

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

CYANOBACTÉRIES ET LEURS TOXINES DANS LES SOURCES D'EAU
POTABLE

MARIE-LAURE DE BOUTRAY

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

ET

ÉCOLE DOCTORALE SCIENCES, INGÉNIERIE ET ENVIRONNEMENT

UNIVERSITÉ PARIS-EST- ÉCOLE DES PONT PARISTECH

THÈSE EN COTUTELLE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION

DU DIPLÔME DE PHILOSOPHIAE DOCTOR

(GÉNIE CIVIL)

MAI 2017

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse intitulée :

CYANOBACTÉRIES ET LEURS TOXINES DANS LES SOURCES D'EAU POTABLE

présentée par : de BOUTRAY Marie-Laure

en vue de l'obtention du diplôme de : Philosophiae Doctor

a été dûment acceptée par le jury d'examen constitué de :

M. BARBEAU Benoit, Ph. D., président

Mme DORNER Sarah, Ph. D., membre et directrice de recherche

M. COMEAU Yves, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. TASSIN Bruno, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

Mme VINÇON-LEITE Brigitte, Ph. D., membre et codirectrice de recherche

M. LEMAIRE Bruno, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. LACEY Jay, Ph. D., membre

Mme PINEL-ALLOUL Bernadette, Ph. D., membre externe

DÉDICACE

*Je dédie cette thèse de doctorat à mon père
qui m'a transmis son amour des sciences, son souci du détail et sa curiosité intellectuelle.*

.

REMERCIEMENTS

La thèse de doctorat représente un travail s'inscrivant dans la durée - sept années dans mon cas. C'est une terre d'errance où le candidat, exilé volontaire, zigzague entre la montagne (de travail), le désert (de la page blanche) et la pluie (de critiques) qui s'interposent entre sa candeur étudiante et son diplôme. Ce voyage intérieur sur le chemin de la maturité scientifique est parsemé de rencontres fortuites ou attendues où les protagonistes deviennent des oasis dont se nourrit la curiosité intellectuelle de l'intrépide. Ce sont certaines de ces personnes, qui ont allumé des étoiles pour guider mes pas sur la route de la connaissance, que je souhaite reconnaître à travers ces remerciements.

Je tiens tout d'abord à remercier Sarah Dorner de m'avoir donné l'opportunité d'intégrer son équipe de recherche et d'avoir accepté de diriger cette thèse. Son soutien, ses encouragements, ses pep-talks, ses anecdotes familiales et nos longues discussions scientifiques ont grandement contribué à la réussite de ce doctorat.

J'exprime toute ma reconnaissance à Yves Comeau pour son soutien, les conseils qu'il m'a prodigués et les discussions constructives que nous avons eues au cours de ce projet.

Je souhaite également remercier toute l'équipe du laboratoire du LEESU, dont Bruno Tassin, Brigitte Vinçon-Leite et Bruno Lemaire, pour la codirection de ce doctorat.

Je remercie aussi Benoit Barbeau d'avoir accepté la présidence de mon jury, Pierre Baptiste d'avoir été présent en tant que doyen des études supérieures, ainsi que Bernadette Pinel-Alloul et Jay Lacey d'avoir accepté d'être les examinateurs externes de ce jury.

Je remercie vivement Denis Bouchard et Mélanie Bolduc pour toute l'aide apportée au laboratoire, pour l'installation de mes montages, pour la commande de mes produits, pour les analyses de mes échantillons et les nombreux conseils forts utiles. Je remercie également Mélanie de m'avoir offert la possibilité d'encadrer des travaux pratiques d'étudiants pendant plusieurs

sessions. Ce fut une très belle expérience, enrichissante et formatrice. Je souhaite à Denis une très belle retraite dans les mois à venir.

Mes remerciements s'adressent également à Yves Fontaine, Mireille Blais, Jacinthe Mailly et Julie Philibert, pour leur aide sur le terrain et au laboratoire.

Je remercie Manon Latour, Manon Brouillette, Laura Razafinjanahary, Lilia Paquin, Chantal Calafato, Cécile Blanchemanche, Danielle Ferragne et Maria-Helena Leite d'avoir répondu avec patience et dévouement à toutes mes questions et d'avoir trouvé des solutions aux casse-têtes administratifs qu'a pu engendrer cette cotutelle.

Je tiens à souligner les merveilleux moments que j'ai passés avec mes acolytes de terrain et de bureau Mouhamed Ndong et Ehsan Maghsoudi. Mouhamed et Ehsan ont partagé toutes mes sorties à la baie Missisquoi : ils ont été mes compagnons des arrêts déjeuner au Tim Hortons, mes camarades d'aventure en chaloupe, mes comparses de sondes dans le fond du trou de l'usine de Bedford, mes alliés dans les périlleux trajets Poly-marina-usine-marina-Poly, mes fidèles partenaires d'analyses au laboratoire, mes collègues de discussions sans fin et surtout mes amis avec lesquels j'ai partagé fous-rires et histoire de bouées.

Je ne saurais oublier mes stagiaires Ariane Comeau, Audrey Lafrenaye, Justine Roy, Émilie Sanscartier, Marie-Michelle St-Amour et Aïcha Sekkouri-Allaoui qui ont été une aide si précieuse, autant pour les activités de terrain que pour les analyses de laboratoire et la prise en charge des sondes. Le travail de mes stagiaires est inestimable et a grandement contribué à la qualité des résultats de ce projet.

Ce travail n'aurait pu être mené à bien sans la disponibilité et l'accueil chaleureux que m'ont témoignés David Bird, professeur au département de biologie de l'UQÀM, Irina Moukhina, technicienne au laboratoire de David Bird et Pierre Legendre, professeur au département de biologie de l'UdeM. David m'a prêté, à de nombreuses reprises, son matériel de terrain ainsi qu'une chaloupe et une remorque qui m'ont été indispensables. Irina m'a offert mes premiers

inocula de cyanobactéries et s'est occupée de mes cultures de phytoplancton à la fin de mes essais et Pierre Legendre m'a patiemment aidé dans mes analyses statistiques.

L'accès à l'usine de filtration de Bedford a été rendu possible grâce à la collaboration d'Aquatech Inc., société spécialisée dans la gestion des services d'eau. Merci à Bruno Labonté et toute son équipe pour leur accueil et leur disponibilité !

L'université est un lieu propice aux rencontres et aux échanges. Après plus de 10 ans à Polytechnique, j'ai tissé de nombreux liens d'amitié avec mes collègues. Certains ont déjà quitté la colline, d'autres termineront dans quelques années, mais tous ont été présents dans des moments significatifs de mon parcours doctoral. Je tiens à remercier Mounia Hachad, Jean-Baptiste Burnet, Laurène Autixier, Isabelle Jallifer-Verne, Mariam Hajj-Mohamad, Pirooz Pazouki, Samira Tolouei, Milad Taghipour, Anaïs Wourms, Reza Salehi, Majdala Mansour-Geoffrion, Marc-André Labelle, Marie Ferland, Margit Koiv, Dominique Claveau-Mallet, Dominic Vallerand, Sophie Lévesque, Sanaz Alizadeh, Patricia Bove, Jaime Chacana, Arash Zamyadi, Céline Stoquart, Évelyne Doré, Anne-Sophie Madoux-Humery et Lucila Adriani Coral.

Un merci tout particulier à Richard Toussaint, pour son implication dans certains chapitres de ma thèse et dont l'active mobilisation 24 heures avant ma soutenance a été le catalyseur de ma présentation orale.

Je tiens également à souligner les belles rencontres avec mes collègues de l'École des Ponts ParisTech : Talita Silva, toujours partante pour la pause goûter, Emna Sellami Kaaniche imbattable sur les meilleurs lieux de vacances en Tunisie et Élodie Moulin, ma partenaire de course pendant le dîner (déjeuner).

L'implication étudiante a été un élément essentiel à l'atteinte d'un équilibre dans ma vie d'étudiante au doctorat. Mon implication à l'AÉCSP et dans la création et le développement de PolyVoile est une grande source de fierté et d'épanouissement personnel. Ces années de services auprès des étudiants sont de magnifiques souvenirs et les défis surmontés de belles victoires qui

n'auraient pu avoir lieu sans la collaboration et le soutien de Simona Botezan, adjointe à l'exécutif, mémoire de l'AÉCSP et pilier indispensable à son fonctionnement, Abtin Jahanbakhshzadeh, Marie Matet, Maha Gmira, El Mustapha Jaouar et Fereshteh Nikfarjam, ainsi que tous mes collègues de PolyVoile dont Domitille Malfait et Clara Merveille.

Le sport, en particulier le ski alpin, occupe une grande place dans ma vie et dans mon cœur. Le bénévolat auprès d'organismes sociaux également. Pendant 10 ans, j'ai été monitrice de ski pour des handicapés visuels. Je remercie la Fondation des Aveugles du Québec d'avoir su jongler avec mes disponibilités réduites par moment, d'avoir su m'accommoder quand je devais travailler sur mon doctorat, d'avoir accepté que je lise mes articles scientifiques dans l'autobus alors que je devais m'occuper des jeunes et même de m'avoir conduit à l'aéroport directement après une fin de semaine de ski pour que j'arrive à temps à une conférence scientifique.

Au terme de ce parcours, je remercie enfin celles et ceux qui me sont chers et que j'ai quelque peu délaissés ces derniers mois pour achever cette thèse. Leurs attentions et encouragements m'ont accompagnée tout au long de ces années. Je suis redevable à mes parents, Élisabeth et Bernard de Boutray, pour leur soutien moral et leur confiance indéfectible dans mes choix. La route ne pourrait être aussi complète sans ma fratrie, Raoul et Marie-Ange de Boutray, ainsi que la présence de mon beau-frère, Célian Lefèvre, venue enrichir mes réflexions scientifiques. Vicki Da Silva- Casimiro, Geneviève Dupont et Bchira Dhouib ont su allier le sérieux et l'ironie pour me permettre d'avancer dans mes recherches. Enfin, j'ai une pensée toute particulière pour mon neveu, Augustin Lefèvre de Boutray, arrivé parmi nous en novembre 2016 et source d'inspiration continuelle.

RÉSUMÉ

La prolifération grandissante des épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries toxiques dans les plans d'eau potable et dans les usines de traitement d'eau potable est une préoccupation mondiale. L'utilisation de sondes *in vivo*, permettant la détection de la phycocyanine des cyanobactéries par fluorescence, est une technologie innovante, de plus en plus couramment utilisée. Néanmoins, pour favoriser son implémentation à grande échelle, elle doit être validée scientifiquement. De nombreuses sources d'interférences dans ces sondes sont à l'origine de biais de lecture. Les objectifs de cette recherche sont :

1. La caractérisation des espèces dominantes et la succession des espèces de cyanobactéries dans deux grands lacs utilisés pour la production d'eau potable
2. L'analyse de la variabilité des espèces de cyanobactéries et d'autres groupes de phytoplancton en fonction de la température et des nutriments
3. La validation du suivi des cyanobactéries avec une sonde fluorométrique dans les sources d'eau potable en corrigeant le signal pour les interférences d'autres groupes de phytoplancton

Les résultats de ce travail de recherche ont montré qu'il existe de nombreuses sources d'interférences avec la sonde à fluorescence YSI, mais qu'il était possible de développer un facteur de correction afin d'éviter de surestimer les cyanobactéries. Suite à la validation de la sonde, celle-ci a été utilisée pour comprendre la dynamique des cyanobactéries dans la baie Missisquoi. Le système de surveillance et de suivi installé sur le plan d'eau a permis de caractériser les espèces dominantes et de mieux comprendre la succession phytoplanctonique dans la baie pour aider les opérateurs de l'usine de filtration à planifier les traitements, en fonction de la qualité biologique de l'eau à l'entrée de l'usine. Parmi les résultats les plus intéressants, notons l'apparition précoce, de plus en plus marquée à travers les années, des efflorescences de *Microcystis* sp. et le développement d'efflorescences codominées par des Chroococcales et des Nostocales. Le développement de fleurs d'eau dominées par *Aphanizomenon* sp. où *Anabaena* sp. est généralement précédé d'une période où le milieu est limité en azote (N) ce qui favorise le développement de ces espèces fixatrices d'azote atmosphérique.

ABSTRACT

The increase of toxic cyanobacterial blooms in source waters that can lead to a breakthrough into drinking water treatments plants is a worldwide concern. The use of in situ probes allows for the detection of cyanobacterial phycocyanin through fluorescence. It is an innovative technology becoming more widely used. However, to facilitate the implementation of this technology, it must be validated. Several sources of interferences can lead to biases in their application. The objectives of this research are to:

1. Characterize the dominant species and cyanobacterial succession in two large lakes used for drinking water production
2. Analyze the variability of cyanobacterial species as well as other groups of phytoplankton as a function of temperature and nutrients
3. Validate cyanobacterial monitoring by fluorometric probe in drinking water sources by correcting the signal for other groups of phytoplankton

The results of this research have shown that there are many sources of interference in the YSI fluorescence probe, but that a correction factor can be used to prevent the overestimation of cyanobacteria. Following the validation of the probe, it was used to improve our understanding of their succession in Missisquoi Bay in order to characterize the dominant species and their succession to improve the operation of drinking water treatment at Missisquoi Bay. Among the interesting findings was the earlier apparition of cyanobacteria throughout the years, *Micocystis* sp. blooms and blooms co-dominated by Chroococcales and Nostocales. The development of cyanobacterial blooms dominated by *Aphanizomenon* sp. or *Anabaena* sp. was generally preceded by a period where the water body was limited in nitrogen (N), which favours the development of these species capable of fixing nitrogen.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ	VIII
ABSTRACT.....	IX
TABLE DES MATIÈRES	X
LISTE DES TABLEAUX	XVI
LISTE DES FIGURES	XIX
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXIII
LISTE DES ANNEXES	XXIX
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 État de la situation : le problème des proliférations massives de cyanobactéries	1
1.1.1 Les proliférations de cyanobactéries au Canada	3
1.1.2 Les proliférations de cyanobactéries ailleurs dans le monde.....	4
1.2 Cadre de la thèse	4
1.3 Organisation du manuscrit.....	5
CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	7
2.1 Généralités sur les cyanobactéries et classification	7
2.2 Adaptations morphologiques qui favorisent le développement des cyanobactéries.....	9
2.2.1 Optima de températures.....	10
2.2.2 Fixation de l'azote atmosphérique	10
2.2.3 Stockage des nutriments	11
2.2.4 Vésicules gazeuses et migration verticale	12
2.2.5 Pigmentation	13

2.2.6	Adaptations anti-broutage.....	14
2.2.7	Allélopathie.....	15
2.2.8	Production de toxines	16
2.2.9	État de dormance.....	16
2.2.10	Autres adaptations	17
2.3	Conditions environnementales qui favorisent le développement des cyanotoxines	18
2.4	Outils de détection des cyanobactéries.....	18
CHAPITRE 3 OBJECTIFS DE RECHERCHE ET PLAN EXPÉRIMENTAL		27
3.1	Objectifs et hypothèses.....	27
3.1.1	Objectif spécifique 1	28
3.1.2	Objectif spécifique 2	29
3.1.3	Objectif spécifique 3	30
3.2	Sites à l'étude : la baie Missisquoi et le lac Érié	32
3.2.1	La baie Missisquoi	32
3.2.2	Bathymétrie.....	34
3.2.3	Caractéristiques du bassin versant	35
3.2.4	Usages de l'eau	40
3.2.5	Lac Érié	42
3.2.6	Caractérisation du bassin versant.....	43
3.2.7	Usages de l'eau.....	45
3.3	Préparation des données	46
3.3.1	Données biologiques	46
3.3.2	Données météorologiques.....	49
3.3.3	Nutriments	53

3.4	Analyses statistiques	58
3.4.1	Nombre de données (n)	58
3.4.2	Analyses exploratoires et statistiques sommaires	58
3.4.3	Comparaison entre les groupes	59
3.4.4	Corrélation	60
3.5	Changement dans la taxonomie des cyanobactéries	61
CHAPITRE 4	RÉSULTATS	62
CHAPITRE 5	ARTICLE 1: PHYTOPLANKTON DYNAMICS AND IMPLICATIONS FOR A DRINKING WATER SUPPLY (MISSISQUOI BAY, CANADA)	63
5.1	Abstract	63
5.2	Keywords.....	64
5.3	Introduction	64
5.4	Methods.....	66
5.4.1	Site description.....	66
5.4.2	Meteorological Data.....	68
5.4.3	Phytoplankton	68
5.4.4	Nutrients	68
5.4.5	Statistical Analysis	69
5.5	Results	69
5.5.1	Meteorological conditions	69
5.5.2	Water temperature.....	71
5.5.3	Nutrient concentrations	72
5.5.4	Phytoplankton Succession	74
5.5.5	Cyanobacterial Succession	79
5.5.6	Correlation Between Biotic and Abiotic Variables.....	84

5.6	Discussion.....	85
5.6.1	Water temperature.....	85
5.6.2	Wind.....	87
5.6.3	Water Level and Precipitation.....	87
5.7	Conclusion.....	90
5.8	Acknowledgments.....	91
5.9	References.....	91
5.10	Supplementary Material.....	100
5.10.1	Nutrient Concentrations.....	101
5.10.2	Precipitation and NO _x /TP.....	105
5.10.3	Cyanobacteria in Missisquoi Bay and their optimal growth temperatures.....	105
5.10.4	References for Table 5-5.....	108
CHAPITRE 6 ARTICLE 2: ONLINE PHYCOCYANIN FLUORESCENCE PROBE MONITORING OF CYANOBACTERIA IN DRINKING WATER SOURCES: EVALUATION OF THRESHOLDS FOR ALERT LEVELS.....		110
6.1	Abstract.....	110
6.2	Keywords.....	111
6.3	Introduction.....	111
6.4	Material and methods.....	117
6.4.1	Study sites.....	117
6.4.2	Data Collection and Processing Statistical analysis of phycocyanin and taxonomic count data.....	118
6.5	Results and Discussion.....	120
6.5.1	Phytoplankton taxonomic counts.....	120
6.5.2	Biovolume or Abundance and Phycocyanin.....	121

1.1.1	Interferences and corrections	128
1.1.2	Other possible interferences	136
6.6	Conclusion.....	138
6.7	Acknowledgments	138
6.8	References	139
CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE		144
7.1	Retour sur les objectifs et hypothèses de travail.....	144
7.1.1	Hypothèse 3.1.1.2 A1 : présence d'une succession saisonnière des classes, des ordres et des genres du phytoplancton.....	144
7.1.2	Hypothèse 3.1.1.2 A2 : présence d'une variabilité interannuelle des genres de cyanobactéries	146
7.1.3	Hypothèse 3.1.1.2 B1 : l'espèce <i>Microcystis aeruginosa</i> est dominante à la baie Missisquoi	146
7.1.4	Hypothèse 3.1.1.2 B2 : le genre <i>Microcystis</i> sp. arrive après les cyanobactéries fixatrices d'azote, tel que <i>Aphanizomenon</i> sp. et <i>Anabaena</i> sp.....	147
7.1.5	Hypothèse 3.1.2.2 A1 : le phosphore est le nutriment limitant à la baie Missisquoi 148	
7.1.6	Hypothèse 3.1.2.2 A2 : les concentrations des cyanobactéries sont contrôlées par les températures optimales	149
7.1.7	Hypothèse 3.1.3.2 A1 : les corrélations entre biovolume et abondance de cyanobactéries et les valeurs de phycocyanine mesurées par la sonde fluorométrique sont améliorées grâce au facteur de correction de Zamyadi et al. (2012)	151
7.1.8	Hypothèse 3.1.3.2 A2 : la phycocyanine mesurée par la sonde est mieux corrélée au biovolume qu'à l'abondance	151
CHAPITRE 8 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS		153
BIBLIOGRAPHIE		158

ANNEXES	190
ARTICLE 3 REVUE DE LITTÉRATURE SUR LES CYANOTOXINES DANS LES MILIEUX AQUATIQUES D'EAU DOUCE : LEURS EFFETS POTENTIELS SUR LA SANTÉ DES USAGÉS ET LES CRITÈRES OU SEUILS D'ALERTE DE TOXICITÉ CHRONIQUE ET AIGÛE.....	214

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1: Spectre d'absorption et d'émission de la lumière des principaux pigments retrouvés dans les cyanobactéries	13
Tableau 2-2: Méthode de détection en temps réel des cyanobactéries (adapté de Zamyadi et al. (2016a)).....	21
Tableau 2-3: Avantages et limitations/inconvénients des sondes fluorométriques <i>in situ</i> (adapté de Zamyadi et al. (2016a))	24
Tableau 3-1: Aperçu des données de phytoplancton total et de cyanobactéries totales	47
Tableau 3-2: Aperçu des données de phytoplancton détaillé et de cyanobactéries détaillées	48
Tableau 3-3: Aperçu des données météorologiques disponibles	49
Tableau 3-4: Aperçu des données provenant des sondes.....	52
Tableau 3-5: Aperçu des données de nutriments	53
Tableau 3-6: Données et limites de détection pour le phosphore total.....	55
Tableau 3-7: Données et limites de détection pour l'azote total.....	56
Tableau 3-8: Données et limites de détection pour les orthophosphates.....	57
Tableau 3-9: Données et limites de détection pour les nitrates et nitrites (NO _x).....	57
Tableau 3-10: Résumé des analyses recommandées dans R pour les statistiques sommaires sur des jeux de données comprenant des valeurs sous une ou plusieurs limites de détection	58
Table 5-1: Meteorological and physical data from May 1st to November 30th, from Philipsburg station (Environnement Canada, 2015).....	71
Table 5-2: Nutrient concentration during the sampling season (May-November) in Missisquoi Bay. Values are summer mean ± standard deviation (SD), with the number of observations (n) in brackets.	73
Table 5-3: Spearman's rank correlations or Kendall's tau between biotic and abiotic variables (p<0.05).....	85

Table 5-4 : Orders, genera and species of cyanobacteria observed in Missisquoi Bay with mean biovolume per sample of each taxon	106
Table 5-5: Optimal growth temperatures of various cyanobacterial species observed in Missisquoi Bay	108
Table 6-1: Alert level frameworks for cyanobacteria occurrence in source and recreational water (adapted from Pazouki et al. (2016))	114
Table 6-2: Calculated RFU values corresponding to cyanobacterial biovolume and abundance thresholds. Calculated values are derived from linear equations in Figure 6-5, 6-6, 6-7, and 6-8.	136
Table 6-3: Correlations among measured and estimated parameters, in Missisquoi Bay. All samples combined (p<0.05; N=70)	137
Tableau A-1: Comparaison de la chlorophylle a, du phosphore et de l'azote pour un lac oligotrophe et eutrophe	190
Tableau D-1: Caractéristiques commerciales de onze sondes à fluorescence <i>in vivo</i> pour l'identification et la quantification des cyanobactéries (adapté de Zamyadi et al. (2016a))	193
Tableau E-1: Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2007	195
Tableau E-2: Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2008	196
Tableau E-3: Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2010	199
Tableau E-4: Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2011	206
Tableau E-5: Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2012	210
Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations	222

Tableau F-2: Études réalisées pour corrélérer divers facteurs liés aux cyanobactéries	266
Tableau F-3: Voies d'exposition de diverses cyanotoxines et seuils de toxicité. Abréviations : CL, concentration létale, DL, dose létale; DE, dose efficace; DSENO, dose sans effet nocif observable; DMENO, dose minimale entraînant un effet nocif observé	271
Tableau F-4: Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature (adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes)....	281
Tableau F-5: Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature	295
Tableau F-6: Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries	326
Tableau F-7: Comparaison des méthodes courantes de détection de cyanotoxines, tirée de (Nicholson & Burch 2001; Oehrle et al. 2010; Svrcek & Smith 2004).....	380
Tableau F-8: Exemple: valeur typique pour établissement de la CMA	381
Tableau F-9: Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophyll-a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives.....	391

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1: Prolifération massive de cyanobactéries à la baie Missisquoi avec dépôt de phycocyanine sur le rivage. 15 juillet 2011. Photo prise par Ariane Comeau.	2
Figure 3-1: la baie Missisquoi (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2015).....	33
Figure 3-2: Bathymétrie de la baie Missisquoi (Doré, 2010)	34
Figure 3-3: Bassins versants de la baie Missisquoi, tirée de Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi (2015).....	36
Figure 3-4: Système de traitement d'eau potable de l'usine de St-Armand	41
Figure 3-5: Principaux sites contaminés par les cyanobactéries, tirée de http://www.biodivcanada.ca	43
Figure 3-6: Bassin versant des Grands Lacs et du Saint-Laurent tiré de http://onlinemaps.blogspot.ca	44
Figure 5-1: Cumulative degree days and cyanobacteria biovolume during six consecutive sampling seasons (2007-2012) from Philipsburg station (Environnement Canada, 2015) ...	72
Figure 5-2: NOx:TP mass ratio as a function of water temperature for data from 2010 to 2012. Black points represent data above limits of detection. Data below the limits of detection are represented by dotted vertical lines. In those ratios, only one of the data was below the detection limit. Scum samples were not considered in the analysis. (n=262).....	74
Figure 5-3: Phytoplankton succession, in 2008, in Missisquoi Bay	76
Figure 5-4: Phytoplankton succession, in 2010, in Missisquoi Bay	77
Figure 5-5: Phytoplankton succession, in 2011, in Missisquoi Bay	78
Figure 5-6: Phytoplankton succession, in 2012, in Missisquoi Bay	79
Figure 5-7: Mean seasonal abundance of five orders of cyanobacteria. Scum samples are included. The horizontal line indicates the median. Box: 25% -75%.	81
Figure 5-8: Mean seasonal biovolume of five orders of cyanobacteria. Scum samples are included. The horizontal line indicates the median. Box: 25% -75%.	82

Figure 5-9: Seasonal and interannual variations of mean biovolume and specific composition of cyanobacteria of the six dominant genera in Missisquoi Bay. All sampling points are combined together. Mean biovolume is added on top of each bar.	83
Figure 5-10: Relationship between cyanobacteria biovolume and water temperature, in Missisquoi Bay	86
Figure 5-11: Missisquoi Bay and Sampling Locations	100
Figure 5-12: Concentration of TP ($\mu\text{g/L}$) from 2007-2012. Boxplots represent the 25, 50 and 75 th percentiles; open circles represent outliers. The horizontal line represents the highest limit of detection. Values below the detection limit were calculated according to the robust ROS method (Bolks et al., 2014; Helsel, 2012).....	101
Figure 5-13: Concentration of TKN ($\mu\text{g/L}$) from 2007-2012. Boxplots represent the 25, 50 and 75 th percentiles; open circles represent outliers. The horizontal line represents the highest limit of detection. Values below the detection limit were calculated according to the robust ROS method (Bolks et al., 2014; Helsel, 2012).	102
Figure 5-14: Concentration of o- PO_4 ($\mu\text{g/L}$) from 2007-2012. Boxplots represent the 25, 50 and 75 th percentiles; open circles represent outliers. The horizontal line represents the highest limit of detection. Values below the detection limit were calculated according to the Kaplan-Meier method (Bolks et al., 2014; Helsel, 2012).	103
Figure 5-15: Concentration of NO_x ($\mu\text{g/L}$) for 2008 and 2010-2012. No NO_x data were available in 2007 and 2009. Boxplots represent the 25, 50 and 75 th percentiles; open circles represent outliers. The horizontal line represents the highest limit of detection. Values below the detection limit were calculated according to the ROS method (Bolks et al., 2014; Helsel, 2012).	104
Figure 5-16: NO_x/TP as a function of total precipitation over the previous 9 days	105
Figure 6-1: Relationship between cyanobacterial biovolume and phycocyanin for different classes of relative cyanobacteria biovolumes in the samples ($\leq 25\%$, 25-75%, $\geq 75\%$) in Missisquoi Bay, for the years 2007, 2008, 2010-2012 (n=96).....	123

- Figure 6-2: Relationship between cyanobacterial biovolume and phycocyanin for different classes of relative cyanobacteria biovolumes (0-25%, 25-75%, 75-100%) in Lake Erie, for the years 2012-2014 (n=56)..... 125
- Figure 6-3: Relationship between cyanobacterial abundance and phycocyanin for different classes of relative cyanobacteria abundance (0-25%, 25-75%, 75-100%) in Missisquoi Bay, for the years 2007, 2008, 2010-2012 (n=96)..... 127
- Figure 6-4: Relationship between cyanobacteria abundance and phycocyanin for different classes of relative cyanobacteria abundance (0-25%, 25-75%, 75-100%) in Lake Erie, for the years 2012-2014 (n=56)..... 128
- Figure 6-5: Relationship between cyanobacteria biovolume and phycocyanin after applying a correction factor of 0.15 derived from Chl-*a* measurements, in Missisquoi Bay. The horizontal lines indicate, from the bottom up, the WHO Alert Level 1 for potable water supply (0.2 mm³/L) (Chorus & Bartram, 1999), the NHMRC (2008) Amber Alert Level for recreation (0.4 mm³/L), the Newcombe et al. (2010) high alert level (Alert Level 2) for potable water supply (0.6 mm³/L), the McQuaid et al. (2011) Alert level for Missisquoi Bay (1 mm³/L), the NHMRC (2008) Red alert level for recreation (4 mm³/L), the Newcombe et al. (2010) very high alert level (Alert Level 3) for potable water supply (6 mm³/L), and the WHO Alert Level 2 for potable water supply (10 mm³/L) (Chorus & Bartram, 1999) (n =107)..... 130
- Figure 6-6: Relationship between cyanobacteria biovolume and phycocyanin after applying a correction factor of 0.5 derived from chl-*a* measurements, in Lake Erie. The horizontal lines indicate, from the bottom up, the WHO Alert Level 1 for potable water supply (0.2 mm³/L) (Chorus & Bartram, 1999), the NHMRC (2008) Amber alert level for recreation (0.4 mm³/L), the Newcombe et al. (2010) high alert level (Alert Level 2) for potable water supply (0.6 mm³/L), the McQuaid et al. (2011) Alert level for Missisquoi Bay (1 mm³/L), the NHMRC (2008) Red alert level for recreation (4 mm³/L), the Newcombe et al. (2010) very high alert level (Alert Level 3) for potable water supply (6 mm³/L), and the WHO Alert Level 2 for potable water supply (10 mm³/L) (Chorus & Bartram, 1999) (n=54)..... 131
- Figure 6-7: Relationship between cyanobacteria abundance and phycocyanin after applying a correction factor of 0.1 derived from chl-*a* measurements, in Missisquoi Bay. The horizontal

lines indicate, from the bottom up, the NHMRC (2008) Amber alert level for recreation (5 000 cells/mL), the Newcombe et al. (2010) high alert level for potable water supply (6 500 cells/mL), the WHO Alert Level 1 for potable water supply (20 000 cells/mL) (Chorus & Bartram, 1999), the NHMRC (2008) Red alert level for recreation (50 000 cells/mL), the Newcombe et al. (2010) very high alert level (Alert Level 3) for potable water supply (65 000 cells/mL) and the WHO Alert Level 2 for potable water supply (100 000 cells/mL) (Chorus & Bartram, 1999) (n=107)..... 133

Figure 6-8: Relationship between cyanobacteria (cyanobacteria) abundance and phycocyanin after applying a correction factor of 0.1 derived from chl-a measurements, in Lake Erie. The horizontal lines indicate, from the bottom up, the NHMRC (2008) Amber alert level for recreation (5 000 cells/mL), the Newcombe et al. (2010) high alert level for potable water supply (6 500 cells/mL), the WHO Alert Level 1 for potable water supply (20 000 cells/mL) (Chorus & Bartram, 1999), the NHMRC (2008) Red alert level for recreation (50 000 cells/mL), the Newcombe et al. (2010) very high alert level (Alert Level 3) for potable water supply (65 000 cells/mL) and the WHO Alert Level 2 for potable water supply (100 000 cells/mL) (Chorus & Bartram, 1999) (n=56) 134

Figure F-1 : Schéma de la spectrométrie de masse en tandem 376

Figure F-2 : Distribution théorique des cyanotoxines intracellulaires et extracellulaires totales pendant une prolifération cyanobactérienne (Graham et al. 2008) 427

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

Alphabet latin

ADN	Acide désoxyribonucléique
AÉCSP	Association des étudiants aux cycles supérieurs de Polytechnique
Al	Aluminium
ANOVA	Analyse de la variance (<i>analysis of variance</i>)
AOA	Analyseur d'algues en ligne (<i>Algae Online Analyser</i>)
BMAA	Bêta-N-méthylamino-L-alanine
BRCDT	Bureau de la recherche et centre de développement technologique
C	Carbone
°C	Celsius
Ca	Calcium
Ca (HCO ₃) ₂	Bicarbonate de calcium
CaCO ₃	Carbonate de calcium
CB	Cyanobactéries
CCL-3	Candidat sur la liste des contaminants (Candidate Contaminant List)
CGC	Commission géologique du Canada
CH ₄	Méthane
Chl	Chlorophylle
Chl <i>a</i>	Chlorophylle <i>a</i>
Cl	Chlore
Cl ⁻	Ion chlorure
cm	Centimètre
CMA	Concentration maximale acceptable
CO ₂	Gaz carbonique
COD	Carbone organique dissous
Cond.	Conductivité
CREDEAU	Centre de recherche, développement et validation des technologies et procédés de traitement des eaux
CRSNG	Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada

CYA	Cyanobactéries
CYL	Cylindrospermopsine
CYN	Cyanotoxine
DEL	Diode électroluminescente
DJT	Dose journalière tolérable
DN	Azote dissout (<i>dissolved nitrogen</i>)
E.-U.	États-Unis (U.S.A.)
EC	Environnement Canada
ECCC	Environnement et changement climatique Canada
ech.	Échantillon
ELISA	Dosage immuno-enzymatique sur support (<i>enzyme-linked immunosorbent assay</i>)
EPA	Agence de protection de l'environnement (<i>Environmental Protection Agency</i>)
ESI-MS	Ionisation par électronébuliseur et spectrométrie de masse
ETE	Centre Eau, Terre, Environnement
FC	Facteur de conversion (<i>conversion factor</i>)
Fe	Fer
FQRNT	Fonds de recherche Nature et technologies du Québec
GC	Chromatographie en phase gazeuse
GRIL	Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et environnement aquatique
GXT	Gonyautoxine
H ₂ S	Sulfure d'hydrogène
HCO ₃ ⁻	Bicarbonate
HILIC	La chromatographie liquide à interaction hydrophile
HPLC	Chromatographie liquide haute pression
hres	Heures
i.p.	Injection intrapéritonéale
INRS	Institut national de recherche scientifique
INSPQ	L'Institut national de santé publique du Québec
IRDA	l'Institut de recherche et développement en agroenvironnement

j	Jour
kg	kilogramme
KM	Kaplan-Meier
km	kilomètre
KW	Kruskal-Wallis
L	Litre
LC-MS	Chromatographie liquide et spectrométrie de masse
LC-MS/MS	Chromatographie liquide et spectrométrie de masse en tandem
LD	Limite de détection
LEESU	Laboratoire eau, environnement et systèmes urbains
LGE	Laboratoire de génie de l'environnement
LPS	Lipopolysaccharide
m	Mètre
M. H.	Masse humide
M. S.	Masse sèche
MALDI-TOF	Spectrométrie de masse à temps de vol
max.	Maximum
MC	Microcystine
MDDEFP	Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs du Québec
MDDELCC	Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte aux changements climatiques
MDT	Matière dissoute totale
med.	Médiane
MES	Matières en suspension
mg	Milligramme
Mg	Magnésium
Mg(HCO ₃) ₂	Bicarbonate de Magnésium
min	Minute
min.	Minimum
mL	Millilitre

MLE	Maximum de vraisemblance (<i>maximum likelihood estimation</i>)
mM	Millimole
mm	Millimètre
Mn	Manganèse
moy.	Moyenne
mS	Millisiemens
MS/MS	Spectrométrie de masse en tandem
N	Azote (<i>nitrogen</i>)
N ₂	Azote atmosphérique
Na	Sodium
NA	Non applicable ou non renseigné
NaHCO ₃ ⁻	Hydrogénocarbonate de sodium ou bicarbonate de sodium
nbr	Nombre
ND	Azote (<i>nitrogen</i>) dissout
NH ₃	Azote ammoniacal ou ammoniac
NH ₄ ⁺	Ion Ammonium
NHMRC	Conseil national de recherche en santé et médecine (<i>National Health and Medical Research Council</i>)
nL	Nanolitre
nm	Nanomètre
NO ₂ ⁻	Nitrite
NO ₃ ⁻	Nitrate
NOAA	Agence américaine d'observation océanique et atmosphérique (<i>National Oceanic and Atmospheric Agency</i>)
NO _x	Nitrate et nitrite
NSERC	(<i>Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada</i>)
NT	Azote (<i>nitrogen</i>) total
NTU	Unité de turbidité néphélométrique (<i>Nephelometric Turbidity Unit</i>)
OBV	Organisme du bassin versant
OD	Oxygène dissout
OMS	Organisation mondiale de la santé (<i>World Health Organization, WHO</i>)

o-PO ₄	orthophosphate
ox-LC-FLD	Technique d'oxydation pré-colonne
P	Phosphore
p.c.	Poids corporel
PCR	Réaction de polymérisation en chaîne (<i>polymerase chain reaction</i>)
PD	Phosphore dissout
PDA	Barrette de photodiodes
PHB	Poly- β -hydroxybutyrate
PO ₄	Phosphate
Poly	Polytechnique Montréal
ppb	Partie par milliard
PPIA	Méthode d'inhibition de la protéine phosphatase
ppm	Partie par million
PSII	Photosystème II
PSP	Toxines paralysantes (<i>paralytic shellfish poisoning</i>)
PT	Phosphore total
qPCR	Analyse PCR quantitative ou PCR en temps réel
r	Coefficient de corrélation de Pearson
r ²	Coefficient de détermination de Pearson
RAQ	Ressources Aquatiques Québec
RFU	Unité de fluorescence relative (<i>relative fluorescent unit</i>)
ROS	Régression sur statistiques ordonnées (<i>regression on order statistics</i>)
s	seconde
S	Soufre
SD	Écart type (<i>standard deviation</i>)
SRP	Phosphore réactif soluble (<i>soluble reactive phosphorus</i>)
SX	Saxitoxine
TKN	Azote total Kjeldahl (<i>total Kjeldahl nitrogen</i>)
TN	Azote total (<i>total nitrogen</i>)
TP	Phosphore total (<i>total phosphorus</i>)
U.S. ou US	États-Unis (<i>Unites States</i>)

U.S.A	États-Unis d'Amérique (<i>Unites States of America</i>)
UdeM	Université de Montréal
ug ou μg	Microgramme
μM	Micromole
UPLC-MS/MS	La chromatographie liquide ultra haute pression et spectrométrie de masse en tandem
UQÀM	Université du Québec à Montréal
USDA	Département d'Agriculture des États-Unis (<i>United-States Department of Agriculture</i>)
USEPA	Agence de protection de l'environnement des États-Unis (<i>United States Environmental Protection Agency</i>)
USGS	Institut d'études géologiques des États-Unis (<i>United States Environmental Geological Survey</i>)
UV	Ultra Violet
v-r	Coefficient de corrélation du maximum de vraisemblance-r (<i>likelihood-r</i>)
v-r ²	Coefficient de corrélation du maximum de vraisemblance-r ² (<i>likelihood-r²</i>)
Vt	Vermont (E.U.)
WHO	Organisation mondiale de la santé (<i>World Health Organization</i>)

Alphabet grec

ρ	Rhô (de Spearman)
τ	Tau (de Kendall)

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A – Comparaison de la chlorophylle a, du phosphore et de l’azote pour un lac oligotrophe et eutrophe	190
ANNEXE B – Répartition spatiale des groupes d’eau souterraine, Tirée de (Carrier et al., 2013)	191
ANNEXE C – Sommaire des caractéristiques des groupes d’eau identifiés en Montérégie Est, Tirée de (Carrier et al., 2013).....	192
ANNEXE D – Caractéristiques commerciales de onze sondes à fluorescence <i>in vivo</i> pour l’identification et la quantification des cyanobactéries (adapté de Zamyadi et al. (2016 A))	193
ANNEXE E – Tableaux détaillant les classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi	195
ANNEXE F – Article 3: Revue de littérature sur les cyanotoxines dans les milieux aquatiques d’eau douce : leurs effets potentiels sur la santé des usagers et les critères ou seuils d’alerte de toxicité chronique et aigüe.....	214

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 État de la situation : le problème des proliférations massives de cyanobactéries

Au cours des derniers siècles, les changements dans l'utilisation du territoire associés à l'urbanisation grandissante (produits ménagers contenant de l'azote et du phosphore), le développement de l'agriculture (et l'utilisation de fertilisants) et la croissance des activités industrielles ont augmenté le rejet de nutriments dans l'environnement et favorisé l'eutrophisation des étendues d'eau douce (Anderson et al., 2002; Burkholder & Glibert, 2013; Paerl & Huisman, 2009). Les phénomènes anthropiques, tels que la surproduction de dioxyde de carbone (CO₂) et de méthane (CH₄), participent à modifier le climat et peuvent intensifier les proliférations massives de cyanobactéries potentiellement toxiques dans les plans d'eau (Brookes & Carey, 2011; Carey et al., 2012b; Mooij et al., 2005).

Une prolifération massive de cyanobactéries, également appelée efflorescence, ou *bloom* en anglais, est constatée, qualitativement, lorsque l'eau prend une coloration verte, parfois accompagnée de mousse et d'écume verte ou blanche. Il peut également y avoir des marques bleues sur les rochers, sur les feuilles ou les débris flottants ou encore sur le bord des rives. Celles-ci sont causées par la phycocyanine, un pigment bleu contenu dans les cyanobactéries et libéré lors de la sénescence¹ cellulaire (Figure 1-1). Quantitativement, un bloom contient plus de 2000 cellules/mL et correspond au niveau d'alerte 1 de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) (Chorus & Bartram, 1999).

¹ dégradation



Figure 1-1: Prolifération massive de cyanobactéries à la baie Missisquoi avec dépôt de phycocyanine sur le rivage. 15 juillet 2011. Photo prise par Ariane Comeau.

Le développement massif de cyanobactéries augmente la turbidité des lacs eutrophes, réservoirs, lagons et eaux saumâtres. Une luminosité réduite supprime ou ralentit l'implantation et la croissance des macrophytes² affectant négativement l'habitat aquatique de nombreux poissons et invertébrés (Scheffer, 2004). De plus, les efflorescences de cyanobactéries provoquent une importante diminution de l'oxygène pendant la nuit (Rabalais et al., 1998) et peuvent entraîner une mort massive de poissons (Kangur et al., 2005). Les cyanobactéries peuvent également poser des problèmes d'odeurs par la production de composés biochimiques tels que la géosmine (Izaguirre et al., 1982; Uwins et al., 2007). Finalement, certaines espèces de cyanobactéries produisent des alcaloïdes et des peptides toxiques qui posent une menace majeure à l'utilisation des écosystèmes aquatiques et des réservoirs d'eau pour la pêche, l'irrigation, les activités récréatives et la production d'eau potable (Carmichael, 2001; Carmichael et al., 2001; Chorus,

² Toute plante aquatique assez grosse pour être visible à l'oeil

2001; Codd, 1995). L'ingestion de ces cyanotoxines est à l'origine des problèmes de santé importants chez les animaux et chez les humains, dont, notamment, des troubles digestifs, des maladies de la peau et du foie, des troubles neurologiques, des dysfonctionnements rénaux. Aux États-Unis (E.-U.), les pertes d'argent liées aux efflorescences des cyanobactéries sont évaluées à deux (2) milliards de dollars américains annuellement (Dodds et al., 2009) et résultent principalement d'une détérioration de la ressource pour des usages récréatifs, agricoles et de production d'eau potable. Atech (2000) évalue qu'en Australie, le coût de contrôle des proliférations de cyanobactéries se situe entre 180 et 240 millions de dollars par année. Ce coût exclut les coûts de santé reliés aux fleurs d'eau (Steffensen & Hudnell, 2008).

1.1.1 Les proliférations de cyanobactéries au Canada

Au Québec, 413 plans d'eau ont été touchés par des proliférations massives de cyanobactéries entre 2007 et 2012, incluant la baie Missisquoi (MDDEFP, 2014). Près de 150 plans d'eau au Québec sont touchés annuellement par des proliférations de cyanobactéries. Pour ces plans d'eau, le Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) effectue l'analyse de 12 variantes de microcystines (MC) (incluant MC-LR, MC-RR, MC-YR, MC-LA, MC-LY, MC-LW et MC-LF) et de l'anatoxine-a. Les épisodes de fleurs d'eau ont conduit à la fermeture de certains plans d'eau et créent des défis importants notamment au niveau de la production d'eau potable.

Ailleurs au Canada, le bassin ouest du lac Érié est également touché par des proliférations massives de cyanobactéries. Du côté américain, la ville de Toledo en Ohio a dû émettre un avis de non-consommation en raison de toxines cyanobactériennes mesurées dans l'usine d'eau potable. Le lac Érié est la source d'eau potable de nombreuses communautés en Ontario, incluant les communautés de Kingsville et Leamington. En Saskatchewan, le lac Buffalo Pound est la source d'eau potable de Regina. Depuis plusieurs années, leur usine de traitement d'eau potable, alimentée par le lac Buffalo Pound, éprouve des difficultés de traitement en raison des fleurs de cyanobactéries dans le lac (Buffalo Pound Water Administration Board, 2011).

1.1.2 Les proliférations de cyanobactéries ailleurs dans le monde

Les proliférations massives de cyanobactéries potentiellement toxiques sont présentes depuis des centaines d'années dans les plans d'eau douce eutrophes, les estuaires et les eaux côtières (Paerl, 1988; Paerl & Fulton, 2006) ; (Carey et al., 2012b; Codd et al., 1994; Oliver & Ganf, 2000; Paerl, 1996). C'est un problème mondial, bien documenté (Chorus & Bartram, 1999; Codd, 1995; Padisák, 1997; Wayne, 2008). Les épisodes de croissances excessives de cyanobactéries touchent l'Amérique (Freitas de Magalhães et al., 2001; Havens et al., 2001; Zamyadi et al., 2012a), l'Europe (Jacquet et al., 2005; Papadimitriou et al., 2010; Scheffer et al., 1997), l'Asie (Havens et al., 2001; Keshari & Adhikary, 2013; Qin et al., 2010), l'Afrique (Nyenje et al., 2010; Oudra et al., 2002; Van Halderen et al., 1995) et l'Australie (Allan et al., 2011; Gutiérrez et al., 2008; Maier et al., 1998). Des équipes de recherche ont même découvert des proliférations de cyanobactéries en Antarctique (Hawes et al., 1993; Taton et al., 2006; Vincent et al., 1993).

1.2 Cadre de la thèse

Cette thèse de doctorat a été réalisée en cotutelle entre l'École Polytechnique de Montréal, au Canada, et l'Université Paris-Est, en France. Au Canada, les travaux ont été réalisés au Centre de recherche, développement et validation des technologies et procédés de traitement des eaux (CREDEAU) et plus précisément à la Chaire de recherche du Canada sur la protection des sources d'eau potable, sous la direction de Sarah Dorner et au laboratoire de génie de l'environnement (LGE), sous la codirection d'Yves Comeau. En France, les travaux ont été réalisés à l'École des Ponts ParisTech et plus précisément au Laboratoire eau, environnement et systèmes urbains (LEESU), sous la direction de Bruno Tassin puis de Brigitte Vinçon-Leite et la codirection de Bruno Lemaire.

Cette recherche s'inscrit dans la continuité des projets réalisés, dans la baie Missisquoi, par Arash Zamyadi, portant sur l'importance du suivi *in vivo* et la chloration pour le contrôle des cyanobactéries toxiques dans la production d'eau potable et par Mouhamed Ndong, portant sur l'évaluation des facteurs associés à l'occurrence des cyanobactéries à la prise d'eau potable, et la modélisation de leur distribution spatio-temporelle.

1.3 Organisation du manuscrit

Ce document présente la démarche scientifique réalisée au cours de ce projet de recherche. Il est composé de huit (8) chapitres et six (6) annexes.

Le **chapitre 1** fournit les précisions nécessaires au cadre de réalisation de la recherche et indique la structure. Il introduit le lecteur à la problématique des cyanobactéries et situe le projet dans un contexte canadien, français et mondial.

Le **chapitre 2** présente une revue critique de la littérature, détaille l'écologie des cyanobactéries, les diverses espèces retrouvées, les principaux facteurs qui contrôlent leur développement, l'impact des proliférations massives sur la santé et l'économie et les principaux outils de détection des cyanobactéries.

Le **chapitre 3** situe la baie Missisquoi et le lac Érié dans leur environnement géographique et détaille la méthodologie utilisée. Il précise les principales caractéristiques des bassins versants, l'usage actuel des plans d'eau et leur comportement hydrodynamique. Il présente également les programmes de surveillance et de suivi, la préparation des données et les analyses statistiques utilisées.

Le **chapitre 4** annonce les résultats qui sont présentés sous forme d'articles scientifiques aux chapitres 5 et 6 et d'un rapport scientifique à l'Annexe F.

Le **chapitre 5** propose un article sur le suivi de la dynamique du phytoplancton à la baie Missisquoi et des paramètres de qualité de l'eau. L'article explique les principaux facteurs qui contribuent à la prolifération des cyanobactéries. Il a été soumis à la revue *Journal of Great Lakes Research*.

Le **chapitre 6** décrit, dans un article, le suivi du lac Érié et de la baie Missisquoi par sonde fluorimétrique et la correction du signal de phycocyanine avec le signal de chlorophylle *a*, également mesuré par la sonde. Il présente aussi les principaux facteurs d'interférences de la sonde. Il a été soumis à la revue *Environmental Monitoring and Assessment*.

Le **chapitre 7** effectue un retour sur l'ensemble des hypothèses posées dans ce travail et vérifie si elles ont été validées ou non.

Le **chapitre 8** résume les principales avancées de ce projet de recherche et présente les conclusions du travail.

L'**annexe A** offre un tableau comparatif de la qualité de l'eau dans un lac oligotrophe versus un lac eutrophe.

L'**annexe B** introduit une carte représentant la répartition spatiale des différents groupes d'eau souterraine.

L'**annexe C** détaille les caractéristiques des groupes d'eau identifiés en Montérégie.

L'**annexe D** expose un tableau comparatif des principales caractéristiques des différentes sondes à fluorescence utilisées pour la détection et la quantification des cyanobactéries.

L'**annexe E** répertorie l'ensemble des classes, ordres, genres et espèces identifiés dans les échantillons de la baie Missisquoi analysés dans le cadre de ce projet.

Finalement, une revue de littérature sur les cyanotoxines préparée pour le Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte aux changements climatiques (MDDELCC) est présentée en **annexe F**.

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE

2.1 Généralités sur les cyanobactéries et classification

Les cyanobactéries sont les premiers organismes à être apparus sur Terre, il y a environ de trois 3,5 milliards d'années (Schopf & Packer, 1987; Schopf, 2002). Leur prolifération pendant la période du précambrien est à l'origine de l'atmosphère terrestre riche en oxygène de l'époque moderne (Berkner & Marshall, 1965) et d'une évolution de la vie végétale et animale plus complexe (Kasting & Siefert, 2002). Ces organismes photoautotrophes³ présentent des adaptations évolutives et une diversité remarquables, résultant de l'évolution des conditions environnementales à la surface de la Terre (Paerl & Fulton, 2006). Ce groupe microbien physiologiquement et écologiquement diversifié a survécu et s'est adapté à toute une gamme des changements géochimiques marquant l'évolution de la biosphère terrestre (Paerl & Fulton, 2006).

Également connues sous le nom d'algues bleues ou d'algues bleu-vert, les cyanobactéries ont longtemps été classées dans le règne végétal du fait de leur capacité à réaliser la photosynthèse. Des études plus poussées de leur structure cellulaire ont permis de les classer comme procaryotes en raison de leur coloration Gram négatif.

Basées sur la classification de Komarek et Anagnostidis (Anagnostidis & Komárek, 1985, 1988, 1990; Komárek & Anagnostidis, 1986, 1989) et révisées par Komarek et al. en 2014, les cyanobactéries peuvent être divisées en huit ordres : Chroococcales, Chroococciopsidales, Gloeobacterales, Oscillatoriales, Nostocales, Pleurocapsales, Spirulinales et Synechococcales qui regroupent plus de 2000 espèces.

Le taxon des Chroococcales a été considérablement réduit dans la nouvelle classification proposée par Komárek et al. (2014). Il regroupe plus de 120 espèces (Hoek et al., 1995; McGregor, 2013; Otsuka et al., 2001). Il comprend uniquement les cyanobactéries de formes

³ Organisme utilisant la lumière comme source d'énergie (photosynthèse) et le CO₂ comme source de carbone

coccoïdales qui ont des tylakoïdes⁴ plus ou moins irréguliers. Les espèces exclues se retrouvent maintenant dans l'ordre des Synechococcales (Komárek et al., 2014). Les principaux genres sont *Aphanothece*, *Chroococcus*, *Gloeocapsa*, *Gloeothece*, *Gomphosphaeria*, *Microcystis*, *Radiocystis*, (Kato et al., 1991; Komárek et al., 2011; Komárková et al., 2010; Mareš et al., 2013; McGregor et al., 2007; Ramos et al., 2010). Les membres de l'ordre des Chroococciopsidales vivent généralement dans des environnements extrêmes (Bahl et al., 2011; Cockell et al., 2005; Friedmann & Ocampo-Friedmann, 1995). Cet ordre comprend un (1) seul genre : *Chroococciopsis* (Komárek et al., 2014). Le taxon des Gloeobacterales comprend un (1) seul genre, *Gloeobacter* et deux (2) espèces. Les cyanobactéries de ce taxon monophylétique sont les seules à ne pas posséder de thylakoïdes (Komárek et al., 2014). Le taxon des Oscillatoriales regroupe des cyanobactéries filamenteuses, avec des trichomes étroits et des arrangements de thylakoïdes complexes. Il comprend près de 50 genres. Les principaux genres sont *Arthrospira*, *Cyanothece*, *Lyngbya*, *Microcoleus*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Plectonema*, *Trichodesmium*, (Garcia-Pichel et al., 1996; Gardner, 1932; Gomont, 1892-1893; Hynes et al., 2012; Komárek et al., 2004; Manen & Falquet, 2002; Strunecký et al., 2013; Suda et al., 2002). Les Nostocales sont généralement des cyanobactéries filamenteuses, sans vrai embranchement, pouvant produire des hétérocystes⁵ et des akinètes⁶, selon les conditions environnementales qui prévalent (Adams & Duggan, 1999). Le taxon compte plus de 100 genres et environ 270 espèces marines et d'eau douce. Les genres les plus importants sont *Aphanizomenon*, *Calothrix*, *Cuspidothrix*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum* (anciennement nommé *Anabaena*), *Fischerella*, *Gloeotrichia*, *Nodularia*, *Nostoc*, *Scytonema*, *Stigonema*, *Rivularia* (Barker et al., 1999; Barker et al., 2000; Berrendero et al., 2011; Bornet & Flahault, 1886; Domínguez-Escobar

⁴ Ensemble de membranes formant des sacs et contenant de la chlorophylle, où se déroule la phase photochimique de la photosynthèse. Les thylakoïdes sont présents dans les cyanobactéries et dans les chloroplastes des cellules végétales <http://www.aquaportail.com/definition-4072-thylakoïde.html>

⁵ Cellule translucide (sans pigments), aux parois épaisses, spécialisée dans la fixation de l'azote atmosphérique, qui se développe dans le filament de certaines cyanobactéries <http://www.aquaportail.com/>

⁶ Cellule fortement pigmentée, à l'aspect granuleux, car contenant de nombreuses vacuoles cytoplasmiques, résistantes aux conditions adverses et viables sur de longues périodes. Les akinètes sont des spores en dormance présents chez certaines cyanobactéries (Raven et al., 2000).

et al., 2011; Gross et al., 1991; Gugger & Hoffmann, 2004; Hoek et al., 1995; Johansen et al., 2014; Komárek et al., 2014; Komárek et al., 2013; Leghari et al., 2005; Li et al., 2001; Rajaniemi-Wacklin et al., 2006; Wacklin et al., 2009; Whitton & Matteo, 2012). Le taxon des Pleurocapsales est monophylétique, mais le séquençage des différentes espèces qui le compose est encore rudimentaire, car nombre d'entre elles sont difficilement transférables en culture pure (Komárek et al., 2014). Il comprend une vingtaine de genres dont le plus connu est *Pleurocapsa* (Ishida et al., 2001; Whitton, 2011). Le taxon des Spirulinales comprend trois genres : *Spirulina*, *Halosprulina* et *Glaucospira*. La « spiruline » alimentaire, principalement composée de *Spirulina platensis*, est très différente phylogéniquement et cytologiquement du genre *Spirulina*. Elle appartient plutôt au genre *Arthrospira* de l'ordre des Oscillatoriales (Komárek et al., 2014). Le taxon des Synechococcales comprend plus de 70 genres. Il est composé de cyanobactéries unicellulaires, coloniales ou filamenteuses qui sont marines ou d'eau douce. Les principaux genres sont *Aphanocapsa*, *Chamaesiphon*, *Coelomoron*, *Coelosphaeropsis*, *Coelosphaerium*, *Leptolyngbya*, *Limnothrix*, *Geitlerinema*, *Thermosynechococcus*, *Merismopedia*, *Planktolyngbya*, *Prochloron*, *Pseudanabaena*, *Prochlorococcus*, *Romeria*, *Siphonosphaera*, *Snowella*, *Synechococcus*, *Wolskyella* et *Woronichiana* (Chisholm et al., 1992; Claus, 1963; Hindák, 1988; Komárek, 2001; Komárek et al., 2014; Lewin, 1977; Loza et al., 2013; Mareš et al., 2008; Miyashita et al., 2003; Rajaniemi-Wacklin et al., 2006). L'ensemble des ordres, des familles et des espèces sont disponibles dans Komárek et al. (2014)

2.2 Adaptations morphologiques qui favorisent le développement des cyanobactéries

Les cyanobactéries ont une excellente capacité d'adaptation qui leur permet de proliférer, peu importe le milieu dans lequel elles se développent. C'est ainsi que des chercheurs ont trouvé des proliférations de cyanobactéries sous la glace des régions polaires (Vincent, 2002, 2007), dans des sources thermales (Miller & Castenholz, 2000), au pied des cheminées volcaniques (Elsaied & Naganuma, 2001), dans des lacs salés (Post, 1977), dans le désert (Bahl et al., 2011), à l'intérieur des poils des ours polaires (Lewin & Robinson, 1979), sous l'écorce des arbres (Neustupa & Škaloud, 2008), liées à du carbonate de calcium (CaCO₃) pour former des

stromatolites⁷ (Dupraz & Visscher, 2005) ou encore en symbiose avec une multitude d'organismes tels que des diatomées, des éponges, des coraux, des lichens, des fougères, et une variété d'autres organismes (Kardish et al., 1989; Rai et al., 2002).

Les sections 2.2.1 à 2.2.7 présentent les principales adaptations des cyanobactéries en milieu aqueux.

2.2.1 Optima de température

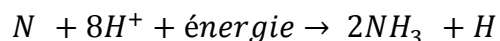
Les cyanobactéries ont développé des optima de températures plus élevés que les autres groupes d'algues (Coles & Jones, 2000; Davison, 1991; Dokulil & Teubner, 2000). Les optima de température pour, *Aphanizomenon* sp., *Chroococcus* sp., *Cylindrospermopsis* sp., *Dolichospermum* sp. (anc. *Anabaena* sp.) et *Microcystis* sp. sont respectivement de 23-29 °C (Tsujiura et al., 2001), 30-38 °C (Huang et al., 2008), 30-35 °C (Briand et al., 2004; Chonudomkul et al., 2004), 28-32 °C (Nalewajko & Murphy, 2001), 24-34° C (Ganf, 1974), tandis qu'ils varient entre 9 °C et 14 °C pour les diatomées (Atkinson, 1994; Montagnes & Franklin, 2001) et entre 14 °C et 30 °C pour les algues vertes (Goldman & Carpenter, 1974; Latała, 1991). Ainsi, lorsque la température de l'eau dépasse 25 °C, les cyanobactéries sont généralement plus compétitives que les autres algues et croissent plus rapidement que ces dernières (Davis et al., 2009; Paerl & Huisman, 2008; Robarts & Zohary, 1987; Wang et al., 2002).

2.2.2 Fixation de l'azote atmosphérique

Afin de pouvoir s'adapter à une carence en azote (N), certaines espèces de cyanobactéries filamenteuses ont développé des hétérocystes. Ces cellules translucides contiennent de la nitrogénase, une enzyme capable de réduire l'azote atmosphérique (également appelé diazote; N₂) en azote ammoniacal (également appelé ammoniac; NH₃) directement assimilable par les cyanobactéries (Tamagnini et al., 2002). Les nitrates (NO₃⁻) et l'ammoniac sont considérés comme les sources d'azote préférées des cyanobactéries. Ces formes d'azote sont directement

⁷ Structure marine de roche calcaire lentement créée au fil des millénaires par le développement de colonies de cyanobactéries en couches successives (voir photos en annexe).

assimilables par les cyanobactéries contrairement à l'azote atmosphérique qui doit être transformé pour être assimilable (Böhme, 1998). Lorsque les nitrates et l'ammoniac deviennent limitants dans leur milieu, les cyanobactéries se tournent vers l'azote atmosphérique comme source de N. Elles produisent de la nitrogénase pour fixer le diazote, c'est-à-dire transformer N_2 en NH_3 . Cette réaction est décrite par l'équation suivante :



Les cyanobactéries peuvent transformer entre 5 et 10 % de leurs cellules végétatives en hétérocystes afin de fixer l'azote atmosphérique (Tamagnini et al., 2002). Lors d'une carence en azote, cette adaptation morphologique leur procure un avantage substantiel par rapport aux autres espèces du phytoplancton⁸, car aucune cellule eucaryote⁹ ne peut fixer l'azote atmosphérique (Kneip et al., 2007).

2.2.3 Stockage des nutriments

Les cyanobactéries ont la capacité d'accumuler des réserves de nutriments, notamment du glycogène (Schwarz & Forchhammer, 2005) et des poly- β -hydroxybutyrate (PHB) (Hai et al., 2001) comme réserve de CO_2 , ainsi que de l'azote et de l'énergie sous forme de cyanophycine (multi-L-arginyl-poly-L-aspartate) (Allen, 1984). Les cyanobactéries produisent également de la phosphatase, une enzyme essentielle pour transformer le phosphore organique — non assimilable par les cyanobactéries — en phosphore inorganique – assimilable par les cyanobactéries. Dans un milieu faiblement concentré en phosphore, les cyanobactéries sont donc plus compétitives que les algues, car elles peuvent utiliser le phosphore organique (Coleman, 1992). La plupart des cyanobactéries ont également la capacité de stocker le phosphore à l'intérieur de leurs cellules (Healey, 1982 dans Carey et al. (2012 b)). Reynolds (1984) a mesuré que les cyanobactéries

⁸ Ensemble composé de microorganismes végétaux et de bactéries (dont les cyanobactéries), vivant en suspension dans l'eau (Marshall et al., 2005).

⁹ Organisme vivant dont la ou les cellules se caractérisent par la présence d'un vrai noyau, par opposition aux procaryotes dont les cellules ne contiennent pas de noyau. Les procaryotes regroupent les bactéries (archéobactéries et eubactéries). Les eucaryotes regroupent tout le reste des vivants (plantes, animaux, champignons et protistes), selon la nomenclature de Whittaker (1969).

pouvaient emmagasiner six (6) à huit (8) fois la quantité de P minimale requise à leur fonctionnement, ce qui leur donne un net avantage par rapport aux autres espèces dans un milieu limité en P. Ces différentes réserves granulaires permettent aux cyanobactéries de survivre à des périodes passagères de carence nutritive et d'être ainsi plus compétitives que des algues ne pouvant pas ou peu stocker de nutriments.

2.2.4 Vésicules gazeuses et migration verticale

Certaines espèces de cyanobactéries peuvent effectuer des migrations verticales dans la colonne d'eau grâce à des vésicules gazeuses qui leur assurent une certaine flottabilité (Walsby, 1994; Walsby et al., 1997). Ces vésicules gazeuses agissent comme un ballast de bateau et modifient la flottabilité des cellules pour leur permettre d'optimiser leur position dans la colonne d'eau et de tirer un maximum d'avantages des ressources de leur milieu. En rejoignant rapidement la surface de l'eau après une période de mélange profond par le vent, *Aphanizomenon flos-aquae* peut multiplier par trois (3) son activité photosynthétique (Walsby et al., 1997) et ainsi accumuler de plus grandes réserves d'hydrates de carbone et de protéines (Brookes & Ganf, 2001). Cette adaptation permet également, aux cyanobactéries, de migrer vers le fond afin d'éviter d'être trop exposées à la lumière en surface et de subir les effets de la photoinhibition¹⁰ (Andersson & Aro, 2001; Aro et al., 1993; Murata et al., 2007; Powles, 1984). C'est l'implosion des vésicules gazeuses et la production d'hydrates de carbone et de réserves de protéines qui favorisent la sédimentation des cyanobactéries. En effet, les vacuoles gazeuses sont dix (10) fois moins denses que l'eau (Oliver, 1994; Walsby, 1987) ce qui permet aux cyanobactéries de flotter, alors que les réserves d'hydrates de carbone et de protéines sont plus denses que l'eau et entraînent les colonies de cyanobactéries vers le fond (Mur et al., 1999). Au niveau des sédiments, les cyanobactéries profitent de la biodisponibilité de l'azote et du phosphore pour croître, se diviser et reformer leurs vacuoles gazeuses. Elles consomment leurs réserves d'hydrates de carbone et de protéines, qui tendent à diminuer (Oliver, 1994).

¹⁰ Réduction de la photosynthèse causée par un excès de lumière (Andersson & Aro, 2001; Aro et al., 1993; Murata et al., 2007; Powles, 1984)

Plusieurs genres tels que *Microcystis* sp., *Anabaena* sp. et *Aphanizomenon* sp. possèdent la capacité de se déplacer verticalement dans la colonne d'eau (Takamura et al., 1984; Thomas & Walsby, 1985; Walsby et al., 1997). Les cyanobactéries contrôlent leur migration verticale en modifiant le nombre et la taille des vacuoles gazeuses, des hydrates de carbone et des protéines accumulés (Mur et al., 1999). Cette capacité des cyanobactéries à se déplacer dans la colonne d'eau afin de tirer avantage des conditions qui prévalent contribue à la dominance de ce groupe par rapport au reste de la communauté phytoplanctonique (Thomas & Walsby, 1985).

2.2.5 Pigmentation

Les cyanobactéries présentent une pigmentation diversifiée (Bowker et al., 2002; Garcia-Pichel & Castenholz, 1991; Stomp et al., 2004; Tandeau de Marsac, 1977; Vincent et al., 1993). Ces pigments absorbent les photons dans des régions précises du spectre de la lumière, tout en réfléchissant ces photons dans d'autres régions du spectre. La partie du spectre lumineux où sont réfléchis les photons détermine la couleur du pigment. La combinaison de pigments dans une espèce détermine la partie du spectre de la lumière que peut utiliser cette espèce pour la photosynthèse (Stomp et al., 2004). Les principaux pigments photosynthétiques présents dans les cyanobactéries sont la chlorophylle a ainsi que les phycobiliprotéines (phycoérythrine, phycocyanine, allophycocyanine) (Bryant, 1982; Glazer, 1977; Stomp et al., 2004; Zilinskas et al., 1978). Les principales régions incluses dans l'absorbance et la transmission de la lumière par les pigments des cyanobactéries sont présentées au Tableau 2-1.

Tableau 2-1: Spectre d'absorption et d'émission de la lumière des principaux pigments retrouvés dans les cyanobactéries

Nom du pigment	Absorbance (nm)	Couleur absorbée	Émission (nm)	Couleur perçue
Phycoérythrine	495–570	Bleu-vert	565-580	Jaune-rouge
Phycocyanine	555-630	Jaune-orange	650-660	Bleu-vert
Allophycocyanine	650-670	Rouge	660-680	Bleu
Chlorophylle a	430-450 650-670	Bleu Rouge	470-680	Vert

Ces pigments confèrent un avantage évolutif important aux cyanobactéries en leur permettant d'exploiter le rayonnement solaire disponible sur une plus grande étendue de longueur d'onde que les algues (Osborne & Raven, 1986). Plus la longueur d'onde de la lumière est élevée, moins elle pénètre dans l'eau. Ainsi le rouge (650-760 nm) ne pénètre plus après cinq (5) mètres, alors que le vert (530-570 nm) disparaît à 30-50 mètres. Le bleu (430-490 nm) quant à lui pénètre à plus d'une centaine de mètres sous l'eau (Glazer, 1985; Grossman et al., 1993; Wood et al., 1998). Ainsi, en profondeur, lorsque la luminosité baisse et empêche les cyanobactéries de faire de la photosynthèse à partir des pigments de chlorophylle, certaines espèces utilisent des pigments accessoires, tels que les phycobiliprotéines (Emerson & Lewis, 1942; Moreno et al., 2004; Partensky et al., 1999).

2.2.6 Adaptations anti-broutage

2.2.6.1 Formation de colonies et de filaments

En raison des caractéristiques morphologiques de leurs cellules et leur capacité à former de larges colonies, les cyanobactéries sont une source de nourriture moins intéressante que le reste du phytoplancton, pour les organismes brouteurs du zooplancton¹¹, car elles perturbent leurs habitudes alimentaires, notamment en colmatant leur appendice de filtration (Arnold, 1971; Carey et al., 2012b; Lampert, 1982; Lampert, 1987) et en augmentant le taux de rejet labial (Ghadouani et al., 2004). Thompson et al. (1982) ont mis en évidence que de larges colonies de *Microcystis aeruginosa* (>110 µm) diminuent le taux de filtration chez *Daphnia hyalina*. Hartman (1985) a, quant à lui, montré que *Diapiomus ashlandi* rejette les formes filamenteuses d'*Oscillatoria agardhii* (Hartmann (1985) dans Lampert (1987)). De plus, les copépodes¹² (*Copepoda*) ont la capacité de sélectionner préférentiellement les cellules qu'ils ingèrent évitant ainsi les larges colonies de cyanobactéries et les cellules contenant de fortes concentrations en toxines (DeMott, 1986; Haney, 1987; Hong et al., 2013). Les cladocères¹³ (*Cladocera*) de grande

¹¹ Ensemble de microorganismes animaux vivant en suspension dans l'eau et se nourrissant de phytoplancton (McCauley & Briand, 1979)

¹² Groupe de crustacés du zooplancton, classe des *Maxillipoda*

¹³ Groupe de crustacés du zooplancton, classe des *Branchiopoda*

taille, et en particulier les daphnies¹⁴ (*Daphnia*), sont inhibés par l'accroissement de la biomasse des cyanobactéries (Ghadouani et al., 2006). Les résultats de Ghadouani et al. (2006) appuient l'hypothèse d'une inhibition de l'alimentation par les cyanobactéries filamenteuses et coloniales comme cause possible du déclin de la structure en taille et de la biomasse des communautés de zooplancton.

2.2.6.2 Composition nutritive

Les cyanobactéries contiennent généralement moins d'acide gras, de stérols et de nutriments que la plupart des algues vertes. Or ces éléments sont essentiels à la croissance du zooplancton. Elles sont ainsi des sources de nourriture de moins bonne qualité que le reste du phytoplancton (Carey et al., 2012b). Les copépodes et les cladocères vont ainsi préférentiellement peu ou pas brouter les cyanobactéries lorsque d'autres sources de nourriture sont disponibles (Gulati & Demott, 1997; Porter, 1973; van Donk & Hessen, 1993).

2.2.7 Allélopathie

L'allélopathie est un ensemble d'interactions biochimiques engendrées par la libération de composés extracellulaires qui inhibent la croissance d'autres microorganismes (Suikkanen et al., 2004). Afin de se développer plus rapidement que leurs compétiteurs, certaines espèces de cyanobactéries produisent des métabolites secondaires pour réduire ou inhiber la croissance des autres taxons phytoplanctoniques (Keating, 1977; Smayda, 1997; Suikkanen et al., 2004). Suikkanen et al. (2004) a montré que *Nodularia spumigena*, *Aphanizomenon flos-aquae* et *Anabaena lemmermannii* peuvent complètement inhiber la croissance de *Rhodomonas* sp. et ralentir le développement de *Thalassiosira weissflogii*. L'allélopathie peut donc jouer un rôle dans la compétition interspécifique et contribuer au maintien de proliférations massives de cyanobactéries (Flores & Wolk, 1986; Suikkanen et al., 2004).

¹⁴ Petit crustacé de 1 à 5 mm, vivant généralement dans les eaux douces et stagnantes, aussi appelé puce d'eau

2.2.8 Production de toxines

Le broutage par le zooplancton agit comme une pression de sélection sur le phytoplancton. Pour se défendre, le phytoplancton a développé deux (2) mécanismes de protection principaux : des adaptations morphologiques (production de filaments, rassemblement en colonie) et une libération de composés biochimiques dissuasifs (Hessen & Van Donk, 1993; Jang et al., 2003; Jang et al., 2008; Lürling & Van Donk, 1997; Van Alstyne, 1988). La réponse du phytoplancton à la menace de prédation varie en fonction de la densité du zooplancton et est induite par la concentration de signaux biochimiques émis par les prédateurs (Jang et al., 2007; Lampert et al., 1994). *Microcystis aeruginosa*, par exemple, peut produire de la microcystine en réaction à la présence de *Moina macrocopa*, *Daphnia magna* ou *Daphnia pulex* dans son milieu (Jang et al., 2003). La production de toxines par certaines espèces de cyanobactéries permet de limiter et diminuer le broutage par le zooplancton et confère à ces espèces un avantage évolutif par rapport aux algues (Jang et al., 2008; Turner & Tester, 1997). Ghadouani et al. (2003) a également démontré qu'une augmentation de la biomasse de cyanobactéries toxiques produisant de la microcystine LR, entraîne le déclin de la biomasse de *Daphnia pulicaria*. Il existe aussi un risque de transfert des cyanotoxines dans la chaîne alimentaire. En effet, Oberhaus et al. (2007) a mis en évidence la présence de toxine à l'intérieur du système digestif des daphnies.

Une revue de littérature sur les toxines cyanobactériennes a été rédigée pour le MDDELCC et le rapport final est disponible en Annexe (Annexe F).

2.2.9 État de dormance

Lorsque les conditions du milieu dans lequel se trouvent les cyanobactéries ne sont plus optimales pour leur croissance, certaines espèces développent des akinètes (Raven et al., 2000). Ces cellules sont issues de la transformation d'une cellule végétative en cellule spécialisée. Les akinètes permettent aux cyanobactéries de résister au froid et à la sécheresse et ainsi de survivre à l'hiver. Lorsque les conditions du milieu redeviennent favorables au développement des cyanobactéries, les akinètes germent et amorcent la croissance d'un nouveau filament (Adams & Duggan, 1999; Nichols & Adams, 1982). Les akinètes sont plus résistants que les cellules végétatives. Par exemple, les akinètes d'*Anabaena cylindrica* peuvent survivre au noir et au sec pendant cinq (5) ans tandis que ses cellules végétatives ne peuvent survivre plus de deux (2)

semaines dans les mêmes conditions (Yamamoto, 1975). Des akinètes viables de 64 ans ont été retrouvés dans les sédiments d'un lac en Angleterre (Livingstone & Jaworski, 1980). Les akinètes contiennent des réserves de nutriments jusqu'à huit (8) fois plus élevées que des cellules végétatives (Sutherland et al., 1979) et contiennent également d'importantes quantités de glycogène pour permettre à la cellule de survivre pendant de longues périodes de carence (Adams & Duggan, 1999; Herdman, 1987). En période de dormance, les activités métaboliques des akinètes sont réduites au maximum (Rao et al., 1987; Sarma & Ghai, 1998), sauf la respiration qui peut parfois être élevée (Herdman, 1987).

2.2.10 Autres adaptations

2.2.10.1 Photosynthèse en milieu anoxique

Certaines espèces de cyanobactéries, notamment les thermophiles et les halophiles, peuvent évoluer dans des milieux pauvres en oxygène (Brocks et al., 2005). Pour ce faire, elles ont adapté leur photosystème II¹⁵ pour utiliser le sulfure. La photosynthèse se fait en milieu anoxique. Ces cyanobactéries ne produisent pas d'oxygène, mais plutôt du soufre (S) par réduction du sulfure d'hydrogène (H₂S) (Cohen et al., 1986). L'équation générale de la photosynthèse sulfureuse est décrite ci-après :



2.2.10.2 Autre source de carbone

Contrairement aux algues, les cyanobactéries sont capables d'assimiler le bicarbonate (HCO₃⁻) présent dans leur milieu. À l'intérieur de leurs cellules, elles transforment le HCO₃⁻ en CO₂. Elles augmentent ainsi la concentration en gaz carbonique près du complexe protéique Rubisco¹⁶ et accélèrent le processus de photosynthèse (Badger & Price, 2003). Lors d'une carence en CO₂, cette adaptation morphologique leur procure un avantage par rapport aux autres espèces du phytoplancton qui ne peuvent utiliser le HCO₃⁻ (Sandrini et al., 2014).

¹⁵ Le photosystème II (PSII) est un complexe enzymatique permettant d'effectuer la photosynthèse

¹⁶ Enzyme majeure permettant d'effectuer la photosynthèse

2.2.10.3 Photo-acclimatation

En présence d'un important flux lumineux, le processus de photosynthèse est réduit, voire inhibé chez les cyanobactéries et la plupart des algues (Öquist et al., 1992; Powles, 1984). Néanmoins, si certaines souches de cyanobactéries sont préalablement acclimatées à des flux lumineux croissants, elles supportent mieux une forte intensité lumineuse ponctuelle et parviennent à récupérer plus facilement que certaines algues (Foy & Gibson, 1982; Hihara et al., 2001; Neale & Melis, 1986; Vonshak et al., 1996; Yokoyama et al., 1991). Cette adaptation leur permet de mieux résister aux fortes intensités lumineuses en milieu naturel, par exemple en été, dans les régions tempérées, et donc de se développer plus rapidement que d'autres espèces du phytoplancton.

2.2.10.4 Résistance aux pesticides

Les contaminants organiques incluant les pesticides contribuent potentiellement aux proliférations de cyanobactéries. Les cyanobactéries sont potentiellement plus résistantes aux pesticides que d'autres taxons et peuvent même utiliser les nutriments dans la structure chimique des pesticides pour leur croissance en co-métabolisme avec d'autres bactéries hétérotrophes (Harris & Smith, 2016).

2.3 Conditions environnementales qui favorisent le développement des cyanotoxines

La revue de littérature présentée en Annexe F (de Boutray et al., 2017) présente les conditions environnementales favorisant la production des cyanotoxines par les cyanobactéries.

2.4 Outils de détection des cyanobactéries

L'abondance des cyanobactéries et la composition des communautés sont hautement variables d'une saison à l'autre et d'un endroit à l'autre (Whitton & Potts, 2000). La caractérisation de cette diversité spatiale et temporelle nécessite une approche analytique qui prenne en compte cette variabilité.

Plusieurs technologies sont développées pour assurer le suivi et la détection des cyanobactéries. Les outils de détection des cyanobactéries peuvent se regrouper en trois (3) catégories : les méthodes sans extraction moléculaire, les méthodes avec extraction moléculaire et les méthodes en temps réel.

Parmi les méthodes sans extraction moléculaire, le compte taxonomique est la méthode la plus utilisée. Elle est néanmoins coûteuse, car elle nécessite du personnel hautement qualifié pour l'identification des genres et des espèces et ne permet pas une détection *in situ*, car l'échantillon doit être rapporté au laboratoire pour être examiné au microscope. Le changement de biovolume des cyanobactéries en raison de l'ajout d'une solution de Lugol pour la préservation de l'échantillon introduit également un biais d'analyse (Hawkins et al., 2005).

La PCR quantitative (qPCR)¹⁷ est une technologie prometteuse parmi les méthodes avec extraction moléculaire (Kim et al., 2013; Martins et al., 2011; Pacheco et al., 2016; Te et al., 2015), mais elle est également très coûteuse, nécessite du personnel hautement qualifié pour la manipulation des outils d'analyse et ne peut pas être réalisée *in situ* (Baker et al., 2013; Fortin et al., 2010).

Les méthodes de détection en temps réel se développent rapidement depuis les 10 dernières années. La sonde fluorométrique utilise la fluorescence et fournit, en temps réel, la concentration des cyanobactéries (Bastien et al., 2011; Brient et al., 2008). La télédétection qui, il y a encore quelques années, nécessitait un traitement d'images *a posteriori* est aujourd'hui combinée à des algorithmes puissants permettant d'analyser un ensemble de données pour indiquer l'abondance, en temps réel, des cyanobactéries (Ratti et al., 2014; Zhou et al., 2011).

Les méthodes de détection en temps réel se déclinent en quatre (4) catégories : l'analyse par sonde fluorométrique d'échantillons ponctuels, l'analyse par sonde fluorométrique avec circulation d'eau en continu, la sonde fluorométrique submersible et la télédétection. Les différences entre ces méthodes sont présentées au Tableau 2-2.

¹⁷ La PCR quantitative ou PCR en temps réel est une méthode qui permet de détecter et quantifier les cyanobactéries par l'analyse de la quantité d'ADN présent dans l'échantillon grâce à une réaction enzymatique de la polymérase.

Dans ce projet de recherche, deux (2) méthodes de détection des cyanobactéries ont été combinées soit l'observation au microscope et l'utilisation de sondes fluorométriques submersibles.

Les sondes à écoulement continu et les sondes submersibles connaissent une popularité grandissante auprès de la communauté scientifique et des autorités responsables de la gestion de l'eau, notamment parce qu'elles permettent d'avoir un accès en temps réel aux données, qu'elles sont relativement simples à utiliser, qu'elles permettent d'automatiser la prise de données et d'obtenir des données à haute fréquence et qu'elles opèrent dans la gamme utile aux décideurs, soit entre 0 et + de 200 000 cell./mL (niveaux d'alerte de l'OMS : 20 000 et 100 000 cell./mL) (Zamyadi et al., 2016 a). Les avantages et limitations des principales sondes fluorométriques utilisées pour l'identification et la quantification des cyanobactéries sont présentés au Tableau 2-3. Cette comparaison n'a pas pour but d'identifier le meilleur système pour la surveillance et le suivi des cyanobactéries. En effet, le nombre limité de publications scientifiques disponibles qui valident l'utilisation de ces sondes sur le terrain et comparent leur efficacité empêchent de formuler de telles conclusions. Des détails supplémentaires sur les caractéristiques des sondes à fluorescence *in vivo* sont disponibles à l'Annexe D.

Tableau 2-2: Méthode de détection en temps réel des cyanobactéries (adapté de Zamyadi et al. (2016a))

Méthode	Description	Avantages	Désavantages
Analyse par sonde fluorométrique d'échantillons ponctuels	Permet l'analyse des échantillons d'eau collectés individuellement. Nécessite une bouteille d'échantillonnage pour collecter l'eau qui est ensuite placée dans l'instrument	légère facile à manier abordable (- 5 000 \$ US) Sensibilité raisonnable selon le fabricant	Ne convient pas aux mesures en ligne Ne convient pas aux mesures en continu Ne permet pas une analyse rapide de nombreux échantillons Ne permet pas l'identification des espèces ou du stade de croissance des cyanobactéries
Analyse par sonde fluorométrique avec circulation de l'eau en continu (écoulement continu)	La sonde est installée sur une embarcation ou près un point d'intérêt. Une pompe achemine l'eau vers le capteur optique de la sonde	Détecte les variations d'abondance des cyanobactéries et du phytoplancton en temps réel Mesure directe de l'eau sans avoir besoin de filtration ou de dilution Indique directement l'intensité d'une efflorescence Différencie les cyanobactéries des autres algues Sensibilité raisonnable selon la sonde Taille appropriée pour un déploiement terrain Capacité d'établir un système automatisé pour le suivi de la qualité d'eau	Biais engendré par le temps de transition de l'eau dans le tuyau. Un facteur de correction doit être appliqué aux valeurs mesurées Biais ou interruptions engendrés par les bulles d'air, les larges particules, l'encrassement des tuyaux, le fonctionnement de la pompe (maintenance régulière) Peut nécessiter une agitation constante du milieu pour de meilleurs résultats Difficultés pour maintenir la surface des capteurs propres Ne permet pas de réaliser des profils verticaux Ne permet pas le suivi de plusieurs sites Plus lourd que des sondes portables Ne permet pas l'identification des espèces ou du stade de croissance des cyanobactéries Relativement cher (+35 000-90 000 \$ US)

Tableau 2-2: Méthode de détection en temps réel des cyanobactéries (adapté de Zamyadi et al. (2016a)) (suite)

Méthode	Description	Avantages	Désavantages
Sonde fluorométrique submersible	La sonde est immergée dans l'eau et mesure directement la fluorescence de son environnement par le capteur optique	<p>Différencie les cyanobactéries des autres algues</p> <p>Détecte les variations d'abondance des cyanobactéries et du phytoplancton en temps réel</p> <p>Bien adaptée pour les larges plans d'eau où l'hétérogénéité spatiale des cyanobactéries est un défi</p> <p>Système de balayage disponible pour nettoyer la surface des capteurs</p> <p>Indique directement l'intensité d'une efflorescence</p> <p>Permet de réaliser des profils verticaux</p> <p>Suivi des cyanobactéries sur de longues périodes</p> <p>Relativement abordable (8 000-30 000 \$ US)</p> <p>Sensibilité raisonnable selon la sonde</p>	<p>Ne permet pas l'identification des espèces ou du stade de croissance des cyanobactéries</p> <p>Sources d'interférence et de biais : conditions météorologiques et fluctuations saisonnières des espèces présentes/dominantes</p> <p>Encrassage de la sonde et des capteurs externes</p> <p>Fréquence de nettoyage élevée si absence d'un système de prévention de l'encrassement</p> <p>Mesures obtenues pas toujours représentatives de la présence de cyanobactéries dans l'ensemble du plan d'eau surveillé, car les sondes mesurent habituellement un site à la fois</p> <p>Détecte les variations d'abondance des cyanobactéries et du phytoplancton en temps réel</p>

Tableau 2-2: Méthode de détection en temps réel des cyanobactéries (adapté de Zamyadi et al. (2016a)) (suite)

Méthode	Description	Avantages	Désavantages
Téledétection	Des satellites, avions, hélicoptères ou drones survolent le point d'intérêt avec des capteurs spécifiques	<p>Indications visuelles de l'intensité de l'efflorescence</p> <p>Peut couvrir une très grande surface</p> <p>Couverture régulière et à haute résolution</p> <p>Peut potentiellement prendre une quantité d'images suffisante pour une représentation suffisante des efflorescences de cyanobactéries</p>	<p>Ne convient pas à un suivi fréquent, car coûteux à opérer</p> <p>Dépend de la couverture satellitaire ou aérienne</p> <p>Les efflorescences de faibles densités ne sont pas détectées</p> <p>Nécessite des données collectées en parallèle sur l'abondance des cyanobactéries pour le développement des algorithmes appropriés pour la validation des images</p> <p>Une efflorescence dense provoque un biais</p> <p>Les généralisations/analyses sont applicables aux conditions spécifiques et non applicables aux images prises sous différentes conditions</p> <p>Dépend des conditions météorologiques (nuages)</p>

Tableau 2-3: Avantages et limitations/inconvénients des sondes fluorométriques *in situ* (adapté de Zamyadi et al. (2016a))

Sondes <i>in situ</i>	Avantages	Limitations/Inconvénients
FluoroProbe - BBE	<p>DEL avec bande passante spécifique</p> <p>Permet de distinguer les groupes suivants de phytoplancton: algues vertes, diatomées, cyanobactéries et cryptophytes (unique à BBE)</p> <p>Non-destructeur</p> <p>Mesure rapide (<60 secondes) de l'abondance relative</p> <p>Rechargeable, ne nécessite pas de piles externes</p> <p>Les validations de la sonde, au laboratoire et sur le terrain, ont montré que les lectures étaient corrélées (0,64 <R2 <0,99)</p>	<p>Présentation des résultats en µg/L Chl a de cyanobactéries difficiles à interpréter</p> <p>Comprendre l'étalonnage du fabricant est le défi le plus important de l'utilisation de cette sonde</p> <p>L'étalonnage correct de la sonde est un défi majeur pour une utilisation précise</p> <p>Nécessite un étalonnage si la sonde est utilisée dans des eaux turbides comme les rivières</p> <p>Ne permet pas d'identifier les espèces de cyanobactéries: nécessite des comptes taxonomiques au microscope</p>
Analyseur d'algues en ligne (AOA) - BBE	<p>DEL avec bande passante spécifique</p> <p>Permet de distinguer les groupes suivants de phytoplancton: algues vertes, diatomées, cyanobactéries et cryptophytes (unique à BBE)</p> <p>La fréquence d'échantillonnage peut être ajustée si nécessaire</p> <p>Mesure en ligne rapide (<60 secondes) et divulgation des données en temps réel</p> <p>Résultats rapides</p> <p>Appropriée pour un déploiement terrain</p> <p>Pas besoin d'équipement supplémentaire</p> <p>Les mesures ne nécessitent pas d'étapes de filtration ou de dilution</p>	<p>Système à écoulement continu (voir tableau 1)</p> <p>L'utilisation <i>in situ</i> d'AOA nécessite une plate-forme stable</p> <p>Aucune gamme de conditions claires pour s'assurer que les mesures obtenues sont fiables</p> <p>Ne permet pas d'identifier les espèces de cyanobactéries: nécessite des comptes taxonomiques au microscope</p>
TriOS microFlu-blue— TriOS	<p>Grande sensibilité à l'égard des changements quantitatifs de cyanobactéries (précision accrue)</p> <p>Mesure rapide (<60 secondes) de l'abondance relative</p> <p>Faible consommation énergétique; poids léger</p> <p>Les validations de la sonde, au laboratoire et sur le terrain, ont montré que les lectures étaient corrélées (0,73 <R2 <0,99)</p>	<p>Nécessite un périphérique externe pour stocker des données</p> <p>Ne peut afficher les résultats que pour une mesure à la fois</p> <p>Ne permet pas d'identifier les espèces de cyanobactéries : nécessite des comptes taxonomiques au microscope</p>

Tableau 2-3: Avantages et limitations/inconvénients des sondes fluorométriques *in situ* (adapté de Zamyadi et al. (2016a)) (suite)

Sondes <i>in situ</i>	Avantages	Limitations/Inconvénients
Fluoromètre submersible - Tuner Designs	<p>Système robuste avec stockage interne des données</p> <p>Mesure rapide (<60 secondes) de l'abondance relative</p> <p>La limite de détection est faible : 0,5 RFU (RFU = unité de fluorescence relative)</p> <p>Peut contenir jusqu'à 6 capteurs</p> <p>Peut être utilisé pour des périodes courtes ou prolongées</p> <p>Peut mesurer différents paramètres tels que Chl a, la phyco cyanine et la phycoérythrine</p>	<p>Sonde lourde</p> <p>Peut nécessiter des câbles, des capteurs et des batteries supplémentaires</p> <p>Ne permet pas d'identifier les espèces de cyanobactéries : nécessite des comptes taxonomiques au microscope</p> <p>Large bande passante d'excitation et d'émission de la fluorescence</p>
EXO - YSI	<p>Accès données brutes exprimées en RFU avant la conversion dans d'autres unités</p> <p>Mesure rapide (<60 secondes) de l'abondance relative</p> <p>Convient pour une surveillance continue à long terme</p> <p>Communications sans fil</p> <p>Compact et léger</p> <p>Incorporation d'éléments pour faciliter la maintenance de la sonde (balai rotatif pour capteur)</p> <p>Matériel et logiciel convivial</p> <p>Les validations de la sonde, au laboratoire et sur le terrain, ont montré que les lectures étaient corrélées (0,61 <R2 <0,99)</p>	<p>Bande passante d'excitation et d'émission de la fluorescence plus restreinte (± 5)</p> <p>La sonde peut s'encrasser lors d'un déploiement à long terme si elle n'est pas régulièrement entretenue</p> <p>Ne permet pas d'identifier les espèces de cyanobactéries : nécessite des comptes taxonomiques au microscope</p> <p>Plusieurs questions subsistent quant à la validité d'une calibration standard à la place d'un étalonnage basé sur la culture d'une espèce choisie avec des biovolumes ou des concentrations connus</p>

Tableau 2-3: Avantages et limitations/inconvénients des sondes fluorométriques *in situ* (adapté de Zamyadi et al. (2016a)) (suite)

Sondes <i>in situ</i>	Avantages	Limitations/Inconvénients
6600 V2 avec capteurs 6131 - YSI	<p>Accès données brutes exprimées en RFU avant la conversion dans d'autres unités</p> <p>Mesure rapide (<60 secondes) de l'abondance relative</p> <p>Convient pour les échantillonnages fréquents</p> <p>Matériel et logiciel convivial</p>	<p>Bande passante d'émission des ondes plus large (± 20)</p> <p>Plusieurs questions subsistent quant à la validité d'une calibration avec la Rhodamine à la place d'un étalonnage basé sur la culture d'une espèce choisie avec des biovolumes/concentrations connus</p> <p>La calibration à l'aide de cultures de laboratoire ou d'une solution de phycocyanine disponible sur le marché est difficile à effectuer lors d'opérations sur le terrain et nécessite de bons étalons pour sa validation</p> <p>Ne permet pas d'identifier les espèces de cyanobactéries : nécessite des comptes taxonomiques au microscope</p>

CHAPITRE 3 OBJECTIFS DE RECHERCHE ET PLAN EXPÉRIMENTAL

3.1 Objectifs et hypothèses

La Chaire de recherche industrielle CRSNG en eau potable de Michèle Prévost et Benoit Barbeau ainsi que la Chaire de recherche du Canada sur la protection des sources d'eau potable de Sarah Dorner ont combiné leurs efforts pour étudier la baie Missisquoi depuis une dizaine d'années. Les travaux d'Arash Zamyadi et Natasha McQuaid se sont concentrés sur l'utilisation des sondes *in vivo* pour la détection des cyanobactéries (McQuaid et al., 2011; Zamyadi et al., 2016a; Zamyadi et al., 2012b; Zamyadi et al., 2012 c) et le développement de traitements en usine (Zamyadi et al., 2013a, 2014; Zamyadi et al., 2013b; Zamyadi et al., 2013 c; Zamyadi et al., 2016b; Zamyadi et al., 2010; Zamyadi et al., 2012a). Les travaux de Mouhamed Ndong, quant à eux, ont permis de mieux comprendre l'hydrodynamisme de la baie Missisquoi et l'influence du vent sur les efflorescences de cyanobactéries (Ndong, 2014; Ndong et al., 2014). En dépit des efforts effectués ces dernières années à la baie Missisquoi, des lacunes persistent dans la compréhension de la succession des espèces de cyanobactéries et l'influence d'autres groupes du phytoplancton. Ces aspects biologiques n'ont pas été abordés. Par ailleurs, même si l'utilisation de sondes *in vivo* est de plus en plus répandue dans la communauté scientifique, le nombre de publications sur la validation des sondes en milieu réel est limité. Le travail de Pirooz Pazouki (Pazouki et al., 2016) a permis d'obtenir les données du lac Érié, utilisées dans le présent travail pour valider les sondes à fluorescence sur le terrain en les comparant avec les données de la baie Missisquoi.

L'objectif principal de cette thèse est de comprendre les facteurs de contrôle de la succession des cyanobactéries et l'intérêt de l'utilisation des sondes fluorométriques dans le suivi des ressources en eau destinées à l'approvisionnement en eau potable.

Les objectifs spécifiques de cette thèse sont de :

1. Comprendre la dynamique du phytoplancton dans la baie Missisquoi et la succession des espèces de cyanobactéries
2. Déterminer les principaux facteurs environnementaux et physico-chimiques qui influencent les proliférations de cyanobactéries à la baie Missisquoi
3. Valider le suivi des cyanobactéries par des sondes fluorométriques dans les sources d'eau potable (lac Érié et baie Missisquoi) en tenant compte des interférences provenant d'autres taxons du phytoplancton

3.1.1 Objectif spécifique 1

L'objectif spécifique 1 est de comprendre la dynamique du phytoplancton, à la baie Missisquoi.

3.1.1.1 Action à prendre

- A. Caractériser la variabilité saisonnière et la variabilité interannuelle au niveau des taxons (classes, ordres et genres)
- B. Identifier les genres et les espèces de cyanobactéries dominantes.

3.1.1.2 Hypothèses

- A.1 Présence d'une succession saisonnière des classes, des ordres et des genres du phytoplancton
- A.2 Présence d'une variabilité interannuelle des genres de cyanobactéries
- B.1 Le genre et l'espèce *Microcystis aeruginosa* sont dominants à la baie Missisquoi
- B.2 Le genre *Microcystis* sp. arrive après les cyanobactéries fixatrices d'azote, telles que *Aphanizomenon* sp. et *Anabaena* sp.

3.1.1.3 Originalité

L'efficacité du traitement à l'usine dépend des espèces de cyanobactéries présentes. Le choix des coagulants dépend de l'espèce dominante (Zamyadi et al., 2013b). Si on connaît la succession des espèces, on pourra mieux choisir les coagulants et les doses à l'usine d'eau potable. Ces informations ne sont pas disponibles aux sites étudiés.

3.1.1.4 Réfutabilité

- A.1 L'hypothèse sera réfutée s'il n'y a pas de succession saisonnière des classes, des ordres et des genres du phytoplancton
- A.2 L'hypothèse sera réfutée s'il n'y a pas de variabilité interannuelle des classes, des ordres et des genres du phytoplancton
- B.1 L'hypothèse sera réfutée si *Microcystis aeruginosa* n'est pas dominante
- B.2 L'hypothèse sera réfutée si *Microcystis* sp. n'arrive pas après *Aphanizomenon* sp. et *Anabaena* sp.

3.1.2 Objectif spécifique 2

L'objectif spécifique 2 est de déterminer les principaux facteurs environnementaux et physico-chimiques qui influencent les proliférations de cyanobactéries à la baie Missisquoi

3.1.2.1 Action à prendre

- A. Analyser la variabilité des espèces de cyanobactéries et d'autres groupes de phytoplancton en fonction de la température et des concentrations en nutriments

3.1.2.2 Hypothèses

- A.1 Le phosphore total est le nutriment limitant à la baie Missisquoi
- A.2 Les concentrations des cyanobactéries sont contrôlées par les températures optimales

3.1.2.3 Originalité

Ndong et al. (2014) ont observé que les cyanobactéries sont présentes en grand nombre seulement lorsque le ratio d'azote minéral : phosphore total était faible. Cependant, la question des

nutriments limitants est controversée et il y a des chercheurs qui proposent même d'ajouter de l'azote pour augmenter le ratio de NT : PT afin de réduire les concentrations de cyanobactéries (Harris et al., 2014)

3.1.2.4 Réfutabilité

- A.1 L'hypothèse sera réfutée si le phosphore n'est pas un facteur limitant
- A.2 L'hypothèse sera réfutée si les pics de concentrations des espèces de cyanobactéries ne correspondent pas à leurs températures optimales.

3.1.3 Objectif spécifique 3

L'objectif spécifique 3 est de développer un outil fiable pour le suivi des cyanobactéries

3.1.3.1 Action à prendre

- A. Valider le suivi des cyanobactéries par sondes fluorométriques dans les sources d'eau potable en corrigeant le signal pour les interférences engendrées par d'autres groupes de phytoplancton

3.1.3.2 Hypothèses

- A.1 Les corrélations entre le biovolume ou l'abondance des cyanobactéries et les valeurs de phycocyanine mesurées par les sondes fluorométriques sont améliorées grâce au facteur de correction de Zamyadi et al. (2012 b)
- A.2 La phycocyanine mesurée par les sondes est mieux corrélée au biovolume qu'à l'abondance

3.1.3.3 Originalité

La correction proposée par Zamyadi et al. (2012 b) pour corriger le biais engendré par les algues vertes n'a jamais été testée sur de vrais échantillons de terrain avec un mélange de phytoplancton incluant les algues vertes et d'autres espèces pouvant augmenter le signal de phycocyanine.

Dans l'étude de McQuaid et al. (2011), le biovolume était mieux corrélé que l'abondance à la phycocyanine. Néanmoins la plupart des protocoles au Québec présentent une méthodologie

basée sur l'abondance. L'évaluation de cette hypothèse sera faite avec une plus grande série de données incluant des données du lac Érié.

3.1.3.4 Réfutabilité

A.3 L'hypothèse sera réfutée si la correction du signal de phycocyanine n'est pas améliorée avec un facteur de correction pour la chlorophylle a

A.4 L'hypothèse sera réfutée si la phycocyanine n'est pas mieux corrélée au biovolume qu'à l'abondance

3.1.3.5 Commentaires additionnels

Pour toute la section 3.1.1, la température est exprimée en °C; la concentration des nutriments est exprimée en mg/L; la concentration = l'abondance des cyanobactéries; la concentration et l'abondance des cyanobactéries sont exprimées en cell./mL; le biovolume est exprimé en mm³/L.

3.2 Sites à l'étude : la baie Missisquoi et le lac Érié

3.2.1 La baie Missisquoi

La baie Missisquoi est une petite baie, peu profonde, située au nord-est du lac Champlain, de part et d'autre de la frontière canado-étasunienne (Figure 3-1, Figure 5-11). Elle possède une superficie totale de 77,5 km² dont 46 km² se situent au Québec. Sa profondeur maximale est de 4,5 m et sa profondeur moyenne de 2,8 m. Les municipalités de St-Armand, Venise-en-Québec et Saint-Georges-de-Clarenceville bordent ses rives. La baie Missisquoi est reconnue comme un plan d'eau d'importance au Québec en raison de sa taille, sa position stratégique à la frontière des États-Unis et son attrait touristique (Blais, 2002a, 2002 b).

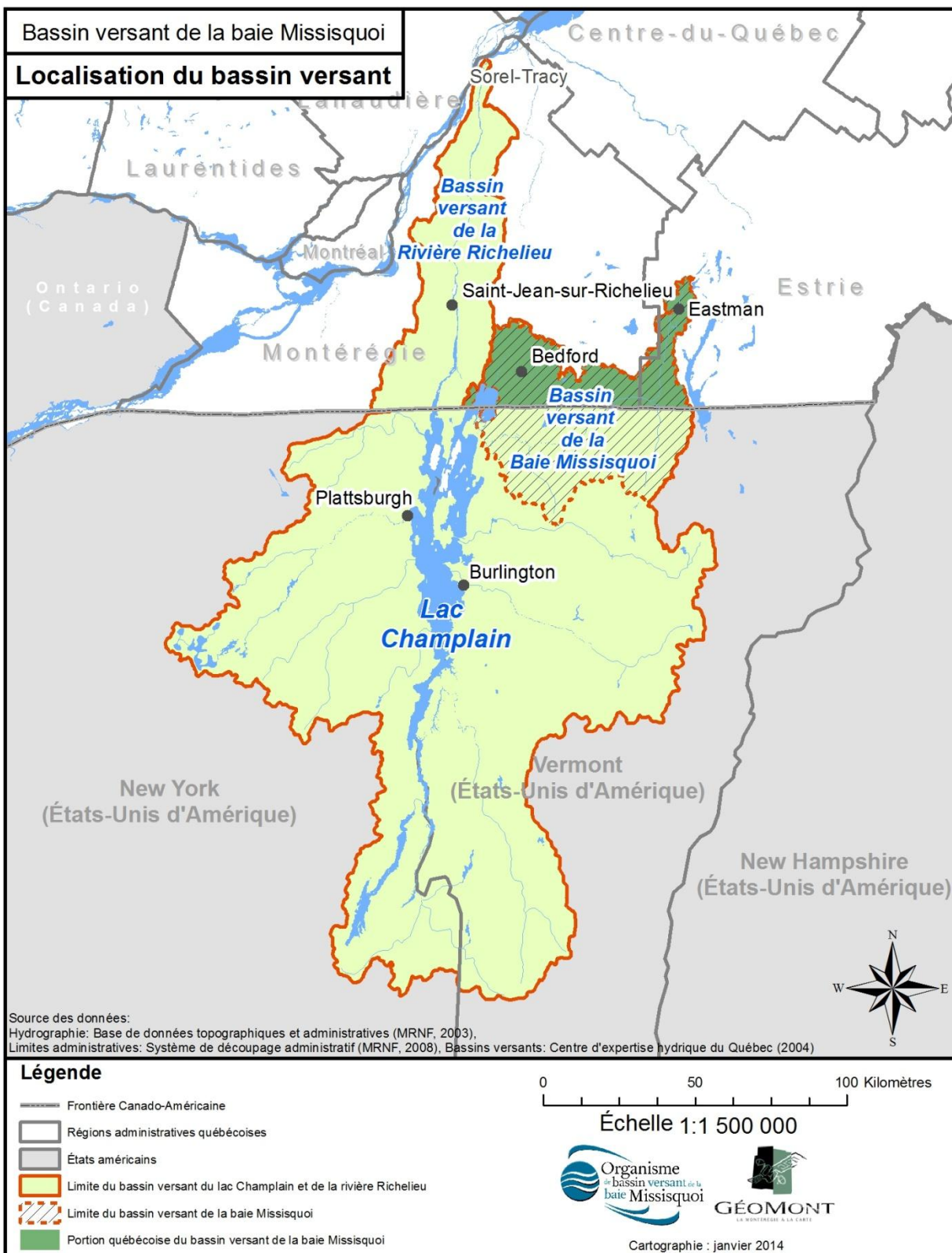


Figure 3-1: la baie Missisquoi (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2015)

3.2.2 Bathymétrie

La bathymétrie varie beaucoup selon les secteurs du lac Champlain. Le secteur de la baie Missisquoi est le moins profond du lac Champlain; la profondeur maximale y étant de 4,3 m (14 pieds) alors qu'elle peut atteindre jusqu'à 121 m (399 pieds) dans certains secteurs du lac. La baie Missisquoi est l'un des secteurs du lac Champlain qui est le plus affecté par les proliférations massives de cyanobactéries. Puisque cette portion du lac Champlain est moins profonde, les eaux qui s'y trouvent sont, en moyenne, plus chaudes durant l'été que pour le reste du plan d'eau. La bathymétrie de la baie est présentée à la Figure 3-2.

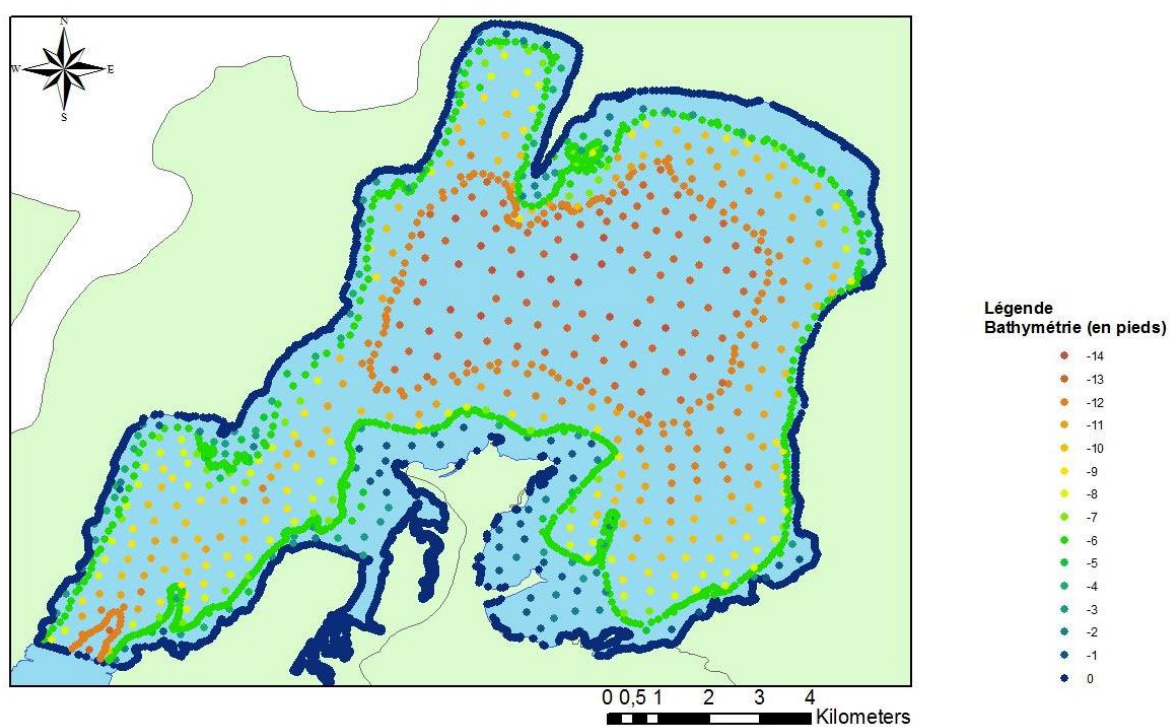


Figure 3-2: Bathymétrie de la baie Missisquoi (Doré, 2010)

3.2.3 Caractéristiques du bassin versant

Le bassin versant de la baie Missisquoi s'étend sur une superficie de 3 101 km². 42 % de ce territoire (1 311 km²) se trouve au Québec et 58 % dans l'état du Vermont, aux États-Unis (1 789 km²) (Figure 3-3).

Ce territoire comprend deux zones différenciées qui possèdent des caractéristiques propres à chacune. À l'est se trouve une région montagneuse et forestière qui s'étend sur environ 646 km², dans sa portion québécoise. À l'ouest se trouve une région, en partie montagneuse du côté de Frelighsburg, qui s'ouvre ensuite sur une belle plaine agricole.

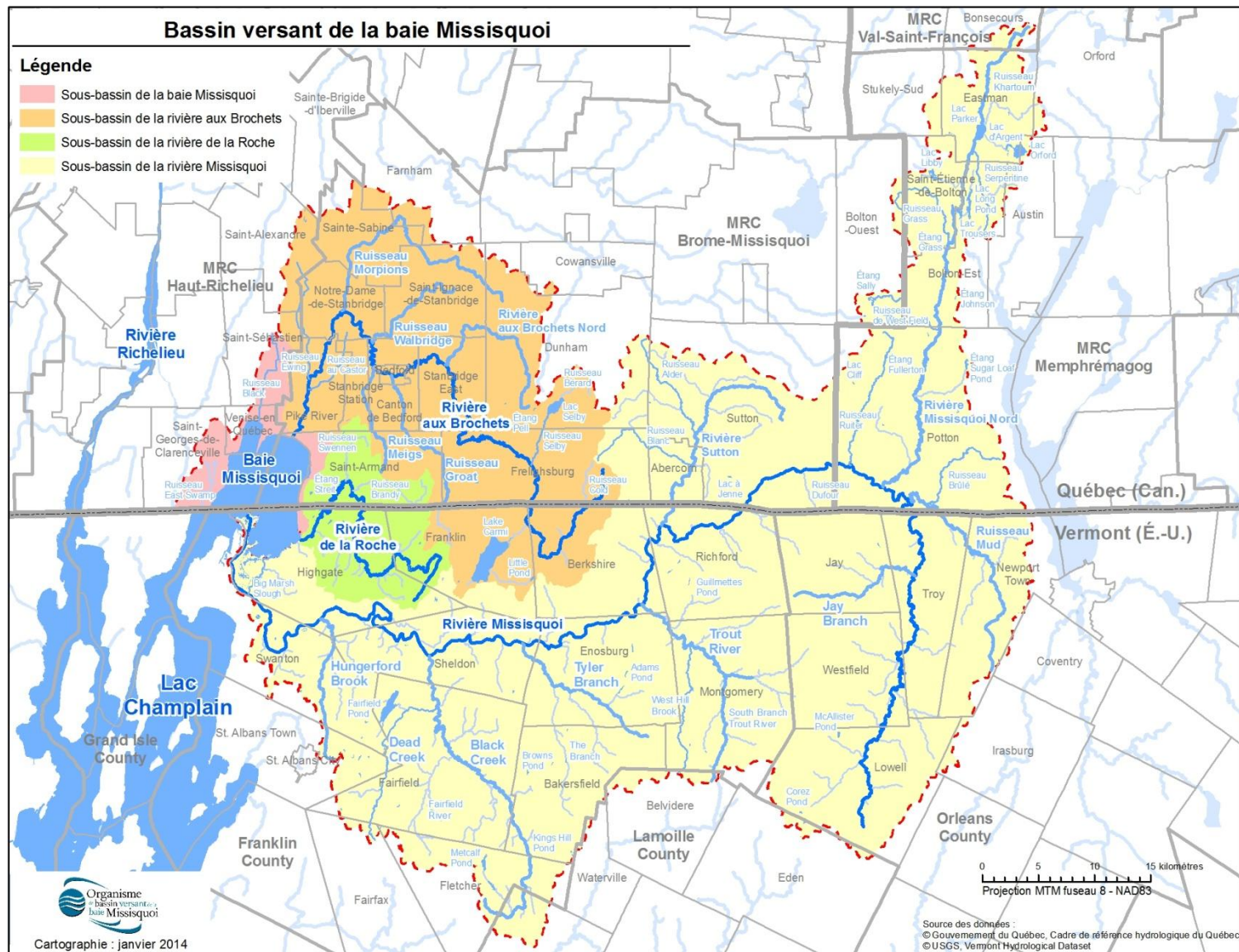


Figure 3-3: Bassins versants de la baie Missisquoi, tirée de Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi (2015).

3.2.3.1 Hydrographie et hydrologie

L'eau couvre à peine 10 % du territoire québécois du bassin versant de la baie Missisquoi, soit environ 136 km². Les milieux humides constituent près de la moitié de cette eau pour un total de 74 km² (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2015). Les rivières, les lacs, les étangs, les plaines inondables et les eaux souterraines occupent les 62 km² restants. La baie Missisquoi représente à elle seule près de 46 % de l'eau du territoire.

La baie Missisquoi est alimentée par trois (3) cours d'eau principaux, la rivière Missisquoi, la rivière aux Brochets — appelée *Pike River* du côté américain de la frontière — et la rivière Roche. La rivière Missisquoi prend sa source dans l'état du Vermont (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2015). Elle traverse la frontière et parcourt le Québec sur une distance de 22,6 km puis retourne aux États-Unis pour se déverser au sud de la baie. Son débit à l'embouchure est de 27,3 m³/s et son débit annuel moyen — calculé entre 1990 et 2009 — est de 50,4 m³/s (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2015; USGS, 2009). La rivière aux Brochets prend également sa source aux États-Unis, dans l'état du Vermont, mais est située en majeure partie au Québec. Elle parcourt ses 62 kilomètres sur un dénivelé d'environ 102 mètres et se déverse dans la baie Missisquoi au niveau de la municipalité de Saint-Armand. Son débit moyen à l'embouchure est d'environ 8,9 m³/s (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2015). La rivière Roche prend aussi sa source dans le Vermont. D'une longueur totale d'environ 27 km, elle ne parcourt que neuf (9) km au Québec et se déverse dans la baie Missisquoi du côté étasunien, avec un débit moyen à l'embouchure de trois (3) m³/s (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2015). Les eaux de pluie qui tombent sur le territoire du bassin versant de la baie Missisquoi alimentent également de nombreux ruisseaux qui, pour la plupart, se déversent dans les trois cours d'eau principaux. Quelques petits ruisseaux se jettent directement dans la baie (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2011).

Les lacs sont peu nombreux dans le bassin versant de la baie Missisquoi. En dehors de la baie en elle-même, on dénombre sept (7) lacs et trois (3) étangs d'importance dont la superficie varie entre 0,16 et 1,22 km². La majorité de ces plans d'eau sont utilisés à des fins résidentielles, de villégiature et récréatives (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2011).

Les zones à risque d'inondation se situent sur tout le pourtour de la baie Missisquoi, de même qu'en périphérie sur la rivière aux Brochets, jusqu'à Notre-Dame-de-Stanbridge et sur certaines portions de la rivière Missisquoi et de la rivière aux Brochets (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2011).

Le bassin versant de la baie Missisquoi compte de nombreux milieux humides de types marais, marécages et tourbières naturelles dont plusieurs n'ont pas encore été classifiés. 43 milieux humides de plus de cinq (5) hectares, soit 0,05 km², ont été identifiés et couvrent une superficie d'environ 28,16 km² (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2015). Ceux-ci se situent principalement dans les zones inondables en bordure de la baie, notamment au nord de celle-ci, au niveau de l'embouchure de la rivière aux Brochets. Quelques autres milieux humides d'importance sont situés le long de la rivière Missisquoi ainsi que dans l'est du bassin versant (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2011).

Les eaux souterraines du bassin versant de la baie Missisquoi ont été en partie caractérisées grâce au *Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines en Montérégie Est*, réalisé conjointement par le Centre Eau Terre Environnement de l'Institut national de recherche scientifique (INRS-ETE), par la Commission géologique du Canada (CGC), par l'Institut de recherche et développement en agroenvironnement (IRDA) et par l'organisme du bassin versant (OBV) Yamaska. Cependant, les données sont compilées uniquement pour la portion canadienne du bassin versant. Les eaux souterraines du bassin versant de la baie Missisquoi peuvent être définies en six (6) groupes en fonction de leurs paramètres géochimiques (Beaudry, 2013; Carrier et al., 2013). La qualité des eaux souterraines de la région est, en général, assez bonne. L'ouest du bassin versant est caractérisé par des eaux relativement jeunes et un milieu semi-captif où s'effectue la recharge des aquifères (Annexe B, Annexe C) (Carrier et al., 2013). L'eau est de type Ca-HCO₃¹⁸. L'écoulement y est lent. Le milieu est riche en matière dissoute totale (MDT) due à un mélange des eaux marines résiduelles. Cette partie du bassin versant révèle également des poches d'eau évoluées, plus ou moins anciennes de types Na-HCO₃, résultant du contact eau douce/eau marine. Ces eaux sont riches en minéraux, particulièrement en Sodium (Na), et

¹⁸ Une eau de type Ca-HCO₃ est une eau relativement jeune avec une infiltration lente, riche en Calcium et en matière dissoute

fortement alcalines (pH 8,6) (Carrier et al., 2013). Le milieu varie de captif à semi-captif. La présence d'eau salée est liée à « l'invasion des aquifères par l'eau de l'ancienne mer de Champlain qui a occupé la vallée du Saint-Laurent pendant approximativement 1500 ans après la fin de la dernière glaciation, soit il y a environ 11 000 ans » (Beaudry, 2013). L'est du bassin versant est caractérisé par des eaux généralement plus évoluées et plus anciennes qu'à l'ouest sauf en altitude et dans les vallées de la zone interne des Appalaches où l'eau est jeune, de type Ca (HCO₃)₂ et acide (pH 6,3). Dans cette région, la recharge des aquifères en altitude est importante à cause du couvert de till de faible épaisseur. La résurgence de l'eau souterraine se fait dans les vallées où la couverture de sédiments fins réduit la vulnérabilité. (Carrier et al., 2013). Les eaux anciennes de l'est sont en grande partie de type Ca (HCO₃)₂, ou Mg (HCO₃)₂ et contiennent peu de MDT et de Chlorure (Cl⁻). La zone interne des Appalaches n'ayant pas été envahie par la mer de Champlain, on y retrouve la meilleure qualité d'eau souterraine de toute la Montérégie Est. Au sud du Piedmont et dans quelques vallées des Hautes-terres appalachiennes les eaux souterraines sont de types Na-HCO₃ (Carrier et al., 2013). On y retrouve du sodium dû à l'échange ionique Ca-Na en milieu anciennement marin. Les concentrations en sodium sont toutefois plus faibles que dans les eaux souterraines plus à l'ouest du bassin versant de la baie Missisquoi (Carrier et al., 2013).

3.2.3.2 Utilisation du territoire

La forêt couvre 56 % du territoire québécois du bassin versant de la baie Missisquoi. L'agriculture représente un tiers de la superficie totale (32 %) au Québec, le réseau hydrographique environ 10 % et l'urbanisation 1 %. Entre 2006 et 2011, le pourcentage de superficie occupée par l'agriculture a augmenté (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2015).

L'épandage d'engrais contenant du phosphore et de l'azote sur les terres agricoles du bassin versant est en grande partie responsable des concentrations élevées en nutriments retrouvées dans la baie. Les apports diffus sont d'ailleurs la principale cause de ces concentrations élevées (Fortin et al., 2015). Malgré des efforts importants pour réduire les apports en azote et phosphore, les concentrations en nutriments restent encore élevées (Facey et al., 2012; Smeltzer et al., 2012) et au-dessus de la cible de 25 µg/L fixée dans l'entente internationale entre la province de Québec

(Canada) et l'état du Vermont (États-Unis) pour la réduction des teneurs en phosphore (Commission mixte internationale Canada et États-Unis, 2012).

Au niveau du lac Champlain, les apports en nitrates et en phosphates qui stimulent le développement des cyanobactéries sont étroitement liés à la qualité de l'eau (Facey et al., 2012; Fortin et al., 2015).

3.2.4 Usages de l'eau

L'eau de la baie Missisquoi est prélevée pour différents usages, dont l'approvisionnement en eau potable, les activités récréotouristiques et les activités industrielles telles que l'agriculture

3.2.4.1 Eau potable

La baie Missisquoi alimente une usine de traitement d'eau potable située à St-Armand située sur la rive est de la baie Missisquoi. L'usine utilise un prétraitement avec des polymères et/ou du charbon actif suivi d'une décantation puis d'une filtration sur sable et anthracite. La désinfection se fait par chloration. Le système de traitement est illustré à la Figure 3-4. Cette usine alimente en eau potable une population d'environ 2500 personnes.

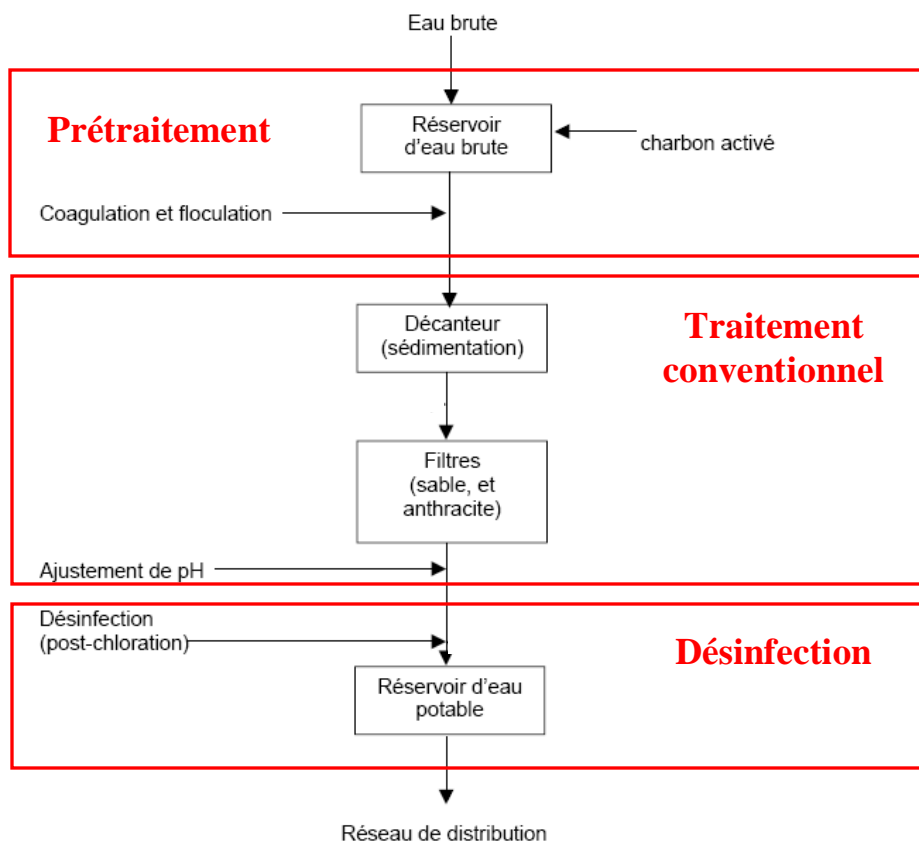


Figure 3-4: Système de traitement d'eau potable de l'usine de St-Armand

Le bassin versant de la Baie Missisquoi compte 11 réseaux municipaux d'approvisionnement en eau potable desservant environ 11 700 personnes : six distribuant des eaux de surface et cinq distribuant des eaux souterraines. Plusieurs résidences isolées, soit environ 26 500 personnes, ne sont pas reliées au réseau municipal d'eau potable ; l'eau souterraine est donc leur principale source d'approvisionnement en eau potable, sous la forme de puits individuels, de surface ou artésiens (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2015).

3.2.4.2 Agriculture et activités industrielles

Les terrains agricoles du bassin versant de la baie Missisquoi sont majoritairement drainés et non irrigués ; l'irrigation concernerait seulement 0,57 % des terres agricoles, selon Statistiques Canada, 2006.

Les prélèvements d'eau effectués par les activités industrielles du bassin versant de la baie Missisquoi sont peu documentés. De petites industries comme des scieries, des ateliers de fabrication de meubles et des usines agroalimentaires utilisent l'eau du bassin versant de la baie Missisquoi. Néanmoins, leur usage est considéré comme faible (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2015).

3.2.4.3 Usages récréotouristiques

L'eau de la baie Missisquoi est utilisée à diverses fins récréatives, notamment en raison des plages, rampes de mise à l'eau, marinas et campings qui l'entourent. Les gens viennent s'y baigner, faire du bateau et pratiquer des sports nautiques tels que le canot-kayac, la planche à voile, la motomarine, le ski nautique et la pêche. Les riverains se baignent même directement devant leur maison. Des croisières sont proposées aux touristes. L'hiver, la baie attire les amateurs de pêche sur glace, ainsi que les motoneigistes. Depuis les trois dernières années, des amateurs de paraski sont également présents de manière occasionnelle.

Les principaux prélèvements d'eau sont effectués par les stations de ski, pour la production de neige artificielle, les centres de golf pour l'entretien des parcours et les spas. Un seul centre de ski prélève son eau dans le bassin versant de la baie Missisquoi. Les golfs sont implantés en bordure du bassin versant et il est possible qu'ils puisent leur eau dans les bassins versants adjacents. Les spas prélèvent de l'eau souterraine pour alimenter bains et piscines (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2015).

3.2.5 Lac Érié

Au cours des dernières années, les proliférations de cyanobactéries ont été récurrentes dans le bassin ouest du lac Érié (Figure 3-5) qui, comme la baie Missisquoi, est un lac transfrontalier entre les É.-U. et le Canada (Figure 3-6). La présence de cyanobactéries et de leurs toxines dans les sources d'eau potable a soulevé la question de la vulnérabilité des installations de traitement à la prolifération de cyanobactéries dans ce plan d'eau.



Figure 3-5: Principaux sites contaminés par les cyanobactéries, tirée de <http://www.biodivcanada.ca>

Étant donné l'importance du lac Érié comme une ressource, des outils de télédétection ont été développés et utilisés pour améliorer les prévisions pour une meilleure gestion (Ortiz et al., 2013). La télédétection a été utilisée avec des données de terrain pour expliquer l'apparition de fleurs par rapport à une variété de facteurs environnementaux, y compris la dynamique du lac et les temps de séjour (Michalak et al., 2013). Aux É.-U., l'Agence américaine d'observation océanique et atmosphérique (NOAA) fournit des prévisions de proliférations de cyanobactéries pour les gestionnaires de l'eau et les usines de traitement d'eau potable sur le lac Érié (Wynne et al., 2013), bien que ceux-ci n'aient pas pu empêcher l'avis de non-consommation à Toledo, Ohio, en 2014, résultant d'une percée de cyanotoxines dans l'eau potable.

3.2.6 Caractérisation du bassin versant

3.2.6.1 Hydrographie et hydrologie

Le lac Érié s'inscrit dans le bassin hydrologique des Grands Lacs (superficie de 246 000 km², soit 20 % de la surface en eau douce mondiale, pour un volume d'eau de 766 000 km³) et celui du Saint-Laurent (superficie de 1 344 000 km²). Ces derniers se caractérisent par un ensemble de cinq (5) lacs — Supérieur, Michigan, Huron, Érié et Ontario — communicants entre eux d'amont en aval pour aboutir dans la voie maritime du Saint-Laurent puis dans l'Océan Atlantique (Figure 3-6). Le vecteur hydrographique amont principal du lac Érié (dont le zéro

hydrographique est à 173,5 m) est la rivière de Détroit. Parmi les autres affluents importants, notons les rivières Maumee et Cuyahoga, en Ohio, et la rivière Grand, en Ontario. Son exutoire est la rivière Niagara, qui se jette dans le lac Ontario (Canadian Geographic, 2016; Pêches et Océans Canada, 2016).

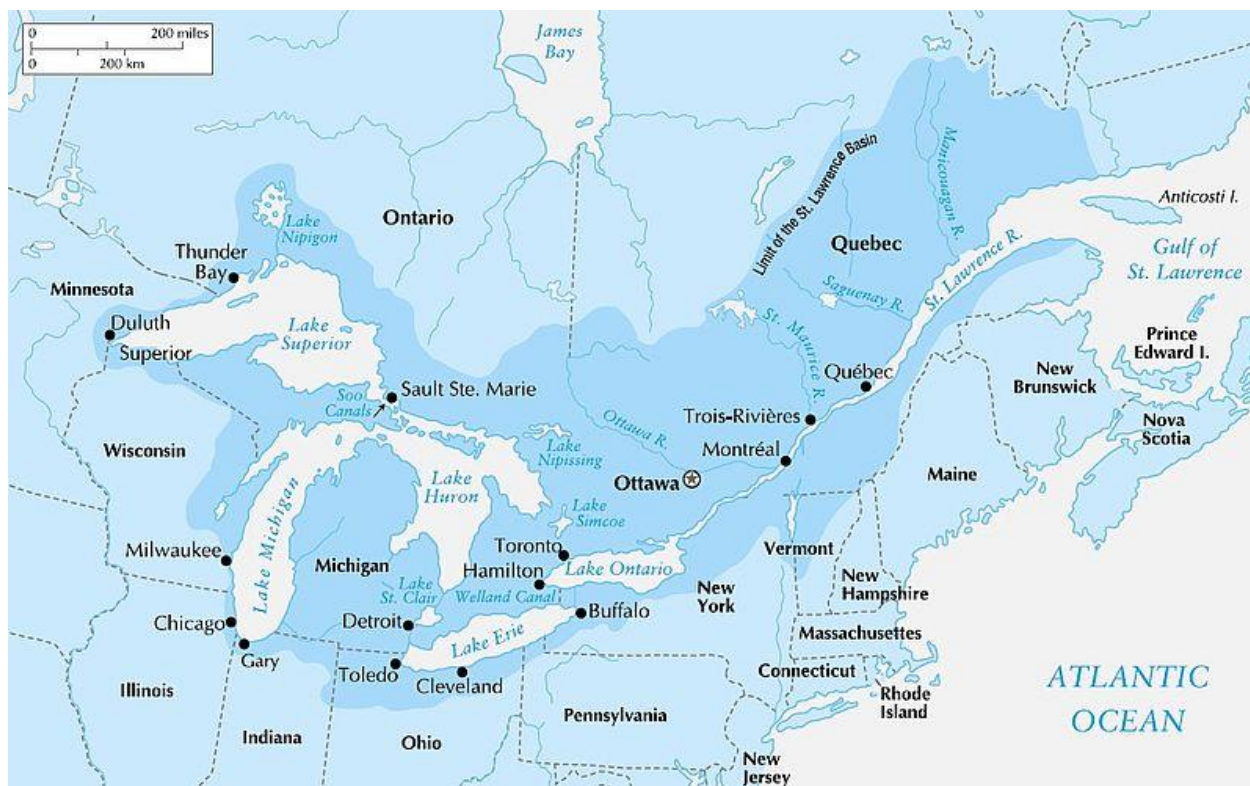


Figure 3-6: Bassin versant des Grands Lacs et du Saint-Laurent tiré de

<http://onlinemaps.blogspot.ca>

3.2.6.2 Utilisation du territoire

Le lac Érié s'étend sur une superficie de 25 900 km² et possède la profondeur la plus faible de son réseau hydrographique (64 m). Il mesure 388 km de long et 92 km de large. Il est partagé entre le Canada (province de l'Ontario) et les États-Unis (états de New York, Pennsylvanie, Ohio et Michigan) (Canada-United States Collaboration for Great Lakes Water Quality, 2016). Son bassin versant abrite environ 11 millions de personnes. Biologiquement, l'écosystème unique du lac Érié est le plus diversifié de son réseau hydrographique. Il abrite la Pointe-Pelée, parc national au sud du Canada, composé de forêts caroliniennes luxuriantes, d'oiseaux migrateurs, de cigales

et de monarques (Parcs Canada, 2016). On y décèle également des milieux humides, des plages et une des plus grandes diversités en termes de pêche en eau douce dans le monde (ECCC, 2016).

3.2.7 Usages de l'eau

À l'échelle des Grands Lacs, la consommation totale d'eau était de 121 m³/s (4 270 pi³/s) en 1993, dont 33 % pour le Canada et 67 % pour les États-Unis d'Amérique. Cette consommation est répartie selon les usages comme suit : 29 % pour l'irrigation ; 28 % pour l'alimentation en eau potable ; 24 % pour l'usage industriel ; 6 % pour les centrales thermoélectriques et nucléaires ; 4 % pour l'autoapprovisionnement domestique et 3 % pour l'alimentation en eau des bestiaux (Commission mixte internationale, 1990).

3.2.7.1 Eau potable

Dans la partie sud du lac Érié, en Ohio, une partie de l'eau souterraine est abondante et de bonne qualité. Une partie des puits ont une capacité d'alimentation allant de 25 à 500 gallons par minute. L'utilisation de l'eau de surface n'est pas garantie, malgré l'abondance et la proximité du réseau hydrographique. En effet, la topographie plane et les périodes de sécheresse ne permettent pas de stocker de l'eau efficacement. La construction de réservoirs est donc nécessaire, mais dispendieuse. Un peu plus de 55 % de la population du lac Érié est alimenté en eau potable par une eau de surface et 45 % par une eau souterraine (Commission mixte internationale, 1990; USDA, 2005).

3.2.7.2 Agriculture

Le territoire du lac Érié étant vaste, on y retrouve des climats différents amenant des activités agricoles diversifiées. Le soja, le maïs, le blé et les fruits en sont les principales. Des serres végétales sont également développées. Il y a, notamment, un terrain de 900 demi-hectares dans la zone de Leamington-Kingsville où l'entreprise Heinz est présente depuis 1908. La viticulture est également bien développée, en Ontario notamment. Les fermes agricoles, les pâturages et la production de foin sont aussi présents. L'agriculture est le secteur qui consomme le plus d'eau (29 %) (Commission mixte internationale, 1990).

3.2.7.3 Usages récréatifs

Le lac Érié est un site très attractif sur le plan touristique. Il attire les passionnés d'oiseaux migrateurs et de pêche (20 000 tonnes de poissons pêchés par année). Les plages et marais côtiers sont également une importante source d'attraction pour les vacanciers, lors des saisons estivales. Les activités varient entre le plein air, la faune et la flore. Ce lieu abrite le parc national de la Pointe-Pelée, riche d'une biodiversité importante et d'un écosystème unique (Coakley & Charlton, 2016; Parcs Canada, 2016). C'est également un outil de navigation maritime important pour l'accès au Saint-Laurent (Canada-United States Collaboration for Great Lakes Water Quality, 2016).

3.3 Préparation des données

Cette section décrit la préparation des différents jeux de données qui seront soumis aux analyses statistiques et dont les résultats sont présentés dans les articles des chapitres 5 et 6. Elle présente également les différentes hypothèses qui ont été utilisées pour préparer ce jeu de données. Elle se veut détaillée afin que de futures études sur la baie Missisquoi puissent travailler avec un jeu de données organisé en sachant leur provenance, les modifications qui ont été apportées et les hypothèses qui sous-tendent ces modifications. Cette section peut également aider à la préparation de données additionnelles de la baie Missisquoi. Finalement, la préparation d'un jeu de données cohérent et organisé est également une prémisse au travail de modélisation qui peut suivre.

3.3.1 Données biologiques

Les données biologiques ont été obtenues après analyse de l'eau récoltée lors des diverses campagnes d'échantillonnage. Les données proviennent des campagnes d'échantillonnage de Polytechnique (Poly), du Vermont (Vt) et de l'Université du Québec à Montréal (UQÀM). Les comptes taxonomiques ont été effectués sur des échantillons préservés dans du lugol. Elles sont présentées au Tableau 3-1 et Tableau 3-2.

Tableau 3-1: Aperçu des données de phytoplancton total et de cyanobactéries totales

Paramètres	Site	Provenance	Période couverte	Résolution (ech/an)	Abondance moyenne (cell/mL)	Biovolume moyen (mm ³ /L)
Phytoplancton total	Embouchure	Vt	2007-2012	9-12	1,1 E+03	0,3
	P0	Poly	2008; 2010; 2011; 2012	7; 8; 15; 46	1,2 E+05; 5,7 E+05; 2,5 E+05; 1,4 E+05	16; 8; 18; 15
	P1	Poly	2010; 2011	6; 9	2,1 E+05; 1,5 E+05	8; 9
		Vt	2007-2012	9-12	1,8 E+03	0,4
	P2	Poly	2010	7	1,1 E+05	11
	Usine	Poly	2008; 2010	11; 4	1,4 E+05; 3,4 E+05	10; 7
	Cyanobactéries totales	Embouchure	Vt	2007-2012	9-12	9,3 E+02
P0		Poly	2008; 2010; 2011; 2012	10; 8; 15; 46	1,1 E+05; 5,6 E+05; 2,4 E+05; 1,3 E+05	7; 4; 14; 7
P1		Poly	2010; 2011	6; 9	2,0 E+05; 1,4 E+05	3; 5
		Vt	2007-2012	9-12	1,5 E+03	0,1
P2		Poly	2010	7	1,0 E+05	3
Usine		Poly	2008; 2010	15; 4	1,4 E+05; 3,4 E+05	7; 4
Autre		Poly	2007; 2008	3; 3	4,2 E+04; 1,7 E+07	0,3; 1200

Tableau 3-2: Aperçu des données de phytoplancton détaillé et de cyanobactéries détaillées

Paramètres	Site	Provenance	Période couverte	Résolution (ech./an)	Classes (nbr)	Ordres (nbr)	Genres (nbr)	Espèces (nbr)
Phytoplancton détaillé	Embouchure	Vt	2007-2011	9-12	4	-	-	-
	P0	Poly	2008, 2010, 2011, 2012	8, 8, 15, 46	7, 7, 7, 7	-	57, 61, 60, 91	-
	P1	Poly	2010, 2011	6, 9	7, 7	-	58, 51	-
		Vt	2007-2012	9-12	4	-	-	-
	P2	Poly	2010	7	7	-	55	-
	Usine	Poly	2008, 2010	11, 4	7, 7	-	64, 39	-
	Autre	Poly	2007, 2008	-	-	-	-	-
Cyanobactéries détaillées	Embouchure	Vt	2007-2011	-	-	-	-	-
	P0	Poly	2008, 2010, 2011, 2012	10, 8, 15, 46	1, 1, 1, 1	4, 4, 3, 4	10, 12, 10, 14	15, 21, 15, 22
	P1	Poly	2010, 2011	6, 9	1, 1	4, 3	11, 9	14, 16
		Vt	2007-2012	-	-	-	-	-
	P2	Poly	2010	7	1	3	9	11
	Usine	Poly	2008, 2010	15, 4	1, 1	5, 3	16, 9	24, 13
	Autre	Poly	2007, 2008	3, 3	1, 1	4, 4	9, 10	10, 13

Les données provenant des écumes de cyanobactéries (souvent identifiées comme étant la surface d'un des points échantillonnés) ont été analysées de façon séparée, car celles-ci présentaient des valeurs extrêmes en termes d'abondance et de biovolume. L'ensemble des genres et espèces des cyanobactéries est présenté au Table 5-4. Le détail des classes, ordres, genres et espèces est présenté à l'Annexe E.

3.3.2 Données météorologiques

3.3.2.1 Température de l'air

Les données de températures de l'air proviennent des stations météorologiques d'Environnement Canada (EC) à Philipsburg et Frelighsburg, ainsi que de celle installée par Polytechnique, sur l'usine de traitement d'eau potable de Philipsburg, à St-Armand. Le Tableau 3-3 montre le détail de ces données.

Les niveaux d'eau de la baie Missisquoi ont été enregistrés par une station hydrométrique installée sur la baie et exploitée par Environnement Canada.

Tableau 3-3: Aperçu des données météorologiques disponibles

Paramètre	Lieu	Provenance	Période couverte	Résolution	Moyenne¹ (2007-2012)
Température de l'air (°C)	Philipsburg	EC	1950-2012	journalière	8
	Frelighsburg	EC	1993-2012	journalière	7,1
	Frelighsburg	EC	1993-2012	horaire	7,4
	St-Armand	Poly	28/06/2011 au 15/12/2011; du 15/06/2012 au 06/11/2012	5 min (2011); 30 min (2012)	16
Précipitations totales (mm)	Philipsburg	EC	1950-2012	journalière	3,2
	Frelighsburg	EC	1993-2012	journalière	3,2
	St-Armand	Poly	du 28/06/2011 au 15/12/2011; du 15/06/2012 au 06/11/2012	5 min (2011); 30 min (2012)	2,1
Vitesse du vent (m/s)	Frelighsburg	EC	1993-2012	horaire	2,2
	St-Armand	Poly	du 28/06/2011 au 15/12/2011; du 15/06/2012 au 06/11/2012	5 min (2011); 30 min (2012)	2,2
Vitesse des rafales (m/s)	Frelighsburg	EC	1993-2012	journalière	5,6

Tableau 3-3: Aperçu des données météorologiques disponibles (suite)

Paramètre	Lieu	Provenance	Période couverte	Résolution	Moyenne¹ (2007-2012)
	St-Armand	Poly	du 28/06/2011 au 15/122 011; du 15/06/2012 au 06/11/2012	5 min (2011); 30 min (2012)	4,0
Direction du vent (10's deg)	Frelighsburg	EC	1993-2012	horaire	19,1
	St-Armand	Poly	du 28/06/2011 au 15/122 011; du 15/06/2012 au 06/11/2012	5 min (2011); 30 min (2012)	151
Humidité relative (%)	Frelighsburg	EC	1993-2012	horaire	73
	St-Armand	Poly	du 28/06/2011 au 15/122 011; du 15/06/2012 au 06/11/2012	5 min (2011); 30 min (2012)	76
Pression atmosphérique (mbar)	St-Armand	Poly	du 28/06/2011 au 15/122 011; du 15/06/2012 au 06/11/2012	5 min (2011); 30 min (2012)	1010
Niveau de l'eau (m)	Baie Missisquoi	EC	1964-2012	journalière	4,9

¹ Pour les données de Poly la moyenne est calculée sur les données de 2011-2012

Dans le jeu de données de Philipsburg, il y a 337 données manquantes pour la température moyenne de l'air et 117 données manquantes pour les précipitations totales, entre 2007 et 2012. Lorsque possible, les données manquantes ont été comblées par corrélation avec les données provenant de la station météorologique de Polytechnique ($R^2 = 0,98$). Lorsque les données de Polytechnique n'étaient pas disponibles, les données manquantes du jeu de Philipsburg ont été comblées par corrélation avec les données de Frelighsburg ($R^2 = 0,98$).

Dans le jeu de données journalières de Frelighsburg, il y a sept (7) données manquantes pour la température moyenne de l'air, 29 données manquantes pour les précipitations totales et 37 données manquantes pour la vitesse des rafales, entre 2007 et 2012. Les données de température

moyenne de l'air et de précipitations totales ont uniquement été utilisées pour combler, par corrélation, les données du jeu de Philipsburg. Aucune donnée manquante du jeu de données journalières de Frelighsburg ne faisait partie de l'ensemble de données utilisées pour combler par corrélation les données de Philipsburg.

Dans le jeu de données horaires de Frelighsburg, il y a 16 données manquantes pour la température moyenne de l'air, 1084 données manquantes pour l'humidité relative, 794 données manquantes pour la direction du vent et 956 données manquantes pour la vitesse du vent, entre 2007 et 2012. Les données horaires d'humidité relative, de vitesse et de direction du vent ont été converties en données journalières. Lorsque les données horaires sont converties en données journalières, il reste 49 données manquantes pour l'humidité relative, 38 données manquantes pour la direction du vent et 42 données manquantes pour la vitesse du vent, entre 2007 et 2012. Il n'y avait aucune donnée manquante dans le sous-ensemble utilisé pour effectuer les corrélations avec les autres variables présentées dans les résultats du chapitre 5.

Il n'y avait aucune donnée manquante dans le jeu de données provenant de Polytechnique. Les données ont été regroupées pour être traitées en données journalières.

3.3.2.2 Conductivité, pH, turbidité, oxygène dissout (OD), phycocyanine et chlorophylle a

La conductivité, le pH, la turbidité, l'OD, la phycocyanine et la chlorophylle *a* ont été mesurés par la sonde YSI (YSI 6600 V2-4, YSI, Yellow Springs, Ohio, U.S.A.) au lac Érié et à la baie Missisquoi.

À la baie Missisquoi, une sonde a été utilisée pour réaliser des profils verticaux en trois (3) endroits, soit près de la rive ouest (P2), au centre de la baie (P1) et au-dessus de la prise d'eau potable, près de la rive est (P0).

Une deuxième sonde identique a été installée à l'intérieur de l'usine de traitement d'eau potable de Philipsburg, sur une conduite d'eau brute, pour assurer le suivi de la qualité de celle-ci. Les données recueillies sont présentées au Tableau 3-4.

Tableau 3-4: Aperçu des données provenant des sondes.

Type de données	Site	Paramètres	Provenance	Période couverte	Résolution	Moyenne
En continu	Usine	Température	Poly	2007 à 2012	15 min., 30 min., 60 min., 4 hres	20.3 °C
		Conductivité				0.147 mS/cm
		pH				7.6
		Turbidité				8.2 NTU
		Chl-a				8.1 µg/L
		Phycocyanine				2.7 RFU
		OD				80 %
Ponctuelles	P0, P1, P2, Usine, Autre	Température	Poly	2007 à 2012	15 sec., 1 min., 5 min.	21.7 °C
		Conductivité				0.141 mS/cm
		pH				8.4
		Turbidité				23.3 NTU
		Chl-a				25.9 µg/L
		Phycocyanine				7.5 RFU
		OD				100 %

3.3.3 Nutriments

Les données de nutriments ont été obtenues après analyses de l'eau récoltée lors des diverses campagnes d'échantillonnage. Les données proviennent des campagnes d'échantillonnage de Polytechnique (Poly), du Vermont (Vt) et de l'Université du Québec à Montréal (UQÀM). Elles sont présentées au Tableau 3-5.

Les analyses de phosphore total (TP), d'orthophosphates (o-PO₄), d'azote total Kjeldahl (TKN), et de nitrates et nitrites (NO_x) ont été effectuées selon les recommandations du Standard Methods pour les échantillons provenant de Polytechnique et de l'UQÀM (APHA et al., 2005, 2012).

Le Vermont n'effectue pas l'analyse du TKN, mais plutôt de l'azote total (NT) avec la méthode 4500-N-C (APHA et al., 1998), soit la méthode automatisée avec digestion au persulfate.

La plupart des données de nutriments obtenues par Polytechnique contiennent des valeurs sous les limites de détection. Les données du Vermont et de l'UQÀM ne contiennent pas de valeurs sous les limites de détection. Les valeurs sous les limites de détection sont prises en compte dans les différentes analyses statistiques effectuées pour cette thèse selon les distributions statistiques des données. Les méthodes pour traiter les valeurs sous les limites de détection sont présentées dans une section d'information supplémentaire pour l'article 1 (Chapitre 5).

Tableau 3-5: Aperçu des données de nutriments

Paramètres	Site	Provenance	Période couverte	Résolution (ech/an)	Moyenne (µg/L)	
PT	embouchure	Vt	2007-2012	16-22	52	
		P0	Poly	2010, 2011, 2012	17, 87, 59	112, 126, 120
			UQÀM	2008	2	69
	P1	Poly	2010, 2011	12-50	106, 296	
		UQÀM	2008	8	90	
		Vt	2007-2012	15-21	55	
	P2	Poly	2010	12	88	
	Usine	Poly	2010, 2012	12, 11	119, 109	
	Autre	Poly	2012	3	1092	
		UQÀM	2008	10	217	
TKN	embouchure	Vt ¹	2007-2012	16-22	589	

Tableau 3-5: Aperçu des données de nutriments (suite)

Paramètres	Site	Provenance	Période couverte	Résolution (ech/an)	Moyenne (µg/L)	
P	P0	Poly	2010, 2011, 2012	17, 52, 59	962, 1281, 1398	
	P1	UQÀM	2008	3	1199	
		Poly	2010, 2011	12, 23	1068, 980	
	P2	UQÀM	2008	4	906	
		Vt ¹	2007-2012	15-21	651	
	Usine	Poly	2010	12	849	
	Autre	Poly	2010, 2012	12, 11	1201, 1095	
		UQÀM	2012	3	7958	
	o-PO ₄	embouchure	Vt ²	2007-2012	16-22	24
		P0	Poly	2010; 2011; 2012	17; 87; 59	7; 23; 7
UQÀM			2008	0	-	
P1		Poly	2010; 2011	12; 52	1,5; 8	
		UQÀM	2008	6	40	
P2		Vt ²	2007-2012	15-21	24	
		Poly	2010	12	<LD	
Usine		Poly	2010; 2012	12 ; 11	13; 11	
Autre		Poly	2012	5	331	
		UQÀM	2008	10	72	
NO _x	P0	Poly	2010; 2011; 2012	17; 87; 59	180; 243; 167	
		UQÀM	2008	1	491	
	P1	Poly	2010; 2011	12; 52	7; 127	
		UQÀM	2008	5	296	
	P2	Poly	2010	12	<LD	
	Usine	Poly	2010; 2012	12; 11	148; 195	
		Poly	2012	5	32	

LD: limite de détection

¹ Le Vermont effectue l'analyse de l'azote total (NT) et non de TKN² Le Vermont effectue l'analyse du phosphore dissout (PD) et non de o-PO₄

L'étendue, la moyenne et la médiane des différents paramètres du jeu de données du Vermont sont très différentes de ces mêmes valeurs dans le jeu de données de Polytechnique. Le jeu de données du Vermont présente des valeurs de nutriments plus faibles que celui de Polytechnique. Ces différences s'expliquent, notamment, par (1) des points d'échantillonnages distincts (le Vermont échantillonne du côté américain de la baie, tandis que Polytechnique échantillonne du côté canadien de la baie), (2) des méthodes d'échantillonnage différentes (le Vermont récolte un échantillon intégré de toute la zone photique, tandis que Polytechnique prend des échantillons à tous les mètres, à partir de la surface jusqu'au fond), (3) des paramètres analysés différents (le Vermont analyse NT et PD, tandis que Polytechnique analyse TKN et o-PO₄) et des méthodes d'analyses différentes.

3.3.3.1 Phosphore total

Les données de phosphore total de Polytechnique contiennent trois (3) limites de détection soit 50, 10 et 2 µg/L. En 2010, la limite de détection est de 50 µg/L. Il y a deux (2) données sous la limite de détection. Elles représentent 4 % des données de PT en 2010. En 2011, la limite de détection est de 2 µg/L. Il n'y a pas de valeurs sous la limite de détection. En 2012, il y a deux (2) limites de détection, soit 10 et 50 µg/L. Il y a sept (7) données sous les limites de détection. Elles représentent 10 % des données de PT en 2012. Ces informations sont renseignées au Tableau 3-6.

Tableau 3-6: Données et limites de détection pour le phosphore total

Caractéristiques	An					
	2007	2008	2009	2010*	2011*	2012*
Nbr de données	43	20	36	53	137	73
Nbr sous limite de détection	0	0	0	2	0	7
% de données sous LD	0 %	0 %	0 %	4 %	0 %	10 %
Nbr de limites	NA	NA	NA	1	1	2
Valeur des LD (µg/L)	NA	NA	NA	50	2	10, 50

* Données de Polytechnique uniquement

NA: non renseigné

3.3.3.2 Azote total (NT)

Les données d'azote total de Polytechnique contiennent une (1) limite de détection de 50 µg/L. En 2010, il y a deux (2) données sous la limite de détection. Elles représentent 4 % des données de NT, en 2010. En 2011 et 2012, il n'y a pas de données sous la limite de détection. Ces informations sont renseignées au Tableau 3-7.

Tableau 3-7: Données et limites de détection pour l'azote total

Caractéristiques	An					
	2007	2008	2009	2010*	2011*	2012*
Nbr de données	43	14	36	53	75	73
Nbr sous limite de détection	0	0	0	2	0	0
% de données sous LD	0 %	0 %	0 %	4 %	0 %	0 %
Nbr de limites	NA	NA	NA	1	1	1
Valeur de la LD (µg/L)	NA	NA	NA	50	50	50

* Données de Polytechnique uniquement

NA: non renseigné

3.3.3.3 Orthophosphates (o-PO₄)

Les données d'orthophosphate de Polytechnique contiennent quatre (4) limites de détection, soient de 1, 2, 5 et 10 µg/L. En 2010, la limite de détection est de 1 µg/L. Il y a 32 données sous la limite de détection. Elles représentent 60 % des données de o-PO₄, en 2010. En 2011, la limite de détection est de 2 µg/L. Il y a 52 données sous la limite de détection. Elles représentent 37 % des données de o-PO₄, en 2011. En 2012, les limites de détection sont de 5 et 10 µg/L. Il y a 39 données sous la limite de détection 5 µg/L et 10 données sous la limite de détection de 10 µg/L. Les données sous les limites de détection représentent 59 % des données d'o-PO₄, en 2012. Ces informations sont renseignées au Tableau 3-8.

Tableau 3-8: Données et limites de détection pour les orthophosphates

Caractéristiques	An					
	2007	2008	2009	2010*	2011*	2012*
Nbr de données	-	16	-	53	139	75
Nbr sous limite de détection	-	0	-	32	52	44
% de données sous LD	-	0 %	-	60 %	37 %	59 %
Nbr de limites	-	NA	-	1	1	2
Valeur de la LD (µg/L)	-	NA	-	1	2	5,10

* Données de Polytechnique uniquement

NA: non renseigné

3.3.3.4 Nitrates/Nitrites (NO_x)

Les données de nitrates (NO₃⁻) et de nitrites (NO₂⁻) de Polytechnique contiennent deux (2) limites de détection, soient de 10 et 50 µg/L. En 2010, la limite de détection est de 10 µg/L. Il y a 41 données sous la limite de détection. Elles représentent 77 % des données de NO_x, en 2010. En 2011, la limite de détection est de 10 µg/L. Il y a 65 données sous la limite de détection. Elles représentent 47 % des données de NO_x, en 2011. En 2012, la limite de détection est de 50 µg/L. il y a 49 données sous la limite de détection. Les données sous les limites de détection représentent 65 % des données de NO_x, en 2012. Ces informations sont renseignées au Tableau 3-9.

Tableau 3-9: Données et limites de détection pour les nitrates et nitrites (NO_x)

Caractéristiques	An					
	2007	2008	2009	2010*	2011*	2012*
Nbr de données	-	6	-	53	139	75
Nbr sous limite de détection	0	0	0	41	65	49
% de données sous LD	-	0 %	-	77 %	47 %	65 %
Nbr de limites	NA	NA	NA	1	1	1
Valeur de la LD (µg/L)	NA	NA	NA	10	10	50

* Données de Polytechnique uniquement

NA: non renseigné

3.4 Analyses statistiques

Les différentes analyses statistiques sont réalisées avec le logiciel R (version 3.1.3) et Rstudio (version 0.99.484) et/ou avec Statistica (version 12, pour l'enseignement) et/ou avec Matlab (version 7.1.0.246 (R14) Service Pack 3, MathWorks, Inc.).

3.4.1 Nombre de données (n)

Le nombre de données (n) diffère régulièrement d'une analyse à l'autre, car tous les paramètres n'ont pas été analysés à chaque journée d'échantillonnage. Les données manquantes pour certains paramètres expliquent des jeux de données différents.

3.4.2 Analyses exploratoires et statistiques sommaires

Afin d'explorer la distribution des données, des analyses exploratoires sont réalisées sur des groupes de données. Les statistiques sommaires étudiées comprennent, notamment, la moyenne (moy.), la médiane (med.), l'écart type (SD), le minimum (min.) et le maximum (max.). Lorsque le jeu de données contient des valeurs sous une ou plusieurs limites de détection, l'analyse exploratoire des données se fait grâce à des tests développés spécifiquement pour tenir compte de ces valeurs particulières (Bolks et al., 2014; Helsel, 2012). Le Tableau 3-10 résume les méthodes recommandées pour déterminer les statistiques sommaires sur des jeux de données contenant des valeurs sous les limites de détection.

Tableau 3-10: Résumé des analyses recommandées dans R pour les statistiques sommaires sur des jeux de données comprenant des valeurs sous une ou plusieurs limites de détection

(adapté de Bolks et al., 1994)

Taille de l'échantillon	Données sous la limite de détection			
	N<3	<50 %	50-80 %	>80 %
N<50	KM	Robust ROS(1 LD) KM (2+ LD)	Robust ROS	Trop de données sous la (les) limite(s) de détection
N>50	KM	Robust ROS (1 LD) KM (2+ LD)	MLE	Trop de données sous la (les) limite(s) de détection

ROS: regression on order statistics

KM: Kaplan-Meier

MLE: maximum likelihood estimation

LD: limite de détection

Certains tests statistiques nécessitent que les données suivent une distribution normale. La normalité des données est vérifiée, au préalable, par le test de Shapiro.

3.4.3 Comparaison entre les groupes

Certains tests statistiques nécessitent l'homoscédasticité des données, c'est-à-dire l'homogénéité des variances. Celle-ci est mesurée par le test de Bartlett lorsque les données sont distribuées normalement et par le test de Levene lorsque les données ne sont pas distribuées normalement. Lorsque l'on compare **trois (3) groupes et plus**, que le jeu de données ne contient **aucune** valeur se situant sous une ou plusieurs limites de détection, que les données suivent une distribution **normale** (ou lognormale) et que la variance est **homogène** alors, l'analyse de variance (ANOVA) est utilisée (Scherrer, 2007, 2009).

Lorsque l'on compare **trois (3) groupes et plus**, que le jeu de données ne contient **aucune** valeur se situant sous une ou plusieurs limites de détection, mais que les données ne suivent **pas** une distribution **normale** (ou lognormale) alors, le test U de Mann-Whitney est utilisé. Lorsque l'on compare **trois (3) groupes et plus**, que le jeu de données contient **une (1) ou plusieurs** limites de détection et que les données suivent une distribution **normale** (ou lognormale) alors, l'estimation du maximum de vraisemblance (*maximum likelihood estimation*, MLE) est calculée (Helsel, 2012). Lorsque l'on compare **trois (3) groupes et plus**, que le jeu de données contient **une (1)** limite de détection et que les données ne suivent **pas** une distribution **normale** (ou lognormale) alors, le test de Kruskal-Wallis (KW) est utilisé. Le test KW peut-être utilisé lorsque le jeu de données contient plus d'une limite de détection, mais il oblige à substituer toutes les observations se situant sous la limite de détection maximale par une même valeur. Il est, de ce fait, moins robuste que le test généralisé du score de Wilcoxon (Helsel, 2012).

Lorsque l'on compare **trois (3) groupes et plus**, que le jeu de données contient **plus d'une (>1)** limite de détection et que les données ne suivent **pas** une distribution **normale** (ou lognormale) alors, le test de Wilcoxon est utilisé (Helsel, 2012). L'ANOVA et le test d'estimation du maximum de vraisemblance sont des tests paramétriques. Les tests de Mann-Whitney, Kruskal-Wallis et Wilcoxon sont des tests non paramétriques. Dans la majorité des cas, il est possible de transformer les données pour qu'elles suivent une distribution normale et y appliquer les tests paramétriques.

Ces tests statistiques ont été utilisés pour l'analyse exploratoire des données et pour comparer différents groupes de données, notamment en fonction des saisons et des années dans le chapitre 5.

3.4.4 Corrélation

Lorsque le jeu de données ne contient **aucune** valeur se situant sous une ou plusieurs limites de détection et que les données suivent une distribution **normale** (ou lognormale) alors, le coefficient de corrélation (r) et de détermination (r^2) de Pearson sont calculés. Le r exprime la force de la relation entre Y et X ; le r^2 exprime le pourcentage de la variable Y , exprimée par la (ou les) variable(s) X . Les deux coefficients varient entre -1 et 1 (Legendre, 2007).

Lorsque le jeu de données ne contient **aucune** valeur se situant sous une ou plusieurs limites de détection, mais que les données ne suivent **pas** une distribution **normale** (ou lognormale), le test du rho (ρ) de Spearman est utilisé. Lorsque le jeu de données contient des valeurs se situant sous **une (1)** limite de détection sur l'axe des X **ou** sur l'axe des Y , ou bien que le jeu de données contient des valeurs se situant sous **une (1)** limite de détection sur l'axe des X **et** sur l'axe des Y (même si ces limites ne sont pas les mêmes) alors, le test du rho (ρ) de Spearman et le test du tau (τ) de Kendall sont utilisés. Les données peuvent suivre ou non une distribution normale.

Lorsque le jeu de données contient des valeurs se situant sous **plus d'une (>1)** limite de détection sur l'axe des Y , mais **aucune** valeur située sous une limite de détection sur l'axe des X alors, le coefficient de corrélation du maximum de vraisemblance- r ($v-r$) est calculé. La méthode des maxima de vraisemblance permet de calculer plusieurs coefficients similaires, en concept, au coefficient de Pearson (r^2). Le plus utilisé est le coefficient de corrélation du maximum de vraisemblance- r^2 ($v-r^2$). $v-r$ est la racine carrée de $v-r^2$. Le coefficient de corrélation du maximum de vraisemblance- r exprime la force de la relation entre Y et X , mesuré par le maximum de vraisemblance (Helsel, 2012).

Lorsque le jeu de données contient des valeurs se situant sous **plus d'une (>1)** limite de détection sur l'axe des X **et** l'axe des Y , alors le tau (τ) de Kendall est calculé. Le tau de Kendall a l'avantage de ne pas nécessiter une distribution normale des données (Helsel, 2012).

Ces tests statistiques ont été utilisés pour l'analyse exploratoire des données et pour établir les corrélations entre les variables biologiques, météorologiques et physico-chimiques du chapitre 5.

3.5 Changement dans la taxonomie des cyanobactéries

Dans les cinq (5) dernières années, la taxonomie d'un certain nombre de cyanobactéries a été revue (Komárek, 2010; Komárek et al., 2011; Komárek et al., 2014; Wacklin et al., 2009; Zapomělová et al., 2012) ce qui a entraîné des changements de noms pour certaines espèces. La plupart des espèces planctoniques du genre *Anabaena* sont maintenant attribuées au genre *Dolichospermum*. C'est notamment le cas de *Anabaena affinis* qui devient *Dolichospermum affin.* *Anabaena flos-aquae* et *Anabaena spiroides* var. *minima* qui sont regroupées ensemble dans une seule espèce nommée *Dolichospermum flos-aquae*. *Anabaena perturbata* var. *tumida* devient *Dolichospermum perturbatu*, *Anabaena spiroides* f. *spiroides* devient *Dolichospermum spiroides*, *Anabaena circinalis* devient *Dolichospermum circinale*, *Anabaena crasse* devient *Dolichospermum crassum*, *Anabaena planctonica* devient *Dolichospermum planctonicum*, *Anabaena smithii* devient *Dolichospermum smithii*. *Anabaena bergii* var. *limnetica*, quant à elle, devient, *Chrysoosporum bergii*, tandis que *Anabaena aphanizomenoides* et *Anabaena nova* deviennent, respectivement, *Sphaerospermopsis aphanizomenonoides* et *Sphaerospermopsis reniformis* (AWQC, 2016; Wacklin et al., 2009). *Aphanothece clathrata* a été renommée *Anathece clathrata* (Komárek et al., 2011). Finalement, deux espèces du genre *Aphanizomenon* sp. ont été modifiées, soit *Aphanizomenon ovalisporum* et *Aphanizomenon issatchenkoi*, pour devenir, respectivement, *Chrysoosporum ovalisporum* et *Cuspidothrix issatchenkoi* (AWQC, 2016; Zapomělová et al., 2012).

Plusieurs de ces espèces sont fréquentes à la baie Missisquoi. Afin de garder une certaine cohérence avec les publications antérieures traitant des cyanobactéries à la baie Missisquoi et pour simplifier la lecture de ce travail, les anciens noms taxonomiques sont utilisés dans ce document.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

L'ensemble des résultats de ce travail de doctorat est présenté sous la forme de deux articles scientifiques qui composent les chapitres 5 et 6 et un rapport de recherche fourni en Annexe F.

Le premier article intitulé *Phytoplankton dynamics and implications for a drinking water supply (Missisquoi Bay)*, aborde la dynamique des cyanobactéries à la baie Missisquoi ainsi que les facteurs qui influencent le développement des cyanobactéries. Il a été soumis à la revue *Journal of Great Lakes Research*.

Le deuxième article intitulé *Online phycocyanin fluorescence probe monitoring of cyanobacteria in drinking water sources: Evaluation of thresholds for alert levels*, compare l'utilisation d'une sonde en ligne à multiples capteurs dans différents lacs pour en identifier les principales sources d'interférences et corriger les biais existants. Il permet également de valider des niveaux d'alerte aux cyanobactéries développés et recommandés dans un précédent travail avec un jeu de données plus exhaustif. Il a été soumis à la revue *Environmental Monitoring Assessment*.

Le rapport de recherche intitulé *Revue de littérature sur les cyanotoxines dans les milieux aquatiques d'eau douce : leurs effets sur la santé des usagers et les critères ou seuils d'alerte de toxicité chronique et aigüe*, répertorie l'ensemble des cyanobactéries toxiques et leurs toxines à travers le monde. Il détaille, en outre, les facteurs environnementaux contribuant à la production de toxines et les effets de ces toxines sur la santé humaine et animale. Il présente les différentes méthodes d'analyse des toxines ainsi que les critères ou seuils d'alerte de toxicité chronique ou aigüe. Il discute également de la dégradation et de l'enlèvement des toxines. Il a été soumis au Fonds de Recherche du Québec - Nature et Technologies (FRQNT).

CHAPITRE 5 ARTICLE 1: PHYTOPLANKTON DYNAMICS AND IMPLICATIONS FOR A DRINKING WATER SUPPLY (MISSISQUOI BAY, CANADA)

Marie-Laure de Boutray^{a,*}, Mouhamed Ndong^b, Jean-Baptiste Burnet^a, Arash Zaymadi^c, Brigitte Vinçon-Leite^d, Bruno Lemaire^d, Yves Comeau^a, Michèle Prévost^a, Sarah Dorner^a

^aÉcole Polytechnique de Montreal, Civil, Geological and Mining Engineering Department, P.O. Box 6079, Station Centre-ville, Montreal, Quebec, Canada, H3C 3A7

^bCanadian Rivers Institute, New Brunswick, Canada

^cUniversity of New South Wales, Water Research Centre & bioMASS Lab, Sydney Australia

^dEcole des Ponts ParisTech, 6 et 8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes, 77455 Marne la Vallée Cedex, France

*Corresponding author, email address: ml.deboutray@polymtl.ca, Phone: 1-514-340-4711 ext. 4563, Fax: 1-514-340-5918

*Corresponding author current address: Polytechnique Montréal, Department of Civil, Geological and Mining Engineering, P.O. Box 6079, Station Centre-ville, Montréal, Québec, Canada, H3C 3A7

Cet article a été soumis à la revue *Journal of Great Lakes Research*.

5.1 Abstract

Physicochemical water quality, phytoplankton communities and meteorological data were analyzed in Missisquoi Bay from 2007 to 2012. Our aim was to define the temporal variations in the community structure and possible environmental factors underlying these changes. Late spring and early summer water temperature is the main factor that limits phytoplankton growth. Diatoms and Cryptophytes are the main species present at that time. With warmer water, the

phytoplankton composition switch to a cyanobacteria dominated phase. A reduction in wind intensity and short stratification periods enhance the development of *Microcystis* spp. which lead to bloom events. While *Microcystis* spp. blooms start to decrease because of low nutrient availability and reduce light penetration, *Aphanizomenon* spp. and *Anabaena* spp. concentrations increase, leading to other cyanobacteria blooms. The reduction in water temperature and the increase of wind mixing in late summer and early fall also enhance the development of Nostocales. Dinoflagellates and diatoms are dominant again in late summer and early fall when nutrients increase due to a decrease in uptake by cyanobacteria. Cyanobacteria were positively correlated with total phosphorus, total nitrogen, water temperature, turbidity, total precipitation, and wind direction. It was not significantly correlated to orthophosphates, nitrates and nitrites, and chlorophyll a. It was negatively correlated to wind speed and water level.

5.2 Keywords

Cyanobacteria, Microcystis, Phytoplankton, Anabaena, Missisquoi Bay, Drinking Water

5.3 Introduction

The eutrophication of freshwater has become a global problem (Anderson et al., 2002; Smith, 2003). Anthropogenic activities accelerate nutrient loading into lakes and rivers and have contributed to the development of massive cyanobacterial blooms (Brookes & Carey, 2011; Carey et al., 2012a). Dense cyanobacterial biomass is symptomatic of nutrient over-enrichment (Paerl et al., 2011). Such massive blooms pose a serious environmental problem and a risk to human health, as cyanobacteria may produce a variety of toxic compounds (Carmichael et al., 2001; Codd, 1995; Codd, 2000). Cyanotoxins have been responsible for animal deaths (Briand et al., 2003; Stewart et al., 2008) and human intoxication (Jochimsen et al., 1998; Stewart et al., 2006). Geosmin and some alkaloids release by cyanobacteria cause taste and odour problems for drinking water (Watson, 2003). Furthermore, harmful cyanobacterial proliferations impair activities such as irrigation, fishing, drinking water production and recreational purposes (Paerl & Huisman, 2009) leading to serious economic impact (Dodds et al., 2009; Steffensen & Hudnell, 2008). Cyanobacteria have been shown to accumulate within drinking water treatment plants even when low concentrations are present in source waters (Zamyadi et al., 2013a), and when present in high concentrations, extreme concentrations have been observed (Zamyadi et al.,

2012a). Health effects have been observed in populations exposed to cyanobacteria in their drinking water source (Lévesque et al., 2014). With inappropriate coagulation, sedimentation and filtration, cyanobacterial cells can make their way through conventional drinking water treatment with some species of cyanobacteria more effectively removed than others (Zamyadi et al., 2013b). Depending on cyanobacterial cell characteristics including surface properties, some coagulants may be more effective for some species, and other coagulants for others. According to Zamyadi et al. (2013b), Chroococales are better removed by an adapted coagulant than Nostocales. Therefore, drinking water treatment plants affected by cyanobacterial blooms in their drinking water sources must understand the succession of cyanobacterial species in their source waters to ensure that drinking water treatment remains effective when breakthrough into the drinking water treatment plant occurs.

In response to the multiple threats caused by cyanobacteria, many countries have developed water-management strategies to reduce their proliferation. For example, a bilateral agreement between Québec (Canada) and Vermont (U.S.A.) aims to reduce the phosphorus loads to Missisquoi Bay of Lake Champlain, a transboundary lake straddling the Canada-U.S.A. border. The objective is to reduce total phosphorus concentrations to an acceptable limit of 25 µg/L (Comité interministériel de concertation sur la Baie Missisquoi, 2003). Ndong et al. (2014) observed that cyanobacterial blooms at Missisquoi Bay only occurred at low Dissolved Inorganic Nitrogen (NO_x) to Total Phosphorus (TP) mass ratios (NO_x:TP). The NO_x:TP ratio was proposed as a better predictor of cyanobacterial biomass than the Total Nitrogen (TN):TP ratio (Bergström, 2010; Ptacnik et al., 2010). There is a need to examine the NO_x:TP ratio with regards to nutrient concentrations in more detail to determine the role nitrogen should play in bilateral agreements given the lack of success controlling both phosphorus loads and cyanobacterial blooms. Furthermore, the role of nutrients must be examined in the context of cyanobacterial succession given the differential removal of cyanobacterial species in conventional drinking water treatment. Information on cyanobacterial species succession in relation to nutrients could be critical for drinking water treatment plant operators who could measure nutrients and their ratios to better anticipate and prepare for the possible breakthrough of cyanobacterial cells into the plant.

A recent study from Bowling et al. (2015) presents an integrated analysis of cyanobacteria blooms in Missisquoi Bay using data collected from 2000 to 2008 and concludes that

cyanobacteria has an exponential summer growth during most of the years. Cyanobacterial blooms were mostly dominated by *Microcystis* spp.—a N₂-fixing species—, *Anabaena* spp. and *Aphanizomenon* spp—two no N₂-fixing species. Cyanobacterial biomass was at times significantly correlated with water quality attributes such as turbidity, nutrients and water temperature. However, there were no significant correlations with environmental parameters such as wind speed and air temperature. Their study did not include more recent blooms that lead to non-consumption advisories, in 2010 and 2011 and fish kills, in 2012. There is a need to examine nutrients, temperature and cyanobacterial succession from a drinking water perspective to provide drinking water treatment plant operators with information needed for effective drinking water treatment plant operations and to review nutrient ratios to ensure that bilateral agreements will be effective for reducing nutrient loads and controlling severe cyanobacterial blooms.

The overall goal of this paper is to examine factors contributing to cyanobacterial blooms in Missisquoi Bay, Lake Champlain, Canada. Specific objectives were the following: 1) present the main pluriannual patterns of the phytoplankton succession in Missisquoi Bay, 2) determine cyanobacterial succession in relation to environmental drivers including nutrient concentrations and water temperature, 3) identify which environmental factors are controlling the dominance of the two main cyanobacteria orders, Chroococcales or Nostocales in Missisquoi Bay, 4) provide recommendations to the drinking water community on the monitoring and the operation of drinking water treatment considering cyanobacterial succession. Although this study has been conducted on Missisquoi Bay, drinking water treatment plants on other lakes have similar concerns for the potential breakthrough of cyanobacteria, as demonstrated by the “do not drink” advisory in Toledo, Ohio that obtains its drinking water from Lake Erie.

5.4 Methods

5.4.1 Site description

Missisquoi Bay is a shallow bay located on the Northeastern arm of Lake Champlain, a large lake spread across the Canada-U.S.A. border. Eutrophic conditions have been present for several decades, following the agricultural expansion in the watershed and the land use conversion near its shore. Missisquoi Bay has a surface area of 77.5 km² of which 46 km² are located in Québec. Its maximum depth is of 5 m with an average depth of 2.8 m. Missisquoi Bay

is an important resource for the province of Québec (Canada) because of its size, strategic position close to the U.S.A. border and its value for tourism (Blais, 2002 a, 2002 b). It is also providing drinking water to approximately 4100 residents through a drinking water treatment plant located on the Northeast side of the Bay.

The watershed of Missisquoi Bay has a surface area of 3 101 km². Of this territory, 42% (1 311 km²) is located in Québec and 58% in the state of Vermont, in the U.S.A. (1 790 km²). In the east of the basin draining to Missisquoi Bay, is a hilly, forested region that covers approximately 646 km² in its Québec portion. In the west, there is also a hilly region that opens to an agricultural plain (Acquin, 2001; White, 2003). Fifty-six percent of the Québec area of Missisquoi Bay's watershed is covered by forest. Agriculture represents approximately one third (32%) of the land use of the watershed. Ten percent of the land is the hydrographic network and 1% urban. Between 2006 and 2011, the percentage of agricultural land within the watershed increased (Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2015). The practice of spreading fertilizer containing nitrogen and phosphorus on agricultural lands of the watershed is partly responsible for the high concentrations of nutrients observed in Missisquoi Bay that have remained high (Facey et al., 2012; Smeltzer et al., 2012).

5.4.1.1 Sampling Locations and Field Sampling

This project is part of a real-time monitoring program that was developed and implemented in Missisquoi Bay, in 2007. An online YSI 6600V2-4 multi-probe system (Yellow Springs, Ohio, U.S.A.) measuring limnological data including depth, water temperature, conductivity, pH, turbidity, dissolved oxygen, total chlorophyll and cyanobacteria fluorescence was installed within the drinking water treatment plant, at the raw water inlet, for continuous water quality monitoring of the drinking water intake, as described by McQuaid et al. (2011) and de Boutray et al. (2011).

Three additional points were used to measure vertical depth profiles with the probe and to collect water samples for laboratory analyses of taxonomic counts and nutrients. P0 was located in the Bay above the drinking water intake and has a depth of 3-4 m, P1 was in the pelagic zone of Missisquoi Bay, 500-750 m away from P0 and has a depth of 5 m, and P2 was near the west shore of the bay and has a depth of 5 m. Additional information is provided in the supplemental section (Supplementary Material, Figure 5-11). Data are available from 2008 to 2012, except

biological data that are missing in 2009. Measurements and water samples were made and collected weekly during summer to early fall, from June to November.

5.4.2 Meteorological Data

Meteorological data were obtained from the weather station of Philipsburg, located on the shore of Missisquoi Bay (Environnement Canada, 2015). As a measure for favourable conditions for cyanobacteria production, cumulative degree days ($^{\circ}\text{C day}$) was calculated by summing the recorded degrees ($^{\circ}\text{C}$) each day above 20°C , a value that has been considered a threshold for cyanobacterial growth (Dupuis & Hann, 2009; Rolland et al., 2013).

5.4.3 Phytoplankton

Grab samples were collected at the three sampling points and at the drinking water treatment plant intake. Samples for taxonomic counts were preserved with Lugol's iodine solution directly after sampling and stored at 4°C . Taxonomic analyses were performed by Limnology and Aquatic Environment Laboratory (GRIL) at the University of Quebec at Montreal (UQAM) as described by McQuaid et al. (2011). A total of 126 samples were collected and analyzed for cyanobacteria counts. From this group, 113 were also analyzed for phytoplankton counts.

In the past five years, the taxonomy of a number of cyanobacterial species has been revised (Komárek, 2010; Komárek et al., 2011; Komárek et al., 2014; Wacklin et al., 2009) resulting in name changes to some species. Gas-vacuolated planktonic species from the genus *Anabaena* have now been assigned to a revised genus, *Dolichospermum* (Wacklin et al., 2009). *Aphanothece clathrata* has been renamed *Anathece clathrata* (Komárek et al., 2011). Many of these species are frequent in Missisquoi Bay. For simplification and consistency with previous publications from Missisquoi Bay, the old taxonomic names are used in this paper.

5.4.4 Nutrients

Grab samples collected for phytoplankton analyses were also analyzed for nutrients. Orthophosphates (o-PO_4), Total Phosphorus (TP), Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), and Nitrates and Nitrites (NO_x) were analyzed as per Standard Methods (APHA et al., 2012). Detection limits are 2, 10 and $50\ \mu\text{g/L}$ for TP; $50\ \mu\text{g/L}$ for TKN; 1, 2, 5 and $10\ \mu\text{g/L}$ for o-PO_4 ; and 10 and 50

µg/L for NO_x. Additional information on detection limits are available in Supplementary Material (Figure 5-12 to Figure 5-15). Scum samples were removed and analyzed separately.

5.4.5 Statistical Analysis

Analyses were performed using Statistica 9.0 (StatSoft. Inc, Tulsa, OK U.S.A.), and R statistical software package version 3.1.3. Shapiro-Wilk tests were performed to assess the statistical distributions of the data. For data below detection limits, a series of tests were conducted to determine the method used to handle samples below detection limits. Details on how values below the detection limit were handled are available in the Supplementary Material (Figure 5-12 to Figure 5-15). For statistical analyses, scum samples were identified (outliers) and were not considered in the analyses. For variables that were not normally or lognormally distributed, non-parametric tests were chosen. Mann-Whitney non-parametric test was performed to test differences between two independent observations. Spearman Rank Order Correlation was used to calculate correlations on data without detection limits. For data with detection limits maximum likelihood method or Kendall Tau was used. When a taxon was not observed in a sample, it was not assigned a zero value for that sample but was excluded from the analysis.

5.5 Results

5.5.1 Meteorological conditions

Median temperatures for the sampling period, from May to November, during the six years of the study (2007-2012) were within the climate range for the period 1971-2000, which was 15.5 °C (Environnement Canada, 2015). However, maximum air temperatures between May and November, for the six years of the study, were 11-18% higher than the maximum air temperatures from 1971 to 2000 (29.3 °C). 2010 and 2012 were characterized by more frequent periods of high warm temperatures (days of daily mean temperature >25 °C), particularly in July and August (Table 5-1). The numbers of days of daily temperatures >20 °C were significantly higher (p<0.05) from 2010 to 2012 than from 2007 to 2009. Climate change in Southern Québec is expected to bring higher total annual precipitation and higher temperatures (Charron, 2014), conditions that could potentially aggravate cyanobacterial blooms in Missisquoi Bay by increasing nutrient loads and providing for more days with optimal growth temperatures (See

Supplementary Material for optimal growth temperatures of cyanobacteria found in Missisquoi Bay, Table 5-5).

Severe flooding occurred in Missisquoi Bay's watershed at the beginning of the summer 2011. Rainfall between May and November, in 2011, was 33% higher than the average conditions from 1971 to 2000 (683 mm). The water level rose to its maximum height (7.0 m) since the past 60 years on May 6th 2011, and the water level remained high throughout the 2011 summer. In contrast, the 2012 summer was a much drier season: the volume of precipitation was 18% less than in 2011 and 5% less the average from the last five years (2007-2011). The height of the water in the bay was at one of its lowest levels in sixty years (4.2 m). The variation of the water level during the sampling period, from 2007 to 2010 was moderate. Maximum daily rainfall was higher in 2011 and 2012 than in 2007, 2008, 2009 to 2010, but not significantly different. Total monthly precipitation, between May and November, in 2007 and from 2009 to 2012 were significantly ($p < 0.05$) higher than the average conditions from 1971 to 2000. In 2008, total precipitation was not significantly different than the average conditions for total monthly precipitations from 1971 to 2000. The total annual precipitation was higher by 12% in 2007, 6% in 2009, 13% in 2010, 32,5% in 2011 and 9% in 2012. There is no correlation between annual precipitation and NO_x/TP (Supplementary Material, Figure 5-16). However there are some correlations between total precipitation over the past 9 days and cyanobacteria biovolume and phytoplankton biovolume (Table 5-3). Our results are different than the one presented by Bowling et al. (2015). In Bowling et al. (2015), there were generally few significant correlations between cyanobacterial presence except for *Microcystis* sp. showing significant positive correlations with both minimum and maximum air temperature and rainfall, whereas it was negatively correlated with wind velocity and cloud cover. Our results present more correlations between variables such as wind speed, wind direction, total precipitation, water level and phytoplankton taxa (Table 5-3) However, our results are in accordance with their results, since we also found a significant positive correlation between cyanobacteria and water temperature (which is closely correlated to air temperature) and a negative correlation with wind speed.

Table 5-1: Meteorological and physical data from May 1st to November 30th, from Philipsburg station (Environnement Canada, 2015)

Variables	Year					
	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Air Temperature (°C)						
Maximum	33.0 (June 27)	32.5 (June 10, July 8)	32.5 (Aug. 18)	34.5 (July 8)	34.5 (July 21)	34.0 (Aug. 4)
Median	16.8	15.8	14.9	16.4	17.8	17.3
Days of daily mean temperature >20°C	57	59	46	63	71	76
Days of daily mean temperature >25°C	7	3	4	14	8	10
Total annual precipitation (mm)	808	693	726	774	905	745
Max. daily rainfall (mm)	51.9 (Sept. 27)	34.8 (June 16)	39.6 (June 15)	52.7 (Sept. 30)	79.7 (Aug. 28)	72.0 (July 23)
Mean water Level (m)	4.9	5.1	4.9	5.0	5.5	4.6
Relative humidity (%)	74	76	76	76	72	73

5.5.2 Water temperature

Within an appropriate physiological range, cyanobacteria development and growth are temperature dependent. Therefore, degree-days can be used to link temperature to organism development time. A maximum of 209 °C-days was recorded by early September 2010 (Figure 5-1). In 2011, the heat accumulation was much smaller, with a maximum of only 171 °C-days in late September. The accumulation of heat was lower from 2007 to 2009 than from 2010 to 2012 (respectively, 140, 125, 109, 209, 171, 208 °C-days), with the maximum cumulative value reached by the end of September in 2007. Warmer years are indicated by higher degree days. Response of cyanobacteria abundance and composition to changes in temperature observed from 2007 to 2012 (except for 2009 where biological data were not available) was investigated using degree days as an explanatory variable. Daily mean cyanobacteria biovolumes are plotted on the graph. Warmer temperatures in 2010, 2011 and 2012—indicated by higher degree days—were generally associated with higher mean biovolumes of cyanobacteria than in 2007 and 2008. In 2011 and 2012 cyanobacteria appeared earlier in the season and at higher concentrations than in previous years. Cyanobacteria are also more persistent and decline less rapidly in 2010-2012 than

in 2007-2008. The highest value of 2008 corresponds to the major bloom identified by McQuaid (2009), McQuaid et al. (2011) and Zamyadi et al. (2012c).

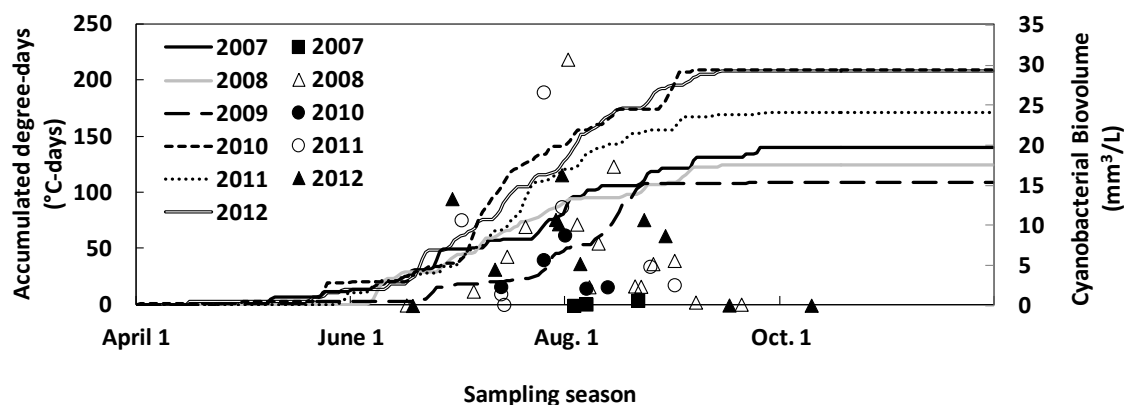


Figure 5-1: Cumulative degree days and cyanobacteria biovolume during six consecutive sampling seasons (2007-2012) from Philipsburg station (Environnement Canada, 2015)

5.5.3 Nutrient concentrations

TP, TN, o-PO₄ and NO_x concentrations from 2007-2012 are available in Table 5-2 and in Supplementary Material (Figure 5-12 to Figure 5-15). The mean TP concentrations varied from 49 to 148 µg/L and were more than double the concentration targeted by the bilateral agreement between Québec and Vermont of 25 µg/L. The mean TP concentrations in Missisquoi Bay (Table 5-2) were significantly higher in 2010 (by 34%) and in 2012 (by 48%) as compared to the 6-year mean (80 µg/L). Extreme TP concentrations (1150-11660 µg/L) were observed during large cyanobacteria blooms in 2011 and 2012, in surface waters and were related to the presence of surface scums. The average TN concentrations varied from 540 to 1278 µg/L. The average TN concentration was also high in 2011 as in 2010 and 2012.

Many values of o-PO₄ and NO_x were below the detection limit (2-10 µg/L for o-PO₄ and 10-50 µg/L for NO_x) each year. Therefore, values in Table 5-2 represent early (late May to early July) and late sampling (late September to November). NO_x values in 2012 were significantly higher than the overall 6-year mean (168 µg/L).

Table 5-2: Nutrient concentration during the sampling season (May-November) in Missisquoi Bay. Values are summer mean \pm standard deviation (SD), with the number of observations (n) in brackets.

Variables	Year					
	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Total Phosphorus ($\mu\text{g/L}$)	49 \pm 11 (42)	148 \pm 126 (20)	50 \pm 13 (36)	110 \pm 29 (53)	73 \pm 78 (134)	122 \pm 100 (71)
TKN ($\mu\text{g/L}$)	569 \pm 182 (43)	1040 \pm 204 (10)	540 \pm 182 (36)	917 \pm 397 (51)	959 \pm 747 (73)	1278 \pm 874 (70)
orthophosphates ($\mu\text{g/L}$)	23 \pm 10 (43)	58 \pm 38 (16)	24 \pm 9 (36)	6 \pm 9 (53)	16 \pm 37 (139)	8 \pm 15 (74)
Nitrate/nitrite ($\mu\text{g/L}$)	-	329 \pm 97 (6)	-	104 \pm 221 (53)	202 \pm 241 (139)	178 \pm 289 (75)
ratio TKN:TP	12	7	11	8	13	10
Ratio NO_x :TP	-	2	-	0,9	3	1,5

a : 2007 and 2009 nutrients data come from Vermont database

The average TKN:TP ratio varied from 7 to 13 placing Missisquoi Bay in an eutrophic state (Downing & McCauley, 1992). The average NO_x :TP ratio varied from 1 to 3 and the NO_x :TP ratio was under 10 during most of the bloom events. The NO_x :TP ratio was significantly negatively correlated (maximum likelihood method; likelihood-r coefficient = -0.44, p -value of 8.9×10^{-14}) with water temperature (Figure 5-2). Kendall's tau (τ) was -0.30 with a p -value of $1,09 \times 10^{-13}$.

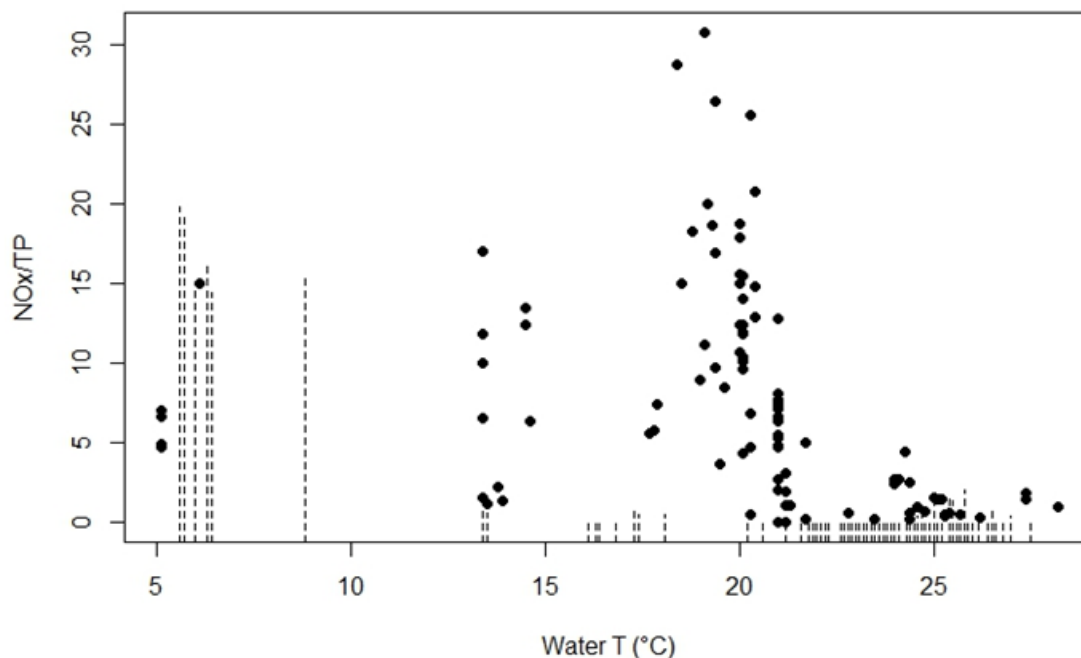


Figure 5-2: NOx:TP mass ratio as a function of water temperature for data from 2010 to 2012.

Black points represent data above limits of detection. Data below the limits of detection are represented by dotted vertical lines. In those ratios, only one of the data was below the detection limit. Scum samples were not considered in the analysis. (n=262)

5.5.4 Phytoplankton Succession

Figure 5-3 to Figure 5-6 show the daily mean cyanobacteria biovolumes compared to other groups of phytoplankton found in the Missisquoi Bay, during the sampling periods of 2008, 2010, 2011 and 2012. The year 2007 was excluded because no cyanobacterial blooms were observed before September (McQuaid et al., 2011). The blooms that were observed after September were small and had no impact on the drinking water intake (Ndong et al., 2014). Data for phytoplankton communities from the 2009 monitoring campaign were not available. The biovolumes presented are an average of all the sites sampled. The variation of total phytoplankton biovolume is mostly explained by the variations in the cyanobacteria that generally formed the predominant group in the 4 analyzed years. The cyanobacteria biovolume varied from 0.1% to 100% of the phytoplankton biovolume and was, in general, greater than 40% of the

phytoplankton. Cyanobacteria were present on all the sampling dates and all sites, but their biovolume ranged over more than 7 orders of magnitude, from a minimum of $8 \times 10^{-3} \text{ mm}^3/\text{L}$ on November 6th 2012, to a maximum of 2 914 mm^3/L , in the scum, on August 14th 2008. Cyanobacteria were mostly dominant in July and August with some major blooms presenting more than 25 mm^3/L of cyanobacteria biovolumes. Less than 1 mm^3/L of cyanobacteria was observed in June, October and November in all of the years.

The early summer was mostly dominated by chlorophytes, diatoms and cryptophytes. Dinoflagellates and diatoms generally co-dominated the last months of the sampling period (October and November). Phytoplankton biovolume increased markedly in most years after rapid cyanobacterial growth took place in July and August. Major cyanobacteria blooms ($>10 \text{ mm}^3/\text{L}$) appeared earlier in 2011 and 2012 than in 2008 and 2010 (Figure 5-1, Figure 5-3 to Figure 5-6). The presence of cyanobacteria in the Missisquoi Bay also seems to last longer in 2011 and 2012 than in 2008 and 2010 because only small biovolumes ($\leq 1 \text{ mm}^3/\text{L}$) were reported in late September and October for 2008 and 2010. Green algae presence in the phytoplankton community was higher in 2008 (17%) and 2010 (9%) compared to 2011 (1%) and 2012 (8%). For all the 4 years, diatom was the most important taxon in terms of biovolume, after cyanobacteria.

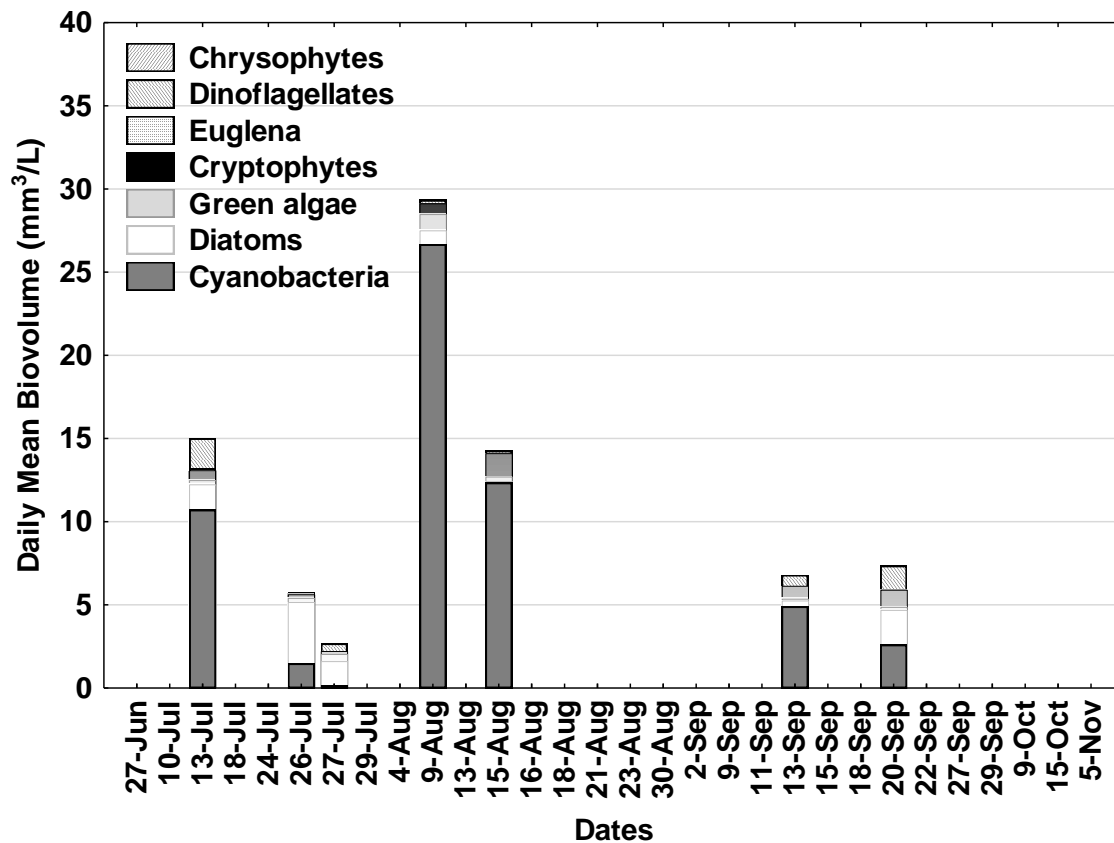


Figure 5-3: Phytoplankton succession, in 2008, in Missisquoi Bay

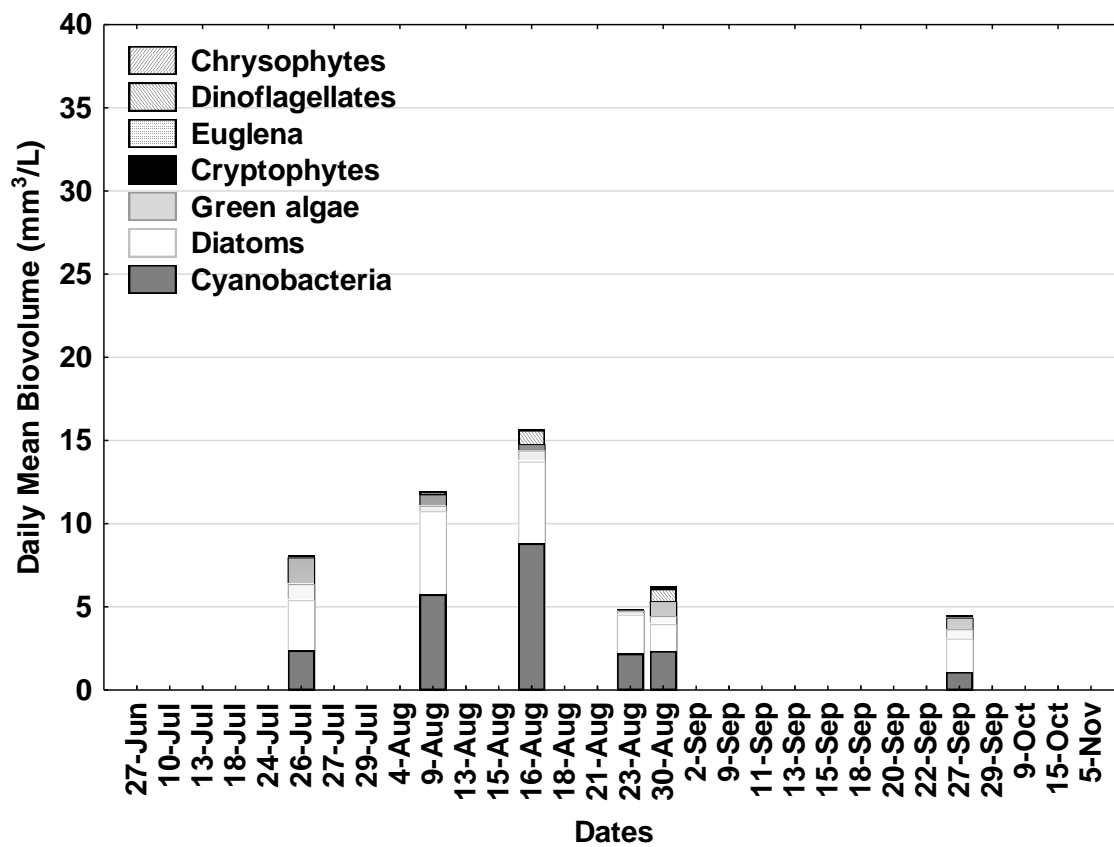


Figure 5-4: Phytoplankton succession, in 2010, in Missisquoi Bay

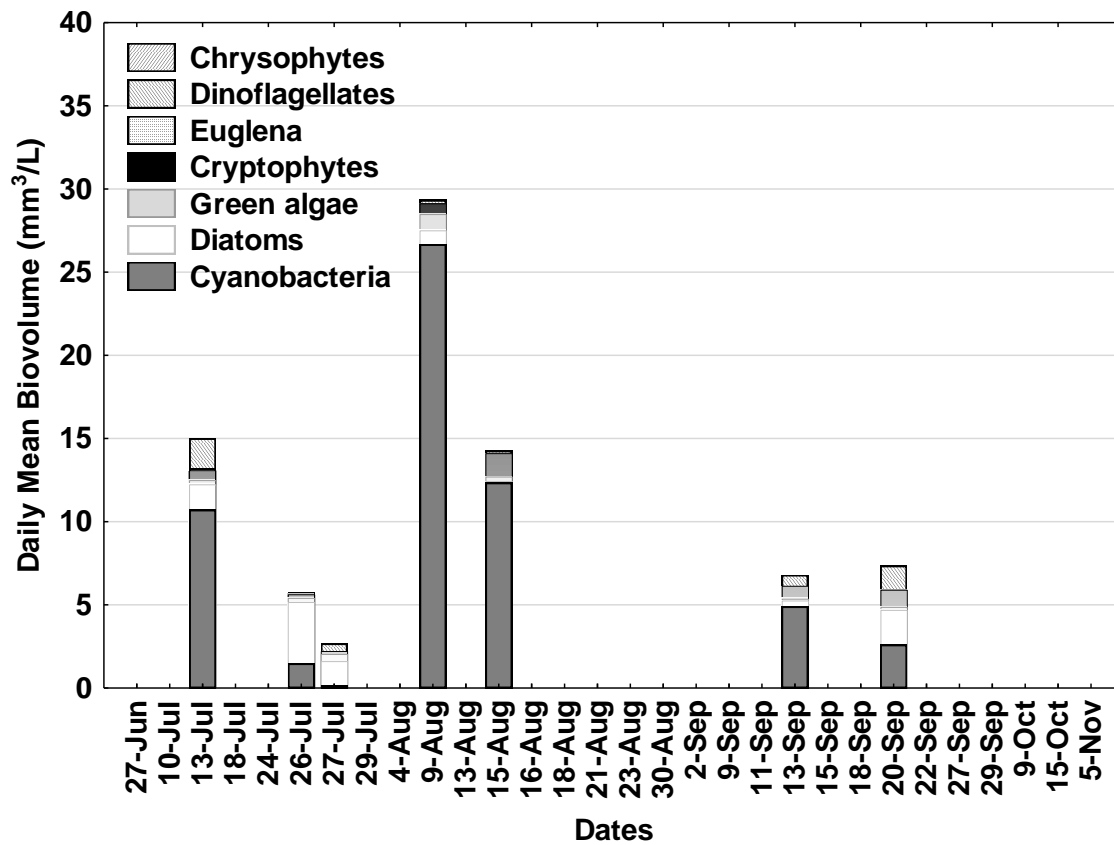


Figure 5-5: Phytoplankton succession, in 2011, in Missisquoi Bay

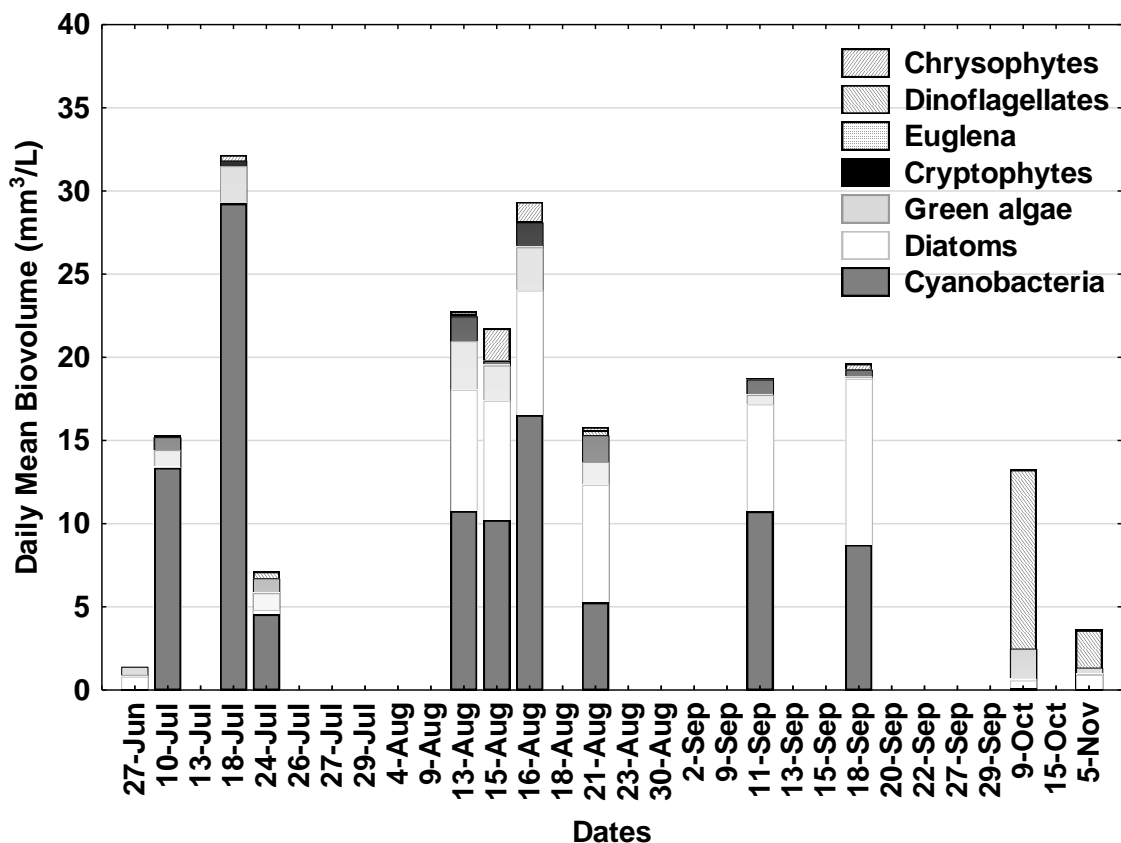


Figure 5-6: Phytoplankton succession, in 2012, in Missisquoi Bay

5.5.5 Cyanobacterial Succession

Among the 40 planktonic species of cyanobacteria identified, 9 belonged to the order of the Chroococcales, 7 to the Oscillatoriales, 9 to the Nostocales, 1 to Spirulinales and 14 to Synechococcales. The Chroococcales include only coccoids that have a more or less irregular thylakoid arrangement (Komárek et al., 2014). The main genera are *Microcystis*, *Chroococcus* and *Aphanothece*. The Oscillatoriales includes filamentous taxa with more complicated cytology (with radial, fasciculated, or irregular thylakoid arrangement), including the coccoid, phylogenetically close genus *Cyanothece* (Komárek et al., 2014). The main genera are *Arthrospira* and *Planktothrix*. The Nostocales order represents a large and monophyletic cluster of filamentous cyanobacteria with diversified thallus and special prominent cells (heterocytes, akinetes) (Komárek et al., 2014). Some of the genus of this order are N₂-fixing cyanobacteria such as *Anabaena* and *Aphanizomenon*. The Spirulinales order is characterized by filamentous cyanobacteria with trichomes regularly spirally coiled, with parietal thylakoids, and lacking

heterocyst (Komárek et al., 2014). The main genus are *Glaucospira* and *Spirulina*. The Synechococcales are a large group (over 70 genera) with both unicellular (plus colonial) and filamentous types. This group is united by the presence of parietal thylakoïdes (Komárek et al., 2014). The main genera are *Aphanocapsa* and *Merismopedia*. A full list of cyanobacteria identified in Missisquoi Bay is presented in the Supplementary Materials Section (Table 5-4).

The mean cyanobacterial abundance and biovolume for five orders of cyanobacteria throughout the sampling season are presented, respectively in Figure 5-7 and Figure 5-8. The Chroococcales dominated the cyanobacteria community in terms of abundance and biovolume during all the sampling period, except in some scum samples and in some intense blooms dominated by the Nostocales. In our samples, the Chroococcales order was mainly composed of genus *Aphanothece*, with very small cells (0.5 μm), that was abundant in June, October and November, and of genus *Microcystis*, with larger cells (35-115 μm), that was abundant in July, August and September. The Nostocales were not present in June. Some authors (Beverdors et al., 2013; Gondwe et al., 2008) mentioned that the Nostocales would potentially be present earlier in the summer season, because of their ability to fix N_2 in a deficient N environment, which is often the case in late spring and early summer. Our study does not allow us to verify this hypothesis since we only have 2 samples in June for the 4 sampling years, thus missing the early summer period. However, from our observations the Chroococcales are present in June and not the Nostocales. The Chroococcales dominated most of the bloom samples. However some bloom samples were co-dominated by the Nostocales in July. In August and September, the Nostocales completely dominated some bloom samples. The most important genus in those samples were *Anabaena* and *Aphanizomenon*. These observations are in accordance with Bowling et al. (2015) who indicate that, in Missisquoi Bay, some Nostocales species, especially *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena (Dolichospermum) flos-aquae* and *Anabaena (Dolichospermum) spiroides* formed late summer blooms. The Oscillatoriales were present in all the months, except October. The Spirulinales were present in very small quantity (mean 740 cells/mL and 0.002 mm^3/L) and were often absent from the samples. Those two orders present no outliers or extreme data. The Synechococcales is the only order to remain relatively constant throughout the sampling seasons. All the other orders were generally more abundant, in July, August and September than in June, October and November. Blooms in excess of 100 000 cells/mL were present on many occasions when samples were collected in July, August and September. Extreme concentrations of

cyanobacteria (more than 1 000 000 cells/mL or 40 mm³/L) were found in scums and thick green surface layer of cells in August and September. Low cyanobacterial presence (<0.1 mm³/L) was recorded in June but this may result for the month being sampled only in 2008 and 2012 and not throughout the entire study period (2007 to 2012). Cyanobacterial biovolume was low (<0.6 mm³/L) for most of the orders except for the Chroococcales and the Nostocales in July, August and September (Figure 5-8).

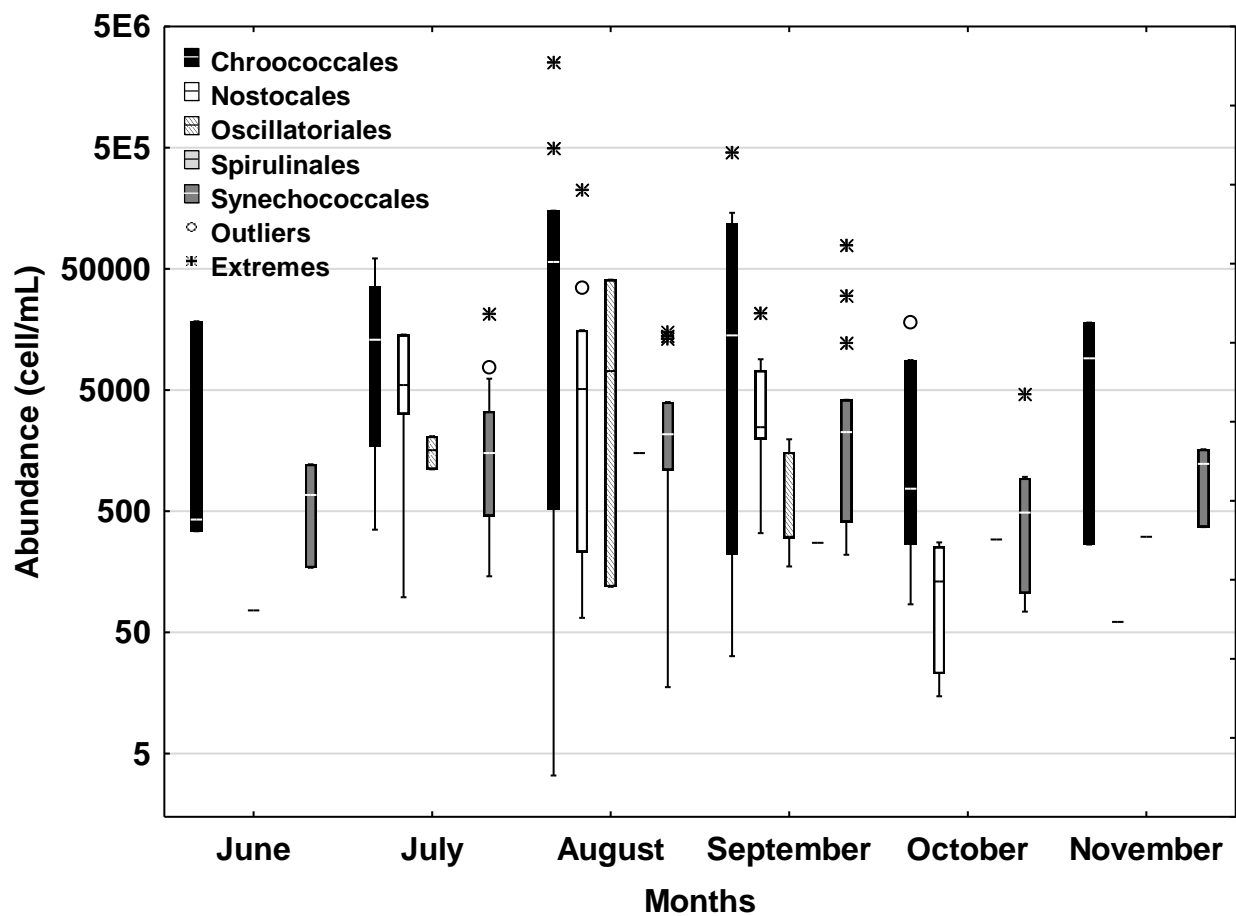


Figure 5-7: Mean seasonal abundance of five orders of cyanobacteria. Scum samples are included. The horizontal line indicates the median. Box: 25%-75%.

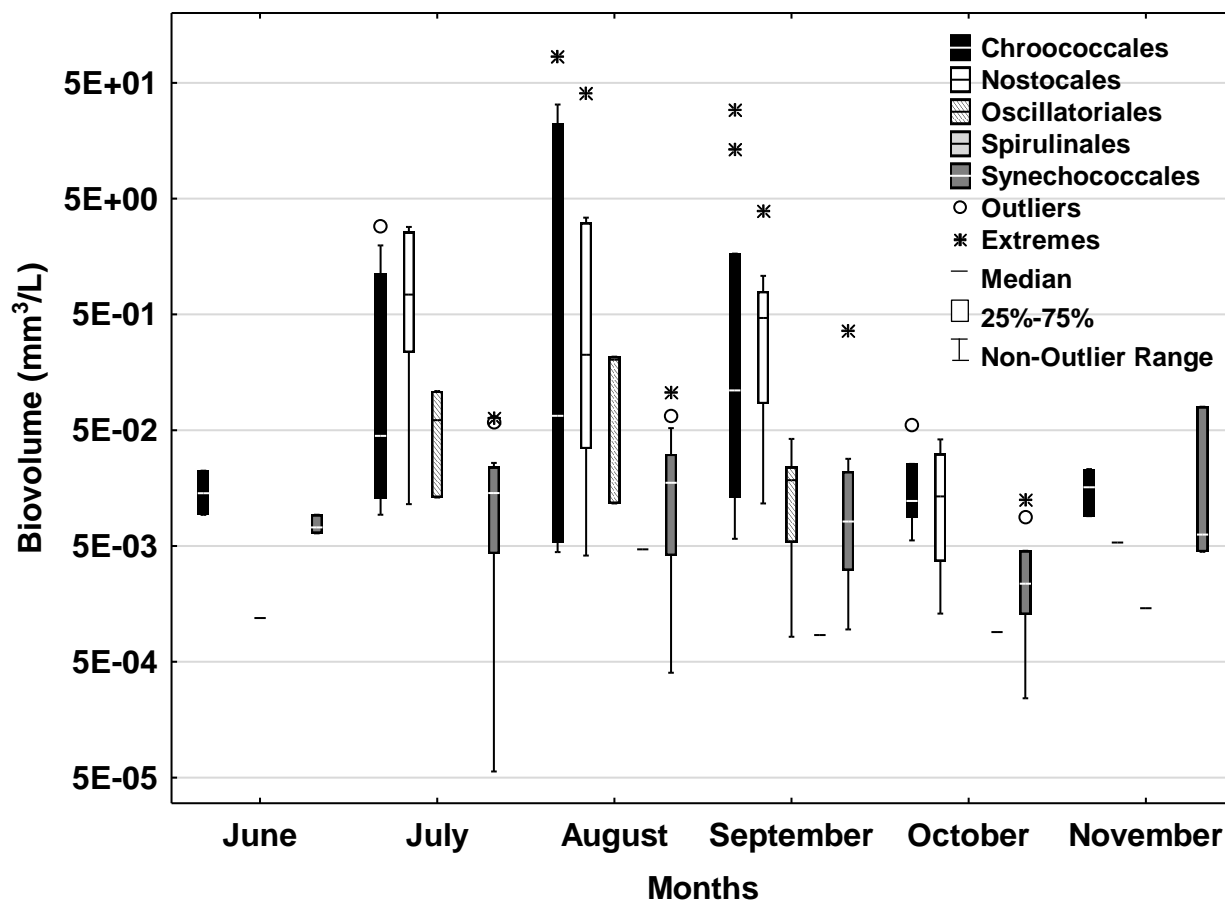


Figure 5-8: Mean seasonal biovolume of five orders of cyanobacteria. Scum samples are included. The horizontal line indicates the median. Box: 25%-75%.

Species composition varied annually. During all the studied years, *Microcystis*, and *Anabaena* were the dominant genus of the cyanobacteria community. These genera tended to dominate the cyanobacterial abundance and biovolume during the study period. *Aphanizomenon* was also dominant in a few important blooms, particularly in 2011, where it led to a toxic cyanobacterial breakthrough in a drinking-water plant (Zamyadi et al., 2012 c).

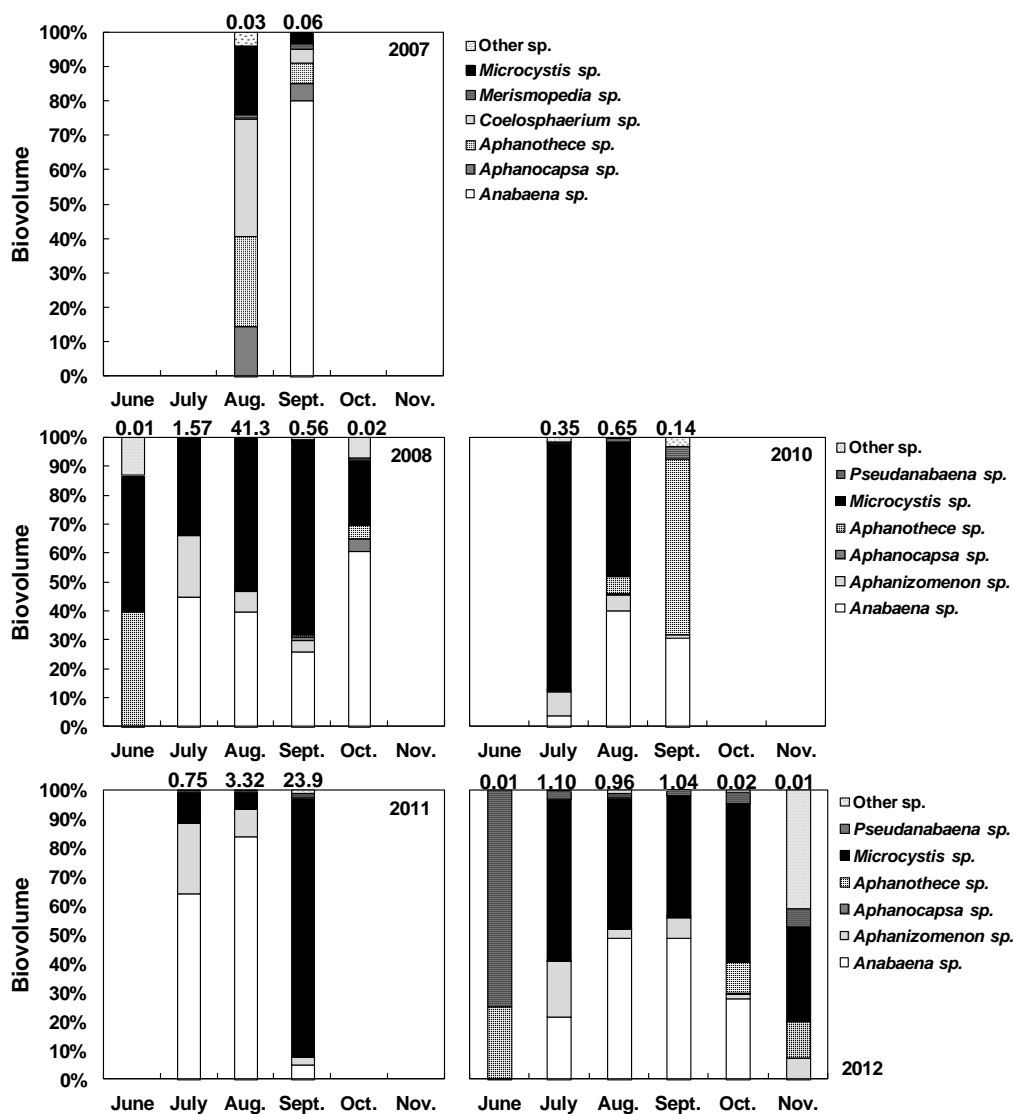


Figure 5-9: Seasonal and interannual variations of mean biovolume and specific composition of cyanobacteria of the six dominant genera in Missisquoi Bay. All sampling points are combined together. Mean biovolume is added on top of each bar.

Anabaena was the dominant genus in September 2007, but this dominance did not occur throughout the sampling season (Figure 5-9). In August, *Coelosphaerium kuetzingianum* and *Aphanothece clathrata brevis* were the co-dominant species. However, biovolume of cyanobacteria remains low during the 2007 campaign and no major bloom occurred (Figure 5-9). *Aphanizomenon*, one of the three (3) main cyanobacteria genera in Missisquoi Bay and *Pseudanabaena*, one of the six (6) main genera were absent in 2007. In contrast, the 2008 summer was marked by major cyanobacteria proliferations. In July, the water column was

dominated by *Anabaena* spp. (mostly *Anabaena spiroides*). In August, mean *Microcystis* spp. biovolume was superior to that of *Anabaena* spp (respectively 84 mm³/L and 63 mm³/L). *Aphanizomenon* spp. was also important with a mean biovolume of 11 mm³/L. All other species had a mean biovolume under 0.05 mm³/L. Major bloom with thick green scums appeared on July 29th (mean biovolume 6.0 mm³/L, *M. aeruginosa*), August 14th (mean biovolume 860 mm³/L, *A. spiroides*), August 18th (mean biovolume 12 mm³/L, *M. aeruginosa*) and August 28th (max. biovolume 220 mm³/L, *M. aeruginosa*). In 2010, the biovolume of cyanobacteria remained low throughout the summer (Figure 5-9). *Microcystis* spp. dominated from July to August in terms of biovolume but was absent in September. It was replaced by *Aphanothece* spp., a non-toxic genus of cyanobacteria, and *Anabaena solitaria planctonica*. The 2011 sampling season was characterized by the dominance of *Anabaena* spp. in July and August, whereas in September, *Microcystis aeruginosa* dominated the phytoplankton community (Figure 5-9). Major cyanobacteria blooms with thick greenish scum appeared on August 9th (mean biovolume 8.5 mm³/L, *A. spiroides*) and 16th (mean biovolume 18 mm³/L, *A. spiroides*) and on September 20th (mean biovolume 100 mm³/L, *M. aeruginosa*). The biovolume of cyanobacteria remained lower in 2012 than in 2011 (Figure 5-9). Bloom forming cyanobacteria *Microcystis* co-dominated the summer assemblage with *Anabaena* spp. but was scarce in June. *Anabaena* spp. was absent in November. *Aphanothece* spp. was always important in terms of abundance, but not in biovolume. All taxa remain low in October and November. Important cyanobacteria proliferation happened on July 11th, 19th, from August 14th to August 17th and on September 12th and 19th.

5.5.6 Correlation between Biotic and Abiotic Variables

For the five years of seasonal and spatial data, there were significant correlations between biotic data and certain environmental variables (Table 5-3). The cyanobacteria biovolume was positively correlated with TP, TN, water temperature, turbidity, total precipitations over the previous 9 days and wind direction, whereas it was negatively correlated with the ratio NO_x/TP and wind speed. The biovolume of diatoms was positively correlated with TN, Chl-a, and turbidity, whereas it was negatively correlated with o-PO₄, NO_x, and water level. Green algae were positively correlated with TP, Chl-a, turbidity, and wind direction, and negatively correlated with NO_x, NO_x/TP, and water level. Cryptophytes were positively correlated with chl-a. Euglena were not correlated with any variables. Dinoflagellates were positively correlated with o-PO₄,

NO_x, NO_x/TP, and water level, whereas they were negatively correlated with TP, TN, and Chl-a. The biovolume of Chrysophytes was positively correlated with TP, TN, Chl-a, turbidity, whereas it was negatively correlated with NO_x/TP and water level. The total phytoplankton was positively correlated with TP, TN, chl-a, water temperature, turbidity, total precipitations over the previous 9 days and wind direction. It was negatively correlated with NO_x/TP and water level.

Table 5-3: Spearman's rank correlations or Kendall's tau between biotic and abiotic variables (p<0.05)

Biotic variables	Abiotic variables											
	TP ^{ae}	TN ^{ae}	o-PO ₄ ^{ae}	NO _x ^{ae}	NO _x /TP ^a _e	Chl-a ^{bd}	WT ^{ad}	Turb. ^{cd}	TTP ^{ad}	WL ^{ad}	WS ^{ad}	WD ^{ad}
CB	0.49*	0.53*	0.05	-0.16	-0.30*	0.06	0.61*	0.56*	0.37*	-0.22*	-0.40*	0.44*
DT	0.16	0.31*	-0.24*	-0.17*	-0.19	0.57*	0.02	0.24*	0.02	-0.23*	-0.14	-0.03
GA	0.38*	0.07	-0.18	-0.35*	-0.48*	0.24*	0.50*	0.20	0.17	-0.24*	-0.20	0.34*
CR	0.09	-0.17	-0.04	-0.06	-0.12	0.30*	0.15	-0.11	0.14	-0.11	-0.10	0.06
EU	-0.03	-0.22	-0.18	-0.09	-0.06	0.10	0.03	-0.15	-0.18	0.17	-0.01	-0.13
DN	-0.44*	-0.27*	0.27*	0.28*	0.46*	-0.26*	-0.16	-0.19	-0.11	0.25*	0.12	-0.19
CS	0.38*	0.50*	-0.19	-0.12	-0.24*	0.36*	0.08	0.33*	0.13	-0.55*	0.04	-0.13
PH	0.40*	0.45*	0.05	-0.08	-0.26*	0.21*	0.46*	0.55*	0.34*	-0.36*	-0.26*	0.28*

Biotic variables: cyanobacteria (CB, mm³/L), diatoms (DT, mm³/L), green algae (GA, mm³/L), cryptophytes (CR, mm³/L), euglena (EU, mm³/L), dinoflagellates (DN, mm³/L), chrysophytes (CS, mm³/L), total phytoplankton (PH, mm³/L). **Abiotic variables:** total phosphorus (TP, µg/L), total nitrogen (TN, µg/L), ortho-phosphates (o-PO₄, µg/L), nitrates/nitrites (NO_x, µg/L), ratio dissolved organic phosphorus/total phosphorus, chlorophyll-a (Chl-a, µg/L), water temperature (WT, °C), turbidity (Turb., NTU), total precipitations over the 9 past days (TTP, mm), relative humidity (RH, %), water level (WL, m) wind speed (WS, m/s) wind direction (WD, degrees). *p<0.05. ^aN=95. ^bN=107. ^cN=84. ^dSpearman's rank ^eKendall's tau.

5.6 Discussion

5.6.1 Water temperature

It has generally been accepted that cyanobacteria dominate phytoplankton assemblages in temperate freshwater environments during the warmest periods of the year, particularly in eutrophic systems (Paerl, 1988; Paerl & Huisman, 2008; Reynolds & Walsby, 1975). The results from this study are consistent with this idea. Cyanobacteria dominated Missisquoi Bay at all sampling points as temperatures reached their annual pinnacle (Figure 5-10).

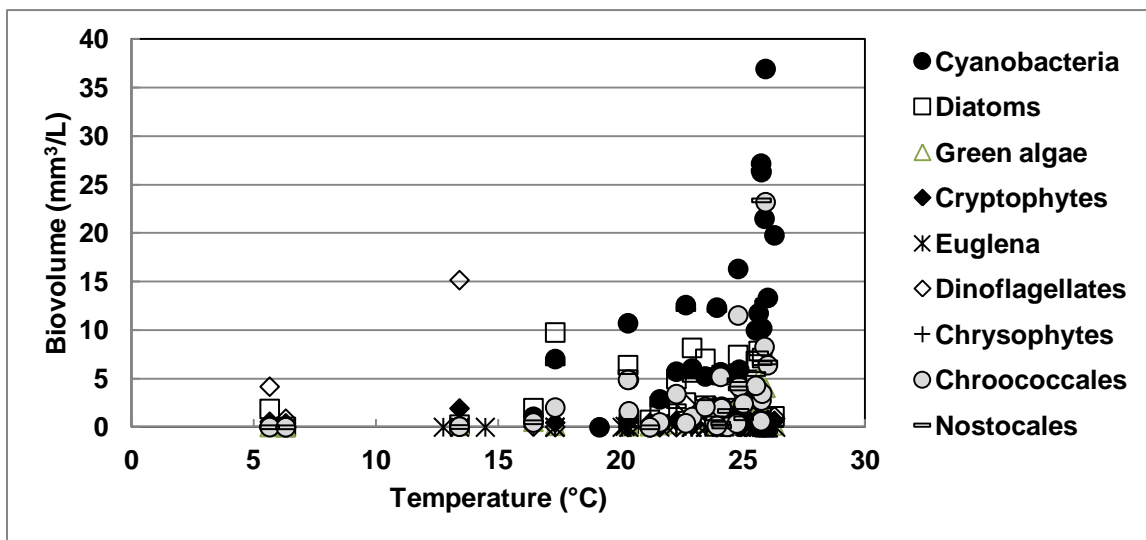


Figure 5-10: Relationship between cyanobacteria biovolume and water temperature, in Missisquoi Bay

An increase in the abundance of cyanobacteria is often associated with high temperatures because of their warmer growth optimum compared to other groups of phytoplankton. The optimal growth temperature of most cyanobacteria is between 23 °C and 28 °C (Supplementary Materials, Table 5-5), whereas growth temperature for other phytoplankton taxa, such as green algae, diatoms and dinoflagellates, is lower (5-28°C) (Chen, 2015; Ojala, 1993; Schabhüttl et al., 2013). There was a positive relationship between cyanobacteria, green algae and phytoplankton biovolumes with water temperature (Table 5-3), indicating that temperature can partially explain phytoplankton succession and early or late phytoplankton blooms in cooler water. This is consistent with North American and European studies where a warming climate has been linked to early or late phytoplankton blooms and dominance of cyanobacteria in the summer (Abrantes et al., 2006; Gallina et al., 2013; Marshall et al., 2005; Messineo et al., 2010; Rolland et al., 2013; Vinçon-Leite et al., 2002). *In vivo* and *in situ* experiences in eutrophic systems suggested that increased water temperatures are directly linked to a change in phytoplankton composition, showing an increasing proportion of cyanobacteria taxa. (Bowling et al., 2016; Coles & Jones, 2000; Dupuis & Hann, 2009; Gregor et al., 2005; Nalewajko & Murphy, 2001). These results are coherent with our research where phytoplankton composition is dominated by diatoms, cryptophytes and green algae in June and by cyanobacteria in July, August and September. In October and November, when the water temperature is cooler, the phytoplankton composition is dominated by dinoflagellates, diatoms and cryptophytes (Figure 5-3 to Figure 5-6). These

observations must be interpreted with caution given that, in June, only one sample was analyzed both for cyanobacteria diversity and phytoplankton composition.

Several studies (Foy et al., 1976; Ganf, 1974; Nalewajko & Murphy, 2001; Tsujimura et al., 2001) have reported the responsiveness of *Microcystis* spp., *Anabaena* spp. and *Aphanizomenon* spp. to warm temperatures. These observations implied that *Anabaena* spp. and *Aphanizomenon* spp. would occur earlier in spring and later in fall, when the water temperature is lower and *Microcystis* spp. in mid summer when the water has sufficiently warmed. In Missisquoi Bay, the peak population of *Microcystis* spp. varied during the studied years but was generally present in July and/or August and/or September, the warmest month for water temperatures in Missisquoi Bay. *Anabaena* spp. and *Aphanizomenon* spp appear later than *Microcystis* spp. They become co-dominant with *Microcystis* spp. in late July and can be dominant in August and September.

5.6.2 Wind

Predominant wind direction during summer is usually from the south, south-west and west (Bowling et al., 2015). Increased westerly winds increase wind mixing. In late spring and early summer, light is reduced due to increased cloud coverage (Bowling et al., 2015). High mixing rates favour immobile species, which tolerate low light levels, such as diatoms and Oscillatoriales (*Oscillatoria* spp., *Plankhotrix* spp.). In mid and late summer, at low mixing rates, they will be displaced by species that require high light intensities and migrate along the light gradient like flagellates and bloom-forming cyanobacteria (Domingues et al., 2005). Our results agree with those observations as wind speed is negatively correlated with cyanobacteria biovolume (Table 5-3).

5.6.3 Water Level and Precipitation

A period of high water levels generally generates a rapid decrease in phytoplankton biovolume and cyanobacteria contribution, because of effective dilution of the discharged elements (Grabowska & Mazur-Marzec, 2016; Mihaljević et al., 2010). Periods of low water level are a more serious threat for water plants, causing an increase in phytoplankton abundance and biovolume (Baldwin et al., 2010; Nöges et al., 2003). Higher water level in Missisquoi Bay in 2011 (5.5 m) compared to 2012 (4.6 m) resulted from exceptionally high precipitation during the study period especially from May to November (905 mm) while the average condition from

1971 to 2000 was 683 mm. However, mean phytoplankton biovolume was not higher in 2011 than in 2012 (respectively 14 $\mu\text{g/L}$ and 15 $\mu\text{g/L}$), when excluding scum samples. With the scum samples, mean phytoplankton biovolume was 50 $\mu\text{g/L}$ in 2011 and still 15 $\mu\text{g/L}$ in 2012. Extreme scum samples dominated by cyanobacteria, in 2011 (96 $\mu\text{g/L}$ and 775 $\mu\text{g/L}$), explain this important difference. At first glance, those results seem in contradiction with the observations previously cited. However, looking closer to correlations, WL is, indeed, negatively correlated to cyanobacteria biovolume (-0.22) and to phytoplankton (-0.36). Other taxa such as Diatoms, Green algae, and Chrysophytes are also negatively correlated to WL (respectively, -0.23, -0.24 and -0.55), indicating a decrease in phytoplankton, caused by dilution, with higher water level. These results must be relativized since total precipitations over the previous 9 days are correlated to cyanobacteria and phytoplankton biovolume (respectively 0.37 and 0.34). Thus, water does not only generate dilution, but also brings elements that enhance phytoplankton and cyanobacteria growth, such as nutrients.

5.6.3.1 Nutrients

In numerous studies, phosphorus has been identified as a major factor controlling cyanobacterial population development (Downing et al., 2001; Smith, 2009; Young et al., 1985). The enrichment of lakes by phosphorus leads to eutrophic conditions often accompanied by the development of cyanobacterial dominance and blooms (Anderson et al., 2002; Havens et al., 2001; O'Neil et al., 2012). N:P ratios have also been identified as a key factor for species composition in many studies (Havens et al., 2003; Levine & Schindler, 1999; Schindler, 1977; Smith, 1983; Smith et al., 1995), while some others as found little relationship with this variable (Downing et al., 2001; McCarthy et al., 2009). The NO_x/TP ratio has also been used as a good indicator of nutrient limitations in some cases (Bergström, 2010; Ndong et al., 2014; Ptacnik et al., 2010). Ndong et al. (2014) reported that a NO_x/TP mass ratio under 3 produce high cyanobacterial abundance in Missisquoi Bay. They found a significant negative correlation between mass ratio NO_x/TP and extracted cyanobacteria phycocyanin pigment. These results are consistent with our study. In our study, NO_x/TP ratio varies from 0.02 to 40 with a mean value of 3.1. Mean annual ratios are 3 or less for the study period (Table 5-2). The lowest ratio value was 0.005 and found in a scum sample in 2011 and the highest ratio value (40) was reached in November 2012, when phytoplankton composition was dominated by cryptophytes and

dinoflagellates. The variation of the ratio throughout the sampling season is coherent with phytoplankton succession. For most of the samples, when the ratio was ≤ 3 , phytoplankton was dominated by cyanobacteria; when the ratio was > 3 , it was dominated by other phytoplankton taxa. As expected, NO_x/TP is negatively correlated with cyanobacteria biovolume (Table 5-3). Interestingly, the ratio is also negatively correlated with phytoplankton biovolume, which indicates that phytoplankton is also strongly associated with NO_x availability and TP. In fact, dinoflagellates is correlated with NO_x (Table 5-3). The absence of a correlation between NO_x and cyanobacteria biovolume suggests that N demand may be met by other means such as N_2 fixation by diazotrophic species. However, the assimilation of N by N_2 -fixation is more energetically costly for a cell than ammonium or nitrate uptake (Ferber et al., 2004; McCarthy et al., 2013; Syrett, 1981). Thus, N_2 -fixation species are more competitive than others in an N reduced environment but less competitive in a nutrient rich environment.

Missisquoi Bay is considered as a nutrient rich environment with mean annual TP and TN varying from 49 to 122 $\mu\text{g/L}$ and 569 to 1218 $\mu\text{g/L}$, respectively (Table 5-2). 20-30 $\mu\text{g/L}$ of TP is mentioned as a threshold to induce the dominance of cyanobacteria (Rolland et al., 2013). This threshold was most of the time exceeded during the study period, and cyanobacteria dominance was present in most of the samples. Table 5-3 presents strong correlation between nutrient (TP, TN) and cyanobacteria and phytoplankton biovolumes, suggesting that these elements may be a controlling factor for the phytoplankton succession and may play a role in the cyanobacteria dominance. Bowling et al. (2015) had also found a positive correlation between cyanobacteria and TP. However, they looked at abundance and not biovolume.

Despite the scarcity of NO_x and o- PO_4 during most of the summer, TP and TN concentrations remain high ($> 30 \mu\text{g/L}$) with peaks corresponding to major bloom events. This indicates that there was an additional source of N fuelling bloom development. Those high concentrations cannot be explained by river inputs alone (Isles et al., 2015). Other possible sources can be N release from lake sediments and new N inputs by N_2 -fixing cyanobacteria. Previous research in Missisquoi Bay has found the rate of sediment nutrients release to be of a similar order of magnitude to the observed increases in the water column (Isles et al., 2015; McCarthy, 2011; Smith, 2009) and have found low rates of N-fixation even with large populations of N-fixing cyanobacteria (McCarthy et al. (2013) in Isles et al. (2015)). The occurrence of N-limiting conditions, in part due to cyanobacteria, and particularly *Microcystis* spp., uptake of NO_x ,

increase the development of N₂-fixing species such as *Aphanizomenon* spp. and *Anabaena* spp.. Beversdorf et al. (2013) have shown that short-term N stress is important in structuring cyanobacterial communities in a temperate eutrophic lake. They suggested that this N stress may also act to stimulate microcystin expression in non-N₂ fixers such as *Microcystis* spp, which has been shown to occur in culture-based studies (Downing et al., 2005; Ginn et al., 2010).

Smith et al. (1995), suggested a critical ratio of TN:TP of 22:1 by mass, below which cyanobacteria dominance is predicted to occur. In our study the TN:TP ratio varies between 6 and 33, but is generally situated between 10-14. The annual mean TN:TP ratio varied from 8 to 13. Every time cyanobacteria were dominant in the samples, the TN:TP ratio was under 22:1. When the ratio was > 26, phytoplankton (other than cyanobacteria) completely dominated the samples. However there is no relationship between cyanobacteria biovolume and TN:TP ratio (unshowed data). These results imply that TN and TP are important factors that affect the shift in phytoplankton dominance but not the TN:TP fluctuations.

5.7 Conclusion

Missisquoi Bay is a challenging water body because of the numbers and importance of cyanobacteria blooms that occur every year and the challenges they generate for drinking water production. Therefore a better understanding of the triggers and environmental conditions that drive those blooms are essential to help drinking water plant operators adapt their treatment to the quality of the water source. We demonstrate that in late spring and early summer water temperature is the main factor that limits phytoplankton growth. Nutrients concentrations are high and wind generates well mixed conditions that distribute evenly the nutrients in the water column. Precipitation also enhances nutrient input and well mixed conditions. Diatoms and cryptophytes are the main species present at that time. Cyanobacteria species like *Microcystis* spp. are also present but in very small concentrations. With warmer water, species with higher temperature requirements such as *Microcystis* spp. increase. The phytoplankton composition switch to cyanobacteria dominated phase. The ability of *Microcystis* spp., and cyanobacteria in general, to efficiently absorb and store bioavailable nutrients make them more competitive than other phytoplankton taxa (Sorokin & Dalocchio, 2008). A reduction in wind intensity and short stratification periods enhance the development of *Microcystis* spp. which lead to bloom events. At that time, NO_x and o-PO₄ concentrations decline fast because of rapid uptake by *Microcystis*

spp.. *Microcystis* spp. also forms thick scums on the water surface and reduce light penetration. These conditions favour the development of N₂-fixing cyanobacteria such as *Aphanizomenon* spp. and *Anabaena* spp. They become more competitive than *Microcystis* spp. because of their ability to use other N sources. While *Microcystis* spp. blooms start to decrease because of low nutrient availability and reduce light penetration, *Aphanizomenon* spp. and *Anabanea* spp. concentrations increase, leading to other cyanobacteria blooms. The reduction in water temperature and the increase of wind mixing in late summer and early fall also enhance the development of Nostocales. Dinoflagellates and Diatoms are dominant again in late summer and early fall when nutrients increase due to a decrease in uptake by cyanobacteria.

5.8 Acknowledgments

This research was financially supported by the Canadian Water Network, the Union Water Supply System, the Canada Research Chair in Source Water Protection, Ressources Aquatiques Québec, National Science and Engineering Research Council of Canada (NSERC), the Canadian Foundation for Innovation (FCI), and the Fonds de Recherche du Québec—Nature et Technologies (FRQ-NT). This research also received the support of the Laboratoire eau, environnement et systèmes urbains (LEESU) from Université Paris-Est and École des Ponts ParisTech. The authors acknowledge the support of Denis Bouchard, Melanie Bolduc, Yves Fontaine, and the operators of drinking water treatment plant at Missisquoi Bay for their technical help.

5.9 References

- Abrantes, N., Antunes, S.C., Pereira, M.J., Gonçalves, F., 2006. Seasonal succession of cladocerans and phytoplankton and their interactions in a shallow eutrophic lake (Lake Vela, Portugal). *Acta Oecologica* 29, 54-64.
- Acquin, M.-C., 2001. Géologie du secteur de la baie Missisquoi – Aménagement des paysages, économie et environnement. Université du Québec à Montréal (UQÀM). Département des sciences de la terre et de l’atmosphère.
- APHA, AWWA, & WEF. (2012). *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater* (22 ed.). Washington: American Public Health Association (APHA). 724 p.

- Anderson, D., Glibert, P., Burkholder, J., 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries* 25, 704-726.
- Baldwin, D.S., Wilson, J., Gigney, H., Boulding, A., 2010. Influence of extreme drawdown on water quality downstream of a large water storage reservoir. *River Res. Appl.* 26, 194-206.
- Bergström, A.-K., 2010. The use of TN:TP and DIN:TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition. *Aquat. Sci.* 72, 277-281.
- Beversdorf, L.J., Miller, T.R., McMahon, K.D., 2013. The Role of Nitrogen Fixation in Cyanobacterial Bloom Toxicity in a Temperate, Eutrophic Lake. *PLoS One* 8, e56103.
- Blais, S., 2002 a. La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001. *Agrosol.* 13, 103-110.
- Blais, S., 2002 b. Les cyanobactéries en 2000 et en 2001 dans la portion québécoise de la baie Missisquoi : impacts anthropiques et étude in situ, in: *Lake Champlain Research Consortium (Ed.), Symposium du printemps 2002 : Le lac Champlain, à l'aube du nouveau millénaire/Spring Symposium 2002: Lake Champlain in the new millennium, Saint-Jean-sur-Richelieu, Québec, Canada., p. 64.*
- Bowling, L.C., Blais, S., Sinotte, M., 2015. Heterogeneous spatial and temporal cyanobacterial distributions in Missisquoi Bay, Lake Champlain: An analysis of a 9 year dataset. *J. Great Lakes Res.* 41, 164-179.
- Bowling, L.C., Zamyadi, A., Henderson, R.K., 2016. Assessment of in situ fluorometry to measure cyanobacterial presence in water bodies with diverse cyanobacterial populations. *Water Res.* 105, 22-33.
- Briand, J.-F., Jacquet, S., Bernard, C., Humbert, J.-F., 2003. Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Vet. Res.* 34, 361-377.
- Brookes, J.D., Carey, C.C., 2011. Resilience to Blooms. *Science* 334, 46-47.
- Carey, C.C., Ibelings, B.W., Hoffmann, E.P., Hamilton, D.P., Brookes, J.D., 2012. Ecophysiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Res.* 46, 1394-1407.

- Carmichael, W.W., Azevedo, S.M., An, J.S., Molica, R.J., Jochimsen, E.M., Lau, S., Rinehart, K.L., Shaw, G.R., Eaglesham, G.K., 2001. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environ. Health Perspect.* 109, 663-668.
- Charron, I., 2014. Guide sur les scénarios climatiques: utilisation de l'information climatique pour guider la recherche et la prise de décision en matière d'adaptation. Ouranos : Consortium sur la climatologie régionale et l'adaptation aux changements climatiques., p. 86.
- Chen, B., 2015. Patterns of thermal limits of phytoplankton. *J. Plankton Res.* 37, 285-292.
- Codd, G.A., 1995. Cyanobacterial toxins: Occurrence, properties and biological significance. *Water Sci. Technol.* 32, 149-156.
- Codd, G.A., 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecol. Eng.* 16, 51-60.
- Coles, J.F., Jones, R.C., 2000. Effect of temperature on photosynthesis-light response and growth of four phytoplankton species isolated from a tidal freshwater river. *J. Phycol.* 36, 7-16.
- Comité interministériel de concertation sur la Baie Missisquoi, 2003. Plan d'action 2003-2009 sur la réduction du phosphore, Baie Missisquoi. Région Montérégie, Qc, Canada.
- de Boutray, M.-L., Lemaire, B., Vinçon-Leite, B., Tassin, B., Comeau, Y., Dorner, S., 2011. Water Quality Monitoring and Lake Ecosystem Modelling: an Integrated Approach to Assess Cyanobacterial Blooms, 11th edition of the World Wide Workshop for Young Environmental Scientists (WWW-YES-2011)—Urban Waters: resource or risks? HAL-ENPC (2011), Arcueil, France.
- Dodds, W.K., Bouska, W.W., Eitzmann, J.L., Pilger, T.J., Pitts, K.L., Riley, A.J., Schloesser, J.T., Thornbrugh, D.J., 2009. Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. *Environ. Sci. Technol.* 43, 12-19.
- Domingues, R.B., Barbosa, A., Galvão, H., 2005. Nutrients, light and phytoplankton succession in a temperate estuary (the Guadiana, south-western Iberia). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 64, 249-260.
- Downing, J.A., McCauley, E., 1992. The nitrogen: phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 37, 936-945.

- Downing, J.A., Watson, S.B., McCauley, E., 2001. Predicting Cyanobacteria dominance in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 1905-1908.
- Downing, T.G., Meyer, C., Gehringer, M.M., van de Venter, M., 2005. Microcystin content of *Microcystis aeruginosa* is modulated by nitrogen uptake rate relative to specific growth rate or carbon fixation rate. *Environ. Toxicol.* 20, 257-262.
- Dupuis, A.P., Hann, B.J., 2009. Warm spring and summer water temperatures in small eutrophic lakes of the Canadian prairies: potential implications for phytoplankton and zooplankton. *J. Plankton Res.* 31, 489-502.
- Environnement Canada, 2015. Historical Data. Environnement Canada, Philipsburg, Qc, Canada.
- Facey, D.E., Marsden, J.E., Mihuc, T.B., Howe, E.A., 2012. Lake Champlain 2010: A summary of recent research and monitoring initiatives. *J. Great Lakes Res.* 38, Supplement 1, 1-5.
- Ferber, L.R., Levine, S.N., Lini, A., Livingston, G.P., 2004. Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen? *Freshw. Biol.* 49, 690-708.
- Foy, R.H., Gibson, C.E., Smith, R.V., 1976. The influence of daylength, light intensity and temperature on the growth rates of planktonic blue-green algae. *British Phycological J.* 11, 151-163.
- Gallina, N., Salmaso, N., Morabito, G., Beniston, M., 2013. Phytoplankton configuration in six deep lakes in the peri-Alpine region: are the key drivers related to eutrophication and climate? *Aquat. Ecol.* 47, 177-193.
- Ganf, G.G., 1974. Rates of oxygen uptake by the planktonic community of a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). *Oecologia* 15, 17-32.
- Ginn, H.P., Pearson, L.A., Neilan, B.A., 2010. NtcA from *Microcystis aeruginosa* PCC 7806 Is Autoregulatory and Binds to the Microcystin Promoter. *Appl. Environ. Microbiol.* 76, 4362-4368.
- Gondwe, M.J., Guildford, S.J., Hecky, R.E., 2008. Planktonic nitrogen fixation in Lake Malawi/Nyasa. *Hydrobiologia* 596, 251-267.

- Grabowska, M., Mazur-Marzec, H., 2016. The influence of hydrological conditions on phytoplankton community structure and cyanopeptide concentration in dammed lowland river. *Environ. Monit. Assess.* 188, 488.
- Gregor, J., Geriš, R., Maršálek, B., Heteša, J., Marvan, P., 2005. In situ Quantification of Phytoplankton in Reservoirs Using a Submersible Spectrofluorometer. *Hydrobiologia* 548, 141-151.
- Havens, K.E., Fukushima, T., Xie, P., Iwakuma, T., James, R.T., Takamura, N., Hanazato, T., Yamamoto, T., 2001. Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (U.S.A.). *Environ. Pollut.* 111, 263-272.
- Havens, K.E., James, R.T., East, T.L., Smith, V.H., 2003. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. *Environ. Pollut.* 122, 379-390.
- Isles, P.D.F., Giles, C.D., Gearhart, T.A., Xu, Y., Druschel, G.K., Schroth, A.W., 2015. Dynamic internal drivers of a historically severe cyanobacteria bloom in Lake Champlain revealed through comprehensive monitoring. *J. Great Lakes Res.* 41, 818-829.
- Jochimsen, E.M., Carmichael, W.W., An, J., Cardo, D.M., Cookson, S.T., Holmes, C.E.M., Antunes, M.B., de Melo Filho, D.A., Lyra, T.M., Barreto, V.S.T., Azevedo, S.M.F.O., Jarvis, W.R., 1998. Liver Failure and Death after Exposure to Microcystins at a Hemodialysis Center in Brazil. *N. Engl. J. Med.* 338, 873-878.
- Komárek, J., 2010. Modern taxonomic revision of planktic nostocacean cyanobacteria: a short review of genera. *Hydrobiologia* 639, 231-243.
- Komárek, J., Kaštovský, J., Jezberová, J., 2011. Phylogenetic and taxonomic delimitation of the cyanobacterial genus *Aphanothece* and description of *Anathece* gen. nov. *Eur. J. Phycol.* 46, 315-326.
- Komárek, J., Kastovsky, J., Mares, J., Johansen, J.R., 2014. Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach. *Preslia* 86, 295-335.

- Lévesque, B., Gervais, M.-C., Chevalier, P., Gauvin, D., Anassour-Laouan-Sidi, E., Gingras, S., Fortin, N., Brisson, G., Greer, C., Bird, D., 2014. Prospective study of acute health effects in relation to exposure to cyanobacteria. *Sci. Total Environ.* 466–467, 397-403.
- Levine, S.N., Schindler, D.W., 1999. Influence of nitrogen to phosphorus supply ratios and physicochemical conditions on cyanobacteria and phytoplankton species composition in the Experimental Lakes Area, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56, 451-466.
- Marshall, H.G., Burchardt, L., Lacouture, R., 2005. A review of phytoplankton composition within Chesapeake Bay and its tidal estuaries. *J. Plankton Res.* 27, 1083-1102.
- McCarthy, M.J., James, R.T., Chen, Y., East, T.L., Gardner, W.S., 2009. Nutrient ratios and phytoplankton community structure in the large, shallow, eutrophic, subtropical Lakes Okeechobee (Florida, U.S.A.) and Taihu (China). *Limnology* 10, 215-227.
- McCarthy, M.J., 2011. Nitrogen Availability and Transformations in Missisquoi Bay, Lake Champlain: Effects on Phytoplankton Community Structure and Cyanobacterial Blooms, Biology Department. Ph.D. Thesis. Université du Québec a Montréal, p. 203.
- McCarthy, M., Gardner, W., Lehmann, M., Bird, D., 2013. Implications of water column ammonium uptake and regeneration for the nitrogen budget in temperate, eutrophic Missisquoi Bay, Lake Champlain (Canada/USA). *Hydrobiologia* 718, 173-188.
- McQuaid, N., 2009. Establishment of an early warning system for cyanobacteria using an online multi-probe system measuring physicochemical parameters, chlorophyll and phycocyanin, Département des génies civil, géologique et des mines. Mémoire de maîtrise. École Polytechnique de Montréal. 107 p., Montréal, Qc, Canada, p. 107.
- McQuaid, N., Zamyadi, A., Prevost, M., Bird, D.F., Dorner, S., 2011. Use of in vivo phycocyanin fluorescence to monitor potential microcystin-producing cyanobacterial biovolume in a drinking water source. *J. Environ. Monit.* 13, 455-463.
- Messineo, V., Melchiorre, S., Di Corcia, A., Gallo, P., Bruno, M., 2010. Seasonal succession of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Aphanizomenon ovalisporum* blooms with cylindrospermopsin occurrence in the volcanic Lake Albano, Central Italy. *Environ. Toxicol.* 25, 18-27.

- Mihaljević, M., Špoljarić, D., Stević, F., Cvijanović, V., Hackenberger Kutuzović, B., 2010. The influence of extreme floods from the River Danube in 2006 on phytoplankton communities in a floodplain lake: Shift to a clear state. *Limnologica—Ecology and Management of Inland Waters* 40, 260-268.
- Nalewajko, C., Murphy, T.P., 2001. Effects of temperature, and availability of nitrogen and phosphorus on the abundance of *Anabaena* and *Microcystis* in Lake Biwa, Japan: an experimental approach. *Limnology* 2, 45-48.
- Ndong, M., Bird, D., Nguyen-Quang, T., de Boutray, M.-L., Zamyadi, A., Vinçon-Leite, B., Lemaire, B.J., Prévost, M., Dorner, S., 2014. Estimating the risk of cyanobacterial occurrence using an index integrating meteorological factors: Application to drinking water production. *Water Res.* 56, 98-108.
- NHMRC. (2008). Recreational Guidelines for algae. National Health and Medical Research Council. Retrieved from <http://www.water.nsw.gov.au/water-management/water-quality/algae-information/guidelines-for-algae>
- Nõges, T., Nõges, P., Laugaste, R., 2003. Water level as the mediator between climate change and phytoplankton composition in a large shallow temperate lake. *Hydrobiologia* 506, 257-263.
- Ojala, A., 1993. Effects of temperature and irradiance on the growth of two freshwater photosynthetic cryptophytes. *J. Phycol.* 29, 278-284.
- O’Neil, J.M., Davis, T.W., Burford, M.A., Gobler, C.J., 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14, 313-334.
- Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, 2015. Plan directeur de l'eau. Portrait du bassin versant de la baie Missisquoi. Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi, p. 331.
- Paerl, H.W., Hall, N.S., Calandrino, E.S., 2011. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Sci. Total Environ.* 409, 1739-1745.

- Paerl, H.W., 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnol. Oceanogr.* 33, 823-847
- Paerl, H.W., Huisman, J., 2008. Blooms Like It Hot. *Science* 320, 57-58.
- Paerl, H.W., Huisman, J., 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environ. Microbiol. Rep.* 1, 27-37.
- Ptacnik, R., Andersen, T., Tamminen, T., 2010. Performance of the Redfield Ratio and a Family of Nutrient Limitation Indicators as Thresholds for Phytoplankton N vs. P Limitation. *Ecosystems* 13, 1201-1214.
- Reynolds, C.S., Walsby, A.E., 1975. Water-blooms. *Biol. Rev.* 50, 437-481.
- Rolland, D.C., Bourget, S., Warren, A., Laurion, I., Vincent, W.F., 2013. Extreme variability of cyanobacterial blooms in an urban drinking water supply. *J. Plankton Res.* 35, 744-758.
- Schabhüttl, S., Hingsamer, P., Weigelhofer, G., Hein, T., Weigert, A., Striebel, M., 2013. Temperature and species richness effects in phytoplankton communities. *Oecologia* 171, 527-536.
- Schindler, D.W., 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. Natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. *Science* 195, 260-262.
- Smeltzer, E., Shambaugh, A.d., Stangel, P., 2012. Environmental change in Lake Champlain revealed by long-term monitoring. *J. Great Lakes Res.* 38, Supplement 1, 6-18.
- Smith, V.H., 1983. Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. *Science* 221, 669-671.
- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environ Sci & Pollut Res* 10, 126-139.
- Smith, V.H., Bierman, V., Jones, B., Havens, K., 1995. Historical trends in the Lake Okeechobee ecosystem. IV. Nitrogen: phosphorus ratios, cyanobacterial dominance, and nitrogen fixation potential. *Archiv fur Hydrobiologie-Supplementband Only* 107, 71-88.

- Smith, L.G., 2009. Missisquoi Bay sediment phosphorus cycling: the role of organic phosphorus and seasonal redox fluctuations The Faculty of the Graduate College. Master Thesis. The University of Vermont, Burlington, p. 141.
- Sorokin, Y.I., Dallochio, F., 2008. Dynamics of phosphorus in the Venice lagoon during a picocyanobacteria bloom. *J. Plankton Res.* 30, 1019-1026.
- Steffensen, D.A., Hudnell, H.K., 2008. Economic cost of cyanobacterial blooms, in: Hudnell, H.K. (Ed.), *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. Springer New York, pp. 855-865.
- Stewart, I., Seawright, A., Shaw, G., 2008. Cyanobacterial poisoning in livestock, wild mammals and birds—an overview, in: Hudnell, H.K. (Ed.), *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. Springer New York, pp. 613-637.
- Stewart, I., Webb, P., Schluter, P., Shaw, G., 2006. Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria—a review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment. *Environ. Health* 5, 6.
- Syrett, P.J., 1981. Nitrogen metabolism of microalgae. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 210, 182–210.
- Tsujimura, S., Ishikawa, K., Tsukada, H., 2001. Effect of temperature on growth of the cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae* in Lake Biwa and Lake Yogo. *Phycol. Res.* 49, 275-280.
- Vinçon-Leite, B., Tassin, B., Druart, J.-C., 2002. Phytoplankton variability in Lake Bourget: Phytoplankton dynamics and meteorology. *Lake Reserv. Res. Manage.* 7, 93-102
- Wacklin, P., Hoffmann, L., Komárek, J., 2009. Nomenclatural validation of the genetically revised cyanobacterial genus *Dolichospermum* (Ralfs ex Bornet et Flahault) comb. nova. *Fottea* 9, 59-64.
- Watson, S.B., 2003. Cyanobacterial and eukaryotic algal odour compounds: signals or by-products? A review of their biological activity. *Phycologia* 42, 332-350.
- White, A., 2003. Caractérisation des sédiments quaternaires de la baie Missisquoi et de la rivière aux Brochets. Université du Québec à Montréal (UQÀM). Département des sciences de la terre et de l'atmosphère, Montréal, Canada.

Young, G.K., ASCE, M., Saunders, K.G., 1985. Phosphorus reduction for control of algae. *J. Environ. Eng.* 11, 574–588.

Zamyadi, A., Dorner, S., Ndong, M., Ellis, D., Bolduc, A., Bastien, C., Prevost, M., 2013a. Low-risk cyanobacterial bloom sources: Cell accumulation within full-scale treatment plants (PDF). *J. Am. Water Works Assoc.* 105, E651-E663.

Zamyadi, A., Dorner, S., Sauvé, S., Ellis, D., Bolduc, A., Bastien, C., Prévost, M., 2013 b. Species-dependence of cyanobacteria removal efficiency by different drinking water treatment processes. *Water Res.* 47, 2689-2700.

Zamyadi, A., MacLeod, S.L., Fan, Y., McQuaid, N., Dorner, S., Sauvé, S., Prévost, M., 2012a. Toxic cyanobacterial breakthrough and accumulation in a drinking-water plant: A monitoring and treatment challenge. *Water Res.* 46, 1511-1523.

Zamyadi, A., McQuaid, N., Prevost, M., Dorner, S., 2012c. Monitoring of potentially toxic cyanobacteria using an online multi-probe in drinking water sources. *J. Environ. Monit.* 14, 579-588.

5.10 Supplementary Material

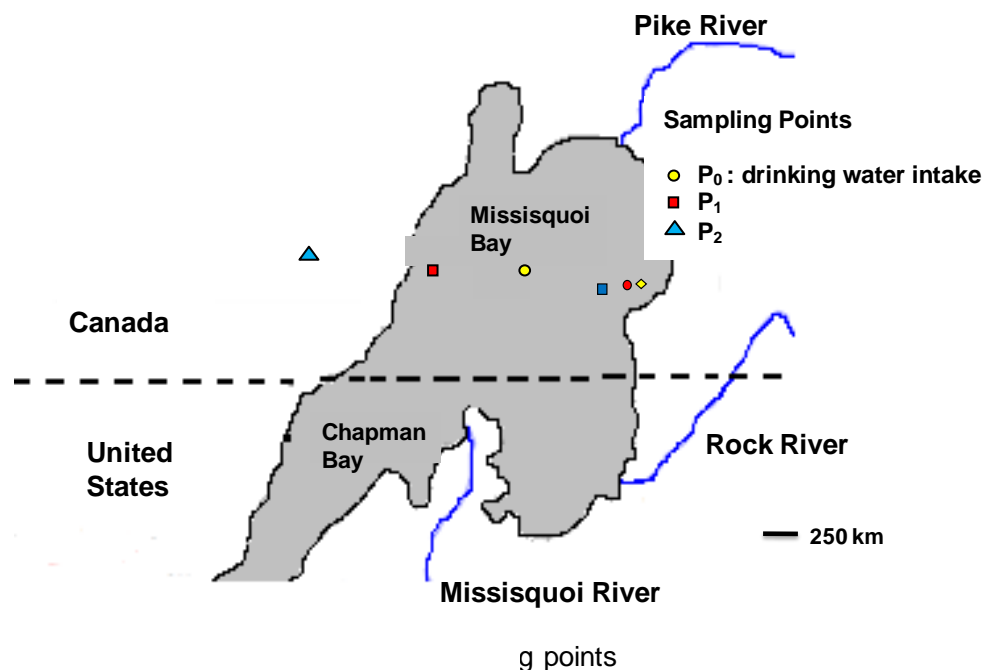


Figure 5-11: Missisquoi Bay and Sampling Locations

5.10.1 Nutrient Concentrations

The ranges of TP, TKN, o-PO₄ and NO_x concentrations are presented in Figure 5-12 to Figure 5-15, respectively. Outliers in the figures for TP and TKN represent extreme concentrations from scum samples. Scum samples were considered separately in statistical analyses such as in methods to handle values below the detection limits. For o-PO₄, many apparent outliers (as shown as open circles in Figure 5-14) were not from scum samples and were not removed. They appeared as outliers because of the larger number of values below the detection limit.

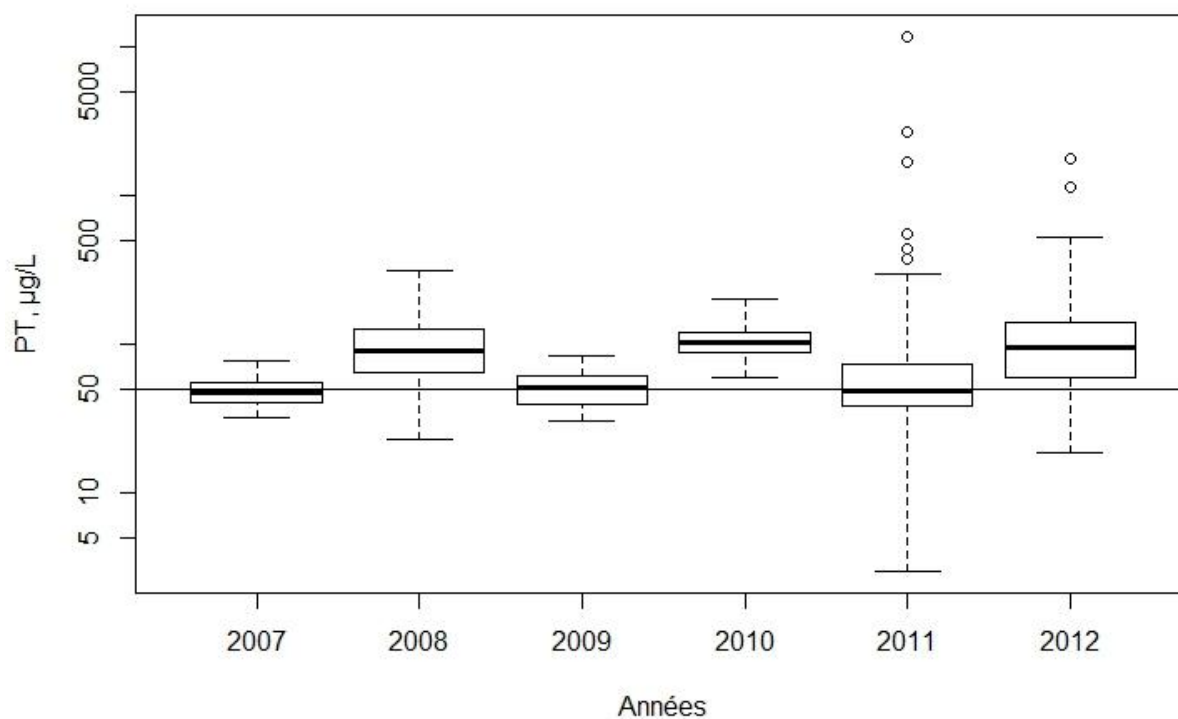


Figure 5-12: Concentration of TP ($\mu\text{g/L}$) from 2007-2012. Boxplots represent the 25, 50 and 75th percentiles; open circles represent outliers. The horizontal line represents the highest limit of detection. Values below the detection limit were calculated according to the robust ROS method (Bolks et al., 2014; Helsel, 2012).

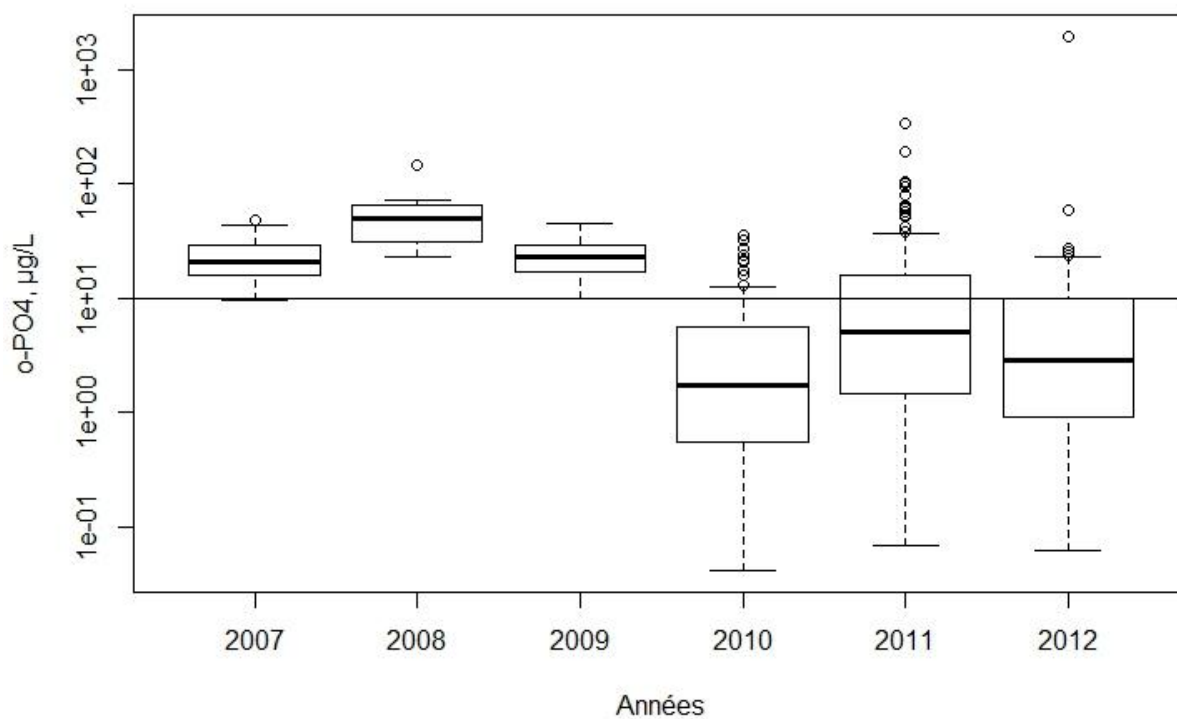


Figure 5-14: Concentration of o-PO₄ (µg/L) from 2007-2012. Boxplots represent the 25, 50 and 75th percentiles; open circles represent outliers. The horizontal line represents the highest limit of detection. Values below the detection limit were calculated according to the Kaplan-Meier method (Bolks et al., 2014; Helsel, 2012).

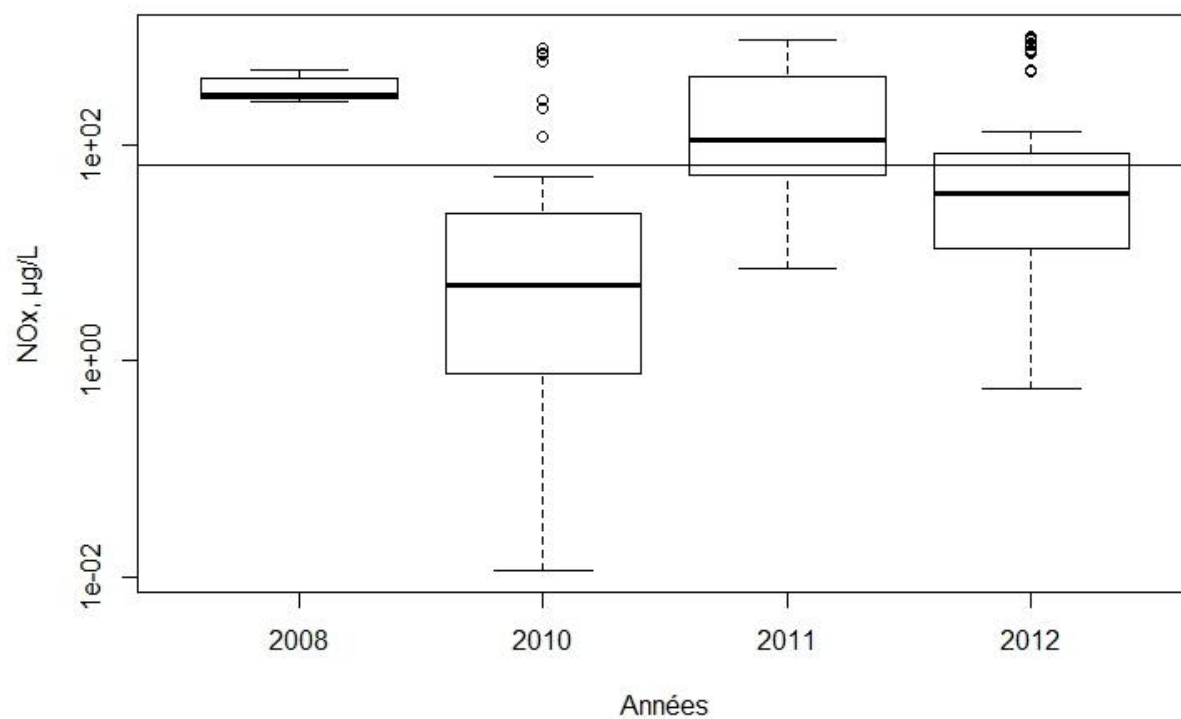


Figure 5-15: Concentration of NO_x (µg/L) for 2008 and 2010-2012. No NO_x data were available in 2007 and 2009. Boxplots represent the 25, 50 and 75th percentiles; open circles represent outliers. The horizontal line represents the highest limit of detection. Values below the detection limit were calculated according to the ROS method (Bolks et al., 2014; Helsel, 2012).

5.10.2 Precipitation and NO_x/TP

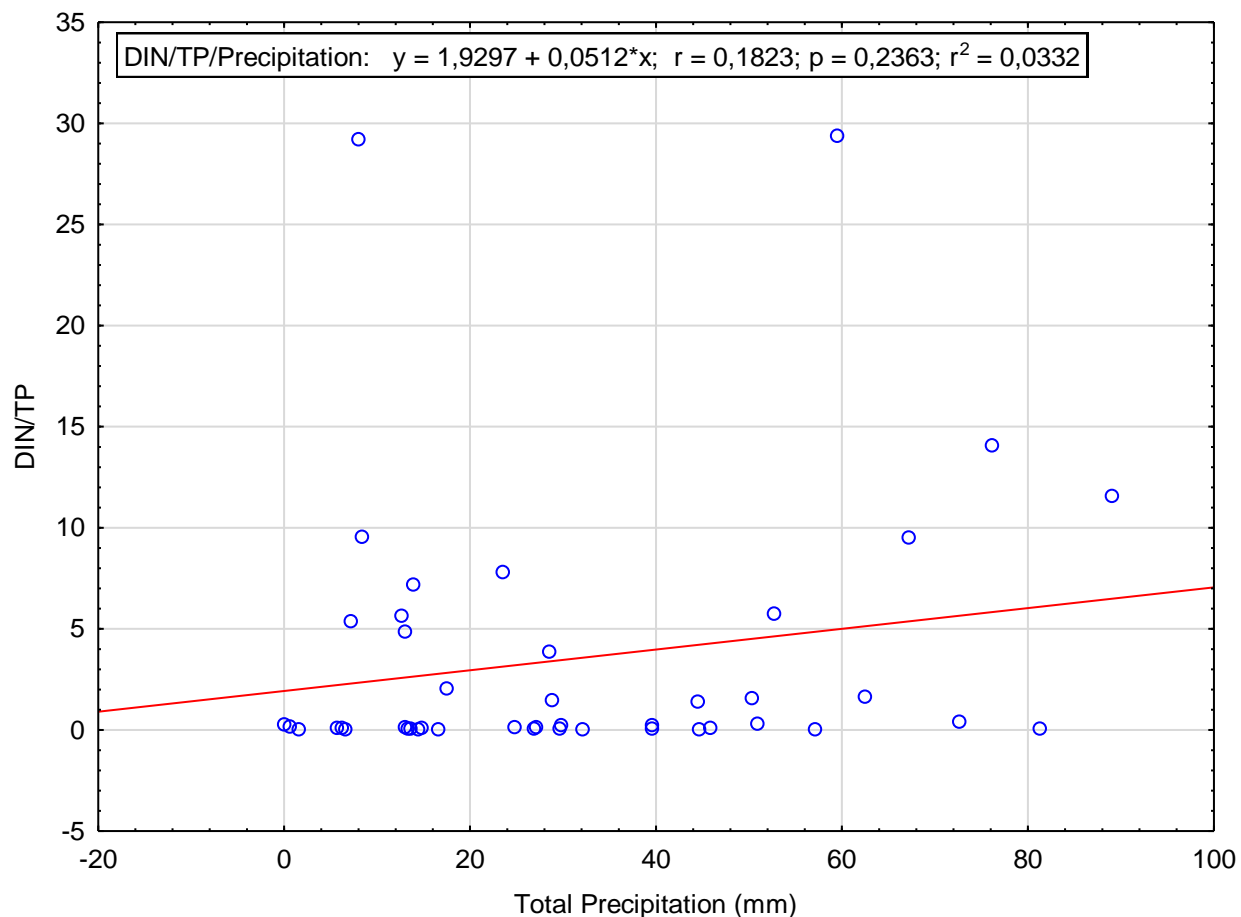


Figure 5-16: NO_x/TP as a function of total precipitation over the previous 9 days

5.10.3 Cyanobacteria in Missisquoi Bay and their optimal growth temperatures

Samples collected between 2007 and 2012 were analyzed and taxonomic counts were provided for cyanobacteria, diatoms, green algae, cryptophytes, euglena, dinoflagellates and chrysophytes. Forty species of cyanobacteria from 20 genera and 5 orders were identified in Missisquoi Bay between 2007 and 2012. They are presented in Table 5-4. The Chroococcales and Nostocales are the most commonly observed orders in analyzed samples from Missisquoi Bay and respectively represent 68% and 32% of the cyanobacteria in water samples. The most commonly observed genera are *Microcystis* spp. (67%), *Dolichospermum* spp. (formerly *Anabaena* spp.) (29%) and *Aphanizomenon* spp. (4%). The species with the highest mean biovolumes are *Microcystis*

aeruginosa (38%), *Microcystis flos-aquae* (15%), *Microcystis weissenbergii* (15%), *Dolichospermum spiroides* (formerly *Anabaena spiroides*) (27%), *Aphanizomenon flos-aquae* (3%) and *Dolichospermum flos-aquae* (formerly *Anabaena flos aquae*) (1%).

Table 5-4 : Orders, genera and species of cyanobacteria observed in Missisquoi Bay with mean biovolume per sample of each taxon

Order, genus and species	Mean biovolume	Percentage of total biovolume
	mm ³ /L	
Chroococcales	9,70	68%
<i>Aphanothece</i>	0,04	0,09%
<i>Aphanothece clathrata</i>	0,18	0,003%
<i>Aphanothece minutissima</i>	0,01	0,003%
<i>Aphanothece sp.</i>	0,01	0,0002%
<i>Chroococcus</i>	0,15	0,1%
<i>Chroococcus dispersus</i>	1,01	0,1%
<i>Chroococcus prescottii</i>	0,03	0,02%
<i>Chroococcus sp.</i>	0,11	0,002 %
<i>Chroococcus turgidus</i>	0,00	0,000 2 %
<i>Microcystis</i>	17,36	67%
<i>Microcystis aeruginosa</i>	18,61	38%
<i>Microcystis flos-aquae</i>	25,94	15 %
<i>Microcystis sp</i>	0,01	0,000 4 %
<i>Microcystis sp. libre</i>	0,65	0,2 %
<i>Microcystis wesenbergii</i>	16,55	15%
Nostocales	5,15	32%
<i>Anabaena</i>	8,02	29%
<i>Anabaena flos-aquae</i>	1,42	1%
<i>Anabaena flos-aquae treleasii</i>	0,19	0,04%
<i>Anabaena solitaria planctonica</i>	0,30	0,01%
<i>Anabaena sp.</i>	0,05	0,001%
<i>Anabaena spiroides</i>	18,33	24%
<i>Anabaena spiroides crassa</i>	2,76	3 %
<i>Aphanizomenon</i>	1,37	4 %
<i>Aphanizomenon flexuosum</i>	0,26	0,2 %
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	1,94	3 %
<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>	0,08	0,003 %
<i>Aphanizomenon schindleri</i>	0,02	0,002%
<i>Cuspidothrix</i>	0,02	0,000 4 %
<i>Cuspidothrix isaatschenkoi</i>	0,02	0,0004%
<i>Gloeotrichia</i>	0,01	0,0009%
<i>Gloeotrichia echinulata</i>	0,01	0,0009%
Oscillatoriales	0,09	0,04%
<i>Lyngbya</i>	0,01	0,0008%

Table 5-4 : Orders, genera and species of cyanobacteria observed in Missisquoi Bay with mean biovolume per sample of each taxon (cont'd)

Order, genus and species	Mean biovolume	Percentage of total
<i>Lyngbya diguetii</i>	0,00	0,00004%
<i>Lyngbya epiphytica</i>	0,01	0,0007%
<i>Oscillatoria</i>	0,02	0,003%
<i>Oscillatoria amphibia</i>	0,01	0,0005%
<i>Oscillatoria limnetica</i>	0,01	0,0003%
<i>Oscillatoria tenuis</i>	0,06	0,002%
<i>Phormidium</i>	0,15	0,01%
<i>Phormidium mucicola</i>	0,15	0,01%
<i>Planktothrix</i>	0,17	0,03 %
<i>Planktothrix prolifica</i>	0,20	0,03 %
<i>Planktothrix sp.</i>	0,04	0,002 %
Spirulinales	0,002	0,000 3 %
<i>Glaucospira</i>	0,00	0,000 3 %
<i>Glaucospira sp.</i>	0,00	0,000 3 %
Synechococcales	0,05	0,3%
<i>Aphanocapsa</i>	0,01	0,01%
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	0,01	0,01%
<i>Aphanocapsa parasitica</i>	0,00	0,0001%
<i>Aphanocapsa sp.</i>	0,02	0,004%
<i>Coelosphaerium</i>	0,04	0,02%
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	0,04	0,02%
<i>Leptolyngbya</i>	0,00	0,00002%
<i>Leptolyngbya tennerima</i>	0,00	0,00002%
<i>Merismopedia</i>	0,01	0,01%
<i>Merismopedia glauca</i>	0,03	0,002%
<i>Merismopedia minima</i>	0,00	0,00001%
<i>Merismopedia punctata</i>	0,02	0,01%
<i>Merismopedia tenuissima</i>	0,00	0,002%
<i>Planktolyngbya</i>	0,03	0,02%
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	0,04	0,02%
<i>Planktolyngbya sp.</i>	0,02	0,004%
<i>Pseudanabaena</i>	0,09	0,24%
<i>Pseudanabaena biceps</i>	0,02	0,002%
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	0,01	0,01%
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	0,13	0,23%
<i>Pseudanabaena sp.</i>	0,01	0,001%
<i>Snowella</i>	0,00	0,0001%
<i>Snowella lacustris</i>	0,00	0,0001%
<i>Woronichiana</i>	0,04	0,004%
<i>Woronichinia naegeliana</i>	0,04	0,004%

Table 5-5: Optimal growth temperatures of various cyanobacterial species observed in
Missisquoi Bay

Cyanobacterial genus	Optimal temperature for growth (°C)	References
<i>Microcystis spp.</i>	24-34	Ganf (1974)
	28-32	Nalewajko, and Murphy (2001)
<i>Anabaena spp.</i>	28-32	Nalewajko, and Murphy (2001)
	25	Imamura (1981)
	18-20	Foy et al. (1976)
<i>Aphanizomenon spp.</i>	23-29	Tsujimura et al. (2001)
	15-25	Foy et al. (1976)
<i>Oscillatoria spp.</i>	7-18	Jewson (1976)
<i>Phormidium spp.</i>	30-35	Talbot et al. (1991)
<i>Aphanothece spp.</i>	35-45	Oren (2002)
<i>Planktothrix spp.</i>	20-25	Foy et al. (1976)
<i>Chroococcus psp.</i>	30-38	Huang et al. (2008)
<i>Cylindrospermopsis spp.</i>	30-35	Briand et al. (2004)

5.10.4 References for Table 5-5

- Briand, J.-F., Leboulanger, C., Humbert, J.-F., Bernard, C., Dufour, P., 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming? *J. Phycol.* 40, 231-238.
- Foy, R.H., Gibson, C.E., Smith, R.V., 1976. The influence of daylength, light intensity and temperature on the growth rates of planktonic blue-green algae. *British Phycological J.* 11, 151-163.
- Ganf, G.G., 1974. Rates of oxygen uptake by the planktonic community of a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). *Oecologia* 15, 17-32.
- Huang, X.-x., Hu, P., Zhuang, L.-c., Ni, L.-p., 2008. The cultivation and nutrition analysis of the blue-green alga *Chroococcus minutus*. *J. Shanghai Fish. Univ.* 1, 13.
- Imamura, N., 1981. Studies on the water blooms in lake Kasumigaura. *Verhandlungen – Int. Vereinigung für Theor. Angew. Limnol.* 20, 155-161.

- Jewson, D.H., 1976. The interaction of components controlling net phytoplankton photosynthesis in a well-mixed lake (Lough Neagh, Northern Ireland). *Freshw. Biol.* 6, 551-576.
- Nalewajko, C., Murphy, T.P., 2001. Effects of temperature, and availability of nitrogen and phosphorus on the abundance of *Anabaena* and *Microcystis* in Lake Biwa, Japan: an experimental approach. *Limnology* 2, 45-48.
- Oren, A., 2002. *Halophilic microorganisms and their environments*, first ed. Springer Netherlands.
- Talbot, P., Thébault, J.M., Dauta, A., de la Noüe, J., 1991. A comparative study and mathematical modeling of temperature, light and growth of three microalgae potentially useful for wastewater treatment. *Water Res.* 25, 465-472.
- Tsujimura, S., Ishikawa, K., Tsukada, H., 2001. Effect of temperature on growth of the cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae* in Lake Biwa and Lake Yogo. *Phycol. Res.* 49, 275-280.

**CHAPITRE 6 ARTICLE 2: ONLINE PHYCOCYANIN
FLUORESCENCE PROBE MONITORING OF CYANOBACTERIA IN
DRINKING WATER SOURCES: EVALUATION OF THRESHOLDS
FOR ALERT LEVELS**

Marie-Laure de Boutray^{1,*}, Pirooz Pazouki¹, Arash Zamyadi^{2,3}, Mouhamed Ndong³, Jean-Baptiste Burnet¹, Brigitte Vinçon-Leite⁴, Bruno Lemaire⁴ Michèle Prévost¹, Sarah Dorner¹

¹ Polytechnique Montréal, Department of Civil, Geological and Mining Engineering, P.O. Box 6079, Station Centre-ville, Montréal, Québec, Canada, H3C 3A7. Tel: 514-340-4711 ext. 4563.

² University of New South Wales, Water Research Centre & bioMASS Lab, Sydney Australia

³ Canadian Rivers Institute, New Brunswick

⁴ École des Ponts ParisTech, 6 et 8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes, 77455 Marne la Vallée Cedex

* Corresponding author current address: Polytechnique Montréal, Department of Civil, Geological and Mining Engineering, P.O. Box 6079, Station Centre-ville, Montréal, Québec, Canada, H3C 3A7

* Corresponding author Phone: 514-340-4711 Extension 4563 and email: ml.deboutray@polymtl.ca

Cet article a été soumis à la revue *Environmental Monitoring Assessment*.

6.1 Abstract

Cyanobacteria are a growing concern in drinking water sources given rising temperatures from global climate change and increasing eutrophication of water bodies. The objectives of this study were to evaluate a rapid, low cost *in situ* phycocyanin monitoring system for drinking water sources and to review laboratory reported interferences and proposed alert level thresholds. Phycocyanin probes for cyanobacteria and phytoplankton were compared to traditional

taxonomic cell counts from lake and raw water samples. Two field sites in Canada (on Lake Erie, Ontario and on Missisquoi Bay of Lake Champlain, Québec) were used to test the proposed monitoring system. Validation of probe measurements (in Ratio Fluorescence Units, RFU) was conducted to compare cyanobacteria abundance and biovolume, phytoplankton abundance and biovolume. Probe measurements were significantly correlated to cyanobacterial biovolumes at both field sites, but correlations depended on the relative proportion of cyanobacteria within total phytoplankton. Other phytoplankton such as green algae caused interferences and reduced correlations between the probe and cyanobacterial concentrations. A chlorophyll-a based correction to probe readings improved correlations with taxonomic count data. Turbidity did not interfere with probe readings as the turbidity in the water was directly related to the presence of high concentrations of cyanobacterial cells. Lake Erie cyanobacteria concentrations were low compared to cyanobacteria concentrations from Missisquoi Bay, yet the alert thresholds using phycocyanin fluorescence were comparable at both sites demonstrating that an RFU based threshold is widely applicable. Phycocyanin probes are useful monitoring tools that can be applied for high frequency monitoring the quality of drinking water sources during cyanobacteria blooms.

6.2 Keywords

Lake Erie; Missisquoi Bay; cyanobacteria; phycocyanin; interferences; fluorescence

6.3 Introduction

As a result of global change and the disruption of key elemental cycles (C, N, P), large blooms of cyanobacteria in freshwater systems have become more frequent worldwide (Taranu et al., 2015). The presence of cyanobacteria in drinking water sources has raised the question of the vulnerability of treatment plants to cyanobacteria blooms in water bodies. Of particular concern are the toxins produced by cyanobacteria; however, their presence can also disrupt drinking water treatment and lead to non-consumption advisories (Zamyadi et al., 2014). The occurrence of cyanobacteria in drinking water sources challenges water treatment utilities, as they can disrupt conventional drinking water treatment processes, cause taste and odour problems through the production of geosmin and methylisoborneol (MIB) (Graham et al., 2012) and lead to toxins breaking through into treated water (Zamyadi et al., 2012a).

There are many types of phytoplankton with major groups belonging to dinoflagellates, diatoms and cyanobacteria. Almost forty species of cyanobacteria have the ability to produce various types of toxins (Codd et al., 2005). The production of cyanotoxins in water bodies depends on environmental variables such as temperature, light intensity, nutrient enrichment, the wind and turbulence of water (Muruga et al., 2014; Paerl et al., 2011) and the formation of high density colonies in scums has been associated with the up regulation of cyanotoxin production genes (Wood et al., 2011). In eutrophic freshwater bodies, the cyanobacteria group can be the dominant phytoplankton, although eutrophic conditions are not required for their dominance (Molot et al., 2010).

Toxin-producing cyanobacteria have become dominant members of bacterial communities during both the summer and early fall period as visible blooms have appeared in surface waters (e.g. Ndong et al. 2014). This has led the public health advisories and a guideline value for microcystin concentrations for drinking water. In Canada, Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water proposed, last updated in 2016, a maximum acceptable concentration of 0.0015 mg/L (1.5 µg/L) of total microcystin in drinking water (Health Canada, 2016), the same standard that also applies for Québec (Government of Québec, 2016). The U.S. Environmental Protection Agency (EPA) has introduced regulations for microcystins based on drinking water ingestion rates (L/kg/day) for each age group. The EPA has developed two health advisory values related to body weight and drinking water intake by age. The estimated ten-day health advisory values for children less than 6 years old is 0.3 µg/L and 1.6 µg/L for children older than or equal to 6 years (USEPA, 2015).

The World Health Organization (WHO)'s framework is the basis of several others and provides three alert levels and strategies consisting of Vigilance Level, Alert Level 1 and Alert Level 2 (Chorus & Bartram, 1999). Following the WHO management framework, other organizations and authors have developed or suggested action plans to be implemented before and during a cyanobacteria bloom in source waters. Some actions include cyanobacteria identification and enumeration, measurement of cyanotoxins, and mouse test bioassays (Chorus, 2012).

In order to respond quickly to the presence of large numbers of cyanobacterial cells in a drinking water source, efficient and rapid monitoring tools and strategies are needed. Since the identification and quantification of cyanobacteria by microscopy is highly costly and time consuming, online continuous monitoring of cyanobacteria using phycocyanin probes have been increasingly conducted during the last decade (Brient et al., 2008; Kahlert & McKie, 2014; Kong et al., 2014; McQuaid et al., 2011; Zamyadi et al., 2012 c). Online monitoring tools also enable rapid and reliable process monitoring. A phycocyanin alert level threshold has been proposed as an early warning system for the operation of drinking water treatment plants (McQuaid et al., 2011). However, these probes and thresholds have only been tested for a limited number of sites and their widespread use requires further testing. A few studies with limited datasets have used *in situ* fluorescence for cyanobacteria monitoring (Bowling et al., 2016; Izydorczyk et al., 2009; Izydorczyk et al., 2005; Zamyadi et al., 2012 c), but there is a need to determine whether alert level thresholds are widely applicable across different lakes and there is a need for larger comparative datasets.

The application of phycocyanin probes notably raises questions about the precision and accuracy of results as various water matrix interferences can occur including turbidity and the presence of green algae (Zamyadi et al., 2012b). For instance, lower accuracy results were observed in turbid water samples (>50 NTU), resulting in false positives (Symes & van Ogtrop, 2016). Furthermore, phycocyanin pigments are strongly dependent on growth rates and the cell densities of different cyanobacteria (Korak et al., 2015).

A summary of guidance documents for cyanobacteria monitoring and risk assessment is provided in (Table 6-1). The guidelines provide a risk management framework for improving the safety of drinking water with regards to potential hazardous concentrations of cyanotoxins. Alert level frameworks are based on three types of measurements of cyanobacterial concentrations including cell numbers, biovolumes or pigment concentrations (e.g. chlorophyll-a attributable to cyanobacteria or a specific cyanobacterial pigment detected by fluorometry such as phycocyanin pigment) (du Preez & van Baalen, 2006). The alert levels, their thresholds and actions to be taken are also provided and consider various monitoring approaches including taxonomic counts and the use of phycocyanin probes. The main actions to reduce the risk of cyanotoxins in drinking water focus on the characterization of the source waters before and after the abstraction, and the optimization of subsequent treatment processes (du Preez et al., 2006).

Table 6-1: Alert level frameworks for cyanobacteria occurrence in source and recreational water (adapted from Pazouki et al. (2016))

Alert level	Threshold Definition	Recommended Actions	Reference
Detection Level	≥ 500 & $< 2,000$ cells mL cyanobacteria (Individual species or combined total of any cyanobacteria)	Regular monitoring, Weekly sampling and cell counts	(Newcombe et al., 2010)
Alert Level 1 MEDIUM ALERT (30-50% of total cyanobacteria are potentially toxic)	$2,000 \text{ cells mL}^{-1} \leq$ cyanobacteria $< 6,500 \text{ cells mL}^{-1}$ <i>Microcystis aeruginosa</i> or, $0.2 \text{ mm}^3\text{L}^{-1} \leq$ cyanobacteria total biovolume $< 0.6 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$ (as dominated by cyanobacteria potentially toxic)	2 weekly sampling at offtake and at representative locations in reservoirs, toxins monitoring	
Alert Level 2 HIGH ALERT (The cyanobacteria present are known toxin producers.) (Established bloom of cyanobacteria with the potential for toxin concentration)	$6500 \text{ cells/mL} \leq$ cyanobacteria $< 65000 \text{ cells/mL}$ of <i>Microcystis aeruginosa</i> or total cyanobacteria biovolume $0.6 \text{ mm}^3\text{L}^{-1} <$ cyanobacteria $< 6 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$ (as dominated by cyanobacteria potentially toxic), visible cyanobacteria bloom with high concentration of potentially toxic cyanobacteria and exceeded toxin concentration guidelines, Ineffective treatment	Health risk assessment considering toxin monitoring data, assessing the effectiveness of available treatment, continue monitoring as per Level 1, Toxin monitoring of treated water may be required	
Alert Level 3 VERY HIGH ALERT Toxin concentration $>$ 10x guideline concentration for microcystin.	$\geq 65,000 \text{ cells mL}^{-1}$ <i>Microcystis aeruginosa</i> or the total biovolume of all cyanobacteria $> 6 \text{ mm}^3/\text{L}$, May exposed in treated water without effective treatment	Immediate notification of health authorities if this has not already occurred at Level 1 or 2, advice to consumers if the supply is unfiltered, toxin monitoring in source water and drinking water supply	
Alert Level 1	500 to 2000 cells mL ⁻¹	Altering offtake depth	(Burch, 1993)

Table 6-1: Alert level frameworks for cyanobacteria occurrence in source and recreational water (adapted from Pazouki et al. (2016)) (cont'd)

Alert level	Threshold Definition	Recommended Actions	Reference
Alert Level 2	2000 to 15000 cells mL ⁻¹	The deployment of blooms	
Alert Level 3	> 15000 cells mL ⁻¹ (potentially toxic cyanobacteria)	The use of PAC	
Vigilance Level	> 2000 cells/mL cyanobacteria, Chl-a > 1 µg L ⁻¹ , or > 0.2 mm ³ L ⁻¹	Increase in monitoring activities and inspection of the source water at the intakes	(Chorus & Bartram, 1999)
Alert Level 1	2000 cells/mL < cyanobacteria < 100000 cells/mL, 1 µg L ⁻¹ < Chl-a < 50 µg L ⁻¹ , or 0.2 mm ³ L ⁻¹ < cyanobacteria < 10 mm ³ L ⁻¹	Cyanotoxin monitoring, assessment of the capacity of treatment to remove cyanobacteria and cyanotoxins, early communications with public health authorities	
Alert Level 2	Cyanobacteria > 100000 cells/mL, Chl-a > 50 µg L ⁻¹ , or Cyanobacteria > 10 mm ³ L ⁻¹ cyanobacteria are potentially toxic	Monitoring program, treatment optimizations, consideration of activating alternative water supply plans, more extensive media releases	
Detection Level	Cyanobacteria > 500 cells mL ⁻¹	-	
Alert Level 1	2000 cells mL ⁻¹ < cyanobacteria < 5000 cells mL ⁻¹	-	(Burch et al., 2003)
Alert Level 2	5000 cells mL ⁻¹ < cyanobacteria < 50000 cells mL ⁻¹	-	
Alert Level 3	Cyanobacteria > 50000 cells mL ⁻¹	-	
Vigilance Level	Cyanobacteria > 2000 cells/mL	Routine monitoring	(du Preez &

Table 6-1: Alert level frameworks for cyanobacteria occurrence in source and recreational water (adapted from Pazouki et al. (2016)) (cont'd)

Alert level	Threshold Definition	Recommended Actions	Reference
Alert Level 1	2000 cells/mL < cyanobacteria < 100000 cells/mL	Phytoplankton identification and enumeration cyanotoxin analysis, mouse bioassay	van Baalen, 2006)
Alert Level 2	Cyanobacteria > 100000 cells/mL 0.8 µg L ⁻¹ < microcystin < 2.5 µg L ⁻¹	Treatment optimization, continuation of the monitoring program (daily monitoring of cyanobacteria and cyanotoxins), mouse test bioassays and Response Committee meetings	

In recent years, cyanobacteria blooms have become recurrent in the western basin of Lake Erie and in Missisquoi Bay of Lake Champlain, both of which are transboundary waters between the U.S.A. and Canada (Ndong et al., 2014; Pazouki et al., 2016). Given the importance of Lake Erie as a drinking water resource, remote-sensing tools have been used to improve predictions for better management (Ortiz et al., 2013). Remote sensing has been used with ground-truth data to explain the appearance of blooms in relation to a variety of environmental factors, including lake circulation and residence times (Michalak et al., 2013). Most importantly, the National Oceanic and Atmospheric Agency (NOAA) provides bloom forecasts to be used by water managers and drinking water treatment plants on Lake Erie (Wynne et al., 2013), although these were not able to prevent the do-not-drink advisory in Toledo, Ohio in 2014 resulting from a possible breakthrough of cyanotoxins into drinking water.

The specific research objectives were to: 1) integrate and synthesize results from multi-year phycocyanin monitoring from two drinking water sources where cyanobacteria have occurred in source waters or have entered drinking water treatment plants, 2) compare the performance of phycocyanin probes in two contrasting drinking water sources, one with high cyanobacteria

concentrations and one with low cyanobacteria concentrations, but with large blooms occurring within the lake, 3) compare the performance of the phycocyanin probes in the presence of both low and high algae concentrations and other interferences such as turbidity in full-scale systems to validate laboratory obtained results, and 4) validate previously recommended alert level thresholds with a much larger dataset in order to provide drinking water utilities with thresholds that will enable them to adjust treatment and minimize potential health risks to human population that results from exposure through drinking water.

6.4 Material and methods

6.4.1 Study sites

6.4.1.1 Western Basin, Lake Erie

The specific location of the Lake Erie study site was a drinking water treatment plant located in the Western Basin of Lake Erie in Ontario, Canada. The plant takes water from Lake Erie via two intake pipes located 500 metres offshore and supplies drinking water to approximately 56 000 residents in Southwestern Ontario (Pazouki et al., 2016).

In the past decade, severe cyanobacterial blooms have returned to Lake Erie and managing them is now an international priority for the region (Canada-United States Collaboration for Great Lakes Water Quality, 2016). The acceleration of nutrient loading in the 20th century (1920-1970) and pollution from sewage had created dead zones in Lake Erie (Makarewicz, 1993). Even though diatoms were the most abundant at first, Lake Erie continued to experience harmful algal blooms and severe oxygen-depleted “dead zones” for many years. *Microcystis* spp. and *Anabaena* spp. blooms in the western basin appeared with peaks occurring in September and October. Other types of potentially toxic cyanobacteria such as *Anabaena* spp., *Aphanizomenon* spp., *Lyngbya* spp., and planktonic *Oscillatoria* spp. were also observed (Davis, 1954, 1958). Severe blooms disappeared following phosphorus abatement strategies for Lake Erie. As a result of the implementation of a phosphorus reduction program and regulated nutrient inputs, severe cyanobacterial blooms disappeared in the middle of the 1980s (Conroy et al., 2005). Cyanobacteria blooms reappeared in the western basin of Lake Erie with the arrival of the mussels of the genus *Dreissena* (zebra mussels) (Conroy et al., 2005). Increasing agricultural nonpoint sources of soluble reactive phosphorus (SRP), the intense spring rains and runoff and

other environmental factors such as increasing temperature are considered the main reasons of increasing cyanobacterial bloom frequency in recent years. Recently, *Microcystis aeruginosa* has become a dominant species in blooms (Bridgeman et al., 2013; Conroy et al., 2005; Millie et al., 2009).

6.4.1.2 Missisquoi Bay, Lake Champlain

Missisquoi Bay is a northern bay of Lake Champlain, a large transboundary lake straddling the U.S.A. and Canadian border (d° d' N, d° d' W). Lake Champlain's polymictic Missisquoi Bay is shallow with depths varying from between 3 and 4 metres. Missisquoi Bay has a surface area of approximately 77.5 km² with 58% of its 3105 km² watershed located in Vermont (U.S.A.) and 42% in Québec (Canada). The three main tributaries to Missisquoi Bay are the Missisquoi, Pike, and Rock Rivers. The Missisquoi River has the largest annual flow rate ($1.3 \cdot 10^9$ m³/year) and nutrient loads as compared to the two other rivers (Smeltzer, 1999). Missisquoi Bay is the drinking water source for a population of approximately 4100 residents (Ndong et al., 2014).

6.4.2 Data Collection and Processing Statistical analysis of phycocyanin and taxonomic count data

6.4.2.1 Western Basin, Lake Erie

A monitoring protocol for cyanobacteria was developed for the drinking water treatment plant. Based on this protocol, grab samples were collected according to online fluorescence monitoring using an *in situ* phycocyanin probe (YSI 6600 V2-4 water-quality multi-probe (YSI, Yellow Springs, Ohio, U.S.A.) during the bloom seasons from September 2012 to November 2014. The probe system included sensors for temperature (°C), conductivity (mS), turbidity (NTU), pH, dissolved oxygen (mg/L), chlorophyll fluorescence (Relative Fluorescence Units (RFU), excitation: 470 nm; emission: 680 nm) and phycocyanin fluorescence (RFU, excitation: 590 nm; emission: 680 nm). The probe has a detection limit for phycocyanin of below 0.1 RFU and the signal becomes saturated over 100 RFU (McQuaid et al., 2011). The turbidity, pH and conductivity were calibrated using the calibration fluids from the manufacturer. Chlorophyll *a* and phycocyanin were calibrated using de-ionized water for a one-point calibration.

Grab samples were collected from the raw water pumping station prior to any treatment with all water samples collected in parallel with phyco cyanin probe readings. Collected samples were preserved in Lugol's iodine as described by McQuaid et al. (2011) and were sent to the University of Quebec in Montreal's (UQAM) in Biological Sciences Department for species identification, biomass and biovolume calculations. Samples for phytoplankton taxonomic analyses were collected weekly when the probe's phyco cyanin readings were below 2, and twice per week when the probe's readings were greater than 2. The microcystin concentrations were measured following freezing the grab raw water samples at -25 °C. Microcystin concentrations were measured using an ELISA kit by a local accredited laboratory.

6.4.2.2 Missisquoi Bay, Lake Champlain

From 2007 - 2012, a similar multi-probe system as described above was used in Missisquoi Bay (McQuaid et al., 2011; Ndong et al., 2014). It was installed to monitor the raw water intake of the drinking water treatment plant on the eastern shore of Missisquoi Bay at time steps varying from every 5 minutes to every hour, depending on the year of sample collection. Ndong et al. (2014) provide all details of sampling and laboratory analyses of phyco cyanin, chlorophyll, and taxonomic counts. Toxins were measured by ELISA kit as described by McQuaid et al. (2011). In addition to the sampling at the drinking water intake, lake water samples from the pelagic zone and from the west shore were collected in Missisquoi Bay to obtain depth profiles that were included in the analysis of probe readings with corresponding taxonomic counts.

Samples from 2009 were not included in the analysis since the data were not accessible. Unless otherwise stated, all the samples from the various sampling points were grouped together. In 2010, the specific time of sample collection was not provided with the samples collected at the raw water intake for taxonomic counts. Therefore, the daily mean values of the probe phyco cyanin readings (installed inside the drinking water treatment plant) were used to compare with taxonomic count data.

6.4.2.3 Statistical Analysis

As data were not normally distributed, they were log-transformed prior to analysis. The R statistical software package version 3.1.3, Statistica 9.0 (StatSoft, Inc, Tulsa, OK U.S.A.), Matlab (version 7.1.0.246 (R14) Service Pack 3, MathWorks, Inc.) and MS Excel (Microsoft, Redmond,

WA, USA) were used for statistical analyses and data visualization. Unless otherwise stated, statistical significance was determined at the $p < 0.05$ level.

6.5 Results and Discussion

6.5.1 Phytoplankton taxonomic counts

Over the 5 year monitoring period in Missisquoi Bay, phytoplankton occurred at low levels in the months of June, October and November with mean biovolumes and mean cell concentrations varying from 0.6 to 14 mm^3/L and 9 600 to 47 000 cells/mL, respectively. They dramatically increased in July, August and September and varied from 2 to 96 mm^3/L and from 14 000 to 800 000 cells/mL, respectively. In the scum, they peaked at 778 mm^3/L and 10^6 cells/mL. During June, October and November, dinoflagellates or cryptophytes generally dominated phytoplankton composition in terms of biovolume and cyanobacteria only represented 0.1 to 10% of total phytoplankton. With regards to abundance, the phytoplankton was dominated by cyanobacteria, with cyanobacteria and represented 73% to 95% of the phytoplankton composition. During July, August and September, cyanobacteria, diatoms or cryptophytes were generally the dominant groups of phytoplankton with regards to biovolume. Cyanobacteria accounted for 5 to 99% of the phytoplankton composition. Also, cyanobacteria largely dominated in terms of abundance and comprised 70% to 100% of the phytoplankton.

In Lake Erie, phytoplankton occurred at low levels in June, July and November varying from 0.3 to 3.9 mm^3/L and from 18 000 to 67 000 cells/mL. Phytoplankton increased in August, September and October varying from 0.4 to 5.8 mm^3/L and from 22 000 to 100 000 cells/mL. The maximum phytoplankton biovolume reached 8.0 mm^3/L for the biomass of 120 000 cells/mL. During June, July and November diatoms generally dominated the phytoplankton in terms of biovolumes and cyanobacteria accounted only for 3% to 22% of the phytoplankton composition. In terms of abundance, the phytoplankton was dominated by cyanobacteria, which represented 87% to 95% of the phytoplankton composition. During August, September and October, diatoms and cyanobacteria, generally dominated the phytoplankton in terms of biovolumes. Cyanobacteria biovolumes represented 5% to 89% of phytoplankton composition. In terms of abundance, the phytoplankton was largely dominated by cyanobacteria, which comprised 70% to 99% of the total phytoplankton.

6.5.2 Biovolume or Abundance and Phycocyanin

We investigated the relationship between taxonomic counts and *in situ* fluorescence for samples from Lake Erie (n=56) and Missisquoi Bay (n=96) combining all sampling periods. The correlation between cyanobacteria biovolume and phycocyanin measurements was stronger than with cell abundance, both under high and low cyanobacteria density conditions (Figure 6-1 à Figure 6-4).

For each site, samples were separated into three different classes based on the relative biovolumes or abundance of cyanobacteria: i) <25% cyanobacteria, ii) between 25% and 75% cyanobacteria, and iii) >75% cyanobacteria. These classes were chosen to minimize groups without any data. Results showed significant ($p < 0.01$) relationships between cyanobacteria biovolume and phycocyanin, regardless of the cyanobacteria biovolume content. However, when the relative biovolumes of cyanobacteria were low, the correlation coefficients also tended to be low. R^2 varied from 0.1 to 0.5.

It has been demonstrated that in pure and mixed laboratory cultures, phycocyanin is more correlated to cyanobacteria biovolume than cyanobacteria cell number (Gregor et al., 2007; Izydorczyk et al., 2009; Kong et al., 2014; McQuaid et al., 2011; Zamyadi et al., 2012 c). However, in natural conditions, the relative amounts of cyanobacteria compared to total phytoplankton vary considerably, thus affecting the correlations between phycocyanin and cell number or biovolume. This determines whether or not phycocyanin probe monitoring is adequate for estimating cyanobacteria concentration in water environment.

Previous studies (Izydorczyk et al., 2005; Kong et al., 2014; Zamyadi et al., 2012b) found that inaccuracies of phycocyanin measurements occurred in the presence of high non-cyanobacteria phytoplankton concentrations. False-positive phycocyanin readings have been reported in the presence of high chlorophyll a (Chl-*a*) (Brient et al., 2008; McQuaid et al., 2011; Zamyadi et al., 2012 c). Zamyadi et al. (2012c) have determined that above 14 $\mu\text{g/L}$ of Chl-*a* containing phytoplankton, phycocyanin readings may lead to an overestimation of cyanobacteria. In our study, Chl-*a*, in Missisquoi Bay, was always lower than 14 $\mu\text{g/L}$ during the non-bloom period. The low level of Chl-*a* and phytoplankton may explain the reasonable correlation found for the samples where cyanobacteria biovolume varied between 0 and 25% (Figure 6-1).

Incorrect measurements may also occur in presence of a high amount of eukaryotic algae, such as diatoms (Gregor et al., 2007). The high levels of chlorophyll *a*, produced by diatoms and other algae could partially explain the lower correlation between phycocyanin and cyanobacteria biovolumes in samples containing 25-75% of cyanobacteria. Furthermore, other algae such as Cryptophytes, Pyrrophytes and Rhodophytes contain phycocyanin pigments, which are also excited by the fluorescent signal of the phycocyanin sensor of the probe, thus resulting in a larger phycocyanin signal reflected to the probe and in overestimating phycocyanin coming from cyanobacteria. During the bloom period, Cryptophytes varied from 0.1 to 50% of total phytoplankton biovolume, Pyrrophytes biovolume varied from 0.01 to 0.7 mm³/L and Rhodophytes were not observed. Rhodophytes are large macroscopic red algae and are rarely observed in Missisquoi Bay. Pyrrophytes are also present only in very small volumes. Therefore, the main interference of the phycocyanin signal by non-cyanobacterial phytoplankton likely comes from cryptophytes. The cryptophytes composition could also partially explain the low correlation between phycocyanin and cyanobacteria biovolumes in samples containing 25-75% of cyanobacteria.

Abiotic factors such as turbidity can interfere with the transmission of the excitation wavelength and the cells response to the probe (Zamyadi et al., 2012b). Mineral turbidity decreased the probe's signal causing an underestimation of the phycocyanin content of cyanobacteria. The underestimation of cyanobacteria biovolumes by mineral turbidity varies from 6% to almost 50% (Brient et al., 2008; Zamyadi et al., 2012b). Since turbidity varied from 1.0 to 291 NTU during the bloom period in Missisquoi Bay, it can be assumed that it contributes to lowering the relationship between phycocyanin and cyanobacteria biovolumes for the 25-75% cyanobacteria samples.

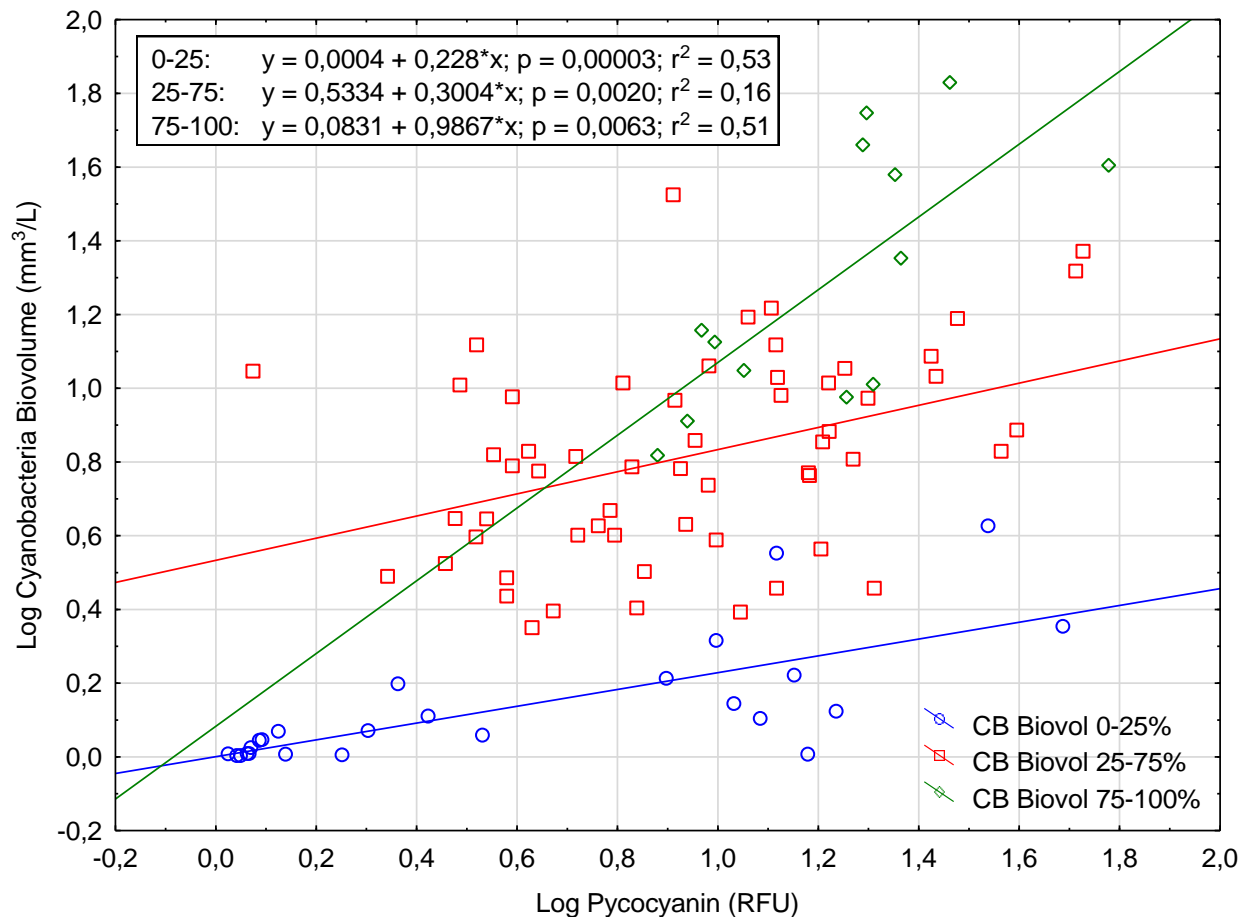


Figure 6-1: Relationship between cyanobacterial biovolume and phycocyanin for different classes of relative cyanobacteria biovolumes in the samples ($\leq 25\%$, $25-75\%$, $\geq 75\%$) in Missisquoi Bay, for the years 2007, 2008, 2010-2012 (n=96)

In contrast, correlations between biovolume and phycocyanin in Lake Erie were not significant ($p > 0.01$) for samples containing 0-25% or 25-75% of cyanobacteria, in terms of biovolume, but were significant ($p < 0.01$) for samples containing 75-100% of cyanobacteria, with regards to biovolume (Figure 6-2). These results indicate that phycocyanin readings and cyanobacteria biovolume estimations were more sensitive to phytoplankton densities in lake Erie than in Missisquoi Bay, likely because of the lower overall total biovolumes of cyanobacteria at the Lake Erie site as compared to the Missisquoi Bay site (note the different scales of Figure 6-1 and Figure 6-2). When phytoplankton biovolumes were low in Lake Erie (June, July and November), the relative cyanobacterial biovolume as part of the total phytoplankton was also low and correlations between phycocyanin and biovolume were not significant. When phytoplankton

densities were higher (August, September and October), the relative biovolumes of cyanobacteria were also higher and correlations between phycocyanin and biovolume were significant. The results presented in Figure 6-2 show that phycocyanin readings were affected by phytoplankton biovolume. The proportion of cyanobacteria compared to the rest of the phytoplankton in the sample is important to ensure that a strong signal can be read by the probe. The numerous samples with cryptophytes could also influence the strength of the relationship between cyanobacteria biovolume and phycocyanin.

Samples with overall low phytoplankton densities, low cyanobacteria biovolume (i.e. Lake Erie) and low cyanobacteria composition (0-75%) present a non-significant relationship between phycocyanin and cyanobacterial biovolume. Samples with overall low phytoplankton densities, low cyanobacteria biovolume but high cyanobacteria composition (+75%) present a significant relationship between phycocyanin and cyanobacterial biovolume. Samples with high phytoplankton biovolume, high cyanobacteria biovolume (i.e. Missisquoi Bay) and low (0-75%) or high (+75%) cyanobacteria composition present a significant relationship between phycocyanin and cyanobacterial biovolume. Our results suggest that phycocyanin readings are not significantly influenced by other phytoplankton biovolumes when cyanobacterial biovolumes have passed a threshold of approximately $6 \text{ mm}^3/\text{L}$ and cyanobacteria comprise more than 75% of total phytoplankton biovolumes. It should be noted that the threshold of $6 \text{ mm}^3/\text{L}$ also corresponds to the Alert Level 3 of Newcombe et al. (2010). Thus, the likelihood of a false alert at Alert Level 3 is lower than a false alert of lower alert levels based on phycocyanin probe readings alone.

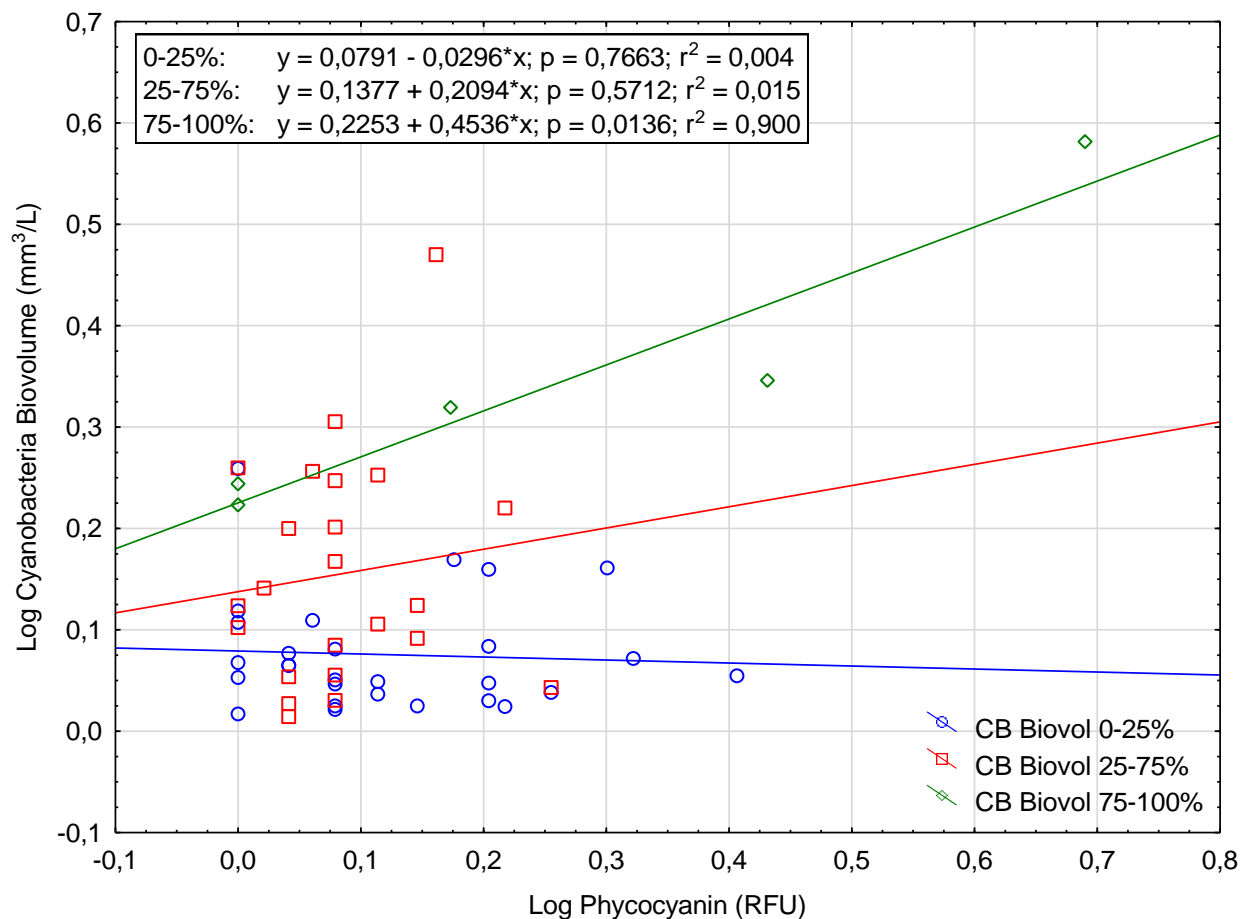


Figure 6-2: Relationship between cyanobacterial biovolume and phycocyanin for different classes of relative cyanobacteria biovolumes (0-25%, 25-75%, 75-100%) in Lake Erie, for the years 2012-2014 (n=56)

The fluorometric phycocyanin results were also compared with abundance (cells/mL) a WHO recommended parameters for cyanobacteria monitoring. Correlations between phycocyanin and abundance varied widely in Missisquoi Bay. Abundance showed a significant positive ($p < 0.001$) relationship ($R^2 = 0.41$) with phycocyanin for samples containing more than 75% of cyanobacteria (Figure 6-3). The relationship between cell count and phycocyanin for samples containing 25% to 75% of cyanobacteria was not significant. No samples comprised of less than 25% cyanobacteria in terms of abundance. The differences in the slope and intercept comparing samples with 25-75% cyanobacteria and 75-100% cyanobacteria indicate that for the same cell count there is less phycocyanin in the samples with greater relative numbers of cyanobacterial cells, suggesting that cyanobacterial produce less phycocyanin in the 75-100% of cyanobacteria samples than in the

25-75% of cyanobacteria samples. Indeed, the most abundant genus in the samples with 75-100% of cyanobacteria are *Aphanocapsa* spp. and *Aphanothece* spp. which have a cell biovolume of 0.3-5.9 μm^3 and 0.6-1 μm^3 , respectively. Larger cyanobacteria such as *Microcystis* spp., *Dolichospermum* spp. and *Aphanizomenon* spp., which have a cell biovolume of 34-113 μm^3 , 118-580 μm^3 and 42-88 μm^3 , respectively, only account for around 6%. In the 25-75% cyanobacteria class, *Microcystis* spp., *Dolichospermum* spp. and *Aphanizomenon* spp. account for more than 20% of cell numbers. Thus, the differences in phycocyanin amount not only indicate a shift in phytoplankton dominance but also a shift within the cyanobacteria taxon. Phycocyanin fluorescence could be used for direct estimation of cell numbers only if the cellular biovolumes of the co-existing species are similar. Since it is almost never the case in real environments, because of phytoplankton biodiversity, abundance remains a poor indicator. Although some studies (Brient et al., 2008; Kong et al., 2014) have found a significant correlation between phycocyanin and abundance, those correlations were usually weaker than the correlations between phycocyanin and biovolume. Bowling et al. (2016) mentioned that when cyanobacteria are diverse and present highly variable cellular biovolumes the probe readings are more correlated to biovolume than cell counts, while when a species is dominant a good correlation between the probe and both, biovolume and cell counts, can be achieved.

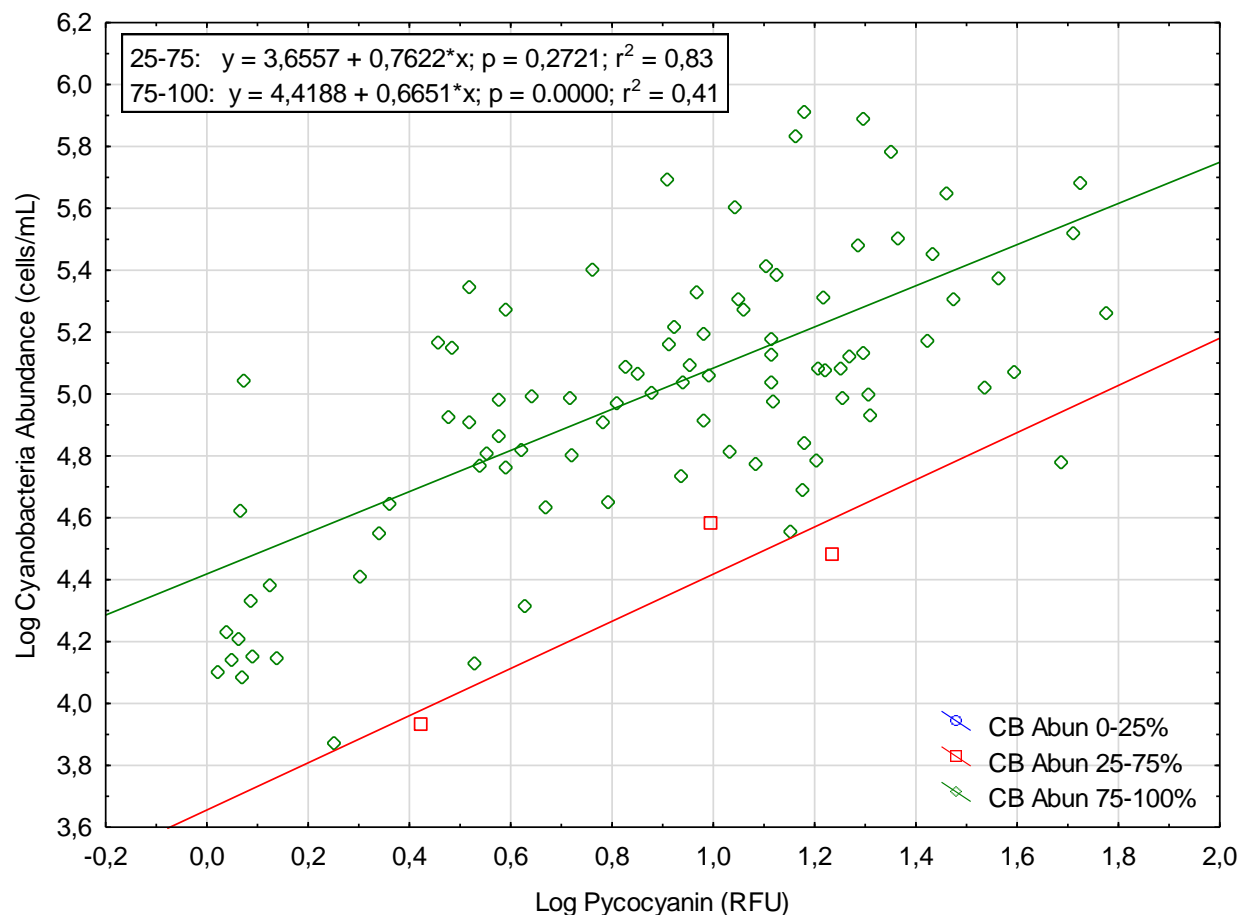


Figure 6-3: Relationship between cyanobacterial abundance and phycocyanin for different classes of relative cyanobacteria abundance (0-25%, 25-75%, 75-100%) in Missisquoi Bay, for the years 2007, 2008, 2010-2012 (n=96)

The positive correlation was significant in Lake Erie (Figure 6-4), but weak ($R^2 = 0.1$). Since there were no samples consisting of 0-25% cyanobacteria in terms of abundance and only one sample with 25-75% of cyanobacteria, it is not possible to compare different slopes and intercepts for Lake Erie. However, when we compare the correlations of the 75-100% in Missisquoi Bay and Lake Erie, the stronger relationship ($R^2 = 0.41$ vs $R^2 = 0.11$) between abundance and phycocyanin for Missisquoi Bay suggests that even when cyanobacteria dominate the phytoplankton composition of samples, there must be a threshold of cyanobacteria cells that produce a strong signal and leads to higher correlation.

Results indicate that biovolume is more correlated to phycocyanin than abundance and also fluctuates less with changes in phytoplankton composition and cyanobacteria shifts in genera, making biovolume a more reliable indicator to estimate cyanobacteria presence than abundance.

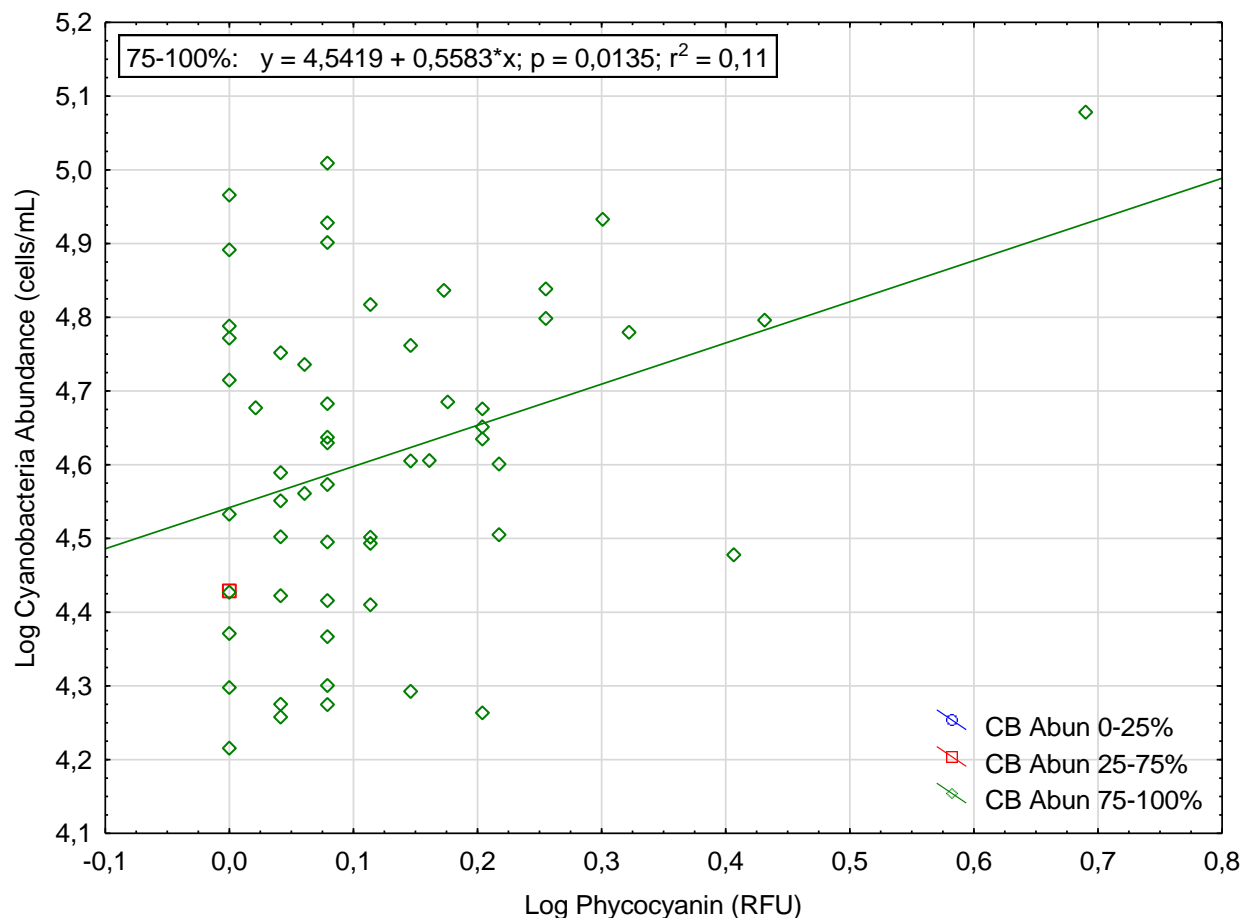


Figure 6-4: Relationship between cyanobacteria abundance and phycocyanin for different classes of relative cyanobacteria abundance (0-25%, 25-75%, 75-100%) in Lake Erie, for the years 2012-2014 (n=56)

1.1.1 Interferences and corrections

As presented by Zamyadi et al. (2016a), Chl-*a* can account for errors of 600% for *in situ* phycocyanin fluorescence readings, an interference that has also been noted by others (Gregor et al., 2007; Kong et al., 2014; McQuaid et al., 2011; Zamyadi et al., 2012b; Zamyadi et al., 2012 c). Thus, since Chl-*a* was very high in Missisquoi Bay—varying from 1.4 to 500 $\mu\text{g/L}$, with a mean of 33 $\mu\text{g/L}$ —the correlations between abundance and phycocyanin can be strongly

affected. On the other hand, in Lake Erie, Chl-*a*, was very low—varying from 0 to 9.1 µg/L with a mean of 0.7 µg/L—thus it is maybe not the strongest bias to explain the relatively low correlation between abundance and phycocyanin.

Given the need to reliably use data collected from probes, we explored correction factors that could be used to correct phycocyanin readings using Chl-*a* data. A correction factor that subtracts the signal from non-cyanobacterial phytoplankton was optimized based on the Chl-*a* probe readings. An optimized correction factor of 0.15 was applied to phycocyanin data and compared to biovolumes from Missisquoi Bay (Figure 6-5). The correction factor improved the correlation of phycocyanin data with cyanobacteria biovolumes with an R^2 initially of 0.39 that increased to 0.53. The uncorrected linear relationship was $y = 0.1386 + 0.6412*x$. The corrected linear relationship is $y = 0.2192 + 0.7003*x$.

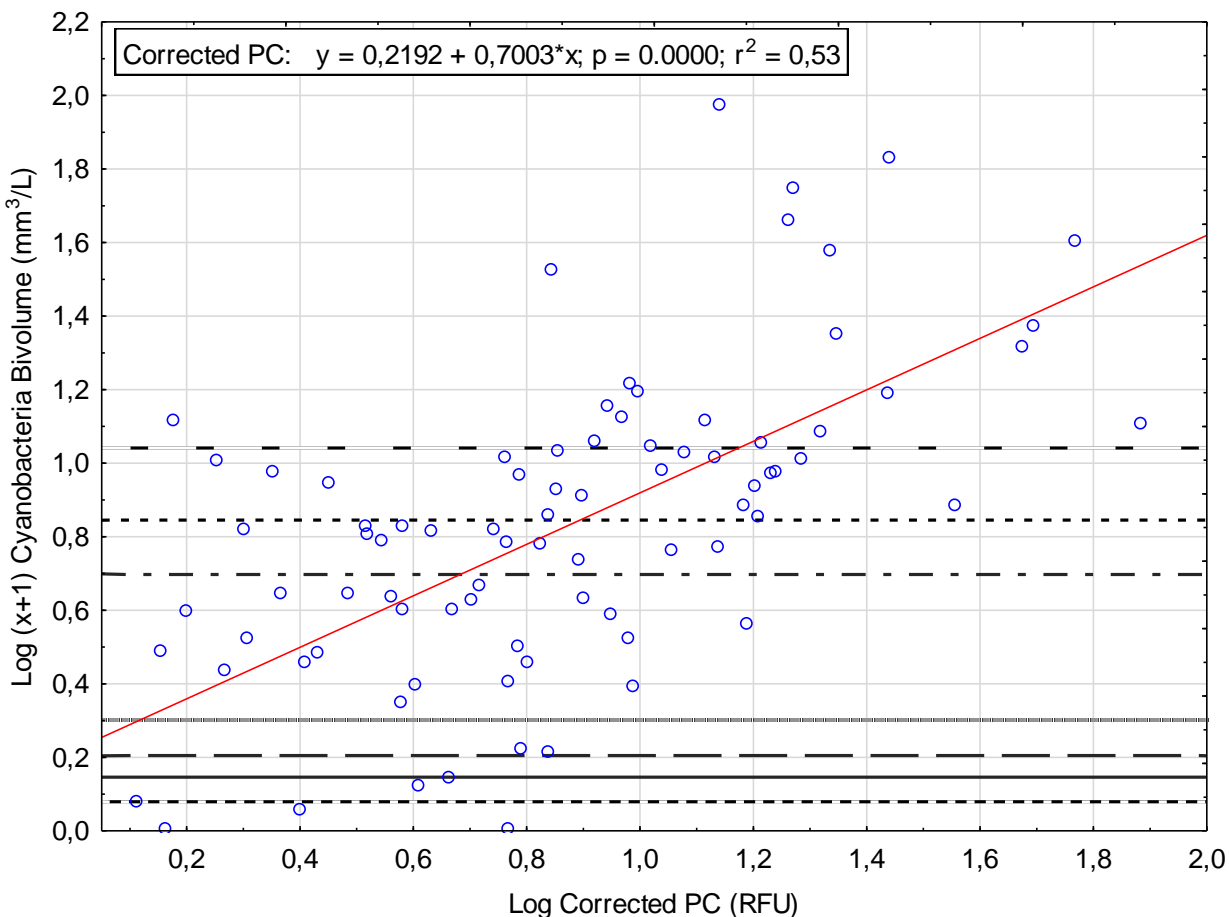


Figure 6-5: Relationship between cyanobacteria biovolume and phycocyanin after applying a correction factor of 0.15 derived from Chl-*a* measurements, in Missisquoi Bay. The horizontal lines indicate, from the bottom up, the WHO Alert Level 1 for potable water supply (0.2 mm³/L) (Chorus & Bartram, 1999), the NHMRC (2008) Amber Alert Level for recreation (0.4 mm³/L), the Newcombe et al. (2010) high alert level (Alert Level 2) for potable water supply (0.6 mm³/L), the McQuaid et al. (2011) Alert level for Missisquoi Bay (1 mm³/L), the NHMRC (2008) Red alert level for recreation (4 mm³/L), the Newcombe et al. (2010) very high alert level (Alert Level 3) for potable water supply (6 mm³/L), and the WHO Alert Level 2 for potable water supply (10 mm³/L) (Chorus & Bartram, 1999) (n =107).

For Lake Erie, an optimized correction factor of 0.5 was applied to correct the phycocyanin data (Figure 6-6). Following correction of the phycocyanin data, the correlation between phycocyanin probe readings and cyanobacterial biovolumes improved from an R^2 of 0.15 to 0.34. The

uncorrected linear relationship was $y = 0.0914 + 0.3744*x$. The corrected relationship is $y = 0.0915 + 0.8016*x$.

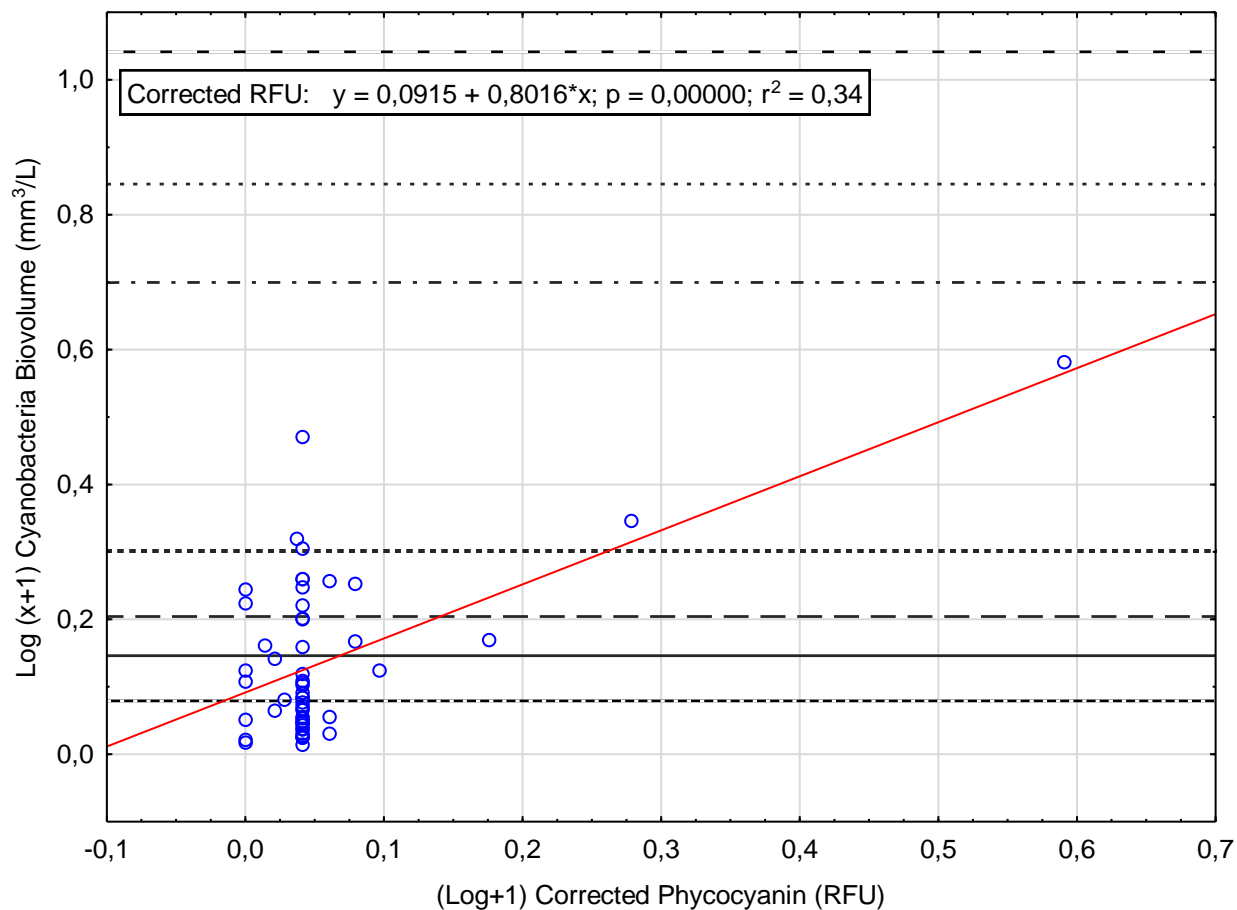


Figure 6-6: Relationship between cyanobacteria biovolume and phycocyanin after applying a correction factor of 0.5 derived from chl-a measurements, in Lake Erie. The horizontal lines indicate, from the bottom up, the WHO Alert Level 1 for potable water supply ($0.2 \text{ mm}^3/\text{L}$) (Chorus & Bartram, 1999), the NHMRC (2008) Amber alert level for recreation ($0.4 \text{ mm}^3/\text{L}$), the Newcombe et al. (2010) high alert level (Alert Level 2) for potable water supply ($0.6 \text{ mm}^3/\text{L}$), the McQuaid et al. (2011) Alert level for Missisquoi Bay ($1 \text{ mm}^3/\text{L}$), the NHMRC (2008) Red alert level for recreation ($4 \text{ mm}^3/\text{L}$), the Newcombe et al. (2010) very high alert level (Alert Level 3) for potable water supply ($6 \text{ mm}^3/\text{L}$), and the WHO Alert Level 2 for potable water supply ($10 \text{ mm}^3/\text{L}$) (Chorus & Bartram, 1999) ($n=54$).

An optimized correction factor of 0.1 was also applied to compare the phycocyanin data with cyanobacterial abundance (Figure 6-7). Applying the correction factor improved the correlation with R^2 going from 0.40 to 0.45. The uncorrected linear relationship was $y = 4,4002 + 0,6523*x$ and the corrected relationship is $y = 4,4692 + 0,6622*x$.

The RFU values corresponding to alert levels based on abundances are lower than they were for biovolume based alert levels because of a greater importance of small cells such as *Aphanothece* spp. and *Aphanocapsa* spp. that increase the cell count without a corresponding large increase of phycocyanin. They contain less phycocyanin pigments than larger cells such as *Microcystis* spp. and *Dolichospermum* spp. which gives a lower signal for the equivalent alert level. *Aphanothece* spp. and *Aphanocapsa* spp. are over represented in cyanobacterial cell abundance as compared to other genera such as *Microcystis* spp., *Dolichospermum* spp., and *Aphanizomenon* spp. where cells are less abundant but larger ($42\text{-}580\ \mu\text{m}^3$) and therefore contain more phycocyanin. The interest in using biovolumes instead of abundance relates to the ability of probes to provide more reliable estimates for larger cells that may also pose public health threats such as *Microcystis* spp., a known toxin producer. RFU values presented in Table 6-2 complete data published by McQuaid et al. (2011). They are in similar ranges, but cover a greater time period (5 versus 2 years). Furthermore, the correction of RFU values using Chl-*a* enables an improved estimate of cyanobacterial occurrence and prevents overestimation of potential toxin occurrence in source waters.

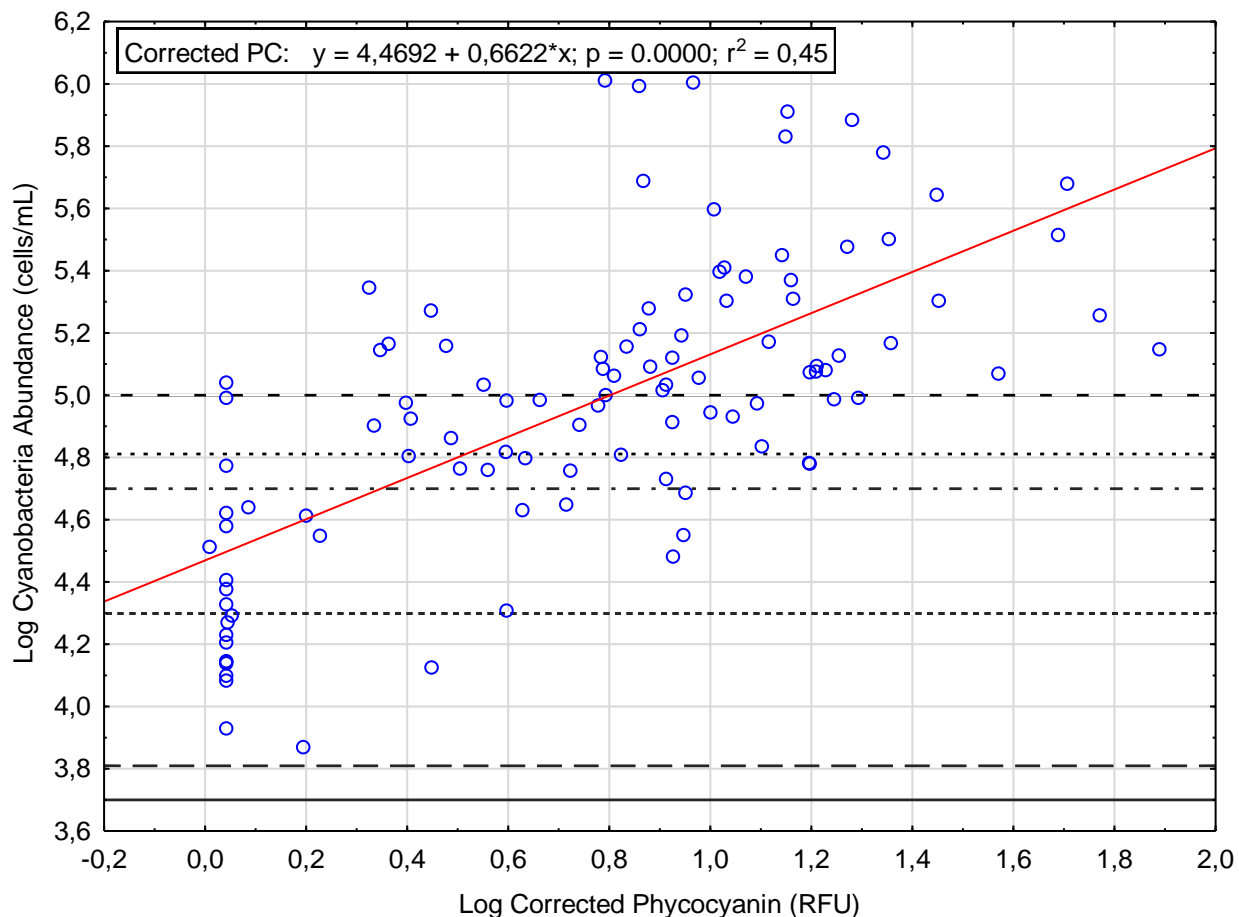


Figure 6-7: Relationship between cyanobacteria abundance and phycocyanin after applying a correction factor of 0.1 derived from chl-a measurements, in Missisquoi Bay. The horizontal lines indicate, from the bottom up, the NHMRC (2008) Amber alert level for recreation (5 000 cells/mL), the Newcombe et al. (2010) high alert level for potable water supply (6 500 cells/mL), the WHO Alert Level 1 for potable water supply (20 000 cells/mL) (Chorus & Bartram, 1999), the NHMRC (2008) Red alert level for recreation (50 000 cells/mL), the Newcombe et al. (2010) very high alert level (Alert Level 3) for potable water supply (65 000 cells/mL) and the WHO Alert Level 2 for potable water supply (100 000 cells/mL) (Chorus & Bartram, 1999) (n=107).

For Lake Erie, a correction factor of 0.1 was applied to correct phycocyanin data for abundance (Figure 6-8). Correlations remained weak, but were improved with R^2 increasing from 0.15 to $R^2 = 0.18$. The uncorrected linear relationship was $y = 4,535 + 0,6664*x$. The corrected linear relationship was $y = 4,5347 + 0,8406*x$. Most of the data from Lake Erie were between the WHO Alert Level 1 (20 000 cells/mL) and the high alert level (Alert Level 3) (65 000 cells/mL). Seven

samples were below 20 000 cells/mL, and eight were above 65 000 cells/mL. Only two samples had cyanobacterial abundances of greater than 100 000 cells/mL. The Lake Erie data are in contrast to data from Missisquoi Bay where a large fraction of samples had cyanobacterial abundances greater than 100 000 cells/mL.

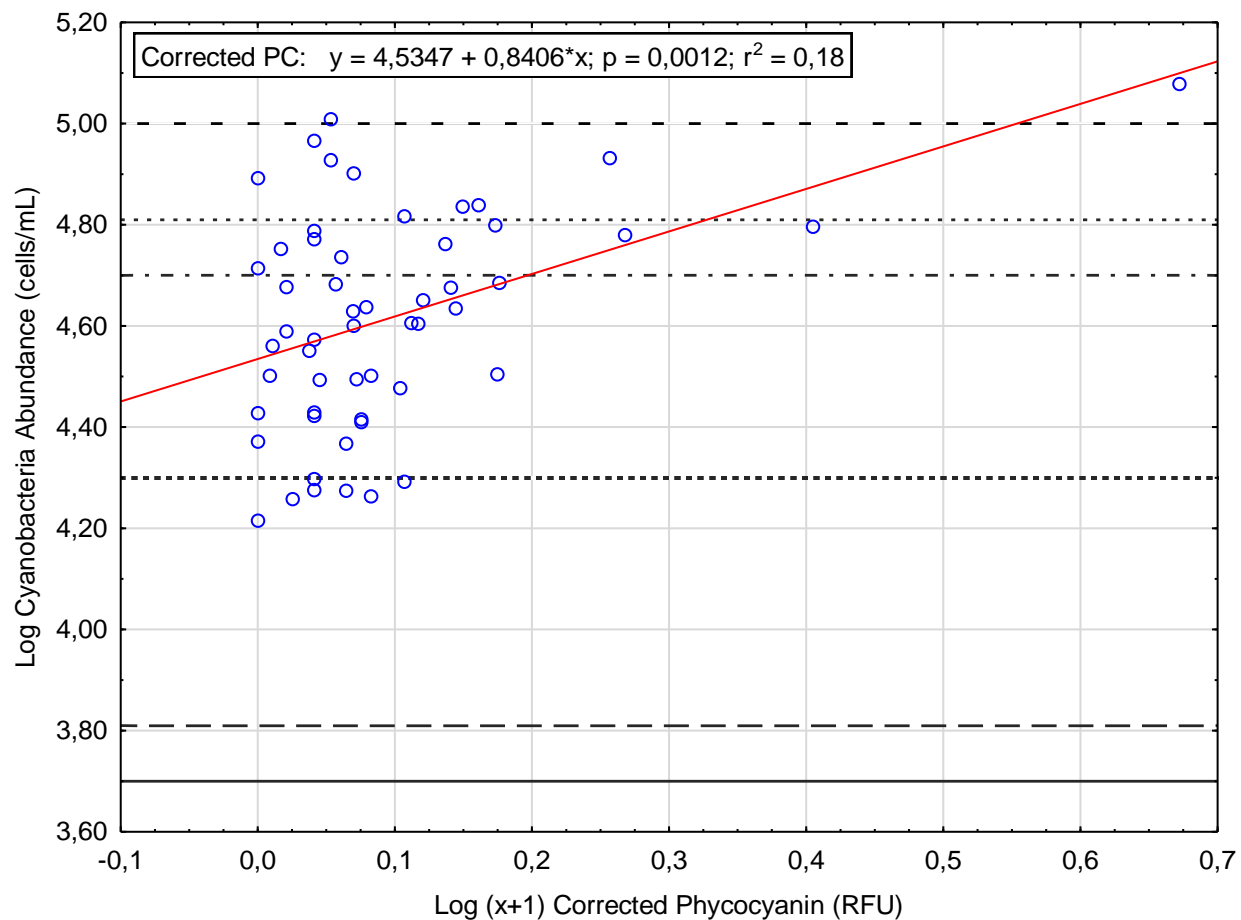


Figure 6-8: Relationship between cyanobacteria (cyanobacteria) abundance and phycocyanin after applying a correction factor of 0.1 derived from chl-a measurements, in Lake Erie. The horizontal lines indicate, from the bottom up, the NHMRC (2008) Amber alert level for recreation (5 000 cells/mL), the Newcombe et al. (2010) high alert level for potable water supply (6 500 cells/mL), the WHO Alert Level 1 for potable water supply (20 000 cells/mL) (Chorus & Bartram, 1999), the NHMRC (2008) Red alert level for recreation (50 000 cells/mL), the Newcombe et al. (2010) very high alert level (Alert Level 3) for potable water supply (65 000 cells/mL) and the WHO Alert Level 2 for potable water supply (100 000 cells/mL) (Chorus & Bartram, 1999) (n=56)

Table 6-2 also presents calculated *in vivo* phycocyanin RFU values corresponding to calculate cyanobacterial biovolumes. RFU values in Table 6-2 were calculated from Figure 6-5 and Figure 6-7's linear regression between cyanobacterial biovolume (mm^3) and *in situ* phycocyanin fluorescence values (RFU) corrected for Chl-*a*, and from Figure 6-6 and Figure 6-8's linear regression between cyanobacterial abundance (cells/mL) and *in situ* phycocyanin fluorescence values (RFU) corrected for Chl-*a*. WHO Alert Levels 1 and 2, Newcombe et al. (2010) high and very high Alert, Amber and Red alert as well as McQuaid et al. (2011) Alert thresholds were superimposed on correlations in Figure 6-5, 6-6, 6-7, and 6-8. As suggested by McQuaid et al. (2011), the different level thresholds are converted into RFU.

Results for phycocyanin (RFU) derived from biovolume are relatively similar in Missisquoi Bay and in Lake Erie. However, phycocyanin results that are calculated with biovolumes under $1 \text{ mm}^3/\text{L}$ are more variable and uncertain and are different in lake Erie and Missisquoi Bay. Corrected RFU values for Lake Erie even present negative values of 0.03, but generally confirms the $1 \text{ mm}^3/\text{L}$ threshold developed by McQuaid et al. (2011) initially for Missisquoi Bay. This threshold is not only effective for Missisquoi Bay but also for lake Erie. The probe tends to be less effective to measure small biovolumes under $1 \text{ mm}^3/\text{L}$.

Phycocyanin values calculated from abundances were highly variable in both Missisquoi Bay and Lake Champlain. Three of the corrected values for Lake Erie present a negative result showing that the probe is less reliable for measurements with small abundances. The large differences between the phycocyanin derived from abundance in Missisquoi Bay and Lake Erie, means that the abundance is more variable and results are less consistent across different water bodies. Thus the biovolume is a more reliable parameter to consider for establishing RFU based thresholds since the phycocyanin results calculated from biovolume are comparable for both Missisquoi Bay and Lake Erie.

Table 6-2: Calculated RFU values corresponding to cyanobacterial biovolume and abundance thresholds. Calculated values are derived from linear equations in Figure 6-5, 6-6, 6-7, and 6-8.

	mm ³ /L	Calculated RFU values for biovolume with correction from chl-a: Missisquoi Bay	Calculated RFU values for biovolume with correction from chl-a: Lake Erie	cells/mL	Calculated RFU values for abundance with correction from chl-a: Missisquoi Bay	Calculated RFU values for abundance with correction from chl-a: Lake Erie
WHO_Alert_Level 1 (Chorus & Bartram, 1999)	0.2	0.6	-0.03	20 000	0.6	-0.5
WHO_Alert_Level 2 (Chorus & Bartram, 1999)	10	15	14	100 000	6	2.6
Amber alert level for recreational Water (NHMRC, 2008)	0.4	0.8	0.2	5 000	0.07	-0.9
Red alert level for recreation (NHMRC, 2008)	4	5	5	50 000	2	0.6
High alert level for potable water supply = Alert Level (Newcombe et al., 2010)	0.6	1	0.4	6 500	0.1	-0.9
Very high alert level for potable water supply= Alert Level 3 (Newcombe et al., 2010)	6	8	8	65 000	3	1
Threshold for Missisquoi Bay (McQuaid et al. 2011)	1	1.3	0.8	-	-	-

1.1.2 Other possible interferences

Turbidity in Lake Erie was generally low but variable with values varying from 1.1 to 120 NTU and a mean of 7.3 NTU. Since phytoplankton and cyanobacteria biovolumes and abundances were relatively low in Lake Erie, turbidity is presumed to be mostly mineral. In Missisquoi Bay, turbidity varied from 0.7 to 135 NTU with a mean of 16.7 NTU. In contrast to Lake Erie, turbidity in Missisquoi Bay was mostly organic. Indeed, turbidity was significantly ($p < 0.05$) correlated to cyanobacteria, diatoms, green algae and overall phytoplankton biovolume (Table 6-3). The cyanobacteria that were well correlated to turbidity were genera that are

potentially toxic. *Aphanothece* spp. and *Aphanocapsa* spp., even when they were abundant, did not significantly increase turbidity.

Other factors that can influence the signal include those related to cell morphology and colony characteristics. Important cyanobacteria biomass with large colony size and filament aggregations can cause self-shading that attenuates the fluorescent signal emitted by the sensors and the fluorescent light emitted by the cells, thus leading to an underestimation of cyanobacteria biomass (Bowling et al., 2016; Catherine et al., 2012; Chang et al., 2012; Gregor et al., 2005; Seppälä et al., 2007).

As mentioned above, Chl-*a* is as a major source of interference for phycocyanin readings. In Missisquoi Bay, Chl-*a* was not correlated to cyanobacteria, but was correlated to diatoms, cryptophytes, and total algae biovolumes, and phycocyanin. It is also significantly correlated to cryptophytes, green algae and total algae abundances.

Table 6-3: Correlations among measured and estimated parameters, in Missisquoi Bay. All samples combined ($p < 0.05$; $N = 70$)

Parameters	Log Turbidity	Log Chl-a
Cyanobacteria_NT_Biovol	0.02	-0.04
Cyanobacteria_T_Biovol	0.40*	-0.15
Log_cyanobacteria_Biovol	0.58*	-0.12
Diatoms_Biovol	0,28*	0,31*
Green_algae_Biovol	0,30*	-0,01
Crypto_Biovol	-0.13	0.44*
T_Algae_Biovol	0.30*	0.24*
Phyto_Biovol	0.43*	-0.02
Log+1_PC_RFU	0.13	0.53*

*Significant correlation

Cyanobacteria_NT: cyanobacteria nontoxic strains;

Cyanobacteria_T: cyanobacteria toxic strains;

T-Algae: total algae;

Crypto_Biovol: cryptophytes biovolume;

Phyto_Biovol: phytoplankton biovolume

6.6 Conclusion

From results of this study, the following conclusions were made:

- The performance of phycocyanin probes for measuring depends on the relative biovolumes of cyanobacteria in relation to total phytoplankton.
- The higher the biovolumes of cyanobacteria and the greater their relative proportion, the better their correlations with phycocyanin probe readings.
- A biovolume of 1 mm³/L can be used as the lower alert level threshold at both sites tested across multiple years.
- A biovolume of 6 mm³/L is a highly reliable upper alert level threshold as probe data are well correlated with taxonomic data at concentrations above this threshold.
- Probe data can be corrected using optimized correction values to subtract the bias caused by phytoplankton that is not cyanobacteria. Corrected data improve correlations between probe readings and taxonomic data.
- Correction factors varied between sites, but threshold values measured by the probe were comparable. Therefore, RFU based threshold values are widely applicable for monitoring at drinking water intakes.

6.7 Acknowledgments

The authors would like to thank the laboratory of David Bird in the department of Biological Sciences at UQÀM. They also acknowledge the support of Denis Bouchard and Mélanie Bolduc with laboratory analysis at Polytechnique Montreal. This research was financially supported by the Canadian Water Network, the Union Water Supply System, the Canada Research Chair in Source Water Protection, Ressources Aquatiques Québec (RAQ), the National Science and Engineering Research Council of Canada (NSERC), the Canadian Foundation for Innovation (FCI), and the Fonds de Recherche du Québec—Nature et Technologies (FRQNT).

6.8 References

- Bowling, L. C., Zamyadi, A., & Henderson, R. K. (2016). Assessment of in situ fluorometry to measure cyanobacterial presence in water bodies with diverse cyanobacterial populations. *Water Research*, 105, 22-33
- Bridgeman, T. B., Chaffin, J. D., & Filbrun, J. E. (2013). A novel method for tracking western Lake Erie *Microcystis* blooms, 2002–2011. *Journal of Great Lakes Research*, 39(1), 83-89.
- Brient, L., Lengronne, M., Bertrand, E., Rolland, D., Sipel, A., Steinmann, D., et al. (2008). A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *Journal of Environmental Monitoring*, 10(2), 248-255.
- Burch, M., Harvey, F., Baker, P., & Jones, G. (2003). National protocol for the monitoring of cyanobacteria and their toxins in surface fresh waters. ARMCANZ National Algal Management. Draft V6.0 for consideration LWBC, June 2003.
- Burch, M., House, J., Brookes, J., Lin, T.-F., & Yen, H.-K. (1993). Monitoring Strategies for Management of Cyanobacteria (Blue-Green Algae)
- Canada-United States Collaboration for Great Lakes Water Quality. (2016). Plan d'action et d'aménagement panlacustre du lac Érié. Rapport annuel.: USEPA, ECCC. <https://binational.net/wp-content/uploads/2016/10/F-LE-LAMP-2016-AR.pdf>. Accessed 13 March 2017.
- Catherine, A., Escoffier, N., Belhocine, A., Nasri, A. B., Hamlaoui, S., Yéprémian, C., et al. (2012). On the use of the FluoroProbe®, a phytoplankton quantification method based on fluorescence excitation spectra for large-scale surveys of lakes and reservoirs. *Water Research*, 46(6), 1771-1784.
- Chang, D.-W., Hobson, P., Burch, M., & Lin, T.-F. (2012). Measurement of cyanobacteria using in-vivo fluoroscopy—Effect of cyanobacterial species, pigments, and colonies. *Water Research*, 46(16), 5037-5048.
- Chorus, I. (2012). *Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries*. Germany: Fed. Environmental Agency.
- Chorus, I., & Bartram, J. (1999). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. London, UK: World Health Organization
- Codd, G. A., Lindsay, J., Young, F. M., Morrison, L. F., & Metcalf, J. S. (2005). Harmful cyanobacteria. From mass mortalities to management measures. In J. Huisman, H. C. P. Matthijs & P. M. Visser (Eds.), *Harmful cyanobacteria* (pp. 1-23). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Conroy, J. D., Kane, D. D., Dolan, D. M., Edwards, W. J., Charlton, M. N., & Culver, D. A. (2005). Temporal trends in Lake Erie plankton biomass: roles of external phosphorus loading and dreissenid mussels. *Journal of Great Lakes Research*, 31, 89-110.
- Davis, C. C. (1958). An approach to some problems of secondary production in the western Lake Erie region. *Limnology and Oceanography*, 3(1), 15-28

- Davis, C. C. (1954). A preliminary study of the plankton of the Cleveland Harbor area, Ohio. III. The zooplankton, and general ecological considerations of phytoplankton and zooplankton production. *The Ohio Journal of Science*, 54(6), 388-408
- du Preez, H., van Baalen, L., & Swanepoel, A. (2006). Management of blue-green algae: an incident management protocol for water utilities. Resource document. Rand Water Association. <http://www.ewisa.co.za/literature/files/284%20du%20Preez.pdf>. Accessed 13 March 2017
- du Preez, H. H., & van Baalen, L. (2006). *Generic incident management framework for toxic blue-green algal blooms, for application by potable water suppliers*. South Africa: Water Research Commission.
- Government of Québec. (2016). Environment Quality Act: Drinking Water Quality Regulation Chapt. Q.2, r.40. Resource document. <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/pdf/cr/Q-2,%20R.%2040.pdf>. Accessed 13 March 2017.
- Graham, J. L., Ziegler, A. C., Loving, B. L., & Loftin, K. A. (2012). Fate and transport of cyanobacteria and associated toxins and taste-and-odor compounds from upstream reservoir releases in the Kansas River, Kansas, September and October 2011: US Resource document. Department of the Interior, US Geological Survey. <https://pubs.usgs.gov/sir/2012/5129/sir2012-5129.pdf>. Accessed 13 March 2017.
- Gregor, J., Geriš, R., Maršálek, B., Heteša, J., & Marvan, P. (2005). In situ Quantification of Phytoplankton in Reservoirs Using a Submersible Spectrofluorometer. *Hydrobiologia*, 548(1), 141-151
- Gregor, J., Maršálek, B., & Šípková, H. (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(1), 228-234
- Health Canada. (2016). Cyanobacterial Toxins in Drinking Water. Resource document. Health Canada. <http://healthycanadians.gc.ca/health-system-systeme-sante/consultations/cyanobacteria-cyanobacterie/alt/cyanobacteria-cyanobacterie-eng.pdf>. Accessed 13 March 2017.
- Izydorczyk, K., Carpentier, C., Mrówczyński, J., Wagenvoort, A., Jurczak, T., & Tarczyńska, M. (2009). Establishment of an Alert Level Framework for cyanobacteria in drinking water resources by using the Algae Online Analyser for monitoring cyanobacterial chlorophyll a. *Water Research*, 43(4), 989-996.
- Izydorczyk, K., Tarczyńska, M., Jurczak, T., Mrowczynski, J., & Zalewski, M. (2005). Measurement of phycocyanin fluorescence as an online early warning system for cyanobacteria in reservoir intake water. *Environmental Toxicology*, 20(4), 425-430.
- Kahlert, M., & McKie, B. (2014). Comparing new and conventional methods to estimate benthic algal biomass and composition in freshwaters. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 16(11), 2627-2634.
- Kong, Y., Lou, I., Zhang, Y., Lou, C., & Mok, K. (2014). Using an online phycocyanin fluorescence probe for rapid monitoring of cyanobacteria in Macau freshwater reservoir. *Hydrobiologia*, 741(1), 33-49.

- Korak, J. A., Wert, E. C., & Rosario-Ortiz, F. L. (2015). Evaluating fluorescence spectroscopy as a tool to characterize cyanobacteria intracellular organic matter upon simulated release and oxidation in natural water. *Water Research*, 68, 432-443.
- Maghsoudi, E., Prévost, M., Duy, S. V., Sauvé, S., & Dorner, S. (2015). Adsorption characteristics of multiple microcystins and cylindrospermopsin on sediment: Implications for toxin monitoring and drinking water treatment. *Toxicon*, 103, 48-54.
- Makarewicz, J. C. (1993). Phytoplankton biomass and species composition in Lake Erie, 1970 to 1987. *Journal of Great Lakes Research*, 19(2), 258-274.
- McQuaid, N., Zamyadi, A., Prévost, M., Bird, D., & Dorner, S. (2011). Use of in vivo phycocyanin fluorescence to monitor potential microcystin-producing cyanobacterial biovolume in a drinking water source. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(2), 455-463.
- Michalak, A. M., Anderson, E. J., Beletsky, D., Boland, S., Bosch, N. S., Bridgeman, T., et al. (2013). Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(16), 6448-6452.
- Millie, D. F., Fahnenstiel, G. L., Bressie, J. D., Pigg, R. J., Rediske, R. R., Klarer, D. M., et al. (2009). Late-summer phytoplankton in western Lake Erie (Laurentian Great Lakes): bloom distributions, toxicity, and environmental influences. *Aquatic Ecology*, 43(4), 915-934.
- Molot, L. A., Li, G., Findlay, D. L., & Watson, S. B. (2010). Iron-mediated suppression of bloom-forming cyanobacteria by oxine in a eutrophic lake. *Freshwater Biology*, 55(5), 1102-1117.
- Muruga, B., Wagacha, J., Kabar, J., Amugune, N., & Duboise, S. (2014). Effect of physicochemical conditions on growth rates of cyanobacteria species isolated from Lake Magadi, a soda lake in Kenya. *WebPub Journal of Scientific Research*, 2(5), 41-50.
- Ndong, M., Bird, D., Nguyen-Quang, T., de Boutray, M.-L., Zamyadi, A., Vinçon-Leite, B., Lemaire, B. J., Prévost, M., & Dorner, S. (2014). Estimating the risk of cyanobacterial occurrence using an index integrating meteorological factors: Application to drinking water production. *Water Research*, 56(1), 98-108.
- Newcombe, G., House, J., Ho, L., Baker, P., & Burch, M. (2010). Management strategies for cyanobacteria (blue-green algae): a guide for water utilities. Resource document. Water Quality Research Australia Limited. file:///C:/Users/Marie/Downloads/report74_management_strategies_BGA%20(3).pdf. Accessed 13 March 2017.
- Ortiz, J. D., Witter, D. L., Ali, K. A., Fela, N., Duff, M., & Mills, L. (2013). Evaluating multiple colour-producing agents in Case II waters from Lake Erie. *International Journal of Remote Sensing*, 34(24), 8854-8880.
- Paerl, H. W., Hall, N. S., & Calandrino, E. S. (2011). Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the Total Environment*, 409(10), 1739-1745.

- Pazouki, P., Prévost, M., McQuaid, N., Barbeau, B., de Boutray, M.-L., Zamyadi, A., & Dorner, S. (2016). Breakthrough of cyanobacteria in bank filtration. *Water Research*, 102(1) 170-179.
- Seppälä, J., Ylöstalo, P., Kaitala, S., Hällfors, S., Raateoja, M., & Maunula, P. (2007). Ship-of-opportunity based phycocyanin fluorescence monitoring of the filamentous cyanobacteria bloom dynamics in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73(3-4), 489-500
- Smeltzer, E. (1999). Phosphorus management in Lake Champlain. In T. O. Manley & P. O. Manley (Eds.), *Lake Champlain in transition: from research toward restoration* (pp. 435-451). American Geophysical Union.
- Symes, E., & Ogtrop, F. (2016). Determining the Efficacy of a Submersible in situ Fluorometric Device for Cyanobacteria Monitoring Coalesced with Total Suspended Solids Characteristic of Lowland Reservoirs. *River Research and Applications*.
- Taranu, Z. E., Gregory Eaves, I., Leavitt, P. R., Bunting, L., Buchaca, T., Catalan, J., et al. (2015). Acceleration of cyanobacterial dominance in north temperate-subarctic lakes during the Anthropocene. *Ecology letters*, 18(4), 375-384.
- USEPA. (2015). Drinking Water Health Advisory for the Cyanobacterial Microcystin Toxins. (820R15100). Resource document. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/microcystins-report-2015.pdf>. Accessed 13 March 2017.
- Wood, S. A., Rueckert, A., Hamilton, D. P., Cary, S. C., & Dietrich, D. R. (2011). Switching toxin production on and off: intermittent microcystin synthesis in a *Microcystis* bloom. *Environmental microbiology reports*, 3(1), 118-124.
- Wynne, T. T., Stumpf, R. P., Tomlinson, M. C., Fahnenstiel, G. L., Dyble, J., Schwab, D. J., et al. (2013). Evolution of a cyanobacterial bloom forecast system in western Lake Erie: Development and initial evaluation. *Journal of Great Lakes Research*, 39 Supplement 1, 90-99.
- Zamyadi, A., Dorner, S., Ndong, M., Ellis, D., Bolduc, A., Bastien, C., & Prévost, M. (2014). Application of in vivo measurements for the management of cyanobacteria breakthrough into drinking water treatment plants. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 16(2), 313-323.
- Zamyadi, A., Henderson, R. K., Stuetz, R., Newcombe, G., Newtown, K., & Gladman, B. (2016). Cyanobacterial management in full-scale water treatment and recycling processes: reactive dosing following intensive monitoring. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2(2), 362-375
- Zamyadi, A., MacLeod, S. L., Fan, Y., McQuaid, N., Dorner, S., Sauvé, S., & Prévost, M. (2012 a). Toxic cyanobacterial breakthrough and accumulation in a drinking-water plant: a monitoring and treatment challenge. *Water Research*, 46(5), 1511-1523.
- Zamyadi, A., McQuaid, N., Dorner, S., Bird, D. F., Burch, M., Baker, P., ... Prévost, M. (2012 b). Cyanobacterial detection using in vivo fluorescence probes: managing interferences for improved decision-making. *Journal American Water Works Association*, 104(8), 37.

Zamyadi, A., McQuaid, N., Prévost, M., & Dorner, S. (2012 c). Monitoring of potentially toxic cyanobacteria using an online multi-probe in drinking water sources. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(2), 579-588.

CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE

La prolifération des cyanobactéries dans les eaux servant à la production d'eau potable est une problématique complexe.

Les travaux effectués au chapitre 5 permettent de mieux comprendre la dynamique des cyanobactéries de la baie Missisquoi et l'influence des facteurs environnementaux sur la succession des espèces du phytoplancton de cet écosystème. Ils constituent une avancée sur la compréhension de l'écologie de ces organismes, mais surtout, permettent d'offrir une vision plus claire de la dynamique particulière de la baie Missisquoi et offrent des pistes de solutions aux opérateurs de l'usine de traitement d'eau potable de Phillipsburg.

Les résultats présentés au chapitre 6 permettent de valider l'utilisation des sondes fluorimétriques dans la surveillance et le suivi de la qualité de l'eau et plus particulièrement de mieux détecter les proliférations massives de cyanobactéries. Ils permettent aussi de valider le seuil d'alerte minimal de la phycocyanine développée par McQuaid et al. (2011).

7.1 Retour sur les objectifs et hypothèses de travail

7.1.1 Hypothèse 3.1.1.2 A1 : présence d'une succession saisonnière des classes, des ordres et des genres du phytoplancton

Dans cette étude, sept (7) classes de phytoplancton ont été analysées soit les cryptophytes (Cryptophyceae), les diatomées (Bacillariophyceae), les euglènes (Euglenophyceae) les chlorophytes, communément appelées algues vertes (Chlorophyceae), les dinoflagellés (Dinophyceae), les chrysophytes (Chrysophyceae) et les cyanobactéries (Cyanophyceae). Ces classes constituent la majeure partie du phytoplancton d'eau douce.

Le début de l'été (juin) est généralement marqué par une présence plus importante de chlorophytes, de diatomées et de cryptophytes. Ces trois (classes) représentent environ 98 % du phytoplancton en termes de biovolume. Le biovolume total de phytoplancton reste néanmoins faible (environ 1 mm³/L). Celui-ci augmente de manière importante entre juillet et septembre, lorsque les cyanobactéries dominent le plan d'eau. Le biovolume du phytoplancton est très variable et dépend de la présence de fleur d'eau de cyanobactéries. La moyenne est de 47 mm³/L,

mais varie entre 0,1 et 2 900 mm³/L. À la fin de l'été, entre octobre et novembre, les dinoflagellés et les diatomées co-dominent généralement dans la baie Missisquoi et les cyanobactéries décroissent. Les euglènes et les chrysophytes sont peu présents dans le phytoplancton et comptent pour moins de 1 % et 5 % respectivement du biovolume de celui-ci. Aucune tendance particulière ne se démarque quant à des changements de succession dans ces deux (2) classes. Les différents groupes du phytoplancton semblent suivre une succession typique des régions tempérées (Reynolds, 1984).

Parmi les 40 espèces de cyanobactéries présentes dans les échantillons d'eau de la baie Missisquoi analysés dans cette étude, neuf (9) appartiennent à l'ordre des Chroococcales, sept (7) à l'ordre des Nostocales, un (1) à l'ordre des Spirulinales et 14 à l'ordre des Synechococcales. Les Chroococcales dominent la communauté des cyanobactéries tant en termes d'abondance que de biovolume pendant toute la période d'échantillonnage, sauf dans certains échantillons d'écume et lors de certaines fleurs d'eau intenses dominées ou co-dominées par les Nostocales. Les Nostocales ne sont pas présents dans les échantillons de juin, mais leur biovolume augmente à partir de juillet. Ils deviennent co-dominants vers la fin juillet et dominants dans certaines fleurs d'eau en août et septembre. Leur biovolume diminue ensuite en octobre et novembre. Les Oscillatoriales sont présents tous les mois, sauf en octobre. Les Spirulinales ne sont présents qu'en très petite quantité (moyenne 740 cellules mL et 0,002 mm³/L) et sont souvent absents des échantillons d'eau analysés.

Les cinq (5) ordres de cyanobactéries sont divisés en 20 genres. Les principaux genres sont *Microcystis* sp., *Anabaena* sp. et *Aphanizomenon* sp. qui représentent respectivement 67 %, 29 % et 4 % du biovolume des cyanobactéries pour l'ensemble des échantillons analysés. Parmi les cyanobactéries, le genre *Microcystis* sp. domine, en termes de biovolume, la majeure partie de la saison d'échantillonnage, sauf le mois de novembre où *Worochinia* sp. et *Aphanothece* sp. sont dominants et représentent respectivement 54 % et 21 % du biovolume des cyanobactéries. Certains échantillons prélevés pendant des fleurs d'eau et des écumes fin juillet présentent une codominance de *Microcystis* sp. et *Anabaena* sp. ou une codominance *Microcystis* sp., *Anabaena* sp. et *Aphanizomenon* sp.. En août, même si *Microcystis* sp. reste majoritairement dominant en termes de biovolume, certains échantillons sont dominés par *Anabaena* sp. ou co-dominés par *Anabaena* sp. et *Aphanizomenon* sp. ou *Microcystis* sp. et *Anabaena* sp. En septembre, certains échantillons sont dominés par *Anabaena* sp. ou co-dominés par *Microcystis* sp. et *Anabaena* sp.

Ces variations saisonnières tant au niveau des classes, des ordres et des genres, permettent de valider l'hypothèse initiale de la présence d'une succession saisonnière pour ces trois (3) taxons.

7.1.2 Hypothèse 3.1.1.2 A2 : présence d'une variabilité interannuelle des genres de cyanobactéries

Il existe des différences importantes entre les années échantillonnées en ce qui a trait au biovolume moyen des cyanobactéries et aux genres présents dans les échantillons. En 2007, le biovolume moyen des échantillons est faible ($<1 \text{ mm}^3/\text{L}$). *Anabaena* sp. est le genre dominant. *Coelosphaerium* sp. et *Aphanothece* sp. sont également plus importants en termes de biovolume que *Microcystis* sp.. 2007 est caractérisée par une absence de prolifération massive de cyanobactéries et une absence de dominance de *Microcystis* sp.. De 2008 à 2012, *Microcystis* sp. est le genre dominant, suivi d'*Anabaena* sp. et *Aphanizomenon* sp.. Toutes ces années ont connu plusieurs fleurs d'eau de cyanobactéries entre juillet et septembre. Les biovolumes élevés de 2008 et 2011 correspondent aux échantillons d'écume prélevés ces années-là. Les biovolumes de cyanobactéries retrouvés dans les écumes varient de 100 à 2 900 mm^3/L et sont dominés par *Microcystis* sp. ou codominés *Microcystis* sp. et *Anabaena* sp..

L'hypothèse est validée puisqu'il existe des différences interannuelles des genres de cyanobactéries, principalement entre 2007 et 2008-2012.

7.1.3 Hypothèse 3.1.1.2 B1 : l'espèce *Microcystis aeruginosa* est dominante à la baie Missisquoi

On retrouve trois (3) espèces principales de *Microcystis* à la baie Missisquoi dans la période échantillonnée, soit *aeruginosa*, *flos-aquae* et *weisenbergei*. La plupart de ces espèces se présentent sous forme de larges colonies facilement visibles à l'œil nu, lors d'une fleur d'eau. L'espèce *aeruginosa* représente environ 56 % du genre, tandis que *flos-aquae* et *weisenbergei* représentent chacune 22 %. Moins de 1 % des *Microcystis* sont libres dans l'eau. Par rapport aux autres espèces de son genre, *Microcystis aeruginosa* est dominante dans la majorité des échantillons. Quelques échantillons sont dominés par *Microcystis flos-aquae* ou *Microcystis weisenbergei*. Même si le genre *Microcystis* sp. est dominant la plupart du temps, il est important

de rappeler que 2007, une année sans fleurs d'eau de cyanobactéries, est marquée par une absence de dominance du genre *Microcystis* sp.. Cette année-là, *Anabaena* sp. était le genre dominant suivi de *Coelosphaerium* sp. et *Aphanothece* sp..

L'hypothèse est validée puisqu'effectivement *Microcystis aeruginosa* est l'espèce dominante des échantillons d'eau analysés pour la Baie Missisquoi.

7.1.4 Hypothèse 3.1.1.2 B2 : le genre *Microcystis* sp. arrive après les cyanobactéries fixatrices d'azote, tel que *Aphanizomenon* sp. et *Anabaena* sp.

Au début de la période d'échantillonnage (juin), *Aphanizomenon* sp. et *Anabaena* sp. sont absents des échantillons d'eau analysés, alors que *Microcystis* sp. est présent. Les concentrations d'*Aphanizomenon* sp. et d'*Anabaena* sp. augmentent au courant de l'été. Ces genres deviennent codominants avec *Microcystis* sp., dans certains échantillons d'eau prélevés à la fin juillet, puis dominants dans quelques échantillons d'eau prélevés en août et septembre.

L'hypothèse n'est pas vérifiée puisque la présence de *Microcystis* sp. est détectée plus tôt dans les échantillons analysés qu'*Aphanizomenon* sp. et *Anabaena* sp. et en plus grande quantité que ces derniers. Néanmoins, il est important de nuancer cette affirmation puisque celle-ci est basée sur l'analyse de seulement deux (2) échantillons en juin. L'analyse d'un plus grand nombre d'échantillons au mois de juin, pendant les six (6) années de suivi, aurait peut-être permis de déceler une présence d'*Aphanizomenon* sp. et *Anabaena* sp. en début d'été.

Les résultats obtenus dans cette étude sont en accord avec la tendance observée par Bowling et al. (2015) qui indiquent qu'à la baie Missisquoi *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae* et *Anabaena spiroides* sont peu présentes en début d'été et forment des fleurs d'eau à la fin de l'été.

Il est également important de souligner que même si les Nostocales tendent à se développer après les Chroococcales, le genre *Aphanothece* sp. qui appartient à l'ordre des Chroococcales et dont certaines espèces telles qu'*Aphanothece clathrata* sont capables de fixer l'azote atmosphérique, est présent, quant à lui, en quantité très importante dès les premiers échantillons du mois de juin. Son abondance est supérieure aux *Microcystis* sp, mais son biovolume reste inférieur, car les cellules d'*Aphanothece* sp. ont un volume bien inférieur à celui des *Microcystis* sp. Il est d'ailleurs probable de supposer qu'*Aphanothece* sp. se développe avant *Microcystis* sp. puisque

les espèces d'eau douce du genre *Aphanothece* sp. possèdent un optimum de température de 18-20 °C (Callieri, 2008; Callieri et al., 2002) qui est inférieur à celui des *Microcystis* sp. (24-34 °C).

7.1.5 Hypothèse 3.1.2.2 A1 : le phosphore est le nutriment limitant à la baie Missisquoi

De façon générale, la baie Missisquoi présente des caractéristiques d'eutrophisation sévère, pour l'ensemble de la période étudiée (2007-2012) avec des concentrations moyennes de 85 µg/L de PT et 1 124 µg/L de TKN. Une comparaison des caractéristiques typiques des lacs eutrophes et oligotrophes est présentée en Annexe A. La concentration moyenne de PT pour la période échantillonnée dépasse largement la concentration cible de PT fixée à 25 µg/L (Comité interministériel de concertation sur la Baie Missisquoi, 2003). En juin, le ratio NO_x:TP varie entre 2 et 11. Entre juillet et septembre, celui-ci est généralement < 1:1, indiquant clairement un scénario de limitation en N, renforcé par l'augmentation des concentrations de PT. Le ratio NO_x:TP augmente en octobre et novembre et se situe, généralement, entre 6 et 40.

La tendance observée dans cette étude est une augmentation du biovolume et de l'abondance des cyanobactéries lors de la diminution du ratio TKN:PT. Le ratio NO_x:PT est d'ailleurs négativement corrélé aux cyanobactéries. Plusieurs études démontrent qu'une diminution du ratio TKN:PT favorise le développement des cyanobactéries (Bulgakov & Levich, 1999; Kotak et al., 2000; Liu et al., 2011; Smith, 1983; Smith & Bennett, 1999) et que la dynamique du phytoplancton à la baie Missisquoi suit cette tendance (Fortin et al., 2015; Pearce et al., 2013; Smeltzer et al., 2012). Smith et al. (1995) suggèrent qu'un ratio NT:PT en dessous de 22:1 est favorable à la dominance des cyanobactéries. Les résultats de cette recherche appuient cette hypothèse puisque tous les échantillons ayant un ratio TKN:PT inférieur à 22:1 étaient dominés par les cyanobactéries.

L'hypothèse selon laquelle le phosphore est un élément limitant la croissance des cyanobactéries à la baie Missisquoi n'est donc pas validée. Les concentrations de PT sont largement au-dessus des concentrations requises pour le développement des cyanobactéries et augmentent au cours de l'été. Celles-ci sont d'ailleurs positivement corrélées aux concentrations de cyanobactéries et du phytoplancton et représenteraient plutôt le phosphore intracellulaire. En effet, les cyanobactéries et certaines espèces de microalgues comme *Chlorella* sp. et *Scenedesmus* sp. accumulent le

phosphore sous forme de granules de polyphosphates (poly-P) (Achbergerová & Nahálka, 2011; Hai et al., 2001; Healey, 1982; Mukherjee et al., 2015). Ces réserves de P permettent aux cyanobactéries et à certaines microalgues de continuer leur croissance même en période de carence nutritive contribuant ainsi au maintien des fleurs d'eau de cyanobactéries malgré les faibles concentrations de o-PO_4 et NO_x , pendant certaines périodes. Il semblerait que ce soit plutôt la quantité d'azote et particulièrement la diminution du ratio TKN:PT, causé, notamment, par l'augmentation des concentrations de PT, qui influence les modifications dans la composition du phytoplancton. Cet apport provient, notamment, des engrais utilisés comme fertilisants dans les cultures agricoles du bassin versant de la baie Missisquoi et contenant un ratio N : P variant entre 1,2 et 3 (lisier, fumier de diverses espèces et particulièrement de porc) (Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), 2003).

Au sein des cyanobactéries, la biodisponibilité des éléments nutritifs (NO_x et o-PO_4) semble avoir une influence sur la dominance des espèces. Une carence en NO_x et o-PO_4 , semble favoriser le développement d'espèces fixatrices d'azote atmosphérique tel qu'*Aphanizomenon sp.* et *Anabaena sp.* ce qui entraîne la présence d'efflorescences codominées par *Microcystis sp.* et *Aphanizomenon sp.* ou *Microcystis sp.* et *Anabaena sp.* ou encore complètement dominés par qu'*Aphanizomenon sp.* ou *Anabaena sp.*

7.1.6 Hypothèse 3.1.2.2 A2 : les concentrations des cyanobactéries sont contrôlées par les températures optimales

Le chapitre cinq (5) met en évidence une augmentation de l'abondance et du biovolume des cyanobactéries avec la température. En début de saison (juin), l'eau de la baie Missisquoi est relativement froide (20-22 °C) et les concentrations en TP et TKN élevée (respectivement 65 et 975 $\mu\text{g/L}$). Ces éléments sont favorables au développement des chlorophytes, des diatomées et des cryptophytes qui ont généralement des optima de croissance plus faibles que les cyanobactéries. Néanmoins, le ratio TKN:TP en dessous de 22:1, favorise également le développement de certaines espèces de cyanobactéries, telles qu'*Aphanothece clathrata*, ayant un optimum de température plus faible (18-20 °C) que *Microcystis aeruginosa* (24-34 °C) ou *Anabaena flos-aquae* (28-32 °C), par exemple. Les cellules du genre *Aphanothece sp.* ont un faible biovolume (0,5 μm^3) en comparaison avec les chlorophytes (10 - 14 000 μm^3), les

diatomées ($70 - 45\,000\ \mu\text{m}^3$) et les cryptophytes ($75 - 8\,000\ \mu\text{m}^3$). Le biovolume de ce genre compte peu dans le biovolume total du phytoplancton. Néanmoins, les cellules d'*Aphanothece* sp. étant très nombreuses (moy. $5\,000\ \text{cell./mL}$ versus $33\ \text{cell./mL}$ pour les diatomées, $235\ \text{cell./mL}$ pour les chlorophytes et $94\ \text{cell./mL}$ pour les cryptophytes), le genre domine la composition du phytoplancton en termes d'abondance, pour le mois de juin. En juillet et août, lorsque les températures grimpent entre $23\ ^\circ\text{C}$ et $28\ ^\circ\text{C}$, les cyanobactéries dominent le phytoplancton, tant en termes d'abondance que de biovolume. Les espèces non fixatrices d'azote atmosphérique, tel que *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis flos-aquae* et *Microcystis wesenbergii* sont les premières à dominer le biovolume. La capacité de fixer l'azote atmosphérique étant plus coûteuse énergétiquement, les cyanobactéries qui possèdent cette caractéristique se développent généralement plus lentement que leurs homologues non fixatrices de N_2 , pour des optima de températures similaires. Le changement de dominance entre cyanobactéries se produit lorsque les nutriments dissouts (NO_x et o-PO_4) deviennent limitants et ne sont plus assez abondants pour maintenir les efflorescences de *Microcystis* sp. Les cyanobactéries qui peuvent fixer N_2 ont alors un avantage compétitif par rapport aux *Microcystis* sp. et se développent plus rapidement que ces dernières qui sont en décroissance. Il apparaît alors des fleurs d'eau codominées (fin juillet) puis dominées (août et septembre) par des espèces telles qu'*Anabaena flos-aquae*, *Anabaena spiroides* et *Aphanizomenon flos-aquae*. À partir de la fin septembre, les températures de l'eau diminuent (progressivement de $24\ ^\circ\text{C}$ à $16\ ^\circ\text{C}$). Les concentrations de cyanobactéries déclinent, car la température de l'eau s'éloigne de leurs optima de croissance. Des classes ayant des optima de croissance plus faibles telle que les dinoflagellés, les diatomées et les cryptophytes se développent alors rapidement et profitent des nutriments encore abondants pour dominer le phytoplancton.

La corrélation positive entre la température de l'eau et les cyanobactéries appuie de surcroît l'hypothèse présentée. Celle-ci est validée puisque les pics de cyanobactéries correspondent à leurs optima de températures.

7.1.7 Hypothèse 3.1.3.2 A1 : les corrélations entre biovolume et abondance de cyanobactéries et les valeurs de phycocyanine mesurées par la sonde fluorométrique sont améliorées grâce au facteur de correction de Zamyadi et al. (2012)

Le chapitre six (6), analyse, notamment, la performance d'une sonde fluorométrique pour les mesures de phycocyanine en présence d'une faible et d'une forte quantité de chl a. tel que mentionné par Zamyadi et al. (2016 a), la chl a peut entraîner des erreurs de lecture de la fluorescence de la phycocyanine de 600 %. Le développement d'un facteur de correction pour minimiser l'interférence de la chl a est donc essentiel.

Les résultats du chapitre six (6) rapportent qu'un facteur de correction de 0,15 permet de corriger les données de phycocyanine de la baie Missisquoi et fait passer le R^2 de 0,39 à 0,53 dans la corrélation entre le biovolume des cyanobactéries et la phycocyanine. Un facteur de 0,1 fait passer le R^2 de 0,40 à 0,45 dans la corrélation entre l'abondance des cyanobactéries et la phycocyanine.

Au lac Érié, un facteur de correction optimisé de 0,5 permet de faire passer le R^2 de 0,15 à 0,34 dans la corrélation entre le biovolume des cyanobactéries et la phycocyanine. Un facteur de 0,1 fait passer le R^2 de 0,15 à 0,18 dans la corrélation entre l'abondance des cyanobactéries et la phycocyanine.

L'hypothèse est validée puisqu'effectivement, tous les facteurs de correction optimisés permettent d'améliorer les corrélations entre le biovolume ou l'abondance et la phycocyanine mesurée par la sonde fluorométrique.

7.1.8 Hypothèse 3.1.3.2 A2 : la phycocyanine mesurée par la sonde est mieux corrélée au biovolume qu'à l'abondance

Il a été démontré qu'en culture de laboratoire, la phycocyanine est plus corrélée au biovolume des cyanobactéries qu'à l'abondance des cellules de celles-ci (Gregor et al., 2007; Izydorczyk et al., 2009; Kong et al., 2014; McQuaid et al., 2011; Zamyadi et al., 2012 c). Néanmoins, en conditions réelles, la quantité relative de cyanobactéries par rapport au reste du phytoplancton varie

considérablement, ce qui affecte la corrélation entre la phycocyanine et le nombre de cellules ou le biovolume des cyanobactéries.

Les résultats du chapitre six (6) mettent en évidence une meilleure corrélation entre le biovolume des cyanobactéries et la phycocyanine pour des échantillons réels qu'entre l'abondance des cyanobactéries et la phycocyanine. La variabilité dans la taille des cellules explique, en partie, cette différence. Pour un même signal de phycocyanine, les biovolumes auront tendance à être similaires, peu importe les genres de cyanobactéries présents, tandis que les abondances seront plus hétérogènes et varieront beaucoup en fonction des genres de cyanobactéries présents. En effet, des abondances similaires de *Microcystis* sp. et d'*Aphanothece* sp. ne produiront pas le même signal de fluorescence, car les cellules d'*Aphanothece* sp. sont très petites ($0,5 \mu\text{m}^3$) et produiront moins de phycocyanine que les cellules plus grosses de *Microcystis* sp. ($34-113 \mu\text{m}^3$). Lorsqu'une efflorescence de cyanobactéries est dominée par une seule espèce ou codominée par des espèces ayant des biovolumes similaires, il est possible d'atteindre une bonne corrélation entre la phycocyanine et l'abondance des cellules.

L'hypothèse est vérifiée, car la phycocyanine mesurée par la sonde était toujours plus corrélée au biovolume des cyanobactéries qu'à l'abondance de celles-ci.

CHAPITRE 8 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'analyse d'un vaste ensemble (2007 à 2012) de données physico-chimiques et biologiques sur la qualité de l'eau de la baie Missisquoi et du lac Érié, couplées à des données météorologiques, permet de tirer les conclusions suivantes :

- Les proliférations de cyanobactéries à la baie Missisquoi sont diverses et hautement variables, tant en termes de biovolume que de composition des ordres, des genres et des espèces, entre les saisons et entre les années.
- Des fleurs d'eau de cyanobactéries ont eu lieu chaque année sur la baie, à plusieurs reprises de 2008 à 2012. Elles étaient absentes en 2007.
- Ces fleurs d'eau sont généralement dominées par le genre *Microcystis* sp. et plus particulièrement par *Microcystis aeruginosa*. Pendant les mois les plus chauds (juillet, août et septembre), *Microcystis* sp. est parfois codominant avec les genres *Anabaena* sp. et *Aphanizomenon* sp.
- Une succession du phytoplancton typique des lacs tempérés ressort des données analysées. Le début de l'été est caractérisé par une croissance de chlorophytes, de diatomées et de cryptophytes. Ces taxons sont remplacés par les cyanobactéries qui dominent les mois les plus chauds de l'été (juillet, août et septembre). Lorsque la température de l'eau redescend à la fin septembre, les cyanobactéries sont de nouveau remplacées par les diatomées et les dinoflagellés. Cette succession du phytoplancton est typique des lacs eutrophes des régions tempérées (Reynolds, 1984).
- La baie Missisquoi présente les caractéristiques typiques d'un lac eutrophe.
- Les concentrations de phosphore et d'azote total varient tout au long de la saison et sont généralement plus faibles en juin, octobre et novembre et plus élevées en juillet, août et septembre. Elles sont positivement corrélées aux biovolumes des cyanobactéries et du phytoplancton. Elles reflètent la capacité de stockage du P des cyanobactéries et de certaines autres espèces du phytoplancton et démontrent l'importance de ces éléments pour la croissance de ces microorganismes. Ces concentrations élevées résultent principalement d'un relargage par les sédiments (recyclage interne) et, dans une moindre

mesure, d'un apport par les rivières se déversant dans la baie. Le nouvel apport en N par les cyanobactéries fixatrices d'azote atmosphérique est marginal (Isles et al., 2015).

- Les concentrations d'orthophosphates et de nitrates-nitrites varient également tout au long de la saison et sont généralement plus élevées en juin, début juillet, octobre et novembre et sous les limites de détection à partir de la mi-juillet jusqu'en septembre. Les concentrations d'orthophosphates et de nitrates-nitrites ne sont pas corrélées aux cyanobactéries ou au phytoplancton. L'utilisation des formes minérales du phosphore et de l'azote pour la croissance et le maintien des fleurs d'eau de cyanobactéries explique les faibles concentrations retrouvées dans la baie au milieu de l'été.
- Les proliférations massives de cyanobactéries ont tendance à se produire lorsque le ratio TKN:PT est $<22:1$, suggérant que l'azote est un élément limitant et que le phosphore total se retrouve en excès pendant cette période.
- Les cyanobactéries dominent la baie Missisquoi lorsque le ratio $\text{NO}_x : \text{PT}$ est ≤ 3 . Lorsque le ratio $\text{NO}_x:\text{PT}$ est au-dessus de 3, le phytoplancton est dominé par d'autres taxons. Le ratio $\text{NO}_x:\text{PT}$ est négativement corrélé au biovolume des cyanobactéries.
- L'absence de corrélation entre NO_x et le biovolume des cyanobactéries suggère que la demande de N peut être satisfaite par d'autres moyens tels que la fixation de N_2 par des cyanobactéries fixatrices d'azote atmosphérique.
- Le niveau d'eau est négativement corrélé aux biovolumes des cyanobactéries et du phytoplancton, indiquant une diminution des concentrations en cyanobactéries et en phytoplancton causé par la dilution. Ces résultats doivent être relativisés, car les précipitations totales sur neuf (9) jours sont positivement corrélées aux biovolumes des cyanobactéries et du phytoplancton. Ainsi, l'eau ne génère pas seulement la dilution, mais apporte également des éléments nutritifs, tels que N et P, qui favorisent la croissance du phytoplancton et des cyanobactéries.
- L'année 2011 est caractérisée par des précipitations très abondantes et un niveau d'eau le plus haut depuis les 50 dernières années, alors que 2012, à l'opposé, est caractérisée par de très faibles précipitations et un niveau d'eau le plus bas des 50 dernières années. Ces deux années représentent les extrêmes en termes de niveau d'eau et de précipitations à la

baie Missisquoi et sont pourtant, toutes les deux, marquées par des proliférations massives de cyanobactéries, suggérant ainsi que d'autres facteurs plus importants sous-tendent les efflorescences de cyanobactéries.

- Les vents dominants à la baie Missisquoi viennent du sud, du sud-ouest et de l'ouest et poussent les cyanobactéries vers l'est de la baie, là où se trouve la prise d'eau potable de l'usine de filtration de Philipsburg. La direction du vent est d'ailleurs positivement corrélée au biovolume des cyanobactéries pour les sites étudiés.
- Les vents plus forts à la fin du printemps et au début de l'été favorisent le brassage de l'eau de la baie et le développement d'espèces non mobiles tel que les Diatomées et les Oscillatoriales. Les vents plus faibles en juillet, août et septembre favorisent le développement d'espèces mobiles, qui peuvent se déplacer dans la colonne d'eau, telles que les cyanobactéries des genres *Microcystis* sp. et *Anabaena* sp.. Celles-ci possèdent des vésicules gazeuses agissant comme des ballasts. La vitesse du vent et la vitesse maximale des rafales sont d'ailleurs négativement corrélées au biovolume des cyanobactéries. Au début de l'automne, l'augmentation de la vitesse des vents est à nouveau favorable au développement des diatomées et des Oscillatoriales.
- Au printemps, au début de l'été ainsi qu'à l'automne, la luminosité réduite, causée par l'augmentation de la couverture nuageuse, favorise les taxons qui tolèrent une plus faible luminosité, tels que les diatomées et les Oscillatoriales (*Oscillatoria* sp.) (Coles & Jones, 2000; Stadnichuk et al., 1985). Lorsque la luminosité est maximale en juillet et août, des genres tels que *Microcystis* sp. qui effectuent de la photo-acclimatation, supportent mieux une forte intensité lumineuse ponctuelle ce qui leur procure un avantage adaptatif leur permettant de se développer plus rapidement que d'autres cyanobactéries ou que d'autres espèces du phytoplancton. L'intensité lumineuse est d'ailleurs positivement corrélée au biovolume des cyanobactéries et celui-ci est dominé par *Microcystis* sp.
- La température est la variable environnementale la plus positivement corrélée aux biovolumes des cyanobactéries et du phytoplancton
- La performance de la sonde mesurant la phycocyanine dépend de la quantité relative des cyanobactéries par rapport au reste du phytoplancton.

- Plus le biovolume des cyanobactéries est important et plus sa quantité par rapport au reste du phytoplancton est élevée, plus les mesures entre la phycocyanine et le biovolume seront corrélées.
- Un seuil de 1 mm³/L peut être utilisé comme seuil d'alerte minimal tant au lac Érié qu'à la baie Missisquoi.
- Un biovolume de 6 mm³/L est un seuil de niveau d'alerte supérieur très fiable, car les données de la sonde sont bien corrélées avec les données taxonomiques à des concentrations supérieures à ce seuil.
- La chlorophylle a provenant des taxons du phytoplancton qui ne sont pas des cyanobactéries cause un biais important dans les lectures de phycocyanine.
- Les données de la sonde peuvent être corrigées en utilisant des valeurs de correction optimisées pour soustraire le biais causé par les taxons du phytoplancton qui ne sont pas des cyanobactéries. Les données corrigées améliorent les corrélations entre les lectures de sonde et les données taxonomiques.
- Les facteurs de correction varient entre les sites, mais les valeurs de seuil mesurées par la sonde sont comparables. Par conséquent, les valeurs de seuil basées sur RFU sont largement applicables pour la surveillance à l'entrée d'eau potable.

Les travaux de recherche de ce doctorat sont principalement basés sur le modèle de succession phytoplanctonique proposé par Reynolds (1980; 1984; 2002; 1975). Dans les années 80, Sommer et al. (1986) développe le modèle PEG pour expliquer la succession phytoplanctonique. Celui-ci est basé sur 24 postulats. Contrairement au modèle de Reynolds qui met de l'avant les phénomènes physiques tels que la température, la turbulence du vent et l'hydrodynamisme des courants, le modèle PEG met l'accent sur les phénomènes biologiques pour expliquer la succession saisonnière du plancton. Les interactions biotiques qui ont lieu de façon saisonnière sont expliquées en tenant compte des facteurs abiotiques et définissent le début et la fin de la saison de croissance. L'accent est mis sur la limitation des nutriments, la compétition intra et interspécifique, le broutage du zooplancton et la prédation par les poissons. Depuis sa publication en 1986, le modèle PEG a été largement adopté par la communauté scientifique. En 2012, Sommer et al. publie une extension à ce modèle d'interprétation pour y inclure l'hivernage des espèces, le rôle de la communauté microbienne, la limitation par la qualité des aliments et

propose de nouvelles idées sur le rôle des niveaux trophiques supérieurs. Néanmoins, ce modèle est encore trop peu connu des ingénieurs et chercheurs en génie de l'environnement. Les résultats de la baie Missisquoi mériteraient qu'on les analyse sous cet angle ce qui permettrait de bonifier le portrait de la dynamique des cyanobactéries et augmenterait la force des conclusions tirées. Les données disponibles pour le zooplancton, mais non présentées dans cette thèse, permettraient d'effectuer ce travail.

Ce travail n'aurait pas été possible sans le soutien financier de Nuvac. Inc., l'École des Ponts ParisTech, l'Université Paris-Est, Ressources aquatiques Québec (RAQ), le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), la Chaire de recherche du Canada sur la protection des sources d'eau potable, le Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FRQNT) et la Fondation canadienne pour l'innovation (FCI).

BIBLIOGRAPHIE

- Abrantes, N., Antunes, S. C., Pereira, M. J., & Gonçalves, F. (2006). Seasonal succession of cladocerans and phytoplankton and their interactions in a shallow eutrophic lake (Lake Vela, Portugal). *Acta Oecologica*, 29(1), 54-64. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2005.07.006>
- Achbergerová, L., & Nahálka, J. (2011). Polyphosphate - an ancient energy source and active metabolic regulator. *Microbial Cell Factories*, 10 63-63. doi: 10.1186/1475-2859-10-63
- Acquin, M.-C. (2001). *Géologie du secteur de la baie Missisquoi – Aménagement des paysages, économie et environnement*. Université du Québec à Montréal (UQÀM). Département des sciences de la terre et de l'atmosphère.
- Adams, D. G., & Duggan, P. S. (1999). Tansley Review No. 107. Heterocyst and akinete differentiation in cyanobacteria. *New Phytologist*, 144(1), 3-33. doi: 10.1046/j.1469-8137.1999.00505.x
- Allan, M. G., Hamilton, D. P., Hicks, B. J., & Brabyn, L. (2011). Landsat remote sensing of chlorophyll a concentrations in central North Island lakes of New Zealand. *International Journal of Remote Sensing*, 32(7), 2037-2055. doi: 10.1080/01431161003645840
- Allen, M. M. (1984). Cyanobacterial cell inclusions. *Annual Review of Microbiology*, 38 1-25. Retrieved from <Go to ISI>://WOS:A1984TL37000002
- Anagnostidis, K., & Komárek, J. (1985). Modern approach to the classification system of cyanophytes. 1-Introduction. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 38-39 291-302. Retrieved from [http://www.schweizerbart.de/papers/algol_stud/detail/38-39/62868/Modern approach to the classification system of cyanophytes 1 Introduction](http://www.schweizerbart.de/papers/algol_stud/detail/38-39/62868/Modern%20approach%20to%20the%20classification%20system%20of%20cyanophytes%201%20Introduction)
- Anagnostidis, K., & Komárek, J. (1988). Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3 - Oscillatoriales. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes* 50-53 327 - 472. Retrieved from [https://www.schweizerbart.de/papers/archiv_algolstud/detail/50-53/65276/Modern approach to the classification system of cyanophytes 3 Oscillatoriales?l=FR](https://www.schweizerbart.de/papers/archiv_algolstud/detail/50-53/65276/Modern%20approach%20to%20the%20classification%20system%20of%20cyanophytes%203%20Oscillatoriales?l=FR)
- Anagnostidis, K., & Komárek, J. (1990). Modern approach to the classification system of cyanophytes. 5-Stigonematales. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 59 1-73.
- Anderson, D., Glibert, P., & Burkholder, J. (2002). Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25(4), 704-726. doi: 10.1007/BF02804901
- Andersson, B., & Aro, E.-M. (2001). Photodamage and D1 Protein Turnover in Photosystem II. In E.-M. Aro & B. Andersson (Eds.), *Regulation of Photosynthesis* (pp. 377-393). Dordrecht: Springer Netherlands.

- APHA, AWWA, & WEF. (1998). *Standard Methods For the Examination of Water & Wastewater* (20 ed.). Washington: American Public Health Association (APHA). 1220 p.
- APHA, AWWA, & WEF. (2005). *Standard Methods For the Examination of Water & Wastewater: Centennial Edition* (21 ed.). New York: American Public Health Association (APHA). 1200 p.
- APHA, AWWA, & WEF. (2012). *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater* (22 ed.). Washington: American Public Health Association (APHA). 724 p.
- AquaRead. (2014). *Instruction Manual for the Aquaprobe® AP-2000 Multiparameter Water Quality Probe and associated Aquameter®, Utilities & Accessories*, . Kent, England.
- Arnold, D. E. (1971). Ingestion, assimilation, survival, and reproduction by *Daphnia pulex* fed seven species of blue-green algae *Limnology and Oceanography*, 16(6), 906-920. doi: 10.4319/lo.1971.16.6.0906
- Aro, E.-M., Virgin, I., & Andersson, B. (1993). Photoinhibition of Photosystem II. Inactivation, protein damage and turnover. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Bioenergetics*, 1143(2), 113-134. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0005-2728\(93\)90134-2](http://dx.doi.org/10.1016/0005-2728(93)90134-2)
- Atech. (2000). *Cost of algal blooms*. Report to Land and Water Resources Research and Development Corporation, Canberra, ACT 2601 ISBN 0 642 76014 4
- Atkinson, D. (1994). Temperature and organism size: a biological law for ectotherms? *Advances in ecological research*, 25 1-58. Retrieved from http://www.researchgate.net/profile/David_Atkinson3/publication/247707570_Temperature_and_organism_size-A_biological_law_for_ectotherms/links/540dd54b0cf2f2b29a3a3944.pdf
- AWQC. (2016). Notification of Recent Name Changes for Cyanobacteria Adopted and Reported by AWQC Retrieved from <https://www.awqc.com.au/news/notification-of-recent-name-changes-for-cyanobacteria-adopted-and-reported-by-awqc>
- Badger, M. R., & Price, G. D. (2003). CO₂ concentrating mechanisms in cyanobacteria: molecular components, their diversity and evolution. *Journal of Experimental Botany*, 54(383), 609-622. doi: 10.1093/jxb/erg076
- Bahl, J., Lau, M. C. Y., Smith, G. J. D., Vijaykrishna, D., Cary, S. C., Lacap, D. C., Lee, C. K., Papke, R. T., Warren-Rhodes, K. A., Wong, F. K. Y., McKay, C. P., & Pointing, S. B. (2011). Ancient origins determine global biogeography of hot and cold desert cyanobacteria. *Nat Commun*, 2 163. doi: http://www.nature.com/ncomms/journal/v2/n1/supinfo/ncomms1167_S1.html
- Baker, L., Sendall, B. C., Gasser, R. B., Menjivar, T., Neilan, B. A., & Jex, A. R. (2013). Rapid, multiplex-tandem PCR assay for automated detection and differentiation of toxigenic cyanobacterial blooms. *Molecular and Cellular Probes*, 27(5), 208-214. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.mcp.2013.07.001>
- Baldwin, D. S., Wilson, J., Gigney, H., & Boulding, A. (2010). Influence of extreme drawdown on water quality downstream of a large water storage reservoir. *River Research and Applications*, 26(2), 194-206. doi: 10.1002/rra.1255

- Barker, G. L. A., Hayes, P. K., O'Mahony, S. L., Vacharapiyasophon, P., & Walsby, A. E. (1999). A molecular and phenotypic analysis of *Nodularia* (cyanobacteria) from the Baltic Sea. *Journal of Phycology*, 35(5), 931-937. doi: 10.1046/j.1529-8817.1999.3550931.x
- Barker, G. L. A., Konopka, A., Handley, B. A., & Hayes, P. K. (2000). Genetic variation in *Aphanizomenon* (cyanobacteria) colonies from the Baltic Sea and North America. *Journal of Phycology*, 36(5), 947-950. doi: 10.1046/j.1529-8817.2000.99146.x
- Bastien, C., Cardin, R., Veilleux, E., Deblois, C., Warren, A., & Laurion, I. (2011). *Performance evaluation of phycocyanin probes for the monitoring of cyanobacteria* (Vol. 13).
- bbe Moldaenke. (2012). *Algae Online Analyser User Manual Version 2.6 E3*. Germany: bbe Moldaenke GmbH.
- bbe Moldaenke. (2013a). *bbe AlgaeTorch User Manual Version 2.4 E1*. Germany: bbe Moldaenke GmbH.
- bbe Moldaenke. (2013b). *bbe FluoroProbe User Manual Version 2.4 E1*. Germany: bbe Moldaenke GmbH.
- Beaudry, C. (2013). *Hydrogéochimie de l'aquifère rocheux régional en Montérégie est, Québec*. (Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Quebec). Retrieved from <http://espace.inrs.ca/1363/>
- Bergström, A.-K. (2010). The use of TN:TP and DIN:TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition. *Aquatic Sciences*, 72(3), 277-281. doi: 10.1007/s00027-010-0132-0
- Berkner, L. V., & Marshall, L. C. (1965). On the Origin and Rise of Oxygen Concentration in the Earth's Atmosphere. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 22(3), 225-261. doi: 10.1175/1520-0469(1965)022<0225:OTOARO>2.0.CO; 2
- Berrendero, E., Perona, E., & Mateo, P. (2011). Phenotypic variability and phylogenetic relationships of the genera *Tolypothrix* and *Calothrix* (Nostocales, Cyanobacteria) from running water. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 61(12), 3039-3051. doi: doi:10.1099/ijs.0.027581-0
- Beversdorf, L. J., Miller, T. R., & McMahon, K. D. (2013). The Role of Nitrogen Fixation in Cyanobacterial Bloom Toxicity in a Temperate, Eutrophic Lake. *PLoS ONE*, 8(2), e56103. doi: 10.1371/journal.pone.0056103
- Blais, S. (2002 a). La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001. *Agrosol*, 13 (2), 103-110. Retrieved from http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/cyanobacteries/articlesb.pdf
- Blais, S. (2002 b). *Les cyanobactéries en 2000 et en 2001 dans la portion québécoise de la baie Missisquoi : impacts anthropiques et étude in situ*. Paper presented at Symposium du printemps 2002: Le lac Champlain, à l'aube du nouveau millénaire/Spring Symposium 2002: Lake Champlain in the new millennium, Saint-Jean-sur-Richelieu, Québec, Canada. (pp. 64).
- Böhme, H. (1998). Regulation of nitrogen fixation in heterocyst-forming cyanobacteria. *Trends in Plant Science*, 3(9), 346-351. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S1360-1385\(98\)01290-4](http://dx.doi.org/10.1016/S1360-1385(98)01290-4)

- Bolks, A., DeWire, A., & Harcum, J. B. (2014). *Baseline assessment of left-censored environmental data using R*. Fairfax, VA: Developed for U.S. Environmental Protection Agency by Tetra Tech, Inc. Available online at: www.bae.ncsu.edu/programs/extension/wqg/319monitoring/tech_notes.htm. Retrieved from http://www.bae.ncsu.edu/programs/extension/wqg/319monitoring/TechNotes/technotes10_left_censor_r.pdf
- Bornet, É., & Flahault, C. (1886). *Revision des Nostocacées hétérocystées contenues dans les principaux herbiers de France*. Paper presented at Annales des Sciences Naturelles, Botanique, serie 7, Paris (Vol. 4, pp. 343-373).
- Bowker, M. A., Reed, S. C., Belnap, J., & Phillips, S. L. (2002). Temporal Variation in Community Composition, Pigmentation, and Fv/Fm Desert Cyanobacterial Soil Crusts. *Microbial Ecology*, 43(1), 13-25. doi: 10.1007/s00248-001-1013-9
- Bowling, L. C., Blais, S., & Sinotte, M. (2015). Heterogeneous spatial and temporal cyanobacterial distributions in Missisquoi Bay, Lake Champlain: An analysis of a 9 year dataset. *Journal of Great Lakes Research*, 41(1), 164-179. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2014.12.012>
- Bowling, L. C., Zamyadi, A., & Henderson, R. K. (2016). Assessment of in situ fluorometry to measure cyanobacterial presence in water bodies with diverse cyanobacterial populations. *Water Research*, 105 22-33. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.051>
- Briand, J.-F., Jacquet, S., Bernard, C., & Humbert, J.-F. (2003). Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Vet. Res.*, 34(4), 361-377. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1051/vetres:2003019>
- Briand, J.-F., Leboulanger, C., Humbert, J.-F., Bernard, C., & Dufour, P. (2004). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming? *Journal of Phycology*, 40(2), 231-238. doi: 10.1111/j.1529-8817.2004.03118.x
- Bridgeman, T. B., Chaffin, J. D., & Filbrun, J. E. (2013). A novel method for tracking western Lake Erie *Microcystis* blooms, 2002–2011. *Journal of Great Lakes Research*, 39(1), 83-89. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2012.11.004>
- Brient, L., Lengronne, M., Bertrand, E., Rolland, D., Sipel, A., Steinmann, D., Baudin, I., Legeas, M., Le Rouzic, B., & Bormans, M. (2008). A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *Journal of Environmental Monitoring*, 10(2), 248-255. doi: 10.1039/B714238B
- Brocks, J. J., Love, G. D., Summons, R. E., Knoll, A. H., Logan, G. A., & Bowden, S. A. (2005). Biomarker evidence for green and purple sulphur bacteria in a stratified Palaeoproterozoic sea. *Nature*, 437(7060), 866-870. doi: http://www.nature.com/nature/journal/v437/n7060/suppinfo/nature04068_S1.html
- Brookes, J. D., & Carey, C. C. (2011). Resilience to Blooms. *Science*, 334(6052), 46-47. doi: 10.1126/science.1207349

- Brookes, J. D., & Ganf, G. G. (2001). Variations in the buoyancy response of *Microcystis aeruginosa* to nitrogen, phosphorus and light. *Journal of Plankton Research*, 23(12), 1399-1411. doi: 10.1093/plankt/23.12.1399
- Bryant, D. A. (1982). Phycoerythrocyanin and Phycoerythrin: Properties and Occurrence in Cyanobacteria. *Microbiology*, 128(4), 835-844. doi: doi:10.1099/00221287-128-4-835
- Buffalo Pound Water Administration Board. (2011). *Annual Report*. Regina, Saskatchewan: Buffalo Pound Water Treatment Plant. Retrieved from http://www.buffalopoundwtp.ca/images/docs/2011_buffalo_pound_annual_report.pdf
- Bulgakov, N., & Levich, A. (1999). The nitrogen: phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure: nutrient ratios. *Archiv für Hydrobiologie*, 146 (1), 3-22. Retrieved from https://www.schweizerbart.de/papers/archiv_hydrobiologie/detail/146/86131/The_nitrogen_phosphorus_ratio_as_a_factor_regulating_phytoplankton_community_structure
- Burch, M. (1993). *The development of an alert levels and response framework for the management of blue-green algal blooms*. Paper presented at Blue-green algal blooms—new developments in research and management. A symposium convened by the Australian Centre for Water Quality Research and the University of Adelaide., Adelaide, S. Australia.
- Burch, M. D., Harvey, F. L., Baker, P. D., & Jones, G. (2003). *National protocol for the monitoring of cyanobacteria and their toxins in surface fresh waters*. ARMCANZ National Algal Management. Draft V6.0 for consideration LWBC, June 2003.
- Burkholder, J. M., & Glibert, P. M. (2013). Eutrophication and oligotrophication. In L. S.A (Ed.) *Encyclopedia of Biodiversity* (2nd ed., Vol. 3, pp. 347-371). MA: Academic Press.
- Callieri, C. (2008). Picophytoplankton in Freshwater Ecosystems: The Importance of Small-Sized Phototrophs. *Freshwater Reviews*, 1(1), 1-28. doi: 10.1608/FRJ-1.1.1
- Callieri, C., Karjalainen, S. M., & Passoni, S. (2002). Grazing by ciliates and heterotrophic nanoflagellates on picocyanobacteria in Lago Maggiore, Italy. *Journal of Plankton Research*, 24(8), 785-796. doi: 10.1093/plankt/24.8.785
- Canada-United States Collaboration for Great Lakes Water Quality. (2016). *Plan d'action et d'aménagement panlacustre du lac Érié. Rapport annuel.*: USEPA, ECCC. Retrieved from <https://binational.net/wp-content/uploads/2016/10/F-LE-LAMP-2016-AR.pdf>
- Canadian Geographic. (2016). Grands lacs et voie maritime. Retrieved from http://www.canadiangeographic.com/atlas/themes.aspx?id=mixedwood&sub=mixedwood_features_seaway&lang=Fr
- Carey, C. C., Ewing, H. A., Cottingham, K. L., Weathers, K. C., Thomas, R. Q., & Haney, J. F. (2012a). Occurrence and toxicity of the cyanobacterium *Gloeotrichia echinulata* in low-nutrient lakes in the northeastern United States. *Aquatic Ecology*, 46(4), 395-409. doi: 10.1007/s10452-012-9409-9
- Carey, C. C., Ibelings, B. W., Hoffmann, E. P., Hamilton, D. P., & Brookes, J. D. (2012b). Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Research*, 46(5), 1394-1407. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.016>

- Carmichael, W. W. (2001). Health Effects of Toxin-Producing Cyanobacteria: “The CyanoHABs”. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 7(5), 1393-1407. doi: 10.1080/20018091095087
- Carmichael, W. W., Azevedo, S. M., An, J. S., Molica, R. J., Jochimsen, E. M., Lau, S., Rinehart, K. L., Shaw, G. R., & Eaglesham, G. K. (2001). Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental health perspectives*, 109(7), 663-668. Retrieved from <http://europepmc.org/abstract/MED/11485863>
- Carrier, M.-A., Lefebvre, R., Rivard, C., Parent, M., Ballard, J.-M., Benoît, N., Vigneault, H., Beaudry, C., Malet, X., Laurencelle, M., Gosselin, J.-S., Ladevèze, P., Thériault, R., Beaudin, I., Michaud, A., Pugin, A., Morin, R., Crow, H., Gloaguen, E., Bleser, J., Martin, A., & Lavoie, D. (2013). *Portrait des ressources en eau souterraine en Montérégie Est, Québec, Canada*. Rapport de recherche (R1433). INRS-Eau, Terre et Environnement, Québec. Retrieved from <http://espace.inrs.ca/id/eprint/1639>
- Catherine, A., Escoffier, N., Belhocine, A., Nasri, A. B., Hamlaoui, S., Yéprémian, C., Bernard, C., & Troussellier, M. (2012). On the use of the FluoroProbe®, a phytoplankton quantification method based on fluorescence excitation spectra for large-scale surveys of lakes and reservoirs. *Water Research*, 46(6), 1771-1784. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.056>
- Chang, D.-W., Hobson, P., Burch, M., & Lin, T.-F. (2012). Measurement of cyanobacteria using in-vivo fluoroscopy—Effect of cyanobacterial species, pigments, and colonies. *Water Research*, 46(16), 5037-5048. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.06.050>
- Charron, I. (2014). *Guide sur les scénarios climatiques: utilisation de l'information climatique pour guider la recherche et la prise de décision en matière d'adaptation*. Ouranos : Consortium sur la climatologie régionale et l'adaptation aux changements climatiques. .
- Chelsea. (2014). *User Manual*.. Surrey, United Kingdom: Chelsea Technologies Group Ltd UniLux.
- Chen, B. (2015). Patterns of thermal limits of phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 37(2), 285-292. doi: 10.1093/plankt/fbv009
- Chisholm, S., Frankel, S., Goericke, R., Olson, R., Palenik, B., Waterbury, J., West-Johnsrud, L., & Zettler, E. (1992). *Prochlorococcus marinus* nov. gen. nov. sp.: an oxyphototrophic marine prokaryote containing divinyl chlorophyll a and b. *Archives of Microbiology*, 157(3), 297-300. doi: 10.1007/BF00245165
- Chonudomkul, D., Yongmanitchai, W., Theeragool, G., Kawachi, M., Kasai, F., Kaya, K., & Watanabe, M. M. (2004). Morphology, genetic diversity, temperature tolerance and toxicity of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) strains from Thailand and Japan. *FEMS Microbiology Ecology*, 48(3), 345. Retrieved from <http://femsec.oxfordjournals.org/content/48/3/345.abstract>
- Chorus, I. (2001). *Cyanotoxins: Occurrence, Causes, Consequences*: Springer Berlin Heidelberg.
- Chorus, I. (2012). *Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries*. Germany: Fed. Environmental Agency. Retrieved from <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/current-approaches-to-cyanotoxin-risk-assessment-0>

- Chorus, I., & Bartram, J. (1999). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management* (1 ed.). E & FN Spon. World Health Organization (WHO). London, UK.
- Claus, G. (1963). *Wolskyella*, A New Genus of Blue-Green Algae, and its Phylogenetic Significance. *Nova Hedwigia* (6), 29-38.
- Coakley, J. P., & Charlton, M. N. (2016). Lac Érié Retrieved from <http://www.encyclopediecanadienne.ca/fr/article/lac-erie/>
- Cockell, C. S., Schuerger, A. C., Billi, D., Friedmann, E. I., & Panitz, C. (2005). Effects of a simulated martian UV flux on the cyanobacterium, *Chroococcidiopsis* sp. 029. *Astrobiology*, 5(2), 127-140. Retrieved from http://www.researchgate.net/profile/Andrew_Schuerger/publication/7921721_Effects_of_a_simulated_martian_UV_flux_on_the_cyanobacterium_Chroococcidiopsis_sp._029/link/s/0912f50364fefe3832000000.pdf
- Codd, G., Steffensen, D., Burch, M., & Baker, P. (1994). Toxic blooms of cyanobacteria in Lake Alexandrina, South Australia & Learning from history. *Marine and Freshwater Research*, 45(5), 731-736. doi: <http://dx.doi.org/10.1071/MF9940731>
- Codd, G. A. (1995). Cyanobacterial toxins: Occurrence, properties and biological significance. *Water Science and Technology*, 32(4), 149-156. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00692-3](http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223(95)00692-3)
- Codd, G. A. (2000). Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecological Engineering*, 16(1), 51-60. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857400000896>
- Codd, G. A., Lindsay, J., Young, F. M., Morrison, L. F., & Metcalf, J. S. (2005). Harmful Cyanobacteria. In J. Huisman, H. C. P. Matthijs & P. M. Visser (Eds.), *Harmful Cyanobacteria* (pp. 1-23). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Cohen, Y., Jørgensen, B. B., Revsbech, N. P., & Poplawski, R. (1986). Adaptation to Hydrogen Sulfide of Oxygenic and Anoxygenic Photosynthesis among Cyanobacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 51(2), 398-407. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC238881/>
- Coleman, J. E. (1992). Structure and mechanism of alkaline phosphatase. *Annual Review of Biophysics and Biomolecular Structure*, 21 441-483. doi: 10.1146/annurev.biophys.21.1.441
- Coles, J. F., & Jones, R. C. (2000). Effect of temperature on photosynthesis-light response and growth of four phytoplankton species isolated from a tidal freshwater river. *Journal of Phycology*, 36(1), 7-16. doi: 10.1046/j.1529-8817.2000.98219.x
- Comité interministériel de concertation sur la Baie Missisquoi. (2003). *Plan d'action 2003-2009 sur la réduction du phosphore*. Baie Missisquoi. Région Montérégie, Qc, Canada:
- Commission mixte internationale. (1990). *Rapport final sur la protection des eaux des Grands Lacs*. Retrieved from <http://www.ijc.org/rel/boards/cde/finalreport/rapportfinal.html#3>
- Commission mixte internationale Canada et États-Unis. (2012). *Déclaration et rapport aux gouvernements des États-Unis et du Canada sur l'Étude sur les sources critiques de la*

baie Missisquoi: Charges en phosphore dans la baie Missisquoi. Retrieved from <http://www.ijc.org/missisquobayreport/wp-content/uploads/2012/12/IJC-Report-on-Missisquoi-Bay-final-web-FR.pdf>

- Conroy, J. D., Kane, D. D., Dolan, D. M., Edwards, W. J., Charlton, M. N., & Culver, D. A. (2005). Temporal Trends in Lake Erie Plankton Biomass: Roles of External Phosphorus Loading and Dreissenid Mussels. *Journal of Great Lakes Research*, 31 89-110. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0380-1330\(05\)70307-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0380-1330(05)70307-5)
- Davis, C. C. (1954). A Preliminary Study of the Plankton of the Cleveland Harbor Area, Ohio: III. The zooplankton, and general ecological considerations of phytoplankton and zooplankton production. *The Ohio Journal of Science*, 54(6), 388-408. doi: 10.2307/1943235
- Davis, C. C. (1958). An Approach to Some Problems of Secondary Production in the Western. *Limnology and Oceanography*, 3(1), 15-28. doi: 10.4319/lo.1958.3.1.0015
- Davis, T. W., Berry, D. L., Boyer, G. L., & Gobler, C. J. (2009). The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful Algae*, 8(5), 715-725. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2009.02.004>
- Davison, I. R. (1991). Environmental effects on algal photosynthesis: temperature. *Journal of Phycology*, 27(1), 2-8. doi: 10.1111/j.0022-3646.1991.00002.x
- de Boutray, M.-L., Lemaire, B., Vinçon-Leite, B., Tassin, B., Comeau, Y., & Dorner, S. (2011). *Water Quality Monitoring and Lake Ecosystem Modelling: an Integrated Approach to Assess Cyanobacterial Blooms*. Paper presented at 11th edition of the World Wide Workshop for Young Environmental Scientists (WWW-YES-2011)—Urban Waters: resource or risks?, Arcueil, France.
- de Boutray, M.-L., Maghsoudi, E., Ndong, M., & Dorner, S. (2017). *Revue de littérature sur les cyanotoxines dans les milieux aquatiques d'eau douce : leurs effets sur la santé des usagers et les critères ou seuils d'alerte de toxicité chronique et aiguë*. Chaire de recherche du Canada en protection des sources d'eau potable. Fonds de Recherche du Québec - Nature et Technologies. 230 p.
- DeMott, W. R. (1986). The role of taste in food selection by freshwater zooplankton. *Oecologia*, 69(3), 334-340. doi: 10.1007/bf00377053
- Dodds, W. K., Bouska, W. W., Eitzmann, J. L., Pilger, T. J., Pitts, K. L., Riley, A. J., Schloesser, J. T., & Thornbrugh, D. J. (2009). Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. *Environmental Science & Technology*, 43(1), 12-19. doi: 10.1021/es801217q
- Dokulil, M., & Teubner, K. (2000). Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, 438(1-3), 1-12. doi: 10.1023/A:1004155810302
- Domingues, R. B., Barbosa, A., & Galvão, H. (2005). Nutrients, light and phytoplankton succession in a temperate estuary (the Guadiana, south-western Iberia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(2-3), 249-260. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2005.02.017>

- Domínguez-Escobar, J., Beltrán, Y., Bergman, B., Díez, B., Ininbergs, K., Souza, V., & Falcón, L. I. (2011). Phylogenetic and molecular clock inferences of cyanobacterial strains within Rivulariaceae from distant environments. *FEMS Microbiology Letters*, *316*(2), 90-99. doi: 10.1111/j.1574-6968.2010.02195.x
- Doré, E. (2010). *Étude des cyanobactéries à la baie Missisquoi et développement de protocoles pour l'utilisation des sondes MicroLABs*. (Polytechnique Montreal).
- Downing, J. A., & McCauley, E. (1992). The nitrogen: phosphorus relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*, *37*(5), 936-945. doi: 10.4319/lo.1992.37.5.0936
- Downing, J. A., Watson, S. B., & McCauley, E. (2001). Predicting Cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *58*(10), 1905-1908. doi: 10.1139/f01-143
- Downing, T. G., Meyer, C., Gehringer, M. M., & van de Venter, M. (2005). Microcystin content of *Microcystis aeruginosa* is modulated by nitrogen uptake rate relative to specific growth rate or carbon fixation rate. *Environmental Toxicology*, *20*(3), 257-262. doi: 10.1002/tox.20106
- du Preez, H., van Baalen, L., & Swanepoel, A. (2006). *Management of blue-green algae: an incident management protocol for water utilities*. South Africa: Rand Water Association. Retrieved from <http://www.ewisa.co.za/literature/files/284%20du%20Preez.pdf>
- du Preez, H. H., & van Baalen, L. (2006). *Generic Incident Management Framework for Toxic Blue-green Algal Blooms, for Application by Potable Water Suppliers*. South Africa: Water Research Commission.
- Dupraz, C., & Visscher, P. T. (2005). Microbial lithification in marine stromatolites and hypersaline mats. *Trends in Microbiology*, *13*(9), 429-438. doi: <http://doi.org/10.1016/j.tim.2005.07.008>
- Dupuis, A. P., & Hann, B. J. (2009). Warm spring and summer water temperatures in small eutrophic lakes of the Canadian prairies: potential implications for phytoplankton and zooplankton. *Journal of Plankton Research*, *31*(5), 489-502. doi: 10.1093/plankt/fbp001
- ECCC. (2016). Le bassin versant du lac Érié. Environnement et changement climatique Canada. Retrieved from <http://www.cise-scie.ca/grandslacs-greatlakes/default.asp?lang=Fr&n=4489407C&wbdisable=true>
- Elsaied, H., & Naganuma, T. (2001). Phylogenetic Diversity of Ribulose-1,5-Bisphosphate Carboxylase/Oxygenase Large-Subunit Genes from Deep-Sea Microorganisms. *Applied and Environmental Microbiology*, *67*(4), 1751-1765. doi: 10.1128/aem.67.4.1751-1765.2001
- Emerson, R., & Lewis, C. M. (1942). The photosynthetic efficiency of phycocyanin in *Chroococcus*, and the problem of carotenoid participation in photosynthesis. *The Journal of General Physiology*, *25*(4), 579-595. doi: 10.1085/jgp.25.4.579
- Environnement Canada. (2015). *Historical Data*. Retrieved from http://climate.weather.gc.ca/historical_data/search_historic_data_e.html

- Facey, D. E., Marsden, J. E., Mihuc, T. B., & Howe, E. A. (2012). Lake Champlain 2010: A summary of recent research and monitoring initiatives. *Journal of Great Lakes Research*, 38, Supplement 1 1-5. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2011.12.001>
- Ferber, L. R., Levine, S. N., Lini, A., & Livingston, G. P. (2004). Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen? *Freshwater Biology*, 49(6), 690-708. doi: 10.1111/j.1365-2427.2004.01218.x
- Flores, E., & Wolk, C. P. (1986). Production, by filamentous, nitrogen-fixing cyanobacteria, of a bacteriocin and of other antibiotics that kill related strains. *Archives of microbiology*, 145(3), 215-219. Retrieved from <http://link.springer.com/article/10.1007/BF00443648>
- Fortin, N., Aranda-Rodriguez, R., Jing, H., Pick, F., Bird, D., & Greer, C. W. (2010). Detection of Microcystin-Producing Cyanobacteria in Missisquoi Bay, Quebec, Canada, Using Quantitative PCR. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(15), 5105-5112. doi: 10.1128/aem.00183-10
- Fortin, N., Munoz-Ramos, V., Bird, D., Lévesque, B., Whyte, L., & Greer, C. (2015). Toxic Cyanobacterial Bloom Triggers in Missisquoi Bay, Lake Champlain, as Determined by Next-Generation Sequencing and Quantitative PCR. *Life*, 5(2), 1346-1380. Retrieved from <http://www.mdpi.com/2075-1729/5/2/1346>
- Foy, R. H., & Gibson, C. E. (1982). Photosynthetic characteristics of planktonic blue-green algae: The response of twenty strains grown under high and low light. *British Phycological Journal*, 17(2), 169-182. doi: 10.1080/00071618200650171
- Foy, R. H., Gibson, C. E., & Smith, R. V. (1976). The influence of daylength, light intensity and temperature on the growth rates of planktonic blue-green algae. *British Phycological Journal*, 11(2), 151-163. doi: 10.1080/00071617600650181
- Freitas de Magalhães, V., Moraes Soares, R., & Azevedo, S. M. F. O. (2001). Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*, 39(7), 1077-1085. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0041-0101\(00\)00251-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0041-0101(00)00251-8)
- Friedmann, E. I., & Ocampo-Friedmann, R. (1995). A primitive cyanobacterium as pioneer microorganism for terraforming Mars. *Advances in Space Research*, 15(3), 243-246. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1177\(99\)80091-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1177(99)80091-X)
- Gallina, N., Salmaso, N., Morabito, G., & Beniston, M. (2013). Phytoplankton configuration in six deep lakes in the peri-Alpine region: are the key drivers related to eutrophication and climate? *Aquatic Ecology*, 47(2), 177-193. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10452-013-9433-4>
- Ganf, G. G. (1974). Rates of oxygen uptake by the planktonic community of a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). *Oecologia*, 15(1), 17-32. doi: 10.1007/BF00345226
- Garcia-Pichel, F., & Castenholz, R. W. (1991). Characterization and biological implications of scytonemin, a cyanobacterial sheath pigment. *Journal of Phycology*, 27(3), 395-409. doi: 10.1111/j.0022-3646.1991.00395.x
- Garcia-Pichel, F., Prufert-Bebout, L., & Muyzer, G. (1996). Phenotypic and phylogenetic analyses show *Microcoleus chthonoplastes* to be a cosmopolitan cyanobacterium. *Applied*

and *Environmental Microbiology*, 62(9), 3284-3291. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC168124/>

- Gardner, N. L. (1932). *The Myxophyceae of Porto Rico and the Virgin Islands*. New York: New York Academy of Sciences.
- Ghadouani, A., Pinel-Alloul, B., Plath, K., Codd, G. A., & Lampert, W. (2004). Effects of *Microcystis aeruginosa* and purified microcystin-LR on the feeding behavior of *Daphnia pulicaria*. *Limnology and Oceanography*, 49(3), 666-679. doi: 10.4319/lo.2004.49.3.0666
- Ghadouani, A., Pinel-Alloul, B., & Prepas, E. E. (2003). Effects of experimentally induced cyanobacterial blooms on crustacean zooplankton communities. *Freshwater Biology*, 48(2), 363-381. doi: 10.1046/j.1365-2427.2003.01010.x
- Ghadouani, A., Pinel-Alloul, B., & Prepas, E. E. (2006). Could increased cyanobacterial biomass following forest harvesting cause a reduction in zooplankton body size structure? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(10), 2308-2317. doi: 10.1139/f06-117
- Ginn, H. P., Pearson, L. A., & Neilan, B. A. (2010). NtcA from *Microcystis aeruginosa* PCC 7806 Is Autoregulatory and Binds to the Microcystin Promoter. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(13), 4362-4368. doi: 10.1128/aem.01862-09
- Glazer, A. N. (1977). Structure and molecular organization of the photosynthetic accessory pigments of cyanobacteria and red algae. *Molecular and Cellular Biochemistry*, 18(2), 125-140. doi: 10.1007/bf00280278
- Glazer, A. N. (1985). Light harvesting by phycobilisomes. *Annual review of biophysics and biophysical chemistry*, 14(1), 47-77.
- Goldman, J. C., & Carpenter, E. J. (1974). A kinetic approach to the effect of temperature on algal growth1. *Limnology and Oceanography*, 19(5), 756-766. doi: 10.4319/lo.1974.19.5.0756
- Gomont, M. (1892-1893). Monographie des Oscillariées (Nostocacées Homocystées). Deuxième partie. - Lyngbyées. . In *Annales des Sciences Naturelles, Botanique Serie 7* (Masson et cie ed.). Paris. 16: 91-264 p.
- Gondwe, M. J., Guildford, S. J., & Hecky, R. E. (2008). Planktonic nitrogen fixation in Lake Malawi/Nyasa. *Hydrobiologia*, 596(1), 251-267. doi: 10.1007/s10750-007-9101-6
- Government of Québec. (2016). Environment Quality Act: Drinking Water Quality Regulation § Chapt. Q.2, r.40. (2016).
- Grabowska, M., & Mazur-Marzec, H. (2016). The influence of hydrological conditions on phytoplankton community structure and cyanopeptide concentration in dammed lowland river. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(8), 488. doi: 10.1007/s10661-016-5506-x
- Graham, J. L., Ziegler, A. C., Loving, B. L., & Loftin, K. A. (2012). *Fate and transport of cyanobacteria and associated toxins and taste-and-odor compounds from upstream reservoir releases in the Kansas River, Kansas, September and October 2011* (Report No. 2012-5129). Reston, VA: Retrieved from <http://pubs.er.usgs.gov/publication/sir20125129>

- Gregor, J., Geriš, R., Maršálek, B., Heteša, J., & Marvan, P. (2005). In situ Quantification of Phytoplankton in Reservoirs Using a Submersible Spectrofluorometer. *Hydrobiologia*, 548(1), 141-151. doi: 10.1007/s10750-005-4268-1
- Gregor, J., Maršálek, B., & Šípková, H. (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(1), 228-234. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2006.08.011>
- Gross, E. M., Wolk, C. P., & Jüttner, F. (1991). Fischerellin, a new allelochemical from the freshwater cyanobacterium Fischerella Muscicola. *Journal of Phycology*, 27(6), 686-692. doi: 10.1111/j.0022-3646.1991.00686.x
- Grossman, A. R., Schaefer, M. R., Chiang, G. G., & Collier, J. L. (1993). The phycobilisome, a light-harvesting complex responsive to environmental conditions. *Microbiological Reviews*, 57(3), 725-749. Retrieved from <http://mbr.asm.org/content/57/3/725.abstract>
- Gugger, M. F., & Hoffmann, L. (2004). Polyphyly of true branching cyanobacteria (Stigonematales). *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 54(2), 349-357. doi: doi:10.1099/ijs.0.02744-0
- Gulati, R., & Demott, W. (1997). The role of food quality for zooplankton: remarks on the state-of-the-art, perspectives and priorities. *Freshwater Biology*, 38(3), 753-768. doi: 10.1046/j.1365-2427.1997.00275.x
- Gutiérrez, M., Suyama, T. L., Engene, N., Wingerd, J. S., Matainaho, T., & Gerwick, W. H. (2008). Apratoxin D, a Potent Cytotoxic Cyclodepsipeptide from Papua New Guinea Collections of the Marine Cyanobacteria *Lyngbya majuscula* and *Lyngbya sordida*. *Journal of Natural Products*, 71(6), 1099-1103. doi: 10.1021/np800121a
- Hach Hydrolab. (2008). *User's Manual*.
- Hai, T., Hein, S., & Steinbüchel, A. (2001). Multiple evidence for widespread and general occurrence of type-III PHA synthases in cyanobacteria and molecular characterization of the PHA synthases from two thermophilic cyanobacteria: *Chlorogloeopsis fritschii* PCC 6912 and *Synechococcus* sp. strain MA19. *Microbiology*, 147(11), 3047-3060. doi: doi:10.1099/00221287-147-11-3047
- Haney, J. F. (1987). Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21(3), 467-475. doi: 10.1080/00288330.1987.9516242
- Harris, T. D., & Smith, V. H. (2016). Do persistent organic pollutants stimulate cyanobacterial blooms? *Inland Waters*, 6(2), 124-130. Retrieved from <https://www.fba.org.uk/journals/index.php/IW/article/viewFile/887/536>
- Harris, T. D., Wilhelm, F. M., Graham, J. L., & Loftin, K. A. (2014). Experimental manipulation of TN:TP ratios suppress cyanobacterial biovolume and microcystin concentration in large-scale in situ mesocosms. *Lake and Reservoir Management*, 30(1), 72-83. doi: 10.1080/10402381.2013.876131

- Hartmann, H. J. (1985). Feeding of *Daphnia pulicaria* and *Diaptomus ashlandi* on mixtures of unicellular and filamentous algae. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 22 3178-3183.
- Havens, K. E., Fukushima, T., Xie, P., Iwakuma, T., James, R. T., Takamura, N., Hanazato, T., & Yamamoto, T. (2001). Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (U.S.A.). *Environmental Pollution*, 111(2), 263-272. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00074-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00074-9)
- Havens, K. E., James, R. T., East, T. L., & Smith, V. H. (2003). N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. *Environmental Pollution*, 122(3), 379-390. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00304-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00304-4)
- Hawes, I., Howard-Williams, C., & Pridmore, R. D. (1993). Environmental Control of Microbial Biomass in the Ponds of the McMurdo Ice Shelf, Antarctica. *Archiv für Hydrobiologie* 127(3), 271 - 287. Retrieved from http://serials.unibo.it/cgi-ser/start/en/spogli/dfs.tcl?prog_art=4416201&language=ENGLISH&view=articoli
- Hawkins, P. R., Holliday, J., Kathuria, A., & Bowling, L. (2005). Change in cyanobacterial biovolume due to preservation by Lugol's Iodine. *Harmful Algae*, 4(6), 1033-1043. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2005.03.001>
- Healey, F. P. (1982). Phosphate In N. G. C. a. B. A. Whitton (Ed.) *The Biology of Cyanobacteria* (pp. 105–124). Univ. of California Press, Berkeley.
- Health Canada. (2016). *Cyanobacterial Toxins in Drinking Water*. Health Canada. Retrieved from <http://healthycanadians.gc.ca/health-system-systeme-sante/consultations/cyanobacteria-cyanobacterie/alt/cyanobacteria-cyanobacterie-eng.pdf>
- Helsel, D. R. (2012). *Statistics for censored environmental data using Minitab and R* (2nd ed. Vol. 77): John Wiley & Sons. 344 p.
- Herdman, M. (1987). Akinetes: structure and function. In *The cyanobacteria* (Fay P., Van Baalen C. ed., pp. 227–250). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.
- Hessen, D. O., & Van Donk, E. (1993). Morphological changes in *Scenedesmus* induced by substances released from *Daphnia*. *Archiv für Hydrobiologie*, 127(2), 129-140. Retrieved from <https://pure.knaw.nl/portal/files/461822/21258.pdf>
- Hihara, Y., Kamei, A., Kanehisa, M., Kaplan, A., & Ikeuchi, M. (2001). DNA Microarray Analysis of Cyanobacterial Gene Expression during Acclimation to High Light. *The Plant Cell*, 13(4), 793-806. doi: 10.1105/tpc.13.4.793
- Hindák, F. (1988). Taxonomic position of two cyanophyte genera, *Cyanostylon* Geitler and *Siphonosphaera* gen. nov. . *Algological Studies*(49), 411-423.
- Hoek, C., Mann, D., & Jahns, H. M. (1995). *Algae: An Introduction to Phycology*: Cambridge University Press. 640 p.
- Hong, Y., Burford, M. A., Ralph, P. J., Udy, J. W., & Doblin, M. A. (2013). The cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* is facilitated by copepod selective grazing. *Harmful Algae*, 29 14-21. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2013.07.003>

- Huang, X.-x., Hu, P., Zhuang, L.-c., & Ni, L.-p. (2008). The cultivation and nutrition analysis of the blue-green alga *Chroococcus minutus*. *Journal of Shanghai Fisheries University*, 1 13.
- Hynes, A. M., Webb, E. A., Doney, S. C., & Waterbury, J. B. (2012). COMPARISON OF CULTURED TRICHODESMIUM (CYANOPHYCEAE) WITH SPECIES CHARACTERIZED FROM THE FIELD1. *Journal of Phycology*, 48(1), 196-210. doi: 10.1111/j.1529-8817.2011.01096.x
- Imamura, N. (1981). Studies on the water blooms in lake Kasumigaura. *Verhandlungen - Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 20 155-161.
- IRDA. (2003). *Commission sur le développement durable de la production porcine au Québec*. Sainte-Marie, Québec, Canada: Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. Retrieved from <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/prod-porcine/documents/MEMO303.pdf>
- Ishida, T., Watanabe, M. M., Sugiyama, J., & Yokota, A. (2001). Evidence for polyphyletic origin of the members of the orders of Oscillatoriales and Pleurocapsales as determined by 16S rDNA analysis. *FEMS Microbiology Letters*, 201(1), 79. Retrieved from <http://femsle.oxfordjournals.org/content/201/1/79.abstract>
- Isles, P. D. F., Giles, C. D., Gearhart, T. A., Xu, Y., Druschel, G. K., & Schroth, A. W. (2015). Dynamic internal drivers of a historically severe cyanobacteria bloom in Lake Champlain revealed through comprehensive monitoring. *Journal of Great Lakes Research*, 41(3), 818-829. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2015.06.006>
- Izaguirre, G., Hwang, C. J., Krasner, S. W., & McGuire, M. J. (1982). Geosmin and 2-Methylisoborneol from Cyanobacteria in Three Water Supply Systems. *Applied and Environmental Microbiology*, 43(3), 708-714. Retrieved from <http://aem.asm.org/content/43/3/708.abstract>
- Izidorczyk, K., Carpentier, C., Mrówczyński, J., Wagenvoort, A., Jurczak, T., & Tarczyńska, M. (2009). Establishment of an Alert Level Framework for cyanobacteria in drinking water resources by using the Algae Online Analyser for monitoring cyanobacterial chlorophyll a. *Water Research*, 43(4), 989-996. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.048>
- Izidorczyk, K., Tarczyńska, M., Jurczak, T., Mrowczynski, J., & Zalewski, M. (2005). Measurement of phycocyanin fluorescence as an online early warning system for cyanobacteria in reservoir intake water. *Environmental Toxicology*, 20(4), 425-430. doi: 10.1002/tox.20128
- Jacquet, S., Briand, J.-F., Leboulanger, C., Avois-Jacquet, C., Oberhaus, L., Tassin, B., Vinçon-Leite, B., Paolini, G., Druart, J.-C., Anneville, O., & Humbert, J.-F. (2005). The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (lac du Bourget). *Harmful Algae*, 4(4), 651-672. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2003.12.006>
- Jang, M.-H., Ha, K., Joo, G.-J., & Takamura, N. (2003). Toxin production of cyanobacteria is increased by exposure to zooplankton. *Freshwater Biology*, 48(9), 1540-1550. doi: 10.1046/j.1365-2427.2003.01107.x

- Jang, M.-H., Ha, K., & Takamura, N. (2008). Microcystin production by *Microcystis aeruginosa* exposed to different stages of herbivorous zooplankton. *Toxicon*, 51(5), 882-889. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.toxicon.2007.12.015>
- Jang, M.-H., Jung, J.-M., & Takamura, N. (2007). Changes in microcystin production in cyanobacteria exposed to zooplankton at different population densities and infochemical concentrations. *Limnology and Oceanography*, 52(4), 1454-1466. doi: 10.4319/lo.2007.52.4.1454
- Jewson, D. H. (1976). The interaction of components controlling net phytoplankton photosynthesis in a well-mixed lake (Lough Neagh, Northern Ireland). *Freshwater Biology*, 6(6), 551-576. doi: 10.1111/j.1365-2427.1976.tb01646.x
- Jochimsen, E. M., Carmichael, W. W., An, J., Cardo, D. M., Cookson, S. T., Holmes, C. E. M., Antunes, M. B., de Melo Filho, D. A., Lyra, T. M., Barreto, V. S. T., Azevedo, S. M. F. O., & Jarvis, W. R. (1998). Liver Failure and Death after Exposure to Microcystins at a Hemodialysis Center in Brazil. *New England Journal of Medicine*, 338(13), 873-878. doi: 10.1056/NEJM199803263381304
- Johansen, J. R., Bohunická, M., Lukešová, A., Hřčková, K., Vaccarino, M. A., & Chesarino, N. M. (2014). Morphological and molecular characterization within 26 strains of the genus *Cylindrospermum* (Nostocaceae, Cyanobacteria), with descriptions of three new species. *Journal of Phycology*, 50(1), 187-202. doi: 10.1111/jpy.12150
- Kahlert, M., & McKie, B. G. (2014). Comparing new and conventional methods to estimate benthic algal biomass and composition in freshwaters. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 16(11), 2627-2634. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Brendan_Mckie/publication/265864503_Comparing_new_and_conventional_methods_to_estimate_benthic_algal_biomass_and_composition_in_freshwaters/links/5655b1ab08aeafc2aabccd11.pdf
- Kangur, K., Kangur, A., Kangur, P., & Laugaste, R. (2005). *Fish kill in Lake Peipsi in summer 2002 as a synergistic effect of a cyanobacterial bloom, high temperature, and low water level*. Paper presented at Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. *Biology Ecology* (Vol. 54, pp. 67-80). Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/293226839_Fish_kill_in_Lake_Peipsi_in_summer_2002_as_a_synergistic_effect_of_a_cyanobacterial_bloom_high_temperature_and_low_water_level
- Kardish, N., Kessel, M., & Galun, M. (1989). Characterization of symbiotic and cultured *Nostoc* of the lichen *Nephroma laevigatum* Ach. *Symbiosis*, 7(3), 257-266.
- Kasting, J. F., & Siefert, J. L. (2002). Life and the Evolution of Earth's Atmosphere. *Science*, 296(5570), 1066-1068. doi: 10.1126/science.1071184
- Kato, T., Watanabe, M. F., & Watanabe, M. (1991). Allozyme divergence in *Microcystis* (Cyanophyceae) and its taxonomic inference. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes* 129-140.
- Keating, K. I. (1977). Allelopathic Influence on Blue-Green Bloom Sequence in a Eutrophic Lake. *Science*, 196(4292), 885-887. doi: 10.1126/science.196.4292.885

- Keshari, N., & Adhikary, S. P. (2013). Characterization of cyanobacteria isolated from biofilms on stone monuments at Santiniketan, India. *Biofouling*, 29(5), 525-536. doi: 10.1080/08927014.2013.794224
- Kim, J., Lim, J., & Lee, C. (2013). Quantitative real-time PCR approaches for microbial community studies in wastewater treatment systems: Applications and considerations. *Biotechnology Advances*, 31(8), 1358-1373. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2013.05.010>
- Kneip, C., Lockhart, P., Voß, C., & Maier, U.-G. (2007). Nitrogen fixation in eukaryotes—New models for symbiosis. *BMC Evolutionary Biology*, 7(1), 1-12. doi: 10.1186/1471-2148-7-55
- Komárek, J. (2001). Review of the cyanoprokaryotic genus *Romeria* Přehled cyanoprokaryotního rodu *Romeria*. *Czech phycology*, 1 5-19. Retrieved from <http://publikationen.ub.uni-frankfurt.de/frontdoor/index/index/docId/39238> <http://nbn-resolving.de/urn/resolver.pl?urn:nbn:de:hebis:30:3-392385>
- Komárek, J. (2010). Modern taxonomic revision of planktic nostocacean cyanobacteria: a short review of genera. *Hydrobiologia*, 639(1), 231-243. doi: 10.1007/s10750-009-0030-4
- Komárek, J., & Anagnostidis, K. (1986). Modern approach to the classification system of cyanophytes. II: Chroococcales. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 43(2), 157 - 226. Retrieved from [https://www.schweizerbart.de/papers/archiv_algolstud/detail/38-39/62868/Modern approach to the classification system of cyanophytes 1 Introduction](https://www.schweizerbart.de/papers/archiv_algolstud/detail/38-39/62868/Modern%20approach%20to%20the%20classification%20system%20of%20cyanophytes%201%20Introduction)
- Komárek, J., & Anagnostidis, K. (1989). Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4—Nostocales. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes* 56 247 - 345. Retrieved from [http://www.schweizerbart.de/papers/algol_stud/detail/56/66018/Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4 Nostocales](http://www.schweizerbart.de/papers/algol_stud/detail/56/66018/Modern%20approach%20to%20the%20classification%20system%20of%20Cyanophytes%204%20Nostocales)
- Komárek, J., Cepák, V., Kaštovský, J., & Sulek, J. (2004). What are the cyanobacterial genera *Cyanothece* and *Cyanobacterium*? Contribution to the combined molecular and phenotype taxonomic evaluation of cyanobacterial diversity. *Algological Studies*, 113(1), 1-36. doi: 10.1127/1864-1318/2004/0113-0001
- Komárek, J., Kaštovský, J., & Jezberová, J. (2011). Phylogenetic and taxonomic delimitation of the cyanobacterial genus *Aphanothece* and description of *Anathece* gen. nov. *European Journal of Phycology*, 46(3), 315-326. doi: 10.1080/09670262.2011.606373
- Komárek, J., Kastovsky, J., Mares, J., & Johansen, J. R. (2014). Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach. *Preslia*, 86(4), 295-335. Retrieved from <http://www.preslia.cz/P144Komarek.pdf>
- Komárek, J., Sant'Anna, C., Bohunická, M., Mareš, J., Hentschke, G., Rigonato, J., & Fiore, M. (2013). Phenotype diversity and phylogeny of selected *Scytonema*-species (Cyanoprokaryota) from SE Brazil. *Fottea*, 13(2), 173-200. doi: 10.5507/fot.2013.015

- Komárková, J., Jezberová, J., Komárek, O., & Zapomělová, E. (2010). Variability of *Chroococcus* (Cyanobacteria) morphospecies with regard to phylogenetic relationships. *Hydrobiologia*, 639(1), 69-83. doi: 10.1007/s10750-009-0015-3
- Kong, Y., Lou, I., Zhang, Y., Lou, C., & Mok, K. (2014). Using an online phycocyanin fluorescence probe for rapid monitoring of cyanobacteria in Macau freshwater reservoir. *Hydrobiologia*, 741(1), 33-49. doi: 10.1007/s10750-013-1759-3
- Korak, J. A., Wert, E. C., & Rosario-Ortiz, F. L. (2015). Evaluating fluorescence spectroscopy as a tool to characterize cyanobacteria intracellular organic matter upon simulated release and oxidation in natural water. *Water Research*, 68 432-443. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.09.046>
- Kotak, B. G., Lam, A. K.-Y., Prepas, E. E., & Hruday, S. E. (2000). Role of chemical and physical variables in regulating microcystin-LR concentration in phytoplankton of eutrophic lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(8), 1584-1593. doi: 10.1139/f00-091
- Lampert, W. (1982). Further studies on the inhibitory effect of the toxic blue-green *Microcystis aeruginosa* on the filtering rate of zooplankton. *Arch. Hydrobiol.*, 95 207-220. Retrieved from <http://ci.nii.ac.jp/naid/10009841183/en/>
- Lampert, W. (1987). Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21(3), 483-490. doi: 10.1080/00288330.1987.9516244
- Lampert, W., Rothhaupt, K. O., & von Elert, E. (1994). Chemical induction of colony formation in a green alga (*Scenedesmus acutus*) by grazers (*Daphnia*). *Limnology and Oceanography*, 39(7), 1543-1550. doi: 10.4319/lo.1994.39.7.1543
- Latała, A. (1991). Effects of salinity, temperature and light on the growth and morphology of green planktonic algae. *Oceanologia*, 31 119-138. Retrieved from http://www.iopan.gda.pl/oceanologia/OC_31/OC_31_119-138.pdf
- Legendre, P. (2007). Étude de la liaison entre deux variables: la corrélation. In *Biostatistique I*. (pp. 23). Notes de cours BIO 2041.
- Leghari, M., Qureshi, R., Mashiatullah, A., Yaqoob, N., & Javed, T. (2005). Harmful algal species from various freshwater localities of Pakistan. *International Journal of Phycology and Phycochemistry*, 1(2), 199-206.
- Lévesque, B., Gervais, M.-C., Chevalier, P., Gauvin, D., Anassour-Laouan-Sidi, E., Gingras, S., Fortin, N., Brisson, G., Greer, C., & Bird, D. (2014). Prospective study of acute health effects in relation to exposure to cyanobacteria. *Science of The Total Environment*, 466–467(0), 397-403. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.045>
- Levine, S. N., & Schindler, D. W. (1999). Influence of nitrogen to phosphorus supply ratios and physicochemical conditions on cyanobacteria and phytoplankton species composition in the Experimental Lakes Area, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(3), 451-466. doi: doi:10.1139/f98-183
- Lewin, R. A. (1977). *Prochloron*, type genus of the Prochlorophyta. *Phycologia*, 16(2), 217-217. doi: doi:10.2216/i0031-8884-16-2-217.1

- Lewin, R. A., & Robinson, P. T. (1979). The greening of polar bears in zoos. *Nature*, 278(5703), 445-447. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1038/278445a0>
- Li, R., Carmichael, W. W., Brittain, S., Eaglesham, G. K., Shaw, G. R., Liu, Y., & Watanabe, M. M. (2001). First report of the cyanotoxins cylindrospermopsin and deoxycylindrospermopsin from *Raphidiopsis curvata* (Cyanobacteria). *Journal of Phycology*, 37(6), 1121-1126. doi: 10.1046/j.1529-8817.2001.01075.x
- Liu, X., Lu, X., & Chen, Y. (2011). The effects of temperature and nutrient ratios on *Microcystis* blooms in Lake Taihu, China: An 11-year investigation. *Harmful Algae*, 10(3), 337-343. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2010.12.002>
- Livingstone, D., & Jaworski, G. H. M. (1980). The viability of akinetes of blue-green algae recovered from the sediments of Rostherne Mere. *British Phycological Journal*, 15(4), 357-364. doi: 10.1080/00071618000650361
- Loza, V., Berrendero, E., Perona, E., & Mateo, P. (2013). Polyphasic characterization of benthic cyanobacterial diversity from biofilms of the Guadarrama river (Spain): morphological, molecular, and ecological approaches1. *Journal of Phycology*, 49(2), 282-297. doi: 10.1111/jpy.12036
- Lürling, M., & Van Donk, E. (1997). Morphological changes in *Scenedesmus* induced by infochemicals released in situ from zooplankton grazers. *Limnology and Oceanography*, 42(4), 783-788. doi: 10.4319/lo.1997.42.4.0783
- Maier, H. R., Dandy, G. C., & Burch, M. D. (1998). Use of artificial neural networks for modelling cyanobacteria *Anabaena* spp. in the River Murray, South Australia. *Ecological Modelling*, 105(2-3), 257-272. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380097001610>
- Makarewicz, J. C. (1993). Phytoplankton Biomass and Species Composition In Lake Erie, 1970 to 1987. *Journal of Great Lakes Research*, 19(2), 258-274. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0380-1330\(93\)71216-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0380-1330(93)71216-2)
- Manen, J.-F., & Falquet, J. (2002). The *cpcB-cpcA* locus as a tool for the genetic characterization of the genus *Arthrospira* (Cyanobacteria): evidence for horizontal transfer. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 52(3), 861-867. doi: 10.1099/00207713-52-3-861
- Mareš, J., Hauer, T., Komárek, J., & Compère, P. (2013). (2195) Proposal to conserve the name *Gloeothece* (Cyanophyceae) with a conserved type. *Taxon*, 62(5), 1056-1056. doi: 10.12705/625.24
- Mareš, J., Kaštovský, J., McGregor, G., & Komárek, J. (2008). The little known pseudofilamentous cyanobacterium *Wolskyella* (Synechococcales). *Nova Hedwigia*, 87(1-2), 221-230. doi: 10.1127/0029-5035/2008/0087-0221
- Marshall, H. G., Burchardt, L., & Lacouture, R. (2005). A review of phytoplankton composition within Chesapeake Bay and its tidal estuaries. *Journal of Plankton Research*, 27(11), 1083-1102. doi: 10.1093/plankt/fbi079
- Martins, A., Moreira, C., Vale, M., Freitas, M., Regueiras, A., Antunes, A., & Vasconcelos, V. (2011). Seasonal Dynamics of *Microcystis* spp. and Their Toxigenicity as Assessed by

- qPCR in a Temperate Reservoir. *Marine Drugs*, 9(10), 1715-1730. doi: 10.3390/md9101715
- McCarthy, M., Gardner, W., Lehmann, M., & Bird, D. (2013). Implications of water column ammonium uptake and regeneration for the nitrogen budget in temperate, eutrophic Missisquoi Bay, Lake Champlain (Canada/USA). *Hydrobiologia*, 718(1), 173-188. doi: 10.1007/s10750-013-1614-6
- McCarthy, M. J. (2011). *Nitrogen Availability and Transformations in Missisquoi Bay, Lake Champlain: Effects on Phytoplankton Community Structure and Cyanobacterial Blooms*. (Ph.D. Thesis. Université du Québec a Montréal).
- McCarthy, M. J., James, R. T., Chen, Y., East, T. L., & Gardner, W. S. (2009). Nutrient ratios and phytoplankton community structure in the large, shallow, eutrophic, subtropical Lakes Okeechobee (Florida, U.S.A.) and Taihu (China). *Limnology*, 10(3), 215-227. doi: 10.1007/s10201-009-0277-5
- McCauley, E., & Briand, F. (1979). Zooplankton grazing and phytoplankton species richness: Field tests of the predation hypothesis1. *Limnology and Oceanography*, 24(2), 243-252. doi: 10.4319/lo.1979.24.2.0243
- McGregor, G. B. (2013). Freshwater Cyanobacteria of North-Eastern Australia: 2. Chroococcales. *133*(1), 1-130. doi: 10.11646/phytotaxa.133.1.1
- McGregor, G. B., Fabbro, L. D., & Lobegeiger, J. S. (2007). Freshwater planktic Chroococcales (Cyanoprokaryota) from North-Eastern Australia: a morphological evaluation. *Nova Hedwigia*, 84(3-4), 299-331. doi: 10.1127/0029-5035/2007/0084-0299
- McQuaid, N. (2009). *Establishment of an early warning system for cyanobacteria using an online multi-probe system measuring physicochemical parameters, chlorophyll and phycocyanin*. (Mémoire de maîtrise. École Polytechnique de Montréal. 107 p., Montréal, Qc, Canada).
- McQuaid, N., Zamyadi, A., Prévost, M., Bird, D. F., & Dorner, S. (2011). Use of in vivo phycocyanin fluorescence to monitor potential microcystin-producing cyanobacterial biovolume in a drinking water source. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(2), 455-463. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1039/C0EM00163E>
- MDDEFP. (2014). *Bilan de la gestion des épisodes de fleurs d'eau d'algues bleu-vert, de 2007 à 2012*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. Québec: Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- Messineo, V., Melchiorre, S., Di Corcia, A., Gallo, P., & Bruno, M. (2010). Seasonal succession of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Aphanizomenon ovalisporum* blooms with cylindrospermopsin occurrence in the volcanic Lake Albano, Central Italy. *Environmental Toxicology*, 25(1), 18-27. doi: 10.1002/tox.20469
- Michalak, A. M., Anderson, E. J., Beletsky, D., Boland, S., Bosch, N. S., Bridgeman, T. B., Chaffin, J. D., Cho, K., Confesor, R., Daloğlu, I., DePinto, J. V., Evans, M. A., Fahnenstiel, G. L., He, L., Ho, J. C., Jenkins, L., Johengen, T. H., Kuo, K. C., LaPorte, E., Liu, X., McWilliams, M. R., Moore, M. R., Posselt, D. J., Richards, R. P., Scavia, D., Steiner, A. L., Verhamme, E., Wright, D. M., & Zagorski, M. A. (2013). Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with

- expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(16), 6448-6452. doi: 10.1073/pnas.1216006110
- Mihaljević, M., Špoljarić, D., Stević, F., Cvijanović, V., & Hackenberger Kutuzović, B. (2010). The influence of extreme floods from the River Danube in 2006 on phytoplankton communities in a floodplain lake: Shift to a clear state. *Limnologica—Ecology and Management of Inland Waters*, 40(3), 260-268. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2009.09.001>
- Miller, S. R., & Castenholz, R. W. (2000). Evolution of Thermotolerance in Hot Spring Cyanobacteria of the Genus *Synechococcus*. *Applied and Environmental Microbiology*, 66(10), 4222-4229. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC92289/>
- Millie, D. F., Fahnenstiel, G. L., Dyble Bressie, J., Pigg, R. J., Rediske, R. R., Klarer, D. M., Tester, P. A., & Litaker, R. W. (2009). Late-summer phytoplankton in western Lake Erie (Laurentian Great Lakes): bloom distributions, toxicity, and environmental influences. *Aquatic Ecology*, 43(4), 915-934. doi: 10.1007/s10452-009-9238-7
- Miyashita, H., Ikemoto, H., Kurano, N., Miyachi, S., & Chihara, M. (2003). *Acaryochloris marina* gen. et sp nov (Cyanobacteria), an oxygenic photosynthetic prokaryote containing Chl d as a major pigment. *Journal of Phycology*, 39(6), 1247-1253. doi: 10.1111/j.0022-3646.2003.03-158.x
- Molot, L. A., Li, G., Findlay, D. L., & Watson, S. B. (2010). Iron-mediated suppression of bloom-forming cyanobacteria by oxine in a eutrophic lake. *Freshwater Biology*, 55(5), 1102-1117. doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02384.x
- Montagnes, D. J. S., & Franklin, M. (2001). Effect of temperature on diatom volume, growth rate, and carbon and nitrogen content: Reconsidering some paradigms. *Limnology and Oceanography*, 46(8), 2008-2018. doi: 10.4319/lo.2001.46.8.2008
- Mooij, W. M., Hülsmann, S., De Senerpont Domis, L. N., Nolet, B. A., Bodelier, P. L. E., Boers, P. C. M., Pires, L. M. D., Gons, H. J., Ibelings, B. W., Noordhuis, R., Portielje, R., Wolfstein, K., & Lammens, E. H. R. R. (2005). The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. *Aquatic Ecology*, 39(4), 381-400. doi: 10.1007/s10452-005-9008-0
- Moreno, I. M., Pereira, P., Franca, S., & Camean, A. (2004). Toxic cyanobacteria strains isolated from blooms in the Guadiana River (southwestern Spain). *Biological Research*, 37(3), 405-417. Retrieved from http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0716-97602004000300006&nrm=iso
- Mukherjee, C., Chowdhury, R., & Ray, K. (2015). Phosphorus Recycling from an Unexplored Source by Polyphosphate Accumulating Microalgae and Cyanobacteria—A Step to Phosphorus Security in Agriculture. *Frontiers in Microbiology*, 6 1421. doi: 10.3389/fmicb.2015.01421
- Mur, L. R., Skulberg, O. M., & Utkilen, H. (1999). Chapter 2: Cyanobacteria in the environment In I. a. J. Chorus, Bartram (Ed.) *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management* (pp. 30).

- Murata, N., Takahashi, S., Nishiyama, Y., & Allakhverdiev, S. I. (2007). Photoinhibition of photosystem II under environmental stress. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Bioenergetics*, 1767(6), 414-421. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.bbabi.2006.11.019>
- Muruga, B., Wagacha, J., Kabar, J., Amugune, N., & Duboise, S. (2014). Effect of physicochemical conditions on growth rates of cyanobacteria species isolated from Lake Magadi, a soda lake in Kenya. *WebPub J Sci Res*, 2, 41-50. Retrieved from <http://erepository.uonbi.ac.ke/bitstream/handle/11295/73365/Effect%20of%20physicochemical%20conditions%20on%20growth%20rates%20of%20cyanobacteria%20species%20isolated%20from%20Lake%20Magadi%20a%20soda%20lake%20in%20Kenya.pdf?sequence=2&isAllowed=y>
- Nalewajko, C., & Murphy, T. P. (2001). Effects of temperature, and availability of nitrogen and phosphorus on the abundance of *Anabaena* and *Microcystis* in Lake Biwa, Japan: an experimental approach. *Limnology*, 2(1), 45-48. doi: 10.1007/s102010170015
- Ndong, M. (2014). *Évaluation des facteurs associés à l'occurrence des cyanobactéries à la prise d'eau et modélisation de leur distribution spatio-temporelle*. (Polytechnique Montréal, Montreal, Qc., Canada). (Thèse de doctorat). Retrieved from <https://publications.polymtl.ca/1565/>
- Ndong, M., Bird, D., Nguyen-Quang, T., de Boutray, M.-L., Zamyadi, A., Vinçon-Leite, B., Lemaire, B. J., Prévost, M., & Dorner, S. (2014). Estimating the risk of cyanobacterial occurrence using an index integrating meteorological factors: Application to drinking water production. *Water Research*, 56(1), 98-108. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.023>
- Neale, P. J., & Melis, A. (1986). Algal photosynthetic membrane complexes and the photosynthesis-irradiance curve: A comparison of light-adaptation responses in *Chlamydomonas reinhardtii* (Chlorophyta). *Journal of Phycology*, 22(4), 531-538. doi: 10.1111/j.1529-8817.1986.tb02497.x
- Neustupa, J., & Škaloud, P. (2008). Diversity of subaerial algae and cyanobacteria on tree bark in tropical mountain habitats. *Biologia*, 63(6), 806-812. doi: 10.2478/s11756-008-0102-3
- Newcombe, G., House, J., Ho, L., Baker, P., & Burhc, M. (2010). *Management Strategies for Cyanobacteria (Blue-green Algae): a Guide for Water Utilities*. Research Report No 74. Adelaide, Australia: Water Quality Research Australia.
- NHMRC. (2008). *Recreational Guidelines for algae*. National Health and Medical Research Council. Retrieved from <http://www.water.nsw.gov.au/water-management/water-quality/algae-information/guidelines-for-algae>
- Nichols, J. M., & Adams, D. G. (1982). Akinetes. In *The biology of cyanobacteria* (Carr N.G., Whitton B.A. ed., pp. 387–412). Oxford, UK: Blackwell Scientific.
- Nöges, T., Nöges, P., & Laugaste, R. (2003). Water level as the mediator between climate change and phytoplankton composition in a large shallow temperate lake. *Hydrobiologia*, 506(1), 257-263. doi: 10.1023/b:hydr.0000008540.06592.48
- Nyenje, P. M., Foppen, J. W., Uhlenbrook, S., Kulabako, R., & Muwanga, A. (2010). Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-Saharan Africa—A review.

Science of The Total Environment, 408(3), 447-455. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.020>

- O'Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A., & Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14(0), 313-334. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027>
- Oberhaus, L., Gélinas, M., Pinel-Alloul, B., Ghadouani, A., & Humbert, J.-F. (2007). Grazing of two toxic Planktothrix species by Daphnia pulicaria: potential for bloom control and transfer of microcystins. *Journal of Plankton Research*, 29(10), 827-838. doi: 10.1093/plankt/fbm062
- Ojala, A. (1993). Effects of temperature and irradiance on the growth of two freshwater photosynthetic cryptophytes. *Journal of Phycology*, 29(3), 278-284. doi: 10.1111/j.0022-3646.1993.00278.x
- Oliver, R. L. (1994). Floating and sinking in gas-vacuolated cyanobacteria. *Journal of Phycology*, 30(2), 161-173. doi: 10.1111/j.0022-3646.1994.00161.x
- Oliver, R. L., & Ganf, G. G. (2000). Freshwater Blooms. In B. A. Whitton, Potts, M. (Ed.) *The ecology of cyanobacteria-Their diversity in time and space* (pp. 149-194). Netherlands: Springer.
- Öquist, G., Chow, W. S., & Anderson, J. (1992). Photoinhibition of photosynthesis represents a mechanism for the long-term regulation of photosystem II. *Planta*, 186 (3), 450-460. doi: 10.1007/BF00195327
- Oren, A. (2002). *Halophilic microorganisms and their environments* (first ed. Vol. 5): Springer Netherlands.
- Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi. (2011). *Le portrait du bassin versant de la baie Missisquoi*. Plan directeur de l'eau. Organisme de bassin versant de la baie Missisquoi. 180 p.
- Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi. (2015). *Plan directeur de l'eau. Portrait du bassin versant de la baie Missisquoi*. Organisme du bassin versant de la baie Missisquoi. Retrieved from http://www.obvbm.org/public/documents/pde/index/portrait_2015.pdf
- Ortiz, J. D., Witter, D. L., Ali, K. A., Fela, N., Duff, M., & Mills, L. (2013). Evaluating multiple colour-producing agents in Case II waters from Lake Erie. *International Journal of Remote Sensing*, 34(24), 8854-8880. doi: 10.1080/01431161.2013.853892
- Osborne, B. A., & Raven, J. A. (1986). Growth light level and photon absorption by cells of *Chlamydomonas reinhardtii*, *Dunaliella tertiolecta* (Chlorophyceae, Volvocales), *Scenedesmus obliquus* (Chlorophyceae, Chlorococcales) and *Euglena viridis* (Euglenophyceae, Euglenales). *British Phycological Journal*, 21(3), 303-313. doi: 10.1080/00071618600650361
- Otsuka, S., Suda, S., Shibata, S., Oyaizu, H., Matsumoto, S., & Watanabe, M. M. (2001). A proposal for the unification of five species of the cyanobacterial genus *Microcystis* Kützing ex Lemmermann 1907 under the rules of the Bacteriological Code. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 51(3), 873-879. doi: 10.1099/00207713-51-3-873

- Oudra, B., Loudiki, M., Vasconcelos, V., Sabour, B., Sbiyyaa, B., Oufdou, K., & Mezrioui, N. (2002). Detection and quantification of microcystins from cyanobacteria strains isolated from reservoirs and ponds in Morocco. *Environmental Toxicology*, *17*(1), 32-39. doi: 10.1002/tox.10029
- Pacheco, A. B. F., Guedes, I. A., & Azevedo, S. M. F. O. (2016). Is qPCR a Reliable Indicator of Cyanotoxin Risk in Freshwater? *Toxins*, *8*(6), 172. doi: 10.3390/toxins8060172
- Padisák, J. (1997). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv Für Hydrobiologie Supplementband Monographische Beitrage*, *107*(4), 563-593. Retrieved from <http://real.mtak.hu/3229/1/1014071.pdf>
- Paerl, H. W. (1988). Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnology and Oceanography*, *33*(2), 823-847
- Paerl, H. W. (1996). A comparison of cyanobacterial bloom dynamics in freshwater, estuarine and marine environments. *Phycologia*, *35*(6S), 25-35. doi: doi:10.2216/i0031-8884-35-6S-25.1
- Paerl, H. W., & Fulton, R. S. (2006). Ecology of Harmful Cyanobacteria. In E. Granéli & J. T. Turner (Eds.), *Ecology of Harmful Algae* (pp. 95-109). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Paerl, H. W., Hall, N. S., & Calandrino, E. S. (2011). Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of The Total Environment*, *409*(10), 1739-1745. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969711001197>
- Paerl, H. W., & Huisman, J. (2008). Blooms Like It Hot. *Science*, *320*(5872), 57-58. doi: 10.1126/science.1155398
- Paerl, H. W., & Huisman, J. (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, *1*(1), 27-37. doi: 10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x
- Papadimitriou, T., Kagalou, I., Bacopoulos, V., & Leonardos, I. D. (2010). Accumulation of microcystins in water and fish tissues: An estimation of risks associated with microcystins in most of the Greek Lakes. *Environmental Toxicology*, *25*(4), 418-427. doi: 10.1002/tox.20513
- Parcs Canada. (2016). Parc national de la Pointe-Pelée. Retrieved from <http://www.pc.gc.ca/fra/pn-np/on/pelee/index.aspx>
- Partensky, F., Hess, W. R., & Vaultot, D. (1999). Prochlorococcus, a Marine Photosynthetic Prokaryote of Global Significance. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, *63*(1), 106-127. Retrieved from <http://mmlbr.asm.org/content/63/1/106.abstract>
- Pazouki, P., Prévost, M., McQuaid, N., Barbeau, B., de Boutray, M.-L., Zamyadi, A., & Dorner, S. (2016). Breakthrough of cyanobacteria in bank filtration. *Water Research*, *102* 170-179. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.06.037>
- Pearce, A. R., Rizzo, D. M., Watzin, M. C., & Druschel, G. K. (2013). Unraveling Associations between Cyanobacteria Blooms and In-Lake Environmental Conditions in Missisquoi

- Bay, Lake Champlain, U.S.A., Using a Modified Self-Organizing Map. *Environmental Science & Technology*, 47(24), 14267-14274. doi: 10.1021/es403490g
- Pêches et Océans Canada. (2016). Bassin des Grands Lacs et du Saint-Laurent. Retrieved from <http://www.waterlevels.gc.ca/c%26a/glsystem-fra.html>
- Porter, K. G. (1973). Selective Grazing and Differential Digestion of Algae by Zooplankton. *Nature*, 244(5412), 179-180. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1038/244179a0>
- Post, F. (1977). The microbial ecology of the Great Salt Lake. *Microbial Ecology*, 3(2), 143-165. doi: 10.1007/BF02010403
- Powles, S. B. (1984). Photoinhibition of Photosynthesis Induced by Visible Light. *Annual Review of Plant Physiology*, 35(1), 15-44. doi: doi:10.1146/annurev.pp.35.060184.000311
- Ptacnik, R., Andersen, T., & Tamminen, T. (2010). Performance of the Redfield Ratio and a Family of Nutrient Limitation Indicators as Thresholds for Phytoplankton N vs. P Limitation. *Ecosystems*, 13(8), 1201-1214. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/40928240>
- Qin, B., Zhu, G., Gao, G., Zhang, Y., Li, W., Paerl, H., & Carmichael, W. (2010). A Drinking Water Crisis in Lake Taihu, China: Linkage to Climatic Variability and Lake Management. *Environmental Management*, 45(1), 105-112. doi: 10.1007/s00267-009-9393-6
- Rabalais, N. N., Turner, R. E., Wiseman, J. W. J., & Dortch, Q. (1998). Consequences of the 1993 Mississippi River flood in the Gulf of Mexico. *Regulated Rivers: Research & Management*, 14(2), 161-177. doi: 10.1002/(SICI)1099-1646(199803/04)14:2<161::AID-RRR495>3.0.CO; 2-J
- Rai, A. N., Bergman, B., & Rasmussen, U. (2002). *Cyanobacteria in symbiosis* (Ulla ed.): Springer Netherlands. 355 p.
- Rajaniemi-Wacklin, P., Rantala, A., Mugnai, M. A., Turicchia, S., Ventura, S., Komárková, J., Lepistö, L., & Sivonen, K. (2006). Correspondence between phylogeny and morphology of *Snowella* spp. and *Woronichinia naegeliana*, cyanobacteria commonly occurring in lakes. *Journal of Phycology*, 42(1), 226-232. doi: 10.1111/j.1529-8817.2006.00179.x
- Ramos, V., Seabra, R., Brito, Â., Santos, A., Santos, C. L., Lopo, M., Moradas-Ferreira, P., Vasconcelos, V. M., & Tamagnini, P. (2010). Characterization of an intertidal cyanobacterium that constitutes a separate clade together with thermophilic strains. *European Journal of Phycology*, 45(4), 394-403. doi: 10.1080/09670262.2010.496495
- Rao, V. V., Ghosh, R., & Singh, H. N. (1987). Diazotrophic regulation of akinete development in the cyanobacterium *Anabaena doliolum*. *New Phytologist*, 106(1), 161-168. doi: 10.1111/j.1469-8137.1987.tb04800.x
- Ratti, C., Biderman, A., Turgeman, Y. J., Green, C., Maleprade, A. d., Assereto, C. C., Kozlowski, G., Thebault, P., Greaves, C., & Feldman, D. (2014). Waterfly: a new environmental sensing platform. Pamphlet for technical submission. MIT Sensable City Lab, University of Toronto Institute for Aerospace Studies Dynamic Systems Lab
- Raven, P. H., Evert, R. F., Eichhorn, S. E., & Bouharmont, J. (2000). *Biologie végétale* (6ème édition ed.): De Boeck Université.

- Reynolds, C. S. (1980). Phytoplankton Assemblages and Their Periodicity in Stratifying Lake Systems. *Holarctic Ecology*, 3(3), 141-159. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/3682364>
- Reynolds, C. S. (1984). *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press. 384 p.
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., & Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24 417.
- Reynolds, C. S., & Walsby, A. E. (1975). Water-blooms. *Biological Reviews*, 50(4), 437-481. doi: 10.1111/j.1469-185X.1975.tb01060.x
- Robarts, R. D., & Zohary, T. (1987). Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21(3), 391-399. doi: 10.1080/00288330.1987.9516235
- Rolland, D. C., Bourget, S., Warren, A., Laurion, I., & Vincent, W. F. (2013). Extreme variability of cyanobacterial blooms in an urban drinking water supply. *Journal of Plankton Research*, 35(4), 744-758. doi: 10.1093/plankt/fbt042
- Sandrini, G., Matthijs, H. C. P., Verspagen, J. M. H., Muyzer, G., & Huisman, J. (2014). Genetic diversity of inorganic carbon uptake systems causes variation in CO₂ response of the cyanobacterium *Microcystis*. *The ISME Journal*, 8(3), 589-600. doi: 10.1038/ismej.2013.179
- Sarma, T. A., & Ghai, R. (1998). Pattern of akinete differentiation in the cyanobacterium *Scytonema fritschii*. *Folia Microbiologica*, 43(6), 649-656. doi: 10.1007/BF02816384
- Schabhüttl, S., Hingsamer, P., Weigelhofer, G., Hein, T., Weigert, A., & Striebel, M. (2013). Temperature and species richness effects in phytoplankton communities. *Oecologia*, 171(2), 527-536. doi: 10.1007/s00442-012-2419-4
- Scheffer, M. (2004). *Ecology of Shallow Lakes*: Springer Netherlands. 357 p.
- Scheffer, M., Rinaldi, S., Gragnani, A., Mur, L. R., & van Nes, E. H. (1997). On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology*, 78(1), 272-282. doi: 10.1890/0012-9658(1997)078[0272:OTDOFC]2.0.CO; 2
- Scherrer, B. (2007). *Biostatistique* (2e ed. Vol. 1). Boucherville, Qc, Canada.
- Scherrer, B. (2009). *Biostatistique* (2e ed. Vol. 2). Boucherville, Qc, Canada.
- Schindler, D. W. (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes. Natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. *Science*, 195(4275), 260-262. Retrieved from <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-0017358182&partnerID=40&md5=71e96a1921d980856981ddc45b56f469>
- Schopf, J., & Packer, B. (1987). Early Archean (3.3-billion to 3.5-billion-year-old) microfossils from Warrawoona Group, Australia. *Science*, 237(4810), 70-73. doi: 10.1126/science.11539686

- Schopf, J. W. (2002). The Fossil Record: Tracing the Roots of the Cyanobacterial Lineage. In B. Whitton & M. Potts (Eds.), *The Ecology of Cyanobacteria* (pp. 13-35): Springer Netherlands.
- Schwarz, R., & Forchhammer, K. (2005). Acclimation of unicellular cyanobacteria to macronutrient deficiency: emergence of a complex network of cellular responses. *Microbiology*, *151*(8), 2503-2514. doi: doi:10.1099/mic.0.27883-0
- Seppälä, J., Ylöstalo, P., Kaitala, S., Hällfors, S., Raateoja, M., & Maunula, P. (2007). Ship-of-opportunity based phycocyanin fluorescence monitoring of the filamentous cyanobacteria bloom dynamics in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *73*(3-4), 489-500. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2007.02.015>
- Smayda, T. J. (1997). Harmful algal blooms: Their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnology and Oceanography*, *42*(5part2), 1137-1153. doi: 10.4319/lo.1997.42.5_part_2.1137
- Smeltzer, E. (1999). Phosphorus management in Lake Champlain. In T. O. Manley & P. O. Manley (Eds.), *Lake Champlain in transition: from research toward restoration* (Vol. 1, pp. 435-451): American Geophysical Union. Water Science and Application.
- Smeltzer, E., Shambaugh, A. d., & Stangel, P. (2012). Environmental change in Lake Champlain revealed by long-term monitoring. *Journal of Great Lakes Research*, *38*, Supplement 1 6-18. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2012.01.002>
- Smith, L. G. (2009). *Missisquoi Bay sediment phosphorus cycling: the role of organic phosphorus and seasonal redox fluctuations* (Master Thesis. The University of Vermont, Burlington). Retrieved from <http://library.uvm.edu/jspui/handle/123456789/214>
- Smith, V. H. (1983). Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. *Science*, *221*(4611), 669-671. doi: 10.1126/science.221.4611.669
- Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, *10*(2), 126-139. doi: 10.1065/espr2002.12.142
- Smith, V. H., & Bennett, S. J. (1999). Nitrogen: phosphorus supply ratios and phytoplankton community structure in lakes: Nutrient ratios. *Archiv für Hydrobiologie*, *146*(1), 37-53. Retrieved from https://www.schweizerbart.de/papers/archiv_hydrobiologie/detail/146/86126/Nitrogen_phosphorus_supply_ratios_and_phytoplankton_community_structure_in_lakes
- Smith, V. H., Bierman, V., Jones, B., & Havens, K. (1995). Historical trends in the Lake Okeechobee ecosystem. IV. Nitrogen: phosphorus ratios, cyanobacterial dominance, and nitrogen fixation potential. *Archiv für Hydrobiologie-Supplement b and Only*, *107*(1), 71-88. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Val_Smith/publication/281479197_Historical_trends_in_the_Lake_Okeechobee_ecosystem_IV_Nitrogenphosphorus_ratios_cyanobacterial_dominance_and_nitrogen_fixation_potential/links/5601d4cf08aed9851827ccbb.pdf
- Sommer, U., Adrian, R., De Senerpont Domis, L. N., Elser, J. J., Gaedke, U., Ibelings, B., Jeppesen, E., Lürling, M., Molinero, J. C., Mooij, W. M., van Donk, E., & Winder, M. (2012). Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms Driving

- Plankton Succession. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43(1), 429-448. doi: 10.1146/annurev-ecolsys-110411-160251
- Sommer, U., Gliwicz, Z., Infried Lampert, W., & Duncan, A. (1986). *The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters* (Vol. 106).
- Sorokin, Y. I., & Dallocchio, F. (2008). Dynamics of phosphorus in the Venice lagoon during a picocyanobacteria bloom. *Journal of Plankton Research*, 30(9), 1019-1026. doi: 10.1093/plankt/fbn059
- Stadnichuk, I. N., Romanova, N. I., & Selyakh, I. O. (1985). A phycourobilin-containing phycoerythrin from the cyanobacterium *Oscillatoria* sp. *Archives of Microbiology*, 143(1), 20-25. doi: 10.1007/bf00414762
- Steffensen, D. A., & Hudnell, H. K. (2008). Economic cost of cyanobacterial blooms. In H. K. Hudnell (Ed.) *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs* (Vol. 619, pp. 855-865): Springer New York.
- Stewart, I., Seawright, A., & Shaw, G. (2008). Cyanobacterial poisoning in livestock, wild mammals and birds—an overview. In H. K. Hudnell (Ed.) *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs* (Vol. 619, pp. 613-637): Springer New York.
- Stewart, I., Webb, P., Schluter, P., & Shaw, G. (2006). Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria—a review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 5(1), 6. Retrieved from <http://www.ehjournal.net/content/5/1/6>
- Stomp, M., Huisman, J., de Jongh, F., Veraart, A. J., Gerla, D., Rijkeboer, M., Ibelings, B. W., Wollenzien, U. I. A., & Stal, L. J. (2004). Adaptive divergence in pigment composition promotes phytoplankton biodiversity. *Nature*, 432(7013), 104-107. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1038/nature03044>
- Strunecký, O., Komárek, J., Johansen, J., Lukešová, A., & Elster, J. (2013). Molecular and morphological criteria for revision of the genus *Microcoleus* (Oscillatoriales, Cyanobacteria). *Journal of Phycology*, 49(6), 1167-1180. doi: 10.1111/jpy.12128
- Suda, S., Watanabe, M. M., Otsuka, S., Mahakahant, A., Yongmanitchai, W., Nopartnaraporn, N., Liu, Y., & Day, J. G. (2002). Taxonomic revision of water-bloom-forming species of oscillatorioid cyanobacteria. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 52(5), 1577-1595. doi: doi:10.1099/00207713-52-5-1577
- Suikkanen, S., Fistarol, G. O., & Granéli, E. (2004). Allelopathic effects of the Baltic cyanobacteria *Nodularia spumidigena*, *Aphanizomenon flos-aquae* and *Anabaena lemmermannii* on algal monocultures. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 308(1), 85-101. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2004.02.012>
- Sutherland, J. M., Herdman, M., & Stewart, W. D. P. (1979). Akinetes of the Cyanobacterium *Nostoc PCC 7524*: Macromolecular Composition, Structure and Control of Differentiation. *Microbiology*, 115(2), 273-287. doi: doi:10.1099/00221287-115-2-273

- Symes, E., & van Ogtrop, F. (2016). Determining the Efficacy of a Submersible in situ Fluorometric Device for Cyanobacteria Monitoring Coalesced with Total Suspended Solids Characteristic of Lowland Reservoirs. *River Research and Applications*, 32(7), 1632-1641. doi: 10.1002/rra.2993
- Syrett, P. J. (1981). Nitrogen metabolism of microalgae. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences*, 210 182—210.
- Takamura, N., Yasuno, M., & Sugahara, K. (1984). Overwintering of *Microcystis aeruginosa* Kütz. in a shallow lake. *Journal of Plankton Research*, 6(6), 1019-1029. doi: 10.1093/plankt/6.6.1019
- Talbot, P., Thébault, J. M., Dauta, A., & de la Noüe, J. (1991). A comparative study and mathematical modeling of temperature, light and growth of three microalgae potentially useful for wastewater treatment. *Water Research*, 25(4), 465-472. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90083-3](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(91)90083-3)
- Tamagnini, P., Axelsson, R., Lindberg, P., Oxelfelt, F., Wünschiers, R., & Lindblad, P. (2002). Hydrogenases and Hydrogen Metabolism of Cyanobacteria. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 66(1), 1-20. doi: 10.1128/mubr.66.1.1-20.2002
- Tandeau de Marsac, N. (1977). Occurrence and nature of chromatic adaptation in cyanobacteria. *Journal of Bacteriology*, 130(1), 82-91. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC235176/>
- Taranu, Z. E., Gregory-Eaves, I., Leavitt, P. R., Bunting, L., Buchaca, T., Catalan, J., Domaizon, I., Guilizzoni, P., Lami, A., McGowan, S., Moorhouse, H., Morabito, G., Pick, F. R., Stevenson, M. A., Thompson, P. L., & Vinebrooke, R. D. (2015). Acceleration of cyanobacterial dominance in north temperate-subarctic lakes during the Anthropocene. *Ecology Letters*, 18(4), 375-384. doi: 10.1111/ele.12420
- Taton, A., Grubisic, S., Balthasart, P., Hodgson, D. A., Laybourn-Parry, J., & Wilmotte, A. (2006). Biogeographical distribution and ecological ranges of benthic cyanobacteria in East Antarctic lakes. *FEMS Microbiology Ecology*, 57(2), 272-289. doi: 10.1111/j.1574-6941.2006.00110.x
- Te, S. H., Chen, E. Y., & Gin, K. Y.-H. (2015). Comparison of Quantitative PCR and Droplet Digital PCR Multiplex Assays for Two Genera of Bloom-Forming Cyanobacteria, *Cylindrospermopsis* and *Microcystis*. *Applied and Environmental Microbiology*, 81(15), 5203-5211. doi: 10.1128/AEM.00931-15
- Thomas, R. H., & Walsby, A. E. (1985). Buoyancy Regulation in a Strain of *Microcystis*. *Microbiology*, 131(4), 799-809. doi: 10.1099/00221287-131-4-799
- Thompson, J. M., Ferguson, A. J. D., & Reynolds, C. S. (1982). Natural filtration rates of zooplankton in a closed system: the derivation of a community grazing index. *Journal of Plankton Research*, 4(3), 545-560. doi: 10.1093/plankt/4.3.545
- TriOS Optical Sensors. (2009). *MicroFlu Manual, ver. 2.0*.
- Tsujimura, S., Ishikawa, K., & Tsukada, H. (2001). Effect of temperature on growth of the cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae* in Lake Biwa and Lake Yogo. *Phycological Research*, 49(4), 275-280. doi: 10.1046/j.1440-1835.2001.00255.x

- Turner Designs. (2012). *Trilogy Laboratory Fluorometer, 10AU Field Fluorometer, C3 Submersible Fluorometer User's Manuals*. Sunnyvale, CA, U.S.A.:
- Turner, J. T., & Tester, P. A. (1997). Toxic marine phytoplankton, zooplankton grazers, and pelagic food webs. *Limnology and Oceanography*, 42(5part2), 1203-1213. doi: 10.4319/lo.1997.42.5_part_2.1203
- USDA. (2005). Western Lake Erie Basin Water Resources Protection Plan. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. Retrieved from https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs144p2_029098.pdf
- USEPA. (2015). *Drinking Water Health Advisory for the Cyanobacterial Microcystin Toxins*. (Publication No. 820R15100). Washington, DC: United State Environmental Protection Agency. Retrieved from <https://nepis.epa.gov/EPA/html/pubs/pubtitleOW.html>
- USGS. (2009). *Water data report—04294000 Missisquoi river at Swanton, VT.*: Unites States Geological Survey. Retrieved from <http://wdr.water.usgs.gov/wy2009/pdfs/04294000.2009.pdf>
- Uwins, H., Teasdale, P., & Stratton, H. (2007). A case study investigating the occurrence of geosmin and 2-methylisoborneol (MIB) in the surface waters of the Hinze Dam, Gold Coast, Australia. *Water Science & Technology*, 55(5), 231-238. Retrieved from <http://www.iwaponline.com/wst/05505/wst055050231.htm>
- Van Alstyne, K. L. (1988). Herbivore Grazing Increases Polyphenolic Defenses in the Intertidal Brown Alga *Fucus Distichus*. *Ecology*, 69(3), 655-663. doi: 10.2307/1941014
- van Donk, E., & Hessen, D. O. (1993). Grazing resistance in nutrient-stressed phytoplankton. *Oecologia*, 93(4), 508-511. doi: 10.1007/bf00328958
- Van Halderen, A., Harding, W., Wessels, J. C., Schneider, D., Heine, E., Van der Merwe, J., & Fourie, J. (1995). Cyanobacterial (blue-green algae) poisoning of livestock in the western Cape Province of South Africa. *Journal of the South African Veterinary Association*, 66(4), 260.
- Vincent, W. (2002). Cyanobacterial Dominance in the Polar Regions. In B. Whitton & M. Potts (Eds.), *The Ecology of Cyanobacteria* (pp. 321-340): Springer Netherlands.
- Vincent, W. (2007). Cold Tolerance in Cyanobacteria and Life in the Cryosphere. In J. Seckbach (Ed.) *Algae and Cyanobacteria in Extreme Environments* (Vol. 11, pp. 287-301): Springer Netherlands.
- Vincent, W. F., Downes, M. T., Castenholz, R. W., & Howard-Williams, C. (1993). Community structure and pigment organisation of cyanobacteria-dominated microbial mats in Antarctica. *European Journal of Phycology*, 28(4), 213-221. doi: 10.1080/09670269300650321
- Vinçon-Leite, B., Tassin, B., & Druart, J.-C. (2002). Phytoplankton variability in Lake Bourget: Phytoplankton dynamics and meteorology. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 7(2), 93-102. doi: 10.1046/j.1440-169X.2002.00182.x
- Vonshak, A., Chanawongse, L., Bunnag, B., & Tanticharoen, M. (1996). Light acclimation and photoinhibition in three *Spirulina platensis* (cyanobacteria) isolates. *Journal of Applied Phycology*, 8(1), 35-40. doi: 10.1007/BF02186220

- Wacklin, P., Hoffmann, L., & Komárek, J. (2009). Nomenclatural validation of the genetically revised cyanobacterial genus *Dolichospermum* (Ralfs ex Bornet et Flahault) comb. nova. *Fottea*, 9(1), 59-64. Retrieved from http://www.fottea.cz/_contents/F09-1-2009-05.pdf
- Walsby, (1987). Mechanisms of buoyancy regulation by planktonic cyanobacteria with gas vesicles. In P. F. a. C. V. Baalen (Ed.) *The Cyanobacteria* (pp. 377-414). Amsterdam: Elsevier.
- Walsby, A. (1994). Gas vesicles. *Microbiological Reviews*, 58(1), 94-144. Retrieved from <http://mmbr.asm.org/content/58/1/94.abstract>
- Walsby, A., Hayes, P., Boje, R., & Stal, L. (1997). The selective advantage of buoyancy provided by gas vesicles for planktonic cyanobacteria in the Baltic Sea. *New Phytologist*, 136(3), 407-417. doi: 10.1046/j.1469-8137.1997.00754.x
- Wang, X., Parkpian, P., Fujimoto, N., Ruchirawat, K. M., DeLaune, R. D., & Jugsujinda, A. (2002). Environmental conditions associating microcystins production to *Microcystis aeruginosa* in a reservoir of Thailand. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*, 37(7), 1181-1207. doi: 10.1081/ese-120005980
- Watson, S. B. (2003). Cyanobacterial and eukaryotic algal odour compounds: signals or by-products? A review of their biological activity. *Phycologia*, 42(4), 332-350. doi: 10.2216/i0031-8884-42-4-332.1
- Wayne, C. (2008). A world overview—One-hundred-twenty-seven years of research on toxic cyanobacteria—Where do we go from here? In *Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs* (pp. 105-125). New York: Springer
- Wet Labs. (2011). *User's Manual ECO*. USA:
- White, A. (2003). *Caractérisation des sédiments quaternaires de la baie Missisquoi et de la rivière aux Brochets*. Montréal, Canada: Université du Québec à Montréal (UQÀM). Département des sciences de la terre et de l'atmosphère.
- Whittaker, R. H. (1969). New Concepts of Kingdoms of Organisms. *Science*, 163(3863), 150-160. doi: 10.1126/science.163.3863.150
- Whitton, B. A. (2011). Cyanobacteria (Cyanophyta). In D. M. John, B. A. Whitton & A. J. Brook (Eds.), *The freshwater algal flora of the British Isles. An identification guide to freshwater and terrestrial algae* (Second ed., pp. 31-158). Cambridge: Cambridge University Press.
- Whitton, B. A., & Matteo, P. (2012). Rivulariaceae. In B. A. Whitton (Ed.) *Ecology of Cyanobacteria II: their diversity in space and time* (pp. 561–591). Dordrecht, Heidelberg, New York, London Springer.
- Whitton, B. A., & Potts, M. (2000). *The Ecology of Cyanobacteria: Their Diversity in Time and Space* (1 ed.): Springer. Kluwer Academic. 704 p.
- Wood, A. M., David, A. P., & Charles, S. Y. (1998). Water column transparency and the distribution of spectrally distinct forms of phycoerythrin—containing organisms. *Marine Ecology Progress Series*, 162 25-31. Retrieved from <http://www.int-res.com/abstracts/meps/v162/p25-31/>

- Wood, S. A., Rueckert, A., Hamilton, D. P., Cary, S. C., & Dietrich, D. R. (2011). Switching toxin production on and off: intermittent microcystin synthesis in a *Microcystis* bloom. *Environmental Microbiology Reports*, 3(1), 118-124. doi: 10.1111/j.1758-2229.2010.00196.x
- Wynne, T. T., Stumpf, R. P., Tomlinson, M. C., Fahnenstiel, G. L., Dyble, J., Schwab, D. J., & Joshi, S. J. (2013). Evolution of a cyanobacterial bloom forecast system in western Lake Erie: Development and initial evaluation. *Journal of Great Lakes Research*, 39, Supplement 1 90-99. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2012.10.003>
- Yamamoto, Y. (1975). Effect of desiccation on the germination of akinetes of *Anabaena cylindrica*. *Plant and Cell Physiology*, 16(4), 749-752. Retrieved from <http://pcp.oxfordjournals.org/content/16/4/749.abstract>
- Yokoyama, E., Murakami, A., Sakurai, H., & Fujita, Y. (1991). Effect of Supra-High Irradiation on the Photosynthetic System of the Cyanophyte *Synechocystis* PCC 6714. *Plant and Cell Physiology*, 32(6), 827-834. Retrieved from <http://pcp.oxfordjournals.org/content/32/6/827.abstract>
- Young, G. K., ASCE, M., & Saunders, K. G. (1985). Phosphorus reduction for control of algae. *Journal of Environmental Engineering*, 11(5), 574-588. doi: 0.1061/(ASCE)0733-9372
- YSI Inc. (2011). *6-Series: multiparameter water quality sondes (User manual)*. Ohio, U.S.A.: Yellow Springs Instruments (YSI) Inc.
- YSI Inc. (2013). *EXO: Advanced water quality monitoring platform (User manual)*. Ohio, U.S.A.: Yellow Springs Instruments (YSI) Inc.
- Zamyadi, A., Choo, F., Newcombe, G., Stuetz, R., & Henderson, R. K. (2016a). A review of monitoring technologies for real-time management of cyanobacteria: Recent advances and future direction. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 82 1-14. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.trac.2016.06.023>
- Zamyadi, A., Dorner, S., Ndong, M., Ellis, D., Bolduc, A., Bastien, C., & Prevost, M. (2013a). Low-risk cyanobacterial bloom sources: Cell accumulation within full-scale treatment plants (PDF). *Journal-American Water Works Association*, 105(11), E651-E663. Retrieved from <http://www.awwa.org/publications/journal-awwa/abstract/articleid/39308137.aspx>
- Zamyadi, A., Dorner, S., Ndong, M., Ellis, D., Bolduc, A., Bastien, C., & Prevost, M. (2014). Application of in vivo measurements for the management of cyanobacteria breakthrough into drinking water treatment plants. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 16(2), 313-323. doi: 10.1039/C3EM00603D
- Zamyadi, A., Dorner, S., Sauvé, S., Ellis, D., Bolduc, A., Bastien, C., & Prévost, M. (2013b). Species-dependence of cyanobacteria removal efficiency by different drinking water treatment processes. *Water Research*, 47(8), 2689-2700. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.02.040>
- Zamyadi, A., Fan, Y., Daly, R. I., & Prévost, M. (2013c). Chlorination of *Microcystis aeruginosa*: Toxin release and oxidation, cellular chlorine demand and disinfection by-products formation. *Water Research*, 47(3), 1080-1090. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.031>

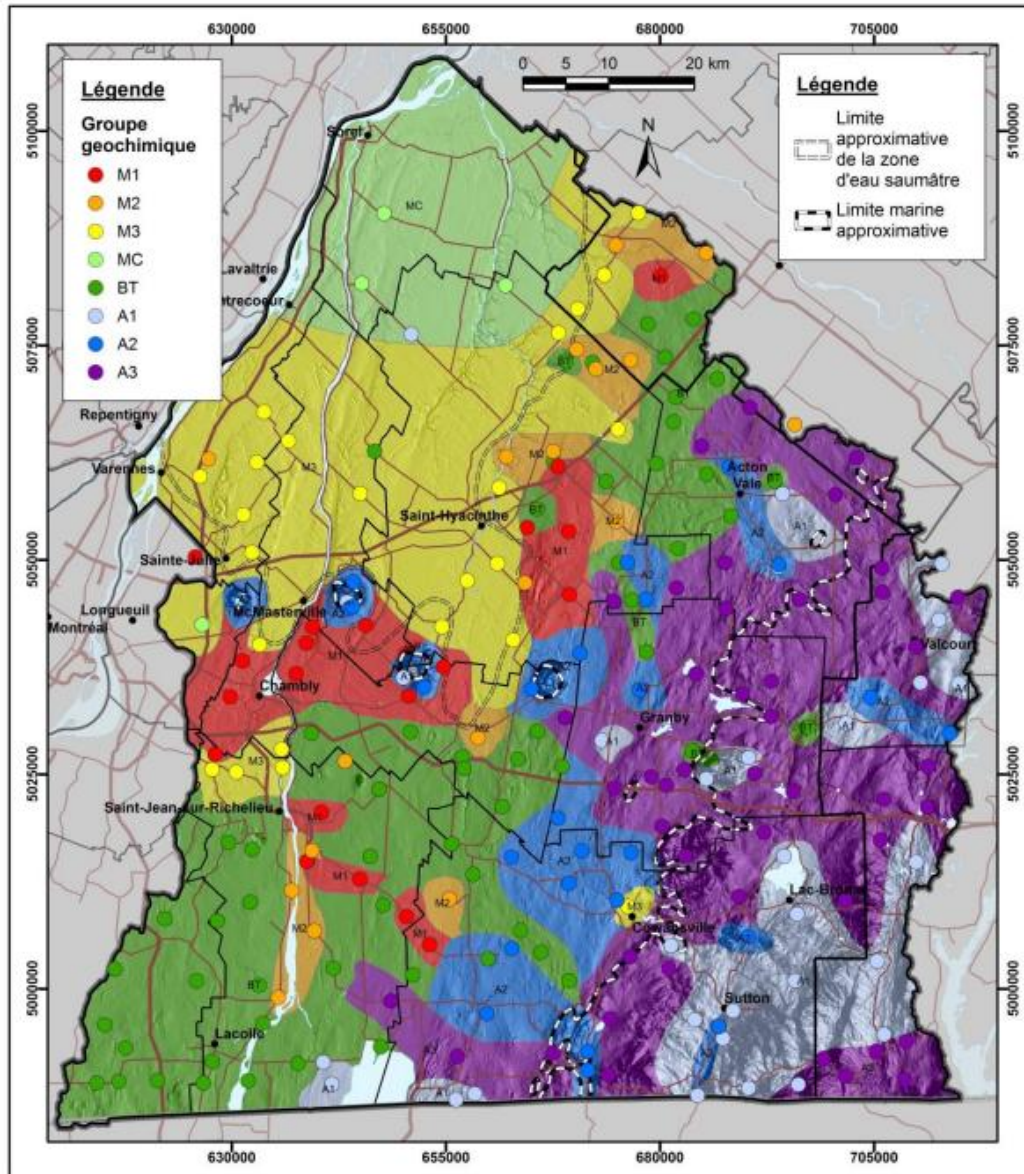
- Zamyadi, A., Henderson, R. K., Stuetz, R., Newcombe, G., Newtown, K., & Gladman, B. (2016b). Cyanobacterial management in full-scale water treatment and recycling processes: reactive dosing following intensive monitoring. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2(2), 362-375. Retrieved from <http://pubs.rsc.org/en/content/articlepdf/2016/EW/C5EW00269A>
- Zamyadi, A., Ho, L., Newcombe, G., Daly, R. I., Burch, M., Baker, P., & Prévost, M. I. (2010). Release and Oxidation of Cell-Bound Saxitoxins during Chlorination of *Anabaena circinalis* Cells. *Environmental Science & Technology*, 44(23), 9055-9061. doi: 10.1021/es102130b
- Zamyadi, A., MacLeod, S. L., Fan, Y., McQuaid, N., Dorner, S., Sauvé, S., & Prévost, M. (2012a). Toxic cyanobacterial breakthrough and accumulation in a drinking-water plant: A monitoring and treatment challenge. *Water Research*, 46(5), 1511-1523. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.012>
- Zamyadi, A., McQuaid, N., Dorner, S., Bird, D. F., Burch, M., Baker, P., Hobson, P., & Prévost, M. (2012b). Cyanobacterial detection using in vivo fluorescence probes: managing interferences for improved decision-making. *Journal American Water Works Association*, 104(8), 37. Retrieved from <http://www.awwa.org/publications/journal-awwa/abstract/articleid/32181155.aspx>
- Zamyadi, A., McQuaid, N., Prévost, M., & Dorner, S. (2012c). Monitoring of potentially toxic cyanobacteria using an online multi-probe in drinking water sources. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(2), 579-588. doi: 10.1039/C1EM10819K
- Zapomělová, E., Skácelová, O., Pumann, P., Kopp, R., & Janeček, E. (2012). Biogeographically interesting planktonic Nostocales (Cyanobacteria) in the Czech Republic and their polyphasic evaluation resulting in taxonomic revisions of *Anabaena bergii* Ostenfeld 1908 (*Chrysoosporum* gen. nov.) and *A. tenericaulis* Nygaard 1949 (*Dolichospermum tenericaule* comb. nova). *Hydrobiologia*, 698(1), 353-365. doi: 10.1007/s10750-012-1034-z
- Zhou, Z., Zhao, Y., & Fan, D. (2011, 21-23 Oct. 2011). *Research on cyanobacteria blooms monitoring ability of HJ-1 CCD*. Paper presented at 2011 International Conference on Image Analysis and Signal Processing (pp. 546-549). doi: 10.1109/IASP.2011.6109103
- Zilinskas, B. A., Zimmerman, B. K., & Gantt, E. (1978). Allophycocyanin forms isolated from *Nostoc* sp. phycobilisomes*. *Photochemistry and Photobiology*, 27(5), 587-595. doi: 10.1111/j.1751-1097.1978.tb07650.x

**ANNEXE A – COMPARAISON DE LA CHLOROPHYLLE A, DU
PHOSPHORE ET DE L'AZOTE POUR UN LAC OLIGOTROPHE ET
EUTROPHE**

Tableau A-1: Comparaison de la
chlorophylle a, du phosphore et de l'azote
pour un lac oligotrophe et eutrophe

Paramètres	Type de lac	
	oligotrophe	eutrophe
Chl a (µg/L)	<4	> 10
Phosphore (µg/L)	5-10	10-30
Azote (µg/L)	250-660	500-1100

**ANNEXE B – RÉPARTITION SPATIALE DES GROUPES D'EAU
SOUTERRAINE, TIRÉE DE (CARRIER ET AL., 2013)**



ANNEXE C – SOMMAIRE DES CARACTÉRISTIQUES DES GROUPES D'EAU IDENTIFIÉS EN MONTÉRÉGIE EST, TIRÉE DE (CARRIER ET AL., 2013)

Groupe	Distribution spatiale	Confinement	Caractéristiques chimiques et physiques distinctives	Éléments mineurs	Qualité relative
M1 (rouge)	Principalement au pourtour de la zone saumâtre (au sud des Montérégiennes et à l'ouest du Piedmont) et dans le sud de la Plate-forme à l'est de la vallée du Richelieu.	Captif à semi-captif	Eau évoluée et ancienne de type Na-HCO ₃ résultant du contact eau douce/eau marine. Très riche en sodium dû à l'échange ionique Ca-Na. Eaux les plus alcalines de la région (pH médian de 8.6).	F S	Passable
M2 (orange)	Distribution discontinue, surtout au pourtour, à l'est, de la zone saumâtre. Aussi dans une zone limitée du sud de la Plate-forme dans la vallée du Richelieu.	Captif à semi-captif	Eau évoluée de type Na-HCO ₃ représentant un mélange entre les eaux des groupes M1 et BT.	Ba, F S Sr	Passable
M3 (saune)	Dans le nord de la Plate-forme : soit dans le sud et l'est de la zone saumâtre. Au sud de la Plate-forme : zone limitée à l'ouest de la vallée du Richelieu.	Captif	Eau évoluée de type Na-HCO ₃ .Cl représentant un mélange entre les eaux des groupes M1 et MC. Eau alcaline (pH médian de 8.2).	Ba, F B As	Non potable
MC (vert pâle)	Extrémité nord de la Plate-forme, dans la zone saumâtre.	Captif	Eau saumâtre de type Na-SO ₄ et Na-Cl. Vestige de la mer de Champlain. Conditions réductrices (pe médian de 0.0).	Sr, Fe As, S B, Mn	Non potable
BT (vert)	Sud de la Plate-forme et nord-ouest du Piedmont (zone externe des Appalaches). Présent autant dans des zones de recharge que de résurgence.	Semi-captif à libre	Eau de recharge de type Ca-HCO ₃ relativement jeune. Infiltration présumée lente. Riche en MDT dû à un mélange avec des eaux marines résiduelles.	SO ₄ Fe, Mn Si, Ba	Passable
A1 (bleu pâle)	En altitude et dans les vallées, surtout dans la partie sud-est de la zone interne des Appalaches (Hautes-terres) et sur les Collines montérégiennes.	Libre à semi-captif	Eau jeune de recharge en altitude de type Ca-HCO ₃ . Eau acide et oxydante (valeurs médianes de pH de 6.3 et de pe de 6.9).	Mn	Acceptable
A2 (bleu)	Surtout à l'ouest des parties centrales et sud du Piedmont et dans quelques vallées des Hautes-terres appalachiennes. Présent également sur les Collines montérégiennes.	Semi-captif à libre	Eau évoluée, ancienne et de type Na-HCO ₃ . Présumée riche en sodium dû à l'échange ionique Ca-Na en milieu anciennement marin (Piedmont).	F, S Mn U	Passable
A3 (mauve)	Type d'eau dominant dans la zone interne des Appalaches (Hautes-terres) et au nord-est de la zone externe (Piedmont). Se trouve en élévation et dans les vallées.	Semi-captif à libre	Eau un peu plus évoluée et plus ancienne que A1, de type Ca-HCO ₃ ou Mg-HCO ₃ . Peu de MDT et de Cl. Apport potentiel d'eau ancienne d'origine indéterminée.	Mn Fe S, As	Acceptable

ANNEXE D – CARACTÉRISTIQUES COMMERCIALES DE ONZE SONDES À FLUORESCENCE *IN VIVO* POUR L'IDENTIFICATION ET LA QUANTIFICATION DES CYANOBACTÉRIES (ADAPTÉ DE ZAMYADI ET AL. (2016 A))

Tableau D-1: Caractéristiques commerciales de onze sondes à fluorescence *in vivo* pour l'identification et la quantification des cyanobactéries (adapté de Zamyadi et al. (2016a))

Fabricant	Sonde/capteurs submersibles <i>in situ</i>	Longueur d'onde d'excitation (nm) ± bande passante	Longueur d'onde d'émission (nm) ± bande passante	Précision/étendue*	Limite de détection*	Limite de quantification*	Unité brute	Référence
bbe Moldaenke	Analyseur d'algues en ligne (AOA) ⁽¹⁾	590	685 ±5	0.1/0 - 200	-	-	µg Chl a/L de cyanobactéries	bbe Moldaenke (2012)
	Algae Torch	590	680	0.2/0 - 200	4	-		bbe Moldaenke (2013a)
	FluoroProbe ⁽²⁾	590	680	0.05/200	0,3	0,6		bbe Moldaenke (2013b)
TriOS	MicroFlu-blue	620	655±5	0.1 / 0 - 200	0.7 ⁽³⁾	2.3 ⁽³⁾	µg PC/L	TriOS Optical Sensors (2009)
Turner Designs	C3 fluoromètre submersible	<595	>630	0.1 / 0 - 40,000	2	-	ppb	Turner Designs (2012)
Hach Hydrolab	DS5x	590	650	20 / 150 - 2×10 ⁵	100	150	cell./mL	Hach Hydrolab (2008)
Yellow Springs Instrument	YSI-V6131 ⁽⁴⁾	590 ±15	660±20	0.1 / 0 - 100 ⁽⁶⁾ 1 / 0 - 2.8×10 ⁵	0.2 220	0.7 -	RFU cell./mL	YSI Inc. (2011)

Tableau D-1: Caractéristiques commerciales de onze sondes à fluorescence *in vivo* pour l'identification et la quantification des cyanobactéries (adapté de Zamyadi et al. (2016a)) (suite)

Fabricant	Sonde/capteurs submersibles <i>in situ</i>	Longueur d'onde d'excitation (nm) ± bande passante	Longueur d'onde d'émission (nm) ± bande passante	Précision/étendue*	Limite de détection*	Limite de quantification*	Unité brute	Référence
Company— YSI Inc. (YSI)	EXO ⁽⁵⁾	590 ±15	685±20	0.01 / 0 – 100	0.04	–	RFU µg/L chl a	YSI Inc. (2013)
WetLabs	ECO FL	630	680	0.03 / 0 – 230	–	–	ppb	Wet Labs (2011)
Aquaread	Aquaprobe® AP-2000	590	655	1 / 0 – 3×10 ⁵	200	200	cells/mL	AquaRead (2014)
Chelsea	Unilux & Trilux	610	685	– / 0 to 100	0.01	–	µg PC/L	Chelsea (2014)

*: Pour les unités de mesure, voir colonne “Unité brute”. Chl a : chlorophylle a; PC : phycocyanine, RFU : unité de fluorescence relative; ppb : partie par milliard.

¹et² : Commentaires contenus dans les manuels des sondes de bbe Moldaenke : *la turbidité de l'eau et l'influence des particules sur la diffusion de la lumière* : bbe Moldaenke (2012) reconnaît la possibilité d'un biais pour une valeur de cyanobactéries et/ou d'algues *in vivo* mesurée par l'AOA causé, soit par l'augmentation de la réflexion de la lumière sur les particules en suspension entraînant une hausse dans l'algorithme de calcul de la chlorophylle, soit par des particules atténuant la réflexion de la lumière et entraînant une baisse dans l'algorithme de calcul de la chlorophylle. *Turbidité de l'eau* : bbe Moldaenke (2012, 2013a) a développé un système de compensation de la température qui est, soit directement incorporé dans l'algorithme de la sonde, soit peut être activé par l'utilisateur. Le fabricant de FluoroProbe a incorporé un facteur de température et un correcteur pour chaque plage de température qui est mesurée par un capteur interne et mis à jour l'algorithme de détection et de mesure de l'AOA.

³ : basé sur des mesures effectuées sur une monoculture de 4 000 cellules/mL de *Microcystis aeruginosa*.

⁴et⁵ : Commentaires contenus dans les manuels des sondes de YSI Inc.: *Présence de chlorophylle a provenant d'autres taxons du phytoplancton et de populations phytoplanctoniques mixtes* : YSI Inc. (2011) reconnaît que 1 µg/L de Chl a provoque une interférence estimée équivalente à 77 cellules/mL de cyanobactéries faussement détectées par la sonde.

⁶ : basé sur des mesures effectuées sur une monoculture de *Microcystis aeruginosa*.

ANNEXE E – TABLEAUX DÉTAILLANTS LES CLASSES, ORDRES, GENRES ET ESPÈCES DU PHYTOPLANCTON PRÉSENTS DANS LES ÉCHANTILLONS DE LA BAIE MISSISQUOI

*Les échantillons sont classés par année (2007, 2008, 2010, 2011, 2012) puis par nom (Eau brute, Écume, P0, P1, P2).

Rouge = classe des cyanobactéries

Vert = classes d'autres taxons du phytoplancton

Bleu = ordres des cyanobactéries

Mauve = ordres d'autres taxons du phytoplancton

Tableau E-1: Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2007

2007*
P0*

Cyanophyceae

Chroococcales

Aphanothece clathrata brevis

Microcystis sp

Nostocales

Anabaena spiroides

Anabaena spiroides crassa

Oscillatoriales

Oscillatoria limnetica

Synechococcales

Aphanocapsa delicatissima

Coelosphaerium kuetzingianum

Leptolyngbya tennerima

Merismopedia punctata

Merismopedia tenuissima

Woronichinia naegeliana

Tableau E-2: Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2008

2008*	
Écume*	<i>Stephanodiscus sp.</i>
Cyanophyceae	Chlorophyceae
Chroococcales	Actinastrum
<i>Aphanothece clathrata brevis</i>	<i>Actinastrum sp.</i>
<i>Chroococcus prescottii</i>	Ankistrodesmus
<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Ankistrodesmus sp.</i>
<i>Microcystis flos-aquae</i>	Ankyra
<i>Microcystis wesenbergii</i>	<i>Ankyra sp.</i>
Nostocales	Carteria
<i>Anabaena flos-aquae</i>	<i>Carteria sp.</i>
<i>Anabaena spiroides</i>	Chlamydomonas
<i>Anabaena spiroides crassa</i>	<i>Chlamydomonas sp.</i>
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	Chlorella
Oscillatoriales	<i>Chlorella sp.</i>
<i>Oscillatoria tenuis</i>	Coelastrum
<i>Phormidium mucicola</i>	<i>Coelastrum sp.</i>
Synechococcales	Colacium
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	<i>Colacium sp.</i>
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	Cosmarium
<i>Woronichinia naegeliana</i>	<i>Cosmarium sp.</i>
P0*	Crucigenia
Bacillariophyceae	<i>Crucigenia sp.</i>
Cocconeis	Dictyosphaerium
<i>Cocconeis sp.</i>	<i>Dictyosphaerium sp.</i>
Cyclotella	Eudorina
<i>Cyclotella sp.</i>	<i>Eudorina sp.</i>
Cymbella	Kirchneriella
<i>Cymbella sp.</i>	<i>Kirchneriella sp.</i>
Fragilaria	Lagerheimia
<i>Fragilaria sp.</i>	<i>Lagerheimia sp.</i>
Gomphonema	Micractinium
<i>Gomphonema sp.</i>	<i>Micractinium sp.</i>
Melosira	Monoraphidium
<i>Melosira sp.</i>	<i>Monoraphidium sp.</i>
<i>Melosira sp. 1</i>	Nephrocytium
<i>Melosira sp. 2</i>	<i>Nephrocytium sp.</i>
Navicula	Oocystis
<i>Navicula sp.</i>	<i>Oocystis sp.</i>
Nitzschia	Pandorina
<i>Nitzschia sp.</i>	<i>Pandorina sp.</i>
Stephanodiscus	Pediastrum
	<i>Pediastrum sp.</i>

Tableau E-2 : Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2008 (suite)

Synedra	<i>Aphanothece clathrata brevis</i>
<i>Synedra sp.</i>	<i>Aphanothece minutissima</i>
Scenedesmus	<i>Aphanothece sp.</i>
<i>Scenedesmus sp.</i>	<i>Chroococcus dispersus</i>
<i>Scenedesmus sp.1</i>	Planctonema
<i>Scenedesmus sp.2</i>	<i>Planctonema sp.</i>
Schroederia	Planktosphaeria
<i>Schroederia sp.</i>	<i>Planktosphaeria sp.</i>
Sphaerocystis	<i>Chroococcus sp.</i>
<i>Sphaerocystis sp.</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Staurastrum	<i>Microcystis flos-aquae</i>
<i>Staurastrum sp.</i>	<i>Microcystis sp. libre</i>
Tetraedon	<i>Microcystis wesenbergii</i>
<i>Tetraedon sp.</i>	Nostocales
Tetrastrum	<i>Anabaena flos-aquae</i>
<i>Tetrastrum sp.</i>	<i>Anabaena sp.</i>
Treubaria	<i>Anabaena spiroides</i>
<i>Treubaria sp.</i>	<i>Anabaena spiroides crassa</i>
Chrysophyceae	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
Chromulina	<i>Cuspidothrix isaatschenkoi</i>
<i>Chromulina sp.</i>	Oscillatoriales
Chrysochromulina	<i>Oscillatoria amphibia</i>
<i>ChrysoChromulina sp.</i>	<i>Oscillatoria limnetica</i>
Chrysococcus	<i>Oscillatoria tenuis</i>
<i>Chrysococcus sp.</i>	<i>Phormidium mucicola</i>
Erkenia	<i>Planktothrix sp.</i>
<i>Erkenia sp.</i>	Spirulinales
Mallomonas	<i>Glaucospira sp.</i>
<i>Mallomonas sp.</i>	Synechococcales
Ochromonas	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>
<i>Ochromonas sp.</i>	<i>Aphanocapsa parasitica</i>
Synura	<i>Aphanocapsa sp.</i>
<i>Synura sp.</i>	<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>
Cryptophyceae	<i>Merismopedia punctata</i>
Chroomonas	<i>Merismopedia tenuissima</i>
<i>Chroomonas sp.</i>	<i>Planktolyngbya sp.</i>
Cryptomonas	<i>Pseudanabaena mucicola</i>
<i>Cryptomonas sp.</i>	<i>Pseudanabaena sp.</i>
Rhodomonas	<i>Snowella lacustris</i>
<i>Rhodomonas sp.</i>	<i>Woronichinia naegeliana</i>
Cyanophyceae	Dinophyceae
Chroococcales	Ceratium

Tableau E-2 : Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2008 (suite)

<i>Ceratium sp.</i>	Euglenophyceae
Gymnodinium	Euglena
<i>Gymnodinium sp.</i>	<i>Euglena sp.</i>
Peridinium	Trachelomonas
<i>Peridinium sp.</i>	<i>Trachelomonas sp.</i>

Tableau E-3: Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2010

2010*	
eau brute*	
Bacillariophyceae	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
Aulacoseira	Schroederia
<i>Aulacoseira granulata</i>	<i>Schroederia setigera</i>
<i>Aulacoseira granulata angustissima</i>	Sphaerocystis
Cyclotella	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>
<i>Cyclotella glomerata</i>	Staurastrum
Fragilaria	<i>Staurastrum sp.</i>
<i>Fragilaria construens</i>	Treubaria
<i>Fragilaria crotonensis</i>	<i>Treubaria triappendiculata</i>
Frustulia	Chrysophyceae
<i>Frustulia rhomboides saxonica</i>	Bicoeca
Nitzschia	<i>Bicoeca lacustris</i>
<i>Nitzschia fruticosa</i>	Chromulina
Synedra	<i>Chromulina mikroplankton</i>
<i>Synedra acus</i>	Desmarella
<i>Synedra rumpens</i>	<i>Desmarella moniliformis</i>
Synedra	Erkenia
<i>Synedra acus angustissima</i>	<i>Erkenia subaequiciliata</i>
Chlorophyceae	Ochromonas
Ankistrodesmus	<i>Ochromonas sphagnalis</i>
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	Cryptophyceae
Coelastrum	Chroomonas
<i>Coelastrum microporum</i>	<i>Chroomonas acuta</i>
Lagerheimia	Cryptomonas
<i>Lagerheimia subsalsa</i>	<i>Cryptomonas borealis</i>
Monoraphidium	<i>Cryptomonas erosa reflexa</i>
<i>Monoraphidium contortum</i>	Katablepharis
<i>Monoraphidium minutum</i>	<i>Katablepharis ovalis</i>
Oocystis	Rhodomonas
<i>Oocystis crassa</i>	<i>Rhodomonas minuta</i>
<i>Oocystis solitaria</i>	Cyanophyceae
<i>Oocystis submarina variabilis</i>	Chroococcales
Pandorina	<i>Aphanothece clathrata brevis</i>
<i>Pandorina morum</i>	<i>Chroococcus prescottii</i>
Pediastrum	<i>Microcystis aeruginosa</i>
<i>Pediastrum simplex</i>	Nostocales
<i>Pediastrum duplex clathratum</i>	<i>Anabaena flos-aquae</i>
Scenedesmus	<i>Anabaena spiroides crassa</i>
<i>Scenedesmus brevispina</i>	<i>Aphanizomenon flexuosum</i>
<i>Scenedesmus ecornis</i>	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	<i>Aphanizomenon schindleri</i>
	Synechococcales

Tableau E-3: Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2010 (suite)

<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	Chlamydomonas
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	<i>Chlamydomonas globosa</i>
<i>Merismopedia tenuissima</i>	Coelasrtum
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	<i>Coelastrum microporum</i>
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	Crucigenia
Dinophyceae	<i>Crucigenia irregularis</i>
Gymnodinium	<i>Crucigenia tetrapedia</i>
<i>Gymnodinium varians</i>	<i>Crucigenia truncata</i>
Peridinium	Dictyosphaerium
<i>Peridinium pusillum</i>	<i>Dictyosphaerium elegans</i>
Euglenophyceae	Elakatothrix
Euglena	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>
<i>Euglena viridis</i>	Eudorina
P0*	<i>Eudorina elegans</i>
Bacillariophyceae	Gyromitus
Aulacoseira	<i>Gyromitus cordiformis</i>
<i>Aulacoseira granulata</i>	Lagerheimia
<i>Aulacoseira granulata angustissima</i>	<i>Lagerheimia genevensis</i>
Cocconeis	<i>Lagerheimia subsalsa</i>
<i>Cocconeis placentula</i>	Monoraphidium
Cyclotella	<i>Monoraphidium contortum</i>
<i>Cyclotella glomerata</i>	<i>Monoraphidium minutum</i>
Fragilaria	<i>Monoraphidium setiforme</i>
<i>Fragilaria crotonensis</i>	Oocystis
Frustulia	<i>Oocystis borgei</i>
<i>Frustulia rhomboides saxonica</i>	<i>Oocystis crassa</i>
Nitzschia	<i>Oocystis solitaria</i>
<i>Nitzschia acicularis</i>	<i>Oocystis submarina variabilis</i>
<i>Nitzschia fruticosa</i>	Pandorina
Stephanodiscus	<i>Pandorina morum</i>
<i>Stephanodiscus niagarae</i>	Pediastrum
Surirella	<i>Pediastrum boryanum</i>
<i>Surirella sp.</i>	<i>Pediastrum duplex clathratum</i>
Synedra	Scenedesmus
<i>Synedra acus</i>	<i>Scenedesmus arcuatus</i>
<i>Synedra rumpens</i>	<i>Scenedesmus brevispina</i>
<i>Synedra vaucheriae</i>	<i>Scenedesmus denticulatus</i>
<i>Synedra acus angustissima</i>	<i>Scenedesmus ecornis</i>
Chlorophyceae	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
Actinastrum	Schroederia
<i>Actinastrum hantzschii</i>	<i>Schroederia setigera</i>
<i>Actinastrum hantzschii subtile</i>	Sphaerocystis

Tableau E-3: Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2010 (suite)

<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	<i>Chroococcus prescottii</i>
Staurastrum	<i>Chroococcus turgidus</i>
<i>Staurastrum sp.</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Tetraedron	Nostocales
<i>Tetraedron gracile</i>	<i>Anabaena flos-aquae</i>
<i>Tetraedron minimum</i>	<i>Anabaena flos-aquae treleasii</i>
<i>Tetraedron regulare</i>	<i>Anabaena solitaria planctonica</i>
Tetrastrum	<i>Anabaena spiroides crassa</i>
<i>Tetrastrum sp.</i>	<i>Aphanizomenon flexuosum</i>
Treubaria	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
<i>Treubaria schmidlei</i>	<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>
<i>Treubaria triappendiculata</i>	<i>Aphanizomenon schindleri</i>
Chrysophyceae	<i>Gloeotrichia echinulata (filaments separees)</i>
Bicoeca	Oscillatoriales
<i>Bicoeca lacustris</i>	<i>Lyngbya epiphytica</i>
Chromulina	Synechococcales
<i>Chromulina mikroplankton</i>	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>
<i>Chromulina sp.</i>	<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>
Desmarella	<i>Merismopedia minima</i>
<i>Desmarella moniliformis</i>	<i>Merismopedia punctata</i>
Erkenia	<i>Merismopedia tenuissima</i>
<i>Erkenia subaequiciliata</i>	<i>Planktolyngbya limnetica</i>
Mallomonas	<i>Pseudanabaena limnetica</i>
<i>Mallomonas acaroides</i>	<i>Pseudanabaena mucicola</i>
<i>Mallomonas heterotrichia</i>	Dinophyceae
Ochromonas	Ceratium
<i>Ochromonas sphagnalis</i>	<i>Ceratium hirundinella</i>
Cryptophyceae	Gymnodinium
Chroomonas	<i>Gymnodinium varians</i>
<i>Chroomonas acuta</i>	Peridinium
Cryptomonas	<i>Peridinium aciculiferum</i>
<i>Cryptomonas borealis</i>	<i>Peridinium pusillum</i>
<i>Cryptomonas erosa</i>	<i>Peridinium umbonatum</i>
<i>Cryptomonas erosa reflexa</i>	<i>P. inconspicuum remotum spiniferum</i>
Katablepharis	Euglenophyceae
<i>Katablepharis ovalis</i>	Colacium
Rhodomonas	<i>Colacium vesiculosum</i>
<i>Rhodomonas minuta</i>	Euglena
<i>Rhodomonas minuta nannoplanctica</i>	<i>Euglena pisciformis</i>
Cyanophyceae	<i>Euglena viridis</i>
Chroococcales	P1*
<i>Aphanothece clathrata brevis</i>	Bacillariophyceae

Tableau E-3: Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2010 (suite)

Aulacoseira	Lagerheimia
<i>Aulacoseira granulata</i>	<i>Lagerheimia genevensis</i>
<i>Aulacoseira granulata angustissima</i>	<i>Lagerheimia subsalsa</i>
Cyclotella	Monoraphidium
<i>Cyclotella glomerata</i>	<i>Monoraphidium contortum</i>
Fragilaria	<i>Monoraphidium minutum</i>
<i>Fragilaria crotonensis</i>	<i>Monoraphidium setiforme</i>
Nitzschia	Nephrocytium
<i>Nitzschia fruticosa</i>	<i>Nephrocytium limneticum</i>
Stephanodiscus	Oocystis
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	<i>Oocystis borgei</i>
Synedra	<i>Oocystis crassa</i>
<i>Synedra rumpens</i>	<i>Oocystis solitaria</i>
<i>Synedra acus angustissima</i>	<i>Oocystis submarina variabilis</i>
Chlorophyceae	<i>Cryptomonas erosa reflexa</i>
Ankistrodesmus	Pandorina
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	<i>Pandorina morum</i>
Ankyra	Pediastrum
<i>Ankyra judayi</i>	<i>Pediastrum boryanum</i>
Carteria	<i>Pediastrum duplex clathratum</i>
<i>Carteria protuberans</i>	Planctonema
Chlorogonium	<i>Planctonema lauterbornii</i>
<i>Chlorogonium minimum</i>	Scenedesmus
Closteriopsis	<i>Scenedesmus bicaudatus</i>
<i>Closteriopsis longissima</i>	<i>Scenedesmus denticulatus</i>
Coelastrum	<i>Scenedesmus ecornis</i>
<i>Coelastrum microporum</i>	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
Cosmarium	Schroederia
<i>Cosmarium punctulatum subpunctulatum</i>	<i>Schroederia setigera</i>
Crucigenia	Sphaerocystis
<i>Crucigenia truncata</i>	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>
Dictyosphaerium	Tetraedron
<i>Dictyosphaerium elegans</i>	<i>Tetraedron trigonum</i>
<i>Dictyosphaerium simplex</i>	Treubaria
Dimorphococcus	<i>Treubaria schmidlei</i>
<i>Dimorphococcus lunatus</i>	Chrysophyceae
Elakatothrix	Bicoeca
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	<i>Bicoeca ainikkiae</i>
Eudorina	<i>Bicoeca lacustris</i>
<i>Eudorina elegans</i>	Chromulina
Golenkinia	<i>Chromulina elegans</i>
<i>Golenkinia radiata</i>	<i>Chromulina mikroplankton</i>

Tableau E-3: Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2010 (suite)

Codonosigopsis	Dinophyceae
<i>Codonosigopsis robinii</i>	Ceratium
Desmarella	<i>Ceratium hirundinella</i>
<i>Desmarella moniliformis</i>	Gymnodinium
Mallomonas	<i>Gymnodinium varians</i>
<i>Mallomonas heterotrichia</i>	Peridinium
<i>Mallomonas majorensis</i>	<i>Peridinium aciculiferum</i>
Ochromonas	<i>Peridinium pusillum</i>
<i>Ochromonas sphagnalis</i>	<i>Peridinium umbonatum</i>
Uroglena	Euglenophyceae
<i>Uroglena americana</i>	Colacium
Cryptophyceae	<i>Colacium vesiculosum</i>
Chroomonas	P2*
<i>Chroomonas acuta</i>	Bacillariophyceae
Cryptomonas	Aulacoseira
<i>Cryptomonas borealis</i>	<i>Aulacoseira granulata</i>
<i>Cryptomonas erosa</i>	<i>Aulacoseira granulata angustissima</i>
<i>Fragilaria crotonensis</i>	Cyclotella
Katablepharis	<i>Cyclotella glomerata</i>
<i>Katablepharis ovalis</i>	Fragilaria
Rhodomonas	<i>Oocystis solitaria</i>
<i>Rhodomonas minuta</i>	Melosira
<i>Rhodomonas minuta nannoplanctica</i>	<i>Melosira varians</i>
Cyanophyceae	Nitzschia
Chroococcales	<i>Nitzschia acicularis</i>
<i>Aphanothece clathrata brevis</i>	Stephanodiscus
<i>Chroococcus prescottii</i>	<i>Stephanodiscus niagarae</i>
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Synedra
Nostocales	<i>Synedra acus</i>
<i>Anabaena flos-aquae</i>	<i>Synedra rumpens</i>
<i>Anabaena spiroides crassa</i>	<i>Synedra acus angustissima</i>
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	Chlorophyceae
Oscillatoriales	Ankistrodesmus
<i>Lyngbya epiphytica</i>	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>
Synechococcales	Ankyra
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	<i>Ankyra judayi</i>
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	Characium
<i>Merismopedia punctata</i>	<i>Characium limneticum</i>
<i>Merismopedia tenuissima</i>	Chlamydomonas
<i>Planktolynbya limnetica</i>	<i>Chlamydomonas gracilis</i>
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	<i>Chlamydomonas pseudopertyi</i>
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	Closteriopsis

Tableau E-3: Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2010 (suite)

<i>Closteriopsis longissima</i>	Treubaria
Coelastrum	<i>Treubaria schmidlei</i>
<i>Coelastrum microporum</i>	<i>Treubaria triappendiculata</i>
Crucigenia	Chrysophyceae
<i>Crucigenia truncata</i>	Bicoeca
Dictyosphaerium	<i>Bicoeca ainikkiae</i>
<i>Dictyosphaerium elegans</i>	<i>Bicoeca lacustris</i>
Dictyosphaerium	Chromulina
<i>Dictyosphaerium simplex</i>	<i>Chromulina mikroplankton</i>
Elakatothrix	<i>Chromulina pseudonebulosa</i>
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	Codonosigopsis
Eudorina	<i>Codonosigopsis robinii</i>
<i>Eudorina elegans</i>	Mallomonas
Golenkinia	<i>Mallomonas acaroides</i>
<i>Golenkinia radiata</i>	<i>Mallomonas heterotrichia</i>
Gonium	<i>Mallomonas majorensis</i>
<i>Gonium pectorale</i>	Ochromonas
Kirchneriella	<i>Ochromonas sphagnalis</i>
<i>Kirchneriella irregularis</i>	Cryptophyceae
Monoraphidium	Chroomonas
<i>Monoraphidium minutum</i>	<i>Chroomonas acuta</i>
Oocystis	Cryptomonas
<i>Oocystis crassa</i>	<i>Cryptomonas borealis</i>
<i>Katablepharis ovalis</i>	<i>Cryptomonas erosa</i>
<i>Oocystis submarina variabilis</i>	<i>Cryptomonas erosa reflexa</i>
Pandorina	Katablepharis
<i>Pandorina morum</i>	<i>Katablepharis ovalis</i>
Pediastrum	Rhodomonas
<i>Pediastrum duplex clathratum</i>	<i>Rhodomonas minuta</i>
Scenedesmus	<i>Rhodomonas minuta nannoplanctica</i>
<i>Scenedesmus arcuatus</i>	Cyanophyceae
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	Chroococcales
<i>Scenedesmus denticulatus</i>	<i>Aphanothece clathrata</i>
<i>Scenedesmus ecornis</i>	<i>Aphanothece clathrata brevis</i>
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	<i>Chroococcus prescottii</i>
Schroederia	<i>Microcystis aeruginosa</i>
<i>Schroederia setigera</i>	Nostocales
Sphaerocystis	<i>Anabaena flos-aquae</i>
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	<i>Anabaena spiroides crassa</i>
Tetraedron	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
<i>Tetraedron minimum</i>	Synechococcales
<i>Tetraedron trigonum</i>	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>

Tableau E-3: Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2010 (suite)

<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	<i>Peridinium pusillum</i>
<i>Merismopedia glauca</i>	Peridinium
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	<i>P.inconspicuum remotum spiniferum</i>
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	<i>Peridinium pusillum</i>
Dinophyceae	<i>Peridinium umbonatum</i>
Gymnodinium	Euglenophyceae
<i>Gymnodinium varians</i>	Colacium
Peridinium	<i>Colacium vesiculosum</i>

Tableau E-4: Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2011

2011*	
P0*	
Bacillariophyceae	Eudorina
Aulacoseira	<i>Eudorina elegans</i>
<i>Aulacoseira granulata</i>	Gloeocystis
<i>Aulacoseira granulata angustissima</i>	<i>Gloeocystis vesiculosa</i>
Cyclotella	Kirchneriella
<i>Cyclotella glomerata</i>	<i>Kirchneriella lunaris</i>
Fragilaria	Lagerheimia
<i>Fragilaria construens</i>	<i>Lagerheimia genevensis</i>
<i>Fragilaria crotonensis</i>	<i>Lagerheimia subsalsa</i>
Melosira	Lobomonas
<i>Melosira varians</i>	<i>Lobomonas bernardinensis</i>
Navicula	Monoraphidium
<i>Navicula subrhynchocephala</i>	<i>Monoraphidium contortum</i>
Stephanodiscus	<i>Monoraphidium minutum</i>
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Oocystis
<i>Stephanodiscus niagarae</i>	<i>Oocystis crassa</i>
Synedra	<i>Oocystis solitaria</i>
<i>Synedra acus</i>	<i>Oocystis submarina variabilis</i>
<i>Synedra rumpens</i>	Pandorina
<i>Synedra acus angustissima</i>	<i>Pandorina morum</i>
Chlorophyceae	Pediastrum
Actinastrum	<i>Pediastrum simplex</i>
<i>Actinastrum hantzschii</i>	<i>Pediastrum duplex clathratum</i>
Ankistrodesmus	Planctonema
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	<i>Planctonema lauterbornii</i>
Chlamydomonas	Scenedesmus
<i>Chlamydomonas gracilis</i>	<i>Scenedesmus bicaudatus</i>
<i>Chlamydomonas sp.</i>	<i>Scenedesmus brevispina</i>
Chlorogonium	<i>Scenedesmus denticulatus</i>
<i>Chlorogonium tetragamum</i>	<i>Scenedesmus ecornis</i>
Coelastrum	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
<i>Coelastrum microporum</i>	<i>Scenedesmus spinosus</i>
Crucigenia	Schroederia
<i>Crucigenia lauterbornii</i>	<i>Schroederia setigera</i>
<i>Crucigenia quadrata</i>	Sphaerocystis
<i>Crucigenia truncata</i>	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>
Dictyosphaerium	Tetraedron
<i>Dictyosphaerium elegans</i>	<i>Tetraedron trigonum</i>
Dimorphococcus	Tetrastrum
<i>Dimorphococcus lunatus</i>	<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>
	Chrysophyceae
	Bicoeca

Tableau E-4 : Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2011 (suite)

<i>Bicoeca ainikkiae</i>	Synechococcales
<i>Bicoeca lacustris</i>	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>
Chromulina	<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>
<i>Chromulina elegans</i>	<i>Merismopedia glauca</i>
<i>Chromulina mikrop plankton</i>	<i>Merismopedia tenuissima</i>
Codonosigopsis	<i>Planktolyngbya limnetica</i>
<i>Codonosigopsis robinii</i>	<i>Pseudanabaena limnetica</i>
Desmarella	<i>Pseudanabaena mucicola</i>
<i>Desmarella moniliformis</i>	Dinophyceae
Erkenia	Ceratium
<i>Erkenia subaequiciliata</i>	<i>Ceratium hirundinella</i>
Mallomonas	Gymnodinium
<i>Mallomonas heterotrichia</i>	<i>Gymnodinium varians</i>
<i>Mallomonas majorensis</i>	Peridinium
Ochromonas	<i>Peridinium pusillum</i>
<i>Ochromonas sphagnalis</i>	<i>Peridinium umbonatum</i>
Cryptophyceae	<i>P. inconspicuum remotum spiniferum</i>
Chroomonas	Euglenophyceae
<i>Chroomonas acuta</i>	Euglena
Cryptomonas	<i>Euglena viridis</i>
<i>Cryptomonas borealis</i>	P1
<i>Cryptomonas erosa</i>	Bacillariophyceae
<i>Cryptomonas erosa reflexa</i>	Aulacoseira
Cyathomonas	<i>Aulacoseira granulata</i>
<i>Cyathomonas truncata</i>	<i>Aulacoseira granulata angustissima</i>
Katablepharis	Cyclotella
<i>Katablepharis ovalis</i>	<i>Cyclotella glomerata</i>
Rhodomonas	Fragilaria
<i>Rhodomonas minuta</i>	<i>Fragilaria crotonensis</i>
Cyanophyceae	Nitzschia
Chroococcales	<i>Nitzschia acicularis</i>
<i>Aphanothece clathrata brevis</i>	Stephanodiscus
<i>Chroococcus prescottii</i>	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>
<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Stephanodiscus niagarae</i>
<i>Microcystis wesenbergii</i>	Synedra
Nostocales	<i>Synedra acus</i>
<i>Anabaena flos-aquae</i>	<i>Synedra rumpens</i>
<i>Anabaena flos-aquae treleasii</i>	Chlorophyceae
<i>Anabaena spiroides</i>	Ankistrodesmus
<i>Anabaena spiroides crassa</i>	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>
<i>Aphanizomenon flexuosum</i>	Ankyra
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	<i>Ankyra judayi</i>

Tableau E-4 : Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2011 (suite)

Chlamydomonas	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>
<i>Chlamydomonas angulosa</i>	Tetraedron
<i>Chlamydomonas gracilis</i>	<i>Tetraedron trigonum</i>
Closteriopsis	Chrysophyceae
<i>Closteriopsis longissima</i>	Bicoeca
Cosmarium	<i>Bicoeca ainikkiae</i>
<i>Cosmarium sp.</i>	Chromulina
Crucigenia	<i>Chromulina mikroplankton</i>
<i>Crucigenia lauterbornii</i>	Codonosigopsis
Dictyosphaerium	<i>Codonosigopsis robinii</i>
<i>Dictyosphaerium elegans</i>	Desmarella
Dimorphococcus	<i>Desmarella moniliformis</i>
<i>Dimorphococcus lunatus</i>	Mallomonas
Eudorina	<i>Mallomonas heterotrichia</i>
<i>Eudorina elegans</i>	Ochromonas
Gloeocystis	<i>Ochromonas sphagnalis</i>
<i>Gloeocystis vesiculosa</i>	Cryptophyceae
Monoraphidium	Chroomonas
<i>Monoraphidium contortum</i>	<i>Chroomonas acuta</i>
<i>Monoraphidium minutum</i>	Cryptomonas
Oocystis	<i>Cryptomonas borealis</i>
<i>Oocystis crassa</i>	<i>Cryptomonas erosa</i>
<i>Oocystis solitaria</i>	<i>Cryptomonas erosa reflexa</i>
<i>Oocystis submarina variabilis</i>	Cyathomonas
Pandorina	<i>Cyathomonas truncata</i>
<i>Pandorina morum</i>	Katablepharis
Pediastrum	<i>Katablepharis ovalis</i>
<i>Pediastrum duplex clathratum</i>	Rhodomonas
Planctonema	<i>Rhodomonas minuta</i>
<i>Planctonema lauterbornii</i>	Cyanophyceae
Scenedesmus	Chroococcales
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	<i>Aphanothece clathrata brevis</i>
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	<i>Chroococcus dispersus</i>
<i>Scenedesmus denticulatus</i>	<i>Chroococcus prescottii</i>
<i>Scenedesmus ecornis</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i>
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	<i>Microcystis wesenbergii</i>
<i>Scenedesmus spinosus</i>	Nostocales
Schroederia	<i>Anabaena flos-aquae</i>
<i>Schroederia setigera</i>	<i>Anabaena flos-aquae treleasii</i>
Sphaerocystis	<i>Anabaena spiroides</i>
Chlamydomonas	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>
<i>Chlamydomonas angulosa</i>	Tetraedron

Tableau E-4 : Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2011 (suite)

<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	Gymnodinium
<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>	<i>Gymnodinium varians</i>
Synechococcales	Peridinium
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	<i>Peridinium aciculiferum</i>
<i>Merismopedia minima</i>	<i>Peridinium pusillum</i>
<i>Merismopedia tenuissima</i>	<i>Peridinium umbonatum</i>
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	<i>P. inconspicuum remotum spiniferum</i>
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	Euglenophyceae
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	Colacium
Dinophyceae	<i>Colacium vesiculosum</i>
Ceratium	Euglena
<i>Ceratium hirundinella</i>	<i>Euglena texta</i> cf

Tableau E-5: Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2012

2012*	
P0*	
Bacillariophyceae	Stephanodiscus
Achnanthes	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>
<i>Achnanthes hungarica</i>	<i>Stephanodiscus niagarae</i>
<i>Achnanthes lapponica</i>	Surirella
<i>Achnanthes minutissima</i>	<i>Surirella angustata</i>
Asterionella	Synedra
<i>Asterionella formosa</i>	<i>Synedra acus</i>
Aulacoseira	Tabellaria
<i>Aulacoseira granulata</i>	<i>Tabellaria fenestrata</i>
<i>Aulacoseira granulata angustissima</i>	Chlorophyceae
<i>Aulacoseira granulata spiralis</i>	Actinastrum
Cocconeis	<i>Actinastrum hantzschii</i>
<i>Cocconeis placentula</i>	<i>Actinastrum hantzschii subtile</i>
Cyclotella	Ankistrodesmus
<i>Cyclotella glomerata</i>	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Ankistrodesmus falcatus mirabilis</i>
Cymbella	Ankyra
<i>Cymbella affinis</i>	<i>Ankyra judayi</i>
<i>Cymbella leptoceros</i>	Carteria
Diatoma	<i>Carteria multifilis</i>
<i>Diatoma vulgare</i>	<i>Carteria ovata macrops</i>
Fragilaria	Characium
<i>Fragilaria construens</i>	<i>Characium limneticum</i>
Gomphonema	Chlamydomonas
<i>Gomphonema constrictum</i>	<i>Chlamydomonas dinobryoni</i>
<i>Gomphonema angustatum producta</i>	<i>Chlamydomonas frigida</i>
<i>Gomphonema constrictum capitata</i>	<i>Chlamydomonas globosa</i>
Melosira	<i>Chlamydomonas pseudopertyi</i>
<i>Melosira varians</i>	<i>Chlamydomonas snowiae</i>
Navicula	Chlorogonium
<i>Navicula cryptocephala</i>	<i>Chlorogonium minutum</i>
<i>Navicula gracilis</i>	Closteriopsis
<i>Navicula gregaria</i>	<i>Closteriopsis longissima</i>
Nitzschia	Coelastrum
<i>Nitzschia acicularis</i>	<i>Coelastrum microporum</i>
<i>Nitzschia hungarica</i>	<i>Coelastrum pulchrum</i>
<i>Nitzschia palea</i>	Coronastrum
<i>Nitzschia vermicularis</i>	<i>Coronastrum aestivale</i>
Rhoicosphenia	Cosmarium
<i>Rhoicosphenia curvata</i>	<i>Cosmarium tenue</i>
	<i>Cosmarium quinarium irregularis</i>
	Crucigenia

Tableau E-5 : Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2012 (suite)

<i>Crucigenia apiculata</i>	Oocystis
<i>Crucigenia lauterbornii</i>	<i>Oocystis borgei</i>
<i>Crucigenia truncata</i>	<i>Oocystis crassa</i>
Dictyosphaerium	<i>Oocystis solitaria</i>
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	<i>Oocystis submarina variabilis</i>
<i>Dictyosphaerium elegans</i>	Pandorina
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	<i>Pandorina morum</i>
<i>Dictyosphaerium simplex</i>	Pediastrum
Dimorphococcus	<i>Pediastrum boryanum</i>
<i>Dimorphococcus lunatus</i>	<i>Pediastrum tetras</i>
Elakatothrix	<i>Pediastrum duplex clathratum</i>
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	Planctonema
Eudorina	<i>Planctonema lauterbornii</i>
<i>Eudorina elegans</i>	Scenedesmus
Franceia	<i>Scenedesmus apiculatus</i>
<i>Franceia droescheri</i>	<i>Scenedesmus acuminatus</i>
Gloeocystis	<i>Scenedesmus bicaudatus</i>
<i>Gloeocystis ampla</i>	<i>Scenedesmus bijuga</i>
Golenkinia	<i>Scenedesmus brevispina</i>
<i>Golenkinia paucispina</i>	<i>Scenedesmus denticulatus</i>
<i>Golenkinia radiata</i>	<i>Scenedesmus ecornis</i>
Hydrodictyon	<i>Scenedesmus incrassatulus</i>
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
Kirchneriella	<i>Scenedesmus spinosus</i>
<i>Kirchneriella irregularis</i>	Schroederia
<i>Kirchneriella lunaris</i>	<i>Schroederia setigera</i>
<i>Kirchneriella obesa</i>	Sphaerellopsis
Lagerheimia	<i>Sphaerellopsis hiemalis</i>
<i>Lagerheimia ciliata</i>	Sphaerocystis
<i>Lagerheimia genevensis</i>	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>
<i>Lagerheimia subsalsa</i>	Tetraedron
Lobomonas	<i>Tetraedron minimum</i>
<i>Lobomonas bernardinensis</i>	<i>Tetraedron muticum</i>
<i>Lobomonas rostrata</i>	<i>Tetraedron regulare</i>
Micractinium	<i>Tetraedron trigonum</i>
<i>Micractinium pusillum</i>	Tetraselmis
Monoraphidium	<i>Tetraselmis cordiformis</i>
<i>Monoraphidium contortum</i>	Tetrastrum
<i>Monoraphidium minutum</i>	<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>
<i>Monoraphidium setiforme</i>	Treubaria
Nephrocytium	<i>Treubaria schmidlei</i>
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	<i>Treubaria triappendiculata</i>

Tableau E-5 : Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2012 (suite)

Chrysophyceae

Aulomonas

Aulomonas purdyi

Bicoeca

Bicoeca ainikkiae

Bicoeca lacustris

Chromulina

Chromulina elegans

Chromulina mikroplankton

Codonosigopsis

Codonosigopsis robinii

Desmarella

Desmarella moniliformis

Erkenia

Erkenia subaequiciliata

Mallomonas

Mallomonas heterotrichia

Mallomonas majorensis

Mallomonas pumilio canadensis

Ochromonas

Ochromonas globosa

Ochromonas sphagnalis

Salpingoeca

Salpingoeca frequentissima

Stylococcus

Stylococcus aureus cf

Synura

Synura uvella

Uroglena

Uroglena americana

Cryptophyceae

Chroomonas

Chroomonas acuta

Chroomonas nordstedtii

Cryptomonas

Cryptomonas borealis

Cryptomonas erosa

Cryptomonas erosa reflexa

Cryptomonas ovata

Cryptomonas reflexa

Katablepharis

Katablepharis ovalis

Rhodomonas

Rhodomonas minuta

Rhodomonas minuta nannoplanctica

Cyanophyceae

Chroococcales

Aphanothece clathrata brevis

Chroococcus dispersus

Chroococcus prescottii

Microcystis aeruginosa

Microcystis flos-aquae

Microcystis wesenbergii

Nostocales

Anabaena flos-aquae

Anabaena flos-aquae treleasii

Anabaena spiroides

Anabaena spiroides crassa

Aphanizomenon flexuosum

Aphanizomenon flos-aquae

Gloeotrichia echinulata (filaments separees)

Oscillatoriales

Lyngbya diguetii

Planktothrix prolifica

Synechococcales

Aphanocapsa delicatissima

Coelosphaerium kuetzingianum

Merismopedia punctata

Merismopedia tenuissima

Planktolynbya limnetica

Pseudanabaena biceps

Pseudanabaena limnetica

Pseudanabaena mucicola

Woronichinia naegeliana

Dinophyceae

Ceratium

Ceratium hirundinella

Gymnodinium

Gymnodinium varians

Gymnodinium

Gymnodinium varians

Peridinium aciculiferum

Peridinium pusillum

Peridinium umbonatum

Tableau E-5 : Détail des classes, ordres, genres et espèces du phytoplancton présents dans les échantillons de la baie Missisquoi, en 2012 (suite)

<i>P. inconspicuum remotum spiniferum</i>	<i>Colacium vesiculosum</i>
Euglenophyceae	Trachelomonas
Colacium	<i>Trachelomonas intermedia</i>

**ANNEXE F – ARTICLE 3 : REVUE DE LITTÉRATURE SUR LES
CYANOTOXINES DANS LES MILIEUX AQUATIQUES D’EAU DOUCE :
LEURS EFFETS POTENTIELS SUR LA SANTÉ DES USAGERS ET LES
CRITÈRES OU SEUILS D’ALERTE DE TOXICITÉ CHRONIQUE ET
AIGÛE**



**CHAIRE DE RECHERCHE
DU CANADA EN PROTECTION
DES SOURCES D'EAU POTABLE**

REVUE DE LITTÉRATURE SUR
LES CYANOTOXINES DANS LES
MILIEUX AQUATIQUES D'EAU
DOUCE :

leurs effets potentiels sur la santé des
usagers et les critères ou seuils
d'alerte de toxicité chronique et
aiguë

Marie-Laure de Boutray, Ehsan
Maghsoudi, Mouhamed Ndong,
Sarah Dorner

Préparé par :

Marie-Laure de Boutray

Ehsan Maghsoudi

Mouhamed Ndong

Sarah Dorner

Financé et préparé pour le Programme de recherche en partenariat sur les cyanobactéries.

Ce document a été soumis au gouvernement du Québec via le Fonds de Recherche du Québec - Nature et Technologies (FRQNT).

Version finale

31 janvier 2017

F.1 Introduction et mise en contexte

Depuis 2004, sur la base de signalements par des citoyens ou organismes, près de 150 plans d'eau au Québec sont touchés annuellement par des proliférations de cyanobactéries. Pour ces plans d'eau, le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) effectue l'analyse de 12 variantes de microcystines (MC) (incluant MC-LR, MC-RR, MC-YR, MC-LA, MC-LY, MC-LW et MC-LF) et de l'anatoxine a. Certains effets sur la santé humaine ou animale des cyanotoxines sont bien documentés (par exemple, les cas de dialyse au Brésil (Carmichael et al. 2001), tandis que d'autres sont des hypothèses médicales (par exemple, le lien entre la sclérose latérale amyotrophique et le β -N-méthylamino-L-alanine (BMAA) (Bradley et al. 2013). Afin de protéger les consommateurs, des systèmes de surveillance sont proposés dans plusieurs juridictions (états, provinces) à travers le monde en se basant notamment sur les recommandations de l'OMS (Organisation mondiale de la Santé (OMS), 1998).

L'objectif de ce document est de synthétiser la littérature existante sur les cyanotoxines et de répondre aux besoins du MDDELCC et d'autres ministères (par exemple, le Ministère de la santé et des services sociaux). Elle est subdivisée en trois (3) volets principaux : Volet A) Effets potentiels sur la santé des usagers, Volet B) Critères ou seuils d'alertes et Volet C) Effets des lipopolysaccharides (LPS) et interactions avec les cyanotoxines.

F.2 Méthodologie

La synthèse de la littérature est structurée suivant les recommandations décrites dans le « Guide d'appel de propositions - Revues de littérature sur des sujets spécifiques ». Lors de cette revue de la littérature, nous avons dressé une liste exhaustive de cyanotoxines et réalisé un recensement des cyanobactéries capables de les synthétiser. La revue de littérature se base sur la littérature scientifique publiée ainsi que sur les références grises telles que les rapports gouvernementaux et les publications de l'OMS. Nous avons consulté Santé Canada au sujet de leur revue de littérature coordonnée avec l'USEPA (United States Environmental Protection Agency) sur les microcystines, l'anatoxine, la cylindrospermopsine et le BMAA. Plusieurs banques de données ont été consultées (Pubmed, Google Scholar, Web of Science) afin d'identifier la documentation pertinente sur les cyanotoxines ainsi que sur leurs occurrence, dégradation et effets sur la santé.

Nous avons considéré les toxines individuellement ainsi que les mélanges de métabolites inconnus de cyanobactéries. L'anglais a été utilisé pour faire la recherche bibliographique en utilisant les principaux mots clés suivants : "CYANOBACTERIA AND TOXICITY, CYANOTOXIN AND TOXICITY, ENDOTOXIN AND WATER, CYANOBACTERIA AND ENDOTOXIN, CYANOBACTERIAL BLOOMS, TOXIN DEGRADATION, ETC". Des recherches en français ont également été réalisées pour les facteurs environnementaux contribuant à la floraison de cyanobactéries. Nous avons également consulté directement plusieurs experts dans le domaine des toxines, notamment, Bill Anderson de l'Université de Waterloo qui possède une banque de données de publications spécifiques aux endotoxines.

Une banque de données des références communes a été développée pour la revue de littérature avec le logiciel Endnote. Au total, plus de 500 références ont été consultées. Des tableaux synthétiques ont permis de regrouper l'ensemble de l'information pertinente sur le sujet abordé. Les résultats de cette revue de littérature sont présentés dans les sections suivantes.

F.3 Résultats de la revue de littérature

F.3.1 Cyanobactéries et toxines : genres et espèces répertoriées

Les cyanobactéries, autrefois appelées algues bleu-vert, sont les premiers organismes à être apparus sur Terre, il y a plus de trois (3) milliards d'années. Longtemps considérées comme des algues en raison de leur capacité à réaliser la photosynthèse, on sait aujourd'hui que ce sont des bactéries photosynthétiques, Gram négatif (Carmichael, 1994). Des études approfondies au microscope ont démontré que leur structure cellulaire se caractérise par une absence de noyau et d'organite intracellulaires, la rendant similaire à celle des bactéries (Carmichael, 1994; Chorus & Bartram, 1999). À ce jour, il existe à travers le monde plus de 7500 espèces de cyanobactéries qui sont regroupées en 150 genres (Chorus & Bartram, 1999; Straskraba & Tundisi, 1999). La capacité des cyanobactéries à réaliser la photosynthèse a permis de faire augmenter la concentration en oxygène dans l'atmosphère, menant ainsi à l'avènement de la vie aérobie sur terre.

Cependant, la présence des cyanobactéries représente un enjeu à la fois environnemental et sanitaire dès lors que leurs populations s'accroissent de manière disproportionnée dans le milieu aquatique. Une telle prolifération de cyanobactéries, que l'on nomme également fleur d'eau,

conduit au dérèglement de l'écosystème aquatique ainsi qu'à la perturbation d'activités humaines (production d'eau potable, baignade) et à la dévaluation des propriétés résidentielles riveraines. L'augmentation des concentrations de toxines qui résulte de cette prolifération représente également une menace importante pour la santé publique (Codd et al. 2005; Jacoby et al. 2000).

La mesure des toxines dans les plans d'eau touchés par les cyanobactéries nécessite idéalement l'échantillonnage de fleurs d'eau de cyanobactéries, de choisir des méthodes de prélèvement appropriées et de mesurer l'ensemble des toxines présentes. Au vu de la diversité des toxines pouvant être produites lors de la prolifération de cyanobactéries, il est cependant difficile de les mesurer toutes, compte tenu de l'effort et des coûts analytiques engendrés. Ainsi, la connaissance des espèces présentes dans un plan d'eau donné peut orienter le choix des cyanotoxines à mesurer. Une autre approche consiste à étudier la présence de gènes précurseurs de la synthèse des cyanotoxines, ce qui constitue l'un des objectifs principaux d'un projet récemment subventionné par Génome Canada et Génome Québec et mené par un consortium dirigé par le Prof. Sébastien Sauvé de l'Université de Montréal. Il en ressort que les cyanobactéries et les toxines associées sont d'une grande variabilité et qu'une faible fraction de toxines est présentement mesurée en comparaison aux concentrations totales retrouvées dans l'eau (Roy-Lachapelle, 2016).

Une étude des floraisons de cyanobactéries dans une usine de production d'eau potable dans la baie Missisquoi (lac Champlain) a démontré l'existence de concentrations élevées de toxines (dépassant 100 µg/L), et ce, même dans l'eau traitée où les concentrations pouvaient dépasser les normes du Québec (concentrations totales en microcystine > 2 µg/L) (Zamyadi et al. 2012a). Étant donné le nombre important de toxines qui pourraient être présentes dans un plan d'eau, il est possible que l'occurrence de certaines d'entre elles soit sous-estimée, car ces dernières ne sont pas fréquemment mesurées (Roy-Lachapelle 2016). Le Tableau F-1 présente une liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries capables de synthétiser des cyanotoxines, dont celles déjà retrouvées au Québec. Cette capacité dépend cependant de la présence de gènes codants pour la production de toxines ainsi que de plusieurs facteurs environnementaux (rayonnement solaire, biovolume, nutriments, etc.). À ce sujet, des revues de littérature récentes peuvent être consultées pour la cylindrospermopsine (Poniedzialek et al. 2012) et pour la génotoxicité des cyanotoxines en général (Žegura et al. 2011). Il est important de noter que des cyanobactéries qui ont été déclarées toxiques ailleurs dans le monde ne sont pas forcément toxiques au Québec. La capacité

des cyanobactéries à synthétiser des toxines varie en fonction de nombreux facteurs. Une cyanobactérie peut produire des toxines dans certains environnements et pas dans d'autres.

Dans la plupart des études recensées dans le Tableau F-1, les chercheurs s'intéressent à la compréhension des mécanismes qui contrôlent la production de toxines, mais aussi à leurs effets sur la santé humaine et animale. Cependant, la production de toxines par les cyanobactéries nécessite la présence des gènes responsables de leur synthèse. Par conséquent, il est difficile, sur base de la présence de cyanobactéries, de conclure sur leur capacité à synthétiser des toxines sans avoir vérifié la présence des toxines ou des gènes précurseurs. De plus, les concentrations et les types de cyanotoxines peuvent grandement varier dans l'espace et dans le temps pour un même plan d'eau et entraîner l'accumulation de cyanobactéries et de toxines à certains endroits. Le suivi du réservoir d'eau de Yamaska a ainsi démontré qu'il était possible de trouver des écumes toxiques à la surface de l'eau sans observer de percées de cyanobactéries ou de toxines à l'eau brute prélevée en profondeur et entrant dans l'usine de traitement d'eau potable (Zamyadi et al. 2012b). L'accumulation de cyanobactéries et de toxines intracellulaires peut être affectée par les processus de forces hydrodynamiques, l'hydrologie (Romo et al. 2012) et le comportement des cyanobactéries elles-mêmes. La croissance des cyanobactéries et la production de toxines peuvent quant à elles être affectées par d'autres facteurs, tels que la disponibilité en éléments nutritifs (Dolman et al. 2012).

Les microcystines dominent la documentation sur les cyanotoxines. Cependant, d'autres métabolites non identifiés (provenant directement de fleurs d'eau de cyanobactéries) ont démontré des effets toxiques (Bláha et al. 2010; Marie et al. 2012). De plus, puisque toutes les cyanobactéries ont la capacité de produire des endotoxines, il y a un intérêt majeur pour comprendre la composition des cyanobactéries en endotoxines et l'activité de ces dernières. Bernardova et al. (2008) ont démontré que l'activité des endotoxines de cyanobactéries était comparable à l'activité des endotoxines des bactéries hétérotrophes (1×10^3 à 1×10^6 unités d'endotoxines (UE), par mg de LPS isolés), les mêmes plages de valeurs trouvées pour des cyanobactéries par Rapala et al. (2002b). Les activités les plus importantes parmi les échantillons d'eau récoltés ont été observées lors d'une efflorescence de cyanobactéries dominée par *Aphanizomenon sp.* Par ailleurs, il existe des informations quant au rôle des filtres biologiques sur l'augmentation des endotoxines (les endotoxines peuvent être produites par les bactéries ayant colonisé les filtres) dans les eaux potables qui peuvent contribuer à une hausse de 6 à 16

unités d'endotoxines par mL. L'eau potable devrait contenir moins de 100 UE par mL (Abdulraheem et al. 2012).

Certaines espèces seulement – et parfois certaines souches seulement au sein d'une même espèce – de cyanobactéries produisent des cyanotoxines. La fonction de ces molécules actives, non essentielles au métabolisme primaire des cyanobactéries, n'est pas claire pour la communauté scientifique (Carmichael, 1992; Svrcek & Smith, 2004). Ces composés toxiques rendent les cyanobactéries moins comestibles pour le zooplancton permettant ainsi la survie de celles-ci. L'effet inhibiteur des toxines joue peut-être un rôle de protection (Carmichael, 1992; Chorus & Bartram, 1999).

Les cyanobactéries observées au Québec apparaissent en gras dans la première colonne. Toutes les cyanobactéries ont la capacité de produire des LPS et la colonne présente quelques références ayant des mesures précises de LPS.

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations

Genre et espèce (si retrouvé au Québec)	Hépatotoxines				Neurotoxines								Dermatotoxines			Autres			Commentaires						
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine		Oscillatoxine-a	Microviridines	Scytophycines a, b, c	BMAA	LPS endotoxines	NI
<i>Anabaena sp.</i> (1, 335)	1* 3 4 5 6 7 41 42 43 118 157 160 162 169 170 172 178 185 188 219 230 261 268 315		1* 146 147 169 178 207		81 82 156 157 185	1* 60 61 62 63 157 162 169 178 219 226 230 268 285 315 339 340	157 169 178 268	1* 32 178 268	1* 169 170 176 178	1*				268	8 156 157 312							312	214	169 241	Métabolites secondaires : 194; Activité antibactérienne : 214 En Bulgarie : 214 En Pologne : 341

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce (si retrouvé au Québec)	Hépatotoxines				Neurotoxines								Dermatotoxines				Autres			Commentaires						
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine	Oscillatoxine-a		Microviridines	Scytophycines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines	NI	
<i>Anabaena affinis</i>																									9-deazaadenosine, 9-deazaadenosine 5'- α -D-glucopyranoside: 135	
<i>Anabaena baltica</i>					137									137										136 81	USA (135, 136)	
<i>Anabaena bergii</i>			139 140 144 146 268 315 327																					169		
<i>Anabaena circinalis</i> (1, 335)	1* 3 43 44 170 172 303 315							71 72 73 74 81 130 157 199 268 274 303 315	81					242 268	126 157										169 240 241	PSP: 126, 199, 219, 242; decarbamoylgonyautoxins: 242; C-toxins: 242
<i>Anabaena constricta</i>																									activité antimicrobienne et antibactérienne, substance allélopathique: 333, 334; activité antifongique: 334	
<i>Anabaena cylindrica</i>	274																							120 154		

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce (si retrouvé au Québec)	Hépatotoxines					Neurotoxines							Dermatotoxines				Autres			Commentaires						
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine	Oscillatoxine-a		Microviridines	Scytophycines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines	NI	
<i>Anabaena elenkinii</i>								141																		
<i>Anabaena farciminiiformis</i>														241										240		
<i>Anabaena flos-aquae</i> (autre nom = <i>Dolichospermum flos-aquae</i>) (1, 2, 335, 342)	3 16 22 23 39 43 188 219 230 268 303 315 335					58 59 81 219 225 226 230 268 303 315 335	67 68 219 268 315																		169 240 , 328 , 329	métabolites secondaires: 194; cytotoxicité (<i>Daphnia magna</i>): 305; microcystines (MC-LR, MC-YR) intracellulaires: 335
<i>Anabaena hassalii</i>					241									241										81 281		
<i>Anabaena iyengarii</i>	210																									
<i>Anabaena lapponica</i>			138 147 148 327																							
<i>Anabaena lemmermannii</i> (1)	1* 3 43 219 220 221 230 303 309					69 70 219 220 222 268 309 315								220 241 309										240	PSP: 219, 220, 309	

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce (si retrouvé au Québec)	Hépatotoxines				Neurotoxines									Dermatotoxines				Autres			Commentaires						
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine	Oscillatoxine-a	Microviridines		Scytophycines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines	NI		
<i>Anabaena crassa</i> (autre nom = <i>Anabaena spiroides</i> var. <i>crassa</i> ; nouveau nom = <i>Dolichospermum</i> <i>spiroides</i> var. <i>crassa</i>) (1)						211																					
<i>Anabaena subcylindrica</i>	124				124																						
<i>Anabaena torulosa</i>																									81		
<i>Anabaena variabilis</i>	124 210				124									312								312	103	81			
<i>Anabaenopsis sp.</i>	1* 118 169 178 268 305		146 207																								cytotoxicité (<i>Daphnia magna</i>): 305
<i>Anabaenopsis milleri</i>	47 170 219 315				170																				169		
<i>Anacystis nidulans</i>																							104				
<i>Annamia toxica</i>	282																									nouvelle espèce découverte en 2013: 282	

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce (si retrouvé au Québec)	Hépatotoxines					Neurotoxines								Dermatotoxines				Autres			Commentaires						
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbytoxines	Aplysiatoxine	Oscillatoxine-a	Microviridines		Scytophycines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines	NI		
<i>Aphanizomenon sp.</i> (1, 335)	1* 169 220 315		1* 146 149 169 178			1* 60 169 178 219 220 226 268 315 339 340			1* 143 153 157 169 170 176 178					1* 143	81 157											PSP: 143, 145	
<i>Aphanizomenon aphanizomenoides</i>			146																								
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1, 2, 335, 342)	1* 170 172 173 174 261		144 146 147 303 319					75 76 77 81 141						81 168	14 142 227 241									227 240		PSP: 142, 145, 162, 168, 219; Cs toxine: 142, 168; activité antibactérienne et antifongique : 214; mueggelone (inhibiteur) : 299 Cette espèce peut synthétiser une petite quantité de microcystines : 173	
<i>Aphanizomenon gracile</i> (335)			146 148 192 207 303 327		314			141 153 212 303	141 153 212				141										189 240			PSP: 141, 153, 212; decarbamoylsaxitoxin: 141, 212	

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce (si retrouvé au Québec)	Hépatotoxines				Neurotoxines								Dermatotoxines				Autres			Commentaires						
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine	Oscillatoxine-a		Microviridines	Scytophycines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines	NI	
<i>Aphanocapsa farlowiana</i> (<i>Microcystis farlowiana</i> = ancien nom)																								81		
<i>Aphanothece clathrata</i> (342)																										
<i>Aphanothece clathrata brevis</i> (342)																										
<i>Arthrospira sp.</i>	1* 169 188 315																						214		Activité antimicrobienne: 214; cytotoxicité (<i>Daphnia magna</i>): 305 Bulgarie (214)	
<i>Arthrospira fusiformis</i>	250 336					250 336																	214		Activité antimicrobienne: 214 Bulgarie (214), Kenya (250, 336)	
<i>Arthrospira khannae</i>	188																									
<i>Arthrospira (=Spirulina) platensis</i>	210																									
<i>Calothrix sp.</i>														312								312				neurotoxic amino acid (DAB): 251
<i>Calothrix fusca</i>																								124		
<i>Calothrix thermalis</i> (Schwabe) Hongirg																							122			LPS toxiques pour souris: 122

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce	Hépatotoxines					Neurotoxines								Dermatotoxines				Autres			Commentaires				
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine	Oscillatoxine-a	Microviridines		Scytophycines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines	NI
<i>Dolichospermum affine</i>																								194	métabolites secondaires
<i>Fischerella sp.</i>	169 258 259				1*									1*, 312								312			
<i>Fischerella ambigua</i>																								264 265	activité antifongique: 264, 265, 323; activité antibactérienne: 265; cytotoxicité (crevettes): 265; hapalindole: 323
<i>Fischerella epiphytica</i> Ghose					319									319 320										81 282 320	Habitat tropical épiphytique: 319
<i>Fischerella muscicola</i> (Thur.) GOM (1)																							321 262	81 262	activité antibactérienne et antifongique: 262; cytotoxicité: 262; métabolites toxiques: 321
<i>Fischerella thermalis</i> <i>Schwabe ex Gomont</i>																							122		LPS toxiques pour souris: 122 Arabie saoudite (122)

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce (si retrouvé au Québec)	Hépatotoxines				Neurotoxines									Dermatotoxines				Autres			Commentaires				
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine	Oscillatoxine-a	Microviridines		Scytophycines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines	NI
<i>Gloeotrichia echinulata</i> (1, 335)	177 179				319									319									296	81 161 282 320	
<i>Gomphosphaeria sp.</i> (1)	1*																							81	
<i>Gomphosphaeria aponina</i> Kutz (1)																								81	
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> (1, 335)																								257	
<i>Haphalosiphon sp.</i> (1)	1* 160 169 178													1*											
<i>Haphalosiphon fontinalis</i>					319									319										322 323 81	Hapalindoles: 322, 323; activité antifongique: 323; métabolites toxiques: 323

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce (si retrouvé au Québec)	Hépatotoxines					Neurotoxines								Dermatotoxines				Autres			Commentaires				
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine	Oscillatoxine-a	Microviridines		Scytophycines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines	NI
<i>Hapalosiphon hibernicus</i> (1)	48 268 315				1*									323									323		Hapalindoles: 323; activité antifongique: 323; métabolites toxiques: 323
<i>Hapalosiphon welwitschii</i>																							263 265	263 265	activité antibactérienne et antifongique: 263, 265
<i>Hormothamnion enteromorphoides</i>					319																		202 203		Fleur marine : 202, 319
<i>Lemmermanniella sp.</i>																									
<i>Leptolyngbya sp.</i>	246 247				248																		252		Neurotoxic amino acid (DAB): 252
<i>Leptolyngbya boryana</i>	206																								Cytotoxicité (<i>Daphnia magna</i>): 305
<i>Leptolyngbya frigida</i>	247																								
<i>Leptolyngbya tenerrima</i>																									Cytotoxicité (<i>Daphnia magna</i>): 305

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce (si retrouvé au Québec)	Hépatotoxines				Neurotoxines									Dermatotoxines				Autres			Commentaires					
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine	Oscillatoxine-a	Microviridines		Scytophycines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines	NI	
<i>Limnothrix sp.</i>	247				248																					Limnothrixine: 133; cytotoxicité (<i>Daphnia magna</i>): 305
<i>Limnothrix planctonica</i>					248																					
<i>Limnothrix cf. redekei</i>	247 305				248																					Cytotoxicité (<i>Daphnia magna</i>): 305
<i>Lyngbya sp.</i> (1)	293		169			169			1* 169			1* 160	1			1* 160	1* 160	1* 160								PSP: 125; lyngbyatoxine-a: 1*, 160; autres toxines: 178
<i>Lyngbya aerugineo-coerulea</i>					287										287											cytotoxicité pour des souris et des cellules de poissons: 287; composés bioactifs: 287
<i>Lyngbya aestuarii</i>																										cytotoxicité (crevettes): 265; cyanobactérie marine: 265
<i>Lyngbya attenuata</i>																								217		

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce (si retrouvé au Québec)	Hépatotoxines					Neurotoxines								Dermatotoxines				Autres			Commentaires					
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine	Oscillatoxine-a	Microviridines		Scytophycines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines	NI	
<i>Merismopedia glauca</i>	210																									
<i>Merismopedia minima</i> (342)																										
<i>Merismopedia mucicola</i>																										
<i>Merismopedia quadruplicata</i> (Agmenellum quadruplicatum = ancien nom)																							101			
<i>Merismopedia tenuissima</i>	206 208 209 247																									
<i>Microcoleus sp.</i>																								1*		
<i>Microcoleus lyngbyaceus</i>																								81		
<i>Microcoleus vaginatus</i>																							122		LPS toxiques pour souris: 122 Arabie saoudite (122)	

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce (si retrouvé au Québec)	Hépatotoxines				Neurotoxines								Dermatotoxines			Autres			Commentaires					
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine		Oscillatoxine-a	Microviridines	Scytophycines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines
<i>Microcystis sp.</i> (1, 2, 335)	1* 12 26 30 34 118 157 169 178 219 268 341		1*		157	1* 63 169 268 315 339 340		1* 169 170 176 315						312					36 37		1* 312	157	241 328	Pologne (341)

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce (si retrouvé au Québec)	Hépatotoxines					Neurotoxines								Dermatotoxines				Autres			Commentaires				
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine	Oscillatoxine-a	Microviridines		Scytophycines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines	NI
<i>Microcystis botrys</i> Teil	41 188 219 239 261 315																								
<i>Microcystis flos-aquae</i> (1, 2)	183 261 303 315																							81 260	métabolite toxique pour <i>Daphnia</i> sp.: 260
<i>Microcystis ichthyoblab</i>	182 184 205 236 261																								
<i>Microcystis novacekii</i>	188																								
<i>Microcystis panniformis</i>	188 208		208																						
<i>Microcystis protocystis</i>	188																								
<i>Microcystis toxica</i>																								81	
<i>Microcystis viridis</i> (335)	7 9 12 18 22 24 36 219 268 303 314 315																			92					81 241

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce (si retrouvé au Québec)	Hépatotoxines				Neurotoxines								Dermatotoxines				Autres			Commentaires						
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine	Oscillatoxine-a		Microviridines	Scytophycines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines	NI	
<i>Nostoc sp.</i> (1)	1* 20 27 28 40 81 124 157 160 169 178 219 268 278 280 290 315				81, 157									81, 312								1* 253 312	214		Cryptophycine: 160; métabolites secondaires : 194; activité antibactérienne et antifongique : 214; toxine inhibant la phosphatase en milieu arctique: 289 Bulgarie (214)	
<i>Nostoc calcicola</i>																									Métabolites secondaires : 194	
<i>Nostoc carleum</i>																								124		
<i>Nostoc ellipsosporum</i>																									Métabolite: cyanovirine- N : 160 ; métabolites secondaires : 194	
<i>Nostoc entophyllum</i>																							214		Activité antibactérienne et antifongique : 214	
<i>Nostoc linckia</i> (1)	319													320											320	
<i>Nostoc minutum</i>																				96						
<i>Nostoc muscorum</i>																							214	124 265	Métabolites secondaires : 194; activité antibactérienne et antifongique : 214, 265 République tchèque	

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce	Hépatotoxines					Neurotoxines								Dermatotoxines				Autres			Commentaires						
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine	Oscillatoxine-a	Microviridines		Scytophycines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines	NI		
<i>Oscillatoria angustissima</i>																								124			
<i>Oscillatoria brevis</i>					297									297										120			
<i>Oscillatoria chlorina</i>	205																										
<i>Oscillatoria granulata</i>	292																							124			
<i>Oscillatoria lacustris</i> (1)																									81		
<i>Oscillatoria limnetica</i>					297									297											124		
<i>Oscillatoria limosa</i> (1)	46 120 122 291 292 315																									Arabie Saoudite (122)	
<i>Oscillatoria nigroviridis</i> (autre nom = <i>Phormidium nigroviridis</i>)														256	268			89, 166							256		
<i>Oscillatoria sancta</i>														241 256											256		
<i>Oscillatoria tenuis</i>	170 171 268 291 292				297									297										120			
<i>Phormidium sp.</i>	1* 169 293 315					1* 129 167 169 178 256	1* 129 169 256 315								256 312											312 102	dihydro-anatoxine-a: 129, 167; dihydro- homoanatoxine-a : 129

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce (si retrouvé au Québec)	Hépatotoxines				Neurotoxines								Dermatotoxines				Autres			Commentaires						
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine	Oscillatoxine-a		Microviridines	Scytophycines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines	NI	
						315																				
<i>Phormidium acuminatum</i>															256										256	
<i>Phormidium africanum</i>																								102		
<i>Phormidium amoenum</i>																									283	Cytotoxicité (souris): 283
<i>Phormidium autumnale</i>					286	129		129							286										286	dihydro-anatoxine-a, dihydro-homoanatoxine-a : 129
<i>Phormidium bijugatum</i> (autres noms = <i>Leptolyngbya bijugata</i> ou <i>Nodosilinea bijugata</i>)					286									286												létale pour des souris: 286
<i>Phormidium corium</i>	124				124																					
<i>Phormidium favosum</i>						128																				
<i>Phormidium formosum</i> (<i>Oscillatoria formosa</i> , <i>Planktothrix formosa</i> = anciens noms)	219							32 66 157 159 219 256 268 294 315							256										124 283	Autres toxines + neurotoxines (vient de Blais (1*))
<i>Phormidium laminosum</i>																								102 122		

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce (si retrouvé au Québec)	Hépatotoxines					Neurotoxines								Dermatotoxines				Autres			Commentaires				
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine	Oscillatoxine-a	Microviridines		Scytophyccines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines	NI
	118																								
<i>Radiocystis fernandoii</i>	98 313 314																		98						Plusieurs autres métabolites secondaires : 98
<i>Raphidiopsis sp.</i>			1* 169 200	1*		1* 169	1* 169	200																	
<i>Raphidiopsis brookii</i>								198 200	198					198											PSP: 198; decarbamoyl saxitoxin, N-sulfonated et O-sulfated analogues: 198
<i>Raphidiopsis curvata</i>			148 164 315 327	164		178								178											
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	209		146 327			195 196	195 269																		
<i>Rhabdoderma lineare</i>																									
<i>Rivularia sp.</i>	249																								
<i>Rivularia biasoletiana</i>	249																								
<i>Rivularia bullata</i>																								124	
<i>Rivularia haematites</i>	249																								
<i>Schizothrix sp.</i> (1)														1*		1*								81	Lyngbyatoxine-a: 1; autres toxines: 178
<i>Schizothrix calcicola</i>														85, 268			84	89					99 100 122	87 88	LPS toxiques pour souris: 122 Arabie saoudite (122)
<i>Schizothrix fasciculata</i>	249																								
<i>Scytonema sp.</i>								310						310 312							1*	312	214 265	265	Activité antibactérienne et antifongique : 214, 265; PSP: 310

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

Genre et espèce (si retrouvé au Québec)	Hépatotoxines					Neurotoxines								Dermatotoxines				Autres			Commentaires					
	Microcystines	Nodularine	Cylindrospermopsine	Déoxycylindrospermopsine	Hépatotoxine	Anatoxine a	Anatoxine a(s)	Homoanatoxine a	Saxitoxines	Neosaxitoxines	Aphantoxine	Antillatoxines	Kalkitoxines	Gonyautoxine	Neurotoxine	Debromoaplysiatoxine	Lyngbyatoxines	Aplysiatoxine	Oscillatoxine-a	Microviridines		Scytophycines a, b, e	BMAA	LPS endotoxines	NI	
<i>Westiella intricata</i>																							263	263	Activité antibactérienne et antifongique: 263	
<i>Westiellopsis prolifica</i>																							323	262	Activité antibactérienne et antifongique: 262, 323; cytotoxicité: 262; 323 hapalindoles: 323	
<i>Woronichinia sp.</i>	169																									
<i>Woronichinia naegeliana</i> (ancien nom = <i>Gomphosphaeria naegeliana</i>) (1, 335, 342)	1 219 235 236 237 238 239																								241	Synthétise 4 classes de peptides (cyanopeptolins, microginins, anabaenopeptins, microcystins) : 235

^aEspèce tropicale arrivée au nord de l'Ontario

*Étude québécoise

NI: toxine non identifiée ou non précisée

NP: la cause de la toxicité est non précisée ou non déterminée

LPS : lipopolysaccharide

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

N°	Références	N°	Références	N°	Références	N°	Références
1	Blais & Sinotte (2008)	87	Harrigan et al. (1999)	173	Duy et al. (2000)	259	Fiore et al. (2009)
2	Données non publiées (DeBoutray et al. (2013))	88	Gerwick & Bernart (1993)	174	Maatouk et al. (2002)	260	Jungmann (1995)
3	Sivonen et al. (1992a)	89	Long & Carmichael (2002)	175	Briand et al. (2002)	261	Belykh et al. (2013)
4	Namikoshi et al. (1998)	90	Orjala et al. (1995)	176	Giovannardi et al. (1999)	262	Kim et al. (2012)
5	Namikoshi et al. (1992c)	91	Berman et al. (1999)	177	Carey et al. (2007)	263	Stratmann et al. (1994)
6	Namikoshi et al. (1992b)	92	Ishitsuka et al. (1990)	178	Huisman et al. (2005)	264	Mo et al. (2010)
7	Watanabe et al. (1988)	93	Rohrlack et al. (2003)	179	Carey et al. (2012)	265	Chlipala et al. (2009)
8	Botes et al. (1984)	94	Okino et al. (1995)	180	Pomati et al. (2000)	266	Nicholson et al. (2007)
9	Kaya & Watanabe (1990)	95	Shin et al. (1996)	181	Oudra et al. (2001)	267	Carmichael (2001)
10	Gathercole & Thiel (1987)	96	Murakami et al. (1997)	182	Sabour et al. (2002a)	268	van Apeldoorn et al. (2007)
11	Craig et al. (1993)	97	Reshef & Carmeli (2006)	183	Padilla et al. (2006)	269	Watanabe et al. (2003)
12	Namikoshi et al. (1992a)	98	Pereira et al. (2012)	184	Sabour et al. (2002b)	270	Norris et al. (1999)
13	Botes et al. (1985)	99	Keleti et al. (1979)	185	Komárek & Mareš (2012)	271	Banker et al. (2000)
14	Harada et al. (1991b)	100	Keleti & Sykora (1982)	186	Pearson et al. (2010)	272	Ryan et al. (2003)
15	Bateman et al. (1995)	101	Buttke & Ingram (1975)	187	Saito et al. (2000)	273	Nicholson & Burch (2001b)
16	Krishnamyrthy et al. (1989)	102	Mikheyskaya et al. (1977)	188	Piccin-Santos & Bittencourt-Oliveira (2012)	274	Velzeboer et al. (2000)
17	Cremer & Henning (1991)	103	Weckesser et al. (1974)	189	Jakubowska et al. (2013)	275	Higa & Kuniyoshi (2000)
18	Harada et al. (1990a)	104	Weise et al. (1970)	190	Dogo et al. (2011)	276	Osborne et al. (2001)
19	Luukkainen et al. (1993)	105	Ramos et al. (2005)	191	Negri et al. (2004)	277	Osborne et al. (2008)
20	Sivonen et al. (1992b)	106	Proença et al. (2009)	192	Kokociński et al. (2013)	278	Kaasalainen et al. (2009)
21	Azavedo et al. (1994)	107	Domingos et al. (1999)	193	Metaxatos et al. (2003)	279	Davidson (1959)
22	Rinehart et al. (1988)	108	Silva (2005)	194	Pavel (2010)	280	Oksanen et al. (2004)
23	Sivonen et al. (1992d)	109	Endean et al. (1993)	195	Namikoshi et al. (2003)	281	Andrijuk et al. (1975)
24	Harada et al. (1990b)	110	Kerbrat et al. (2010)	196	Hodoki et al. (2013)	282	Nguyen et al. (2013)

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

N°	Références	N°	Références	N°	Références	N°	Références
25	Stoner et al. (1989)	111	Kerbrat et al. (2011)	197	Ballot et al. (2010a)	283	Baker et al. (2001)
26	Namikoshi et al. (1995)	112	Schock et al. (2011)	198	Soto-Liebe et al. (2012)	284	Seifert et al. (2007)
27	Sivonen et al. (1990a)	113	Martins et al. (2007)	199	Kellmann et al. (2008)	285	Lajeunesse et al. (2012)
28	Namikoshi et al. (1990)	114	Vareli et al. (2012)	200	Plominsky et al. (2009)	286	Teneva et al. (2005)
29	Meriluoto et al. (1989)	115	Lehman et al. (2010)	201	Foss et al. (2012a)	287	Teneva et al. (2003)
30	Luukkainen et al. (1994)	116	Tonk et al. (2007)	202	Gerwick et al. (1989)	288	Foss et al. (2012b)
31	Kiviranta et al. (1991)	117	Lin et al. (2011)	203	Penning et al. (1997)	289	Hitzfeld et al. (2000b)
32	Furey et al. (2003)	118	Czubakowski (2010)	204	Olvera-Ramírez et al. (2010)	290	Jungblut et al. (2006)
33	Sivonen et al. (1992c)	119	Lehman et al. (2005)	205	Oudra et al. (2002)	291	Mez et al. (1997)
34	Namikoshi et al. (1992d)	120	Keleti & Sykora (1982)	206	Mohamed & Al Shehri (2010)	292	Mez et al. (1998)
35	Elleman et al. (1978)	121	Mayer et al. (2011)	207	Wiedner et al. (2008)	293	Izaguirre et al. (2007)
36	Kusumi et al. (1987)	122	Mohamed (2008)	208	Bittencourt-Oliveira et al. (2014)	294	Lilleheil et al. (1997)
37	Rohrlack et al. (2003)	123	Mohamed & Al Shehri (2007)	209	Pavlova et al. (2014)	295	Tokuda et al. (1996)
38	Painuly et al. (1988)	124	Mohamed et al. (2006)	210	Tiwari & Pandey (2014)	296	Leeuwangh et al. (1983)
39	Harada et al. (1991a)	125	Puschner et al. (2008)	211	Becker et al. (2010)	297	Mutawie (2012)
40	Beattie et al. (1998)	126	Beltran & Neilan (2000)	212	Cirés et al. (2014b)	298	Park et al. (1993)
41	Henriksen (1996)	127	Edwards et al. (1992)	213	Rantala-Ylinen et al. (2011)	299	Papendorf et al. (1997)
42	Yanni (1997)	128	Gugger et al. (2005)	214	Najdenski et al. (2013)	300	Bourke et al. (1983)
43	Sivonen et al. (1990b)	129	Wood et al. (2007)	215	Rippka et al. (1979)	301	Demirel et al. (2012)
44	Vezie (1998)	130	Pomati et al. (2004)	216	Ghasemi et al. (2007)	302	Skulberg (1996)
45	Ueno et al. (1996)	131	DeVries et al. (1993b)	217	Douma et al. (2009)	303	Williams et al. (2007)
46	Mez et al. (1996)	132	Krüger et al. (2009)	218	Willén & Ahlgren (2001)	304	Carmeli et al. (1990)
47	Lanaras & Cook (1994)	133	Humpage et al. (2012)	219	Brient et al. (2001)	305	Pineda-Mendoza et al. (2012)
48	Prinsep et al. (1992)	134	Viaggiu et al. (2004)	220	Lepistö et al. (2005)	306	Kling et al. (2012)
49	Baker & Humpage (1994)	135	Gilbert (1998)	221	Suikkanen et al. (2004)	307	Nogle et al. (2001)

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

N°	Références	N°	Références	N°	Références	N°	Références
50	Jones & Falconer (1994)	136	Gilbert (1990)	222	Onodera et al. (1997b)	308	Matern et al. (2003)
51	Sivonen et al. (1989b)	137	Vershinin & Orlova (2008)	223	de-Abreu & Ferrão-Filho (2013)	309	Rapala et al. (2005b)
52	Carmichael et al. (1988)	138	Spoof et al. (2006)	224	Rodríguez et al. (2012)	310	Smith et al. (2011)
53	Banker et al. (1997)	139	Schembri et al. (2001)	225	Carrasco et al. (2007)	311	Smith et al. (1993)
54	Hawkins et al. (1985)	140	Fergusson & Saint (2003)	226	Rapala et al. (1993)	312	Cox et al. (2005)
55	Hawkins et al. (1997)	141	Ballot et al. (2010b)	227	Sawyer et al. (1998)	313	Vieira et al. (2003)
56	Törökne (1997)	142	Ferreira et al. (2001)	228	Vehovszky et al. (2009)	314	Vieira et al. (2005)
57	Harada et al. (1994)	143	Liu et al. (2006b)	229	Vehovszky et al. (2013)	315	Ministry of Health (2013)
58	Carmichael et al. (1975)	144	Preußel et al. (2006)	230	Pawlik-Skowrońska et al. (2012)	316	Wood & Stirling (2003)
59	Devlin et al. (1977)	145	Liu et al. (2006a)	231	Kurmayer & Gumpenberger (2006)	317	Hamill (2001)
60	Sivonen et al. (1989a)	146	Rücker et al. (2007)	232	Paulino et al. (2009)	318	Fastner et al. (2007)
61	Bumke-Vogt (1998)	147	Brient et al. (2009)	233	Vareli et al. (2009)	319	Cronberg & Annadotter (2006)
62	James et al. (1997)	148	Kokociński et al. (2009)	234	Larson et al. (2014)	320	Ransom et al. (1978)
63	Park et al. (1993)	149	Bláhová et al. (2009)	235	Bober et al. (2011)	321	Srivastava (1996)
64	Bruno et al. (1994)	150	Berry et al. (2009b)	236	Lara et al. (2013)	322	Moore et al. (1984)
65	Edwards et al. (1992)	151	Berry & Lind (2010)	237	Santos et al. (2012)	323	Smitka et al. (1992)
66	Skulberg et al. (1992)	152	Messineo et al. (2010)	238	Willame et al. (2005)	324	Mills & Wyatt (1974)
67	Matsunaga et al. (1989)	153	Pereira et al. (2004)	239	Cronberg et al. (1999a)	325	Lagos et al. (1999)
68	Mahmood & Carmichael (1987)	154	Walsby (1974)	240	Agmin Chelates Pty Ltd (2009)	326	Ismael (2012)
69	Henriksen et al. (1997)	155	Hawser et al. (1991)	241	Willén & Mattsson (1997)	327	Akcaalan et al. (2014)
70	Onodera et al. (1997b)	156	Lyra et al. (2001)	242	Jones & Negri (1997)	328	Fitch et al. (1934)
71	Humpage et al. (1994)	157	Codd (1995)	243	Ikawa et al. (1982a)	329	Kadis et al. (2013)
72	Negri & Jones (1995)	158	Patterson et al. (1994)	244	Bláhová et al. (2008)	330	Borges et al. (2015)
73	Negri et al. (1995b)	159	Skulberg et al. (1992)	245	Bradt & Villena (2002)	331	Rangel et al. (2013)
74	Negri et al. (1997)	160	Singh et al. (2005)	246	Richardson et al. (2007)	332	Sant'Anna et al. (2008)

Tableau F-1: Liste partielle des genres et espèces de cyanobactéries à potentiel toxique et références rapportant leurs observations (suite).

N ^o	Références	N ^o	Références	N ^o	Références	N ^o	Références
75	Jackim & Gentile (1968)	161	Utkilen (1992)	247	Furtado et al. (2009)	333	Volk et al. (2007)
76	Ikawa et al. (1982b)	162	Boyer (2008)	248	Somdee et al. (2013)	334	Kumar (2014)
77	Mahmood & Carmichael (1986)	163	Shaw et al. (1999)	249	Aboal et al. (2005)	335	Blais (2014)
78	Lagos et al. (1997)	164	Li et al. (2001a)	250	Ballot et al. (2004)	336	Kotut et al. (2006)
79	Carmichael et al. (1997)	165	Yilmaz et al. (2008)	251	Rosen & Hellenas (2008)	337	Hudon et al. (2012)
80	Onodera et al. (1997c)	166	AFSSA-AFSSET (2006)	252	Spáčil et al. (2010)	338	Dadheech et al (2014)
81	Scott (1991)	167	Faassen et al. (2012)	253	Banack et al. (2007)	339	Florczyk et al. (2014)
82	Hitzfeld et al. (2000a)	168	Pereira et al. (2000)	254	Smith (2008)	340	Valerio et al. (2010)
83	Li et al. (2001b)	169	Ministry for the Environment and Ministry of Health (2009)	255	Zacharia & Joseph (2014)	341	Głowaca et al. (2011)
84	Pérez-Linares et al. (2003)	170	Cook et al. (2004)	256	Cadel-Six et al. (2007)	342	Pazouki et al. (2016)
85	Lippy & Erb (1976)	171	Brittain et al. (2000)	257	Carmichael et al. (1988)	343	MDDELCC (2016)
86	Mynderse et al. (1977)	172	Vezie et al. (1997)	258	Cirés et al. (2014a)		

F.3.2 Facteurs environnementaux contribuant à la production de toxines

De nombreux facteurs environnementaux ont été décrits comme ayant un effet sur la production de cyanotoxines. Parmi ceux-ci, les nutriments, l'intensité lumineuse et la température ont été étudiés de manière plus approfondie, mais d'autres facteurs tels que la salinité, le vent, les métaux traces ou les polluants environnementaux semblent aussi pouvoir influencer la production de ces toxines (Neilan et al. 2013).

La production de toxines est fortement corrélée au taux de croissance de l'espèce cyanobactérienne à l'étude. En effet, il a été observé que la production de toxines est maximale dans des conditions où le taux de croissance spécifique est accru (Lehtimäki et al. 1997; Orr & Jones 1998; Stolte et al. 2002). S'appuyant sur les travaux de Watanabe et al. (1989), Oh et al. (2000) soutiennent que le taux de production de microcystine dans un système aquatique est déterminé par le taux de croissance spécifique pour *M. aeruginosa*. Sivonen (1990) quant à lui rapporte les travaux de Van der Westhuisen et al. (Van der Westhuisen & Eloff, 1983; Van der Westhuisen & Eloff, 1985) selon lesquels les conditions de croissance de *Microcystis aeruginosa* en culture (pH, température et intensité lumineuse) ne coïncident pas avec celles relatives à la production de toxines. Ainsi, en confrontant ses résultats avec ceux précédemment cités, Sivonen (1990) soutient que la production de toxines ne constitue pas une réponse aux conditions de stress environnemental. Dans des conditions assez différentes de celles de Long et al. (2001), les travaux de Oh et al. (2000) en milieu limité en phosphore soutiennent qu'il existerait un taux de production net en microcystine durant une phase d'arrêt de la division cellulaire (phase stationnaire).

F.3.2.1 Nutriments

Dans une étude où ils évaluent l'effet de l'interaction de différents facteurs, en particulier les concentrations en azote et en phosphore sur la croissance et la production de toxine par *M. aeruginosa*, Vezie et al. (2002) soulèvent un certain nombre de contradictions recensées dans divers travaux menés ailleurs dans le monde. En effet, dans le cadre d'études menées sur un lac hypertrophique en Afrique du Sud, Wicks et Thiel (1990) montrent qu'en présence d'une fleur d'eau, les teneurs en microcystine sont négativement corrélées avec le phosphore soluble réactif. Au lac Coal au Canada, Kotak et Kenefic (1993) observent l'existence d'une forte corrélation

entre la microcystine-LR et la concentration en phosphore. Une forte corrélation entre la microcystine LR et les teneurs en phosphore total et en phosphore dissous, avec les nitrates a également été établie par Kotak et al. (1995). Dans leurs études menées dans un lac en Finlande, Lahti et al. (1997) observent que lors d'une prolifération, les quantités de toxines sont positivement corrélées avec l'azote et le phosphore. Les contradictions ci-dessus ont été aussi citées par Wu et al. (2008), dont les résultats plus spécifiques (car ciblant chacune des trois toxines de microcystine les plus connues, YR, LR, RR), ont montré que les microcystines LR et RR sont positivement corrélées avec l'azote, le phosphore et le ratio azote /phosphore, alors que YR ne l'est pas. De ces divergences, Wu et al. (2008) citent aussi les travaux de Graham et al. (2004) effectués en Amérique qui montrent que les teneurs en microcystine sont fortement corrélées avec l'azote total. Selon Wu et al. (2008), la corrélation entre les concentrations en microcystine et l'azote total est prévisible dans la mesure où il est reconnu que certaines espèces sont fixatrices d'azote.

Sivonen (1990) trouve qu'il existe une relation entre les teneurs en nitrates et la production de toxines et confirme les résultats de Cood et Poon (1988) et Watanabe et Oishi (1985) qui avaient trouvé respectivement une production de toxines 10 fois moins élevée en absence d'azote et une légère baisse de la production de toxines dans des conditions de faibles teneurs en azote. Les études de Wang et al. (2002) confirment ces études citées ci-dessus dans la mesure où ils observent une forte augmentation des teneurs en toxines lorsque les teneurs en azote total et en azote dissous total sont élevées. La nature peptidique des toxines expliquerait l'effet de ce dernier sur la production de toxines (Sivonen 1990; Wang et al. 2002). Plus récemment, Harke et al. (2015) démontrent en laboratoire que l'ajout d'azote induit une production de toxines. À l'inverse, Downing et al. (2011) observe une augmentation de la biosynthèse de BMAA chez *Microcystis aeruginosa* en réponse à une déplétion en azote.

Deux autres facteurs dont l'effet sur la production de toxines a beaucoup été étudié sont l'intensité lumineuse et la température.

F.3.2.2 Intensité lumineuse

Wu et al. (2008) concluent à l'issue de leurs travaux que l'intensité lumineuse serait le principal facteur qui régit l'aptitude des cyanobactéries à la production de toxines. Cette conclusion diffère de celles d'anciens travaux qui démontrent que l'intensité lumineuse n'influence nullement la

production de toxines (Gorham, 1967; Poon, 1988; Van der Westhuizen et Eloff, 1983, 1985). En revanche, la production de toxines augmente avec l'intensité lumineuse pour *Oscillatoria agardhii* (Sivonen 1990) tandis que d'autres études soulignent la préférence de cette souche pour les faibles intensités lumineuses (Lindholm et al. 1989; Post et al. 1985). Watanabe et Oishi (1985) montrent que la production de toxines triple en passant d'une intensité lumineuse de 7,5 à 75 microeinsteins/m²/s pour *Microcystis aeruginosa*. Plus récemment, Preussel et al. (2009) démontrent une augmentation significative de la production de cyanotoxines par deux souches d'*Aphanizomenon flos-aquae* suite à une élévation de l'intensité lumineuse de 10 à 60 microeinsteins/m²/s. Cires et al. (2011) observent une production maximale de cyanotoxines à 60 microeinsteins/m²/s chez *Aphanizomenon ovalisporum*.

F.3.2.3 Température

Plusieurs études s'accordent à dire que la production de toxines est maximale à des optima de température variant entre 18 et 25°C pour *Anabaena* et *M. aeruginosa* (Runnegar et al., 1983; Van der Westhuizen et al., 1983; Van der Westhuizen & Eloff, 1985; Watanabe & Oishi, 1985; Wicks & Thiel, 1990; Utkilen & Gjølme, 1992; Rapala et al. 1997; Oh et al., 2000; Wang et al., 2002) et qu'elle diminue pour des températures en dehors des optima (Sivonen, 1990). Une croissance d'*Aphanizomenon ovalisporum* à 35 °C résulte ainsi en une diminution substantielle de la production de toxines (Cires et al., 2011). Selon Wang et al. (2002), la température de l'eau pourrait être un facteur décisif qui contrôle la production de toxines. Cependant, cette production dépend également des espèces et des souches étudiées (Pearson et al. 2016). Aussi, certaines observations viennent contredire l'hypothèse d'un optimum de température comme pour *Aphanizomenon* où la production d'anatoxine double au-delà et en dessous de cet optimum (Dias et al. 2002 ; Casero et al. 2014).

D'autres facteurs environnementaux tels que le pH ou les concentrations limitantes pour certains ions ont été étudiés, mais de manière générale, les réponses dépendent des espèces et souches étudiées (Sivonen and Jones, 1999 ; Neilan et al. 2013). Bien que de nombreuses études aient été menées afin de mieux comprendre la production de cyanotoxines et les facteurs environnementaux qui l'affectent, la plupart des travaux ont été réalisés sur des souches cultivées au laboratoire dans des conditions contrôlées et la production de toxines a été exprimée en fonction de multiples paramètres (poids sec, biovolume, chlorophylle *a*, contenue en protéines,

nombre de cellules ou encore volume cellulaire). Le manque de normalisation dans la réalisation de ces expériences, ainsi que l'absence de rigueur statistique dans le traitement des données rend aujourd'hui la comparaison entre études difficile et biaise les conclusions qui peuvent en être tirées (Orr and Jones, 1998; Pierangelini et al., 2015 ; Pearson et al., 2016). Par ailleurs, les connaissances issues de la littérature scientifique se focalisent sur certaines cyanotoxines, comme la microcystine et sont plus limitées pour les autres toxines (Pearson et al., 2016).

À ce jour, le rôle des facteurs environnementaux sur la production de toxines reste encore relativement incertain (Neilan et al., 2013).. Cependant, l'utilisation exponentielle des outils de types « omiques » offre des possibilités inégalées pour une meilleure compréhension des mécanismes de régulation des cyanotoxines et de l'impact des facteurs environnementaux sur ceux-ci (Pierangelini et al., 2015).

La variabilité qui peut exister au sein d'une espèce rend complexe la mise en place d'un éventuel système d'alerte lié aux teneurs en toxines (notamment en fonction des biovolumes de cellules). Par exemple l'espèce *Cylindrospermopsis raciborski* retrouvée dans les études de Berger et al. (2006) faites au Sénégal n'était pas toxique alors que selon les études de Falconer (2001) rapportées par Lavoie et al. (2007), elle a été la principale espèce qui avait causé des cas d'intoxication en Australie.

D'autre part, la distribution spatio-temporelle des cyanotoxines nécessite d'abord une bonne description des mécanismes qui pourraient expliquer leur production et leur dégradation. Des modèles mathématiques intégrés dans les équations de transport couplé à l'hydrodynamique du plan d'eau ciblé devraient permettre de faire un suivi spatio-temporel des cyanotoxines. Cependant, très peu d'études ont été jusqu'ici publiées sur des modèles de production de toxines par les cyanobactéries. Beaucoup d'investigations ont été menées au laboratoire et en milieu naturel afin d'apporter des explications sur les mécanismes qui contrôlent la production de toxines par les cyanobactéries. C'est ainsi que Vezie et al. (2002) en s'appuyant sur leurs résultats trouvés, appuyés par ceux de Kotak et al. (1995) ainsi que Lahti et al. (1997), soutiennent l'existence d'une certaine complexité dans les mécanismes de régulation de la production de toxines par les cyanobactéries dans un système aquatique naturel. Selon ces auteurs, les études menées au laboratoire et *in situ* (dans des plans d'eau touchés par de fortes proliférations de cyanobactéries toxiques) n'ont pas permis de connaître le principal facteur qui déclencherait la

production de toxines. Dans leurs travaux et dont l'objectif général était d'apporter des explications sur les facteurs environnementaux susceptibles de contrôler la production de la toxine microcystine associée à *M. aeruginosa* en Thaïlande, Wang et al. (2002) soutiennent que les conditions environnementales joueraient un rôle décisif dans la production de toxines par les cyanobactéries dans un milieu aquatique. Certains auteurs tels que Riegman (1985) rapporté par Stolte et al. (2002), considèrent que les toxines sont des métabolites secondaires, en d'autres termes elles ne semblent pas jouer un rôle déterminant dans l'évolution physiologique de l'espèce cyanobactérienne productrice.

Ceci est contradictoire à la conclusion tirée des études de Orr et Jones (1997). Ces derniers trouvent une corrélation élevée entre le taux de croissance spécifique (en cellules/volume) et la production de toxines et concluent ainsi que la toxine microcystine pourrait avoir un rôle important dans la fonction physiologique des cellules mises à l'étude. Wang et al. (2002) et Belov et al. (1999) et le National Rivers Authority (NRA) (1990) soutiennent qu'il n'y a pas un commun accord sur les mécanismes explicatifs qui régulent la production de toxines.

Parmi les paramètres recommandés par l'OMS (Organisation mondiale de la Santé 1998) pour le suivi des cyanobactéries figure la mesure de la concentration en chlorophylle *a*. Cependant, selon les études faites par Watzin et al. (2006) dans le lac Champlain entre 2002 et 2004, la chlorophylle *a* n'est pas un bon indicateur du niveau de toxicité et du potentiel de production de toxines par les cyanobactéries. Dans ces travaux, qui ont permis d'analyser 1011 échantillons recueillis au niveau de la baie Missisquoi, de la baie de Burlington, de St. Albans et de Maquam ainsi que dans d'autres endroits du lac, il a été confirmé que les teneurs en microcystine ne sont pas corrélées avec la densité cellulaire phytoplanctonique. D'après Watzin et al. (2006), ceci a déjà été énoncé par Cronberg et al. (1999b) et appuyé par les explications de Rinta-Kanto et al. (2005) et Wilson et al. (2005), qui concluent que la densité cellulaire n'est généralement pas un bon facteur prédictif de la concentration en toxines. Il est apparu dans ces études qu'une teneur en toxine de 1 µg/L (niveau d'alerte 1 de l'OMS) n'était atteinte que lorsque la densité cellulaire des souches toxiques dépassait 4000 cellules/mL, ce qui a eu pour conséquence de relever le niveau d'alerte de 2000 cellules/mL à 4000 cellules par mL en 2003 et 2004.

Les travaux de Watzin et al. (2006) doivent cependant être nuancés si l'on se fie aux résultats obtenus par Izydorczyk et al. (2009), qui démontrent une importante corrélation entre la

chlorophylle-*a* cyanobactérienne mesurée *in situ* et les teneurs en toxines (microcystine). Dans la littérature, l'information sur les densités cellulaires de souches toxiques et non toxiques est essentiellement obtenue à travers les comptes taxonomiques. Or, il existe aussi la possibilité de récolter rapidement des informations sur les densités cellulaires grâce aux sondes fluorescentes. Selon Schmidt et al. (2009), les teneurs en toxine extracellulaire sont positivement corrélées à la densité de cellules sénescents. Les dernières avancées obtenues dans ce sens montrent une bonne corrélation l'estimation des biovolumes par sonde fluorescente et la teneur en toxine pour les études menées en 2008 sur deux plans d'eau au Québec, dont la baie Missisquoi (McQuaid, 2009).

Malgré les résultats trouvés, Watzin et al. (2006) reconnaissent la difficulté qui réside dans la recherche d'outils pour pouvoir alerter à temps d'une éventuelle prolifération abondante de cyanobactéries même si un bon programme de suivi est mis en place dans un plan d'eau donné. Cette dernière serait fortement liée aux changements spatio-temporels des conditions météorologiques qui influencent le changement brusque de la densité cellulaire des cyanobactéries. Ainsi, il apparaît une autre difficulté qui ne saurait être contournée qu'en incluant les facteurs météorologiques dans les systèmes d'alerte afin de tenir compte de cet aspect. Ceci a également été soulevé dans les travaux d'Izydorczyk et al. (2005) qui ont eu à constater un changement rapide de la fluorescence quand les vents étaient dirigés vers la prise d'eau. Dans le suivi de la prolifération des cyanobactéries, la variabilité spatio-temporelle est une des difficultés majeures rencontrées (Brient et al. 2008). Ainsi dans le cas d'une zone qui devrait recevoir une prise d'eau, l'installation de cette dernière pourrait être faite tenant compte de la distribution spatio-temporelle des cyanobactéries, en cas de fleur d'eau, influencée par le comportement hydrodynamique (dépendant des conditions météorologiques).

Tableau F- donne les résultats d'études qui ont été faites afin de corréler la production de toxines et la biomasse ou densité cellulaire à certains paramètres.

Tableau F-2: Études réalisées pour corrélérer divers facteurs liés aux cyanobactéries

Méthodologie	Site d'étude	Corrélation	Coefficient de détermination (r^2)	Auteurs
Pas de mesure <i>in situ</i> . Toutes les méthodes utilisées sont analytiques.	Lac Lianhuahu (Chine) (n=10)	Toxine intra (Microcystin (MC)) vs Chl a Toxine intra (MC) vs Biomasse Cyanobacteria Toxine intra (MC) vs Biomasse A. flos aqua Toxine intra (MC) vs biomasse M. aeruginosa Toxine intra (MC) vs Azote total Toxine intra (MC) vs Phosphore total Toxine intra (MC) vs Nitrate Toxine intra (MC) vs Nitrite Toxine intra (MC) vs Ammoniac Toxine intra (MC) vs Phosphore total dissout Toxine intra (MC) vs Orthophosphate Toxine intra (MC) vs Rapport azote sur phosphore Toxine intra (MC) vs Température Toxine intra (MC) vs Conductivité Toxine intra (MC) vs pH Toxine intra (MC) vs Oxygène dissous Toxine extra (MC) vs Chl a Toxine extra (MC) vs BiomasseCyano Toxine extra (MC) vs Biomasse A. flos aqua Toxine extra (MC) vs Biomasse M. aeruginosa Toxine extra (MC) vs Azote totale Toxine extra (MC) vs Phosphore total Toxine extra (MC) vs Nitrate Toxine extra (MC) vs Nitrite Toxine extra (MC) vs Ammoniac Toxine extra (MC) vs Phosphore total dissout Toxine extra (MC) vs Orthophosphate Toxine extra (MC) vs Rapport N sur P Toxine extra (MC) vs Température Toxine extra (MC) vs Conductivité Toxine extra (MC) vs pH Toxine intra (MC) vs Toxine extra (MC) Toxine extra (MC) vs Oxygène dissous	0,11 -0,18 -0,32 0,16 0,02 0,74 (significatif, p< 0,05) 0,08 -0,09 0,83 (significatif, p<0,05) 0,36 -0,26 -0,76 (significatif, p<0,05) 0,07 -0,13 0,09 -0,17 -0,32 0,32 0,28 0,08 0,30 0,38 -0,41 0,16 -0,29 0,61 -0,02 -0,43 0,50 -0,31 0,61 -0,01 0,58	Zheng et al. (2004)
Mesure de la phycocyanine <i>in situ</i> avec la sonde fluorométrique Turner, avec capteur à phycocyanine Longueur d'onde d'excitation : 630 nm Longueur d'onde d'émission : 660 nm Limite minimale de détection : 1000 cellules/mL	Réservoir d'eau de Sulejow (Pologne)	Fluorescence de la PC vs biomasse Cyan (si biomasse Cyan < 15mg/L) Fluorescence de la PC vs toxine totale (MC) (si toxine totale (MC) < 3 µg/L) Biomasse Cyan vs toxine totale (MC)	r=0,65 (n=32, p<0,05) r=0,51 (n=32, p<0,05) r= 0,74 (n=31, p<0,05)	Izydorczyk et al. (2005)
Mesure de la fluorescence de la phycocyanine avec un spectromètre Luminescente Perkin Elmer et absorbance avec un spectrophotomètre (UV- 160A)	Réservoir d'eau Daechung (République de Corée)	PC mesurée <i>in situ</i> vs PC extraite PC mesurée <i>in situ</i> vs Secchi deph PC mesurée <i>in situ</i> vs Chl a PC mesurée <i>in situ</i> vs Cyan (cellules/mL) PC mesurée <i>in situ</i> vs <i>Microcystis</i> (cellules/mL) PC mesurée <i>in situ</i> <i>Oscillatoria</i> (cellules/mL) En Log : PC extraite vs Chl a En Log : PC extraite vs Cyano (cellules/mL)	0,886 (p<0,001) -0,823 (p<0,001) 0,786 (p<0,001) 0,607 (p<0,001) 0,401 (p<0,01) 0,576 (p<0,001) 0,803 (p ??) 0,353 (p ??)	Ahn et al. (2007)
Mesure de la phycocyanine faite avec la sonde TriOS qui est un fluoromètre miniaturisé et submersible	Plan d'eau à l'ouest de la France	En Log : Concentration en PC vs Cyan (cellules/mL) En Log : Cyan (cellules/mL) vs Chl a Contenu cellulaire en PC vs Cyan (cellules/mL) Contenu cellulaire en PC vs biovolume estimé Contenu cellulaire en Chla vs Cyan (cellules/mL)	$r^2=0,7296$ $r^2=0,4285$ $r^2=0,74$ (n=71, p<0,05) $r^2=0,78$ (n=71, p<0,05) $r^2=0,68$ (n=71, p<0,05)	Brient et al. (2008)

Tableau F-2: Études réalisées pour corrélérer divers facteurs liés aux cyanobactéries (suite)

Méthodologie	Site d'étude	Corrélation	Coefficient de détermination (r^2)	Auteurs
Longueur d'onde d'excitation : 620 nm Longueur d'onde d'émission : 655 nm				
Mesure faite avec la sonde de type Bio-Tek Flx 800 2 Longueurs d'onde d'excitation : 485 nm (algues eucaryotes) et 590 nm (cyanobactéries) Longueur d'onde d'émission : 680 nm	Réservoir d'eau Vir (République tchèque)	À 10 m de la prise d'eau Cyan (cellules/mL) vs Fluorescence (r.u) À 30 m et 50 m de la prise d'eau Cyan (cellules/mL) vs Fluorescence (r.u)	$r=0,96$ (n=32, p=??) $r=0,74$ (n=79, p=??)	Gregor et al. (2007)
Mesure de chl a faite avec la sonde bbe-Moldaenke. Sonde disposant de 6 longueurs d'onde d'excitation (370, 450, 525, 570, 590 et 610) correspondant à différents groupes algaux (algues vertes, chlorophyta, cyanobactéries, chromophyta, dinophyta, et cryptophyta). Résultats Cells/mL obtenus suite à un comptage taxonomique	Réservoir d'eau Brno Réservoir d'eau Mostiste (République tchèque)	Réservoir d'eau Brno Chl a vs biomasse <i>M. aeruginosa</i> et <i>M. ichtyoblabe</i> (cellules/mL) Chl a vs biomasse diatomées (cellules/mL) Réservoir d'eau Mostiste Chl a vs biomasse <i>Staurastrum</i> sp. (cellules/mL)	$r^2=0,86$ $r^2=0,95$ $r^2=0,83$	Gregor et al. (2005)
Mesure faite online avec le fluoromètre AOA comportant 5 longueurs d'onde : 450, 525, 570, 590 et 610 nm Limite de détection : 0,05 $\mu\text{g Chl a/L}$	Réservoir d'eau de Sulejow (Pologne)	Biovolume Cyan vs Chl a Toxine intra (MC) vs Chl a Chl a : excitée à la longueur d'onde appropriée pour les cyanobactéries (? nm)	$r=0,68$ (n=46, p<0,05) $r=0,70$ (n=46, p<0,05)	Izydorczyk et al. (2009)
Sonde multiparamètres : YSI phycocyanine : Longueur d'onde d'excitation : 590 nm Longueur d'onde d'émission : 660 nm Chlorophylle a Longueur d'onde d'excitation : 470 nm Longueur d'onde d'émission : 680 nm	Baie Missisquoi et réservoir d'eau Lemieux (Québec, Canada)	Biovolume (mm^3/L) vs microcystine-LR Log cyanobacteria vs microcystine-LR Log in situ Phycocyanine vs microcystine-LR	$r=0,742$ (n=19, p=0,0003) $r=0,72$ (n=19, p=0,0004) $r=0,634$ (n=42, p=0,00001)	McQuaid et al. (2011)

F.3.3 Effets sur la santé des animaux et des humains

La compréhension de l'impact des cyanobactéries et de leurs toxines sur la santé humaine et animale est essentielle pour une gestion efficace de cette problématique mondiale qui touche chaque année également le Québec. L'exposition aux cyanobactéries, et aux cyanotoxines qu'elles synthétisent, se fait principalement lors de l'usage d'une eau contaminée, que ce soit à des fins domestiques (par exemple, la douche, le bain, la lessive), à des fins récréatives (par exemple, la baignade, la pêche et les activités nautiques), à des fins alimentaires (par exemple, la cuisine et la consommation d'eau) ou encore, plus rarement, à des fins médicales (par exemple, les dialyses).

Une exposition indirecte peut également se produire à travers la consommation d'aliments tels que des fruits de mer et des poissons contaminés. Cette source d'exposition reste cependant peu étudiée. Certains suppléments alimentaires à base « d'algues bleu-vert » peuvent également représenter une source potentielle d'exposition (Chorus & Bartram 1999; Gilroy et al. 2000; USEPA 2001). Santé Canada a d'ailleurs effectué plusieurs tests sur divers produits à base de cyanobactéries *Spirulina*. Cette algue est régulièrement utilisée comme complément alimentaire dans les produits naturels. Leurs résultats montrent qu'aucune présence de microcystine n'a été retrouvée dans les produits renfermant uniquement des cyanobactéries *Spirulina*, mais qu'elles étaient présentes dans des produits renfermant un mélange avec d'autres espèces de cyanobactéries (Santé Canada 2002). Finalement, l'exposition indirecte aux cyanobactéries peut se faire par l'irrigation des cultures agricoles. L'utilisation d'une eau contaminée entraîne une contamination des surfaces externes des fruits et légumes (Codd et al. 1999) et pourrait aussi conduire à une accumulation interne de cyanotoxines (Chorus & Bartram 1999).

Les cyanotoxines peuvent également perturber les écosystèmes aquatiques en perturbant le développement du phytoplancton et du zooplancton (Kirk & Gilbert 1992; Pearl et al. 2002). Des études ont démontré une bioaccumulation des toxines (microcystines, anatoxines, nodularine, BMAA) le long de la chaîne alimentaire entraînant leur accumulation chez les poissons et les mollusques et atteignant des taux susceptibles d'intoxiquer le consommateur (Berry et al. 2011; Lüring et al. 2011; Mondo et al. 2012; Pawlik-Skowrońska et al. 2012; Steward et al. 2008). À l'inverse et possiblement en raison des méthodologies utilisées, d'autres études ont démontré une certaine biodilution des toxines telles que la microcystine (Kozlovsky-Suzuki et al. 2012).

Le F-3 présente les seuils de toxicité par voie d'exposition. Les Tableau F-4 et Tableau F-5 synthétisent des signalements et études de cas d'intoxications humaines et animales. Le Tableau-F-6 recense les effets de ces toxines sur les organismes vivants (humains et animaux) tels que rapportés dans la littérature.

Plusieurs éléments cruciaux ressortent de ces tableaux ainsi que de la revue de la littérature à ce sujet. Tout d'abord, les efflorescences de cyanobactéries exercent un impact majeur sur la santé humaine et le bien-être animal de par le monde. Bien que près de 80% de ses intoxications soient animales, cet impact n'a cessé de s'accroître mondialement depuis le début du 20^e siècle, le nombre d'intoxications aiguës (animaux et humains) ayant décuplé jusqu'à aujourd'hui (Wood, 2016). Néanmoins, il est important de garder en tête que malgré tous les efforts menés pour documenter l'impact des cyanotoxines sur la santé publique et le bien-être animal, de multiples biais demeurent.

Tout d'abord, la majorité des données provient de régions telles que les États-Unis, le Canada, l'Australie ou encore l'Afrique du Sud et l'Europe, où la sensibilisation à cette problématique a vraisemblablement orienté les recherches vers le recensement des cas d'intoxications. Ensuite, la prédominance des cas d'intoxications animales ne doit donc pas porter à confusion et laisser croire que les animaux seraient plus sensibles aux cyanotoxines que les humains. Les animaux sont simplement plus susceptibles d'être exposés à des cyanotoxines compte tenu du fait qu'ils sont en contact direct avec les eaux de surface non traitées tandis que la majorité de la population humaine a accès à une eau potable traitée.

Ainsi, Wood (2016) montre que les intoxications humaines par le biais de la consommation d'eau potable sont moins fréquentes que celles associées à la baignade, au cours de laquelle, les sujets humains sont exposés à une eau de lac ou de rivière non traitée et possiblement contaminée par des fleurs d'eau. En revanche, lorsqu'une contamination de l'eau potable ne peut être évitée, elle a le potentiel de toucher une population bien plus importante que dans le cas d'intoxications en milieu récréatif. Des intoxications par hémodialyse, quoique beaucoup plus rares, ont également déjà été reportées et représentent un risque sanitaire accru à cause de la fragilité des sujets humains qui y sont exposés. Cela s'est notamment illustré au Brésil en 1996, lorsqu'une centaine de patients a développé des hépatites aiguës suite à l'administration d'une eau contaminée par des de taux anormalement élevés de microcystine extracellulaire (libérée lors de

la lyse des cellules cyanobactériennes suite à la chloration de l'eau de surface utilisée pour le traitement), causant la mort de 52 patients (Azevedo et al. 2002).

Au vu des données actuellement disponibles dans la littérature et des recensements de cas létaux et sublétaux d'intoxications aux cyanotoxines chez les humains les animaux, Carmichael et Boyer (2016) concluent néanmoins que, comparativement à d'autres agents pathogènes (ex. VIH, influenza,) le risque pour la santé publique que représentent les cyanotoxines serait relativement mineur. Leur conclusion se base sur l'impact de la présence de plus en plus accrue d'efflorescences de cyanobactéries dans la région des Grands Lacs. Ils insistent, cependant, sur le fait que les recherches en la matière sont encore relativement récentes (20 ans pour les Grands Lacs) et que le risque pour la santé publique ne devrait pas pour autant être sous-estimé. Les changements climatiques risquent de faire augmenter ce risque à travers une exposition croissante des populations aux cyanotoxines en particulier en milieu récréatif.

Tableau F -3 : Voies d'exposition de diverses cyanotoxines et seuils de toxicité. Abréviations : CL, concentration létale, DL, dose létale ; DE, dose efficace ; DSENO, dose sans effet nocif observable ; DMENO, dose minimale entraînant un effet nocif observé

Voie d'exposition	Durée d'exposition					Sources
	Toxicité létale	<1 jour (non létale)	2-89 jours	90 jours - 1 an	≥ 1 an	
MC-LR						
Orale			¹ DSENO = 200 µg/kg/jour ; gavage ⁴ DMENO = 50 µg/L ; rats ; 28 jours ; eau contaminée	³ DMENO = 3,2 µg/L ; souris ; diminution du nombre et de la motilité des spermatozoïdes ⁵ DSENO = 40 µg/kg/jour ; souris, 13 mois ;	² DSENO = 2,5 µg/kg/jour ; souris, 18 mois ; eau contaminée ; pas d'hépatotoxicité	¹ Fawell et al. (1999) ² Ueno et al. (1999) ³ Chen et al. (2011) ⁴ Heinze (1999) ⁵ Fawell et al. (1994)
Inhalation			DSENO= 3 µg/kg poids corporel (p.c.) ou 20 ng/cm ² de l'épithélium nasal ; basée sur l'exposition de 260-265 µg MC-LR/jour ; durée 7 jours ; souris ; lésions nasales			Benson et al. (2005)
Intrapéritonéale	¹ 55 µg/kg p.c. = 2/3 souris mortes ³ DL ₅₀ = 120 µg/kg p.c. ; rat ⁴ DL ₅₀ = 35,20 µg/kg p.c., souris, (98% MC-LR,	² DMENO = 25 µg/kg p.c. ; rat ; altération de certaines cellules	⁴ DMENO = 3 µg/kg p.c. ; souris ; 6-15 jours ; (MC-LR = 98 % et MC-YR=2%) ; perte de poids pendant gestation ⁵ DSENO : 32 µg/kg			¹ Abramsson-Zetterberg et al. (2010) ² Billam et al. (2008), Andrinolo et al. (2008) ³ Miura et al.

Tableau F -3 : Voies d'exposition de diverses cyanotoxines et seuils de toxicité. Abréviations : CL, concentration létale, DL, dose létale ; DE, dose efficace ; DSENO, dose sans effet nocif observable ; DMENO, dose minimale entraînant un effet nocif observé

(suite)

Voie d'exposition	Durée d'exposition					Sources
	Toxicité létale	<1 jour (non létale)	2-89 jours	90 jours - 1 an	≥ 1 an	
	2% MC-YR) ⁶ DL ₅₀ = 60 µg/kg p.c. ; souris ⁷ DL ₅₀ = 50 µg/kg p.c. ; souris ⁸ DL ₅₀ = 35 µg/kg p.c. ; souris ⁹ DL ₅₀ = 43 µg/kg p.c. ; souris ; MC-LR, MC- RR) ⁹ DL ₅₀ = 235,4 µg/kg p.c. ; souris ; MC-YR ⁹ DL ₅₀ = 110,6 µg/kg p.c. ; souris ; MC-YR		p.c. ; souris ; 5 jours ;			(1991) ⁴ Moreno et al. (2005) ⁵ Chernoff et al. (2011) ⁶ Wang et al. (2013) ⁷ Sivonen & Jones (1999) ⁸ Wood et al. (2010) ⁹ Gupta et al. (2003)
Diffusion (milieu liquide)	CL ₅₀ = 235->800 mg masse sèche/L ; extrait naturel ; embryon grenouille (MC-LR 48 % ; MC-YR 9% ; MC-RR 7 % ; MC-LW 1 % ; MC non identifiées 35 %)		DMENO = 50 mg masse sèche/L ; malformations ; extrait naturel ; embryon grenouille ; (MC-LR 48 % ; MC-YR 9% ; MC-RR 7 % ; MC-LW 1 % ; MC non identifiées 35 %)			Buryskova et al. (2006)

Tableau F -3 : Voies d'exposition de diverses cyanotoxines et seuils de toxicité. Abréviations : CL, concentration létale, DL, dose létale ; DE, dose efficace ; DSENO, dose sans effet nocif observable ; DMENO, dose minimale entraînant un effet nocif observé

(suite)

Voie d'exposition	Durée d'exposition					Sources
	Toxicité létale	<1 jour (non létale)	2-89 jours	90 jours - 1 an	≥ 1 an	
	CL ₅₀ = 358->800 mg masse sèche/L ; extrait naturel ; embryon grenouille (MC-LR 80 % ; MC-YR 20%)		DMENO = 400- >800 mg masse sèche/L ; inhibition du développement ; embryon grenouille ; extrait naturel (MC-LR 48 % ; MC-YR 9% ; MC-RR 7 % ; MC-LW 1 % ; MC non identifiées 35 %) DMENO = 50 mg masse sèche/L ; malformations embryon grenouille ; extrait naturel (MC-LR 80 % ; MC-YR 20%) DMENO = 200- >800 mg masse sèche/L ; inhibition du développement ; embryon grenouille ; extrait naturel (MC-LR 80 % ; MC-YR 20%)			

Tableau F -3 : Voies d'exposition de diverses cyanotoxines et seuils de toxicité. Abréviations : CL, concentration létale, DL, dose létale ; DE, dose efficace ; DSENO, dose sans effet nocif observable ; DMENO, dose minimale entraînant un effet nocif observé

(suite)

Voie d'exposition	Durée d'exposition				Sources
	Toxicité létale	<1 jour (non létale)	2-89 jours	90 jours - 1 an	
MC-RR					
Intrapéritonéale	DL ₅₀ = 600 µg/kg p.c. ; souris				Sivonen & Jones, (1999)
Diffusion (milieu liquide)	CL ₅₀ = 278-800 mg masse sèche/L) ; extrait naturel ; embryon grenouille		DMENO = 400- >800 mg masse sèche/L (malformations et inhibition du développement) extrait naturel ; embryon grenouille		Buryskova et al. (2006)
MC- YR					
Intrapéritonéale	DL ₅₀ = 70 µg/kg p.c. ; souris				Sivonen & Jones, (1999)
MC-LR, MC-YR					
Intrapéritonéale	DL ₅₀ = 44 ± 3,1 mg/kg p.c. ; souris ; <i>Anabaena subcylindrica</i> DL ₅₀ = 80 ± 4,3 mg/kg p.c. ; souris ; <i>Anabaena variables</i> DL ₅₀ = 50 ± 3,4 mg/kg p.c. ; souris ;				Mohamed et al. (2006)

Tableau F -3 : Voies d'exposition de diverses cyanotoxines et seuils de toxicité. Abréviations : CL, concentration létale, DL, dose létale ; DE, dose efficace ; DSENO, dose sans effet nocif observable ; DMENO, dose minimale entraînant un effet nocif observé

(suite)

Voie d'exposition	Durée d'exposition					Sources
	Toxicité létale	<1 jour (non létale)	2-89 jours	90 jours - 1 an	≥ 1 an	
	<i>Nostoc spongiaeforme</i> DL ₅₀ = 200 ± 4,6 mg/kg p.c. ; souris ; <i>Plectonema boryanum</i> DL ₅₀ = 100 ± 5,6 mg/kg p.c. ; souris ; <i>Phormidium corium</i>					
Microcystines non identifiées						
Diffusion (milieu liquide)	CL ₅₀ = 352-800 mg masse sèche/L) ; extrait aqueux ; embryon grenouille		DMENO = 50-100 mg masse sèche/L (malformations) ; embryon grenouille DMENO = 400- >800 mg masse sèche/L (inhibition du développement) ; embryon grenouille			Buryskova et al. (2006)
Orale	DL ₅₀ = 25-1000 µg/kg p.c. ; souris		² DMENO = 100 µg/kg p.c. ; porcs, 44 jours	¹ DMENO= 40 µg/kg p.c. ; souris ; 13 semaines		¹ Fawell et al. (1994) ; ² Falconer et al. (1994) ; Falconer et Humpage (2005)

Tableau F -3 : Voies d'exposition de diverses cyanotoxines et seuils de toxicité. Abréviations : CL, concentration létale, DL, dose létale ; DE, dose efficace ; DSENO, dose sans effet nocif observable ; DMENO, dose minimale entraînant un effet nocif observé

(suite)

Voie d'exposition	Durée d'exposition					Sources
	Toxicité létale	<1 jour (non létale)	2-89 jours	90 jours - 1 an	≥ 1 an	
Saxitoxines						
Orale	DL ₅₀ = 10-30 µg/kg p.c. ; souris					Codd et al. (2005)
Cylindrospermopsine						
Orale	¹ DL ₅₀ = 200-2100 µg/kg p.c. ; souris		² DMENO = 30 µg/kg p.c. ; souris ; 11 semaines			¹ Codd et al. (2005) ; ² Humpage et Falconer (2003)
Intrapéritonéale	DL ₅₀ = 4,50 fmol/embryon de poisson-zèbre pour 1 jour après la fécondation DL ₅₀ = 4,19 fmol/embryon de poisson-zèbre pour 5 jours après la fécondation					Berry et al. (2009)
Anatoxine a						
Orale			¹ DMENO = 100µg/kg p.c. ; souris ; 4 semaines ² DMENO = 510µg/kg p.c. ; souris ; 7 semaines			¹ Falconer et al. (1999) ² Astrachan et al. (1980)

Tableau F -3 : Voies d'exposition de diverses cyanotoxines et seuils de toxicité. Abréviations : CL, concentration létale, DL, dose létale ; DE, dose efficace ; DSENO, dose sans effet nocif observable ; DMENO, dose minimale entraînant un effet nocif observé

(suite)

Voie d'exposition	Durée d'exposition					Sources
	Toxicité létale	<1 jour (non létale)	2-89 jours	90 jours - 1 an	≥ 1 an	
Intrapéritonéale	¹ DL ₅₀ = 200µg/kg p.c. ; souris ² DL ₅₀ = 250µg/kg p.c. ; souris					¹ Codd et al. (1992) ² Codd et al. (2005)
Homanatoxine a						
Orale	DL ₅₀ = 250µg/kg p.c. ; souris					Codd et al. (2005)
Anatoxine a(s)						
Orale	DL ₅₀ = 40µg/kg p.c. ; souris					Codd et al. (2005)
Nodularines						
Orale	DL ₅₀ = 30-50 µg/kg p.c. ; souris					Codd et al. (2005)
Intrapéritonéale (nodularine-Har)	DL ₅₀ = 70 µg/kg p.c. ; souris					Saito et al. (2001)
BMAA						
Diffusion (milieu liquide)	¹ DE ₅₀ =30-100µM ; neurones moteurs ; souris ¹ DE ₅₀ =300-1000µM ; neurones de la moelle épinière ; souris		² DE ₅₀ = 1430- 1604 µM ; neurones humains			¹ Rao et al. (2006) ² Lee & McGeer (2012)
β-alanine						
Diffusion (milieu liquide)			DE ₅₀ = 1945- 2134 µM ; neurones humains			Lee et al. (2012)

Tableau F -3 : Voies d'exposition de diverses cyanotoxines et seuils de toxicité. Abréviations : CL, concentration létale, DL, dose létale ; DE, dose efficace ; DSENO, dose sans effet nocif observable ; DMENO, dose minimale entraînant un effet nocif observé

(suite)

Voie d'exposition	Durée d'exposition					Sources
	Toxicité létale	<1 jour (non létale)	2-89 jours	90 jours - 1 an	≥ 1 an	
acide L-aspartique, acide kaïnique, acide quisqualique, acide ibotenique, acide domoïque, acide quinolique						
Diffusion (milieu liquide)			DE ₅₀ = 44-70 µM ; neurones humains			Lee et al. (2012)
PSP						
Intrapéritonéale	DL ₁₀₀ = 12-25 mg (poids sec)/ kg p.c. ; extrait d'écume <i>Anabaena circinalis</i> ; souris					
Endotoxines						
Intrapéritonéale			DSENO = 4 mg ; souris (20 g)			Keleti et al. (1979)
Aplysiatoxine						
Intrapéritonéale	DL ₁₀₀ = 5 µg/L					Ito et Nagai (1998)
Microcystine, Saxitoxine, Gonyautoxine						
Intrapéritonéale		DSENO = 100-1000 µg/g ; extrait natu- rel ; souris				Proença et al. (2009)

Tableau F -3 : Voies d'exposition de diverses cyanotoxines et seuils de toxicité. Abréviations : CL, concentration létale, DL, dose létale ; DE, dose efficace ; DSENO, dose sans effet nocif observable ; DMENO, dose minimale entraînant un effet nocif observé

(suite)

Voie d'exposition	Durée d'exposition					Sources
	Toxicité létale	<1 jour (non létale)	2-89 jours	90 jours - 1 an	≥ 1 an	
Diffusion (milieu liquide)		DMENO = 9,07µg/g masse sèche ; extrait naturel ; larves d'oursins				Proença et al. (2009)
Neurotoxines						
Intrapéritonéale	DL ₅₀ = 270 ± 7,9 mg/kg p.c. ; souris ; <i>Phormidium tenue</i> DL ₅₀ = 560 ± 8,6 mg/kg p.c. ; souris ; <i>Calothrix parietina</i>					Mohamed et al. (2006)
Toxines non identifiées						
Diffusion (milieu liquide)	¹ CL ₅₀ = 186->800 mg masse sèche/L ; extrait naturel ; embryon grenouille ; pas de MC		¹ DMENO = 50 mg masse sèche/L ; malformations ; extrait naturel ; embryon grenouille ; pas de MC ¹ DMENO =100-200mg masse sèche/L inhibition du développement ; extrait			¹ Buryskova et al., (2006)

Tableau F -3 : Voies d'exposition de diverses cyanotoxines et seuils de toxicité. Abréviations : CL, concentration létale, DL, dose létale ; DE, dose efficace ; DSENO, dose sans effet nocif observable ; DMENO, dose minimale entraînant un effet nocif observé

(suite)

Voie d'exposition	Durée d'exposition					Sources
	Toxicité létale	<1 jour (non létale)	2-89 jours	90 jours - 1 an	≥ 1 an	
			naturel ; embryon grenouille ; pas de MC			
Diffusion (milieu liquide)	² CL ₅₀ = 2,3 ± 0,3 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Anabaena subcylindrica</i> ; <i>Artemia salina</i> ² CL ₅₀ = 2,8 ± 0,4 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Anabaena variables</i> ; <i>Artemia salina</i> ² CL ₅₀ = 10,4 ± 1,2 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Calthrix fusca</i> ; <i>Artemia salina</i> ; pas de MC ² CL ₅₀ = 15,4 ± 1,5 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Calothrix parietina</i> ; <i>Artemia salina</i> ; pas de MC ² CL ₅₀ = 16,2 ± 0,9 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Lyngbya epiphytica</i> ; <i>Artemia salina</i> ; pas de MC ² CL ₅₀ = 6,8 ± 0,8 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Nostoc carleum</i> ; <i>Artemia salina</i> ; pas de MC ² CL ₅₀ = 7,8 ± 1,2 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Nostoc muscorum</i> ; <i>Artemia salina</i> ; pas de MC ² CL ₅₀ = 8,5 ± 1,4 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Nostoc spongiaeforme</i> ; <i>Artemia salina</i> ² CL ₅₀ = 7,8 ± 0,8 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Oscillatoria angustissima</i> ; <i>Artemia salina</i> ; pas de MC ² CL ₅₀ = 13,6 ± 1,5 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Oscillatoria Formosa</i> ; <i>Artemia salina</i> ; pas de MC ² CL ₅₀ = 12,8 ± 1,4 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Oscillatoria granulata</i> ; <i>Artemia salina</i> ; pas de MC ² CL ₅₀ = 4,8 ± 0,7 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Oscillatoria limnetica</i> ; <i>Artemia salina</i> ; pas de MC ² CL ₅₀ = 12,6 ± 1,8 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Pseudoanabeana catenata</i> ; <i>Artemia salina</i> ; pas de MC ² CL ₅₀ = 14,5 ± 2,1 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Plectonema boryanum</i> ; <i>Artemia salina</i> ² CL ₅₀ = 13,8 ± 1,7 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Phormidium corium</i> ; <i>Artemia salina</i> ² CL ₅₀ = 9,6 ± 1,3 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Phormidium tenue</i> ; <i>Artemia salina</i> ; pas de MC ² CL ₅₀ = 11,6 ± 0,8 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Rivularia bullata</i> ; <i>Artemia salina</i> ; pas de MC ² CL ₅₀ = 12,3 ± 1,6 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Sytonema mirabile</i> ; <i>Artemia salina</i> ; pas de MC ² CL ₅₀ = 12,8 ± 1,8 mg masse sèche/mL ; culture de <i>Sytonema myochrous</i> ; <i>Artemia salina</i> ; pas de MC					² Mohamed et al. (2006)
Intrapéritonéale	DL ₁₀₀ = 153 mg/kg p. c. ; extrait de <i>C. raciborskii</i> ; souris					

Le Tableau F-4 concerne les intoxications humaines. Le Tableau F5 recense les intoxications animales.

F.3.3.1 Intoxications humaines

Tableau F-4 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature (adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes)

Toxine	Population affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
Cyanotoxines (incluant la microcystine)	Humain 11 efflorescences de cyanobactéries dans des eaux récréatives	États-Unis	2009-2010	Fièvre. Problèmes gastro-intestinaux. Hospitalisations.	Eaux récréatives non traitées	Hlavsa et al. (2014)
Microcystine, anatoxine-a, cylindrospermopsine, saxitoxine	34 femmes, 24 hommes âgés de 1 à 74 ans. Eaux récréatives. 11 éclosions de cyanobactéries	États-Unis (New York, Ohio, and Washington)	2009-2010	Éruptions cutanées et irritations de la peau, gonflements ou plaies, troubles gastro-intestinaux, diarrhées, problèmes respiratoires, fièvre, maux de tête, troubles neurologiques, problèmes aux oreilles, irritation des yeux	Morts d'animaux (oiseaux, chiens, poissons) également associées à ces événements de prolifération cyanobactérienne	Hilborn et al. (2014)

Tableau F-4 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature (adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Population affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
MC-LR, MC-RR et MC-YR	Nombre non précisé	Plans d'eau du bassin hydrographique de la rivière Huai, Chine	Décembre 2008-décembre 2009	Le taux de mortalité moyen annuel de cancer dans cette région est de 277,8/100 000, ce qui est trois à quatre fois plus élevé que le taux dans les zones de contrôle (Wang et al., 2009). Les résidents vivant dans cette région utilisent directement l'eau souterraine non traitée comme eau potable.	Les résultats suggèrent que la contamination en MCs des eaux souterraines analysées provient des rivières, provoquant un risque potentiel pour la santé de la population qui boit directement l'eau souterraine	Tian et al. (2013)
MC-LR	Enfants (exposition chronique)	Réservoir des trois Gorges, Chine	2005-2009	1 332 enfants âgés de 7 à 15 ans ont été testés pour les enzymes du foie et la concentration en MC ; analyses de	Les enfants utilisant l'eau potable provenant des sources ayant les plus fortes concentrations en MC avaient une concentration estimée de 2,03 µg/L de MC ingérée quotidiennement ;	Li et al. (2011)

Tableau F-4 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature (adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Population affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				MC sur carpes et canards prélevés dans 2 lacs et 3 puits servant de source d'eau potable (voir études sur animaux)	concentration de AST et APL significativement plus élevées chez ces enfants ; exposition aux MCs associée aux dommages au foie.	
MC-LR	Humain (skieur nautique)	Réservoir Salto Grande, Argentine	Janvier 2007	Jeune homme tombé dans l'eau, prolifération de cyanobactéries dans l'eau ; 4 h après le contact : nausées, douleurs abdominales, fièvre ; 3 jours après le contact : dyspnée, détresse respiratoire, puis pneumonie atypique ; 20 jours pour récupérer	48,6 µg/L de MC-LR détectée dans l'eau du réservoir ; prolifération dominée par <i>Microcystis sp.</i> ; le patient présentait des concentrations d'enzymes du foie très élevées.	Giannuzzi et al. (2011)
MC totale	Adultes et enfants âgés de plus de 12 ans	3 réservoirs d'eau, Californie, É.-	2007	81 personnes	Concentration très variable de microcystine (<10 µg/L to >500 µg/L) dans l'eau des	Baker et al. (2010)

Tableau F-4 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature (adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Population affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
		U.			lacs ; microcystine non détectée dans le lac de contrôle ; pas d'adénovirus et d'entérovirus ; faibles quantités de microcystines prélevées dans des échantillons d'air individuels (<0,1 ng/m ³ – 2,89 ng/m ³) et dans des écouillons nasaux (<0,1 ng – 5 ng) ; la microcystine dans la fraction soluble du plasma était sous la limite de détection (1,0 µg/L) ; les activités de loisirs dans les plans d'eau contaminés par les cyanobactéries peuvent générer des cyanotoxines aérosol, faisant de l'inhalation une voie d'exposition potentielle	
MC-LR, MC-YR, MC-RR, MC-LR équivalent	Pêcheurs	Lac Chaohu, province d'Anhui, Chine	15-24 juillet 2005	4 hommes, 21 femmes : vécus entre 5 et 10 ans près d'un lac contaminé ; échantillons de sang prélevés	Concentrations de 3,74, 0,48, et 2,34 µg/L de MC-RR, MC-YR et MC-LR, respectivement à l'exutoire du lac ; 351,6, 62,0, et 128,3 µg/g de MC-RR, MC-YR et MC-LR dans l'écume du lac ; la	Chen et al. (2009)

Tableau F-4 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature (adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Population affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				pour multiples analyses biochimiques	teneur entoxineétait3,28 µg/L de MC-LR équivalent dans l'eau et de0,223 mg/g poids sec de MC-LR équivalent dans l'écume ; tous les échantillons de sang positifs pour MCs, concentration estimée de 2,2-3,9 µg/L de MC équivalent, ingérée quotidiennement ; corrélation positive entre la concentration de MC dans le sérum des patients et l'alanine aminotransférase, l'aspartate aminotransférase, la phosphatase alcaline, et lalactate déshydrogénase ; prolifération massive de <i>Microcystis sp.</i> et d' <i>Anabeana sp.</i> chaque année	
MC totale	Adultes, 12-76 ans, 47 femmes (sur 97)	4 lacs du Michigan, de New York, et de l'Ohio	Août 2006	104 personnes (7 témoins non exposés aux microcystines et 97 personnes exposées) : Compte tenu du faible niveau	Fleur de <i>Microcystis aeruginosa</i> ; microcystine non détectée dans le lac de contrôle ; pas d'adénovirus et d'entérovirus ; faibles niveaux de microcystines (2 µg/L à 5 µg/L) dans l'eau et (<0,1 ng/m ³) dans les	Backer et al. (2008)

Tableau F-4 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature (adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Population affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				d'exposition, les participants à l'étude n'ont signalé aucune augmentation des symptômes suite à une exposition récréative aux microcystines.	échantillons d'aérosols. Les taux sanguins de microcystines pour tous les participants étaient inférieurs à la limite de détection (0.147µg/L) ; première étude à signaler que les activités récréatives sur l'eau peuvent exposer des personnes à de très faibles concentrations de microcystines volatiles	
Microcystine, cylindrospermopsine, anatoxine a	Adultes et enfants	Queensland et New South Wales (Australia), Florida (USA)	1992 à 2002	1 331 personnes : otites, yeux rouges, vomissements, diarrhées, maux de ventre, nausées, difficultés respiratoires, maux de gorge, dermatites	Les symptômes respiratoires était de 2,1 fois plus susceptibles d'être signalés par les sujets exposés à des niveaux élevés (surface couverte par les cellules >12,0 mm ² /mL) de cyanobactéries que par ceux qui exposés à de faibles niveaux (surface couverte par les cellules <2,4 mm ² /mL) ; de même, lors du regroupement de tous les symptômes rapportés, les personnes exposées à des niveaux élevés de cyanobactéries ont été de	Stewart et al. (2008)

Tableau F-4 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature (adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Population affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
					<p>1,7 fois plus susceptibles de signaler des symptômes que leurs homologues exposés à de faibles niveaux de cyanobactéries ; les microcystines ont été détectées à 2 reprises, à 1 µg/L et 12 µg/L ; la cylindrospermopsine été trouvée à 7 reprises, mais les niveaux étaient bas à 1 µg/L et 2 µg/L. les saxitoxines n'ont pas été observées dans cette étude, et l'anatoxine a été seulement détectée en Floride à 1 µg/L ; une augmentation statistiquement significative des symptômes rapportés parmi les sujets de la Floride exposés à l'anatoxine a été trouvée par le test de Fisher-Freeman-Halton ($p = 0,04$), mais le nombre de sujets exposés ($n = 18$) était très faible</p>	
MC-LR équivalent	Adultes et enfants	rivière, Scania, Suède	2001	121 personnes : diarrhée, maux de	Réseau de distribution de l'eau potable couplée par erreur à de	Annadotter et al.

Tableau F-4 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature (adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Population affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				tête, vomissements, fièvre et douleurs musculaires et abdominales ;	l'eau brute de la rivière ; prolifération de <i>P. agardhii</i> dans la rivière ; 1.0 µg/L MC-LR équivalent ; 100 % des buveurs de thé d'une raffinerie de sucre ont été malades dans les jours suivant l'accident, alors qu'aucun des buveurs de café n'a été touché.	(2001)
MC totale	Humains (exposition aiguë)	Caruara, Brésil	Février-mars 1996	116/130 patients dans un centre de dialyses rénales : nausées, vomissements, troubles de la vision, dommages aigus au foie, 50 patients morts	Détection de MC totale dans l'eau utilisée pour les dialyses ; présence de MC confirmée dans les tissus et le sérum des patients ; présence élevée de sérum conjuguant de la bilirubine et des amniotransférase aspartate	Jochimsen et al. (1998) Carmichael et al. (2001)
Hépatotoxines	Adultes et enfants de 6 ans et plus, 2/3 hommes	Lac Alexandrina, réservoir Carcoar, rivière Hawkesbury, lacs Narracan et Boga, Australie	Janvier à février 1995	852 personnes (dont 77 non exposées aux cyanobactéries) : diarrhées, vomissements, symptômes pseudo-grippaux,	Après 7 jours, corrélation significative entre l'apparition de symptômes et la durée d'exposition (P = 0,03) ; corrélation significative entre l'augmentation de l'apparition des symptômes et l'augmentation du nombre de	Pilotto et al. (1997)

Tableau F-4 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature (adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Population affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				éruptions cutanées, ulcères de la bouche, fièvres et irritations oculaires ou auriculaires ; suivi téléphonique 2 et 7 jours après l'exposition	cellules (P = 0,04) ; les participants exposés à plus de 5000 cellules par mL pendant plus d'une heure ont eu un taux d'apparition des symptômes significativement plus élevé que les sujets non exposés. Les symptômes n'étaient pas corrélés avec la présence d'hépatotoxines. Proliférations de <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Microcystis</i> sp., <i>Anabaena</i> sp., <i>Aphanizomenon</i> sp. et <i>Nodularia spumigena</i> sur les lacs	
Aplysiatoxine et debromoaplysiotoxine	Humains	Îles de Maui et Oahu, Hawaï, É.-U.	Septembre 1994	Consommation d'algue rouge <i>Gracilaria coronopifolia</i> ayant bioaccumulé des cyanotoxines ; vomissements diarrhées, sensations de brûlures à la	Présence de cyanobactéries parasites sur <i>Gracilaria coronopifolia</i>	Nagai et al. (1996)

Tableau F-4 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature (adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Population affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				bouche et à la gorge		
Endotoxines LPS	Patients recevant une dialyse	É.-U.	Du 23 novembre au 2 décembre 1978	10/16 personnes : hospitalisées ; frissons (75 %), nausées et/ou vomissements (30 %), fièvre (90 %)	Concentrations d'endotoxines : 1300 ng/mL	Kantor et al. (1983)
Probablement endotoxines LPS	Adultes et enfants	Sewickley, Pennsylvanie, É.-U.	Août 1975	5 000 personnes : gastroentérites	Présence de <i>Schizothrix calcicola</i> dans le réservoir d'eau potable de la ville. Après 1 mois il restait encore plus de 400 000 cellules/mL	Keleti et al. (1979)
endotoxines LPS	Patients recevant une dialyse	Washington, É.-U.	Du 24 juillet au 19 août 1974	23/70 personnes : 47 réactions de frissons, de fièvre et d'hypotension	niveaux élevés de contamination par des endotoxines du liquide de dialyse ; endotoxémie des patients traités avec cette eau ;	Hindman et al. (1975)
Toxines non identifiées	Nouveau-nés :	Australie	1992-1994	37 200 nouveau-nés	Différences significatives entre le faible poids et le très faible poids des nourrissons à la naissance pour la période de temps, au premier trimestre, pendant laquelle il y avait une occurrence de cyanobactéries ; différences significatives	Pilotto et al. (1999)

Tableau F-4 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature (adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Population affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
					(p<0,01) entre le faible poids à la naissance, la naissance prématurée et les malformations congénitales pour l'exposition aux cyanobactéries (cell/mL) pendant le premier trimestre ; pas de dose réponse claire ; lien de causalité avec les cyanobactéries peu claire.	
Toxines non identifiées	Enfants et adultes	Réservoir d'Itaparica, Brasilia, Brésil	Février à mai 1988	2 201 personnes : diarrhées, gastroentérites, vomissements, fièvre, douleurs abdominales ressemblant à des coliques ; symptômes intensifiés après que la consigne de faire bouillir l'eau soit passée (lyse des cellules)	Prolifération de <i>Anabaena</i> sp. et <i>Microcystis</i> sp. dans l'eau du réservoir	Teixera et al. (1993)
Toxines non identifiées	Principalement des enfants	Palm Island, Queensland, Australie	Novembre 1979	149 personnes : éclosion de gastroentérites,	L'ajout de sulfate de cuivre dans un réservoir d'eau potable en réponse à une	Hawkins et al. (1985)

Tableau F-4 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature (adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Population affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				hospitalisation requise pour la majorité	efflorescence a lysé les cellules de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> . Présence de <i>Anabaena circinalis</i> non toxique	
Non précisée	Nombre non précisé	Serbie	10 années de suivi (1999-2008)	Personnes atteintes d'hépatite B, d'hépatite C, cirrhose, mortalité	Augmentation de l'incidence du cancer du foie dans les régions où l'eau affectée par des proliférations massives de cyanobactéries a été utilisée pour la consommation humaine ; aucune corrélation entre l'incidence du cancer du foie et d'autres facteurs de risque, tels que la cirrhose et le virus de l'hépatite. Compte tenu de la forte association entre l'induction du cancer du foie et divers mécanismes d'action du cancer, il est fort possible que, les cyanotoxines -agissant comme initiateur et promoteur- soient les plus importants facteurs de risque qui augmente l'incidence du cancer du foie ; toutefois il	Svirčev et al. (2013)

Tableau F-4 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature (adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Population affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
					n'est pas certain que les cyanotoxines seules puissent induire le cancer du foie	
Non précisées	Adulte (tombé dans l'eau en faisant sur surf)	Lac Echo, Saskatchewan, Canada	8 août 1959	1 médecin : a ingéré une demi-pinte d'eau du lac ; crampes, douleurs à l'estomac, nausées, vomissements, diarrhées et selles (6-8) douloureuses, fièvre le lendemain matin (102 °F, 38,9 °C), maux de tête, douleurs dans les muscles, les membres et les articulations, se sent faible	Présence d'écume à la surface du lac ; selles et vomissure verdâtres, très grande quantité de cellules de <i>Microcystis</i> sp. et de d' <i>Anabaena circinalis</i> dans les échantillons de selles	Dillenberg & Dehnel (1960)
Non précisées	Enfants	Lac long, Saskatchewan, Canada	10 Juillet 1959	10 enfants ; malades, souffrant de diarrhée	échantillon de selles d'un enfant : cellules, ressemblant à celles d' <i>Anabaena</i> sp. en quantité importante.	Dillenberg & Dehnel (1960)

Tableau F-4 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature (adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Population affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				et de vomissements après s'être baignés, la journée d'avant, dans le lac Long où il y avait une prolifération de cyanobactéries et de l'écume verte en surface		
Non précisées	Homme adulte (a nagé dans l'eau du lac)	Lacs Katepwa, Saskatchewan, Canada	8 Juillet 1959	1 personne : maux de tête, nausées et troubles digestifs dans la nuit ; guérison dans les 24 heures après administration de chloramphénicol par voie orale	Échantillon de selle : entérite ou dysenterie amibienne ; présence de cellules rondes ressemblant à <i>Microcystis</i> sp.	Dillenberg & Dehnel (1960)

*DABA : 2,4-diaminobutyric acid dihydrochloride.

F.3.3.2 Intoxications animales

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
BMAA, DABA*	Poissons	États-Unis Nebraska, 34 lacs publics	Entre le 1 ^{er} mai et le 30 septembre, de 2004 et 2010	Concentrations de BMAA, DABA et anatoxine ont été détectées dans les poissons du bas de la chaîne alimentaire (herbivores ; poisson-chat, carpe et poisson- tambour)	Concentration maximale de BMAA liée : 2,57 µg/g (carpe) et minimale : 0,056 µg/g (crapet arlequin). Concentration maximale de BMAA libre : 0,416 µg/g (bar) et minimale : 0,05 µg/g (carpe). Concentration maximale de DABA liée : 1,53 µg/g (carpe) et minimale : 0,129 µg/g (doré). Concentration maximale de DABA libre : 0,364 µg/g (bar) et minimale : 0,021 µg/g (carpe)	Al-Sammak et al. (2014)
BMAA	Crustacé (<i>Eriocheir sisensis</i> , <i>Macrobrachium nipponensis</i> , <i>Palaemon modestus</i> Helleret <i>Procambaru s clarkii</i>), mollusque (<i>Anodonta woodiana</i> , <i>Bellamyia</i>	Baie de Gonghu, lac Taihu, Chine	Juin à septembre, 2013	Animaux morts, ramassés par des pêcheurs et animaux pêchés	Prolifération dominée par <i>Microcystis</i> sp. Bioaccumulation de BMAA à travers la chaîne trophique. Le contenu des cyanobactéries, des mollusques, des crustacés et de diverses espèces de poissons était de 4,12 ; 3,21 ;	Jliao et al. (2014)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
	<i>aeruginosa</i> et <i>Corbicula fluminea</i>), poisson				3,76 ; et 6,05 mg BMAA/p. c. (sec) respectivement. Prolifération dominée par <i>Microcystis</i> sp.	
MC totale (MC-LR, MC-YR, MC-RR, MC-YL, MC-LF)	Chiens	Lac Amstelmeer ; Pays Bas	Automne 2011	3 chiens : baignade dans eau contaminée, vomissements, léthargie, douleurs abdominales, saignements gastro-intestinaux, mort 24 h après exposition	17 à $2,92 \times 10^3$ µg/L de MC totale dans l'eau du lac ; écume contenant jusqu'à 5,27 µg/g poids sec MC totale	Lurling et Faassen (2011)
Anatoxine a, Homoanatoxine a	Chiens	Lac IJmeer, Pays-Bas	Entre avril et mai 2011	3 chiens morts, 1 chien malade : chiens morts par neurotoxique ; les estomacs de chien contenaient des filaments de <i>Phormidium</i> sp. et présentaient 9,5 pg/g (poids sec) d'anatoxine	Présence d'un tapis important de <i>Phormidium</i> sp. ; 272 pg/g (poids sec) d'anatoxine a dans le tapis de <i>Phormidium</i> sp. ; un peu d'homoanatoxine a aussi	Faassen et al. (2012)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				a ainsi que du dihydroanatoxine -a (métabolite)		
MC-LR	Chiens	Lac Milford, Kansas, USA	Été 2011	1 chien : Insuffisance hépatique, coagulopathie, nécroses et hémorragies hépatiques aiguës et massives, nécrose de l'épithélium tubulaire des reins	126 000 ng/mL de MC totale dans l'eau du lac. MC-LR confirmée dans le vomi et le foie ; fleur dominée par <i>Microcystis aeruginosa</i> (conc. max. : 5 575 500 cell./mL)	Van de Merwe et al. (2012)
MC totale (MC-LR, MC-RR, MC-YR)	Chevreaux (Capreolus capreolus)	Grimstad, Norvège	Octobre 2000	Animal en état de stupeur, non-répondant, faiblesse générale, fasciculation des muscles fins, lésions au foie, dégénération et nécrose du foie, hémorragie périsinusoïdale,	1361 ng/g de MC totale dans le foie (poids humide)	Handeland & Østensvik (2010)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				poumons congestionnés		
MC-LR	Chiens	Rivière Waitaki, Nouvelle-Zélande	Novembre 2008	1 chien : mort subite après ingestion	Filaments isolés de <i>Planktothrix</i> sp. 1607 mg/kg de MC totale	Wood et al. (2010)
MC totale (MC-LR, MC-RR, MC-LA,	Otaries des mers du Sud	Baie de Big Sur, Californie, É.-U.	2008	1 otarie : ictères diffus des muqueuses buccales, lésions au foie, foies sévèrement endommagés, concentration élevée de bilirubine plasmatique, ictère sévère du cartilage à la jonction costochondral, hépatocytes gonflés, nécrose et apoptose du parenchyme	7,58 ppb (poids humide) de MC-RR	Miller et al. (2010)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
MC totale (MC-LR, MC-RR, MC-LA,	Otaries des mers du Sud	Baie de Monterey et baie d'Estero, Californie, É.-U.	2007	11 otaries : ictères diffus des muqueuses buccales, lésions au foie, foies sévèrement endommagés, concentration élevée de bilirubine plasmatique, ictère sévère du cartilage à la jonction costochondral, hépatocytes gonflés, nécrose et apoptose du parenchyme	1,97 à 104,46 ppb (poids humide) de MC-RR et 348 ppb (poids humide) de MC-LR dans le foie ; 2 900 ppm (2,9 millions ppb) de MC totale dans l'eau de la baie	Miller et al. (2010)
MC totale (MC-LR, MC-RR, MC-LA,	Otaries des mers du Sud	Baie de Monterey et baie d'Estero, Californie, É.-U.	2006	3 otaries : ictères diffus des muqueuses buccales, lésions au foie, foies sévèrement endommagés, concentration	3,62 à 9,52 ppb (poids humide) de MC-RR	Miller et al. (2010)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				élevée de bilirubine plasmatique, ictère sévère du cartilage à la jonction costochondral, hépatocytes gonflés, nécrose et apoptose du parenchyme		
MC-RR, MC-LR et MC-YR	Poissons (<i>Oreochromis niloticus</i> et <i>Lates niloticus</i>)	Lac Victoria et lac Mburo, Ouganda	Juin 2004-décembre 2005	120 poissons pêchés : muscles, foie et contenu des intestins collectés	Concentrations de MC totale des intestins, des muscles et du foie, pour <i>Oreochromis niloticus</i> , variaient entre 1312,08-1479,24 ; 9,65-208,65 et 48,07-73,10 ng/g, respectivement ; les concentrations de MC totale des intestins, des muscles et du foie, pour <i>Lates niloticus</i> , étaient de 27,78 ; 1,86 et 3,74 ng/g, respectivement ; les intestins avaient une teneur plus élevée en MC que le foie et les muscles ; la présence de MCs dans les	Nyakairu et al. (2010)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
					muscles indique une contamination des poissons et implique qu'il est possible de transférer les toxines aux humains.	
MC totale (MC-LR, MC-RR, MC-LA,	Otaries des mers du sud	Baie de Monterey, Californie, É.-U.	2004	2 otaries : ictères diffus des muqueuses buccales, lésions au foie, foies sévèrement endommagés, concentration élevée de bilirubine plasmatique, ictère sévère du cartilage à la jonction costochondral, hépatocytes gonflés, nécrose et apoptose du parenchyme	13,13 ppb (poids humide) de MC-RR dans le foie ;	Miller et al. (2010)
MC totale (MC-LR, MC-RR, MC-LA,	Otaries des mers du sud	Baie de Monterey et baie d'Estero,	2003	2 otaries : ictères diffus des muqueuses	3,19 ppb (poids humide) de MC-RR et 11,8 ppb (poids humide) de MC-LR dans le	Miller et al. (2010)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
		Californie, É.-U.		buccales, lésions au foie, foies sévèrement endommagés, concentration élevée de bilirubine plasmatique, ictère sévère du cartilage à la jonction costochondral, hépatocytes gonflés, nécrose et apoptose du parenchyme	foie ;	
MC totale (MC-LR, MC-RR, MC-LA,	Otaries des mers du sud	Baie de Monterey, Californie, É.-U.	2002	1 otarie : ictères diffus des muqueuses buccales, lésions au foie, foies sévèrement endommagés, concentration élevée de bilirubine plasmatique,	Concentrations de MC dans le foie en dessous de la limite de détection	Miller et al. (2010)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				ictère sévère du cartilage à la jonction costochondral, hépatocytes gonflés, nécrose et apoptose du parenchyme		
MC totale (MC-LR, MC-RR, MC-LA,	Otaries des mers du sud	Baie de Monterey, Californie, É.-U.	2001	1 otarie : ictères diffus des muqueuses buccales, lésions au foie, foies sévèrement endommagés, concentration élevée de bilirubine plasmatique, ictère sévère du cartilage à la jonction costochondral, hépatocytes gonflés, nécrose et apoptose du parenchyme	Concentrations de MC dans le foie en dessous de la limite de détection	Miller et al. (2010)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
MC totale (MC-LR, MC-RR, MC-LA,	Otaries des mers du sud	Baie de Monterey, Californie, É.-U.	2000	1 otarie : ictères diffus des muqueuses buccales, lésions au foie, foies sévèrement endommagés, concentration élevée de bilirubine plasmatique, ictère sévère du cartilage à la jonction costochondral, hépatocytes gonflés, nécrose et apoptose du parenchyme	2,04 ppb (poids humide) de MC-RR dans le foie ;	Miller et al. (2010)
MC totale (MC-LR, MC-RR, MC-LA,	Otaries des mers du sud	Baie de Monterey, Californie, É.-U.	1999	1 otarie : ictères diffus des muqueuses buccales, lésions au foie, foies sévèrement endommagés,	1,36 ppb (poids humide) de MC-RR dans le foie ;	Miller et al. (2010)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				concentration élevée de bilirubine plasmatique, ictère sévère du cartilage à la jonction costochondral, hépatocytes gonflés, nécrose et apoptose du parenchyme		
MC-totale	4 espèces de poissons : carpe argentée, <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (planctivore), carpe commune, <i>Cyprinus carpio</i> (benthivore), <i>Carassius auratus</i> (omnivore), <i>Culter ilishaeformis</i> (carnivore) ; 1 espèce de tortues <i>Pelodiscus sinensis</i> ; 1 espèce d'oiseaux (héron	Lac Taihu, Chine	Août 2005	9 carpes argentées, 9 carpes communes, 15 <i>Carassius auratus</i> , 15 <i>Culter ilishaeformis</i> , 3 tortues, 3 hérons, 3 canards :	Concentration en MC totale (-RR, -YR, -LR) dans l'écume de l'eau est de 328 µg/g (poids sec) ; le contenu intestinal maximal en MC totale des carpes argentées (planctivores) était de 235 µg/g (poids sec) ; la concentration de MC totale dans l'intestin des autres animaux ne dépassait pas 0,1 µg/g (poids sec) ; des concentrations élevées en MC ont été trouvées dans les gonades, les jaunes d'œuf et	Chen et al. (2009)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
	noir), <i>Nycticorax nycticorax</i> ; 1 espèce de canards domestiques <i>Anas platyrhynchos</i>				les blancs d'oeuf de <i>Nycticorax nycticorax</i> et <i>Anas platyrhynchos</i> , suggérant l'effet potentiel des MCs sur les embryons de hérons et de canards. Des teneurs élevées MC ont été identifiées pour la première fois dans la rate de <i>N. nycticorax</i> et <i>A. platyrhynchos</i> (6 850 et 9 462 ng/g (poids sec), respectivement, ce qui indique un autre organotropisme de MCs chez les oiseaux	
MC-LR, MC-YR et MC-RR	4 espèces de crustacés (<i>Procambarus clarkii</i> , <i>Macrobrachium nipponensis</i> , <i>Palaemon modestus</i> , <i>Eriocheir sinensis</i>), 3 espèces de mollusques (<i>Bellamyca aeruginosa</i> , <i>Cristaria plicata</i> ,	Lac Chaohu, province d'Anhui, Chine	15-24 juillet 2005	Parties mangeables (muscles et/ou pattes) collectées ;	Concentrations de 3,74 ; 0,48 et 2,34 µg/L de MC-RR, MC-YR et MC-LR, respectivement à l'exutoire du lac ; 351,6 ; 62,0 et 128,3 µg/g de MC-RR, MC-YR et MC-LR dans l'écume du lac ; la teneur entoxinée était 3,28 µg/L de MC-LR équivalent dans l'eau et de 0,223 mg/g poids	Chen et al. (2009)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
	<i>Lamprotula leai</i>) et 9 espèces de poissons (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> , <i>Aristichys nobilis</i> , <i>Neosalax taihuensis</i> , <i>Carassius auratus</i> , <i>Cyprinus carpio</i> , <i>Misgurnus anguillicaudatus</i> , <i>Ctenopharyngodon idellus</i> , <i>Pseudobagrus fulvidraco</i> , <i>Culter erythropterus</i>)				sec de MC-LR équivalent dans l'écume ; en moyenne, les concentrations de MC-RR, MC-YR et MC-LR dans les muscles de 16 espèces étaient de 42,1 ; 3,3 et 33,1 ng/g poids sec, respectivement ; il y avait 42,8 ng/g poids sec de MC-LR équivalent ; pas de MC détectée pour le crabe (<i>Eriocheir sinensis</i>) ; peu de MC dans les d'un poisson (<i>Neosalax taihuensis</i>) ; contenu en MC élevé dans les muscles de l'escargot (<i>Bellamya aeruginosa</i>).	
Pas d'information disponible	Mammifères sauvages d'Afrique (rhinocéros, lions, guépards, zèbres, hippopotames, girafes, phacochères buffles, gnous, koudous)	Réservoir Nhlanguanzwane, Parc national de Kruger, Afrique du Sud	Février à juillet 2005	52 mégaherbivores : 7 rhinocéros blancs, 2 lions, 2 guépards, 9 zèbres, 23 gnous, 1 hippopotame, 1 girafe, 5 buffles, 1 phacochère et 1 koudou : lésions	23 718 µg/L de MC totale dans l'eau ; détection de toxines dans les tissus des mégaherbivores ; présence de <i>Microcystis aeruginosa</i> ; l'apport journalier en MC-LR d'un rhinocéros blanc (<i>Ceratotherium simum</i>) a été estimé à 754,29 µg/kg (masse humide)	Oberholster et al. (2009)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				microscopiques du foie, formation de globules éosinophiles parmi les hépatocytes ; prolifération et accumulation de pigments lipidiques dans les cellules de Kuffer, particulièrement dans les régions centrilobulaires		
Anatoxine a	Chiens (2 Labrador retrievers et 1 Weimaraner)	Ontario, Canada	Mai 2006	3/11 chiens : 1 chien mort de façon brutale en dedans de 1 h après avoir pataugé dans l'eau d'un étang sur une ferme de pension pour chiens ; 5 min d'exposition à	Hyperglycémie et acidose dans le sang de 2 chiens ; un examen post-mortem sur 1 chien ne présentait aucune lésion macroscopique ou microscopique des tissus ; prolifération de <i>Planktothrix</i> sp. ; 0,01 µg/g d'anatoxine a retrouvée dans l'estomac d'un chien ; présence d'anatoxine a	Puschner et al. (2008)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				l'eau lors d'une promenade surveillée ; 2 autres chiens sont devenus faibles, respiration haletante et superficielle, effondrement, convulsions, mort ; quelques minutes après un 3 ^e chien a eu les mêmes symptômes ; un 4 ^e chien a développé des signes similaires, mais a survécu	détectée dans l'eau de la rivière également	
MC-LR, MC-YR, MC-RR	Tortues d'eau douce (<i>Emys orbicularis</i> , <i>Mauremys leprosa</i>)	Lac Oubeira, Algérie	Octobre 2005	12 tortues d'eau douce : retrouvés morts proches les uns des autres (0,5 ha)	1 192,8 µg de MC-LR équivalent/g poids sec trouvée dans les tissus du foie de <i>M. leprosa</i> et 37,19 µg de MC-LR équivalent/g poids sec trouvée dans les viscères de <i>E. orbicularis</i> ; 1,12 mg de	Nasri et al. (2008)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
					MC-LR équivalent/g de biomasse sèche	
MC	Poissons, oiseaux herbivores, oiseaux piscivores	Lagon de Los Ansares, parc national de Doñana, Espagne	Juillet 2004	Mortalité massive des oiseaux herbivores ; milliers de poissons morts ; dans les 2 semaines suivant la prolifération : mort de milliers d'oiseaux piscivores	Prolifération massive de <i>Microcystis aeruginosa</i> produisant des toxines ; détection de toxines dans le foie des poissons et dans le foie et le jabot des oiseaux	Lopez-Rodas et al. (2008)
Anatoxine a	Chiens	Rivière Eel, Californie, comté de Humboldt, É.-U.	Août 2002	3 chiens : morts après avoir nagé à l'embouchure de la rivière. 2 chiens ont développé des spasmes 5-10 min après exposition et sont morts en 1 h. Une tentative de réanimation cardiorespiratoire à l'hôpital vétérinaire s'est	Le foie du 3 ^e chien présentait une forte hémorragie ; l'eau de la rivière contenait 0,01 µg/L de PSP et le contenu des estomacs des 3 chiens contenait 1,6 ; 1,6 et 2,4 ng/g de PSP (poids humide) ; prolifération de <i>Anabaena</i> sp., <i>Lyngbiasp.</i> et <i>Planktothrix</i> sp. ; présence d'anatoxine a détectée dans l'eau de la rivière (1 µg/g) et dans les estomacs des 3 chiens morts	Puschner et al. (2008)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				avérée infructueuse. Le 3 ^e chien a commencé à convulser environ 30- 40 minutes après avoir nagé dans la même rivière, 12 jours après la mort de 2 autres chiens. Mort avant son arrivée chez le vétérinaire.		
Anatoxine a, homoanatoxine a	Chiens	Rivière Hutt, Nouvelle-Zélande	Novembre-décembre 2005	5 chiens : morts rapidement après contact avec l'eau de la rivière ; autopsie effectuée 24 heures après ; grande quantité de mousse dans les voies respiratoires et la trachée ; présence d'algues dans	Présence de cyanobactéries benthiques <i>Phormidium</i> sp. ; concentration de 0,5-27 µg/kg (poids humide) d'anatoxine-a et de 51-4400 µg/kg (poids humide) d'homoanatoxine a dans le biofilm benthique	Wood et al. (2007)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				l'estomac ; présence d'anatoxine a, d'homoanatoxine a et de leurs produits dégradés dans l'estomac, reins obstrués, foie et reins autolysés		
MC-LR, anatoxine-a	Flamands roses nains (<i>Phoeniconaias minor</i>)	Lac Bogoria et lac Nakuru, Kenya	2004	Nombre non identifié. Mort massive des oiseaux	0,02-30,0 µg de MC-LR/g de plumes ; jusqu'à 8 µg d'anatoxine-a/g de plumes	Metcalfe et al. (2006)
Anatoxine a	Chiens (Yorkshire terrier (2,5 kg), dogue de Bordeaux (25 kg))	Rivière La Loue, est de la France	Septembre 2003	2 chiens : décès rapide des animaux après que ceux-ci eurent bu l'eau à partir de la rive de la rivière ; vomissements, paralysie des muscles des pattes postérieures, défaillance	Prolifération massive de <i>Phormidium favosum</i> ; détection dans une moindre quantité de <i>Lyngbiasp.</i> , <i>Oscillatoria limosa</i> , <i>Phormidium sp.</i> , <i>Pseudanabaena sp.</i> , <i>Tolypotrrix sp.</i> ; détection d'anatoxine a dans l'eau de la rivière et le foie des chiens	Gugger et al. (2005)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				respiratoire et mort ; les symptômes sont apparus, chez le petit chien, dès qu'il a émergé de la rivière ; chez le grand chien, les symptômes ont été retardés et le décès est survenu à l'intérieur de 5 h		
Anatoxine a	Saumon (<i>Salmo trutta</i>)	Étang de production de salmonidés, lac Spino, Lombardie, Italie	Décembre 2000 - mars 2001	12,3 µg/g (poids humide) d'anatoxine a dans la chaire du poisson	Prolifération massive de <i>Planktothrix rubescens</i> (857,5 X10 ⁶ cell/L, 98 %), un peu de <i>Microcystis aeruginosa</i> (moins de 2 %) ; ratio N/P très élevé	Viaggiu et al. (2004)
Saxitoxines	Huîtres adultes et juvéniles (<i>Pinctada maxima</i>)	Archipel Dampier, Australie	1996	Aucune mortalité des juvéniles ; les individus exposés à une concentration de 105 cellules/mL de <i>T. erythraeum</i> étaient en moins	Prolifération importante de <i>Trichodesmium erythraeum</i> ; faible présence de <i>Vibrio</i> sp.	Negri et al. (2004)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				bonne santé que ceux exposés aux diatomées <i>Chaetoceros calcitrans</i> ; dilatation des lumens des glandes digestives, desquamation des cellules épithéliales et des granulocytes sous l'épithélium		
MC-LR, MC-RR, MC-LF, MC-YR, anatoxine-a	Flamands roses nains	Lake Bogoria, Kenya	Juin et novembre 2001	Plusieurs milliers d'oiseaux : Présence de cellules et de débris de cellules de cyanobactéries dans les estomacs des oiseaux ; présence d'hépatotoxines et de neurotoxines dans les contenus	Présence d'une fleur épaisse de <i>Phormidium terebriformis</i> , <i>Oscillatoria willei</i> , <i>Spirulina subsalsa</i> et <i>Synechococcus bigranulatus</i> ; concentration : 221-845 µg de MC-LR équivalent/g (poids sec) de biomasse et 10-18 µg d'anatoxine-a/g (poids sec) de biomasse	Krienitz et al. (2003)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				stomacaux et dans les boulettes fécales des animaux ; signes neurologiques d'intoxication des oiseaux sur le bord du lac ; 0,196 µg/g de MC totales/g (poids humide) et 4,34 µg d'anatoxine-a dans le contenu de l'estomac, l'intestin et les excréments		
Cyanotoxines non identifiées	Flamands roses juvéniles, autres oiseaux d'eau	Lagon Lucio de las Piedras, parc national Doñana, Espagne	Juillet 2001	Mortalité massive d'au moins 579 oiseaux ; prolifération importante de cyanobactéries au même moment	Présence de cyanobactéries dans l'eau du lagon et dans le jabot des oiseaux affectés ; cyanotoxines présentes dans le foie et le jabot des flamands roses	Alonso-Andicoberry et al. (2002)
MC totale	Poissons (<i>Tilapia rendalli</i>)	Lagon de Jacarepaguá, Rio de Janeiro,	Août 1996- Novembre 1999	Environ 300 poissons pêchés : muscles, foie et	75 % des poissons contenaient des microcystines ; le foie, les	Freitas de Magalhaes et al. (2001)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
		Brésil		viscères collectés pour analyses des MCs	viscères et les muscles contenaient 0-31,1 µg/g avec une moyenne de 6,3 µg/g, 0-67,8 µg/g avec une moyenne de 13,4 µg/g et 2,9-26,4 µg/g avec une moyenne de 10,7 µg/g de MC totale, respectivement ; durant toute la période d'études, les muscles des poissons avaient un contenu en MC similaire ou au-dessus de la limite recommandée pour la consommation humaine (0,04 µg/kg*jour)	
MC-RR, MC-LR	Canards à bec tacheté	Étang de Shin-ike, Nishinomiya, préfecture de Hyogo, Japon	1995	20 canards à bec tacheté : mort suspecte des oiseaux de l'étang de Shin-ike ; prolifération de <i>Microcystis aeruginosa</i> dans l'étang de Skin-ike ; oiseaux non affectés dans des étangs à	318 µg/g de MC-RR et 161 µg/g de MC-LR détectées dans l'eau de l'étang de Shin-ike ; 29 µg/g de MC-RR et pas de MC-LR détectées dans l'eau de l'étang de Oo-ike ; pas d'oiseaux morts à l'étang de Oo-ike	Matsunaga et al. (1999)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				proximité avec prolifération de cyanobactéries		
Cyanotoxines non identifiées	Vaches, veaux	Réservoir d'eau sur une ferme ; Queensland, Australie	1998	5 vaches, 16 veaux : chancèlements, faiblesses dans les jambes, après avoir ingérée, morts entre 24 h et 3 sem. Ingestion quotidienne d'eau contaminée ; Hémorragies abdominales thoraciques, épocardiques et intestinales sévères, foie pâle et gonflé, vessie extrêmement distendue, bile jaune foncé	Prolifération de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> dans l'eau du réservoir	Thomas et al. (1998)
MC-LR	Génisses	Eau d'un étang sur une ferme, Colorado, É.-U.	1997	24/175 génisses : animaux faibles, nerveux,	Cyanobactéries trouvées dans le rumen, foies gonflés, friables, rouge foncé ;	Puschner et al. (1998)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				présentaient des signes d'anorexie, couchés, hypersensibles au bruit ; morts dans les 3 jours après l'apparition des premiers symptômes	dégénérescence et nécroses des hépatocytes ; présence de <i>Microcystis</i> sp. et de MC-LR dans l'eau de l'étang affecté	
Anatoxine a(s)	Oiseaux	Lac Knud, Danemark	Juillet 1993 Juin-juillet 1994	Morts d'oiseaux sauvages autour du lac	Proliférations massives de <i>Anabaena lemmermannii</i> dans le lac.	Onodera et al. (1997a)
PSP (gonyautoxines, saxitoxines, C1, C2 et autres)	Moutons	Réservoir d'eau sur une ferme ; Forbes ; Australie	Été 1994	14 moutons : tremblements, rampements, manque de coordination des mouvements, allongements sur le sol ; mort subite après ingestion	1700-2520 µg PSP/g cellule (poids sec) dans l'écume ; prolifération d' <i>Anabaena circinalis</i> ; gonyautoxines (89 %) et saxitoxines (9 %) dans les intestins	Negri et al. (1995a)
MC-LR	Bovins et moutons	Réservoirs dans la province de Cap Ouest, Afrique du Sud	?	Nombre non précisé : mort subite des animaux ;	Hépatotoxicité confirmée par bioessai sur des souris ; confirmation de la présence de MC-LR dans la 3 ^e	Van Halderen et al. (1995)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				présence de photodermatose chez les animaux survivants	prolifération, présence de <i>Nodularia spumigena</i>	
Toxines non identifiées	Chiens (35 kg Golden retriever, femelles)	Piscine d'eau stagnante, Californie, É.-U.	Novembre 1991	1 : ingestion d'une importante quantité de phytoplancton et d'algues ; vomissements, diarrhées, léthargie, dommages au foie, insuffisances hépatiques, cécité, ictère, signes de dépression, fasciculation musculaire ; chien euthanasié 52 h après l'apparition des premiers symptômes	Foie, gonflé, friable et rouge foncé avec dissociation, dégénération et nécroses des hépatocytes ; présence de <i>Microcystis aeruginosa</i> dans l'eau ingérée	DeVries et al. (1993a)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
Anatoxine-a, PSP	Chiens	Loch Insh, Écosse	1990-1991	Chiens morts après avoir bu l'eau le long de la rive du Loch Insh ; signes d'intoxication aigüe aux neurotoxines chez les chiens ; présence de cellules d' <i>Oscillatoria</i> sp.dans l'estomac des animaux ; les contenus stomacaux se sont révélés positifs aux bioessais de neurotoxicité	Présence d'une prolifération importante d' <i>Oscillatoria</i> sp. benthique ; forte neurotoxicité de la fleur	Edwards et al. (1992)
Anatoxine a	Chauve-souris, canards colverts	Alberta, Canada	1985	Plus de 1 500 chauves-souris (500 dans une cave, 1 000 sur les rives d'un lac), au moins 24 canards :	Lac couleur bleu-vert avec écume blanche ; présence d'anatoxine a dans la « boue » verte retrouvée sur les carcasses	Pybus et al. (1986)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				animaux retrouvés couverts d'une « boue » verte ; les autopsies n'ont révélé aucune anomalie ;		
CYA (cyanotoxines non identifiées)	Rhinocéros blancs	Afrique du Sud	Mai à juillet 1979	3/4 rhinocéros : Les investigations microscopiques et macroscopiques ont montré une hépatotoxicité aigüe : hépatomégalie, liquide d'ascite, coagulopathie dans divers tissus, nécrose hépatique sévère et perte de l'architecture hépatique	Présence de prolifération massive de <i>Microcystis aeruginosa</i> dans le réservoir d'eau du parc situé à proximité des animaux morts (4 à 12 cm d'épaisseur de la fleur)	Soll & Williams (1985)
CYA	Agneaux	Réservoir d'eau	May 1975	20 agneaux :	Prolifération d' <i>Anabaena</i>	May &

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
(cyanotoxines non identifiées)		sur une ferme ; Young; Australie		tremblements, salivation, chancèlements, faiblesse dans les jambes, effondrement ; décédés 48 h après consommation d'eau contaminée	<i>circinalis</i> et de <i>Schizothrix calcicola</i> dans le réservoir	McBarron (1973)
Cyanotoxines non identifiées	Abeilles	New South Wales, Australie	Été 1971	Mort de presque toutes les abeilles de 84 ruches ; d'autres abeilles mortes retrouvées près d'un lac	Présence d'une prolifération d' <i>Anabaena circinalis</i> sur le lac à proximité des ruches ; un rucher situé sur le lac, mais pas dans la ligne de vent n'a pas été affecté	May & McBarron (1973)
Hépatotoxines	Chiens, bovins, chevaux, orignal	Lac Qu'Appelle, Saskatchewan, Canada	Été 1959	6 chiens, 1 orignal, bovins et chevaux : nausées, vomissements persistants, diarrhées, douleurs abdominales, convulsions ; mort entre 1 et	Écume verte à la surface du lac ; présence de <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Microcystis flos- aquae</i> , <i>Anabena flos-aquae</i> dans l'eau du lac	Senior (1960)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				2 h après le début des symptômes ; l'analyse des animaux morts a montré : gastroentérites, hémorragies, engorgement et striures sur le foie		
Cyanotoxines non identifiées, hépatotoxines	Chevaux, vaches, chiens	lac Kindersley, lac Last Mountain, réservoir de la rivière Souris, ville de Bagonie, lac Long, lac Buffalo, Saskatchewan, Canada	Juin-juillet 1959	2 chevaux morts près du lac Kindersely (29 juin) ; 3 vaches mortes près du réservoir de la rivière Souris (2 juillet) ; 4 chiens morts sur les plages du lac Last Mountain ; 1 chien mort après avoir bu l'eau d'un étang sur une ferme à Balgonie ; 2 vaches mortes près du lac Long	Prolifération de <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> sur l'étang de la ferme de Bagonie ; les vaches du lac Lon ont été retrouvées gisantes sur le côté avec une respiration haletante ; morte en 12-16 h, prolifération de <i>Microcystis</i> sp. et d' <i>Anabaena</i> sp. sur le lac Long, présence de <i>Microcystis</i> sp. sur le lac Buffalo ; <i>Anabaena</i> sp. et <i>Aphanizomenon</i> sp. étaient dominants sur le réservoir de la rivière Souris le 13 août	Dillenberg & Dehnel (1960)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature

(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				(12 juillet) ; 3 vaches et six chiens morts près du lac Buffalo (3 août)		
	Chiens, oies	Lac Echo, Saskatchewan, Canada	29 Juin 1959	3 chiens, oies (nombres non précisés) : chiens et oies malades après avoir bu de l'eau du lac ou morts subitement quelques heures après l'ingestion	Écume verdâtre sur la surface du lac pendant 2 jours (28-29 juin) ; colonies de <i>Microcystis</i> sp. et d' <i>Anabaena</i> sp. dans l'eau du lac ; l'autopsie a montré des signes de congestion du foie, inflammation et œdème des poumons, inflammation hémorragique de l'intestin, taches verdâtres dans les muqueuses du duodénum	Dillenberg et Dehnel (1960).
Nodularine (d'après Codd et al. (1994))	Bovins, moutons, porcs, chiens, chevaux	Lac Alexandrina ; Australie	Entre le 1 ^{er} janvier et 11 février 1878	Animaux en état de stupeur, chancellements, inconscience état anormalement calme, convulsions, spasmes ; mort entre 1 et 8 h pour les moutons,	Présence de <i>Nodularia spumigena</i> ; écume en surface, accumulation causée par le vent	Francis (1878)

Tableau F-5 : Principaux cas d'intoxication par les cyanotoxines rapportés et détaillés dans la littérature
(adapté de Roegner et al. 2013 et complété par des références plus récentes) (suite)

Toxine	Espèce affectée	Endroit	Année	Signes cliniques	Résultats	Source
				8-24 h chevaux, 4-5 h chiens, 3- 4 h porcs ; dissections moutons : cœur flasque, liquide jaune dans cavité abdominale, dure-mère du cerveau congestionnée, sang noir et non coagulable		

*DABA : 2,4-diaminobutyric acid dihydrochloride.

De nombreuses autres études sont disponibles dans : Stewart, Ian, Alan A. Seawright, et Glen R. Shaw. "Cyanobacterial poisoning in livestock, wild mammals and birds—an overview." *Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs*. Springer New York, 2008. 613-637.

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
MC-LR	Étude de l'expression de certaines protéines dans l'induction de nécroses des cellules testiculaires ; souris BALB/c ; mâles ; 2 groupes ; 25 indiv. par groupe ; 5 sous-groupes ; 5 indiv. par sous-groupe ; étude <i>in vivo</i>	ADN testiculaire	Injection i.p. ; concentrations : 0, 3,75 ; 7,5 ; 15 ; 30 µg/kg p.c. ; groupe 1 = 1 injection, groupe 2 = 1 injection/jour pendant 4 jours ; MC-LR diluée dans solution saline (0,9 %) ; témoins = 7,5 mL/kg p.c. solution saline (0,9 %) ; souris anesthésiées 12 h après la dernière injection pour analyses ; durée d'exposition :	Les résultats montrent que l'expression des protéines Bax, Caspase 3 et Caspase 8 sont régulées à la hausse suite à l'injection de MC-LR ; l'injection de MC-LR entraîne également une augmentation significative des protéines c-myc, c-jun et c-fos ainsi que des cellules nécrosées dans les testicules, tant pour le groupe 1 que 2 ;	Les auteurs mentionnent que la surexpression de c-myc, c-jun et c-fos suggère que MC-LR peut avoir un potentiel cancérogène pour les testicules ; LD50 = 60 µg/kg p. c.	Wang et al. (2013)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
			groupe 1= 13 h, groupe 2= 4 j 13 h			
MC-LR	Évaluer l'impact des MC sur les paramètres immunitaires et hématologiques du rat ; rats Wistar, albinos, mâles ; 4 groupes + 2 groupes contrôles ; 10 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i>	Sang (globules rouges), foie, rein, cerveau, thymus, rate et testicules	Voie orale (nourriture) ; Durée d'exposition = 28 jours ; groupe contrôle 1 (GR1) : diète commerciale sans poisson ; groupe contrôle 2 (GR2) : diète commerciale dont 25 % de poissons provenant d'un producteur local où il n'y a pas de prolifération de cyanobactéries ; groupe 3, (GR3) : diète commerciale dont 25 % de poissons provenant d'un producteur local où il n'y a pas de prolifération de cyanobactéries + ajout d'une	Différence significative ($p \leq 0,05$, $p \leq 0,01$) entre les globules rouges du groupe expérimental et du groupe témoin ; Détection d'un effet immunomodulateur dans les groupes expérimentaux : les cellules NK et les lymphocytes T g δ p ont significativement augmenté dans le sang périphérique des GR4 et 5. Changement significatif dans le rapport des cellules CD4p et CD8p (augmentation de CD4p et baisse de CD8p) dans le GR3 ; les plus grands	La chair de poisson contenant beaucoup de MCs (injectée ou provenant d'une biomasse séchée de cyanobactéries) induit des changements importants dans les paramètres des globules rouges et influence la réponse du système immunitaire inné et adaptatif ; L'étude permet également de mieux comprendre le transfert des MCs à travers la chaîne	Palikova et al. (2013)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
			biomasse séchée de cyanobactéries dont la concentration en MCs est de 25 000 µg/kg de nourriture ; groupe 4 et 5 (GR4, 5) : diète commerciale dont 25 % de poissons provenant d'un producteur local où il n'y a pas de prolifération de cyanobactéries + ajout d'une concentration de MCs de 700 ou 5000 µg/kg de nourriture ; groupe 6 (GR6) : diète commerciale dont 25 % de poissons provenant d'un producteur local où il y a de	changements des organes lymphoïdes ont été observés chez le groupe 3 : augmentation, au niveau de la rate, des lymphocytes T gd β , T CD8 β et IgM β	alimentaire, passant des cyanobactéries, au poisson, puis au rat	

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
			fortes proliférations de cyanobactéries			
MC-LR	Le but de cette étude est de déterminer si l'exposition à la MC-LR pourrait induire un stress oxydatif produisant des effets toxiques sur les cellules de Sertoli ; rats Sprague-Dawley ; mâle ; 4 groupes + 1 groupe contrôle ; culture <i>in vitro</i>	Cellules de Sertoli	2×10^4 cell./puits ; plaque de 96 puits ; 100 μ L de milieu de culture ; milieu de culture = DMEM-F12 ; concentrations : 0 ; 0,5 ; 5 ; 50 et 500 nmol/L de MC-LR ; selon le niveau de MC-LR, les cellules ont été incubées pour 12, 24 ou 48 h	Les résultats mettent en évidence une diminution du potentiel de la membrane mitochondriale (MMP), une augmentation des composés réactifs (ROS), une augmentation de la peroxydation lipidique et une diminution de l'activité de l'enzyme superoxyde dismutase (SOD) dans les cellules de Sertoli, après traitement avec la MC-LR ; expression plus élevée de la caspase-9 et de la caspase-3 ; augmentation du taux d'apoptose	Les auteurs déduisent que l'exposition directe à la microcystine-LR pourrait induire un stress oxydatif dans les cellules de Sertoli, diminuer la viabilité cellulaire et augmenter l'apoptose des cellules, entraînant ainsi une toxicité pour la reproduction chez les rats	Li et al. (2012)
MC-LR	Étude des effets toxiques de la MC-LR sur les	spermatozoïdes	1×10^6 cells/mL dans 2 mL de milieu de culture ;	La viabilité des cellules et la capacité antioxydante du milieu	Cette étude démontre que la MC-LR peut	Zhou et al. (2012)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
	spermatogonies ; rat Sprague-Dawley ; mâle ; 4 groupes + 1 groupe contrôle ; 1×10^6 cells/mL par groupe ; étude <i>in vitro</i>		concentrations : 0 ; 0,5 ; 5 ; 50 et 500 nmol/L de MC-LR ; durée d'exposition ; 6 h ;	ont diminué de façon significative pour les cellules exposées à 5, 50 et 500 nM de MC-LR ; aucune différence significative n'a été observée dans les groupes exposés à 0,5 nM et dans le groupe contrôle ; le ratio de cellules apoptotiques, la production de composés oxydants (ROS), le potentiel des membranes mitochondriales (MMP), et le CA^{2+} libre intracellulaire ont augmenté après une exposition à 5, 50 et 500 nM de MC-LR ; au moins 5 Oatps (Oatp1a5,-3a1, 6b1,-, 6C1 et-6D1) ont été détectés au niveau de l'ARNm des	atteindre les spermatogonies et conduire à la cytotoxicité	

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
				spermatogonies et l'expression de ces Oatps a été affectée par MC-LR, particulièrement Oatp3a1		
MC-LR	Étude de la toxicité de 2 souches de cyanobactéries isolée d'un extrait naturel de rivière ; souris suisse albinos ; groupes et nombres d'individ. non précisés ; étude <i>in vivo</i>	Foie, abdomen, souris	Injection i.p. ; 1 mL d'extrait injecté ; dilution 1 % dans solution Tween-60 et saline	Directement après injection de la dose létale les souris sont très agitées, 20-30 min après : léthargie, dos vouté, respiration abdominale qui diminue jusqu'à la mort (1,2-3,1 h après injection) ; foies déformés et élargis, fermes au toucher, dégagent du sang lorsque coupés ; présence d'ascite (cavité abdominale	LD ₅₀ = 35 µg/kg p.c. ; souris Caractéristiques morphologiques des souches similaires à celle de <i>Phormidium</i> sp.; 98 % de similarité avec <i>Planktothrix agardhii</i> et <i>Planktothrix rubescens</i> ; moins de 90 % de similarité avec <i>Phormidium</i> sp.; pas de cylindrospermopsine, de deoxycylindrospe	Wood et al. (2010)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
					rmopsine, d'anatoxine a et d'homoanatoxine a	
MC-LR	Étude de la toxicité sur le système reproducteur ; études histologiques et physiologiques ; souris FPS ; mâles ; 2 cohortes (3 mois, 6 mois) ; 4 groupes ; 20 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i>	Sperme ; spermatozoïdes	Voie orale (eau) ; concentrations : 0, 1, 3,2 et 10 µg/L ; durée d'exposition = 3 et 6 mois ;	<p>Dans le groupe ayant été traité pendant 3 mois, la qualité du sperme(nombre, motilité) a diminué à 3,2 et 10 µg/L, la testostérone a chuté à 10 µg/L, le taux de LH et FSH a augmenté et les cellules de Leydig présentaient des apoptoses ; pas de différence significative dans le taux d'anormalités des spermatozoïdes</p> <p>Des résultats similaires, mais plus prononcés, ont été observés dans les groupes traités avec la MC-LR pour 6 mois ; le taux</p>	<p>LOAEL = 3,2 µg/L</p> <p>Le traitement chronique à faible dose avec de la MC-LR présente une toxicité importante pour la reproduction masculine, en provoquant une baisse de la qualité du sperme, et de la concentration de la testostérone ainsi qu'une altération des testicules.</p>	Chen et al. (2011)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
				d'anormalité du sperme était plus élevé et les niveaux de testostérone plus bas pour les groupes ayant reçus les doses de 3,2 et 10 µg/LMC-LR que pour le groupe contrôle ; des dommages structurels sur les testicules ont été observés avec la dose 10 µg/L		
MC-LR	Souris suisse ; 3 groupes ; 8 ou 10 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i>	Système pulmonaire ; voies respiratoires ; foie	Injection i.p. ; dose injectée de 40 µg/kg p. c. aux 2 groupes expérimentaux (TOX, LASS) ; contrôle (CTRL) : 40 µL de solution saline (0.9% NaCl) ; 6 h après la 1 ^{re} injection, tous les groupes reçoivent, par voie	MC-LR non détectée dans les tissus des poumons, mais présente dans les tissus du foie pour les groupes TOX et LASS ; l'altération du foie (nécrose, inflammation, degré élevé d'hépatocytes binucléés, vacuoles cytoplasmiques,	Cette étude suggère que la microcystine, même administrée à de faibles concentrations, peut être présente dans la circulation sanguine et entraîner des réactions inflammatoires déclenchées par	Casquilho et al. (2011)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
			orale, 60 µL de solution contenant 2,5 µL de DMSO ; la solution du groupe LASS contient, en plus, 50 mg/kg de LASSBio 596 ; 8 h après la 1 ^{re} injection les souris sont euthanasiées pour analyses	espaces sinusoïdaux dilatés et stéatose) est plus importante pour TOX que LASS	les cellules immunitaires	
Microcystines (MC-LR = 98 % et MC-YR=2%)	Essai de toxicité ; souris Kunming ; femelles ; 5 groupes ; 10 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i> ; toxines extraites à partir de cultures de <i>M. aeruginosa</i>	Souris au complet	Injection i. p. ; concentrations : 21,98, 26,98, 33,11, 40,64, 49,89 µg/kg p.c. ; dose unique ; 24 h après l'injection le nombre de souris mortes et vivantes est noté ; extraits de cellules analysés par HPLC	LD50 =35,20 µg s/kg p.c.		Bu et al. (2006)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
Microcystines (MC-LR = 98 % et MC-YR=2%)	Étude du développement embryonnaire, souris Kunming ; femelles ; 4 groupes ; 12 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i> ; toxines extraites à partir de cultures de <i>M. aeruginosa</i>	Embryons ; fœtus ; squelette	Injection i.p. ; concentrations : 3, 6, ou 12 µg/kg p.c. ; injection quotidienne pendant 6-15 jours ;	Diminution significative (p<0.05) du gain de poids des souris en gestation pour tous les groupes ; 4 fœtus ayant reçu la dose de 6 µg/kg p.c. présentaient une queue courbée ; des hémorragies pétéchiales et une dégénérescence hydropique ont été observées dans le foie des fœtus ayant reçu une dose de 6 et 12 µg/kg p.c. ; 12 µg/kg p. c : 1 souris est morte et 1 souris a spontanément avorté ; augmentation significative (p<0,05) d'embryons morts et d'embryons résorbés ; diminution significative (p<0,05)	Les résultats suggèrent que la microcystine est toxique autant pour les souris en gestation et pour les embryons et les fœtus. Une concentration élevée 12 µg/kg en microcystine ralentie la croissance des souris en gestation peut provoquer des avortements spontanés et entraîner la mort des souris ; les auteurs mentionnent également qu'une dose de 12 µg MC/kg p.c. induit de nombreuses	Bu et al. (2006)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
				du poids, de la taille corporelle et de la longueur de la queue des fœtus ; Aucune des concentrations testées n'a eu d'effet sur le développement squelettique	malformations tant chez l'embryon que le fœtus	
Microcystines (MC-LR = 98 % et MC-YR=2%)						Mohamed et al. (2006)
Microcystines (MC-LR = 98 % et MC-YR=2%)						Mohamed et al. (2006)
MC-LR	Étude de la génotoxicité ; rat Sprague-Dawley ; mâles ; 3 groupes ; 4 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i> et <i>in vitro</i> ; marquage	ADN du foie et des hépatocytes	Injection i.p. ; concentrations 0 or 50 µg/kg p.c. ; dilution dans solution saline ; durée d'exposition = 24 h et 48 h ; 2 rats de chaque groupe sont	Augmentation significative (p <0,001) de la formation du 8-oxo-7,8-dihydro-2'-déoxyguanosine (8-oxo-dG) dans les cellules du foie et les hépatocytes traités à la MC-LR. ;	Les auteurs mentionnent que la formation du 8-oxo-dG dans les cellules du foie et les hépatocytes des rats indiquent clairement que des concentrations	Bouaïcha et al. (2005)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
	radioactif avec ³² P		sacrifiés pour être analysés après chaque période d'exposition. Culture d'hépatocytes du rat ; exposées à des concentrations non cytotoxiques de 2 et 10 ng/mL pendant 3, 6, et 24 h ; cellules contrôles traitées avec DMSO (0,1 %)	baisse significative de la formation de composés radiomarqués dans l'ADN des hépatocytes après 24 h, pour les 2 concentrations ;	non cytotoxiques induisent des dommages à l'ADN et pourraient donc agir en tant qu'initiateur de tumeurs, fournissant ainsi une preuve de leur cancérogénicité	
MC-LR	Étude de la toxicité aigüe ; étude histologique, cytologique et physiologique ; rat F344 ; mâle ; 5 groupes ; 9 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i>	Foie	Injection i.p. ; concentrations : 25, 50, 100, et 150 µg/kg p.c. ; dose unique ; 7 jours d'observation après le traitement	25 µg/kg p. c. : nécroses dispersées ; caryo-mitose cellulaire observée occasionnellement 1 jour après le traitement ; corps acidophiles apoptosés et cellules vacuolisées observés 3 jours après le traitement	LOAEL ^a = 25 µg/kg de p.c.	Billam et al. (2008)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
				<p>(également observés à 50 µg/kg p.c.)</p> <p>50 µg/kg p.c. : augmentation significative (p <0,01) des concentrations de phosphatase alcaline (ALP) et des transaminases (ASAT, ALAT) (également observées à 100 et 150 µg/kg p.c.) ; cellules nécrosées avec infiltration de leucocytes, corps éosinophiles et cellules nucléées observés 1 jour après le traitement</p> <p>100 µg/kg p.c. : diminution significative du poids corporel ; augmentation significative (p <0,01 à 0,05) des concentrations de</p>		

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
				<p>créatinine, de gamma-glutamyl-transférase (GGT), BUN et de bilirubine(100 ug/kg de p.c. ou +) ; observations d'hépatocytes nécrosés et de nombreux foyers de nécrose 1 jour après le traitement</p> <p>150 µg/kg p.c. : nécrose répandue ; hémorragie intrahépatique généralisée et infiltration de cellules inflammatoires ont été observées un jour après le traitement ; diminution significative du poids des rats ; 100 % de mortalité (9/9 rats) avec la dose 150 µg MC-LR/kg, 7 jours après le traitement</p>		

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
MC-LR (et abondance cellulaires de cyanobactéries)	Étude des symptômes associés à la présence de MC et de cyanobactéries auprès de 466 résidents de 3 lacs du Québec ; adultes et enfants (5 ans et +)	Intestins, oreilles, peau, yeux, voies respiratoires, muscles, tête, bouche	questionnaire papier sollicitant des renseignements sociodémographiques, l'état de santé actuel et passé du répondant le type d'approvisionnement en eau potable, la présence d'un animal de compagnie dans sa résidence, ses voyages dans le dernier mois ; un journal quotidien rapportant les symptômes (yeux, oreilles, peaux, voies respiratoires, système digestif, douleurs musculaires, maux de tête, ulcères	Pas de corrélation entre les MC et des problèmes de santé. Seuls les symptômes gastro-intestinaux étaient associés à des contacts récréatifs d'eau contaminée. Augmentation significative du risque relatif ajusté (RR) avec des comptes élevés* de cyanobactéries. Le risque serait plus important pour les activités de contacts indirects que directs, potentiellement parce que les usagers feraient moins attention. Les participants ayant reçu de l'eau potable à partir d'une usine de traitement d'eau potable dont la source était contaminée par les cyanobactéries	Limitations : peu de MC en 2009. L'étude s'est terminée le 21 août alors qu'il y a souvent des concentrations élevées de MC dans l'eau à la fin août. L'étude ne tient pas compte des 30 premiers centimètres d'eau où l'abondance des cellules et la concentration des MC sont plus élevées. Durée de l'étude trop courte pour pouvoir voir un effet à moyen terme	Lévesque et al. (2014)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
			buccaux), les consultations médicales et hospitalisation ainsi que les contacts complets (baignade, ski nautique, planche à voile, mise à l'eau d'embarcations, chutes éventuelles) ou limités (pêche, promenade en bateau sans mise à l'eau de l'embarcation) avec l'eau du lac, la durée des contacts, s'il y a eu immersion de la tête et eau avalée, les baignades dans d'autres lacs, dans des piscines et la consommation de poissons provenant du lac du	présentaient plus de douleurs musculaires, de symptômes aux oreilles et à la peau et de gastroentérites. *élevés, car > 200 000 cellules, mais très fréquents pour ces plans d'eau		

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
			répondant Échantillons d'eau de surface (0,3 m prof.) quotidiens dans les lacs entre le 27 juin et fin août 2009 ; comptes cellulaires cyanobactéries + MC-LR			
MC-LR (et abondance cellulaire de cyanobactéries)	Étude des symptômes associés à la présence de MC et de cyanobactéries auprès de 466 résidents de 3 lacs du Québec ; adultes et enfants (5 ans et +)	Intestins, oreilles, peau, yeux, voies respiratoires, muscles, tête, bouche	questionnaire papier sollicitant des renseignements sociodémographiques, l'état de santé actuel et passé du répondant le type d'approvisionnement en eau potable, la présence d'un animal de compagnie dans sa résidence, ses voyages dans le dernier mois ;	Pas de corrélation entre les MC et des problèmes de santé. Seuls les symptômes gastro-intestinaux étaient associés à des contacts récréatifs d'eau contaminée. Augmentation significative du risque relatif ajusté (RR) avec des comptes élevés* de cyanobactéries. Le risque serait plus important pour les activités de contacts	Limitations : peu de MC en 2009. L'étude s'est terminée le 21 août alors qu'il y a souvent des concentrations élevées de MC dans l'eau à la fin août. L'étude ne tient pas compte des 30 premiers centimètres d'eau où l'abondance des cellules et la concentration des	Lévesque et al. (2014)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
			un journal quotidien rapportant les symptômes (yeux, oreilles, peaux, voies respiratoires, système digestif, douleurs musculaires, maux de tête, ulcères buccaux), les consultations médicales et hospitalisation ainsi que les contacts complets (baignade, ski nautique, planche à voile, mise à l'eau d'embarcations, chutes éventuelles) ou limités (pêche, promenade en bateau sans mise à l'eau de l'embarcation)	indirects que directs, potentiellement parce que les usagers feraient moins attention. Les participants ayant reçu de l'eau potable à partir d'une usine de traitement d'eau potable dont la source était contaminée par les cyanobactéries présentaient plus de douleurs musculaires, de symptômes aux oreilles et à la peau et de gastroentérites. *élevés, car > 200 000 cellules, mais très fréquents pour ces plans d'eau	MC sont plus élevées. Durée de l'étude trop courte pour pouvoir voir un effet à moyen terme	

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
			<p>avec l'eau du lac, la durée des contacts, s'il y a eu immersion de la tête et eau avalée, les baignades dans d'autres lacs, dans des piscines et la consommation de poissons provenant du lac du répondant.</p> <p>Échantillons d'eau de surface (0,3 m prof.) quotidiens dans les lacs entre le 27 juin et fin août 2009 ; comptes cellulaires cyanobactéries + MC-LR</p>			
MC-LR équivalent	Étude de l'exposition à la MC-LR lors d'activités récréatives sur 2	Voies respiratoires ; sang	Échantillons d'air pendant l'activité (pour mesurer l'exposition aux particules	Pas d'adénovirus ou d'entérovirus dans les lacs De faibles	Les auteurs indiquent que les activités récréatives des plans d'eau qui	Backer et al. (2010)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
	lacs présentant des proliférations de cyanobactéries, chez 82 personnes (adultes + enfants (+12 ans))		volatiles) ; prélèvements nasaux avant et après l'activité ; questionnaire papier après l'activité sollicitant des renseignements démographiques, l'état de santé actuel du répondant et sa participation à des activités nautiques passées ; questionnaire téléphonique similaire 7-10 jours après l'activité ; échantillon de sang après l'activité ; échantillons d'eau du lac pendant l'activité	concentrations de MC-LR équivalent ont été trouvées dans les échantillons d'air individuels (<0,1 ng/m ³ à 2,89 ng/m ³) et dans les prélèvements nasaux (<0,1 ng-5 ng). Les concentrations de MC-LR equ. dans la fraction soluble des échantillons de plasma étaient en dessous de la limite de détection (1,0 mg/L).	sont affectés par des proliférations de cyanobactéries peuvent générer des cyanotoxines volatiles, faisant de l'inhalation une route potentielle d'exposition. Les auteurs recommandent que des études futures incluent les prélèvements nasaux afin d'évaluer les dépôts potentiels de toxines au niveau des voies respiratoires	

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
MC-LR	Étude de cytotoxicité ; cellules de singe ; étude <i>in vitro</i>	rein	Concentrations :1, 3, 5, 10, 20, 30, 40, 75, 150 µM de MC-LR ; exposition pendant 24, 48 et 72 h ; Cellules de rein de singe cultivées sur média MEM enrichi ;	<p>La réponse cellulaire à la MC-LR est fortement corrélée à la dose injectée et au temps d'exposition. La viabilité cellulaire diminue nettement à partir d'une concentration supérieure à 30 µM et un temps de contact de 24 h.</p> <p>Altérations des lysosomes et des mitochondries</p> <p>L'exposition à de faibles concentrations induit la vacuolisation du réticulum endoplasmique et l'assemblage de vacuoles autophagiques ce qui laisse croire que l'autophagie est une réponse cellulaire</p>		Alverca et al. (2009)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
				précoce à l'exposition à la MC-LR. Une exposition à des valeurs plus élevées augmente le nombre de cellules en apoptose. Une exposition à des valeurs extrêmes entraîne une nécrose des cellules.		
MC-LR	Souris Balb/C ; mâles ; 4 groupes ; 6 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i>	Voies respiratoires	Inhalation (nez seulement) ; Concentrations : 260–265 µg microcystin/m ³ ; durée d'exposition : 30, 60 et 120 minutes (dose faible, moyenne et élevée, respectivement) ; répétition pendant 7 jours ; les doses journalières estimées de MC-LR sont de 3, 6 et 12,5 µg/kg.	Aucun signe clinique de toxicité ou de mortalité n'a été observé Lésions microscopiques liées au traitement (dégénérescence multifocale et nécrose de l'épithélium respiratoire, inflammation neutrophile et dégénérescence, nécrose et atrophie de l'épithélium olfactif)	NOAEL estimée à d'environ 3 µg/kg/jour (soit 20 ng/cm ² de l'épithélium nasal) ; obtenue pour une exposition à 260 µg/m ³ , pendant 30 minutes par jour. Un LOAEL n'a pas été discuté.	Benson et al. (2005)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
				ont été observés dans la cavité nasale des souris des groupes ayant reçu une dose moyenne ou élevée		
MC-LR	Exposition subchronique ; étude histologique, cytologique et physiologique ; souris N:NIH-S ; mâle ; 3 groupes ; 6 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i>	Foie, rein	Injection i.p. ; Concentration : 25 µg/kg p.c. (volume = 300 µL) ; dilution dans solution saline 0,9 % ; injection toutes les 48 h pendant 1 mois	Apparence des organes : foies infectés statistiquement plus larges et foncés, mais poids similaires aux contrôles. Après la période de récupération (1 mois) les organes ont repris leur apparence normale. Fonction des organes : augmentation du contenu lipidique du foie = altération de son fonctionnement. Pas de changement au niveau des marqueurs fonctionnels des reins = pas d'altération de leur fonctionnement	Les auteurs indiquent qu'une exposition répétée à des doses sous létales chez l'être humain pourrait passer inaperçue en raison de l'absence d'effets cliniques. Seule une étude approfondie des tissus permettrait de voir des altérations physiologiques et/ou cytologiques, s'il y a lieu	Andrinolo et al. (2008)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
				<p>Histologie : augmentation des vacuoles cytoplasmiques et binucléation des cellules du foie. Pas d'altération des cellules des reins. Après la période de récupération, les tissus reprennent leur apparence normale.</p> <p>Augmentation de la peroxydation lipidique dans le foie et les reins. Retour à la normale après récupération</p>		
MC-LR, MC-RR (la microcystine provient d'un extrait naturel de fleur dans un lac dont l'exutoire se jette dans la	Étude de la rétention de la microcystine par divers invertébrés marins : huîtres du Pacifique (<i>Crassostrea gigas</i>), palourdes	Organismes complets, partie molle des crabes et des bivalves, tissus musculaires, intestins, foie	Concentrations : nulle (eau de mer), faible (2,2 ppm [2 195 ppb] de MC-LR + cellules de <i>Microcystis sp.</i> en suspension), élevée (10,6 ppm [10 600 ppb] de			Miller et al. (2010)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
mer)	japonaises (<i>Tapes semidecussatus</i>), moules (<i>Mytilusedulis</i>), escargots (<i>Tegulasp.</i>), crabes rouges (<i>Cancer productus</i>), crabes dormeurs (<i>Cancer magister</i>) ; 3 groupes études ; <i>in vivo</i>		MC-LR + cellules de <i>Microcystis sp.</i> en suspension) ; tous les organismes sont ensemble dans chacun des 3 bassins ; MC mesurée dans l'eau à 3 niveaux (surface, milieu, fond) et dans les organismes à intervalles réguliers (24 h, 48 h, 72 h, 7 j, 14 j et 21 j) ; durée d'exposition 96 h ; après l'exposition, l'eau contaminée est remplacée par de l'eau de mer sans MC			
MC-LR	Étude du micronoyau par cytométrie en flux ; souris	Lésions chromosomiques	Concentrations : 0, 10, 20, 30, 34, 38, 42, 46, 50 et 55 µg/kg p.c.	2 souris sur 3 ayant reçue la dose de 55 µg/kg p.c. sont mortes	Aucun effet génotoxique n'a été observé. Les auteurs indiquent	Abramsson-Zetterberg et al. (2010)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
	CBA ; mâles ; 10 groupes ; 2 ou 3 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i>		(volume = 10 mL/kg p.c.) ; dilution chlorure de sodium (0,9 %) ; dose unique	Aucune augmentation de la fréquence des érythrocytes polychromatiques micronucléés (PCE) n'a été observée dans le sang périphérique. Le pourcentage de PCE n'a pas révélé de changements dans la prolifération cellulaire.	qu'il semble probable que si les microcystines sont cancérigènes, celles-ci agissent par un mécanisme autre que via la génotoxicité. Les auteurs indiquent également que les faibles concentrations de microcystines dans l'eau potable n'augmentent pas le risque de cancer par bris de chromosomes ou leur mauvaise répartition. Ils suggèrent que le critère de 1 µg/L soit revu	
CYA (4 extraits naturels de lac ; mélange de toxines : MC-	Étude du micronoyau par cytométrie en flux ; souris	Lésions chromosomiques	Concentration : 2,0 mg de cellules d'algues lyophilisées/souris	Aucune augmentation de la fréquence des érythrocytes polychromatiques	Aucun effet génotoxique n'a été observé. Les auteurs indiquent	Abramsson-Zetterberg et al. (2010)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
LR, MC-RR, MC-YR)	CBA mâles ; 4 groupes ; 5 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i> Étude du micronoyau par cytométrie en flux ; lymphocytes humains ; 1 donneur ; étude <i>in vitro</i>		(volume =10 mL/kg p.c.) ; dose unique Concentrations : 0, 0,25, 0,5, 1,0 et 2,0 mg de cell. d'algues lyophilisées/mL de culture cellulaire ; culture de sang sur média F-10 HAM enrichi ; dose unique	micronucléés (PCE) n'a été observée dans le sang périphérique. Le pourcentage de PCE n'a pas révélé de changements dans la prolifération cellulaire.	qu'il semble probable que si les microcystines sont cancérigènes, celles-ci agissent par un mécanisme autre que via la génotoxicité. Les auteurs indiquent également que les faibles concentrations de microcystines dans l'eau potable n'augmentent pas le risque de cancer par bris de chromosomes ou leur mauvaise répartition. Ils suggèrent que le critère de 1 µg/L soit revu	
CYA (extraits naturels de 5 lacs ; MC-LR, MC-YR, MC-	Étude de la toxicité sur des embryons de grenouilles ; 25	embryons	Embryons placés dans des boîtes de Petri ; exposés à des concentrations	La mortalité des embryons augmente de façon significative (p<0,05) avec la	La microcystine induit des effets létaux et des effets non létaux	Buryškova et al. (2006)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
RR, MC-LW, MC non identifiée)	embryons par groupe ; embryons stade 8 à 11 ; étude <i>in vivo</i>		de 50, 100, 200, 400 et 800 mg de biomasse sèche/L ; triplicatas ; biomasse provient d'extraits naturels de 5 lacs et est divisée en 5 fractions (biomasse complexe, pellet, extrait aqueux, perméat, éluat) ; milieu de culture = FETAX ; temps d'exposition de 96 h ; solution d'exposition renouvelée aux 24 h ; chaque jour : dénombrement et enlèvement des embryons morts ; homogénat de feuilles d'épinards utilisé comme matière de	concentration ; les fractions biomasse complexe et extrait aqueux sont généralement plus toxiques en termes de mortalité et d'inhibition de la croissance que les fractions éluat et perméat ; la fraction éluat qui contient beaucoup de microcystine est généralement moins toxique, mais elle induit de façon significative des malformations à de faibles concentrations (50-100 mg de biomasse sèche/L)	(malformations et retard de développement) ; elle affecte de façon significative la viabilité et le développement des embryons (embryo toxicité) ; les auteurs de l'étude mentionnent cependant que la microcystine n'est probablement pas le seul composé toxique des échantillons et qu'une étude plus approfondie de ces extraits permettrait de savoir quels sont les autres composants	

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
			référence (non-toxique) pour les concentrations de 400 et 800 mg de biomasse sèche/L		potentiellement toxiques également présents	
Microcystines, saxitoxines (+9 analogues), gonyautoxines (extrait naturel provenant d'une prolifération de <i>Trichodesmium sp.</i>)	Étude de la toxicité sur des souris ; souris suisses ; 3 groupes ; 1 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i>	larves	Injection i.p. ; phases hydrophiles et lipophiles de l'extrait injectées ; dose injectée = 1 mL ; solution saline 0,9 % ; 3 concentrations : >1000 mg/kg → non toxique ; 1000 à 500 mg/kg → faible toxicité, 500 à 100 mg/kg → toxicité élevée ; observation après 24 h	Prolifération de <i>Trichodesmium erythraeum</i> ($8,32 \times 10^6$ cell/L- $577,20 \times 10^6$ cell/L) ; tous les résultats des phases hydrophiles et lipophiles étaient négatifs ; les doses n'étaient pas suffisantes pour provoquer la mort chez les souris testées	Les auteurs mentionnent que les bioessais sur souris n'ont pas démontré de toxicité aigüe	Proença et al. (2009)
Microcystines, saxitoxines (+9 analogues), gonyautoxines (extrait naturel	Étude de la toxicité sur des larves d'oursin (<i>Lytechinus variegatus</i> Lamarck) ; 6	larves	Salinité du milieu = 30 % ; 10 mL d'extrait naturel ; dilutions : 100 ; 50 ; 25 ; 12,5 ; 6,1 et 3,7 % ; contrôle	Prolifération de <i>Trichodesmium erythraeum</i> ($8,32 \times 10^6$ cell/L- $577,20 \times 10^6$ cell/L) ; tous les extraits (même les plus	Les auteurs mentionnent que tous les extraits ont retardé ou interrompu le développement	Proença et al. (2009)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
provenant d'une prolifération de <i>Trichodesmium sp.</i>)	groupes + groupe contrôle ; 300 larves min par groupe ; étude <i>in vivo</i>		avec eau de mer ; 20 mL contenant min. 300 œufs fertilisés ; T = 25 °C ; cycle de lumière = 12 h/12 h ; durée d'exposition = 24 h	dilués) ont montré une activité antimittotique dans les larves d'oursins.	larvaire des oursins	
Cylindrospermopsine (culture pure)	Étude des effets cytotoxiques de la cylindrospermopsine sur les cellules Caco-2 ; étude <i>in</i>	Cellules Caco-2	Milieu de culture Eagle additionné de 10 % de sérum de fœtus de veau, 1 % d'acides aminés non essentiels, 50 µg/mL de gentamicine, 1,25 µg/mL de Fungizone, 2 mM de L-glutamine et 1 mM de pyruvate, T= 37 °C, concentrations = 0,3 ; 0,6 ; 1,2 ; 2,5 ; 5 ; 10 ; 20 et 40 µg/mL de CYN	La viabilité des cellules Caco-2 est réduite d'environ 90 % après exposition à 40 µg/mL de CYN ; la production de ROS intracellulaire augmente lorsque les cellules sont exposées à une concentration de 1,25 µg/mL de CYN ; le contenu GSH et l'activité des GCS augmentent lorsque les cellules sont exposées à 2,5 µg/mL de CYN.	la présente étude met en évidence les altérations ultrastructurales, qui révèlent une dégénérescence lipidique, des dommages mitochondriaux et une altération des noyaux ; il a été démontré que la CYN peut induire des effets toxiques chez les cellules Caco-2 en fonction du temps et de la	Gutiérrez-Praena et al. (2012)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
			ajoutées au milieu de culture ; milieu de culture sans toxines pour groupe contrôle ; incubation pendant 24 h et 48 h		concentration ; En outre, des dommages morphologiques du point de vue ultrastructural étaient perceptibles même à de faibles concentrations	
Cylindrospermopsine	Étude de la toxicité sur la gestation (toxicité développementale) ; souris CD-1 ; femelles ; 2 groupes ; 42 indiv. par groupe ; 2 groupes témoins ; 26 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i>	Souris ; embryon	Injection i.p. ; concentration 50 µg/kg p.c. ; diluée dans 0,1 mL eau distillée ; injection quotidienne pendant 5 jours ; GD8-12 = stade de développement embryonnaire de 8 à 12 jours ; GD13-17 = stade de développement embryonnaire de 13 à 17 jours ; observation jusqu'à 49 jours	Mortalité significativement (p <0,01) plus élevée chez les souris du groupe GD8-12 que celles du groupe GD13-17 et du groupe témoin ; niveaux moyens d'alpha-1 antitrypsine (AAT), ALT et AST significativement (p <0,01) plus élevés le jour suivant la dernière injection dans les deux groupes de traitements (GD8-12 et	Les données de dose-réponse de l'étude indiquent que 50 g kg/p.c./jour induit des effets similaires à ceux observés chez l'être humain (toxicité hépatique et rénale, saignements gastro-intestinaux) ; NOAEL = 32 (g	Chernoff et al. (2011)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
			après la dernière injection	GD13–17) ; niveaux significativement plus élevés ($p < 0,01$) de lactate déshydrogénase (LDH) et de sorbitol déshydrogénase (SDH) dans le groupe GD13–17 ; augmentation significative d'azote d'urée dans le sang et de créatinine (marqueurs de dysfonction rénale) observée dans le groupe GD8-12 ; 24 heures après la dernière dose, le foie et les reins présentaient des nécroses centrolobulaires et des inflammations interstitielles ; 7 jours après la dernière injection = retour à la normale	kg/p.c./jour (données non montrées dans les résultats, mais discutées)	
Cylindrospermopsine	Étude du micronoyau	Lésions de l'ADN	Exposition des cellules	Une augmentation significative ($p < 0,05$)	Les résultats suggèrent que la	Bazin et al. (2010)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
	(étude de la génotoxicité) ; cellules humaines HepaRG (dérivées du foie) et Caco-2 (dérivées du colon) ; étude <i>in vitro</i>		différenciées et non différenciées à des concentrations de CYN variant de 0,5 to 2 µg/mL (cell. Caco-2) et 0,04 to 2 µg/mL (cell. HepaRG) pendant 24 h ; culture des cellules de HepaRG sur média William's E enrichi ; Culture des cellules de Caco-2 sur média DMEM enrichi	de la fréquence des micronoyaux dans les cellules binucléées a été observée dans les deux types de cellules. Dans les cellules indifférenciées Caco-2, une augmentation significative (p <0,05), en fonction de la dose, du nombre de micronoyaux dans les cellules binucléées a été observée de 4,9 % (0,5 µg/mL) à 8,8 % (1,25 µg/mL).	CYN est progénotoxique. L'activation métabolique de la CYN est impliquée dans la médiation de sa toxicité. La génotoxicité a été réduite en présence d'un cytochrome inhibiteur P-450	
Cylindrospermopsine	Étude de l'inhibition des voies de développement chez le poisson-zèbre (toxicité développementale) ; étude <i>in vivo</i> ;	embryon	Embryons collectés 2 h après la fertilisation ; immergés dans un milieu contenant jusqu'à 50 µg/mL de CYN ; 5 embryons par puits sur des plaques de 24 puits ; temps	Les résultats montrent que la CYN est toxique uniquement lorsqu'elle est directement injectée dans les embryons, mais pas lorsque ceux-ci sont immergés à des doses allant jusqu'à 50 µg/mL	LD50 = 4,50 fmol CYN/embryon de poisson-zèbre (95 % intervalle de confiance 3.35–6,18 fmol/embryon) pour 1 jour après la fécondation	Berry et al. (2009a)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
			<p>d'exposition = 5 jours ; triplicatas ; milieu de culture des embryons : E3 ;</p> <p>Embryons collectés 2 h après la fertilisation ; 5 embryons par puits sur des plaques de 24 puits ; micro-injections de CYN ; concentrations : 0,1, 0,2, 0,5, 1, 5, 50 ; µg/mL ; (volume injecté = 0,7 nL) ; milieu de culture des embryons = E3</p>	<p>Malgré une forte corrélation entre la dose injectée et la toxicité, aucun schéma clair d'altération du développement n'est observé</p> <p>L'immersion directe des embryons dans des extraits de toxines montre une augmentation de la mortalité des embryons et des dysfonctionnements développementaux consistants et reproductibles</p>	<p>LD50 = 4,19 fmoI CYN/embryon de poisson-zèbre (95 % Intervalle de confiance 1.09–9,88 fmoI/embryo n) pour 5 jours après la fécondation</p> <p>Les auteurs mentionnent que la CYN peut s'accumuler dans les tissus de certains organismes et altérer la qualité de la chaîne alimentaire</p>	
CYA (extraits provenant d'une biomasse lyophilisée de cyanobactéries ;	Étude de l'inhibition des voies de développement chez le poisson-	embryon	Embryons collectés 2 h après la fertilisation ; immergés dans un milieu contenant	Tous les extraits étaient toxiques pour les embryons de poissons-zèbres exposés par immersion directe.	Les auteurs mentionnent que les toxines qui ont affecté les embryons ne sont	Berry et al. (2009a)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
mélange de toxines)	zèbre (toxicité développemental e) ; extraits de <i>C. raciborskii</i> et de <i>A. ovalisporum</i> ; étude <i>in vivo</i>		14,3, 71,5 ou 143 µg de biomasse lyophilisée par mL ; 5 embryons par puits sur des plaques de 24 puits ; temps d'exposition = 5 jours ; milieu de culture des embryons = E3 ;	La mortalité des embryons est survenue en dedans de 24 h pour des concentrations de 71,5 et 143 µg de biomasse lyophilisée par mL Toutes les concentrations testées ont induit des déformations de l'embryon et une altération du développement (axe du corps tronqué, inhibition de l'organogénèse, cécité, œdèmes sur le péricarde et les ventricules, retard de l'éclosion	probablement pas de la CYN, mais peut-être de la déoxycylindrospermopsine et des saxitoxines	
CYA (écume d'un réservoir d'eau sur une ferme en Australie ; PSP ^a)	Souris ; type, sexe, groupe et nombre d'individ. de souris non précisé, étude <i>in vivo</i> ; 100 % de	souris	Injection i.p. ; concentrations non précisées ; détails des manipulations non précisées	Mort des souris en 4-11 min Les symptômes incluent des souris chancelantes (faibles doses), puis des halètements, des	LD100 = 12-25 mg (poids sec)/kg p.c ; Pas de microcystines ni	Negri et al. (1995a)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
	<i>Anabaena circinalis</i> dans l'extrait d'écume			spasmes et une mort par insuffisance respiratoire ; pas de salivation à des doses plus élevées.	d'anatoxine a dans les échantillons d'écume	
CYA (échantillon naturel extrait d'un lac de barrage en Australie)	Étude de la toxicité d'un échantillon naturel de fleur ; souris ; type, sexe, groupe et nombre d'individ. de souris non précisé, étude <i>in vivo</i> ;	souris	Injection i.p. ; concentrations non mesurées ; dosage qualitatif ; extrait aqueux filtré (sans cellules)	Mort des souris après 5-20 min	Les auteurs mentionnent la toxicité, présente uniquement lorsque les cellules sont lysées par sonication, est stable lorsque l'eau est bouillie pendant 5 min et peut être enlevée par décoloration au charbon actif	May & McBarron (1973)
CYA (échantillon naturel extrait d'un réservoir d'eau sur une ferme, en Australie)	Étude de la toxicité d'un échantillon naturel de fleur ; poulets à pattes blanches ; âge = 5 sem., 3 groupes, 2,5, ou	Poulet, foie, rein	Dose orale ; groupe 1 = 5 mL d'eau contaminée/jour, groupe 2 = récipient d'eau contaminée disponible en tout	Aucun oiseau décédé ; aucune lésion dans les oiseaux du groupe 1 ; 3 oiseaux du groupe 2 présentaient un foie plus pâle avec des plaques hémorragiques de 1 cm de diamètre ;	Présence abondante d' <i>Anabaena circinalis</i> et un peu de <i>Schizothrix calcicola</i> ; Un autre	McBarron et al. (1975)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
	6 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i> ;		temps ; groupe 3 = 5 ou 10 mL d'eau contaminée/jour ; durée = 5 jours ; 15 jours après le début du traitement les poulets sont abattus et analysés.	rougeurs diffuses sur le foie des autres oiseaux de ce groupe ; les reins d'un oiseau présentaient une dégénérescence des tubules, son foie était vacuolé, avec un cytoplasme gonflé, une perte des dispositifs tubulaires ; groupe 3 = changements dégénératifs aigus du foie et des reins ; plaques hémorragiques de 2 cm sur le foie ; perte de l'arrangement parenchymateux, enflure et vacuolation du cytoplasme des hépatocytes ; fragmentation de la chromatine au sein de certains noyaux des hépatocytes ; dégénérescence tubulaire sévère des reins	échantillon de fleur récolté 7 jours après celui de l'étude a démontré de la toxicité chez des souris, mais l'ingestion de 6,1 L/jour, pendant 4 jours, chez un bélier mâle castré, n'a pas permis de mettre en évidence de malaises ou de lésions histopathologiques sur l'animal étudié Les auteurs démontrent ainsi un changement rapide de toxicité de l'eau contaminée en quelques jours	

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
CYA (extrait de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> ; isolé d'un réservoir d'eau contaminée sur une ferme, en Australie)	Étude de la toxicité de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> ; souris ; 4 groupes, 2 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i> ;	Souris, foie	Injection i.p. ; concentrations : 0, 0,1, 0,5, 1 mL ; solution saline pour groupe contrôle	Les souris ayant reçues la dose de 1 mL sont mortes 7-8 h après l'injection ; foies rougis et gonflés ; nécroses sévères ; accumulation de sang dans le foie ; les souris ayant reçu les doses de 0,1 et 0,5 mL ne présentaient aucun signe d'effets toxiques ; pas de lésions dans le foie des autres souris	LD100 = 153 mg/kg p.c.	Thomas et al. (1998)
Anatoxine a (échantillon naturel provenant d'un lac en Italie)	Étude de la toxicité de l'anatoxine a ; souris CD-1 (Charles River ; mâle et femelle ; 1 groupe + 1 groupe contrôle	Souris	Injection i.p. ; concentration = 50 µg/p.c. d'anatoxine a purifiée à partir d'un échantillon naturel ; groupe témoin = 50 µg/g p.c. d'eau bidistillée	tremblements, convulsions, dyspnée, hémiplégie et mort des souris ; les premiers symptômes neurologiques sont apparus environ 5 min après l'injection ; deux souris ont montré des foies hyperhémiques, mais l'analyse histologique n'a montré aucun signe d'hémorragie	Prolifération massive de <i>Planktothrix rubescens</i> ; ratio N/P très élevé ; en supposant que la toxicité pour les humains est la même que pour les rongeurs, la toxicité aiguë létale pour un enfant de 10 kg serait d'ingérer	Viaggiu et al. (2004)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
				hépatique	324 L d'efflorescence	
Nodularine	Étude de la génotoxicité ; rat Sprague-Dawley ; mâle ; 3 groupes ; 4 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i> et <i>in vitro</i> ; marquage radioactif avec ³² P	ADN du foie et des hépatocytes	Injection i.p. ; concentrations 0 or 50 µg/kg p.c. ; dilution dans solution saline ; durée d'exposition = 24 h et 48 h ; 2 rats de chaque groupe sont sacrifiés pour être analysés après chaque période d'exposition. Culture d'hépatocytes du rat ; cellules exposées à des concentrations non cytotoxiques de 2 et 10 ng/mL pendant 3, 6, et 24 h ; cellules contrôles traitées avec DMSO (0,1 %)	Augmentation significative (p <0,001) de la formation du 8-oxo-7,8-dihydro-2'-déoxyguanosine (8-oxo-dG) dans les cellules du foie et les hépatocytes traités à la NOD ; baisse significative de la formation de composés radiomarqués dans l'ADN des hépatocytes après 24 h, pour les 2 concentrations ;	Les auteurs mentionnent que la formation du 8-oxo-dG dans les cellules du foie et les hépatocytes des rats indiquent clairement que des concentrations non cytotoxiques induisent des dommages à l'ADN et pourraient donc agir en tant qu'initiateur de tumeurs, fournissant ainsi une preuve de leur cancérogénicité	Bouaïcha et al. (2005)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
BMAA	Étude de la toxicité de BMAA sur des cellules neuronales ; étude <i>in vitro</i>	Cerveau ; cellules neuronales humaines	Cellules NT-2, SK-N-MC et SH-SY5Y déposées dans des puits (plaque de 24 puits) ; milieu de culture = DMEM)/F12 contenant 10 % de sérum de veau ; substances testées : acide L-aspartique, acide L-glutamique, acide kaïnique, acide quisqualique, acide iboténique, acide domoïque, acide quinolique, BMAA, β -alanine ; concentrations = 0 ; 0,001 ; 0,01 ; 0,1 ; 1 ; 3 ; 10 mM ;	ED ₅₀ = 1945-2134 μ M ; BMAA ED ₅₀ = 1945-2134 μ M ; β -alanine ED ₅₀ = 44-70 μ M ; acide L-aspartique, acide kaïnique, acide quisqualique, acide iboténique, acide domoïque, acide quinolique	Les auteurs mentionnent que, parce qu'il n'y a pas de sources naturelles de BMAA connues qui permettraient la consommation de quantité aussi importante et parce que la toxicité observée est dans la même gamme que celle du supplément alimentaire β -alanine, l'hypothèse selon laquelle le BMAA est un danger pour l'environnement et contribue au développement de maladies neurologiques dégénératives n'est pas soutenue	Lee et al. (2012)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
BMAA	Étude de la neurotoxicité ; souris C57BL/6J ; mâle ; groupe expérimental = 6 indiv. ; groupe témoin = 7 indiv. ; <i>étude in vivo et in vitro</i>	Cerveau; cellules neuronales de souris	injection intracraniale (striatum) ; 10 µL de 100 mM (11,8 mg/mL) de BMAA ; souris euthanasiées 24 h après l'injection pour analyse culture de cellules NSC-34 de la moelle, agissant comme des cellules neuronales ; milieu de culture = DNEM ; exposition à des concentrations de 50, 100, 500 et 1000 µM pendant 18 h	Dommages induits dans la région CA1 de l'hippocampe ; certaines souris présentaient des neurones pycnotiques intermittents, d'autres une mort neuronale importante et une régression complète des processus apicaux ; pas d'effets sur le cervelet, le tronc cérébral, la matière grise et le cortex Pas de modifications significatives des cellules avec la concentration de 50 µm ; augmentation significative de la mortalité de cellules avec les 3 autres concentrations ; corrélation entre la dose injectée et le % de	Les auteurs rapportent que la toxicité de la BMAA ne se limite pas à une cytotoxicité autour du site d'injection, mais qu'elle affecte les tissus à un niveau systémique. Ces résultats démontrent un potentiel neurotoxique critique de la BMAA Les auteurs mentionnent également que leur étude apporte un soutien aux modèles qui expliquent la façon dont un agent faiblement	Buenz & Howe (2007)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
				cellules mortes	neurotoxique, comme le BMAA, induit des troubles cérébraux	
BMAA						Rao et al. (2006)
Aplysiatoxine	Souris		orale			Ito & Nagai (1998)
Aplysiatoxine	souris		Intubation gastrique	3 h après le gavage, l'intestin présente des œdèmes et des substances aqueuses ; après 8 h, le nombre de villosités a diminué et celles-ci sont devenues plus courtes.	Le mécanisme par lequel l'aplysiatoxine produit ces effets demeure incertain ; il est considéré comme raisonnable de supposer que l'action inflammatoire de l'aplysiatoxine est dérivée de l'activation de la protéine kinase C, ce qui permettrait également d'expliquer sa capacité à induire des tumeurs.	Fujiki et al. (1982)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
LPS endotoxines (purifiées à partir de souches de <i>Schizothrix calcicola</i>)	Étude de la toxicité des LPS purifiées ; souris Suisse-Webster ; femelles ; 5 groupes ; 5 indiv. par groupe ; duplicatas ; étude <i>in vivo</i> ;	Souris	Injection i.p. ; concentrations : 100 µg, 500 µg, 1 mg, 2 mg, 4 mg	Les LPS isolées et purifiées étaient non toxiques pour les souris, même à des concentrations aussi élevées que 4 mg.	NOAEL = 4 mg/20g souris ; les résultats suggèrent que <i>Schizothrix calcicola</i> est l'une des principales sources d'endotoxines dans les systèmes d'eau qui utilisent des réservoirs ouverts d'eau traitée ;	Keleti et al. (1979)
LPS endotoxines	Étude du phénomène de Schwartzman ; lapins de la Nouvelle-Zélande ; 3 groupes + groupe contrôle ; 2 indiv. par groupe ; études <i>in vivo</i>	Lapins	Injection sous-cutanée ; concentrations : 0, 20 µg, 40 µg, 80 µg ; diluées dans un tampon phosphate salin apyrogène (pH 7,2) ; tampon phosphate (pH 7) pour groupe contrôle ; 24 h	Réaction positive au phénomène de Schwartzman pour les concentrations de 40 et 80 µg ; signes d'hémorragie et de nécroses observés sur les sites d'injection des LPS, 24 h plus tard.		Keleti et al. (1979)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
			après la première injection de LPS, une injection de 40 µg est administrée par voie intraveineuse ; observations 24 h après			
Limnothrixine (souche pure de <i>Limnothrix</i> AC0243)	13 souris, mâles, Balb/c ; 5 groupes + 2 groupes contrôles ; 1 ou 2 indiv. par groupe ; étude <i>in vivo</i>	Souris, foie, rein, rate, poumon	<p><u>Expérience 1 :</u> Injection i.p. ; 300 µL d'extrait de culture de <i>Limnothrix</i>AC0243 (Ext1) ; groupe contrôle (1 souris) = injection de solution saline ; souris sacrifiées après 7 jours ;</p> <p><u>Expérience 2 :</u> Injection i.p. ; 300 µL d'extrait de culture de <i>Limnothrix</i>AC0243 (Ext2) ; groupe contrôle (2 souris)</p>	<p>Nécrose et dégradation des tissus du foie après 7 jours ; nécrose, dégénération nucléaire, pycnose, vacuolisation du cytoplasme et hémorragie des globules rouges du foie, après 4 h, pour l'extrait 2 ;</p> <p>infiltration de neutrophiles et de macrophage dans les reins ;</p> <p>Dommages locaux sur l'intestin ; désintégration</p>	Les résultats indiquent que <i>Limnothrix</i> AC0243 est extrêmement toxique pour les souris, ce qui provoque une nécrose cellulaire répandue dans le foie, les reins et le tractus gastro-intestinal dans les 24 heures suivant l'exposition ; les effets sous-létaux durent au moins 7 jours ;	Humpage et al. (2012)

Tableau F -6 : Principales études démontrant les effets des diverses toxines produites par les cyanobactéries (suite)

Toxines	Type d'essai, espèces, souches, sexe, nombres	Partie affectée	Méthode (exposition, dose, durée)	Effets	Commentaires	Sources
			= injection de solution saline ; souris sacrifiées après 2 h, 4 h, 6 h, 24 h ; les souris sacrifiées à 6 h ont reçu Ext1, les souris sacrifiées à 2 h, 4 h et 24 h ont reçu Ext2 ; les souris du groupe contrôle sont sacrifiées après 24 h.	cellulaire et tissulaire augmentent avec le temps entre 2 h et 24 h ; dommages aux alvéoles, desquamation de la couche épithéliale, hémorragie et présence accrue de leucocytes dans les poumons ; Pas de modifications histologiques dans le cerveau, le pancréas, le thymus ou le cœur des animaux traités	Ces résultats suggèrent qu'une nouvelle toxine est présente. Celle-ci est appelée Limnothrixine. Étant donné sa forte toxicité il est urgent de quantifier son potentiel toxique pour la santé publique.	

p.c. : poids corporel

I.p. : intrapéritonéal

^aPSP = *paralytic shellfish poisoning*; intoxication paralysante des mollusques. Ensemble de toxines (C1, C2, Gonyautoxine II, III, V, Décarbamoyol-gonyautoxine II, III, saxitoxine, Décarbamoyol-saxitoxine) conduisant à une paralysie des sujets atteints et pouvant entraîner leur mort.

F.3.4 Méthodes analytiques pour la mesure des toxines

De nombreuses recherches ont été réalisées dans le but d'élaborer des méthodes analytiques pour la détection et l'identification de cyanotoxines en eau douce (Hedman et al. 2008; Oehrle et al. 2010; Welker & Steinberg 2000). Chaque méthode présente ses propres avantages et désavantages, et les meilleures d'entre elles dépendent de la disponibilité des ressources et des objectifs des programmes d'échantillonnage. Certaines techniques d'analyse peuvent être utilisées pour identifier et quantifier simultanément différentes cyanotoxines, alors que d'autres sont spécifiques à une cyanotoxine particulière.

Les méthodes analytiques varient entre techniques de sélection biochimique ou immunologique fondées sur les méthodes ELISA (méthode immunoenzymatique) ou PPIA (méthode d'inhibition de la protéine phosphatase) aux techniques chromatographiques quantitatives basées sur la chromatographie liquide haute pression (HPLC). La chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse (LC-MS) et la chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS), plus sophistiquée et plus coûteuse, sont aussi plus sensibles et sélectives et ont été développées pour détecter et quantifier les variantes de microcystines (Meriluoto & Codd 2005). D'autres techniques d'analyse moins communes, comme la méthode de désorption-ionisation par impact laser assistée par matrice et temps de vol (MALDI-TOF) et l'électrophorèse capillaire, ont également été utilisées par les chercheurs (Svrcek & Smith, 2004). Enfin, des méthodes appliquées pour d'autres contaminants microbiologiques telles que les méthodes moléculaires basées sur l'amplification d'ADN ou encore la cytométrie en flux ont été testées avec succès. Cependant, ces méthodes ne ciblent pas nécessairement les toxines, mais plutôt les cellules cyanobactériennes ou encore leur ADN (gènes d'expression de cyanotoxines).

F.3.4.1 Les méthodes immunoenzymatiques (ELISA)

Les techniques d'analyse basées sur les méthodes ELISA sont à la fois des méthodes très sensibles, spécifiques et rapides qui permettent de détecter certaines cyanotoxines telles que les microcystines, les saxitoxines et la nodularine selon la disponibilité des anticorps pour chaque cyanotoxine (Nicholson & Burch 2001a). Des trousseaux pour cette analyse sont offertes sur le marché et permettent aux chercheurs de mesurer facilement et rapidement la concentration de cyanotoxines présentes dans les échantillons d'eau. Les méthodes ELISA sont très sensibles et

sélectives, car elles sont basées sur la réaction d'un anticorps particulier à un groupe particulier de cyanotoxines comme les hépatotoxines peptidiques cyanobactériennes. Cette caractéristique permet aux chercheurs d'analyser un échantillon d'eau pour en mesurer la quantité totale de cyanotoxines sans qu'il soit nécessaire de procéder à la préparation d'échantillons (Rapala et al. 2002a). Par contre, le principal problème que présente cette méthode provient de la réactivité croisée des anticorps à différentes variantes de cyanotoxines, dont la constitution chimique est semblable. Par conséquent, une faible réaction des anticorps à certaines cyanotoxines est possible si un mélange inconnu de cyanotoxines est soumis à cette méthode. Ainsi, la réactivité croisée irrégulière des anticorps aux variantes de cyanotoxines peut mener à la surestimation ou sous-estimation d'une cyanotoxine spécifique présente dans un échantillon d'eau analysé par méthode ELISA (Nicholson & Burch 2001a).

Dans les cas où le but d'un programme de surveillance consiste à mesurer la concentration totale des microcystines et de la nodularine, ou d'autres cyanotoxines pour lesquelles des troupes sont disponibles, il est acceptable d'appliquer la méthode ELISA. En outre, lorsqu'une seule variante de cyanotoxines est soumise à des essais de toxicité, la méthode ELISA peut être utilisée pour surveiller les changements à sa concentration. Dans l'ensemble, les méthodes ELISA en tant que méthodes quantitatives ne sont pas toujours fiables, mais elles sont utiles pour les programmes de surveillance (Svrcek & Smith 2004).

F.3.4.2 Les méthodes d'inhibition de la protéine phosphatase

Les méthodes PPIA ont été développées à partir de la capacité des microcystines et de la nodularine à bloquer les enzymes de protéines sérine/thréonine phosphatases 1 et 2A (Carmichael 1992). Ces méthodes étant sensibles, elles s'avèrent utiles pour mesurer la toxicité totale potentielle des hépatotoxines appartenant à la classe des microcystines présentes dans les cyanobactéries, car la mesure de concentrations de toxines à l'aide de cette méthode est attribuée à l'action toxique des microcystines et de la nodularine (Song et al. 2005 ; Wörmer et al. 2010).

Cette méthode présente quelques désavantages qu'il faut prendre en compte. Toutes les variantes de microcystines ne réagissent pas aux enzymes de protéines phosphatases dans la même mesure. De plus, la méthode PPIA est sensible non seulement aux microcystines et à la nodularine, mais aussi à d'autres inhibiteurs de protéines phosphatases telles que l'acide okadaïque, qui mène à une surestimation de la concentration de toxines. Enfin, il se peut que la présence de toxines soit

masquée en raison de la présence d'activité de la phosphatase dans les échantillons mêmes de cyanobactéries (Rapala et al. 2002a).

Les méthodes ELISA et PPIA sont toutes les deux des méthodes peu coûteuses et faciles à appliquer dans le cadre de la sélection de toxines et ont l'avantage d'avoir une limite de détection basse (0,1 µg/L) (Nicholson & Burch 2001a). Par conséquent, ces méthodes analytiques pourraient permettre la surveillance et la sélection systématiques des microcystines présentes dans les eaux douces (Nicholson & Burch 2001a ; Rapala et al. 2002a). Cependant, une méthode analytique plus exacte telle que la chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse (LC-MS) est requise pour identifier les variantes de cyanotoxines de façon plus précise.

F.3.4.3 Chromatographie liquide haute pression (HPLC)

La chromatographie liquide haute pression (HPLC) est l'une des méthodes instrumentales les plus communes pour identifier et quantifier les cyanotoxines présentes en eau douce. Les variantes de cyanotoxines contenues dans un échantillon sont séparées les unes des autres par une combinaison de différentes colonnes chromatographiques telles que la chromatographie en phases inversées C18, l'amide C16 et la colonne échangeuse d'ions, utilisées comme phase stationnaire, et de solvants, tels que le méthanol et l'acétonitrile, utilisés comme phase mobile (Nicholson & Burch 2001a ; Rapala et al. 2002a).

Après la séparation des cyanotoxines vient l'étape de détection. Les méthodes de détection les plus communes sont effectuées par UV, par barrette de photodiodes (PDA), par fluorescence et par spectrométrie de masse. Chacune de ces méthodes convient expressément à un groupe de cyanotoxines. À titre d'exemple, le taux maximal d'absorption UV de la plupart des microcystines et de la nodularine se situe à 238 nm ou 222 nm. C'est donc en réglant la longueur d'onde du détecteur UV à ces valeurs que l'on peut mesurer la quantité des microcystines et de la nodularine. Il est toutefois possible que d'autres composés probables contenus dans un échantillon possèdent un pouvoir absorbant à ces longueurs d'onde, qui donne lieu à des erreurs quant à la détection de la quantité exacte de cyanotoxines, surtout lorsqu'il s'agit d'une faible concentration. De plus, les coefficients d'absorption des variantes de microcystines sont semblables, et donc leur sensibilité est la même lorsqu'elles sont analysées par méthode HPLC à une valeur de détection de 238 nm. En fait, la méthode HPLC-UV peut s'avérer utile pour

estimer la concentration totale des microcystines et de la nodularine, plutôt que d'avoir à les identifier individuellement (Meriluoto & Codd 2005).

Par rapport au détecteur UV, qui n'enregistre que l'effet UV, un détecteur à barrette de photodiodes (PDA) enregistre à la fois l'effet UV et le spectre d'un échantillon. Cette méthode de détection fournit donc un spectre de microcystines à un pouvoir absorbant maximal de 238 nm, qui constitue une preuve plus sûre de sa présence dans un échantillon. Néanmoins, l'identification du pic des microcystines lorsque les concentrations sont faibles demeure difficile (Nicholson & Burch 2001a ; Rapala et al. 2002a). La chromatographie liquide haute pression couplée à la détection à barrette de photodiodes (HPLC-PDA) constitue la technique chromatographique la plus utilisée au cours des deux dernières décennies pour l'analyse de microcystines, car elle permet de détecter chacune d'elles selon leurs spectres UV caractéristiques (Lawton & Edwards 2008). On dit que la méthode HPLC couplée à la détection par fluorescence à la suite de la post-oxydation des colonnes est une méthode pratique pour identifier et quantifier les saxitoxines (Meriluoto & Codd 2005). D'autres techniques, comme l'électrophorèse capillaire et la chromatographie sur couche mince, peuvent être appliquées en tant qu'étapes de séparation.

Bien qu'on ait identifié et quantifié de façon générale les cyanotoxines extraites à l'aide de méthode HPLC couplée à différents types de détecteurs, il existe des faiblesses et des limites quant à l'utilisation de cette méthode analytique. Par exemple, le temps de rétention ne peut servir que pour l'identification évidente d'une cyanotoxine du fait de la question de co-élution. En fait, certaines cyanotoxines ont des constitutions chimiques semblables, ce qui augmente le risque de co-élution. De plus, les substances co-extraites peuvent co-éluer et diminuer la possibilité d'une identification certaine (Lawton & Edwards 2008; Nicholson & Burch 2001a). La mesure précise d'une concentration de cyanotoxines est aussi essentielle, particulièrement lorsqu'il s'agit d'estimer leur toxicité. Les liquides standards d'analyse commerciaux sont nécessaires si l'on veut régler cette question au moyen de méthodes HPLC. Il existe toutefois un nombre restreint de normes homologuées relatives aux cyanotoxines qui limitent l'utilisation de techniques chromatographiques (Svrcek & Smith, 2004).

F.3.4.4 Chromatographie liquide et spectrométrie de masse (LC-MS)

La séparation chromatographique liquide suivie d'une spectrométrie de masse en tant qu'outil de détection constitue une autre méthode développée pour identifier et quantifier les cyanotoxines

présentes en eau douce. La spectrométrie de masse (MS) est une technique d'analyse qui mesure le rapport masse/charge de particules chargées. La spectrométrie de masse consiste à ioniser un composé chimique cible au moyen de diverses méthodes, comme l'impact par faisceau d'électrons, pour produire des molécules chargées. Les ions sont séparés selon leur rapport masse/charge en utilisant des champs électromagnétiques (Sparkman 2000). Divers types d'analyseurs de masse peuvent être utilisés dans le cadre de la méthode LC-MS, dont le quadripôle unique, le quadripôle triple, le piège à ions, le temps de vol (TOF), et le quadripôle/temps de vol (Q-TOF) (Ardrey 2003).

Comme les variantes de microcystines produisent des ions caractéristiques dans leurs spectres de masse, la détection par spectrométrie de masse règle, dans une certaine mesure, la question concernant l'identification sans équivoque des microcystines (Nicholson & Burch, 2001a). L'analyse de microcystines au moyen de cette méthode présente toutefois quelques inconvénients : 1) les composés de référence doivent être présents lors de la quantification du fait de l'effet unique des microcystines individuelles ; 2) la courbe LC-MS d'une microcystine n'est pas linéaire et en constitue une caractéristique ; 3) le niveau de sensibilité varie d'une série d'analyses à une autre, car la sensibilité est touchée par la matrice et la condition du cône du spectromètre de masse ; et 4) la méthode LC-MS ne peut fournir de données précises concernant la toxicité des toxines cyanobactériennes (Oehrle et al. 2010). La chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse a aussi été utilisée pour identifier et quantifier l'anatoxine a, mais sa précision fait l'objet de divergences de vues. La phénylalanine utilisée en tant qu'acide aminé, que l'on retrouve beaucoup dans les cellules cyanobactériennes, est de la même masse moléculaire et partage souvent le même chromatogramme avec l'anatoxine a, ce qui peut mener à une erreur d'identification lors d'effectuer une analyse LC-MS (Furey et al. 2005; Oehrle et al. 2010).

F.3.4.5 Chromatographie liquide et spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS)

En raison des faiblesses que présente la chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse, d'autres méthodes telles que la chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS) ont été développées (Hedman et al. 2008; Oehrle et al. 2010). Les spectromètres de masse sont souvent utilisés après l'usage de dispositifs de séparation comme la chromatographie en phase liquide (LC) ou la chromatographie en phase gazeuse (GC). Les

composés d'un mélange sont séparés par méthode LC ou GC et sont introduits dans le spectromètre de masse, un à la fois. Dans le cadre de la spectrométrie de masse en tandem (MS/MS), on applique un autre spectromètre de masse au lieu d'utiliser la méthode LC ou GC. Le premier spectromètre de masse sert à produire des espèces caractéristiques d'ions, alors que le deuxième sert à identifier chacune des composantes du mélange. La Figure F-1 présente un schéma simple d'un système MS/MS. Comme la méthode LC-MS/MS se base sur l'identification des fragments produits provenant de chaque composante, la sensibilité ainsi que la sélectivité déterminées des cyanotoxines augmentent (Oehrle et al. 2010).

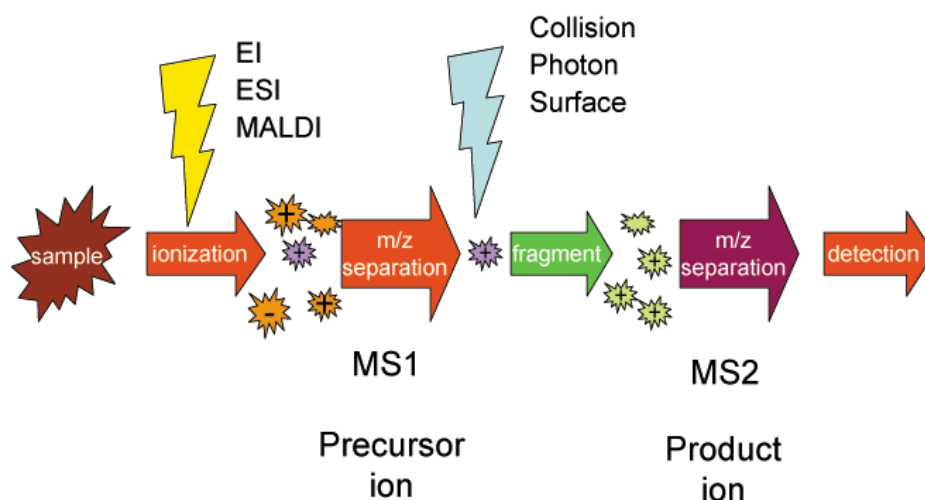


Figure F-1 : Schéma de la spectrométrie de masse en tandem

sample – échantillon
 ionization – ionisation
 m/z separation – séparation selon le rapport masse/charge
 fragment – fragment
 détection – détection
 Precursor ion – Ion précurseur
 Product ion – Ion produit

La spectrométrie de masse en tandem offre un autre avantage notoire, à savoir sa capacité de surveiller de multiples cyanotoxines par injection de l'échantillon aqueux (aucune purification de l'échantillon), qui mène à la détection rapide de différentes toxines cyanobactériennes au cours d'une série d'essais (Bogialli et al. 2006; Lawton & Edwards 2008). Pour augmenter la sensibilité, la rapidité et la résolution, et pour quantifier toutes les cyanotoxines de la liste des

candidats contaminés (les MC-LR, anatoxine-a (ATX) et la cylindrospermopsine (CYN)), Oehrle et al. (2010) recommandent d'appliquer la chromatographie liquide ultra haute pression et spectrométrie de masse en tandem (UPLC-MS/MS). Ils ont également rapporté qu'il est possible, en utilisant cette méthode, de détecter chacune des toxines prioritaires présentes dans les échantillons d'eau douce à une concentration minimale de 0,5 partie par milliard sans qu'il soit nécessaire de purifier et d'enrichir les échantillons.

F.3.4.6 Autres méthodes axées sur la chromatographie

Vu la vaste série de composés de cyanotoxines de constitution chimique différente, d'autres méthodes de chromatographie ont été développées. L'une de ces méthodes s'appelle la chromatographie liquide à interaction hydrophile (HILIC) couplée à la spectrométrie de masse en tandem et ionisation par électronébuliseur. Cette méthode sert à analyser les toxines paralysantes (Dell'Aversano et al. 2005). Dell'Aversano et al. (2005) ont rapporté que cette méthode a surmonté les nombreux inconvénients d'autres méthodes analytiques utilisées couramment pour analyser les toxines paralysantes, comme la chromatographie liquide par formation de paires d'ions à l'aide de colonnes à phase inversée effectuée par oxydation post-colonne et détection par fluorescence (LC-ox-FLD), la technique d'oxydation pré-colonne (ox-LC-FLD), et l'ionisation par électronébuliseur et spectrométrie de masse (ESI-MS). La méthode HILIC-MS/MS offre les avantages : A) d'appliquer la méthode de chromatographie liquide à interaction hydrophile, qui constitue un outil précieux quant à la séparation de composés polaires ; B) du manque d'agents de formation de paires d'ions lors de la phase mobile qui ne diminuent pas l'efficacité de l'ionisation ; et C) de la capacité de déterminer simultanément toutes les toxines paralysantes dans une seule analyse de 30 minutes à un niveau élevé de sélectivité (Dell'Aversano et al. 2005). Dell'Aversano et al. (2005) ont aussi souligné que la méthode HILIC-MS/MS semble être pratique pour l'analyse d'autres toxines polaires.

Pour détecter et identifier les cyanotoxines présentes en eau douce, la méthode de désorption-ionisation par impact laser assistée par matrice et spectrométrie de masse à temps de vol (MALDI-TOF MS) en tant que technique autonome s'est avérée une méthode fiable. Cette méthode, par rapport à d'autres méthodes analytiques, offre l'avantage de réaliser une analyse complète à partir de très petits échantillons, comme des colonies uniques de *Microcystis*, et de ne plus avoir à purifier chaque cyanotoxine individuelle en vue de les identifier (Welker et al. 2002).

La méthode axée sur la chromatographie liquide et l'ionisation par électronébuliseur et spectrométrie de masse (LC-ESI-MS) a été proposée par Dahlmann et al. (2003) pour la détermination simultanée de diverses toxines cyanobactériennes. Les auteurs ont rapporté que la méthode permet de quantifier et d'identifier les microcystines, l'anatoxine-a, la saxitoxine, l'acide domoïque, la nodularine, l'acide okadaïque et la dinophysistoxine en effectuant une seule série d'essais chromatographiques (Dahlmann et al. 2003). Une seule étape d'extraction par mélange de méthanol et d'eau (50:50, V/V) est requise avant d'injecter l'échantillon dans le dispositif de LC-ESI-MS, et toutes les cyanotoxines disponibles sont détectées en 30 minutes précisément. Xu et al. (2008) ont aussi appliqué la méthode de chromatographie liquide ultra haute pression (UPLC) couplée à l'ionisation par électronébuliseur en tandem (triple quadripôle) et spectrométrie de masse (ESI-MS/MS) pour analyser de façon quantitative et qualitative sept variantes de microcystines (MC-RR, MC-YR, MC-LR, MC-LA, MC-LY, MC-LW, MC-LF) présentes dans les échantillons d'eau. Ils ont recommandé d'utiliser l'extraction liquide-solide ou un filtre poreux pour enrichir l'échantillon. Le fait d'utiliser la méthode UPLC plutôt que la méthode HPLC classique favorise la séparation et le coefficient de sensibilité, et réduit le temps d'analyse de 30 minutes à 10 minutes. On a démontré que la méthode UPLC-MS/MS constitue une technique fiable qui permet de détecter des quantités traces ou infimes de variantes individuelles de microcystines présentes dans les échantillons d'eau à forte sensibilité et sélectivité (Xu et al. 2008).

F.3.4.7 PCR (Polymerase chain reaction) en temps réel

Suite au séquençage de génomes de cyanobactéries, qui ont permis d'identifier des groupes de gènes codants pour la synthèse de cyanotoxines, de nouvelles cibles ont pu être développés pour la détection de ces systèmes par biologie moléculaire en PCR et PCR en temps réel (ou PCR quantitative) afin de rendre possible l'évaluation rapide par PCR du potentiel toxique d'une fleur d'eau après avoir extrait l'ADN de l'échantillon collecté. Des systèmes de PCR (en temps réel) ont ainsi été développés pour la détection de gènes codants pour la synthèse de microcystine, (Vaitomaa et al., 2003), de cylindrospermopsine (Rasmussen et al., 2008) ou encore de saxitoxine (Al-Tebrineh et al., 2010) et d'anatoxine (Legrand et al., 2016).

F.3.4.8 Autres techniques de détection

D'autres méthodes de détection ont été développées pour la détection et/ou la quantification de cyanotoxines. Notons à ce sujet l'application de la cytométrie de flux, une technique de caractérisation individuelle quantitative et qualitative de particules en suspension dans un liquide. La technique a été optimisée pour la caractérisation rapide de cellules cyanobactériennes (Dijk et al. 2010). En ciblant le gène de synthèse de la microcystine à l'aide d'une technique d'hybridation in situ en fluorescence (Fluorescence in situ hybridization, FISH) Dziallas et al. (2011) parviennent à distinguer les cellules de *Microcystis aeruginosa* productrices de toxines de celles qui ne le sont pas de manière rapide en combinant cette technique d'hybridation à la cytométrie en flux. L'applicabilité de la technique pour le suivi rapide routinier des cyanotoxines reste cependant encore à démontrer de manière plus large.

Enfin, notons que des techniques indirectes de mesure des cyanotoxines telles que le suivi des pigments de cyanobactéries par sondes de fluorescence ou encore l'imagerie aérienne pour le suivi spatio-temporel des efflorescences sont toutes des techniques particulièrement intéressantes pouvant cibler dans un premier temps des moments ou des endroits sur un plan d'eau pour des investigations plus poussées. Ces dernières peuvent alors viser la détection de la toxicité (et du risque associé) de la fleur d'eau par l'utilisation ciblée des techniques mentionnées dans cette section.

En conclusion de cette section, il convient de mentionner que la sélection de la meilleure technique d'analyse pour identifier et quantifier les cyanotoxines dépend des objectifs d'un programme d'échantillonnage. Malgré les faiblesses des dosages immunoabsorbants tels que la méthode ELISA, les trousseaux d'analyse ELISA offerts sur le marché, dont la sensibilité, répétabilité et reproductibilité sont élevées, qui sont faciles à utiliser et peu coûteuses, et dont les résultats obtenus sont comparables par rapport à d'autres méthodes plus sophistiquées et plus coûteuses telles que les méthodes HPLC-PDA, HPLC-UV et LC-MS, font qu'elles sont très utiles, particulièrement en tant qu'outil de sélection rapide pour les services d'eau et lorsque les normes relatives aux cyanotoxines ne sont pas accessibles. On ne peut éviter d'utiliser des méthodes chromatographiques pour l'identification précise des variantes de cyanotoxines présentes dans un échantillon d'eau douce inconnu. Parmi les méthodes analytiques axées sur la chromatographie, la spectrométrie de masse en tandem est prometteuse quant au fait d'être la

méthode standard de choix pour l'identification et quantification systématique de cyanotoxines présentes en eau douce à travers le monde. Toutefois, en raison de la faiblesse de toutes les méthodes chromatographiques à convertir la quantité de cyanotoxines individuelles en leur toxicité équivalente, l'utilisation d'une méthode axée sur la toxicité telle que la méthode PPIA demeure essentielle, surtout lorsque de nouveaux analogues sont découverts à l'aide de méthodes chromatographiques. Ces méthodes sont comparées au Tableau F-7.

Tableau F-7 : Comparaison des méthodes courantes de détection de cyanotoxines, tirée de (Nicholson & Burch 2001; Oehrle et al. 2010; Svrcek & Smith 2004)

Méthodes	Composés analysés	Portée de détection minimale
Essai biologique avec souris	Toutes substances toxiques	1 à 200 µg
ELISA	Variante de microcystines et de nodularine Saxitoxines individuelles	0,05 µg/L Dépend des anticorps utilisés
Inhibition de la protéine phosphatase, colorimétrique	Microcystines	0,3 µg/L ¹
Séparation par méthode HPLC – Détection par UV	Microcystines, nodularine	0,02 µg/L ¹
Séparation par méthode HPLC – Détection par PDA	Microcystines, cylindrospermopsine, nodularine	0,02 µg/L ¹
Séparation par méthode HPLC – Détection par SM	Microcystines, anatoxine-a, nodularine	0,02 µg/L ¹
Séparation par méthode HPLC – Détection par fluorescence	Saxitoxines individuelles ou groupements de saxitoxines spécifiques	34 µg/L
GC/MS LC-MS/MS	Anatoxine-a, cylindrospermopsine, microcystines	0,5 µg/L

¹ S'applique seulement aux microcystines.

F.3.5 Analyse de risque

F.3.5.1 Bases méthodologiques

Plusieurs juridictions (états, provinces) ont émis des normes ou des recommandations concernant les cyanobactéries et leurs toxines. La base méthodologique de l'analyse du risque lié aux

cyanotoxines trouve son fondement dans les premières recommandations faites par l'Organisation mondiale de la Santé qui proposa une concentration maximale acceptable de 1 µg/L pour la microcystine-LR (Organisation mondiale de la Santé 1998). Cette recommandation a été intégrée comme norme dans certains pays tels que mentionnés par Ibelings et al. (2014). Par contre, dans d'autres pays comme le Canada, les organismes impliqués dans la gestion des problèmes de santé publique, en l'occurrence l'Institut National de Santé Publique du Québec recommande une concentration maximale acceptable de 1,5 µg/L pour la microcystine-LR en tenant compte des tests toxicologiques. La variante microcystine-LR est prise comme référence. La formule générale de base pour les déduire la concentration maximale acceptable (CMA) de la microcystine est la suivante (Chorus 2005) :

$$CMA = \frac{Pc \times DMSENO \times Dic}{Cm \times 1000}$$

Pc : poids corporel (Kg)

DMSENO : Dose maximale sans effet observable (µg de toxine/Kg de poids corporel)

Dic : l'apport attribuable à la consommation en eau (%)

Cm : Consommation en eau journalière (L/jour)

1000 : facteur de correction tenant en compte les incertitudes tenant en compte la variabilité des espèces (inter, intra et des limites de manques d'information sur les effets chroniques : $10 \times 10 \times 10 = 1000$)

Tableau F-8 : Exemple : valeur typique pour établissement de la CMA

Pays	Pc (Kg)	DMSENO (µg/Kg)	Dic (%)	Cm (L/jour)	CMA (µg/L)	Référence
<i>Canada</i>	70	40	0,8	1,5	1,5	Chorus (2005)
<i>Australie</i>	70	40	0,9	2	1,3	Chorus (2005)
<i>OMS*</i>	60	40	0,8	2	0,96	

*Notons que la valeur recommandée par l'OMS a été arrondie à 1 (µg/L).

Les valeurs mentionnées dans le Tableau F-8 montrent que le CMA est variable d'un pays à un autre. Il est connu que les cyanobactéries peuvent produire d'autres types de toxines et des

composés bioactifs. Ce constat explique l'insuffisance de cette approche visant à considérer la variante microcystine-LR et le besoin de considérer ces autres composés qui peuvent être présents dans l'eau (Ibelings et al. 2014). C'est ainsi que l'analyse de risque basé sur le nombre de cellules ou la biomasse est proposée. Cependant, les comptes taxonomiques (pour connaître le nombre de cellules) ou la mesure de la biomasse seraient limités par le délai d'accès aux résultats alors que des décisions doivent être prises afin de définir le niveau d'alerte approprié et d'adopter les plans d'actions requises. L'occurrence des cyanobactéries et les toxines produites dépendent des conditions locales qui devraient être prises en compte lors de l'adoption de normes pour prévenir les risques liés aux cyanotoxines (Ibelings et al. 2014).

Autres composés majeurs produits par les cyanobactéries

Les cyanobactéries produisent également d'autres composés comme les lipopolysaccharides (LPS) (Jaja-Chimedza et al. 2012) et les composés malodorants (par exemple, Smith et al. 2008a). Les effets néfastes de certains de ces composés comme les LPS sont répertoriés dans beaucoup d'articles et de revues littéraires (Bláhová et al. 2013, Jaja-Chimedza et al. 2012, Lindsay et al. 2009, Mayer et al. 2011, Stewart et al. 2006, Wiegand & Pflugmacher 2005). Les composés LPS et composés malodorants ne font pas encore l'objet de recommandations explicites (seuils d'alertes) comme c'est le cas des toxines (voir Section 3.5.2 Critères ou seuil d'alerte de toxicité chronique ou aiguë).

F.3.5.2 Critères ou seuil d'alerte de toxicité chronique ou aiguë

F.3.5.2.1 Approche québécoise pour l'eau potable

Au Québec, le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (RQEP) spécifie, depuis 2013, un seuil de 1,5 µg/L exprimé en équivalent toxique de microcystine-LR (MC-LR). La microcystine (MC) sert de référence pour toutes les autres toxines qui sont exprimées en équivalent toxique de MC-LR. Les concentrations de microcystine-LA (MC-LA), de la microcystine-RR (MC-RR), de la microcystine-YR (MC-YR) et de la microcystine-YM (MC-YM) doivent être transformées à l'aide de facteurs d'équivalence et ensuite additionnées aux concentrations de MC-LR. Les facteurs d'équivalence sont de 1 pour MC-LA, MC-YR et MC-YM et de 0,1 pour MC-RR. C'est donc l'ensemble des variantes de la microcystine qui sont prises en compte dans le règlement.

L'estimation de la concentration en microcystine au Québec est donc différente de celle du Canada puisqu'elle tient compte de l'ensemble des variantes, contrairement à la valeur de Santé Canada qui ne tient compte que de la MC-LR.

Certaines situations atypiques, telles que la coloration verdâtre de l'eau, même s'il n'y a pas d'analyse des cyanotoxines et des cyanobactéries, peuvent justifier l'émission d'un avis de non-consommation de l'eau potable. Ces situations sont gérées au cas par cas.

Le dénombrement des cyanobactéries n'a pas été retenu dans le RQEP et ne fait pas l'objet d'une norme.

F.3.5.2.2 Recommandations canadiennes pour l'eau potable

Santé Canada a, pour sa part, définit une concentration maximale acceptable (CMA) de 1,5 µg/L de microcystine-LR totale (libre et liée aux cellules) dans l'eau potable. Cette recommandation canadienne a été établie en 1998 et adoptée en 2002. Elle fait l'objet d'une consultation publique depuis février 2016. Le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable (CEP) recommande de maintenir cette CMA (Santé Canada 2016). Néanmoins, pour les nourrissons, jugés comme des personnes vulnérables, il est recommandé d'établir le seuil à 0,4 µg/L de MC-totales (Santé Canada 2016).

La concentration maximale acceptable pour la microcystine-LR est jugée très conservatrice, selon l'INSPQ. Elle est, en effet, calculée pour une consommation quotidienne sur toute l'année et durant la vie entière, alors que la durée d'exposition prévue à la microcystine-LR, au Canada, sera généralement inférieure à trois mois par année.

La recommandation de Santé Canada est plus élevée que la valeur proposée par l'OMS (1 µg/L). Cette différence s'explique notamment par des valeurs différentes dans les équations de calcul. Le poids moyen d'un adulte considéré dans le calcul est de 70 kg pour Santé Canada, alors qu'il est de 60 kg pour l'OMS. De plus, Santé Canada établit une consommation quotidienne moyenne d'eau potable pour un adulte plus faible que l'OMS (1,5 L vs 2,0 L). Finalement, la valeur de Santé Canada tient compte des différentes variantes de la microcystine.

F.3.5.2.3 Recommandations américaines pour l'eau potable

Trois cyanotoxines (MC-LR, CYN et ATX-a) ont été placées sur une liste nommée Candidate Contaminant List (CCL-3, CCL-4 : en préparation) par la United States Environmental Protection

Agency (USEPA 2015). Cette liste contient plusieurs contaminants jugés prioritaires et qui nécessiteront une réglementation dans le futur. La liste est périodiquement révisée afin d'examiner les éléments qui feront l'objet d'un suivi et de recherches plus poussées dans les prochaines années. Plusieurs états américains ont des valeurs provisoires selon les usages pour plusieurs cyanotoxines.

En 2015, l'USEPA a publié des recommandations concernant les cyanotoxines. Elle recommande des concentrations de $\leq 0,3 \mu\text{g/L}$ de microcystine-LR et $\leq 0,7 \mu\text{g/L}$ de cylindrospermopsine dans l'eau potable des enfants d'âge préscolaire et des enfants en bas de 6 ans. Pour les enfants âgés de 6 ans et plus ainsi que les adultes, les concentrations dans l'eau potable ne devraient pas dépasser $1,6 \mu\text{g/L}$ de microcystine-LR et $3 \mu\text{g/L}$ de cylindrospermopsine. Ces recommandations sont provisoires et pourront changer en fonction de l'avancée des travaux de recherche dans ce domaine.

Plusieurs états américains ont également établi des valeurs guides (PV) pour les toxines dans l'eau potable (voir Tableau F-9)

F.3.5.2.4 Critères de l'OMS pour l'eau potable

L'Organisation mondiale de la Santé a retenu une valeur guide provisoire de $1 \mu\text{g/L}$ de microcystine-LR totale (toxine intra et extracellulaire). Cette valeur guide est provisoire en raison des données actuellement limitées. Elle dérive de l'étude de Fawell et al. (1999) et a été estimée pour un individu de 60 kg consommant quotidiennement 2 L d'eau pendant une vie entière. La dose journalière tolérable (DJT) de MC-LR, dans l'eau potable, est de $0,04 \mu\text{g/kg p.c. par jour}$.

L'OMS considère que les études actuelles sont insuffisantes pour établir des valeurs guides pour les autres cyanotoxines. En 1999, l'OMS a établi des seuils d'alerte pour l'eau potable en considérant la biomasse présente dans l'eau brute (Antoniou et al. 2008).

F.3.5.3 Eaux récréatives

F.3.5.3.1 Approche québécoise pour les eaux récréatives

Au Québec, il n'y a pas de réglementation pour la microcystine dans les eaux récréatives. Le *Règlement sur la qualité de l'eau des piscines et autres bassins artificiels* ne comporte aucun critère concernant les cellules de cyanobactéries ou leurs toxines associées.

Pour aider les directions de santé publique à prendre des décisions lors d'un événement de prolifération massive de cyanobactéries, l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) a développé un seuil d'alerte basé sur la concentration en cyanotoxines (INSPQ 2005).

Des concentrations de 16 µg/L pour les microcystines et de 40 µg/L pour l'anatoxine ont été retenues comme seuil de qualité de l'eau de baignade au Québec. Ce seuil repose sur l'ingestion accidentelle, pendant la baignade, d'environ 1 tasse d'eau contaminée. Ces seuils d'alerte peuvent être utiles pour émettre des recommandations concernant les eaux récréatives lorsqu'il y a une fleur d'eau de cyanobactéries ou même lorsque celle-ci a disparu, mais qu'il reste des toxines présentes dans l'eau. Ces concentrations ne sont pas des normes et en aucun cas elles ne devraient être considérées comme telles (INSPQ 2005). Lors d'un événement de prolifération massive de cyanobactéries dans un plan d'eau récréatif, les décisions de gestion doivent tenir compte de l'ensemble de la problématique et ne doivent pas reposer uniquement sur ces valeurs. Ces valeurs ne sont qu'un élément décisionnel parmi les autres.

Les données issues des suivis des plans d'eau de 2008 à 2012 indiquent qu'il y a rarement dépassement de ces seuils en absence de fleurs d'eau visibles ou lorsqu'elles sont peu denses (Groupe scientifique sur l'eau, 2017).

Le ministère de l'environnement (MDDELCC) considère qu'un milieu aquatique est affecté par une fleur d'eau de cyanobactéries lorsque'on y retrouve au moins 20 000 cell./mL (Groupe scientifique sur l'eau, 2017).

L'étude de Lévesque *et al.* (2014) – réalisée au Québec sur 466 personnes – met en évidence une augmentation significative du risque relatif de symptômes gastro-intestinaux sévères à la suite d'un contact aquatique dans un lac avec des proliférations de cyanobactéries et démontre que le risque de souffrir de symptômes gastro-intestinaux sévères est accru à partir d'un dénombrement de 20 000 à 100 000 cell./mL.

Le MDDELCC a établi 3 catégories de fleur d'eau afin d'aider les gestionnaires à évaluer l'état des plans d'eau.

Catégorie 1 : faible densité de particules réparties de façon clairsemée dans la colonne d'eau. Elle peut prendre l'apparence d'une eau anormalement trouble. Elle peut aussi être composée de particules flottant entre deux eaux ou comporter des agrégats (flocons, boules, etc.) éloignés les uns des autres. La fleur d'eau est visible à l'oeil nu. Cependant, elle peut être difficile à

remarquer. Elle ne donne pas nécessairement l'impression d'un changement dans la consistance de l'eau.

Catégorie 2a : densité moyenne ou élevée de particules distribuées dans la colonne d'eau. Elle peut ressembler à une soupe au brocoli, à de la peinture, à une purée de pois et comporte parfois des agrégats (boules, flocons, filaments, etc.) rapprochés les uns des autres .

Catégorie 2 b : densité très élevée de particules en surface qui forment ce que l'on appelle une écume. Elle peut avoir été balayée par le vent puis avoir été entassée près du rivage. Une écume peut ressembler à un déversement de peinture ou se présenter sous la forme de denses traînées, de films à la surface de l'eau ou de dépôts près de la rive ou sur cette dernière.

Ces catégories peuvent servir à une évaluation qualitative du risque pour prendre la décision de restreindre l'accès à la baignade ou aux activités nautiques. La santé publique recommande que les usagers évitent la baignade dans des eaux visiblement affectées par des proliférations de cyanobactéries de catégories 2a et 2b (Groupe scientifique sur l'eau, 2017).

F.3.5.3.2 Recommandations canadiennes pour les eaux récréatives

Concernant la quantité totale des cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux récréatives canadiennes, Santé Canada recommande les valeurs maximales suivantes :

- Nombre total de cyanobactéries : 100 000 cellules/mL
- Concentration totale de microcystines : 20 µg/L (basée sur une mesure des microcystines-LR)

Les valeurs suggérées dans les *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada*, par Santé Canada (2002), tiennent compte du risque d'ingestion accidentelle d'une eau contaminée, lors de la baignade, par exemple et des effets néfastes qui pourraient résulter d'une exposition à d'importantes quantités de cellules de cyanobactéries.

Le dépassement de ces valeurs indique le risque d'être exposé à une quantité de cellules de cyanobactéries ou des toxines suffisantes pour être nocives pour l'être humain. La recommandation quant au nombre total de cyanobactéries fournit une indication générale du risque de prolifération de ces microorganismes dans les eaux récréatives. Elle vise à assurer une protection contre une exposition à de fortes densités de cyanobactéries (Santé Canada 2002).

Cette valeur reflète le scénario le plus hautement probable d'une exposition à une fleur d'eau toxique contenant de fortes concentrations de microcystines.

La dose journalière tolérable (DJT) de MC-LR, pour l'exposition aux eaux récréatives, est de 0,4 µg/kg p.c. par jour. Il n'a pas été jugé nécessaire d'ajouter un facteur d'incertitude pour rendre compte du fait que l'étude ne portait pas sur la vie entière des sujets (Santé Canada 2002). En effet, les expositions potentielles sont ponctuelles et de courte durée.

Pour les microcystines totales, la DJT est de 20 µg/L. La valeur de DJT est très conservatrice. Elle est basée sur une ingestion accidentelle de 250 mL d'eau contaminée. Cette quantité d'eau estimée est basée sur un rapport de l'OMS (OMS 2003) qui suggère qu'un enfant peut ingérer jusqu'à 250 mL d'eau lors d'activités aquatiques prolongées. La valeur de 250 mL constitue une décision de gestion du risque qui tient compte non seulement des effets toxiques causés par l'ingestion des microcystines, mais également les effets irritants tels que des lésions aux tissus de la bouche et des lèvres. C'est une estimation plus prudente qui s'avère appropriée pour un scénario pessimiste.

Les renseignements dont dispose Santé Canada à l'heure actuelle (Santé Canada 2002) ne permettent pas à l'organisme d'élaborer des recommandations pour les autres cyanotoxines présentes dans les eaux récréatives, telles que les ATX ou la CYN. Santé Canada a également déterminé que les études actuellement disponibles dans la littérature ne sont pas assez robustes pour établir une recommandation contre le risque de réaction allergène ou d'autres effets irritants causés par des substances inconnues produites par les cyanobactéries.

Les valeurs recommandées par Santé Canada pour la microcystine sont cohérentes avec les critères définis par la province du Québec en 2004 concernant l'équivalent toxique des microcystines-LR dans les eaux récréatives. La recommandation pour les cyanobactéries totales est, quant à elle, cohérente avec recommandation de l'OMS de 100 000 cellules de cyanobactéries/mL pour une probabilité modérée d'effet nocif sur la santé (Santé Canada 2002). La démarche canadienne est également similaire dans son principe à la démarche de l'Australie pour sa recommandation de niveau 1 (Nicho & Burch 2011).

F.3.5.3.3 Recommandations américaines pour les eaux récréatives

Actuellement, il n'y a aucune norme américaine au sujet des cyanobactéries et de leurs toxines pour les eaux récréatives. Néanmoins, la microcystine-LR, la cylindrospermopsine et l'anatoxine

a ont été consignées sur la *Candidate Contaminant List* (CCL-3) de l'Agence américaine de protection environnementale (USEPA), en 1998, et font actuellement l'objet de nombreuses études afin de déterminer les concentrations maximales acceptables pour l'eau potable et les eaux récréatives (USEPA 2012).

L'USEPA a émis en décembre 2016 des valeurs guides prévisionnelles pour les eaux récréatives (voir tableau F-9). Le seuil est de 4 µg/L pour l'ensemble des microcystines et de 8 µg/L pour la cylindrospermopsine.

Plusieurs états ont également établi des valeurs guides (tableau F-9).

Six (6) états (Colorado, Indiana, Kentucky, Oklahoma, Utah, Wisconsin) ont basé leurs valeurs sur celles de l'OMS, huit (8) états (Illinois, Indiana, Iowa, Kentucky, Oklahoma, Oregon, Utah, Virginia) ont basé leurs valeurs sur une version modifiée des valeurs de l'OMS, trois (3) états (Idaho, Indiana, Utah) se sont basés sur des études et des guides autres que ceux de l'OMS, et 21 états (Arizona, Connecticut, Delaware, Florida, Maine, Maryland, Massachusetts, Montana, Nebraska, New Hampshire, New York, North Carolina, North Dakota, Oregon, Rhode Island, Texas, Utah, Virginia, Washington, West Virginia, Wisconsin) ont basé leurs valeurs sur des évaluations qualitatives. Parmi ces 21 états, sont également comptés ceux pour lesquels la documentation est insuffisante pour catégoriser la source sur laquelle est basée leur approche. Certains états sont nommés dans deux catégories parce que leur approche pour les toxines se base sur un guide et leur approche pour les cellules de cyanobactéries se base sur un guide différent. En tout, 66 % des états (33/50) ont établi des seuils ou des lignes directrices concernant les cyanobactéries et les cyanotoxines.

Parmi les états qui ont établi des critères pour les cyanotoxines et les cyanobactéries dans les eaux récréatives, six (6) états (Arizona, Connecticut, Idaho, Maine, New Hampshire, Wisconsin) ont établi des critères quantitatifs pour les cyanobactéries uniquement, sept (7) états (California, Colorado, Illinois, Iowa, Nebraska, North Dakota, Ohio) ont établi des critères quantitatifs pour les cyanotoxines uniquement, 14 états (Indiana, Kansas, Kentucky, Maryland, Massachusetts, New York, Oklahoma, Oregon, Rhode Island, Texas, Utah, Vermont, Virginia, Washington) ont établi des critères quantitatifs pour les cyanotoxines et quantitatifs ou qualitatifs pour les cyanobactéries. Finalement, six (6) états (Delaware, Florida, Montana, North Carolina, North

Dakota, West Virginia) n'ont que des critères qualitatifs pour l'évaluation des cyanobactéries et des cyanotoxines.

Parmi les états qui ont établi critères quantitatifs pour les cyanotoxines, 20 états ont mis des seuils pour les microcystines, neuf (9) états pour l'anatoxine-a, sept (7) états pour la cylindrospermopsine et quatre (4) états pour la saxitoxine.

F.3.5.3.4 Critères de l'OMS pour les eaux récréatives

L'Organisation mondiale de la Santé suggère des valeurs guides pour les eaux récréatives (OMS 2003). Les valeurs guides tiennent compte des effets irritatifs causés par les cyanobactéries et du potentiel d'exposition liée à l'ingestion accidentelle de cyanotoxines, particulièrement des microcystines. Elles sont présentées en trois niveaux :

- 1. Effets mineurs ou faible probabilité d'effets sur la santé : 20 000 cellules cyanobactériennes/mL d'eau ou 10 µg de chlorophylle-a/L avec dominance de cyanobactéries.** Ce niveau vise à protéger la population des effets irritatifs ou allergiques des cyanobactéries et non des effets toxiques des cyanotoxines. Une abondance de 20 000 cellules cyanobactériennes/mL d'eau dérive de l'étude épidémiologique de Pilotto et al. (1997). L'OMS considère qu'à ce niveau, le risque pour la santé est faible et recommande qu'une information sur le faible niveau de risque soit donnée aux visiteurs sur les sites de baignade.
- 2. Probabilité modérée d'effets sur la santé : 100 000 cellules cyanobactériennes/mL d'eau ou 50 µg chlorophylle-a/L avec dominance de cyanobactéries.** L'Organisation mondiale de la Santé considère qu'à des abondances supérieures à 100 000 cellules cyanobactériennes/mL d'eau, la probabilité d'effets irritatifs est élevée. De plus, les cyanotoxines peuvent atteindre des concentrations ayant un impact sur la santé. Les baigneurs ingèrent accidentellement une quantité d'eau estimée entre 100 à 200 mL pour une session. L'évaluation du risque se base sur la valeur guide de la microcystine-LR dans l'eau potable. À une abondance de 100 000 cellules/mL, une concentration de 20 µg/L de microcystines peut être attendue, un niveau 20 fois plus élevé que la valeur guide pour l'eau potable. À cette concentration, un enfant de 10 kg qui avalerait accidentellement 250 mL d'eau ingérerait une quantité 10 fois plus grande que sa dose journalière tolérable. Une raison supplémentaire à l'établissement de ce niveau d'alerte est qu'à cette concentration cellulaire,

la probabilité de formation d'une écume est élevée pour certaines espèces cyanobactériennes. À ce niveau, l'OMS recommande d'informer la population afin qu'elle évite le contact avec une écume de cyanobactéries. Dans certains cas, la restriction de la baignade peut être jugée appropriée.

- 3. Risque élevé d'effets sur la santé : présence d'écume de cyanobactéries.** Plusieurs décès d'animaux ont été rapportés après ingestion d'écume de cyanobactéries. Une écume peut contenir des concentrations très élevées de cellules cyanobactériennes. Un enfant qui avalerait accidentellement un volume significatif d'écume pourrait recevoir une dose létale. L'OMS recommande de prendre des actions immédiates pour éviter tout contact avec une écume de cyanobactéries.

F.3.5.3.5 Approche australienne pour les eaux récréatives

Les normes australiennes sur les eaux récréatives sont :

- 10µg/L pour la microcystine totale ;
- ou 50 000 cellules/mL de souches toxiques de *Microcystis aeruginosa* ou bien un
- ou un biovolume >4 mm³/L (totalisant le biovolume de toutes les espèces de cyanobactéries présentes dans l'échantillon)
- ou un biovolume >10 mm³/L (totalisant le biovolume de toutes les espèces de cyanobactéries non toxiques et composés associés)
- ou la présence d'écumes persistante.

F.3.5.3.6 Normes dans les autres pays

Le Tableau F-9 récapitule les normes des principaux pays, états ou provinces ayant une régulation concernant les cyanobactéries ou leurs toxines pour l'eau potable ou les eaux récréatives.

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
OMS	Cyanobactéries Chlorophylle a Microcystine-LR	<p>Risque faible : 20 000 cell./L ou 10 µg/L chl a ou 4-10 µg/L de MC-LR, information aux usagers et rapport aux autorités ;</p> <p>Risque moyen : 100 000 cell./L ou 50 µg/L chl a ou 20 µg/L de MC-LR, information aux usagers, rapport aux autorités, recherche visuelle d'écume, restriction sur la baignade, recherche approfondie des dangers potentiels ;</p> <p>Risque élevé : Présence d'écume : Actions pour éviter les contacts avec l'écume, baignade et autres activités ayant un contact avec l'eau interdite, enquête de la santé publique, rapport</p>		PVG : 1 µg/L		Chorus (2012) et OMS (2003)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
		aux autorités.				
Afrique du Sud	Microcystine-LR			VG : 1 µg/L Appuyée par des lignes directrices pour la chlorophylle a et le nombre de cellules de cyanobactéries		Chorus (2012)
Allemagne			Aucun règlement spécifique sur les cyanotoxines. Seulement 20 % de l'approvisionnement en eau est une eau de surface. La plupart des réservoirs sont bien protégés.	La réglementation pour l'eau potable oblige à ce que tous les produits chimiques non réglementés soient présents en concentration non dangereuse. En cas d'occurrence des cyanobactéries, la valeur guide de l'OMS est appliquée. La directive nationale pour les substances ayant des données toxicologiques incomplètes propose une valeur <0,1 µg/L si la cancérogénité d'un produit ne peut être exclue. Cette valeur est appliquée à la		Chorus (2012)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
				cylindropermopsine.		
Argentine	Microcystine-LR			En cas particuliers d'usines de traitement d'eau potable affectées, ils utilisent le seuil de l'OMS de 1µg/L		Chorus (2012)
Australie	Microcystines Cyanobactéries Cylindropermopsine Nodularine Saxitoxines	<p>≥ 500 à < 5000 cell./mL de <i>M. aeruginosa</i></p> <p>ou biovolume > 0,04 à < 0,4 mm³/L (toutes cyanobactéries confondues) : Niveau d'alerte vert : surveillance régulière</p> <p>≥ 5 000 < 50 000 cell./mL <i>M. aeruginosa</i></p> <p>ou biovolume ≥ 0,4 à < 4 mm³/L (toutes cyanobactéries confondues avec une espèce dominante reconnue pour produire des toxines)</p> <p>ou ≥ 0,4 à < 10 mm³/L (toutes cyanobactéries</p>	<p>11 500 cell./mL de <i>Microcystis</i> sp. ou > 2,3 µg/L de microcystines (exprimé en MC-LR eqv.) : risque accru pour la santé animale</p>	<p>VG : 1,3 µg/L exprimé en MC-LR eqv. ou 6500 cell./mL ou un biovolume de 0,6 mm³/L d'une souche très toxique de <i>Microcystis aeruginosa</i></p> <p>HAL : 1 µg/L ou 15 000 - 20 000 cell./mL ou un biovolume de 0,6 - 0,8 mm³/L de <i>Cylindropermopsis raciborskii</i></p> <p>HAL : pas de valeur ou 40 000 cell./mL ou un biovolume de 9,11 mm³/L-d'une</p>	<p>HAL : 250 µg de microcystines ou nodularines/kg de poisson</p> <p>HAL : 1 100 µg de microcystines ou nodularines/kg de crevettes</p> <p>HAL : 1 500 µg de microcystines ou nodularines/kg de moules</p>	Chorus (2012)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
		<p>confondues sans espèce dominante reconnue pour produire des toxines) : Niveau d'alerte orange : Alerte aux autorités, augmentation de la fréquence d'échantillonnage, inspection visuelle régulière pour repérer les écumes, peut exiger des essais de toxicité et un suivi des toxines</p> <p>≥ 10 µg/L de microcystines ou ≥ 5 000 < 50 000 cell./mL <i>M. aeruginosa</i></p> <p>ou biovolume ≥ 4 mm³/L (toutes cyanobactéries confondues avec une espèce dominante reconnue pour produire des toxines) ou</p> <p>≥ 10 mm³/L (toutes cyanobactéries confondues sans espèce dominante reconnue</p>		<p>souche très toxique de <i>Nodularia spumigena</i></p> <p>HAL : 3 µg/L exprimée en STX eqv ou 20 000 cell/mL ou un biovolume de 5 mm³/L d'une souche très toxique de <i>Anabanea circinalis</i></p>		

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
		pour produire des toxines) ou présence d'écume : Niveau d'alerte rouge : Aviser immédiatement les autorités pour obtenir des conseils sur les risques pour la santé, information du public, même suivi et fréquence d'échantillonnage que pour l'alerte orange, fermeture de plages				
Brésil	Microcystines			S : 1 µg/L		Chorus (2012) et BMH (2011)
	Cylindrospermopsine			VG : 15 µg/L		
	Saxitoxines			S : 3 µg/L exprimée en STX eqv		
	Cyanobactéries			VG : 10 000 cell./mL ou un biovolume de 1 mm ³ /L. Surveillance et échantillonnage mensuel si présence de ≤ 10 000 cell. Si ≥ 10 000 cell.		

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
				échantillonnage et suivi hebdomadaire. À $\geq 20\,000$ cell. essai de toxicité et quantification des cyanotoxines hebdomadaire		
Canada	Microcystine-LR	> 20 $\mu\text{g/L}$: baignade interdite		CMA : 1,5 $\mu\text{g/L}$ (MC-LR)		Chorus (2012)
	Cyanobactéries	$\geq 100\,000$ cell./mL : baignade interdite Détection d'une prolifération de cyanobactéries : fermeture de plages				
Canada (Alberta)	Microcystine-LR			Se réfère à la CMA 1,5 $\mu\text{g/L}$ du gouvernement fédéral		Chorus (2012)
Canada (Colombie-Britannique)				Se réfère à la CMA 1,5 $\mu\text{g/L}$ du gouvernement fédéral		Chorus (2012)
Canada (Île-du-	Microcystine-LR			Se réfère à la CMA		Chorus (2012)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
Prince-Édouard)				1,5 µg/L du gouvernement fédéral		
Canada (Manitoba)	Microcystine-LR			Se réfère à la CMA 1,5 µg/L du gouvernement fédéral		Chorus (2012)
	Cyanobactéries	≥ 100 000 cell./mL : émission d'un avis qui interdit la baignade (niveau 1)				
Canada (Nouveau-Brunswick)	Microcystine-LR			Se réfère à la CMA 1,5 µg/L du gouvernement fédéral		Chorus (2012)
Canada (Nouvelle-Écosse)	Microcystine-LR			Se réfère à la CMA 1,5 µg/L du gouvernement fédéral		Chorus (2012)
Canada (Nunavut)	Aucune information disponible					Chorus (2012)
Canada (Ontario)	Microcystine-LR			Se réfère à la CMA 1,5 µg/L du gouvernement fédéral		Chorus (2012)
Canada (Québec)	Microcystines totales	16 µg/L MC-LR : seuil de l'INSPQ, toxicité subchronique		1,5 µg/L exprimées en équivalent toxique de MC-LR : VG		Chorus (2012) Groupe scientifique sur l'eau.

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
						(2017)
	Anatoxine a	40 µg/L : seuil de l'INSPQ, toxicité subchronique		3,7 µg/L : seuil sanitaire sans portée réglementaire		
	Cyanobactéries	≤ 20 µg/L ou ≤ 100 000 cell./mL de cyanobactéries Si une des deux valeurs de référence est dépassée, le gouvernement peut émettre un avis. Tout contact avec l'eau doit être évité jusqu'à révocation de l'avis.				
Canada (Saskatchewan)	Microcystine-LR			Se réfère à la CMA 1,5 µg/L du gouvernement fédéral		Chorus (2012)
Canada (Terre-Neuve)	Microcystine-LR			Se réfère à la CMA 1,5 µg/L du gouvernement fédéral		Chorus (2012)
Canada (Yukon et Territoires du Nord-Ouest)	Microcystine-LR			Se réfère à la CMA 1,5 µg/L du gouvernement fédéral		Chorus (2012)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
Chine	Microcystine-LR			Utilise le seuil de l'OMS de 1 µg/L		Burch (2008)
Cuba	Cyanobactéries Phytoplancton	<p>Pas de normes, mais un cadre à l'essai</p> <p>≤ 1 500 cell. /mL de phytoplancton ou ≤ ou légèrement au- dessus de 500 cell. de cyanobactéries : échantillonnage mensuel au moins 4 fois par année</p> <p>20 000 - 100 000 cell. de phytoplancton dont > 50 % de cyanobactéries ou présence d'au moins 1 espèce toxique : inspection quotidienne, échantillonnage hebdomadaire, rapport aux autorités de la santé, avertissement du public</p> <p>Effets toxiques observés</p>		<p>Pas de normes, mais un cadre à l'essai</p> <p>≤ ou légèrement au-dessus de 1 500 cell. /mL : échantillonnage mensuel, au moins 4 fois par année</p> <p>20 000 - 100 000 cell. de phytoplancton dont > 50 % de cyanobactéries : inspection quotidienne, échantillonnage hebdomadaire, rapport aux autorités de la santé, avertissement du public</p> <p>Présence d'au moins 1 espèce toxique ou écume persistante ou</p>		Chorus (2012)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
		sur les animaux ou les humains, ou présence d'écume ou persistance d'une prolifération : Alerte rouge : restriction des usages, augmentation de la communication avec le public		effets toxiques observés sur les animaux ou les humains : Alerte rouge : restriction des usages, augmentation de la communication avec le public		
Danemark				Pas de norme. La majeure partie de l'eau potable provient d'un approvisionnement souterrain, donc peu affecté par les cyanobactéries. Au besoin, ils utilisent le seuil de l'OMS de 1 µg/L		Chorus (2012)
Espagne	Microcystines			S : 1 µg/L : Analyses à effectuer lorsque l'eutrophisation de la source est évidente		Chorus (2012)
États-Unis (gouvernement fédéral)	Microcystines	Maximum 4 µg/L par jour : PVG, avis de santé publique émis Maximum 4 µg/L sur au		0,3 µg/L : VG, nourrissons et enfants d'âge préscolaire 1,6 µg/L : VG enfants		USEPA (2015) USEPA (2016)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
		plus 10 % des jours ouverts aux activités récréatives du plan d'eau		d'âge scolaire et adultes		
	Cylindrospermopsine	Maximum 8 µg/L par jour : PVG, avis de santé publique émis Maximum 8 µg/L sur au plus 10 % des jours ouverts aux activités récréatives du plan d'eau		0,7 µg/L : VG, nourrissons et enfants d'âge préscolaire 3 µg/L : VG enfants d'âge scolaire et adultes		
États-Unis (Californie)	Microcystines (LR, LA, RR, YR)	Niveau d'action : Humain : 0,8 µg/L : VG Animaux domestiques : 7 µg/L Bétail : 3 µg/L Poissons : 13 ng/g 10 000 à 40 000 cell./mL, microcystine ≥ 8 µg/L, écume associée à des espèces toxiques : surveillance recommandée			Consommation poisson : 10 ng/g de ww ³	Butler et al., (2012) et USEPA (2015)
	Anatoxine a	Niveau d'action : Humain : 90 µg/L : VG			Consommation poisson :	

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
		Animaux domestiques : 400 µg/L Bétail : 100 µg/L Poissons : 1 100 ng/g ≥ 70 000 cell./mL, ≥ 14 µg/L : surveillance recommandée			5000 ng/g de ww ³	
	Cylindrospermopsine	Niveau d'action : Humain : 4 µg/L : VG Animaux domestiques : 40 µg/L Bétail : 10 µg/L Poissons : 66 ng/g			Consommation poisson : 70 ng/g de ww ³	
États-Unis (Caroline du Nord)	Décoloration de l'eau ou présence d'écume : fermeture de plan d'eau Surveillance et suivi systématiques de certains plans d'eau spécifiques. Suivi, au besoin dans d'autres plans d'eau					Chorus (2012), USEPA (2015)
États-Unis	Cyanobactéries	Inspection visuelle				USEPA

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
(Connecticut)		<p>catégorie 1 : ce qui est visible n'est pas des cyanobactéries ou l'eau est généralement claire</p> <p>Inspection visuelle catégorie 2 : cyanobactéries présentes en faible quantité, eau avec accumulation visible, mais généralement claire</p> <p>Inspection visuelle catégorie 3 ou 100 000 cell./mL : cyanobactéries présentes en grand nombre, avec ou sans écume, eau opaque ou colorée, larges étendues affectées, fermeture des plages, avis de santé publique émis</p>				(2015)
États-Unis (Delaware)	Cyanobactéries	Observation d'une écume épaisse blanche, vert ou rouge à la surface du plan d'eau : avis de santé publique émis				USEPA (2015)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
États-Unis (Floride)	Microcystine	<p>Réponse à un événement d'efflorescence : bon sens ; suivre la démarche préconisée par le département de santé de la Floride ; pas d'activités récréatives lors d'un bloom</p> <p>1 ug/L : exposition chronique</p> <p>10 ug/L : exposition aiguë (90 jours de bloom)</p>				Chorus (2012)
États-Unis (Idaho)	Cyanobactéries	<p>Écume visible associée avec au moins 1 espèce toxique* : avis publié par le district de santé publique</p> <p>≥ 100 000 cell./mL provenant d'espèces toxiques : VG, avis publié par le district de santé publique</p> <p>40 000 cell./mL de</p>				USEPA (2015)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
		<p><i>Planktothrix</i> sp. et <i>Microcystis</i> sp. : VG, avis publié par la district de santé publique</p> <p>*espèces considérées comme toxiques : <i>Anabaena</i>, <i>Microcystis</i>, <i>Planktothrix</i>, <i>Nostoc</i>, <i>Coelosphaerium</i>, <i>Anabaenopsis</i>, <i>Aphanizomenom</i>, <i>Gloeotrichia</i>, <i>Woronichinia</i>, <i>Oscillatoria</i>, and <i>Lyngbya</i>. La liste pourrait se rallonger.</p>				
États-Unis (Illinois)	Microcystine-LR	10 µg/L, VG : rapporter l'événement de prolifération. L'entité locale de gestion du plan d'eau sera avisée immédiatement.				USEPA (2015)
États-Unis (Indiana)	Microcystine-LR	Alerte 1 : risque faible : < 4 µg/L, VG : utiliser le bon sens				USEPA (2015)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
		<p>Alerte 2 : risque faible à modéré : 4-20 µg/L, VG : réduire les contacts récréatifs avec l'eau</p> <p>Alerte 3 : risque sévère : > 20 µg/L, VG : éviter les contacts avec l'eau</p>				
	Cylindrospermopsine	Niveau d'avertissement : 5 ppb, VG				
États-Unis (Iowa)	Microcystine-LR	> 20 µg/L : VG, Alerte des autorités, fermeture du plan d'eau, tout contact interdit				USEPA (2015)
États-Unis (Kansas)	Microcystine-LR	<p>> 4 à < 20 µg/L : VG, éviter contact avec l'eau ; avertissement sanitaire</p> <p>≥20 µg/L : VG, tout contact avec l'eau est restreint</p>				Chorus (2012) USEPA (2015)
	Cyanobactéries	<p>> 20 000 cell./mL à < 100 000 cel.l/mL : VG, éviter contact avec l'eau</p> <p>≥ 100 000 cell./mL : VG, tout contact avec l'eau</p>				

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
		est restreint ; avertissement sanitaire				
États-Unis (Kentucky, district de Louisville)	Cyanobactéries	> 20 000 cell./mL : VG, décourager les contacts avec l'eau. L'eau peut- être non sécuritaire > 100 000 cell./mL : VG, fermeture du plan d'eau. Interdiction de contacts avec l'eau				USEPA (2015)
États-Unis (Maryland)	Microcystine	≥ 40 000 cell./mL, ≥ 14 µg/L : VG, surveillance et suivi				Chorus (2012)
	Planktothrix	≥40,000 cell./mL : VG, surveillance et suivi				
États-Unis (Massachusetts)	Microcystine-LR et cyanobactéries	14 µg/L ou ≥ 70 000 cell./mL : VG, éviter tout contact avec l'eau ≥ 70 000 cell./mL : VG, surveillance et suivi				Chorus (2012) USEPA (2015)
États-Unis (Michigan)		Chaque comté gère les incidents sur la base du cas par cas				Chorus (2012)
États-Unis (Minnesota)	Microcystine-LR			0,1 µg/L : VG		MDH (2015)
	Anatoxine a			0,1 µg/L : VG		
États-Unis	Microcystine-LR	≥20 µg/L : VG,				Chorus (2012)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
(Nebraska)		surveillance et suivi , fermeture du plan d'eau, alerte médicale				USEPA (2015)
États-Unis (New Hampshire)	Cyanobactéries	>50 % des comptes de cyanobactéries proviennent d'espèces toxiques : VG, avis de santé publique émis, surveillance et suivi				USEPA (2015)
États-Unis (New York)		Chaque comté gère les incidents sur la base du cas par cas				Chorus (2012)
États-Unis (Ohio)	Microcystine-LR	6 µg/L : VG, baignade non recommandée, ne pas avaler d'eau, éviter les écumes de surface 20 µg/L : VG, éviter tout contact avec l'eau		VG 0,3 µg/L (enfants de - de 6 ans et population sensible), 1,6 µg/L (enfants de + de 6 ans et adultes)		USEPA (2015)
	Anatoxine a	80 µg/L : VG, baignade non recommandée, ne pas avaler d'eau, éviter les écumes de surface 300 µg/L : VG, éviter tout contact avec l'eau		VG 20 µg/L (enfants de - de 6 ans et population sensible), 20 µg/L (enfants de + de 6 ans et adultes)		
	Cylindrospermopsine	5 µg/L : VG, baignade non recommandée, ne pas avaler d'eau, éviter		VG 0,7 µg/L (enfants de - de 6 ans et population sensible), 3 µg/L (enfants de +		

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
		les écumes de surface 20 µg/L : VG, éviter tout contact avec l'eau		de 6 ans et adultes) (enfants de + de 6 ans et adultes)		
	Saxitoxine	0,8 µg/L : VG, baignade non recommandée, ne pas avaler d'eau, éviter les écumes de surface 3 µg/L : VG, éviter tout contact avec l'eau		VG 0,2 µg/L (enfants de - de 6 ans et population sensible), 0,2 µg/L (enfants de + de 6 ans et adultes)		
États-Unis (Oklahoma)	Cyanobactéries	100 000 cell./mL : VG, avis de santé publique émis				USEPA (2015)
	Microcystine-LR	> 20 µg/L : VG, avis de santé publique émis				
États-Unis (Oregon)	Microcystines	10 µg/L : avis de santé publique émis 0,2 µg/L : seuil pour les chiens		0,3 µg/L : VG enfants 5 ans et moins 1,6 µg/L : VG enfants 5 ans et plus, adultes		Stone et Bress (2007) Chorus (2012) USEPA (2015) Farrer et al. (2015)
	Anatoxine a	20 µg/L : avis de santé publique émis 0,4 µg/L : seuil pour les chiens		PVG : 3 µg/L 0,7 µg/L : VG enfants 5 ans et moins 3 µg/L : VG enfants 5 ans et plus, adultes		

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
	Cylindrospermopsine	6 µg/L : VG, avis de santé publique émis 0,1 µg/L : seuil pour les chiens		PVG : 1 µg/L 0,7 µg/L : VG enfants 5 ans et moins 3 µg/L : VG enfants 5 ans et plus, adultes		
	Saxitoxine	100 µg/L : VG, avis de santé publique émis 0,02 µg/L : seuil pour les chiens		PVG : 3 µg/L 0,3 µg/L : VG enfants 5 ans et moins 1,6 µg/L : VG enfants 5 ans et plus, adultes		
	Cellules totales de cyanobactéries	≥ 100 000 cell./mL ou écume associée avec des espèces toxiques : VG, avis de santé publique émis			1 pg/g : tous produits alimentaires contenant des cyanobactéries (notamment les suppléments alimentaires)	
	Cellules de <i>Microcystis sp.</i> ou <i>Planktothrix sp.</i>	≥ 40 000 cell./mL ou écume associée avec des espèces toxiques : VG, avis de santé publique émis				

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
États-Unis (Rhode Island)	Cyanobactéries	Écume ou tapis ou $\geq 70\,000$ cell./mL : VG, avis de santé publique émis				Chorus (2012) USEPA (2015)
	Microcystine-LR	≥ 14 $\mu\text{g/L}$: VG, avis de santé publique émis				
États-Unis (Texas)	Cyanobactéries	$\geq 20\,000$ cell./mL : VG, sensibilisation aux cyanobactéries, avis de santé publique émis				Chorus (2012) USEPA (2015)
	Microcystine-LR	≥ 20 $\mu\text{g/L}$: VG, sensibilisation aux cyanobactéries, avis de santé publique émis				
États-Unis (Texas, comté de Grayson)	Microcystine-LR	6 $\mu\text{g/L}$: VG, baignade non recommandée, ne pas avaler d'eau, éviter les écumes de surface 20 $\mu\text{g/L}$: VG, éviter tout contact avec l'eau		1 $\mu\text{g/L}$		
	Anatoxine a	80 $\mu\text{g/L}$: VG, baignade non recommandée, ne pas avaler d'eau, éviter les écumes de surface 300 $\mu\text{g/L}$: VG, éviter tout contact avec l'eau		20 $\mu\text{g/L}$		
	Cylindrospermopsine	5 $\mu\text{g/L}$: VG, baignade				

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
		non recommandée, ne pas avaler d'eau, éviter les écumes de surface 20 µg/L : VG, éviter tout contact avec l'eau				
	Saxitoxine	0,8 µg/L : VG, baignade non recommandée, ne pas avaler d'eau, éviter les écumes de surface 3 µg/L : VG, éviter tout contact avec l'eau				
États-Unis (Vermont)	Cyanobactéries	≥4 000 cell./mL : VG, avis de santé publique émis et fermeture de plage				Stone et Bress (2007) Chorus (2012) USEPA (2015)
	Microcystine-LR	≥6 µg/L et présence d'écume en surface : VG, avis de santé publique émis et fermeture de plages		≥ 0,16 µg/L : VG		
	Anatoxine a	≥10 µg/L : VG, fermeture de plages		≥ 0,5 µg/L : VG		
	Cylindrospermopsine			≥ 0,5 µg/L : VG		
États-Unis	Cyanobactéries et	5000 - < 20 000 cell. de				Chorus (2012)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
(Virginie)	microcystine-LR	<p><i>Microcystis</i> sp./mL : VG, notification à l'agence locale, prise d'échantillons bihebdomadaire</p> <p>20 000 - < 100 000 cell. de <i>Microcystis</i> sp./mL : VG, avis public mentionnant que l'eau contient une prolifération de cyanobactéries, échantillonnage hebdomadaire</p> <p>≥ 100 000 cell. de <i>Microcystis</i> sp./mL ou 6 µg/L microcystine-LR ou écume de surface : VG, fermeture du plan d'eau, avis public notifiant d'éviter tous contacts avec l'eau contaminée, échantillonnage hebdomadaire</p>				USEPA (2015)
États-Unis (Washington)	Microcystine-LR	6 µg/L : VG, avis de santé publique émis		1 µg/L		WSDH (2011) Chorus (2012)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
	Anatoxine a	1 µg/L : VG, avis de santé publique émis				
	Cylindrospermopsine	4,5 µg/L : VG, avis de santé publique émis				
	Saxitoxine	75 µg/L : VG, avis de santé publique émis				
États-Unis (Wisconsin)	Cyanobactéries	≥ 100 00 cell./mL ou écume de surface : VG, fermeture de plage				USEPA (2015)
Finlande	Microcystines (total de toutes les variantes)		>5 000 cell. de cyanobactéries potentiellement toxiques/mL ou >1 mg/L de biomasse de cyanobactéries potentiellement toxiques : suivi des microcystines à l'eau brute, traitement surveillé GV : >1 µg/L ou >100 000 cell./mL de cyanobactéries potentiellement toxiques/mL ou >20 mg/L de	VG : >10 µg/L : interdiction d'utiliser l'eau		Chorus (2012)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
			<p>biomasse de cyanobactéries potentiellement toxiques : changement de la prise d'eau potable si possible, sinon restriction de l'usage de l'eau et avertissement du public particulièrement si présence de microcystines dans l'eau traitée</p>			
France	Cyanobactéries et microcystine-LR	<p>< 20 000 cell./mL : maintien d'une activité normale sur le site, mais information du public</p> <p>> 20 000 cell./mL, mais < 100 000 cell./mL : Niveau d'alerte 1 : maintien d'une activité normale sur le site, information du public, surveillance renforcée, prélèvements et dénombrements des cyanobactéries</p> <p>> 100 000</p>	Analyses obligatoires à l'eau brute lorsqu'on observera une prolifération des cyanobactéries.	S : 1 µg/L		AFSSA-AFSSET (2006)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
		<p>cell./mL Niveau d'alerte 2 : suivi hebdomadaire, dénombrement cellulaire, quantification des toxines, limitation de la baignade</p> <p>> 25 µg/L ou écume de cyanobactéries : Niveau d'alerte 3 : baignade interdite, limitation des loisirs nautiques</p>				
Hongrie	Chlorophylle a MC tot.	<p>Excellent : <10 µg/L ou <20 000 cell./mL ou <4 µg/L de MC tot.</p> <p>Bon : <25 µg/L ou <50 000 cell./mL ou <10 µg/L MC tot.</p> <p>Acceptable : <50 µg/L ou <100 000 cell./mL ou <20 µg/L MC tot.</p> <p>Inacceptable : >50 µg/L ou >100 000 cell./mL ou</p>		<p>Pas de normes ou de valeur guide définie.</p> <p>La législation pour l'eau potable inclut un suivi des cyanobactéries au microscope dans les « paramètres biologiques ».</p> <p>La fréquence du suivi dépend de la quantité d'eau et du type d'eau (i.e. eau de surface ou</p>		Chorus (2012)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
		>20 µg/L MC tot.		souterraine). Le suivi de tous les paramètres biologiques définis dans la législation doit être réalisé au moins 1 fois par an.		
Italie	Microcystine-LR Cyanobactéries	Interdiction de baignade si présence d'écume ou >25 µg/L MC totales		S : 0,84 µg/L.		Chorus (2012) et Burch (2008)
Norvège				Suit les recommandations de l'OMS		Chorus (2012)
Nouvelle-Zélande	Cylindrospermopsine			PVMA : 1 µg/L		Chorus (2012)
	Anatoxine a			PVMA : 6 µg/L		
	Anatoxin-a(s)			PVMA : 1 µg/L		
	homoanatoxine-a			PVMA : 2 µg/L		
	Microcystines			PVMA : 1 µg/L (exprimé en MC-LR eqv.)		
	Nodularine			PVMA : 1 µg/L		
	Saxitoxines			PVMA : 3 µg/L (exprimé en SXT eqv.)		
Pays-Bas	Microcystine-LR	20 µg/L		Pas de normes spécifiques pour les		Chorus (2012) et Burch

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
				<p>cyanotoxines dans l'eau potable. Seulement 20 % de l'approvisionnement en eau provient d'une eau de surface de réservoirs bien protégés ou de bassins d'infiltrations.</p> <p>Barrières au niveau du traitement pour éviter que des cellules de cyanobactéries ou des toxines ne soient présentes dans l'eau traitée.</p> <p>Si présence de cyanobactéries ou de toxines dans l'eau traitée, utilisation de la norme de l'OMS de 1 µg/L.</p>		(2008)
Pologne	Cyanobactéries	Faire de l'échantillonnage des sites de baignade au moins quatre fois par saison.				Chorus (2012)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
République tchèque	Cyanobactéries Chlorophylle a	<p>Suit les valeurs de l'OMS. Interdiction de baignade si détection visuelle d'une prolifération de cyanobactéries</p> <p>>20 000 cell./mL cyanobactéries ou 10 µg/L chl a ou 4-10 µg/L de MC-LR : Niveau d'alerte 1</p> <p>>100 000 cell./mL cyanobactéries ou 50 µg/L chl a ou 20 µg/L de MC-LR : Niveau d'alerte 2 : fermeture des plages</p> <p>70 % de sites de baignade ont tendance à développer des proliférations de cyanobactéries</p>	<p>≥ 1 colonie/mL ou ≥ 5 filaments/mL : Niveau de vigilance : quantification des cyanobactéries à l'eau brute une fois par semaine et observation visuelle systématique des proliférations de cyanobactéries</p> <p>≥ 2 000 cell./mL ou ≥ 0,2 mm³/L biovolume ou ≥ 1 µg/L chlorophylle a : Niveau d'alerte 1 : changer la hauteur de la prise d'eau. Si ce n'est pas possible, assurer un traitement suffisant pour réduire les cyanobactéries et leurs toxines.</p> <p>≥ 100 000 cell./mL ou ≥ 10 mm³/L de biovolume ou</p>	S : 1 µg/L MC-LR ; surveillance et suivi 1 fois par semaine à l'eau traitée		Chorus (2012) et Burch (2008)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
			≥ 10 µg/L chlorophylle a : Niveau d'alerte 2 : pareil que pour niveau d'alerte 1, mais plus d'emphase sur le traitement efficace et suivi des microcystines			
Singapour	Microcystine-LR totale (formes libres et attachées)			S : 1 µg/L Chaque fournisseur d'eau potable est légalement tenu de préparer et d'implémenter un plan de sécurité de l'eau pour s'assurer que le réseau d'eau potable est conforme aux normes pour l'eau potable		Chorus (2012)
Turquie	Cyanobactéries Microcystines totales		>5000 cell. /mL ou >1 µg/L de chlorophylle a : analyses mensuelles de l'eau brute . Si dépassement, analyses hebdomadaires de la colonne d'eau et des toxines	1 µg/L MC-LR-eqv. Si >1 µg/L, analyses des toxines à l'eau traitée et mise en place d'un traitement avancé à l'ozone ou au charbon actif ou changement de l'approvisionnement en eau.		Chorus (2012)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
Union Européenne		<p>Directive sur les eaux de baignade</p> <p>Nécessité de produire un profil des eaux de baignade qui indique, entre autres, le potentiel du site pour la prolifération des cyanobactéries.</p> <p>Surveillance et suivi basé sur l'historique de la qualité de l'eau du site, les conditions climatiques régionales</p> <p>Conformité basée sur la gestion appropriée du plan d'eau et le contrôle de la qualité plutôt que sur des calculs et des mesures</p> <p>La directive s'applique à tous les éléments à la surface de l'eau où des personnes ont la possibilité de se baigner et où la baignade n'est pas interdite ou</p>				Chorus (2012)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
		<p>déconseillée</p> <p>1) Lorsque le profil des eaux de baignade indique un risque de prolifération de cyanobactéries, une surveillance appropriée doit être effectuée pour permettre d'identifier rapidement les risques pour la santé.</p> <p>2) En cas de prolifération de cyanobactéries et lorsqu'un risque sanitaire a été identifié ou présumé, des mesures de gestion adéquates sont prises immédiatement afin de prévenir l'exposition ; information transmise aux usagers</p>				
Uruguay	Microcystine-LR			<p>S : 1 µg/L</p> <p>Décret qui stipule que l'eau ne doit pas contenir une quantité</p>		Chorus (2012)

Tableau F -9 : Exemples de normes, seuils ou critères concernant les niveaux maximaux de toxines, de cyanobactéries ou de chlorophylle a visant à protéger l'eau potable ou les eaux récréatives (suite)

Pays/État/ Province	Toxines	Eaux récréatives	Eaux brutes	Eaux traitées	Produits alimentaires	Références
				de cyanobactéries pouvant affecter les caractéristiques de l'eau ou la santé humaine		

ww : « wet weight » = poids humide

S : Standard ; (P)VG : (prévisionnelle) valeur guide ; (P) VMA/(P) CMA : (prévisionnelle) valeur ou concentration maximale ; HAL : health alert level;
population sensible : femmes enceintes, femmes allaitantes, patients traités avec dialyse, personnes âgées, personnes dont le système immunitaire est déficient.

F.3.6 Suivi des pigments fluorescents

La plupart des études initiées dans l'optique de pouvoir prévenir les risques causés par les cyanobactéries se sont basées sur les travaux de Chorus & Bartram (1999). Diverses propositions ont été faites dans ce sens afin de standardiser les paramètres les plus pertinents qui sont susceptibles de servir d'indicateurs pour le niveau de toxicité (concentration en toxine) lors de la prolifération de cyanobactéries. Les systèmes d'alertes jusqu'ici proposés essaient de relier la toxicité aux paramètres tels que le biovolume, la densité cellulaire, ou la biomasse. Le principal outil largement utilisé est la mesure *in situ* des pigments fluorescents photosynthétiques. (Zamyadi et al, 2016). Cependant, d'après Gregor et al. (2007), ces pigments ne sont pas toujours directement reliés au biovolume, à la densité cellulaire et dans certains cas, cette mesure de fluorescence *in situ* ne reflète pas la concentration de ces pigments. Argumentant ce fait, il se base sur travaux de Kiefer (1973), Vincent et al. (1984), SooHoo et al. (1986) selon lesquels les pigments fluorescents photosynthétiques dépendent en partie de l'état physiologique des cellules et de leurs photosystèmes qui seraient affectés par d'autres facteurs tels que leur cycle de vie, la disponibilité des nutriments et l'accessibilité à la lumière. Néanmoins, les travaux de Zamyadi et al. (2012a,b ; 2014) ont validé l'usage des sondes fluorométriques pour la gestion en temps réel des percées des cyanobactéries dans les usines d'eau potable.

F.3.6.1 Dégradation des toxines

La persistance des toxines en milieu aquatique varie selon les types de toxines et leurs variantes. En raison de leur structure cyclique, les microcystines sont généralement stables et résistantes à l'hydrolyse et à l'oxydation chimique à pH neutre. Elles peuvent ainsi persister durant des mois ou des années à la noirceur, dans une eau naturelle, sans microorganismes dégradeurs (Sivonen 1990; Svrcek & Smith 2004; Tsuji et al. 1994). Les microcystines sont également stables suite à une irradiation solaire. Cependant, en présence de phycocyanine et de chlorophylle a (également produits par les cyanobactéries), elles peuvent être phototransformées (Tsuji et al. 1994). Près de 50 % de la concentration initiale de microcystines peut être dégradée sur une période de 8 heures (Welker & Steinberg, 2000) en présence de substances humiques et de lumière naturelle. Wormer et al. (2010) ont montré que les trois bandes de rayonnement du spectre solaire, les UV-A, (320-400 nm), les UV-B (280-320 nm) et le PAR (rayonnement photosynthétiquement actif 400-700 nm) peuvent contribuer à la photodégradation de la microcystine et de la

cyndrospermopsine dans la colonne d'eau, mais selon différents degrés d'importance. Pour une estimation plus réaliste de la photodégradation, il faut tenir compte de la colonne d'eau et de la profondeur des lacs, car le rayonnement solaire est atténué avec la profondeur (Welker & Steinberg, 2000). Les matières en suspension et le carbone organique dissous (COD) contribuent également à l'atténuation du rayonnement solaire ; toutefois, il est probable que l'effet du COD soit plus important que celui des matières en suspension (Bukaveckas & Robbins-Forbes 2000; Morris et al. 1995; Welker & Steinberg 2000).

La biodégradation a été identifiée comme étant le mécanisme principal d'enlèvement des microcystines dans les eaux naturelles par rapport aux autres processus tels que la photodégradation et l'adsorption sur les sédiments et les matières en suspension (Chen et al. 2008). Les microcystines s'adsorbent faiblement sur les sédiments et les matières en suspension (généralement moins de 20 %). De plus, ce processus dépend du type de cyanotoxines et de sédiments présents (Chen et al. 2008; Grützmacher et al. 2009 ; Lahti et al. 1997 ; Rapala et al. 1994). La biodégradation des toxines est le résultat de la présence de bactéries indigènes aptes à dégrader les toxines (Jones et al. 1994). Les rivières et lacs ayant vécu des proliférations de cyanobactéries auront potentiellement une concentration détectable de bactéries pouvant utiliser les toxines comme source de carbone (Cousins et al. 1996). La biodégradation des toxines dans les milieux aquatiques commence souvent par une période de latence, allant de deux jours à plus de trois semaines (Ho et al. 2012). Celle-ci varie selon les conditions climatiques, la concentration initiale de toxines dissoutes (extracellulaires) et l'historique de fleurs d'eau de cyanobactéries (Jones et al. 1994 ; Rapala et al. 1994 ; Rapala et al. 1997). Généralement, en fonction des conditions environnementales, plus de 90 pour cent des microcystines peuvent être dégradées dans les 2-10 jours suivant le début de la biodégradation (Sivonen, 1990). Cependant, l'historique des fleurs d'eau des cyanobactéries est très important. Nos analyses des taux de biodégradation des cyanotoxines (les mêmes cyanotoxines que celles étudiées par Zamyadi et al. (2012 b)) réalisées sur des échantillons d'eau de la baie Missisquoi démontrent que toutes les cyanotoxines se dégradent en quelques jours, sauf la cyndrospermopsine qui, elle, ne se dégrade pas (Maghsoudi et al. 2015). Ceci indiquerait potentiellement que la cyndrospermopsine est plutôt rare à la baie Missisquoi comparée aux autres toxines ou que son enlèvement se fait principalement par d'autres moyens. Plusieurs genres de bactéries tels que *Sphingomonas*, *Pseudomonas*, *Sphingosinicella*, *Paucibacter*, *Sphingopyxis* et *Burkholderia* ont été signalés

comme étant capables de dégrader les cyanotoxines et pouvant les utiliser comme source de carbone et d'azote (Ho et al. 2007 ; Jones et al. 1994 ; Lemes et al. 2008 ; Maruyama et al. 2006 ; Rapala et al. 2005a ; Takenaka & Watanabe 1997). Les bactéries responsables de la dégradation des microcystines telles que *Sphingomonas*. sp ont été trouvées dans des eaux de lacs et de rivières (Cousins et al., 1996 ; Harada et al., 2004 ; Jones et al., 1994) ainsi que dans des sédiments de lacs (Chen et al., 2008 ; Rapala et al., 1994) dans plusieurs pays, notamment en Australie et en Chine.

Dans leurs travaux, rapportés par Wang et al. (2002), Rapala et al. (1997) observent que la microcystine est stable et se dégrade très lentement (à l'échelle de quelques semaines). Rappelons que la souche *M. aeruginosa* est la plus étudiée selon Long et al. (2001) et Wang et al. (2002) qui expliquent cela par le fait qu'il s'agit de l'espèce la plus fréquemment observée dans les fleurs d'eau au niveau des plans d'eaux eutrophes. La microcystine est un composé très stable, non volatil et soluble dans l'eau et dont la valeur de 0,03/jour a été retenue comme taux de dégradation par Belov et al. (1999), qui s'est basé sur les travaux de Jones & Orr (1994) et confirmé par ceux de Harada & Tsuji (1998).

Dans leurs études effectuées sur la toxine nodularine aux lacs Alexandria et Albert au sud de l'Australie, Heresztyn & Nicholson (1997) trouvent que cette dernière se dégrade très rapidement lorsqu'elle est produite dans un plan d'eau où les occurrences de proliférations cyanobactériennes sont fréquentes. Ils mentionnent les explications données par Jones & Orr (1994) selon lesquelles la dégradation des toxines dépendrait de la population microbienne présente.

F.3.6.2 Processus d'enlèvement des toxines cyanobactériennes en milieu aquatique

En général, la plupart des toxines produites par les cyanobactéries demeurent à l'intérieur des cellules pendant la phase de croissance. Les toxines sont libérées en milieu aquatique principalement lorsque les cellules cyanobactériennes meurent et libèrent leur contenu. Des études en laboratoire ont montré qu'un faible pourcentage des toxines totales produites (moins de 10 à 20 %) est extracellulaire pendant la phase logarithmique de croissance des cyanobactéries. En fait, le taux de mortalité et de lyse des cellules au terme de la phase stationnaire de croissance augmente, ce qui entraîne la libération de cyanotoxines intracellulaires (Graham et al. 2004). La Figure F-2 présente la distribution générale des cyanotoxines intracellulaires et extracellulaires totales pendant une prolifération cyanobactérienne. Par conséquent, l'enlèvement de cellules

cyanobactériennes intactes des réserves d'eau brute réduit considérablement le besoin supplémentaire d'oxydants ou d'adsorbants dans les processus de traitement de l'eau. L'enlèvement chimique des proliférations cyanobactériennes au moyen d'algicides tels que le sulfate de cuivre, qui provoque la libération complète des cellules ainsi que la libération des toxines intracellulaires totales vers l'eau encaissante, ne constitue pas un traitement approprié des cellules cyanobactériennes toxiques. Par contre, dans les rivières et les lacs homogènes, elles sont diluées rapidement suivant la libération des toxines (Ho et al. 2012).

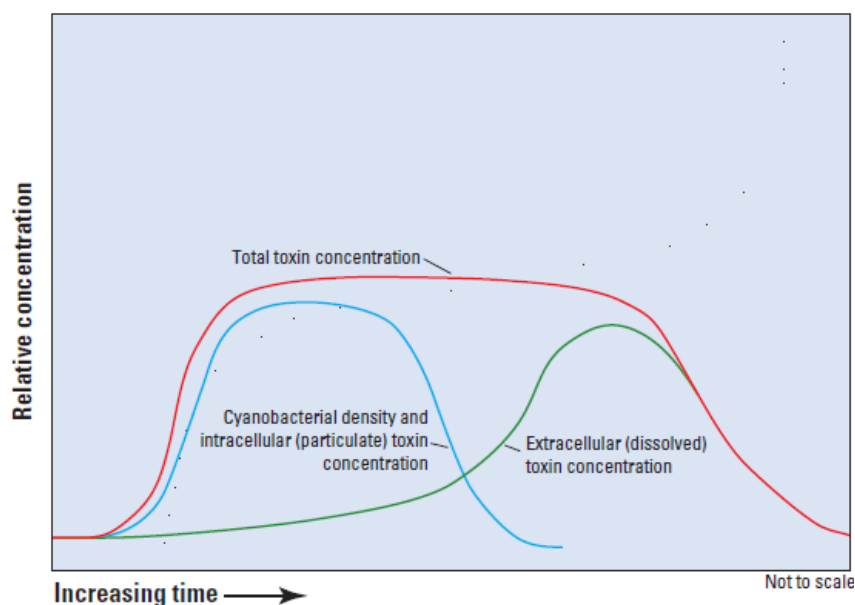


Figure F-2 : Distribution théorique des cyanotoxines intracellulaires et extracellulaires totales pendant une prolifération cyanobactérienne (Graham et al. 2008)

Relative concentration – *Concentration relative*

Increasing time – *Temps accéléré*

Not to scale – *Non à l'échelle*

Total toxine concentration – *Concentration totale de toxines*

Cyanobacterial density and intracellular (particulate) toxin concentration – *Concentration de toxines intracellulaires (particulaires) et densité cyanobactérienne*

Extracellular (dissolved) toxin concentration – *Concentration de toxines extracellulaires (dissoutes)*

La plupart des recherches sur les toxines cyanobactériennes portaient principalement sur leur isolement, leur identification, leurs méthodes de détection, leur incidence toxicologique et les technologies utilisées pour les éliminer des sources d'eau potable (Carmichael 1992; Hedman et al. 2008; Quesada et al. 2006 ; Teixeira & Rosa 2005). Depuis plusieurs années toutefois, des recherches se sont davantage orientées vers l'étude des processus physicochimiques contribuant à

l'enlèvement de cyanotoxines en milieu aquatique (Burns et al. 2009; Chen et al. 2008 ; Klitzke et al. 2010 ; Lemes et al. 2008 ; Liu et al. 2008 ; Smith et al. 2008 b ; Song et al. 2007 ; Wormer et al. 2008 ; Wörmer et al. 2010). La réduction naturelle de la concentration de cyanotoxines en milieu aquatique peut être attribuée à divers processus, notamment (1) la dilution par eau non contaminée, (2) l'adsorption sur les sédiments et les matières en suspension, (3) la photodégradation sous l'effet de la lumière solaire, (4) la biodégradation par bactéries indigènes, et (5) la bioaccumulation en milieu aquatique (Gkelis et al. 2006; Harada & Tsuji 1998). Parmi ces processus, la dilution, la photodégradation et la biodégradation ont été citées comme principales voies d'enlèvement de toxines cyanobactériennes de sources d'eau (Chen & Chou 1998 ; Wörmer et al. 2010). Cependant, peu d'études ont aussi examiné l'importance de l'adsorption de toxines sur les sédiments et les matières en suspension, sujet qui doit être étudié davantage (Grützmacher et al. 2009; Liu et al. 2008).

Le transfert par air des cyanotoxines a aussi été étudié comme mécanisme d'enlèvement naturel de toxines de l'eau douce. Les toxines dissoutes dans l'eau, telles que les toxines cyanobactériennes, peuvent être pulvérisées en aérosol par éclatement de la bulle puis transférées dans l'air (Cheng et al. 2007). Il a été démontré que les algues et les sels de même que d'autres matières organiques peuvent être soumis aux mêmes processus (Backer et al. 2010). En raison de maladies respiratoires signalées par des individus ayant participé à des activités récréatives dans des plans d'eau douce contenant des proliférations cyanobactériennes, les chercheurs ont manifesté un plus grand intérêt à l'examen du transfert de cyanotoxines par voie aérienne (Backer et al. 2010; Cheng et al. 2007). Dans les milieux d'eau douce ouverts, particulièrement ceux situés dans des endroits où il y a beaucoup de vent, la concentration de toxines cyanobactériennes qui peuvent être transférées dans l'air est importante. Par conséquent, ce processus peut permettre l'enlèvement considérable de toxines d'un plan d'eau et peut être en outre un mécanisme d'exposition pour les individus qui participent à des activités récréatives liées à l'eau ou qui habitent en aval des plans d'eau à proliférations cyanobactériennes périodiques. En fait, les chercheurs ayant étudié le devenir et le transport de toxines cyanobactériennes en milieu aquatique ont fait abstraction de l'aérosolisation comme processus d'enlèvement possible de cyanobactéries, processus qu'il y aurait lieu d'étudier plus soigneusement.

La persistance des toxines cyanobactériennes en milieu aquatique varie selon leur structure moléculaire et stabilité chimique. Dans les sections qui suivent, les principaux processus naturels

qui contribuent à l'enlèvement de diverses toxines cyanobactériennes de plans d'eau seront présentés.

F.3.6.3 Persistance

En raison de leur structure cyclique, les microcystines sont exceptionnellement stables et résistantes à l'oxydation chimique et l'hydrolyse à pH naturel. Ainsi, elles pourraient persister pendant des mois ou même des années à la noirceur dans une eau naturelle (Svrcek & Smith 2004). Les microcystines sont également stables à la suite d'une irradiation solaire. Cependant, en présence de pigments naturels retrouvés dans les cellules cyanobactériennes, comme la phycocyanine et la chlorophylle a, elles sont phototransformées. Lors de ce processus, la double bande de la partie ADDA des microcystines change et réduit leur toxicité (Wörmer et al. 2010). En raison de sa constitution chimique, l'anatoxine a n'est pas stable dans des conditions naturelles, surtout en présence de lumière solaire et dans des conditions alcalines, où elle se dégrade facilement en produits non toxiques comme l'époxyanatoxine-a et la dihydroanatoxine-a. L'identification de tels métabolites non toxiques issus de diverses proliférations cyanobactériennes découle de l'instabilité de l'anatoxine a en milieu aquatique (James et al. 1998).

F.3.6.4 Photodégradation

Les microcystines, en présence de pigments photosensibilisants tels que la phycocyanine, se dégradent à la suite d'une irradiation solaire, ce qui les rend moins toxiques. En fait, le rayonnement solaire touche l'acide aminé ADDA, qui est essentiel à la toxicité des microcystines et des nodularines (Antoniou et al. 2008). En pleine lumière solaire, plus de 90 % des microcystines se dégradent photochimiquement, ce qui prend de deux à six semaines selon les concentrations de pigments. Il a été démontré que la photodégradation se produit indépendamment de la concentration initiale de microcystines dans une plage de 5 mg/L à 55 mg/L. Près de 50 % de la concentration initiale de microcystines peut être dégradée sur une période de 8 heures en présence de différentes concentrations de substances humiques de 2 mg/L à 16 mg/L et de lumière naturelle (Welker & Steinberg 1999).

Pour une estimation plus réaliste de la photodégradation, il faut tenir compte des couches d'eau et de la profondeur des lacs, car le rayonnement solaire est atténué en fonction de la profondeur le long des colonnes d'eau. Les matières en suspension et le carbone organique dissous (COD)

contribuent également à l'atténuation du rayonnement solaire ; toutefois, la plupart des chercheurs sont d'avis que l'effet du COD est plus important (Bukaveckas & Robbins-Forbes, 2000). Wörmer et al. (2010) ont démontré que, dans les échantillons prélevés de la surface de l'eau, près de 80% de la concentration initiale de microcystines se dégradait photochimiquement après une période de 22 jours, mais qu'à une profondeur de 1 m et de 4 m, ces valeurs se situaient à environ 10 % et 24 jours. La plupart des chercheurs croient que seulement 1 % des rayons UV pénètrent à une profondeur de plus d'un mètre dans les plans d'eau très propres ; cette bande de rayonnement ne peut donc pas causer la photodégradation à une profondeur au-delà d'un mètre (Bukaveckas & Robbins-Forbes, 2000; Wörmer et al. 2010). Le RPA est la seule bande de rayonnement pouvant contribuer à la dégradation de toxines dans les couches profondes (plus d'un mètre), mais même en surface, cette bande ne dégrade qu'environ 30 % des microcystines après une période de 22 jours (Wörmer et al. 2010). On s'attend donc à ce que le taux de photodégradation des microcystines soit très faible à une profondeur de plus d'un mètre.

Pour estimer le taux réel de la photodégradation des microcystines dans les plans d'eau, on doit tenir compte du gradient vertical des processus photochimiques. Welker et al. (2000) ont montré que pour un rayonnement ultraviolet de 960 kJ m^{-2} , environ 28 % de la microcystine-LR s'est dégradée en un seul jour dans une couche d'eau à une profondeur de 0,038 m. On a estimé à 1,1 % par jour le taux de dégradation d'une colonne d'eau d'une profondeur de 1 m. Après avoir pris en considération un facteur de correction lié à une plus forte photodégradation du fait de l'incidence de la lentille, on a estimé la demi-vie de la microcystine-LR à environ 90 à 120 jours dans une colonne d'eau dont l'intensité de la lumière solaire est comparable aux valeurs de l'Europe moyenne. La demi-vie estimée est beaucoup plus longue que le temps qu'il faut pour la dégradation de microcystines par des bactéries indigènes ou la dilution des toxines libérées par l'eau non contaminée (Welker & Steinberg, 2000; Wörmer et al. 2010). On prévoit donc que la demi-période de photodégradation des couches plus profondes dans les plans d'eau où il y a moins de lumière solaire sera plus longue que la durée de la saison de croissance des cyanobactéries. Par conséquent, la réduction de la concentration totale de microcystines par photodégradation se produit généralement une fois les toxines libérées. En fait, à la suite d'une période de latence variant de quelques jours à quelques semaines, la biodégradation des toxines commence ; lorsqu'on atteint les couches plus profondes, le taux de biodégradation dépasse le taux de photodégradation. La contribution du rayonnement solaire à la dégradation des

microcystines pourrait être importante dans des conditions particulières, comme les systèmes d'eau homogène peu profonde et les couches mélangées minces des plans d'eau profonds.

Contrairement aux microcystines, l'anatoxine a, l'un des composés toxiques les plus communs produits lors d'une prolifération cyanobactérienne, est instable. Sivonen et al. (1990) ont démontré que l'intensité lumineuse et le pH sont les plus importants facteurs qui influent sur la dégradation de l'anatoxine a. De plus, la photodégradation de l'anatoxine a indépendante de l'oxygène démontre que la dégradation sous l'effet de la lumière est le résultat de la phototransformation et non de la photoxydation (Osswald et al. 2007).

F.3.6.5 Biodégradation

La biodégradation a été identifiée comme le mécanisme principal d'enlèvement naturel des microcystines par rapport aux autres processus tels que la photodégradation et l'adsorption sur les sédiments et les matières en suspension Furey et al. (2003). Comme on l'a souligné dans la section précédente, la photodégradation est moins importante en raison de la lumière ne pouvant bien pénétrer les plans d'eau, surtout lorsque la surface est couverte d'une écume cyanobactérienne. De plus, les microcystines s'adsorbent faiblement sur les sédiments et les matières en suspension, le taux d'adsorption se situant à moins de 20 % en général (Chorus & Bartram 1999; Furey et al. 2003).

La biodégradation des microcystines est le résultat de bactéries indigènes présentes dans les eaux douces qui peuvent utiliser le composé toxique cyanobactérien comme source de nourriture. Les taux de biodégradation des cyanotoxines diffèrent en fonction de facteurs environnementaux tels que le pH et la température de même que l'historique de proliférations cyanobactériennes des plans d'eau. La biodégradation des microcystines en milieu aquatique commence souvent par une période de latence allant de deux jours à plus de trois semaines selon les conditions climatiques, la concentration initiale de microcystines dissoutes et l'historique de proliférations cyanobactériennes. Généralement, plus de 90 % des microcystines peuvent être dégradées dans les 2 à 10 jours suivant le début de la biodégradation (Krishnamurthy et al. 1989).

La bactérie souche MJ-PV de *Sphingomonas* a été la première bactérie à être identifiée comme pouvant utiliser la microcystine-LR comme source unique de carbone et d'azote pour sa croissance (Jones et al. 1994). Ishii et al. (2004) ont isolé la souche 7CY de *Sphingomonas* dans le lac Suwa, au Japon, qui pouvait dégrader la MC-LR, MC-RR, MC-LW, MC-LY et MC-LF. La

période de latence signalée pour commencer la dégradation à une concentration de 6 µg/L était d'un jour ; après 4 jours, toutes les microcystines testées étaient dégradées. La souche CBA4 de *Sphingomonas* a également été isolée dans le bassin San Roque, en Argentine, par Valeria et al. (2006). Cette bactérie a pu dégrader la microcystine-RR dans des conditions aérobies à une concentration de 200 µg/L en une journée et demie (Valeria et al. 2006). On a rapporté que d'autres genres de bactéries tels que *Pseudomonas*, *Sphingosinicella*, *Paucibacter*, *Sphingopyxis* et *Burkholderia* seraient aussi aptes à dégrader les variantes de microcystines (Ho et al. 2007 ; Lemes et al. 2008 ; Maruyama et al. 2006 ; Rapala et al. 2005a).

Chen et al. (2008) ont examiné la biodégradation de microcystines dans les eaux lacustres et les sédiments dans le cadre d'études en laboratoire et *in situ*. Ils ont démontré en outre que la présence de sédiments augmente le taux de biodégradation. De plus, le taux de biodégradation était plus élevé dans les échantillons d'eau prélevés directement au-dessus des sédiments lacustres que dans les échantillons d'eau de surface. En fait, les sédiments constituent une source de bactéries aptes à dégrader, en plus d'être un endroit propice à la croissance de bactéries en raison de la quantité élevée de carbone organique disponible (Gupta & Gajbhiye 2004).

La dégradation de l'anatoxine a par des bactéries présentes dans les sédiments a également fait l'objet d'une étude par Rapala et al. (1994). Ils ont montré que la concentration d'anatoxine a, incubée pendant 22 jours dans des fioles contenant des sédiments naturels stérilisés et non stérilisés, était considérablement différente. La présence de sédiments non stérilisés a réduit de 22 à 48 % les concentrations de toxines ; on a par contre signalé peu de changement dans les fioles contenant des sédiments stérilisés (Rapala et al. 1994). Dans l'ensemble, il existe peu d'études publiées portant sur la biodégradation de l'anatoxine a.

Parmi les toxines cyanobactériennes identifiées à ce jour, les toxines paralysantes, dont les saxitoxines, sont considérées comme l'une des toxines les plus menaçantes à la salubrité de l'approvisionnement alimentaire, généralement en raison de leur toxicité particulièrement élevée et du manque de traitements médicaux efficaces (Chen & Chou 1998). Malgré ce fait, les rapports scientifiques sur la dégradation naturelle et la persistance de la saxitoxine dans les plans d'eau sont limités. Dans le cadre d'une étude, Jones et Negri (1995a) ont extrait des toxines paralysantes d'*Anabaena circinalis* afin d'analyser la persistance et la dégradation de saxitoxines dans les eaux douces. Les variantes de toxines paralysantes, dont les toxines C, GTX2 et GTX3,

ont été incubées dans de l'eau douce pendant 90 jours ; la demi-vie des toxines C a diminué à 21 jours, alors que celle des gonyautoxines (GTX) 2 et 3 a diminué à 46 jours. Cependant, des essais de dégradation ont révélé que la forte concentration appliquée de saxitoxines (7 000 µg/L) surpassait de beaucoup ce qui avait été observé lors de scénarios réels de proliférations (Jones & Negri, 1997). Les saxitoxines ne sont pas chimiquement stables de façon constante, et dans différentes conditions environnementales se transforment souvent en sous-produits à plus faible ou même à plus forte toxicité. À titre d'exemple, l'action de bouillir une solution contenant des toxines C extraites d'*Anabaena sp* augmente considérablement sa toxicité (Sivonen, 1990). Donovan et al. (2008) ont montré que les bactéries marines retrouvées dans le tube digestif des moules communes sont capables de réduire de plus de 90 % la toxicité globale d'un mélange de toxines paralysantes sur une période de 3 jours. Les bactéries isolées appartiennent à *Pseudoalteromonas spp.* (Donovan et al. 2008).

F.3.6.6 Adsorption sur les sédiments et les matières en suspension

L'adsorption sur les sédiments et les matières en suspension constitue l'un des principaux processus qui déterminent le sort des polluants tels que les microcystines dans les plans d'eau (Liu et al. 2008). Plusieurs processus sont attribués à l'adsorption des cyanotoxines sur les sédiments, notamment, l'adsorption des toxines dissoutes par les sédiments, la lyse de cellules cyanobactériennes fixées aux sédiments, et finalement, la prédation de cellules cyanobactériennes par les animaux aquatiques et leur sédimentation ultérieure après la mort (Sivonen & Jones, 1999).

Les microcystines peuvent être classées comme composés amphiphatiques, car elles contiennent les groupements polaires et les radicaux apolaires. Vu la présence de divers groupements polaires tels que les acides carboxyliques et les fonctions amines, elles préfèrent la phase aqueuse à l'adsorption sur les sédiments ou les matières en suspension (Chen et al. 2008; Rivasseau et al. 1998). La partie hydrophobe des microcystines appelée ADDA (acide 3-amino-9-méthoxy-2,6,8-triméthyl-10-phényldéca-4,6-diénoïque) est responsable de leur interaction avec les groupements fonctionnels des sédiments et des matières en suspension (Harada et al., 1996). Les paramètres relatifs aux sédiments tels que l'argile et les contenus de carbone organique influent sur l'adsorption de composés organiques comme les cyanotoxines sur ces premiers (Klitzke et al., 2010). Les groupements fonctionnels actifs sont plus souvent trouvés dans les sédiments

contenant plus d'argile que de sable ; ces types de sédiments sont donc plus aptes à adsorber les toxines organiques comme les cyanotoxines (Miller et al. 2005). L'hydrophobicité est un paramètre clé dans l'adsorption de composés organiques sur les sédiments. L'hydrophobicité des toxines cyanobactériennes qui appartiennent également aux composés organiques est généralement exprimée en rapport de distribution entre l'octanol et l'eau (K_{ow}) (Liu et al. 2008). Gert-Jan de Maagd et al. (1999) ont démontré la dépendance du rapport K_{ow} au pH de l'eau du fait de la présence de carboxyle ionisable et de groupements amines dans la constitution chimique des microcystines. À des valeurs pH plus faibles, le rapport K_{ow} des microcystines est plus élevé ; par conséquent, elles sont plus aptes à adsorber sur les sédiments, alors que c'est l'inverse pour les valeurs pH plus faibles.

Il n'est pas possible de prévoir de façon précise le sort des microcystines en milieu aquatique sans tenir compte du rôle des matières en suspension, qui régissent le transport des polluants aquatiques tels que les toxines cyanobactériennes (Håkanson, 2006). Malgré cette importance, peu d'études visant à examiner le comportement d'adsorption des microcystines sur les matières en suspension en milieu aquatique ont été menées (Liu et al., 2008). Liu et al. (2008) ont fait des études sur l'effet du pH sur le comportement d'adsorption des MC-LR et des MC-LW sur les matières en suspension. Ils ont démontré que plus de 95 % des MC-LR et des MC-LF (0,25 g/L) dans une solution acide étaient adsorbées sur les matières en suspension. Toutefois, lorsqu'on a augmenté le pH à 13, le taux d'adsorption des MC-LR et des MC-LW a diminué à 8-29 % et à 38-47 %, respectivement. Maghsoudi et al. (2015) ont démontré qu'une fraction importante (>70 %) de cylindrospermopsine serait adsorbée sur les matières en suspension et que l'analyse d'échantillons environnementaux doit inclure la fraction adsorbée.

Klitzke et al. (2010) se sont fondés sur l'isotherme de Freundlich et Langmuir pour établir les coefficients d'adsorption de l'anatoxine a de 10 échantillons de sédiments à textures diverses. Ils ont rapporté que le taux d'adsorption de l'anatoxine a aux sédiments était plus élevé par rapport à celui de la cylindrospermopsine, et qu'il était contrôlé principalement par l'argile contenue dans les sédiments plutôt que le carbone organique. L'anatoxine a peut adsorber facilement sur les sites de charge négative des sédiments, car elle se produit dans les eaux douces comme cation. Par contre, la microcystine et la nodularine portent des charges positives qui mènent à l'augmentation des forces de répulsion entre elles et les surfaces de sédiments de charge négative.

Burns et al. (2009) ont mené des études sur l'adsorption des saxitoxines sur l'argile et les sédiments dans les eaux douces et salées. Ils ont rapporté qu'après 4 heures, plus de 50 % des saxitoxines à une concentration de 5 μM adsorbaient sur l'argile et les sédiments. Comme les saxitoxines adsorbent sur les sédiments par échanges cationiques, l'adsorption est considérablement supprimée dans des solutions à forces ioniques élevées ; le changement du pH n'a toutefois pas eu d'effets importants sur l'adsorption (Burns et al. 2009). Burns et al. (2009) ont également montré que les saxitoxines ont désorbé en partie des sédiments et de l'argile. Compte tenu de ce fait, les saxitoxines adsorbent rapidement sur les sédiments à la suite de la mort d'une prolifération d'algues, et de tels sédiments pourraient servir de réservoir dynamique de saxitoxines. Par conséquent, la remise en suspension de sédiments dans la colonne d'eau pourrait mener à la libération de saxitoxines dans des plans d'eau à mélanges élevés.

F.4 Conclusions et recommandations

Cette revue de littérature démontre l'intérêt majeur accordé aux effets néfastes associés aux toxines produites par les cyanobactéries. Il existe une grande variabilité de conséquences toxicologiques énoncée dans la littérature. Cette variabilité serait en accord avec la diversité des espèces et les toxines produites. La base de définition de la concentration maximale admissible (CMA) est la même. Cependant, les valeurs associées aux facteurs (par exemple, le poids corporel, la consommation journalière en eau) peuvent être différentes d'un pays à un autre et même d'un individu à un autre, d'où la diversité des normes et recommandations que l'on retrouve dans la littérature. Ces normes et recommandations sont basées sur l'état des connaissances actuelles et sont amenées à évoluer en fonction du développement des outils d'analyse, de plus en plus précis, et de la recherche de pointe qui est effectuée dans ce domaine. Cette recherche élargira la compréhension de la problématique et intégrera de nouveaux facteurs d'analyse. Certains pays et états sont d'ailleurs très avancés quant aux normes ou recommandations mises en place. Ils intègrent déjà plusieurs types de toxines différents et établissent des normes ou des recommandations en ciblant des populations spécifiques, telles que les enfants et les personnes à risque. Ces avancées dans la régulation des CMA sont à suivre de près. Le Québec pourrait d'ailleurs s'inspirer de ce qui se fait à l'étranger pour établir ses propres seuils de toxicité.

Les méthodes d'analyses des toxines sont très variées. Néanmoins, la plupart d'entre elles caractérisent la phase soluble d'un échantillon ; or une fraction importante des toxines est adsorbée sur les particules en suspension dans l'eau. La prise en compte de la phase particulaire pourrait améliorer les résultats de ces analyses et permettre de mieux comprendre le devenir des toxines dans l'environnement. Le délai de réponse et la limite de détection sont déterminants compte tenu de l'urgence qui s'impose dans la prise de décision lorsqu'un plan d'eau est affecté par les cyanobactéries. Il en ressort la nécessité de disposer d'outils d'évaluation rapides et fiables pour l'analyse des toxines et du risque pour la santé publique qui y est associé afin d'ultimement pouvoir prévenir et contrôler ce risque.

L'utilisation de sondes pour mesurer en continu les concentrations de phycocyanine et de chlorophylle est un outil important pour la filière de traitement de l'eau potable et permet un meilleur suivi des proliférations de cyanobactéries et une détection rapide d'une hausse des concentrations à l'eau brute des usines. Cet outil est d'un intérêt évident dans la mise en place de programmes de surveillance de la qualité de l'eau potable et pourrait également être intégré dans la surveillance de la qualité des eaux récréatives et de baignade. Concernant les eaux récréatives, il serait également possible de considérer des normes en fonction des usages. Des normes utilisant différents seuils selon le type d'activité et degré de contact avec l'eau sont déjà bien établies pour les risques microbiologiques en utilisant des concentrations de coliformes thermotolérants ou d'autres indicateurs (MDDELCC 2017).

Les risques pour l'eau potable ne surviennent pas seulement des toxines de cyanobactéries, mais également de la perturbation des filières de traitement. Les usines de traitement d'eau potable affectées par des floraisons de cyanobactéries devraient avoir des plans d'urgence en place afin de répondre rapidement à l'arrivée des cellules dans l'eau potable. Étant donné le potentiel d'accumulation de cellules de cyanobactéries et de mesurer des concentrations extrêmes de toxines dans les bassins de décantation et les filtres, il est nécessaire de mettre en oeuvre des plans de gestion des boues et des cellules pour éviter un relargage de toxines à l'eau traitée.

F.5 Références

- Abdulraheem, A., Mustafa, S., Al-Saffar, N., & Shahjahan, M. (2012). Detection of bacterial endotoxin in drinking tap and bottled water in Kuwait. *Environmental monitoring and assessment*, 184(12), 7323-7328.
- Aboal, M., Puig, M. Á., & Asencio, A. (2005). Production of microcystins in calcareous Mediterranean streams: The Alharabe River, Segura River basin in south-east Spain. *J. App. Phycol.*, 17(3), 231-243.
- Abramsson-Zetterberg, L., Sundh, U. B., & Mattsson, R. (2010). Cyanobacterial extracts and microcystin-LR are inactive in the micronucleus assay in vivo and in vitro. *Mutat. Res.*, 699, 5-10.
- AFSSA-AFSSET. (2006). Évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et aux activités récréatives. Paris, France : Agence française de sécurité sanitaire des aliments et Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail : Agence française de sécurité sanitaire des aliments et Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail
- Agmin Chelates Pty Ltd. (2009). Toxic Cyano Bacteria *AGMIN Newsletter No. 222 (pp. 1)*.
- Ahn, C., Joung, S., Yoon, S., & Oh, H. (2007). Alternative alert system for cyanobacterial bloom, using phycocyanin as a level determinant. *JOURNAL OF MICROBIOLOGY-SEOUL*, 45(2), 98.
- Akcaalan, R., Köker, L., Oğuz, A., Spooft, L., Meriluoto, J., & Albay, M. (2014). First Report of Cylindrospermopsin Production by Two Cyanobacteria (*Dolichospermum mendotae* and *Chrysochloris ovalisporum*) in Lake Iznik, Turkey. *Toxins*, 6(11), 3173-3186.
- Al-Sammak, M. A., Hoagland, K. D., Cassada, D., & Snow, D. D. (2014). Co-occurrence of the cyanotoxins BMAA, DABA and anatoxin-a in Nebraska reservoirs, fish, and aquatic plants. *Toxins*, 6(2), 488-508.
- Al-Tebrineh, J.; Mihali, T.K.; Pomati, F.; Neilan, B.A. (2010) Detection of saxitoxin-producing cyanobacteria and *Anabaena circinalis* in environmental water blooms by quantitative PCR. *Appl. Environ. Microbiol.* 76, 7836–7842.
- Alonso-Andicoberry, C., García-Viliada, L., Lopez-Rodas, V., & Costas, E. (2002). Catastrophic mortality of flamingos in a Spanish national park caused by cyanobacteria. *Veterinary Record*, 151(23), 706-707.
- Alverca, E., Andrade, M., Dias, E., Sam Bento, F., M.C.C. Batoréu, M. C. C., P. Jordan, P., Silva, M. J., & Pereira, P. (2009). Morphological and ultrastructural effects of microcystin-LR from *Microcystis aeruginosa* extract on a kidney cell line. *Toxicon*, 54, 283–294.
- Andrijuk, E. I., Kopteva, Z. P., Smirnova, M. M., Skòpina, V. V., & Tantsjurenko, E. V. (1975). On problem of toxin formation of blue-green algae. *Mikrobiol.* , 37(1), 67-71.

- Andrinolo, D., Sedan, D., Telese, L., Aura, C., Maserà, S., Giannuzzi, L., Marra, C., & Alaniz, M. T. (2008). Recovery after damage produced by subchronic intoxication with the cyanotoxin microcystin LR. *Toxicon*, *51*, 456-765.
- Annadotter, H., Cronberg, G., Lawton, L., Hansson, H., Göthe, U., & Skulberg, O. (2001). An extensive outbreak of gastroenteritis associated with the toxic cyanobacterium *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales, Cyanophyceae) in Scania, south Sweden. *Cyanotoxins—occurrence, causes, consequences*, 200-208.
- Antoniou, M. G., Shoemaker, J. A., Cruz, A. A. d. I., & Dionysiou, D. D. (2008). Unveiling new degradation intermediates/pathways from the photocatalytic degradation of microcystin-LR. *Environmental science & technology*, *42*(23), 8877-8883.
- Ardrey, R. E. (2003). *Liquid chromatography-mass spectrometry: an introduction*: Wiley. com.
- Astrachan, N., Archer, B., & Hilbelink, D. (1980). Evaluation of the subacute toxicity and teratogenicity of anatoxin-a. *Toxicon*, *18*(5), 684-688.
- National Rivers Authority. (1990). Toxic blue-green algae. London.
- Azevedo, S. M. F. O., Evans, W. R., Carmichael, W. W., & Namikoshi, M. (1994). First report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *J. App. Phycol.*, *6*, 261-265.
- Azevedo, S.M.F.O., Carmichael, W.W., Jochimsen, E.M., Rinehart, K.L., Lau, S., Shaw, G.R., Eaglesham, G.K., 2002. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru—Brazil. *Toxicology* 181–182, 441–446.
- Backer, L. C., Carmichael, W., Kirkpatrick, B., Williams, C., Irvin, M., Zhou, Y., Johnson, T. B., Nierenberg, K., Hill, V. R., & Kieszak, S. M. (2008). Recreational exposure to low concentrations of microcystins during an algal bloom in a small lake. *Marine drugs*, *6*(2), 389-406.
- Backer, L. C., McNeel, S. V., Barber, T., Kirkpatrick, B., Williams, C., Irvin, M., Zhou, Y., Johnson, T. B., Nierenberg, K., & Auel, M. (2010). Recreational exposure to microcystins during algal blooms in two California lakes. *Toxicon*, *55*(5), 909-921.
- Baker, P. D., & Humpage, A. R. (1994). Toxicity associated with commonly occurring cyanobacteria in surface waters of the Murray-Darling basin, Australia. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.*, *45*, 773-786.
- Baker, P. D., Steffensen, D. A., Humpage, A. R., Nicholson, B. C., Falconer, I. R., Lanthois, B., Fergusson, K. M., & Saint, C. P. (2001). Preliminary evidence of toxicity associated with the benthic cyanobacterium *Phormidium* in South Australia. *Environmental Toxicology*, *16*(6), 506-511.
- Ballot, A., Fastner, J., Lentz, M., & Wiedner, C. (2010a). First report of anatoxin-a-producing cyanobacterium *Aphanizomenon issatschenkoi* in northeastern Germany. *Toxicon*, *56*(6), 964-971.
- Ballot, A., Fastner, J., & Wiedner, C. (2010b). Paralytic Shellfish Poisoning Toxin-Producing Cyanobacterium *Aphanizomenon gracile* in Northeast Germany. *App. Env. Microbiol.*, *76*(4), 1173-1180.

- Ballot, A., Krienitz, L., Kotut, K., Wiegand, C., Metcalf, J. S., Codd, G. A., & Pflugmacher, S. (2004). Cyanobacteria and cyanobacterial toxins in three alkaline Rift Valley lakes of Kenya—Lakes Bogoria, Nakuru and Elmenteita. *Journal of Plankton Research*, 26(8), 925-935.
- Banack, S. A., Johnson, H. E., Cheng, R., & Cox, P. A. (2007). Production of the neurotoxin BMAA by a marine cyanobacterium. *Marine drugs*, 5(4), 180-196.
- Banker, P. D., Carmeli, S., Hadas, O., Teltsch, B., Porat, R., & Sukenik, A. (1997). Identification of cylindrospermopsin in *Aphanizomenon ovalisporum* (Cyanophyceae) isolated from Lake Kinneret, Israel. *J. Phycol.*, 33, 613-616.
- Banker, R., Teltsch, B., Sukenik, A., & Carmeli, S. (2000). 7-Epicylindrospermopsin, a Toxic Minor Metabolite of the Cyanobacterium *Aphanizomenon ovalisporum* from Lake Kinneret, Israel. *Journal of Natural Products*, 63(3), 387-389.
- Bateman, K. P., Thibault, P., Douglas, D. J., & White, R. L. (1995). Mass spectral analyses of microcystins from toxic cyanobacteria using online chromatographic and electrophoretic separations. *J. Chromatog.*, A(712), 253-268.
- Bazin, E., Mourot, A., Humpage, A. R., & Fessard, V. (2010). Genotoxicity of a freshwater cyanotoxin, cylindrospermopsin, in two human cell lines: Caco-2 and HepaRG. *Environ. Molec. Mut.*, 51, 251-259.
- Beattie, K. A., Kaya, K., Sano, T., & Codd, G. A. (1998). Three dehydrobutyrine (Dhb) - containing microcystins from the cyanobacterium *Nostoc* sp. . *Phytochemistry*, 47(7), 1289-1292.
- Becker, V., Ihara, P., Yunes, J., & Huszar, V. (2010). Occurrence of anatoxin-a(s) during a bloom of *Anabaena crassa* in a water-supply reservoir in southern Brazil. *J. App. Phycol.*, 22(3), 235-241.
- Belov, A., Giles, J., & Wiltshire, R. (1999). Toxicity in a water column following the stratification of a cyanobacterial population development in a calm lake. *Mathematical medicine and biology*, 16(1), 93-110.
- Beltran, E. C., & Neilan, B. A. (2000). Geographical Segregation of the Neurotoxin-Producing Cyanobacterium *Anabaena circinalis*. *App. Env. Microbiol.*, 66(10), 4468-4474.
- Belykh, O. I., Dmitrieva, O. A., Gladkikh, A. S., & Sorokovikova, E. G. (2013). Identification of toxigenic Cyanobacteria of the genus *Microcystis* in the Curonian Lagoon (Baltic Sea). *Oceanology*, 53(1), 71-79.
- Benson, J. M., Hutt, J. A., Rein K, Boggs, S. E., Barr, E. B., & Fleming, L. E. (2005). The toxicity of microcystin-LR in mice following 7 days of inhalation exposure. *Toxicon*, 45, 691-698.
- Berger, C., Ba, N., Gugger, M., Bouvy, M., Rusconi, F., Couté, A., Troussellier, M., & Bernard, C. (2006). Seasonal dynamics and toxicity of *Cylindrospermopsis raciborskii* in lake Guiers (Senegal, West Africa). *FEMS microbiology ecology*, 57(3), 355-366.
- Berman, F. W., Gerwick, W. H., & Murray, T. F. (1999). Antillatoxin and kalkitoxin, ichthyotoxins from the tropical cyanobacterium *Lyngbya majuscula*, induce distinct

- temporal patterns of NMDA receptor-mediated neurotoxicity. *Toxicol*, 37(11), 1645-1648.
- Bernardová, K., Babica, P., Maršálek, B., & Bláha, L. (2008). Isolation and endotoxin activities of lipopolysaccharides from cyanobacterial cultures and complex water blooms and comparison with the effects of heterotrophic bacteria and green alga. *Journal of Applied Toxicology*, 28(1), 72-77.
- Berry, J. P., Gibbs, P. D., Schmale, M. C., & Saker, M. L. (2009a). Toxicity of cylindrospermopsin, and other apparent metabolites from *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Aphanizomenon ovalisporum*, to the zebrafish (*Danio rerio*) embryo. *Toxicol*, 53(2), 289-299.
- Berry, J. P., Gibbs, P. D. L., Schmale, M. C., & Saker, M. L. (2009b). Toxicity of cylindrospermopsin, and other apparent metabolites from *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Aphanizomenon ovalisporum*, to the zebrafish (*Danio rerio*) embryo. *Toxicol*, 53(2), 289-299.
- Berry, J. P., Lee, E., Walton, K., Wilson, A. E., & Bernal-Brooks, F. (2011). Bioaccumulation of microcystins by fish associated with a persistent cyanobacterial bloom in Lago de Patzcuaro (Michoacan, Mexico). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(7), 1621-1628.
- Berry, J. P., & Lind, O. (2010). First evidence of “paralytic shellfish toxins” and cylindrospermopsin in a Mexican freshwater system, Lago Catemaco, and apparent bioaccumulation of the toxins in “tegogolo” snails (*Pomacea patula catemacensis*). *Toxicol*, 55(5), 930-938.
- Billam, M., Mukhi, S., Tang, L., Gao, W., & Wang, J. S. (2008). Toxic response indicators of microcystin-LR in F344 rats following a single-dose treatment. *Toxicol*, 51, 1068-1080.
- Bittencourt-Oliveira, M. D. C., Piccin-Santos, V., Moura, A. N., Aragao-Tavares, N. K. C., & Cordeiro-Araujo, M. (2014). Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 86(1), 297-310.
- Bláha, L., Babica, P., Hilscherová, K., & Upham, B. L. (2010). Inhibition of gap-junctional intercellular communication and activation of mitogen-activated protein kinases by cyanobacterial extracts—Indications of novel tumor-promoting cyanotoxins? *Toxicol*, 55(1), 126-134.
- Bláhová, L., Adamovský, O., Kubala, L., Sindlerová, S. L., Zounková, R., & Bláha, L. (2013). The isolation and characterization of lipopolysaccharides from *Microcystis aeruginosa*, a prominent toxic water bloom forming cyanobacteria. *Toxicol* 76, 187-196.
- Bláhová, L., Babica, P., Adamovský, O., Kohoutek, J., Maršálek, B., & Bláha, L. (2008). Analyses of cyanobacterial toxins (microcystins, cylindrospermopsin) in the reservoirs of the Czech Republic and evaluation of health risks. *Environmental Chemistry Letters*, 6(4), 223-227.
- Bláhová, L., Oravec, M., Maršálek, B., Šejnohová, L., Šimek, Z., & Bláha, L. (2009). The first occurrence of the cyanobacterial alkaloid toxin cylindrospermopsin in the Czech Republic as determined by immunochemical and LC/MS methods. *Toxicol*, 53(5), 519-524.

- Blais, S., & Sinotte, M. (2008). Fiche : Cyanobactéries à potentiel toxique, document non publié, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (14 pages).
- Blais, Sylvie, 2014. *État de situation sur les cyanobactéries à la baie Missisquoi de 2000 à 2008 en lien avec les seuils provisoires pour les eaux récréatives*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 44 p.
- BMH. (2011). Act. No. 2.914. Ministère de la santé du Brésil, 12 décembre 2011, Gazette officielle, p. 39–46.
- Bober, B., Lechowski, Z., & Bialczyk, J. (2011). Determination of some cyanopeptides synthesized by *Woronichinia naegeliana* (Chroococcales, Cyanophyceae). *Phycological Research*, 59(4), 286-294.
- Bogialli, S., Bruno, M., Curini, R., Di Corcia, A., Fanali, C., & Laganà, A. (2006). Monitoring algal toxins in lake water by liquid chromatography tandem mass spectrometry. *Environmental science & technology*, 40(9), 2917-2923.
- Borges, H. L. F., Branco, L. H. Z., Martins, M. D., Lima, C. S., Barbosa, P. T., Lira, G. A. S. T., Bittencourt-Oliveira, M. C., & Molica, R. J. R. (2015). Cyanotoxin production and phylogeny of benthic cyanobacterial strains isolated from the northeast of Brazil. *Harmful Algae*, 43 46-57
- Botes, D. P., Tuinman, A. A., Wessels, P. L., Viljoen, C. C., & Kruger, H. (1984). The structure of cyanoginosin-LA, a cyclic heptapeptide toxin from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *J. Chem. Soc., Perkin Transactions, I*, 2311-2318.
- Botes, D. P., Wessels, P. L., Kruger, H., Runnegar, M. T. C., Santikarn, S., Smith, R. J., Barna, J. C. J., & Williams, D. H. (1985). Structural studies on cyanoginosins-LR, -YR, -YA, and -YM, peptide toxins from *Microcystis aeruginosa*. *J. Chem. Soc., Perkin Transactions, I*, 2747-2748.
- Bouaïcha, N., Maatouk, I., Plessis, M. J., & Perin, F. (2005). Genotoxic potential of Microcystin-LR and nodularin in vitro in primary cultured rat hepatocytes and in vivo in rat liver. *Environmental toxicology*, 20(3), 341-347.
- Bourke, A. T. C., Hawes, R. B., Neilson, A., & Stallman, N. D. (1983). An outbreak of hepato-enteritis (the Palm Island mystery disease) possibly caused by algal intoxication. *Toxicon, Supplement 3*(0), 45-48.
- Boyer, G. (2008). *Cyanobacterial Toxins in New York and the Lower Great Lakes Ecosystems*. In H. K. Hudnell (Ed.), *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs* (Vol. 619, pp. 153-165): Springer New York.
- Bradley, W. G., Borenstein, A. R., Nelson, L. M., Codd, G. A., Rosen, B. H., Stommel, E. W., & Cox, P. A. (2013). Is exposure to cyanobacteria an environmental risk factor for amyotrophic lateral sclerosis and other neurodegenerative diseases? *Amyotrophic lateral sclerosis and frontotemporal degeneration*(0), 1-9.

- Bradt, S., & Villena, M. (2002). Detection of microcystins in the coastal lagoon La Albufera de Valencia, Spain by an enzyme-linked immunosorbent assay (E.L.I.S.A.). *Limnetica*, 20(2), 187-196.
- Briand, J. F., Robillot, C., Quiblier-Lloberas, C., & Bernard, C. (2002). A perennial bloom of *Planktothrix agardhii* (Cyanobacteria) in a shallow eutrophic French lake: limnological and microcystin production studies. *Arch. Hydrobiol.*, 153, 605-622.
- Brient, L., Lengronne, M., Bertrand, E., Rolland, D., Sipel, A., Steinmann, D., Baudin, I., Legeas, M., Le Rouzic, B., & Bormans, M. (2008). A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *Journal of Environmental Monitoring*, 10(2), 248-255.
- Brient, L., Lengronne, M., Bormans, M., & Fastner, J. (2009). First occurrence of cylindrospermopsin in freshwater in France. *Environmental Toxicology*, 24(4), 415-420.
- Brient, L., Vézic, C., & Bertru, G. (2001). Evaluation des efflorescences à cyanobactéries dans des eaux de cours d'eau et plans d'eau bretons. Rapport réalisé pour la DIREN Bretagne. Rennes, France : Université de Rennes I (80 pages).
- Brittain, S., Mohamed, Z. A., Wang, J., Lehmann, V. K. B., Carmichael, W. W., & Rinehart, K. L. (2000). Isolation and characterization of microcystins from a River Nile strain of *Oscillatoria tenuis* Agardh ex Gomont. *Toxicon*, 38(12), 1759-1771.
- Bruno, M., Barbini, D. A., Pierdominici, E., Serse, A. P., & Ioppolo, A. (1994). Anatoxin-a and previously unknown toxin in *Anabaena planctonica* from blooms found in Lake Mulargia (Italy). *Toxicon*, 32, 369-373.
- Bu, Y.-Z., Li, X.-Y., Zhang, B.-J., Chung, I.-K., & Lee, J.-A. (2006). Microcystins cause embryonic toxicity in mice. *Toxicon* 48, 966-972.
- Buenz, E. J., & Howe, C. L. (2007). Beta-methylamino-alanine (BMAA) injures hippocampal neurons in vivo. *NeuroToxicology*, 28, 702-704.
- Bukaveckas, P. A., & Robbins-Forbes, M. (2000). Role of dissolved organic carbon in the attenuation of photosynthetically active and ultraviolet radiation in Adirondack lakes. *Freshwater Biology*, 43(3), 339-354.
- Bumke-Vogt, C. (1998). Anatoxin-a and neurotoxic cyanobacteria in German lakes and reservoirs. *Env.Toxicol. Water Qual.* ((In Press)).
- Burch, M. D. (2008). Effective doses, guidelines & regulations. Advanced in experimental medicine and biology, 619: 831-853. http://www.epa.gov/cyano_habs_symposium/monograph/Ch36.pdf.
- Burns, J. M., Hall, S., & Ferry, J. L. (2009). The adsorption of saxitoxin to clays and sediments in fresh and saline waters. *Water research*, 43(7), 1899-1904.
- Buryskova, B., Hilscherova, K., Babica, P., Vrskova, D., Marsalek, B., & Blaha, L. (2006). Toxicity of complex cyanobacterial samples and their fractions in *Xenopus laevis* embryos and the role of microcystins. *Aquat. Toxicol.*, 80, 346-354.
- Butler N., Carlisle J., Linville R. (2012) Toxicological summary and suggested action levels to reduce potential adverse health effects of six cyanotoxins. Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency, Sacramento, 119 pp.

- Buttke, T. M., & Ingram, L. O. (1975). Comparison of lipopolysaccharides from *Agmenellum quadruplicatum* to *Escherichia coli* and *Salmonella typhimurium* by using thin-layer chromatography. *J. Bacteriol.*, *124*, 1566-1573.
- Cadel-Six, S., Peyraud-Thomas, C., Brient, L., de Marsac, N. T., Rippka, R., & Méjean, A. (2007). Different Genotypes of Anatoxin-Producing Cyanobacteria Coexist in the Tarn River, France. *Applied and Environmental Microbiology*, *73*(23), 7605-7614.
- Carey, C., Ewing, H., Cottingham, K., Weathers, K., Thomas, R. Q., & Haney, J. (2012). Occurrence and toxicity of the cyanobacterium *Gloeotrichia echinulata* in low-nutrient lakes in the northeastern United States. *Aquatic Ecology*, *46*(4), 395-409.
- Carey, C. C., Haney, J. F., & Cottingham, K. L. (2007). First report of microcystin-LR in the cyanobacterium *Gloeotrichia echinulata*. *Environmental Toxicology*, *22*(3), 337-339.
- Carmeli, S., Moore, R. E., & Patterson, G. M. L. (1990). Tolytoxin and New Scytonins from Three Species of *Scytonema*. *Journal of Natural Products*, *53*(6), 1533-1542.
- Carmichael, N. (1994). The toxins of cyanobacteria. *Scientific American*, *270*(1), 78-86.
- Carmichael, W. (1992). Cyanobacteria secondary metabolites—the cyanotoxins. *Journal of Applied Microbiology*, *72*(6), 445-459.
- Carmichael, W. W. (2001). Health Effects of Toxin-Producing Cyanobacteria: “The CyanoHABs”. Human and Ecological Risk Assessment. *An International Journal*, *7*(5), 1393-1407.
- Carmichael, W. W., Azevedo, S., An, J. S., Molica, R., Jochimsen, E. M., Lau, S., Rinehart, K. L., Shaw, G. R., & Eaglesham, G. K. (2001). Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives*, *109*(7), 663.
- Carmichael, W. W., Beasley, V. R., Bunner, D. L., Eloff, J. N., Falconer, I. R., Gorham, P., Harada, K. I., Krishnamurthy, T., Yu, M. J., Moore, R. E., Rinehart, K. L., Runnegar, M., Skulberg, O. M., & Watanabe, M. (1988). Naming of cyclic heptapeptide toxins of cyanobacteria (blue-green algae). *Toxicon*, *26*, 971-973.
- Carmichael, W. W., Biggs, D. F., & Gorham, P. R. (1975). Toxicology and pharmacological action of *Anabaena flos-aquae* toxin. *Science*, *187*, 542-544.
- Carmichael, W. W., Evans, W. R., Yin, Q. Q., Bell, P., & Mocaikowski, E. (1997). Evidence for paralytic shellfish poisons in the freshwater cyanobacterium *Lyngbya wollei* (Farlow ex Gomont) comb. nov. *App. Env. Microbiol.*, *63*, 3104-3110.
- Carrasco, D., Moreno, E., Paniagua, T., Hoyos, C. D., Wormer, L., Sanchis, D., Cirés, S., Martín-del-Pozo, D., Codd, G. A., & Quesada, A. (2007). Anatoxin-a occurrence and potential cyanobacterial anatoxin-a producers in Spanish reservoirs¹. *Journal of Phycology*, *43*(6), 1120-1125.
- Casero, M.C., Ballot, A., Agha, R., Quesada, A., Cirés, S., 2014. Characterization of saxitoxin production and release and phylogeny of sxt genes in paralytic shellfish poisoning toxin-producing *Aphanizomenon gracile*. *Harmful Algae* *37*, 28–37.
- Casquilho, N. V., Carvalho, G. M. C., Alves, J. L. C. R., Machado, M. N., Soares, R. M., Azevedo, S. M. F. O., Lima, L. M., Barreiro, E. J., Valença, S. S., Carvalho, A. R. S.,

- Faffe, D. S., & Zin, W. A. (2011). LASSBio 597 per os avoids pulmonary and hepatic inflammation induced by microcystin-LR. *Toxicon*, 58, 195-201.
- Chen, C.-Y., & Chou, H.-N. (1998). Transmission of the paralytic shellfish poisoning toxins, from dinoflagellate to gastropod. *Toxicon*, 36(3), 515-522.
- Chen, J., Zhang, D., Xie, P., Wang, Q., & Ma, Z. (2009). Simultaneous determination of microcystin contaminations in various vertebrates (fish, turtle, duck and water bird) from a large eutrophic Chinese lake, Lake Taihu, with toxic Microcystis blooms. *Science of The Total Environment*, 407(10), 3317-3322.
- Chen, W., Song, L., Peng, L., Wan, N., Zhang, X., & Gan, N. (2008). Reduction in microcystin concentrations in large and shallow lakes: water and sediment-interface contributions. *Water research*, 42(3), 763-773.
- Chen, Y., Xu, J., Li, Y., & Hana, X. (2011). Decline of sperm quality and testicular function in male mice during chronic low-dose exposure to microcystin-LR. *Reproductive Toxicology* 31, 551-557.
- Cheng, Y. S., Yue, Z., Irvin, C. M., Kirkpatrick, B., & Backer, L. C. (2007). Characterization of aerosols containing microcystin. *Marine drugs*, 5(4), 136-150.
- Chernoff, N., Rogers, A. E. H., Zehr, A. R. D., Gage, A. M. I., Malarkey, A. D. E., Bradfield, B. C. A., Liu, C. Y., Schmid, C. J. E., Jaskot, A. R. H., Richards, A. J. H., Wooda, A. C. R., & Rosena, M. B. (2011). Toxicity and recovery in the pregnant mouse after gestational exposure to cyanobacterial toxin, cylindrospermopsin. *Journal of Apply* 31, 242-254.
- Chlipala, G., Mo, S., Carcache de Blanco, E. J., Ito, A., Bazarek, S., & Orjala, J. (2009). Investigation of antimicrobial and protease-inhibitory activity from cultured cyanobacteria. *Pharmaceutical Biology*, 47(1), 53-60.
- Chorus, I. (2005). Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt).
- Chorus, I. (2012). Current approaches to Cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), Dessau-Roßlau, Allemagne, ISSN 1862-4804, 151 p. <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4390.pdf>.
- Chorus, I., & Bartram, J. (1999). *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*: Spon Press.
- Cirés, S., Alvarez-Roa, C., Wood, S. A., Puddick, J., Loza, V., & Heimann, K. (2014a). First report of microcystin-producing Fischerella sp. (Stigonematales, Cyanobacteria) in tropical Australia. *Toxicon*, 88(0), 62-66.
- Cirés, S., Wörmer, L., Ballot, A., Agha, R., Wiedner, C., Velázquez, D., Casero, M. C., & Quesada, A. (2014b). Phylogeography of Cylindrospermopsin and Paralytic Shellfish Toxin-Producing Nostocales Cyanobacteria from Mediterranean Europe (Spain). *Applied and Environmental Microbiology*, 80(4), 1359-1370.
- Cires, S., Wormer, L., Timon, J., Wiedner, C., Quesada, A., 2011. Cylindrospermopsin production and release by the potentially invasive cyanobacterium Aphanizomenon ovalisporum under temperature and light gradients. *Harmful Algae* 10 (6), 668-675.

- Codd, G., Edwards, C., Beattie, K. A., Barr, W. M., & Gunn, G. J. (1992). Fatal attraction to cyanobacteria? *Nature*, 359, 110-111.
- Codd, G. A. (1995). Cyanobacterial toxins: Occurrence, properties and biological significance. *Water Science and Technology*, 32(4), 149-156.
- Codd, G. A., Bell, S. G., Kaya, K., Ward, C. J., Beattie, K. A., & Metcalf, J. S. (1999). Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. *Eur. J. Phycol.*, 34, 405-415.
- Codd, G. A., Morrison, L. F., & Metcalf, J. S. (2005). Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and applied pharmacology*, 203(3), 264-272.
- Codd, G. A., & Poon, G. K. (1988). *Cyanobacterial toxins*, In: Rogers, L. J. and Gallon, J. R. (Ed.) Biochemistry of the algae and cyanobacteria. Proceedings of the Phytochemistry Society of Europe, Oxford University Press, Oxford. Vol 28 : 283 - 296.
- Codd, G. A., Steffensen, D., Burch, M., & Baker, P. (1994). Toxic blooms of cyanobacteria in Lake Alexandrina, South Australia—learning from history. *Marine and Freshwater Research*, 45(5), 731-736.
- Cook, C. M., Vardaka, E., & Lanaras, T. (2004). Toxic Cyanobacteria in Greek Freshwaters, 1987-2000: Occurrence, Toxicity, and Impacts in the Mediterranean Region. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 32(2), 107-124.
- Cousins, I., Bealing, D., James, H., & Sutton, A. (1996). Biodegradation of microcystin-LR by indigenous mixed bacterial populations. *Water research*, 30(2), 481-485.
- Cox, P. A., Banack, S. A., Murch, S. J., Rasmussen, U., Tien, G., Bidigare, R. R., Metcalf, J. S., Morrison, L. F., Codd, G. A., & Bergman, B. (2005). *Diverse taxa of cyanobacteria produce β -N-methylamino-l-alanine, a neurotoxic amino acid*. Paper presented at the Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America.
- Craig, M., McCready, L., Luu, H. A., Smillie, M. A., Dubord, P., & Holmes, C. F. B. (1993). Identification and characterization of hydrophobic microcystins in Canadian freshwater cyanobacteria. *Toxicon*, 31, 1541-1549.
- Cremer, J., & Henning, K. (1991). Application of reversed-phase medium-pressure liquid chromatography to the isolation, separation and amino acid analysis of two closely related peptide toxins of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* strain PCC 7806. *J. Chromatog.*, 587, 71-80.
- Cronberg, G., & Annadotter, H. (2006). Manual on aquatic cyanobacteria : a photo guide and a synopsis of their toxicology. Copenhagen: International Society for Study of harmful Algae and The United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation.
- Cronberg, G., Annadotter, H., & Lawton, L. (1999a). The occurrence of toxic blue-green algae in Lake Ringsjön, southern Sweden, despite nutrient reduction and fish biomanipulation. *Hydrobiologia*, 404(0), 123-129.
- Cronberg, G., Annadotter, H., & Lawton, L. A. (1999b). The occurrence of toxic blue-green algae in Lake Ringsjön, southern Sweden, despite nutrient reduction and fish biomanipulation. *Hydrobiologia*, 404, 123-129.
- Czubakowski, J. (2010). *Estuarine phytoplankton response to annual and manipulated river inputs*. Faculty of the Louisiana State University and Agricultural and Mechanical

College in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science in The Department of Oceanography and Coastal Sciences By Jessica Czubakowski BS, University of Wisconsin.

- Dadheech, P. K., Selmeczy, G. B., Vasas, G., Padisák, J., Arp, W., Tapolczai, K., Casper, P., & Krienitz, L. (2014). Presence of Potential Toxin-Producing Cyanobacteria in an Oligo-Mesotrophic Lake in Baltic Lake District, Germany: An Ecological, Genetic and Toxicological Survey. *Toxins*, 6(10), 2912-2931.
- Dahlmann, J., Budakowski, W. R., & Luckas, B. (2003). Liquid chromatography–electrospray ionisation-mass spectrometry based method for the simultaneous determination of algal and cyanobacterial toxins in phytoplankton from marine waters and lakes followed by tentative structural elucidation of microcystins. *Journal of Chromatography A*, 994(1), 45-57.
- Davidson, F. F. (1959). Poisoning of wild and domestic animals by a toxic waterbloom of *Nostoc rivulare* Kuetz. *Journal American Water Works Association*, , 51(10), 1277-1287.
- de-Abreu, F. Q., & Ferrão-Filho, A. D. S. (2013). Effects of an Anatoxin-a (s)-Producing Strain of *Anabaena spiroides* (Cyanobacteria) on the Survivorship and Somatic Growth of Two *Daphnia similis* Clones. *Journal of Environmental Protection*, 4(6A), 12-18.
- DeBoutray, M.-L., Ndong, M., Zamyadi, A., McQuaid, N., Prevost, M., & Dorner, S. (2013). Campagne d'échantillonnage de 2007 à 2012. Document non publié. École Polytechnique de Montréal, Chaire de recherche du Canada sur la protection des sources d'eau potable.
- Dell'Aversano, C., Hess, P., & Quilliam, M. A. (2005). Hydrophilic interaction liquid chromatography–mass spectrometry for the analysis of paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins. *Journal of chromatography A*, 1081(2), 190-201.
- Demirel, Z., Hatipoğlu, S. U., Nalbantsoy, A., Yılmaz, F. F., Erbaykent, B. T., Gürhan-Deliloğlu, I., & Dalay, M. C. (2012). A comparative study on antioxidant and cytotoxic effects of *Oscillatoria amphibia* and *Spirulina platensis* C-phycoyanin and crude extracts Ege. *Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 29(1), 1-7.
- Devlin, J. P., Edwards, O. E., Gorham, P. R., Hunter, M. R., Pike, R. K., & Stavric, B. (1977). Anatoxin-a, a toxic alkaloid from *Anabaena flos-aquae* NCR-44h. *Can. J. of Chem.*, 55, 1367-1371.
- DeVries, S., Galey, F., Namikoshi, M., & Woo, J. (1993a). Clinical and pathologic findings of blue-green algae (*Microcystis aeruginosa*) intoxication in a dog. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 5(3), 403-408.
- DeVries, S. E., Galey, F. D., Namikoshi, M., & Woo, J. C. (1993b). Clinical and Pathologic Findings of Blue-Green Algae (*Microcystis aeruginosa*) Intoxication in a Dog. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 5(3), 403-408.
- Dias, E., Pereira, P., Franca, S., 2002. Production of the paralytic shellfish toxins by *Aphanizomenon* sp. LMECYA 31 (cyanobacteria). *J. Phycol.* 38 (4), 705–712.
- Dillenberg, H., & Dehnel, M. (1960). Toxic waterbloom in Saskatchewan, 1959. *Canadian Medical Association Journal*, 83(22), 1151.

- Dogo, C. R., Bruni, F. M., Elias, F., Rangel, M., Pantoja, P. A., Sant'Anna, C. L., Lima, C., Lopes-Ferreira, M., & De-Carvalho, L. R. (2011). Inflammatory effects of the toxic cyanobacterium *Geitlerinema amphibium*. *Toxicon*, 58(6-7), 464-470.
- Dolman, A. M., Rücker, J., Pick, F. R., Fastner, J., Rohrlack, T., Mischke, U., & Wiedner, C. (2012). Cyanobacteria and cyanotoxins: the influence of nitrogen versus phosphorus. *PLoS one*, 7(6), e38757.
- Domingos, P., Rubim, T. K., Molica, R. J. R., Azevedo, S. M. F. O., & Carmichael, W. W. (1999). First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a northeast Brazilian drinking water supply. *Environ. Toxicol.*, 14(1), 31-35.
- Donovan, C. J., Ku, J. C., Quilliam, M. A., & Gill, T. A. (2008). Bacterial degradation of paralytic shellfish toxins. *Toxicon*, 52(1), 91-100.
- Douma, M., Loudiki, M., Oudra, B., Mouhri, K., Ouahid, Y., & Del-Campo, F. F. (2009). Taxonomic diversity and toxicological assessment of Cyanobacteria in Moroccan inland waters. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 22(3), 435-449.
- Downing, S., Banack, S.A., Metcalf, J.S., Cox, P.A., Downing, T.G., (2011). Nitrogen starvation of cyanobacteria results in the production of beta-N-methylamino-L-alanine. *Toxicon* 58 (2), 187–194.
- Duy, T. N., Lam, P. K. S., Shaw, G. R., & Connell, D. W. (2000). Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Rev. Environ. Contam. Toxicology*, 163, 113-186.
- Dziallas C., Pinnow S., Grossart H.-S. (2011) Quantification of toxic and toxin-producing cyanobacterial cells by RING-FISH in combination with flow cytometry *Limnology and Oceanography: Methods*, 9 , pp. 67-73.
- Edwards, C., Beattie, K. A., Scrimgeour, C. M., & Codd, G. A. (1992). Identification of anatoxin-a in benthic cyanobacteria (blue-green algae) and in associated dog poisonings at Loch Insh, Scotland. *Toxicon*, 30(10), 1165-1175.
- Elleman, T. C., Falconer, I. R., Jackson, A. R. B., & Runnegar, M. T. (1978). Isolation, characterization and pathology of the toxin from a *Microcystis aeruginosa* (=Anacystis cyanea) bloom. *Aust. J. Biol. Sci.*, 31, 209-218.
- Endean, R., Monks, S. A., Griffith, J. K., & Llewellyn, L. E. (1993). Apparent relationships between toxins elaborated by the cyanobacterium *Trichodesmium erythraeum* and those present in the flesh of the narrow-barred Spanish mackerel *Scomberomorus commersoni*. *Toxicon*, 31(9), 1155-1165.
- Faassen, E. J., Harkema, L., Begeman, L., & Lurling, M. (2012). First report of (homo)anatoxin-a and dog neurotoxicosis after ingestion of benthic cyanobacteria in The Netherlands. *Toxicon*, 60(3), 378-384.
- Falconer, I., Bartram, J., Chorus, I., Kuiper-Goodman, T., Utkilen, H., Burch, M., & Codd, G. (1999). Safe levels and safe practices. *Toxic cyanobacteria in water*. London: E & FN Spon, 155-178.
- Falconer, I. R. (2001). Toxic cyanobacterial bloom problems in Australian waters: risks and impacts on human health. *Phycologia*, 40(3), 228-233.

- Falconer, I. R., Burch, M. D., Steffensen, D. A., Choice, M., & Coverdale, O. R. (1994). Toxicity of the blue-green alga (cyanobacterium) *Microcystis aeruginosa* in drinking water to growing pigs, as an animal model for human injury and risk assessment. *Environmental toxicology and water quality*, 9(2), 131-139.
- Falconer, I. R., & Humpage, A. R. (2005). Health risk assessment of cyanobacterial (blue-green algal) toxins in drinking water. *International journal of environmental research and public health*, 2(1), 43-50.
- Farrer, D., Counter, M., Hillwig, R., & Cude, C. (2015). Health-based cyanotoxin guideline values allow for cyanotoxin-based monitoring and efficient public health response to cyanobacterial blooms. *Toxins*, 7(2), 457-477.
- Fastner, J., Rucker, J., Stuken, A., Preußel, K., Nixdorf, B., Chorus, I., Köhler, A., & Wiedner, C. (2007). Occurrence of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in northeast Germany. *Environmental Toxicology*, 22(1), 26-32.
- Fawell, J., Mitchell, R., Everett, D., & Hill, R. (1999). The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse: I microcystin-LR. *Human & experimental toxicology*, 18(3), 162-167.
- Fawell, J. K., James, C., & James, H. (1994). *Toxins from blue-green algae: toxicological assessment of microcystin-LR and a method for its determination in water*: Foundation for water research.
- Fergusson, K. M., & Saint, C. P. (2003). Multiplex PCR assay for *Cylindrospermopsis raciborskii* and cylindrospermopsin-producing cyanobacteria. *Environmental Toxicology*, 18(2), 120-125.
- Ferreira, F. M. B., Soler, J. M. F., Fidalgo, M. L., & Fernández-Vila, P. (2001). PSP toxins from *Aphanizomenon flos-aquae* (cyanobacteria) collected in the Crestuma-Lever reservoir (Douro river, northern Portugal). *Toxicon*, 39(6), 757-761.
- Florczyk, M., Łakomiak, A., Woźny, M., & Brzuzan, P. (2014). Neurotoxicity of cyanobacterial toxins. *Environmental Biotechnology*, 10(1), 26-43.
- Fiore, M. F., Genuário, D. B., da Silva, C. S. P., Shishido, T. K., Moraes, L. A. B., Neto, R. C., & Silva-Stenico, M. E. (2009). Microcystin production by a freshwater spring cyanobacterium of the genus *Fischerella*. *Toxicon*, 53(7-8), 754-761.
- Fitch, C., Bishop, L. M., Boyd, W., Gortner, R., Rogers, C., & Tilden, J. E. (1934). "Water bloom" as a cause of poisoning in domestic animals. *Cornell Veterinarian*, Vol.24 31-40
- Foss, A. J., Phlips, E. J., Aubel, M. T., & Szabo, N. J. (2012a). Investigation of extraction and analysis techniques for *Lyngbya wollei* derived Paralytic Shellfish Toxins. *Toxicon*, 60(6), 1148-1158.
- Foss, A. J., Phlips, E. J., Yilmaz, M., & Chapman, A. (2012b). Characterization of paralytic shellfish toxins from *Lyngbya wollei* dominated mats collected from two Florida springs. *Harmful Algae*, 16(0), 98-107.
- Francis, G. (1878). Poisonous australian lake. *Nature*, 18, 11-12.
- Freitas de Magalhaes, V., Soares, R. M., & Azevedo, S. M. F. O. (2001). Microcystin contamination in fish from the Jacarepagua Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human risk. *Toxicon*, 39(7), 1077-1085.

- Fujiki, H., Suganuma, M., Nakayasu, M., Hoshino, H.-o., Moore, R., & Sugimura, T. (1982). The third class of new tumor promoters, polyacetates (debromoaplysiatoxin and aplysiatoxin), can differentiate biological actions relevant to tumor promoters. *Gann= Gan*, 73(3), 495.
- Furey, A., Crowley, J., Hamilton, B., Lehane, M., & James, K. J. (2005). Strategies to avoid the mis-identification of anatoxin-a using mass spectrometry in the forensic investigation of acute neurotoxic poisoning. *Journal of Chromatography A*, 1082(1), 91-97.
- Furey, A., Crowley, J., Shuilleabhain, A. N., Skulberg, O. M., & James, K. J. (2003). The first identification of the rare cyanobacterial toxin, homoanatoxin-a, in Ireland. *Toxicon*, 41(3), 297-303.
- Furtado, A., Calijuri, M., Lorenzi, A., Honda, R., Genuário, D., & Fiore, M. (2009). Morphological and molecular characterization of cyanobacteria from a Brazilian facultative wastewater stabilization pond and evaluation of microcystin production. *Hydrobiologia*, 627(1), 195-209.
- Gathercole, P. S., & Thiel, P. G. (1987). Liquid chromatographic determination of the cyanoginosins, toxins produced by the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Chromatog.*, 408, 435-440.
- Gerwick, H. W., & Bernart, M. W. (1993). *Eicosanoids and related compounds from marine algae*. In: Attaway, D.H., Zaborsky, O.R. (Eds.), *Marine Biotechnology. Pharm. Bioact. Nat. Prod.*, vol. 1. Plenum, USA, pp. 101-152.
- Gerwick, W. H., Mrozek, C., Moghaddam, M. F., & Agarwal, S. K. (1989). Novel cytotoxic peptides from the tropical marine cyanobacterium *Hormothamnion enteromorphoides* 1. Discovery, isolation and initial chemical and biological characterization of the hormothamnins from wild and cultured material. *Experientia*, 45(2), 115-121.
- Ghasemi, Y., Moradian, A., Mohagheghzadeh, A., Shokravi, S., & Morowvat, M. H. (2007). Antifungal and antibacterial activity of the microalgae collected from paddy fields of Iran: characterization of antimicrobial activity of *Chroococcus dispersus*. *Journal of Biological Sciences*, 7(6), 904-910.
- Giannuzzi, L., Sedan, D., Echenique, R., & Andrinolo, D. (2011). An acute case of intoxication with cyanobacteria and cyanotoxins in recreational water in Salto Grande Dam, Argentina. *Marine drugs*, 9(11), 2164-2175.
- Gilbert, J. (1998). Differential sensitivity of *Synchaeta* and *Daphnia* to nucleosides from *Anabaena affinis*. *Hydrobiologia*, 387-388(0), 277-281.
- Gilbert, J. J. (1990). Differential effects of *Anabaena affinis* on cladocerans and rotifers: Mechanisms and implications. *Ecology*, 1727-1740.
- Gilroy, D. J., Kauffman, K. W., Hall, R. A., Huang, X., & Chu, F. S. (2000). Assessing potential health risks from microcystin toxins in blue-green algae dietary supplements. *Environ Health Perspect*, 108(5), 435-439.
- Giovannardi, S., Pollegioni, L., Pomati, F., Rossetti, C., Sacchi, S., Sessa, L., & Calamari, D. (1999). Toxic cyanobacterial blooms in Lake Varese (Italy): A multidisciplinary approach. *Environ. Toxicol.*, 14, 127-134.

- Gkelis, S., Lanaras, T., & Sivonen, K. (2006). The presence of microcystins and other cyanobacterial bioactive peptides in aquatic fauna collected from Greek freshwaters. *Aquatic Toxicology*, 78(1), 32-41.
- Głowacka, J., Szeffel-Markowska, M., Waleron, M., Łojkowska, E., & Waleron, K. (2011). Detection and identification of potentially toxic cyanobacteria in Polish water bodies. *Acta Biochimica Polonica*, 58(3), 321-333.
- Gorham, P. R. (1967). Toxic algae *Algae and man* (pp. 307-336): Springer.
- Graham, J. L., Jones, J. R., Jones, S. B., Downing, J. A., & Clevenger, T. E. (2004). Environmental factors influencing microcystin distribution and concentration in the Midwestern United States. *Water research*, 38(20), 4395-4404.
- Graham, J. L., Loftin, K. A., Ziegler, A. C., & Meyer, M. T. (2008). *Guidelines for design and sampling for cyanobacterial toxin and taste-and-odor studies in lakes and reservoirs*: US Department of the Interior, US Geological Survey.
- Gregor, J., Geriš, R., Maršálek, B., Heteša, J., & Marvan, P. (2005). In situ quantification of phytoplankton in reservoirs using a submersible spectrofluorometer. *Hydrobiologia*, 548(1), 141-151.
- Gregor, J., Maršálek, B., & Šípková, H. (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(1), 228-234.
- Groupe scientifique sur l'eau. (2017). Cyanobactéries et cyanotoxines dans l'eau potable et l'eau récréative. Repéré sur le site de l'Institut national de santé publique du Québec : <https://www.inspq.qc.ca/eau-potable/cyanobacteries>.
- Grützmacher, G., Wessel, G., Klitzke, S., & Chorus, I. (2009). Microcystin elimination during sediment contact. *Environmental science & technology*, 44(2), 657-662.
- Gugger, M., Lenoir, S., Berger, C., Ledreux, A., Druart, J.-C., Humbert, J.-F., Guette, C., & Bernard, C. (2005). First report in a river in France of the benthic cyanobacterium *Phormidium favosum* producing anatoxin-a associated with dog neurotoxicosis. *Toxicon*, 45(7), 919-928.
- Gupta, N., Pant, S. C., Vijayaraghavan, R., & Rao, P. V. (2003). Comparative toxicity evaluation of cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin variants (LR, RR, YR) in mice. *Toxicology*, 188(2-3), 285-380.
- Gupta, S., & Gajbhiye, V. T. (2004). Adsorption-desorption, persistence and leaching behavior of thifluzamide in alluvial soil. *Chemosphere*, 57(6), 471-480.
- Gutiérrez-Praena, D., Pichardo, S., Jos, Á., Moreno, F. J., & Cameán, A. M. (2012). Biochemical and pathological toxic effects induced by the cyanotoxin Cylindrospermopsin on the human cell line Caco-2. *Water research*, 46(5), 1566-1575.
- Håkanson, L. (2006). Suspended particulate matter in lakes, rivers and marine systems.
- Hamill, K. D. (2001). Toxicity in benthic freshwater cyanobacteria (blue-green algae): First observations in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 35(5), 1057-1059.

- Handeland, K., & Østensvik, Ø. (2010). Microcystin poisoning in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Toxicon*, 56(6), 1076-1078.
- Harada, K.-i., Imanishi, S., Kato, H., Mizuno, M., Ito, E., & Tsuji, K. (2004). Isolation of Adda from microcystin-LR by microbial degradation. *Toxicon*, 44(1), 107-109.
- Harada, K.-I., & Tsuji, K. (1998). Persistence and decomposition of hepatotoxic microcystins produced by cyanobacteria in natural environment. *Toxin Reviews*, 17(3), 385-403.
- Harada, K.-i., Tsuji, K., Watanabe, M. F., & Kondo, F. (1996). Stability of microcystins from cyanobacteria-III.* Effect of pH and temperature. *Phycologia*, 35(6S), 83-88.
- Harada, K. I., Matsuura, K., Suzuki, M., Watanabe, M. F., Oishi, S., Dahlem, A. M., Beasley, V. R., & Carmichael, W. W. (1990a). Isolation and characterization of the minor components associated with microcystins-LR and -RR in the cyanobacterium (blue green algae). *Toxicon*, 28, 55-64.
- Harada, K. I., Ogawa, K., Kimura, Y., Murata, H., Suzuki, M., Thorn, P. M., Evans, W. R., & Carmichael, W. W. (1991a). Microcystins from *Anabaena flos-aquae* NRC 525-17. *Chem. Res. Toxicol.*, 4, 535-540.
- Harada, K. I., Ogawa, K., Matsuura, K., Murata, H., Suzuki, M., Watanabe, M. F., Itezono, Y., & Nakayama, N. (1990b). Structural determination of geometrical isomers of microcystins-LR and -RR from cyanobacteria by two-dimensional NMR spectroscopic techniques. *Chem. Res. Toxicol.*, 3, 473-481.
- Harada, K. I., Ogawa, K., Matsuura, K., Nagai, H., Murata, H., Suzuki, M., Itezono, Y., Nakayama, N., Shirai, M., & Nakano, M. (1991b). Isolation of two toxic heptapeptide microcystins from an axenic strain of *Microcystis aeruginosa*, K-139. *Toxicon*, 29, 479-489.
- Harada, K. I., Ohtani, I., Iwamoto, K., Suzuki, M., Watanabe, M. F., Watanabe, M., & Terao, K. (1994). Isolation of cylindrospermopsin from a cyanobacterium *Umezakia natans* and its screening method. *Toxicon*, 32, 73-84.
- Harke, M.J., Davis, T.W., Watson, S.B. and Gobler, C.J. (2015). Nutrient-controlled niche differentiation of western Lake Erie cyanobacterial populations revealed via metatranscriptomic surveys. *Environmental science & technology. Environ. Sci. Technol.*, 2016, 50 (2), 604–615
- Harrigan, G. G., Luesch, H., Yoshida, W. Y., Moore, R. E., Nagle, D. G., Biggs, J., Park, P. U., & Paul, V. J. (1999). Tumonoic acids, novel metabolites from a cyanobacterial assemblage of *Lyngbya majuscula* and *Schizothrix calcicola*. *Journal of natural products*, 62(3), 464-467.
- Hawkins, P. R., Chandrasena, N. R., Jones, G. J., Humpage, A. R., & Falconer, I. R. (1997). Isolation and toxicity of *Cylindrospermopsis raciborskii* from an ornamental lake. *Toxicon*, 35(3), 341-346.
- Hawkins, P. R., Runnegar, M. T., Jackson, A., & Falconer, I. (1985). Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green alga) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju isolated from a domestic water supply reservoir. *Applied and Environmental Microbiology*, 50(5), 1292-1295.

- Hawkins, P. R., Runnegar, M. T. C., Jackson, A. R. B., & Falconer, I. R. (1985). Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green alga) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju isolated from a domestic water supply reservoir. *App. Env. Microbiol.*, 50, 1292-1295.
- Hawser, S. P., Codd, G. A., Capone, D. G., & Carpenter, E. J. (1991). A neurotoxic factor associated with the bloom-forming cyanobacterium *Trichodesmium*. *Toxicon*, 29, 277–278.
- Hedman, C. J., Krick, W. R., Karner Perkins, D. A., Harrahy, E. A., & Sonzogni, W. C. (2008). New measurements of cyanobacterial toxins in natural waters using high performance liquid chromatography coupled to tandem mass spectrometry. *Journal of environmental quality*, 37(5), 1817-1824.
- Henriksen, P. (1996). *Toxic cyanobacteria/blue-green algae in Danish fresh waters*. (Thesis), Dept. of Phycology, University of Copenhagen.
- Henriksen, P., Carmichael, W. W., An, J., & Moestrup, Ø. (1997). Detection of an anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in natural blooms and cultures of cyanobacteria/blue-green algae from Danish lakes and in the stomach contents of poisoned birds. *Toxicon*, 35, 901-913.
- Heresztyn, T., & Nicholson, B. (1997). Nodularin concentrations in Lakes Alexandrina and Albert, South Australia, during a bloom of the cyanobacterium (blue-green alga) *Nodularia spumigena* and degradation of the toxin. *Environmental toxicology and water quality*, 12(4), 273-282.
- Higa, T., & Kuniyoshi, M. (2000). Toxins associated with medicinal and edible seaweeds. *Toxin Reviews*, 19(2), 119-137.
- Hilborn, E. D., Roberts, V. A., Backer, L., DeConno, E., Egan, J. S., Hyde, J. B., Nicholas, D. C., Wiegert, E. J., Billing, L. M., & DiOrio, M. (2014). Algal bloom-associated disease outbreaks among users of freshwater lakes—United States, 2009–2010. (MMWR) *Morbidity and Mortality Weekly Report*, 63(1), 11-15
- Hindman, S., Carson, L., Favero, M., Petersen, N., Schonberger, L., & Solano, J. (1975). Pyrogenic reactions during haemodialysis caused by extramural endotoxin. *The Lancet*, 306(7938), 732-734.
- Hitzfeld, B. C., Höger, S. J., & Dietrich, D. R. (2000a). Cyanobacterial toxins: removal during drinking water treatment, and human risk assessment. *Environmental Health Perspectives*, 108(Suppl 1), 113.
- Hitzfeld, B. C., Lampert, C. S., Spaeth, N., Mountfort, D., Kaspar, H., & Dietrich, D. R. (2000b). Toxin production in cyanobacterial mats from ponds on the McMurdo Ice Shelf, Antarctica. *Toxicon*, 38(12), 1731-1748.
- Hlavsa, M. C., Roberts, V. A., Kahler, A. M., Hilborn, E. D., Wade, T. J., Backer, L. C., & Yoder, J. S. (2014). Recreational water-associated disease outbreaks—United States, 2009–2010. *MMWR (Morbidity and Mortality Weekly Report)*, 63(1), 6-10.
- Ho, L., Hoefel, D., Saint, C. P., & Newcombe, G. (2007). Isolation and identification of a novel microcystin-degrading bacterium from a biological sand filter. *Water research*, 41(20), 4685-4695.

- Ho, L., Sawade, E., & Newcombe, G. (2012). Biological treatment options for cyanobacteria metabolite removal—A review. *Water research*, 46(5), 1536-1548.
- Hodoki, Y., Ohbayashi, K., Kobayashi, Y., Takasu, H., Okuda, N., & Nakano, S. I. (2013). Anatoxin-a-producing *Raphidiopsis mediterranea* Skuja var. *grandis* Hill is one ecotype of non-heterocytous *Cuspidothrix issatschenkoi* (Usačev) Rajaniemi et al. in Japanese lakes. *Harmful Algae*, 21-22(0), 44-53.
- Hudon, C., Cattaneo, A., Tourville Poirier, A.-M., Brodeur, P., Dumont, P., Mailhot, Y., Amyot, J.-P., Despatie, S.-P., & de Lafontaine, Y. (2012). Oligotrophication from wetland epuration alters the riverine trophic network and carrying capacity for fish. *Aquatic Sciences*, 74(3), 495-511.
- Huisman, J., Matthijs, H. C. P., & Visser, P. M. (2005). *Harmful Cyanobacteria*: Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Humpage, A., Falconer, I., Bernard, C., Froscio, S., & Fabbro, L. (2012). Toxicity of the cyanobacterium *Limnithrix AC0243* to male Balb/c mice. *Water Res.*, 46(5), 1576-1583.
- Humpage, A. R., & Falconer, I. R. (2003). Oral toxicity of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in male Swiss albino mice: determination of no observed adverse effect level for deriving a drinking water guideline value. *Environmental toxicology*, 18(2), 94-103.
- Humpage, A. R., Rositano, J., Bretag, A. H., Brown, R., Baler, P. D., Nicholson, B. C., & Steffensen, D. A. (1994). Paralytic shellfish poisons from Australian cyanobacterial blooms. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.*, 45(5), 761-771.
- Ibelings, W. B., Backer, C. L., Kardinaal, A. E. W., & Chorus, I. (2014). Current approaches to cyanotoxin risk assessment and risk management around the globe. *Harmful Algae* 40, 63-74.
- Ikawa, M., Wegener, K., Foxall, T. L., & Sasner, J. J. (1982a). Comparison of the toxins of the blue-green alga *Aphanizomenon flos-aquae* with the *Gonyaulax* toxins. *Toxicon*, 20, 747-752.
- Ikawa, M., Wegener, K., Foxall, T. L., & Sasner Jr, J. J. (1982b). Comparison of the toxins of the blue-green alga *Aphanizomenon flos-aquae* with the *Gonyaulax* toxins. *Toxicon*, 20(4), 747-752.
- INSPQ. (2005). Propositions de critères d'intervention et de seuils d'alerte pour les cyanobactéries. Rapport (4 pages).
- Ishitsuka, M. O., Kusumi, T., Kakisawa, H., Kaya, K., & Watanabe, M. M. (1990). Microviridin. A novel tricyclic depsipeptide from the toxic cyanobacterium *Microcystis viridis*. *Journal of the American Chemical Society*, 112(22), 8180-8182.
- Ismael, A. A. (2012). Benthic bloom of cyanobacteria associated with fish mortality in Alexandria waters. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 38(4), 241-247.
- Ito, E., & Nagai, H. (1998). Morphological observations of diarrhea in mice caused by aplysiatoxin, the causative agent of the red alga *Gracilaria coronopifolia* poisoning in Hawaii. *Toxicon*, 36(12), 1913-1920.

- Izaguirre, G., Jungblut, A.-D., & Neilan, B. A. (2007). Benthic cyanobacteria (Oscillatoriaceae) that produce microcystin-LR, isolated from four reservoirs in southern California. *Water Res.*, 41(2), 492-498.
- Izydorczyk, K., Carpentier, C., Mrówczyński, J., Wagenvoort, A., Jurczak, T., & Tarczyńska, M. (2009). Establishment of an Alert Level Framework for cyanobacteria in drinking water resources by using the Algae Online Analyser for monitoring cyanobacterial chlorophyll *a*. *Water research*, 43(4), 989-996.
- Izydorczyk, K., Tarczyńska, M., Jurczak, T., Mrowczynski, J., & Zalewski, M. (2005). Measurement of phycocyanin fluorescence as an online early warning system for cyanobacteria in reservoir intake water. *Environmental toxicology*, 20(4), 425-430.
- Jackim, E., & Gentile, J. (1968). Toxins of a blue-green alga, similarity to saxitoxin. *Science*, 162, 915-916.
- Jacoby, J. M., Collier, D. C., Welch, E. B., Hardy, F. J., & Crayton, M. (2000). Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(1), 231-240.
- Jaja-Chimedza, A., Gantar, M., Mayer, D. G., Patrick D. L. Gibbs, D. L. P., & John P. Berry, P. J. (2012). Effects of Cyanobacterial Lipopolysaccharides from *Microcystis* on Glutathione-Based Detoxification Pathways in the Zebrafish (*Danio rerio*) Embryo. *Toxins*, 4, 390-404.
- Jakubowska, N., Zagajewski, P., & Gołdyn, R. (2013). Water Blooms and Cyanobacterial Toxins in Lakes. *Polish Journal of Environmental Studies*, 22(4), 1077-1082.
- James, K. J., Furey, A., Sherlock, I. R., Stack, M. A., Twohig, M., Caudwell, F. B., & Skulberg, O. M. (1998). Sensitive determination of anatoxin-a, homoanatoxin-a and their degradation products by liquid chromatography with fluorimetric detection. *Journal of Chromatography A*, 798(1), 147-157.
- James, K. J., Sherlock, I. R., & Stack, M. A. (1997). Anatoxin-a in Irish freshwater and cyanobacteria, determined using a new fluorimetric liquid chromatographic method. *Toxicon*, 35(6), 963-971.
- Jiao, Y., Chen, Q., Chen, X., Wang, X., Liao, X., Jiang, L., Wu, J., & Yang, L. (2014). Occurrence and transfer of a cyanobacterial neurotoxin β -methylamino-l-alanine within the aquatic food webs of Gonghu Bay (Lake Taihu, China) to evaluate the potential human health risk. *Science of The Total Environment*, 468, 457-463.
- Jochimsen, E. M., Carmichael, W. W., An, J., Cardo, D. M., Cookson, S. T., Holmes, C. E., Antunes, M. B., de Melo Filho, D. A., Lyra, T. M., & Barreto, V. S. T. (1998). Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *New England Journal of Medicine*, 338(13), 873-878.
- Jones, G. J., Bourne, D. G., Blakeley, R. L., & Doelle, H. (1994). Degradation of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin by aquatic bacteria. *Natural Toxins*, 2(4), 228-235.

- Jones, G. J., & Falconer, I. R. (1994). Factors affecting the production of toxins by cyanobacteria. Final Grant Report to the Land and Water Resources Research and Development Corporation, Canberra, Australia.
- Jones, G. J., & Negri, A. P. (1997). Persistence and degradation of cyanobacterial paralytic shellfish poisons (PSPs) in freshwaters. *Water research*, 31(3), 525-533.
- Jones, G. J., & Orr, P. T. (1994). Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Water research*, 28(4), 871-876.
- Jungblut, A.-D., Hoeger, S. J., Mountfort, D., Hitzfeld, B. C., Dietrich, D. R., & Neilan, B. A. (2006). Characterization of microcystin production in an Antarctic cyanobacterial mat community. *Toxicon*, 47(3), 271-278.
- Jungmann, D. (1995). Isolation, purification, and characterization of new Daphnia-toxic compound from axenic *Microcystis flos-aquae* strain PCC7806. *Journal of Chemical Ecology*, 21(11), 1665-1676.
- Kaasalainen, U., Jokela, J., Fewer, D. P., Sivonen, K., & Rikkinen, J. (2009). Microcystin Production in the Tripartite Cyanolichen *Peltigera leucophlebia*. *Molecular Plant-Microbe Interactions*, 22(6), 695-702.
- Kadis, S., Ciegler, A., & Ajl, S. J. (2013). *Algal and Fungal Toxins: A Comprehensive Treatise (Vol. 7)*: Elsevier Science.
- Kaebnick, M., Neilan, B. A., Börner, T., & Dittmann, E. (2000). Light and the transcriptional response of the microcystin biosynthesis gene cluster. *Applied and environmental microbiology*, 66(8), 3387-3392.
- Kantor, R. J., Carson, L. A., Graham, D. R., Petersen, N. J., & Favero, M. S. (1983). Outbreak of pyrogenic reactions at a dialysis center: association with infusion of heparinized saline solution. *The American journal of medicine*, 74(3), 449-456.
- Kaya, K., & Watanabe, M. M. (1990). Microcystin composition of an axenic clonal strain of *Microcystis viridis* and *Microcystis viridis* - containing waterblooms in Japanese freshwaters. *J. App. Phycol.*, 2, 173-178.
- Keleti, G., & Sykora, J. (1982). Production and properties of cyanobacterial endotoxins *App. Env. Microbiol.*, 43(1), 104-109.
- Keleti, G., Sykora, J., Lippy, E., & Shapiro, M. A. (1979). Composition and biological properties of lipopolysaccharides isolated from *Schizothrix calcicola* (Ag.) Gomont (cyanobacteria). *App. Env. Microbiol.*, 38, 471-477.
- Kellmann, R., Michali, T., & Neilan, B. (2008). Identification of a Saxitoxin Biosynthesis Gene with a History of Frequent Horizontal Gene Transfers. *Journal of Molecular Evolution*, 67(5), 526-538.
- Kerbrat, A. S., Amzil, Z., Pawlowicz, R., Golubic, S., Sibat, M., Darius, H. T., ... & , & Laurent, D. (2011). First evidence of palytoxin and 42-hydroxy-palytoxin in the marine cyanobacterium *Trichodesmium*. *Marine drugs*, 9(4), 543-560.

- Kerbrat, A. S., Darius, H. T., Pauillac, S., Chinain, M., & Laurent, D. (2010). Detection of ciguatoxin-like and paralyzing toxins in *Trichodesmium* spp. from New Caledonia lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, 61(7-12), 360-366.
- Kim, H., Lantvit, D., Hwang, C. H., Kroll, D. J., Swanson, S. M., Franzblau, S. G., & Orjala, J. (2012). Indole alkaloids from two cultured cyanobacteria, *Westiellopsis* sp. and *Fischerella muscicola*. *Bioorganic & Medicinal Chemistry*, 20(17), 5290-5295.
- Kirk, K. L., & Gilbert, J. J. (1992). Variation in herbivore response to chemical defenses: zooplankton foraging on toxic cyanobacteria. *Ecology*, 2208-2217.
- Kiviranta, J., Sivonen, K., Luukkainen, R., Lahti, K., & Niemelä, S. I. (1991). Production and biodegradation of cyanobacterial toxins; a laboratory study. *Arch. Hydrobiol.*, 121, 281-294.
- Kling, H. J., Laughinghouse IV, H. D., Šmarda, J., Komárek, J., Acreman, J., Bruun, K., Watson, S. B., & Chen, F. (2012). A new red colonial *Pseudanabaena* (Cyanoprokaryota, Oscillatoriales) from North American large lakes. *Fottea*, 12(2), 327-339.
- Klitzke, S., Apelt, S., Weiler, C., Fastner, J., & Chorus, I. (2010). Retention and degradation of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in sediments—The role of sediment preconditioning and DOM composition. *Toxicon*, 55(5), 999-1007.
- Kokociński, M., Dziga, D., Spooł, L., Stefaniak, K., Jurczak, T., & Mankiewicz-Boczek, J., et al. (2009). First report of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in the shallow, eutrophic lakes of western Poland. *Chemosphere*, 74(5), 669-675.
- Kokociński, M., Mankiewicz-Boczek, J., Jurczak, T., Spooł, L., Meriluoto, J., Rejmonczyk, E., Hautala, H., Vehniäinen, M., Pawelczyk, J., & Soininen, J. (2013). *Aphanizomenon gracile* (Nostocales), a cylindrospermopsin-producing cyanobacterium in Polish lakes. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(8), 5243-5264.
- Komárek, J., & Mareš, J. (2012). An update to modern taxonomy (2011) of freshwater planktic heterocytous cyanobacteria. *Hydrobiologia*, 698(1), 327-351.
- Kotak, B. G., Kenefick, S. L., Fritz, D. L., Rousseaux, C. G., Prepas, E. E., & Hrudey, S. E. (1993). Occurrence and toxicological evaluation of cyanobacterial toxins in Alberta lakes and farm dugouts. *Water research*, 27(3), 495-506.
- Kotak, B. G., Lam, A. K. Y., Prepas, E. E., Kenefick, S. L., & Hrudey, S. E. (1995). VARIABILITY OF THE HEPATOTOXIN MICROCYSTIN-LR IN HYPEREUTROPHIC DRINKING WATER LAKES1. *Journal of phycology*, 31(2), 248-263.
- Kotut, K., Ballot, A., & Krienitz, L. (2006). Toxic cyanobacteria and their toxins in standing waters of Kenya: implications for water resource use. *Journal of Water and Health*, 4(2), 233.
- Kozłowsky-Suzuki, B., Wilson, A.E. and da Silva Ferrão-Filho, A. (2012). Biomagnification or biodilution of microcystins in aquatic foodwebs? Meta-analyses of laboratory and field studies. *Harmful Algae*, 18, 47-55.
- Krienitz, L., Ballot, A., Kotut, K., Wiegand, C., Pütz, S., Metcalf, J. S., Codd, G. A., & Pflugmacher, S. (2003). Contribution of hot spring cyanobacteria to the mysterious deaths

- of Lesser Flamingos at Lake Bogoria, Kenya. *FEMS microbiology ecology*, 43(2), 141-148.
- Krishnamurthy, T., Szafraniec, L., Hunt, D. F., Shabanowitz, J., Yates, J. R., Hauer, C. R., Carmichael, W. W., Skulberg, O., Codd, G. A., & Missler, S. (1989). Structural characterization of toxic cyclic peptides from blue-green algae by tandem mass spectrometry. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 86(3), 770-774.
- Krishnamurthy, T., Szafraniec, L., Hunt, D. F., Shabanowitz, J., Yates, J. R., Hauer, C. R., Carmichael, W. W., Skulberg, O., Codd, G. A., & Missler, S. (1989). Structural characterization of toxic cyclic peptides from blue-green algae by tandem mass spectrometry. *Proceedings of National Academy of Sciences USA*, 86, 770-774.
- Krüger, T., Christian, B., & Luckas, B. (2009). Development of an analytical method for the unambiguous structure elucidation of cyclic peptides with special appliance for hepatotoxic desmethylated microcystins. *Toxicon*, 54(3), 302-312.
- Kumar, M. (2014). Harvesting of valuable eno-and exo-metabolites form cyanobacteria: a potential source. *Asian Journal of Pharmaceutical and Clinical Research*, 7(2), 24-28
- Kurmayer, R., & Gumpenberger, M. (2006). Diversity of microcystin genotypes among populations of the filamentous cyanobacteria *Planktothrix rubescens* and *Planktothrix agardhii*. *Molecular Ecology*, 15(12), 3849-3861.
- Kusumi, T., Ooi, T., Watanabe, M. M., Takahashi, H., & Kakisawa, H. (1987). Cyanoviridin RR, a toxin from the cyanobacterium (blue-green alga) *Microcystis viridis*. *Tetrahedron Letters*, 28, 4695-4698.
- Lagos, N., Liberona, J. L., Andrinolo, D., Zagatto, P. A., Soares, R. M., & Azevedo, S. M. F. Q. (1997). *First evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* isolated from Brazil*, Abstract, VIII International Conference on Harmful Algae, June 25-29, 1997, Vigo, Spain, 115.
- Lagos, N., Onodera, H., Zagatto, P. A., Andrinolo, D. O., Azevedo, S. M. F. Q., & Oshima, Y. (1999). The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon*, 37(10), 1359-1373.
- Lahti, K., Rapala, J., Färdig, M., Niemelä, M., & Sivonen, K. (1997). Persistence of cyanobacterial hepatotoxin, microcystin-LR in particulate material and dissolved in lake water. *Water research*, 31(5), 1005-1012.
- Lajeunesse, A., Segura, P. A., Gélinas, M., Hudon, C., Thomas, K., Quilliam, M. A., & Gagnon, C. (2012). Detection and confirmation of saxitoxin analogues in freshwater benthic *Lyngbya wollei* algae collected in the St. Lawrence River (Canada) by liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1219(0), 93-103.
- Lanaras, T., & Cook, C. M. (1994). Toxin extraction from an *Anabaenopsis milleri* - dominated bloom. *Sci. Total Environ.*, 142, 163-169.
- Lara, Y., Lambion, A., Menzel, D., Codd, G. A., & Wilmotte, A. (2013). A cultivation-independent approach for the genetic and cyanotoxin characterization of colonial cyanobacteria. *Aquatic Microbial Ecology*, 69(2), 135-143.

- Larson, D., Ahlgren, G., & Willén, E. (2014). Bioaccumulation of microcystins in the food web: a field study of four Swedish lakes. *Inland Waters*, 4(1), 91-104.
- Lavoie, I., Laurion, I., & Vincent, W. (2007). LES FLEURS D'EAU DE CYANOBACTÉRIES. *Revue de littérature. Québec, Canada, Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS) Eau, Terre et Environnement*, 124.
- Lawton, L. A., & Edwards, C. (2008). Conventional laboratory methods for cyanotoxins *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs* (pp. 513-537): Springer.
- Lee, M., & McGeer, P. L. (2012). Weak BMAA toxicity compares with that of the dietary supplement beta-alanine. *Neurobiology of Aging*, 33(7), 1440-1447.
- Leeuwangh, P., Kappers, F. I., Dekker, M., & Koerselman, W. (1983). Toxicity of cyanobacteria in dutch lakes and reservoirs. *Aquatic Toxicology*, 4(1), 63-72.
- Legrand, B., Lesobre, J., Colombet, J., Latour, D., Sabart, M. (2016) Molecular tools to detect anatoxin-a genes in aquatic ecosystems: Toward a new nested PCR-based method, *Harmful Algae Volume 58*, 16–22.
- Lehman, P., Teh, S., Boyer, G., Nobriga, M., Bass, E., & Hogle, C. (2010). Initial impacts of *Microcystis aeruginosa* blooms on the aquatic food web in the San Francisco Estuary. *Hydrobiologia*, 637(1), 229-248.
- Lehman, P. W., Boyer, G., Hall, C., Waller, S., & Gehrts, K. (2005). Distribution and toxicity of a new colonial *Microcystis aeruginosa* bloom in the San Francisco Bay Estuary, California. *Hydrobiologia*, 541(1), 87-99.
- Lehtimäki, J., Moisander, P., Sivonen, K., & Kononen, K. (1997). Growth, nitrogen fixation, and nodularin production by two baltic sea cyanobacteria. *Applied and environmental microbiology*, 63(5), 1647-1656.
- Lemes, G. A., Kersanach, R., da S Pinto, L., Dellagostin, O. A., Yunes, J. S., & Matthiensen, A. (2008). Biodegradation of microcystins by aquatic *Burkholderia* sp. from a South Brazilian coastal lagoon. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69(3), 358-365.
- Lepistö, L., Rapala, J., Lyra, C., Berg, K. A., Erkoma, K., & Issakainen, J. (2005). Occurrence and toxicity of cyanobacterial blooms dominated by *Anabaena lemmermannii* P. Richter and *Aphanizomenon* spp. in boreal lakes in 2003. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*(117), 315-328.
- Lévesque, B., Gervais, M.-C., Chevalier, P., Gauvin, D., Anassour-Laouan-Sidi, E., Gingras, S., Fortin, N., Brisson, G., Greer, C., & Bird, D. (2014). Prospective study of acute health effects in relation to exposure to cyanobacteria. *Science of The Total Environment*, 466, 397-403.
- Li, R., Carmichael, W. W., Brittain, S., Eaglesham, G. K., Shaw, G. R., & Liu, Y., et al. . (2001a). First report of the cyanotoxins cylindrospermopsin and deoxycylindrospermopsin from *Raphidiopsis curvata* (Cyanobacteria). *Journal of Phycology*, 37(6), 1121-1126.
- Li, R., Carmichael, W. W., Brittain, S., Eaglesham, G. K., Shaw, G. R., Mahakhant, A., ...& , & Watanabe, M. M. (2001b). Isolation and identification of the cyanotoxin

- cylindrospermopsin and deoxy-cylindrospermopsin from a Thailand strain of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria). *Toxicon*, 7(7), 973-980.
- Li, Y., Chen, J.-a., Zhao, Q., Pu, C., Qiu, Z., Zhang, R., & Shu, W. (2011). A cross-sectional investigation of chronic exposure to microcystin in relationship to childhood liver damage in the Three Gorges Reservoir Region, China. *Environmental Health Perspectives*, 119(10), 1483.
- Li, Y., & Han, X. (2012). Microcystin-LR causes cytotoxicity effects in rat testicular Sertoli cells. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 33(2), 318-326.
- Lilleheil, G., Andersen, R. A., Skulberg, O. M., & Alexander, J. (1997). Effects of a homoanatoxin-a-containing extract from *oscillatoria formosa* (cyanophyceae/cyanobacteria) on neuromuscular transmission. *Toxicon*, 35(8), 1275-1289
- Lin, S., Shen, J., Liu, Y., Wu, X., Liu, Q., & Li, R. (2011). Molecular evaluation on the distribution, diversity, and toxicity of *Microcystis* (Cyanobacteria) species from Lake Ulungur—a mesotrophic brackish desert lake in Xinjiang, China. *Environmental monitoring and assessment*, 175(1-4), 139-150.
- Lindholm, T., Eriksson, J. E., & Meriluoto, J. A. (1989). Toxic cyanobacteria and water quality problems—examples from a eutrophic lake on Åland, south west Finland. *Water research*, 23(4), 481-486.
- Lindsay, J., Metcalf, J. S., & Codd, G. A. (2009). Comparison of four methods for the extraction of lipopolysaccharide from cyanobacteria. *Toxicological & Environmental Chemistry*.
- Lippy, E. C., & Erb, J. (1976). Gastrointestinal Illness at Sewickley. *Pa. Journal (American Water Works Association)*, 68(11), 606-610. .
- Liu, G., Qian, Y., Dai, S., & Feng, N. (2008). Adsorption of microcystin LR and LW on suspended particulate matter (SPM) at different pH. *Water, Air, and Soil Pollution*, 192(1-4), 67-76.
- Liu, Y., Chen, W., Li, D., Shen, Y., Li, G., & Liu, Y. (2006a). First report of aphanotoxins in China—waterblooms of toxigenic *Aphanizomenon flos-aquae* in Lake Dianchi. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 65(1), 84-92.
- Liu, Y., Chen, W., Li, D., Shen, Y., Liu, Y., & Song, L. (2006b). Analysis of paralytic shellfish toxins in *Aphanizomenon DC-1* from Lake Dianchi, China. *Environmental Toxicology*, 21(3), 289-295.
- Long, B., & Carmichael, W. W. (2002). *Marine cyanobacteria toxins Chapter 11. Manual on Harmful Marine Microalgae*. Monographs on Oceanographic Methodology, vol. 11. UNESCO, Paris. In press.
- Long, B. M., Jones, G. J., & Orr, P. T. (2001). Cellular microcystin content in N-limited *Microcystis aeruginosa* can be predicted from growth rate. *Applied and environmental microbiology*, 67(1), 278-283.
- Lopez-Rodas, V., Maneiro, E., Lanzarot, M., Perdigones, N., & Costas, E. (2008). Mass wildlife mortality due to cyanobacteria in the Doñana National Park, Spain. *Veterinary Record*, 162(10), 317-318.

- Lürling, M., Faassen, E. J., & Van Eenennaam, J. S. (2011). Effects of the cyanobacterial neurotoxin β -N-methylamino-L-alanine (BMAA) on the survival, mobility and reproduction of *Daphnia magna*. *Journal of plankton research*, 33(2), 333-342.
- Luukkainen, R., Namikoshi, M., Sivonen, K., Rinehart, K. L., & Niemelä, S. I. (1994). Isolation and identification of 12 microcystins from four strains and two bloom samples of *Microcystis* spp.: structure of a new hepatotoxin. *Toxicon*, 32, 133-139.
- Luukkainen, R., Sivonen, K., Namikoshi, M., Färdig, M., Rinehart, K. L., & Niemelä, S. I. (1993). Isolation and identification of eight microcystins from 13 *Oscillatoria agardhii* strains: structure of a new microcystin. *App. Env. Microbiol.*, 59, 2204-2209.
- Lyra, C., Suomalainen, S., Gugger, M., Vezie, C., Sundman, P., & Paulin, L., et al. . (2001). Molecular characterization of planktic cyanobacteria of *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis* and *Planktothrix* genera. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 51(2), 513-526.
- Maatouk, I., Bouaïcha, N., Fontan, D., & Levi, Y. (2002). Seasonal variation of microcystin concentrations in the Saint-Caprais reservoir (France) and their removal in a small full-scale treatment plant. *Water Res.*, 36(11), 2891-2897.
- Maghsoudi, E., Fortin, N., Greer, C., Duy, S.V., Fayad, P., Sauvé, S., Prévost, M. and Dorner, S. (2015). Biodegradation of multiple microcystins and cylindrospermopsin in clarifier sludge and a drinking water source: Effects of particulate attached bacteria and phycocyanin. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 120, 409-417.
- Mahmood, N. A., & Carmichael, W. W. (1986). Paralytic shellfish poisons produced by the freshwater cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae* NH-5. *Toxicon*, 24, 175-186.
- Mahmood, N. A., & Carmichael, W. W. (1987). Anatoxin-a(S), an anticholinesterase from the cyanobacterium *Anabaena flos-aquae* NCR-525-17. *Toxicon*, 25, 1221-1227.
- Marie, B., Huet, H., Marie, A., Djediat, C., Puiseux-Dao, S., Catherine, A., Trinchet, I., & Edery, M. (2012). Effects of a toxic cyanobacterial bloom (*Planktothrix agardhii*) on fish: Insights from histopathological and quantitative proteomic assessments following the oral exposure of medaka fish (*Oryzias latipes*). *Aquatic Toxicology*, 114(115), 39-48.
- Martins, R., Fernandez, N., Beiras, R., & Vasconcelos, V. (2007). Toxicity assessment of crude and partially purified extracts of marine *Synechocystis* and *Synechococcus* cyanobacterial strains in marine invertebrates. *Toxicon*, 50(6), 791-798.
- Maruyama, T., Park, H.-D., Ozawa, K., Tanaka, Y., Sumino, T., Hamana, K., Hiraishi, A., & Kato, K. (2006). *Sphingosinella microcystinivorans* gen. nov., sp. nov., a microcystin-degrading bacterium. *International journal of systematic and evolutionary microbiology*, 56(1), 85-89.
- Matern, U., Oberer, L., Erhard, M., Herdman, M., & Weckesser, J. (2003). Hofmannolin, a cyanopeptolin from *Scytonema hofmanni* PCC 7110. *Phytochemistry*, 64(6), 1061-1067.
- Matsunaga, H., Harada, K. I., Senma, M., Ito, Y., Yasuda, N., Ushida, S., & Kimura, Y. (1999). Possible cause of unnatural mass death of wild birds in a pond in Nishinomiya, Japan: sudden appearance of toxic cyanobacteria. *Natural Toxins*, 7(2), 81-84.

- Matsunaga, S., Moore, R. E., Niemczura, W. P., & Carmichael, W. W. (1989). Anatoxina(s), a potent anticholinesterase from *Anabaena flos-aquae*. *J. Amer. Chem. Soc.*, *111*, 8021-8023.
- May, V., & McBarron, E. (1973). Occurrence of the blue-green alga, *Anabaena circinalis* Rabenh., in New South Wales and toxicity to mice and honey bees. *Journal of the Australian Institute of Agricultural Science*.
- Mayer, A. M., Clifford, J. A., Aldulescu, M., Frenkel, J. A., Holland, M. A., Hall, M. L., Glaser, K. B., & Berry, J. (2011). Cyanobacterial *Microcystis aeruginosa* lipopolysaccharide elicits release of superoxide anion, thromboxane B2, cytokines, chemokines, and matrix metalloproteinase-9 by rat microglia. *Toxicological sciences*, *121*(1), 63-72.
- McBarron, E., Walker, R., Gardner, I., & Walker, K. (1975). TOXICITY TO LIVESTOCK OF THE BLUE-GREEN ALGA ANABAENA CIRCINALIS. *Australian veterinary journal*, *51*(12), 587-588.
- McQuaid, N. (2009). Establishment of an early warning systems for cyanobacteria using an online multi-probe system measuring physicochemical parameters, chlorophyll and phycocyanin (MA Sc.). *Génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada*, 134.
- McQuaid, N., Zamyadi, A., Prevost, M., Bird, D., & Dorner, S. (2011). Use of in vivo phycocyanin fluorescence to monitor potential microcystin producing cyanobacterial biovolume in a drinking water source. *J. Environ. Monit.*, *13*(2), 455-740.
- MDDELCC. (2016). Courrier électronique du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec confirmant l'occurrence de *Dolichospermum mendotae* à la baie Missisquoi.
- MDDELCC (2017). La qualité de l'eau et les usages récréatifs. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/recreative/qualite.htm>. Accès janvier 2017.
- Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baurès, E., & Thomas, O. (2013). State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment international*, *59*, 303-327.
- Meriluoto, J., & Codd, G. A. (2005). *Cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis*: Abo Akademi University Press.
- Meriluoto, J. A. O., Sandström, A., Eriksson, J. E., Remaud, G., Grey Craig, A., & Chattopadhyaya, J. (1989). Structure and toxicity of a peptide hepatotoxin from the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii*. *Toxicon*, *27*, 1021-1034.
- Messineo, V., Melchiorre, S., Di Corcia, A., Gallo, P., & Bruno, M. (2010). Seasonal succession of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Aphanizomenon ovalisporum* blooms with cylindrospermopsin occurrence in the volcanic Lake Albano, Central Italy. *Environmental Toxicology*, *25*(1), 18-27.
- Metaxatos, A., Panagiotopoulos, C., & Ignatiades, L. (2003). Monosaccharide and aminoacid composition of mucilage material produced from a mixture of four phytoplanktonic taxa. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *294*(2), 203-217.
- Metcalf, J. S., Morrison, L., Krienitz, L., Ballot, A., Krause, E., Kotut, K., Puetz, S., Wiegand, C., Pflugmacher, S., & Codd, G. (2006). Analysis of the cyanotoxins anatoxin-a and

- microcystins in Lesser Flamingo feathers†. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 88(1), 159-167.
- Mez, K., Beattie, K., Codd, G., Hanselmann, K., Hauser, B., Naegeli, H., & Preisig, H. (1997). Identification of a microcystin in benthic cyanobacteria linked to cattle deaths on alpine pastures in Switzerland. *European Journal of Phycology*, 32(2), 111-117.
- Mez, K., Hanselmann, K., Naegeli, H., & Preisig, H. R. (1996). Protein phosphatase inhibiting activity in cyanobacteria from alpine lakes in Switzerland. *Phycologia* 35(6 Supplement), 133-139.
- Mez, K., Hanselmann, K., & Preisig, H. (1998). Environmental conditions in high mountain lakes containing toxic benthic cyanobacteria. *Hydrobiologia*, 368(1-3), 1-15.
- Mikheyskaya, L. V., Ovodova, R. G., & Yu, S. (1977). Isolation and characterization of lipopolysaccharides from cell walls of blue-green algae of the genus *Phormidium*. *J. Bacteriol.*, 130, 1-3.
- Miller, M., Hutson, J., & Fallowfield, H. (2005). The adsorption of cyanobacterial hepatoxins as a function of soil properties. *J Water Health*, 3, 339-347.
- Miller, M. A., Kudela, R. M., Mekebri, A., Crane, D., Oates, S. C., Tinker, M. T., Staedler, M., Miller, W. A., Toy-Choutka, S., & Dominik, C. (2010). Evidence for a novel marine harmful algal bloom: cyanotoxin (microcystin) transfer from land to sea otters. *PloS one*, 5(9), e12576.
- Mills, D. H., & Wyatt, J. T. (1974). Ostracod reactions to non-toxic and toxic algae. *Oecologia*, 17(2), 171-177.
- Ministry for the Environment and Ministry of Health. (2009). New Zealand Guidelines for Cyanobacteria in Recreational Fresh Waters. Interim Guidelines. Wellington: Ministry for the Environment. New Zealand.
- Ministry of Health. (2013). *Guidelines for drinking-water quality management for New Zealand* (3 ed.). Wellington: Ministry of Health. New Zealand.
- Minnesota Department of Health (MDH). (2015). Toxicological Summary for: Microcystin-LR. Minnesota, USA: Minnesota Department of Health. 11 p.
- Miura, G. A., Robinson, N. A., Lawrence, W. B., & Pace, J. G. (1991). Hepatotoxicity of MCLR in fed and fasted rats. *Toxicon*, 29(3), 337-382.
- Mo, S., Kronic, A., Santarsiero, B. D., Franzblau, S. G., & Orjala, J. (2010). Hapalindole-related alkaloids from the cultured cyanobacterium *Fischerella ambigua*. *Phytochemistry*, 71 (17-18), 2116-2123.
- Mohamed, Z. A., El-Sharouny, H. M., & Ali, W. S. M. (2006). Microcystin production in benthic mats of cyanobacteria in the Nile River and irrigation canals, Egypt. *Toxicon*, 47(5), 584-590.
- Mohamed, Z. A. (2008). Toxic cyanobacteria and cyanotoxins in public hot springs in Saudi Arabia. *Toxicon*, 51(1), 17-27.
- Mohamed, Z. A., & Al Shehri, A. M. (2007). Cyanobacteria and their toxins in treated-water storage reservoirs in Abha city, Saudi Arabia. *Toxicon*, 50(1), 75-84.

- Mohamed, Z. A., & Al Shehri, A. M. (2010). Microcystin production in epiphytic cyanobacteria on submerged macrophytes. *Toxicon*, 55(7), 1346-1352.
- Mondo, K., Hammerschlag, N., Basile, M., Pablo, J., Banack, S. A., & Mash, D. C. (2012). Cyanobacterial neurotoxin β -N-methylamino-L-alanine (BMAA) in shark fins. *Marine drugs*, 10(2), 509-520.
- Moore, R. E., Cheuk, C., & Patterson, G. M. L. (1984). Hapalindoles: new alkaloids from the blue-green alga *Hapalosiphon fontinalis*. *J. Amer. Chem. Soc.*, 106(21), 6456-6457.
- Moreno, I., Pichardo, S., Jos, A., Gomez-Amores, L., Mate, A., Vazquez, C. M., & Camean, A. M. (2005). Antioxidant enzyme activity and lipid peroxidation in liver and kidney of rats exposed to microcystin-LR administered intraperitoneally. *Toxicon*, 45(4), 395-402.
- Morris, D. P., Zagarese, H., Williamson, C. E., Balseiro, E. G., Hargreaves, B. R., Modenutti, B., Moeller, R., & Queimalinos, C. (1995). The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnology and Oceanography*, 40(8), 1381-1391.
- Murakami, M., Sun, Q., Ishida, K., Matsuda, H., Okino, T., & Yamaguchi, K. (1997). Microviridins, elastase inhibitors from the cyanobacterium *Nostoc minutum* (NIES-26). *Phytochemistry*, 45(6), 1197-1202.
- Mutawie, H. H. (2012). Assesment of hepatotoxins and neurotoxins from five *Oscillatoria* species isolated from Makkah area, KSA using HPLC. *International Research Journal of Agricultural Science and Soil Science*, 2(10), 440-444.
- Mynderse, J. S., Moore, R. E., Kashiwagi, M., & Norton, T. R. (1977). Antileukemia activity in the *Oscillatoriaceae*: isolation of Debromoaplysiatoxin from *Lyngbya*. *Science*, 196(4289), 538-540.
- Nagai, H., Yasumoto, T., & Hokama, Y. (1996). Aplysiatoxin and debromoaplysiatoxin as the causative agents of a red alga *Gracilaria coronopifolia* poisoning in Hawaii. *Toxicon*, 34, 753-814.
- Najdenski, H. M., Gigova, L. G., Iliev, I. I., Pilarski, P. S., Lukavský, J., Tsvetkova, I. V., Ninova, M. S., & Kussovski, V. K. (2013). Antibacterial and antifungal activities of selected microalgae and cyanobacteria. *International Journal of Food Science & Technology*, 48(7), 1533-1540.
- Namikoshi, M., Murakami, T., Watanabe, M. F., Oda, T., Yamada, J., Tsujimura, S., Nagai, H., & Oishi, S. (2003). Simultaneous production of homoanatoxin-a, anatoxin-a, and a new non-toxic 4-hydroxyhomoanatoxin-a by the cyanobacterium *Raphidiopsis mediterranea* Skuja. *Toxicon*, 42(5), 533-538.
- Namikoshi, M., Rinehart, K. L., Sakai, R., Sivonen, K., & Carmichael, W. W. (1990). Structures of three new cyclic hepatotoxins produced by the cyanobacterium (blue-green alga) *Nostoc* sp. strain 152. *J. Org. Chem*, 55, 6135-6139.
- Namikoshi, M., Rinehart, K. L., Sakai, R., Stotts, R. R., Dahlem, A. M., Beasley, V. R., Carmichael, W. W., & Evans, W. R. (1992a). Identification of 12 hepatotoxins from a Homer lake bloom of the cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis viridis*, *Microcystis wesenbergii*; nine new microcystins. *J. Org. Chem*, 57, 866-872.

- Namikoshi, M., Sivonen, K., Evans, W. R., Carmichael, W. W., Rouhiainen, L., Luukkainen, R., & Rinehart, K. L. (1992b). Structures of three new homotyrosine containing microcystins and a new homophenylalanine variant from *Anabaena* sp. Strain 66. *Chem. Res. Toxicol.*, *5*, 661-666.
- Namikoshi, M., Sivonen, K., Evans, W. R., Carmichael, W. W., Sun, F., Rouhiainen, L., Luukkainen, R., & Rinehart, K. L. (1992c). Two new L-serine variants of microcystins-LR and -RR from *Anabaena* sp. strain 202 A1 and 202 A2. *Toxicon*, *30*, 1457-1464.
- Namikoshi, M., Sivonen, K., Evans, W. R., Sun, F., Carmichael, W. W., & Rinehart, K. L. (1992d). Isolation and structures of microcystins from a cyanobacterial water bloom (Finland). *Toxicon*, *30*, 1473-1479.
- Namikoshi, M., Sun, F., Choi, B. W., Rinehart, K. L., Carmichael, W. W., Evans, W. R., & Beasley, V. R. (1995). Seven more microcystins from Homer lake cells: application of the general method for structure assignment of peptides containing,-dehydroamino acid unit(s). *J. Org. Chem*, *60*, 3671-3679.
- Namikoshi, M., Yuan, M., Sivonen, K., Carmichael, W. W., Rinehart, K. L., Rouhiainen, L., Sun, F., Brittain, S., & Otsuki, A. (1998). Seven new microcystins possessing two Lglutamic acid units, isolated from *Anabaena* sp. strain 186. *Chem. Res. Toxicol.*, *11*, 143-149.
- Nasri, H., El Herry, S., & Bouaïcha, N. (2008). First reported case of turtle deaths during a toxic *Microcystis* spp. bloom in Lake Oubeira. *Algeria. Ecotox. Environ. Safe*, *71*, 535-544.
- Negri, A., Jones, G., & Hindmarsh, M. (1995a). Sheep mortality associated with paralytic shellfish poisons from the cyanobacterium *Anabaena circinalis*. *Toxicon: official journal of the International Society on Toxinology*, *33*(10), 1321.
- Negri, A. P., Bunter, O., Jones, B., & Llewellyn, L. (2004). Effects of the bloom-forming alga *Trichodesmium erythraeum* on the pearl oyster *Pinctada maxima*. *Aquaculture*, *232*, 91-102.
- Negri, A. P., & Jones, G. J. (1995). Bioaccumulation of paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins from the cyanobacterium *Anabaena circinalis* by the freshwater mussel *Alathyria condola*. *Toxicon*, *33*(5), 667-678.
- Negri, A. P., Jones, G. J., Blackburn, S. I., Oshima, Y., & Onodera, H. (1997). Effect of culture and bloom development and of sample storage on paralytic shellfish poisons in the cyanobacterium *Anabaena circinalis*. *J. Phycol.*, *33*, 26-35.
- Negri, A. P., Jones, G. J., & Hindmarsh, M. (1995b). Sheep mortality associated with paralytic shellfish poisons from the cyanobacterium *Anabaena circinalis*. *Toxicon*, *33*(10), 1321-1329.
- Nguyen, L. T. T., Cronberg, G., Moestrup, Ø., & Daugbjerg, N. (2013). *Annamia toxica* gen. et sp. nov. (Cyanobacteria), a freshwater cyanobacterium from Vietnam that produces microcystins: ultrastructure, toxicity and molecular phylogenetics. *Phycologia*, *52*(1), 25-36.
- Nicho, B. C., & Burch, M. D. (2011). Evaluation of analytical methods for detection and quantification of cyanotoxins in relation to Australian drinking water guidelines. A report prepared for the National Health and Medical Research Council of Australia, the Water

Services Association of Australia, and the Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment.

- Nicholson, B., Papageorgiou, J., Humpage, A. E., Steffensen, D. A., Monis, P., Linke, T., Fanok, S., Shaw, G., Eaglesham, G., Davis, B., Wickramasinghe, W. A., Stewart, I., Carmichael, W., & Servaites, J. (2007). Determination and Significance of Emerging Algal Toxins (Cyanotoxins). (A. W. W. Association Ed.). London, U.K.: Awwa Research Foundation.
- Nicholson, B. C., & Burch, M. D. (2001). *Evaluation of analytical methods for detection and quantification of cyanotoxins in relation to Australian drinking water guidelines*: National Health and Medical Research Council of Australia.
- Neilan, B.A., Pearson, L.A., Muenchhoff, J., Moffitt, M.C., Dittmann, E., (2013). Environmental conditions that influence toxin biosynthesis in cyanobacteria. *Environ. Microbiol.* 15 (5), 1239–1253.
- Nogle, L. M., Okino, T., & Gerwick, W. H. (2001). Antillatoxin B, a Neurotoxic Lipopeptide from the Marine Cyanobacterium *Lyngbya majuscula*. *Journal of natural products*, 64 (7), 983-985.
- Norris, R. L., Eaglesham, G. K., Pierens, G., Shaw, G. R., Smith, M. J., Chiswell, R. K., Seawright, A. A., & Moore, M. R. (1999). Deoxycylindrospermopsin, an analog of cylindrospermopsin from *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Environmental Toxicology*, 14(1), 163-165.
- Nyakairu, G. W. A., Nagawa, C. B., & Mbabazi, J. (2010). Assessment of cyanobacteria toxins in freshwater fish: A case study of Murchison Bay (Lake Victoria) and Lake Mburo, Uganda. *Toxicon*, 55(5), 939-946.
- Oberholster, P. J., J.G., M., Govender, D., Bengis, R., & Botha, A. M. (2009). Identification of toxigenic *Microcystis* strains after incidents of wild animal mortalities in the Kruger National Park, South Africa. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 72(4), 1177-1258.
- Oehrle, S. A., Southwell, B., & Westrick, J. (2010). Detection of various freshwater cyanobacterial toxins using ultra-performance liquid chromatography tandem mass spectrometry. *Toxicon*, 55(5), 965-972.
- Oh, H.-M., Lee, S. J., Jang, M.-H., & Yoon, B.-D. (2000). Microcystin production by *Microcystis aeruginosa* in a phosphorus-limited chemostat. *Applied and environmental microbiology*, 66(1), 176-179.
- Okino, T., Matsuda, H., Murakami, M., & Yamaguchi, K. (1995). New microviridins, elastase inhibitors from the blue-green alga *Microcystis aeruginosa*. *Tetrahedron* 51(39), 10679-10686.
- Oksanen, I., Jokela, J., Fewer, D. P., Wahlsten, M., Rikkinen, J., & Sivonen, K. (2004). Discovery of Rare and Highly Toxic Microcystins from Lichen-Associated Cyanobacterium *Nostoc* sp. Strain IO-102-I. *Applied and Environmental Microbiology*, 70(10), 5756-5763.
- Olvera-Ramírez, R., Centeno-Ramos, C., & Martínez-Jerónimo, F. (2010). Toxic effects of *Pseudanabaena tenuis* (Cyanobacteria) on the cladocerans *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia*. *Hidrobiológica*, 20, 203-212.

- OMS. (2003). Guidelines for safe recreational water environments Volume 1: Coastal and fresh waters. WHO Library Cataloguing-in-Publication Data.
- Onodera, H., Oshima, Y., Henriksen, P., & Yasumoto, T. (1997a). Confirmation of anatoxin-a(s) in the cyanobacterium *Anabaena lemmermannii* as the cause of bird kills in Danish lakes. *Toxicon*, 35, 1645-1648.
- Onodera, H., Oshima, Y., Henriksen, P., & Yasumoto, T. (1997b). Confirmation of anatoxin-a(s), in the cyanobacterium *Anabaena lemmermannii*, as the cause of bird kills in Danish Lakes. *Toxicon*, 35(11), 1645-1648.
- Onodera, H., Satake, M., Oshima, Y., Yasumoto, T., & Carmichael, W. W. (1997c). New saxitoxin analogues from the freshwater filamentous cyanobacterium *Lyngbya wollei*. *Natural Toxins*(In Press).
- Organisation mondiale de la Santé. (1998). Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Addendum to Volume 2. Health criteria and other supporting information. Geneva. World Health Organization (pp. 127 pages).
- Orjala, J., Nagle, D. G., Hsu, V., & Gerwick, W. H. (1995). Antillatoxin: an exceptionally ichthyotoxic cyclic lipopeptide from the tropical cyanobacterium *Lyngbya majuscula*. *Journal of the American Chemical Society*, 117(31), 8281-8282.
- Orr, P. T., & Jones, G. J. (1998). Relationship between microcystin production and cell division rates in nitrogen-limited *Microcystis aeruginosa* cultures. *Limnology and Oceanography*, 43(7), 1604-1614.
- Osborne, N., Seawright, A., & Shaw, G. (2008). Dermal toxicology of *Lyngbya majuscula*, from Moreton Bay, Queensland, Australia. *Harmful Algae*, 7(5), 584-589.
- Osborne, N. J. T., Webb, P. M., & Shaw, G. R. (2001). The toxins of *Lyngbya majuscula* and their human and ecological health effects. *Environment International*, 27(5), 381-392.
- Osswald, J., Rellán, S., Gago, A., & Vasconcelos, V. (2007). Toxicology and detection methods of the alkaloid neurotoxin produced by cyanobacteria, anatoxin-a. *Environment international*, 33(8), 1070-1089.
- Oudra, B., Loudiki, M., Sbiyyaa, B., Martins, R., Vasconcelos, V., & Namikoshi, N. (2001). Isolation, characterization and quantification of microcystins (heptapeptides hepatotoxins) in *Microcystis aeruginosa* dominated bloom of Lalla Takerkoust lake-reservoir (Morocco). *Toxicon*, 39(9), 1375-1381.
- Oudra, B., Loudiki, M., Vasconcelos, V., Sabour, B., Sbiyyaa, B., Oufdou, K., & Mezrioui, N. (2002). Detection and quantification of microcystins from cyanobacteria strains isolated from reservoirs and ponds in Morocco. *Environmental Toxicology*, 17(1), 32-39.
- Pacheco, A., Guedes, I., & Azevedo, S. (2016). Is qPCR a Reliable Indicator of Cyanotoxin Risk in Freshwater? *Toxins*, 8(6), 172.
- Padilla, C., Sanz-Alfárez, S., & Del Campo, F. F. (2006). Toxin characterisation and identification of a *Microcystis flos-aquae* strain from a Spanish drinking-water reservoir. *Archiv für Hydrobiologie*, 165(3), 383-399.
- Paerl, H. W., Dennis, R. L., & Whittall, D. R. (2002). Atmospheric deposition of nitrogen: Implications for nutrient over-enrichment of coastal waters. *Estuaries*, 25(4), 677-693.

- Painuly, P., Perez, R., Fukai, T., & Shimizu, Y. (1988). The structure of a cyclic peptide toxin, cyanogenosin-RR from *Microcystis aeruginosa*. *Tetrahedron Letters*, 29, 11-14.
- Palikova, M., Ondrackova, P., Mares, J., Adamovsky, O., Pikula, J., Kohoutek, J., Navratil, S., Blaha, L., & Kopp, R. (2013). *In vivo* effects of microcystins and complex cyanobacterial biomass on rats (*Rattus norvegicus* var. *alba*): Changes in immunological and haematological parameters. *Toxicon*, 73, 1-8.
- Papendorf, O., König, G. M., Wright, A. D., Chorus, I., & Oberemm, A. (1997). Mueggelone, a Novel Inhibitor of Fish Development from the Fresh Water Cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae*1. *Journal of Natural Products*, 60(12), 1298-1300.
- Park, H.-D., Watanabe, M. F., Harada, K.-I., Nagai, H., Suzuki, M., Watanabe, M., & Hayashi, H. (1993). Hepatotoxin (microcystin) and neurotoxin (anatoxin-a) contained in natural blooms and strains of cyanobacteria from Japanese freshwaters. *Natural Toxins*, 1(6), 353-360.
- Patterson, G. L., Larsen, L., & Moore, R. (1994). Bioactive natural products from blue-green algae. *J. App. Phycol.*, 6(2), 151-157.
- Paulino, S., Valério, E., Faria, N., Fastner, J., Welker, M., Tenreiro, R., & Pereira, P. (2009). Detection of *Planktothrix rubescens* (Cyanobacteria) associated with microcystin production in a freshwater reservoir. *Hydrobiologia*, 621(1), 207-211.
- Pavel, H. (2010). *Cytotoxicity and secondary metabolites production in cyanobacteria*. (Thesis), University of South Bohemia, Czech Republic.
- Pavlova, V., Stoyneva, M., Georgieva, V., Donchev, D., Spooof, L., Meriluoto, J., Bratanova, Z., & Karadjova, I. (2014). New Records of Microcystins in Some Bulgarian Water Bodies of Health and Conservational Importance. *Journal of Water Resource and Protection*, 60(5), 446-453.
- Pawlik-Skowrońska, B., Toporowska, M., & Rechulicz, J. (2012). Simultaneous accumulation of anatoxin-a and microcystins in three fish species indigenous to lakes affected by cyanobacterial blooms. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 41(4), 53-65.
- Pazouki, P., Prévost, M., McQuaid, N., Barbeau, B., de Boutray, M. L., Zamyadi, A., & Dorner, S. (2016). Breakthrough of cyanobacteria in bank filtration. *Water Research*, 102, 170-179.
- Pearson, L., Mihali, T., Moffitt, M., Kellmann, R., & Neilan, B. (2010). On the Chemistry, Toxicology and Genetics of the Cyanobacterial Toxins, Microcystin, Nodularin, Saxitoxin and Cylindrospermopsin. *Marine Drugs*, 8(5), 1650-1680.
- Pearson, L.A., Dittmann, E., Mazmouz, R., Ongley, S.E., D'Agostino, P.M., Neilan, B.A. (2016). The genetics, biosynthesis and regulation of toxic specialized metabolites of cyanobacteria. *Harmful Algae* 54 98–111.
- Penning, S. C., Pablo, S. R., & Paul, V. J. (1997). Chemical defenses of the tropical, benthic marine cyanobacterium *Hormothamnion enteromorphoides* : Diverse consumers and synergisms. *Limnology and Oceanography*, 42(5), 911-917.

- Pereira, D. A., Pimenta, A., & Giani, A. (2012). Profiles of toxic and non-toxic oligopeptides of *Radiocystis fernandoii* (Cyanobacteria) exposed to three different light intensities. *Microbiological Research*, 167(7), 413-421.
- Pereira, P., Li, R., Carmichael, W., Dias, E., & Franca, S. (2004). Taxonomy and production of paralytic shellfish toxins by the freshwater cyanobacterium *Aphanizomenon gracile*. *European Journal of Phycology*, 39(4), 361-368.
- Pereira, P., Onodera, H., Andrinolo, D. O., Franca, S., Araújo, F., Lagos, N., & Oshima, Y. (2000). Paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae*, isolated from Montargil reservoir, Portugal. *Toxicon*, 38(12), 1689-1702.
- Pérez-Linares, J., Cadena, M., Rangel, C., Unzueta-Bustamante, M. L., & Ochoa, J. L. (2003). Effect of *Schizothrix calcicola* on white shrimp *Litopenaeus vannamei* (*Penaeus vannamei*) postlarvae. *Aquaculture*, 218(1), 55-65.
- Piccin-Santos, V., & Bittencourt-Oliveira, M. D. C. (2012). Toxic Cyanobacteria in Four Brazilian Water Supply Reservoirs. *Journal of Environmental Protection*, 3(1), 68-73.
- Pierangelini, M., Sinha, R., Willis, A., Burford, M.A., Orr, P.T., Beardall, J., Neilan, B.A., (2015). Constitutive cylindrospermopsin pool size in *Cylindrospermopsis raciborskii* under different light and CO₂ partial pressure conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* 81 (9), 3069–3076.
- Pilotto, L. S., Douglas, R. M., Burch, M. D., Cameron, S., Beers, M., Rouch, G. J., Robinson, P., Kirk, M., Cowie, C. T., & Hardiman, S. (1997). Health effects of exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water-related activities. *Australian and New Zealand journal of public health*, 21(6), 562-566.
- Pilotto, L. S., Kliewer, E. V., Davies, R. D., Burch, M. D., & Attewell, R. G. (1999). Cyanobacterial (blue-green algae) contamination in drinking water and perinatal outcomes. *Australian and New Zealand journal of public health*, 23(2), 154-158.
- Pineda-Mendoza, R. M., Olvera-Ramírez, R., & Martínez-Jerónimo, F. (2012). Microcystins produced by filamentous cyanobacteria in urban lakes. A case study in Mexico City. *Hidrobiológica*, 22, 290-298.
- Plominsky, Á. M., Soto-Liebe, K., & Vásquez, M. (2009). Optimization of 2D-PAGE protocols for proteomic analysis of two nonaxenic toxin-producing freshwater cyanobacteria: *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Raphidiopsis* sp. . *Letters in Applied Microbiology*, 49(3), 332-337.
- Pomati, F., Burns, B. P., & Neilan, B. A. (2004). Identification of an Na⁺-Dependent Transporter Associated with Saxitoxin-Producing Strains of the Cyanobacterium *Anabaena circinalis*. *App. Env. Microbiol.*, 70(8), 4711-4719.
- Pomati, F., Sacchi, S., Rossetti, C., Giovannardi, S., Onodera, H., Oshima, Y., & Neilan, B. A. (2000). The freshwater cyanobacterium *Planktothrix* sp. FP1: molecular identification and detection of paralytic shellfish poisoning toxins. *J. Phycol.*, 36(3), 553-562.
- Poniedziałek, B., Rzymiski, P., & Kokociński, M. (2012). Cylindrospermopsin: Water-linked potential threat to human health in Europe. *Environmental Toxicology and Pharmacology*.

- Post, A. F., de Wit, R., & Mur, L. R. (1985). Interactions between temperature and light intensity on growth and photosynthesis of the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii*. *Journal of plankton research*, 7(4), 487-495.
- Preußel, K., Stüken, A., Wiedner, C., Chorus, I., & Fastner, J. (2006). First report on cylindrospermopsin producing *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanobacteria) isolated from two German lakes. *Toxicon*, 47(2), 156-162.
- Preussel, K., Wessel, G., Fastner, J., Chorus, I., (2009). Response of cylindrospermopsin production and release in *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanobacteria) to varying light and temperature conditions. *Harmful Algae* 8 (5), 645–650.
- Prinsep, M. R., Caplan, F. R., Moore, R. E., Patterson, G. M. L. E., Honkanen, R., & Boynton, A. L. (1992). Microcystin-la from a blue-green alga belonging to the stigonematales. *Phytochemistry*, 31(4), 1247-1248.
- Proença, L., Tamanaha, M., & Fonseca, R. (2009). Screening the toxicity and toxin content of blooms of the cyanobacterium *Trichodesmium erythraeum* (Ehrenberg) in northeast Brasil. *Journal of Venomous Animals and Toxins including Tropical Diseases*, 15(2), 204-215.
- Puschner, B., Galey, F., Johnson, B., Dickie, C., Vondy, M., Francis, T., & Holstege, D. (1998). Blue-green algae toxicosis in cattle. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, 213(11), 1605-1607, 1571.
- Puschner, B., Hoff, B., & Tor, E. R. (2008). Diagnosis of anatoxin-a poisoning in dogs from North America. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 20(1), 89-92.
- Pybus, M. J., Hobson, D. P., & D.K., O. (1986). Mass mortality of bats due to probable blue-green algal toxicity. *J Wildl. Dis.*, 22(3), 449–450.
- Quesada, A., Moreno, E., Carrasco, D., Paniagua, T., Wormer, L., Hoyos, C. d., & Sukenik, A. (2006). Toxicity of *Aphanizomenon ovalisporum* (Cyanobacteria) in a Spanish water reservoir. *European Journal of Phycology*, 41(1), 39-45.
- Ramos, A. G., Martel, A., Codd, G. A., Soler, E., Coca, J., Redondo, A., Morrison, L. F., Metcalf, J. S., Ojeda, A., & Suárez, S. (2005). Bloom of the marine diazotrophic cyanobacterium *Trichodesmium erythraeum* in the Northwest African Upwelling. *Marine Ecology Progress Series*, 301, 303-305.
- Rangel, M., Brunetti, R. L., Garcia, A. N., Cambui, C. C. N., Conserva, G. A. A., Neves, A. C., Sant'Anna, C. L., & Carvalho, L. R. (2013). Acute effects of three *Geitlerinema* spp. (Cyanobacteria) extracts administrated in mice: symptoms and histopathological aspects. *Phytochemistry Reviews*, 12(3), 543-553
- Ransom, R. E., Nerad, T. A., & Meier, P. G. (1978). Acute toxicity of some bluegreen algae to the protozoan *Paramecium Caudatum* 1. *J. Phycol.*, 14(1), 114-116.
- Rantala-Ylinen, A., Känä, S., Wang, H., Rouhiainen, L., Wahlsten, M., Rizzi, E., Berg, K., Gugger, M., & Sivonen, K. (2011). Anatoxin-a Synthetase Gene Cluster of the Cyanobacterium *Anabaena* sp. Strain 37 and Molecular Methods To Detect Potential Producers. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(20), 7271-7278.

- Rao, S. D., Banack, S. A., Cox, P. A., & Weiss, J. H. (2006). BMAA selectively injures motor neurons via AMPA/kainate receptor activation. *Exp. Neurol.*, *201*, 244-252.
- Rapala, J., Berg, K. A., Lyra, C., Niemi, R. M., Manz, W., Suomalainen, S., Paulin, L., & Lahti, K. (2005a). Paucibacter toxinivorans gen. nov., sp. nov., a bacterium that degrades cyclic cyanobacterial hepatotoxins microcystins and nodularin. *International journal of systematic and evolutionary microbiology*, *55*(4), 1563-1568.
- Rapala, J., Erkoma, K., Kukkonen, J., Sivonen, K., & Lahti, K. (2002a). Detection of microcystins with protein phosphatase inhibition assay, high-performance liquid chromatography–UV detection and enzyme-linked immunosorbent assay: Comparison of methods. *Analytica Chimica Acta*, *466*(2), 213-231.
- Rapala, J., Lahti, K., Räsänen, L. A., Esala, A.-L., Niemelä, S. I., & Sivonen, K. (2002b). Endotoxins associated with cyanobacteria and their removal during drinking water treatment. *Water research*, *36*(10), 2627-2635.
- Rapala, J., Lahti, K., Sivonen, K., & Niemelä, S. (1994). Biodegradability and adsorption on lake sediments of cyanobacterial hepatotoxins and anatoxin-a. *Letters in applied microbiology*, *19*(6), 423-428.
- Rapala, J., Robertson, A., Negri, A. P., Berg, K. A., Tuomi, P., Lyra, C., Erkoma, K., Lahti, K., Hoppu, K., & Lepistö, L. (2005b). First report of saxitoxin in Finnish lakes and possible associated effects on human health. *Environmental Toxicology*, *20*(3), 331-340.
- Rapala, J., Sivonen, K., Luukkainen, R., & Niemelä, S. (1993). Anatoxin-a concentration in Anabaena and Aphanizomenon under different environmental conditions and comparison of growth by toxic and non-toxic Anabaena-strains — a laboratory study. *J. App. Phycol.*, *5*(6), 581-591.
- Rapala, J., Sivonen, K., Lyra, C., & Niemelä, S. I. (1997). Variation of microcystins, cyanobacterial hepatotoxins, in Anabaena spp. as a function of growth stimuli. *Applied and environmental microbiology*, *63*(6), 2206-2212.
- Rasmussen, J.P.; Giglio, S.; Monis, P.T.; Campbell, R.J.; Saint, C.P. (2008) Development and field testing of a real-time PCR assay for cylindrospermopsin-producing cyanobacteria. *J. Appl. Microbiol.* *104*, 1503–1515.
- Reshef, V., & Carmeli, S. (2006). New microviridins from a water bloom of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Tetrahedron*, *62*(31), 7361-7369.
- Richardson, L. L., Sekar, R., Myers, J. L., Gantar, M., Voss, J. D., Kaczmarzsky, L., Remily, E. R., Boyer, G. L., & Zimba, P. V. (2007). The presence of the cyanobacterial toxin microcystin in black band disease of corals. *FEMS Microbiology Letters*, *272*(2), 182-187.
- Riegman, R. (1985). Phosphate-phytoplankton interactions. *Academisch Proefschrift (Thesis) University of Amsterdam*.
- Rinehart, K. L., Harada, K.-I., Namikoshi, M., Chen, C., Harvis, C. A., Munro, M. H. G., Blunt, J. W., Mulligan, P. E., Beasley, V. R., Dahlem, A. M., & Carmichael, W. W. (1988). Nodularin, microcystin, and the configuration of Adda. *J. Amer. Chem. Soc.*, *110*, 8557-8558.

- Rinta-Kanto, J., Ouellette, A., Boyer, G., Twiss, M., Bridgeman, T., & Wilhelm, S. (2005). Quantification of toxic *Microcystis* spp. during the 2003 and 2004 blooms in western Lake Erie using quantitative real-time PCR. *Environmental science & technology*, 39(11), 4198-4205.
- Rippka, R., Deruelles, J., Waterbury, J. B., Herdman, M., & Stanier, R. Y. (1979). Generic Assignments, Strain Histories and Properties of Pure Cultures of Cyanobacteria. *Journal of General Microbiology*, 111(1), 1-61.
- Rivasseau, C., Martins, S., & Hennion, M.-C. (1998). Determination of some physicochemical parameters of microcystins (cyanobacterial toxins) and trace level analysis in environmental samples using liquid chromatography. *Journal of Chromatography A*, 799(1), 155-169.
- Rodríguez, V., Mori, B., Dörr, F. A., Dal Belo, C. A., Colepicolo, P., & Pinto, E. (2012). Effects of a cyanobacterial extract containing-anatoxin-a(s) on the cardiac rhythm of *Leurolestes circunvagans*. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 22, 775-781.
- Rohrlack, T., Christoffersen, K., Hansen, P. E., Zhang, W., Czarnecki, O., Henning, M., Fastner, J., Erhard, M., Neilan, B. A., & Kaebernick, M. (2003). Isolation, characterization, and quantitative analysis of microviridin J, a new *Microcystis* metabolite toxic to *Daphnia*. *Journal of chemical ecology*, 29(8), 1757-1770.
- Romo, S., Soria, J., Fernandez, F., Ouahid, Y., & BARÓN-SOLÁ, Á. (2012). Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*.
- Rosen, J., & Hellenas, K.-E. (2008). Determination of the neurotoxin BMAA ([small beta]-N-methylamino-l-alanine) in cycad seed and cyanobacteria by LC-MS/MS (liquid chromatography tandem mass spectrometry). *Analyst*, 133(12), 1785-1789.
- Roy-Lachapelle, A., 2016. Nouvelles stratégies pour l'analyse des cyanotoxines par spectrométrie de masse. Thèse de doctorat, Université de Montréal.
- Rücker, J., Stüken, A., Nixdorf, B., Fastner, J., Chorus, I., & Wiedner, C. (2007). Concentrations of particulate and dissolved cylindrospermopsin in 21 Aphanizomenon-dominated temperate lakes. *Toxicon*, 50(6), 800-809.
- Ryan, E. F., Hamilton, D. P., & Barnes, G. E. (2003). Recent occurrence of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Waikato lakes of New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 37(4), 829-836.
- Sabour, B., Loudiki, M., Oudra, B., Oubraim, S., Fawzi, B., Fadlaoui, S., Chlaida, M., & Vasconcelos, V. (2002a). First results on *Microcystis ichthyoblabe* Kütz.toxic bloom in the hypertrophic Oued Mellah reservoir (Morocco). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 38(01), 13-22.
- Sabour, B., Loudiki, M., Oudra, B., Vasconcelos, V., Martins, R., Oubraim, S., & Fawzi, B. (2002b). Toxicology of a *Microcystis ichthyoblabe* waterbloom from Lake Oued Mellah (Morocco). *Environmental Toxicology*, 17(1), 24-31.
- Saito, K., Konno, A., Ishii, H., Saito, H., Nishida, F., Abe, T., & Chen, C. (2000). Nodularin-Har: A New Nodularin from *Nodularia*. *Journal of Natural Products*, 64(1), 139-141.

- Sant'Anna, C. L., Azevedo, M. T. d. P., Werner, V. R., Dogo, C. R., Rios, F. R., & de Carvalho, L. R. (2008). Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. *Algological Studies*, 126(1), 251-265
- Santé Canada. (2002). Les toxines cyanobactériennes – Les microcystines-LR : Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : pièces à l'appui.
- Santé Canada. (2016). Les toxines cyanobactériennes dans l'eau potable. Document de consultation publique. Préparé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique. 214 p.
- Santos, M. C. R., Muelle, H., & Pacheco, D. M. D. (2012). Cyanobacteria and microcystins in lake Furnas (S. Miguel island-Azores). *Limnetica*, 31(1), 107-118.
- Sawyer, P. J., Gentile, J. H., & Sasner Jr., J. J. (1998). Demonstration of a toxin from *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. *Canadian Journal of Microbiology*, 14(11), 1199-1204.
- Schembri, M. A., Neilan, B. A., & Saint, C. P. (2001). Identification of genes implicated in toxin production in the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Environmental Toxicology*, 16(5), 413-421.
- Schmidt, W., Petzoldt, H., Bornmann, K., Imhof, L., & Moldaenke, C. (2009). Use of cyanopigment determination as an indicator of cyanotoxins in drinking water.
- Schock, T. B., Huncik, K., Beauchesne, K. R., Villareal, T. A., & Moeller, P. D. (2011). Identification of trichotoxin, a novel chlorinated compound associated with the bloom forming cyanobacterium, *Trichodesmium thiebautii*. *Environmental science & technology*, 45(17), 7503-7509.
- Scott, W. E. (1991). Occurrence and significance of toxic cyanobacteria in Southern Africa. *Water Sci. Technol.* , 23, 175-180.
- Seifert, M., McGregor, G., Eaglesham, G., Wickramasinghe, W., & Shaw, G. (2007). First evidence for the production of cylindrospermopsin and deoxy-cylindrospermopsin by the freshwater benthic cyanobacterium, *Lyngbya wollei* (Farlow ex Gomont) Speziale and Dyck. *Harmful Algae*, 6(1), 73-80.
- Senior, V. (1960). Algal poisoning in Saskatchewan. *Canadian journal of comparative medicine and veterinary science*, 24(1), 26.
- Shaw, G. R., Sukenik, A., Livne, A., Chiswell, R. K., Smith, M. J., & Seawright, A. A., et al. . (1999). Blooms of the cylindrospermopsin containing cyanobacterium, *Aphanizomenon ovalisporum* (Forti), in newly constructed lakes, Queensland, Australia. *Environmental Toxicology*, 14(1), 167-177.
- Shin, H. J., Murakami, M., Matsuda, H., & Yamaguchi, K. (1996). Microviridins DF, serine protease inhibitors from the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii* (NIES-204). *Tetrahedron*, 52(24), 8159-8168.
- Silva, L. M. (2005). *Ocorrência de cianobactérias no estuário e costa adjacente à Lagoa dos Patos, Rio Grande, RS: avaliação preliminar dos riscos a balneabilidade*. (master thesis), [Rio Grande do Sul (RS)]: Universidade Federal do Rio Grande, FURG; 2005. 129 p.

- Singh, S., Kate, B. N., & Banerjee, U. C. (2005). Bioactive Compounds from Cyanobacteria and Microalgae: An Overview. *Critical Reviews in Biotechnology*, 25(3), 73-95.
- Sivonen, K. (1990). Effects of light, temperature, nitrate, orthophosphate, and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. *Applied and environmental microbiology*, 56(9), 2658-2666.
- Sivonen, K., Carmichael, W. W., Namikoshi, M., Rinehart, K. L., Dahlem, A. M., & Niemelä, S. I. (1990a). Isolation and characterization of hepatotoxic microcystin homologues from the filamentous freshwater cyanobacterium *Nostoc* sp. strain 152. *App. Env. Microbiol.*, 56, 2650-2657.
- Sivonen, K., Himberg, K., Luukkainen, R., Niemelä, S. I., Poon, G. K., & Codd, G. A. (1989a). Preliminary characterization of neurotoxic blooms and strains from Finland. *Tax. Assess.*, 4, 339-352.
- Sivonen, K., & Jones, G. (1999). *Cyanobacterial toxins*. In: Chorus & Bertram, J. (eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Public Health Significance, Monitoring and Management*.
- Sivonen, K., Kononen, K., Carmichael, W. W., Dahlem, A. M., Rinehart, K. L., Kiviranta, J., & Niemelä, S. I. (1989b). Occurrence of the hepatotoxic cyanobacterium *Nodularia spumigena* in the Baltic Sea and the structure of the toxin. *App. Env. Microbiol.*, 55(1990-1995).
- Sivonen, K., Namikoshi, M., Evans, W. R., Carmichael, W. W., Sun, F., Rouhiainen, L., Luukkainen, R., & Rinehart, K. L. (1992a). Isolation and characterization of a variety of microcystins from seven strains of the cyanobacterial genus *Anabaena*. *App. Env. Microbiol.*, 58, 2495-2500.
- Sivonen, K., Namikoshi, M., Evans, W. R., Färdig, M., Carmichael, W. W., & Rinehart, K. L. (1992b). Three new microcystins, cyclic heptapeptide hepatotoxins, from *Nostoc* sp. strain 152. *Chem. Res. Toxicol.*, 5, 464-469.
- Sivonen, K., Namikoshi, M., Evans, W. R., Gromov, B. V., Carmichael, W. W., & Rinehart, K. L. (1992c). Isolation and structures of five microcystins from a Russian *Microcystis aeruginosa* strain CALU 972. *Toxicon*, 30, 1481-1485.
- Sivonen, K., Niemelä, S. I., Niemi, R. M., Lepistö, L., Luoma, T. H., & Räsänen, L. A. (1990b). Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in Finnish fresh and coastal waters. *Hydrobiologia*, 190, 267-275.
- Sivonen, K., Skulberg, O. M., Namikoshi, M., Evans, W. R., Carmichael, W. W. a., & Rinehart, K. L. (1992d). Two methyl ester derivatives of microcystins, cyclic heptapeptide hepatotoxins, isolated from *Anabaena flos-aquae* strain CYA 83. *Toxicon*, 30, 1465-1471.
- Skulberg, O. (1996). *Toxins produced by cyanophytes in Norwegian inland waters—health and environment*. In J. Låg (Ed.), *Chemical data as a basis of geomedical investigations* (pp. 197-216). Oslo: The Norwegian Academy of Science and Letters.
- Skulberg, O. M., Carmichael, W. W., Anderson, R. A., Matsunaga, S., Moore, R. E., & Skulberg, R. (1992). Investigations of a neurotoxic *Oscillatorialean* strain (cyanophyceae) and its

- toxin. Isolation and characterization of homoanatoxin-a. *Env.Toxicol. Chem.*, 11, 321-329.
- Smith, C. D., Carmeli, S., Moore, R. E., & Patterson, G. M. L. (1993). Scytophycins, Novel Microfilament-depolymerizing Agents Which Circumvent P-Glycoprotein-mediated Multidrug Resistance. *Cancer Research*, 53(6), 1343-1347.
- Smith, F. M. J., Wood, S. A., van Ginkel, R., Broady, P. A., & Gaw, S. (2011). First report of saxitoxin production by a species of the freshwater benthic cyanobacterium, *Scytonema Agardh*. *Toxicon*, 57(4), 566-573.
- Smith, J. L. (2008). *Bioavailability and Toxicity of Microcystins in the Aquatic Food Web: Estimation and Implications* (ProQuest Ed.): State University of New York College of Environmental Science and Forestry.
- Smith, L. J., Boyer, L. G., & Zimba, V. P. (2008a). A review of cyanobacterial odorous and bioactive metabolites: Impacts and management alternatives in aquaculture. *J.aquaculture*, 280, 5-20.
- Smith, M. J., Shaw, G. R., Eaglesham, G. K., Ho, L., & Brookes, J. D. (2008b). Elucidating the factors influencing the biodegradation of cylindrospermopsin in drinking water sources. *Environmental toxicology*, 23(3), 413-421.
- Smitka, T. A., Bonjouklian, R., Doolin, L., Jones, N. D., Deeter, J. B., Yoshida, W. Y., Prinsep, M. R., Moore, R. E., & Patterson, G. M. L. (1992). Ambiguine isonitriles, fungicidal hapalindole-type alkaloids from three genera of blue-green algae belonging to the Stigonemataceae. *The Journal of Organic Chemistry*, 57(3), 857-861.
- Soll, M. D., & Williams, M. C. (1985). Mortality of a White Rhinoceros (*Ceratotherium simium*) suspected to be associated with the blue-green alga *Microcystis aeruginosa*. 56(1), 49-51.
- Somdee, T., Kaewsan, T., & Somdee, A. (2013). Monitoring toxic cyanobacteria and cyanotoxins (microcystins and cylindrospermopsins) in four recreational reservoirs (Khon Kaen, Thailand). *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(11), 9521-9529.
- Song, W., Bardowell, S., & O'Shea, K. E. (2007). Mechanistic study and the influence of oxygen on the photosensitized transformations of microcystins (cyanotoxins). *Environmental science & technology*, 41(15), 5336-5341.
- Song, W., Teshiba, T., Rein, K., & O'Shea, K. E. (2005). Ultrasonically induced degradation and detoxification of microcystin-LR (cyanobacterial toxin). *Environmental science & technology*, 39(16), 6300-6305.
- SooHoo, J. B., Kiefer, D. A., Collins, D. J., & McDermid, I. S. (1986). In vivo fluorescence excitation and absorption spectra of marine phytoplankton: I. Taxonomic characteristics and responses to photoadaptation. *Journal of plankton research*, 8(1), 197-214.
- Soto-Liebe, K., Méndez, M. A., Fuenzalida, L., Krock, B., Cembella, A., & Vásquez, M. (2012). PSP toxin release from the cyanobacterium *Raphidiopsis brookii* D9 (Nostocales) can be induced by sodium and potassium ions. *Toxicon*, 60(7), 1324-1334.
- Spáčil, Z., Eriksson, J., Jonasson, S., Rasmussen, U., Ilag, L. L., & Bergman, B. (2010). Analytical protocol for identification of BMAA and DAB in biological samples. *Analyst*, 135(1), 127-132.

- Sparkman, O. D. (2000). Mass spectrometry desk reference. *Journal of the American Society for Mass Spectrometry*, 11(12), 1144.
- Spoof, L., Berg, K. A., Rapala, J., Lahti, K., Lepistö, L., & Metcalf, J. S., et al. . (2006). First observation of cylindrospermopsin in *Anabaena lapponica* isolated from the boreal environment (Finland). *Environmental Toxicology*, 21(6), 552-560.
- Srivastava, V. C. (1996). *Inhibitory metabolites production by the cyanobacterium Fischerella muscicola*. (Thesis), Massey University, New Zealand. .
- Stewart, I., Schluter, J. P., & Shaw, R. G. (2006). Cyanobacterial lipopolysaccharides and human health – a review. *Environ Health* ., 5(7), 1-23.
- Stewart, I., Seawright, A. A., & Shaw, G. R. (2008). Cyanobacterial poisoning in livestock, wild mammals and birds—an overview *Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs* (pp. 613-637): Springer.
- Stolte, W., Karlsson, C., Carlsson, P., & Granéli, E. (2002). Modeling the increase of nodularin content in Baltic Sea *Nodularia spumigena* during stationary phase in phosphorus-limited batch cultures. *FEMS microbiology ecology*, 41(3), 211-220.
- Stone, D., & Bress, W. (2007). Addressing Public Health Risks for Cyanobacteria in Recreational Freshwaters: The Oregon and Vermont Framework. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3(1), 137-143.
- Stoner, R. D., Adams, W. H., Slatkin, D. N., & Siegelman, H. W. (1989). The effects of single L-amino acid substitutions on the lethal potencies of the microcystins. *Toxicon*, 27, 825-828.
- Straskraba, M., & Tundisi, J. G. (1999). *Reservoir water quality management: ILEC/PNUMA*.
- Stratmann, K., Moore, R. E., Bonjouklian, R., Deeter, J. B., Patterson, G. M. L., Shaffer, S., Smith, C. D., & Smitka, T. A. (1994). Welwitindolinones, Unusual Alkaloids from the Blue-Green Algae *Hapalosiphon welwitschii* and *Westiella intricata*. Relationship to Fischerindoles and Hapalinodoles. *J. Amer. Chem. Soc.*, 116(22), 9935-9942.
- Suikkanen, S., Fistarol, G. O., & Granéli, E. (2004). Allelopathic effects of the Baltic cyanobacteria *Nodularia spumigena*, *Aphanizomenon flos-aquae* and *Anabaena lemmermannii* on algal monocultures. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 308(1), 85-101.
- Svirčev, Z., Simeunović, J., Subakov-Simić, G., Krstić, S., Pantelić, D., & Dulić, T. (2013). Cyanobacterial Blooms and their Toxicity in Vojvodina Lakes, Serbia. *Int. J. Environ. Res.*, 7(3), 745-758.
- Svrcek, C., & Smith, D. W. (2004). Cyanobacteria toxins and the current state of knowledge on water treatment options: a review. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 3(3), 155-185.
- Takenaka, S., & Watanabe, M. F. (1997). Microcystin LR degradation by *Pseudomonas aeruginosa* alkaline protease. *Chemosphere*, 34(4), 749-757.
- Teixeira, M., Costa, M., Carvalho, V., Pereira, M., & Hage, E. (1993). Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. *Bulletin of PAHO*, 27(3), 244-253.

- Teixeira, M. R., & Rosa, M. J. (2005). Microcystins removal by nanofiltration membranes. *Separation and purification technology*, 46(3), 192-201.
- Teneva, I., Asparuhova, D., Dzhambazov, B., Mladenov, R., & Schirmer, K. (2003). The freshwater cyanobacterium *Lyngbya aeruginosa-coerulea* produces compounds toxic to mice and to mammalian and fish cells. *Environmental Toxicology*, 18(1), 9-20.
- Teneva, I., Dzhambazov, B., Koleva, L., Mladenov, R., & Schirmer, K. (2005). Toxic potential of five freshwater *Phormidium* species (Cyanoprokaryota). *Toxicon*, 45(6), 711-725.
- Thomas, A., Saker, M. L., Norton, J. H., & Olsen, R. D. (1998). Cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* as a probable cause of death in cattle in northern Queensland. *Aust. Vet. J.*, 76, 592-594.
- Tian, D., Zheng, W., Wei, X., Sun, X., Liu, L., Chen, X., Zhang, H., Zhou, Y., Chen, H., & Zhang, H. (2013). Dissolved microcystins in surface and ground waters in regions with high cancer incidence in the Huai River Basin of China. *Chemosphere*.
- Tiwari, A., & Pandey, A. (2014). Toxic cyanobacterial blooms and molecular detection of hepatotoxin- microcystin. *Journal of Algal Biomass Utilization*, 5(3), 33-42.
- Tokuda, H., Nishino, H., Shirahashi, H., Murakami, N., Nagatsu, A., & Sakakibara, J. (1996). Inhibition of 12-O-tetradecanoylphorbol-13-acetate promoted mouse skin papilloma by digalactosyl diacylglycerols from the fresh water cyanobacterium *Phormidium tenue*. *Cancer Letters*, 104(1), 91-95.
- Tonk, L., Bosch, K., Visser, P. M., & Huisman, J. (2007). Salt tolerance of the harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Aquatic Microbial Ecology*, 46(2), 117-123.
- Törökne, A. K. (1997). *Interlaboratory trial using Thamnotox kit for detecting cyanobacterial toxins*, In: Proceedings of VIII International Conference on Harmful Algae, Vigo, Spain 114.
- Tsuji, K., Naito, S., Kondo, F., Ishikawa, N., Watanabe, M. F., Suzuki, M., & Harada, K.-i. (1994). Stability of microcystins from cyanobacteria: effect of light on decomposition and isomerization. *Environmental science & technology*, 28(1), 173-177.
- Ueno, Y., Makita, Y., Nagata, S., Tsutsumi, T., Yoshida, F., Tamura, S. I., Sekijima, M., Tashiro, F., Harada, T., & Yoshida, T. (1999). No chronic oral toxicity of a low dose of microcystin-LR, a cyanobacterial hepatotoxin, in female BALB/c mice. *Environmental toxicology*, 14(1), 45-55.
- Ueno, Y., Nagata, S., Tsutsumi, T., Hasegawa, A., Watanabe, M. F., Park, H. D., Chen, G. C., Chen, G., & Yu, S. Z. (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.
- USEPA. (2001). Technical drinking water and health contaminant specific fact sheets. Office of Water. Current drinking water standards. . <http://www.epa.gov/safewater/dwh/tioc/nitrates.html>
- USEPA. (2012). Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. EPA 822-S-12-001. Available at: <http://water.epa.gov/action/advisories/drinking/upload/dwstandards2012.pdf>.

- USEPA (2015). Guidelines and recommendations. Available at: <https://www.epa.gov/nutrient-policy-data/guidelines-and-recommendations>.
- USEPA (2016). Human Health Recreational Ambient Water Quality Criteria or Swimming Advisories for Microcystins and Cylindrospermopsin. Document No. 822-P-16-002. Washington, DC . 185 p. Available at: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-12/documents/draft-hh-rec-ambient-water-swimming-document.pdf>.
- Utkilen, H. (1992). *Cyanobacterial Toxins*. In N. Mann & N. Carr (Eds.), *Photosynthetic Prokaryotes* (Vol. 6, pp. 211-231): Springer US.
- Utkilen, H., & Gjørlme, N. (1992). Toxin production by *Microcystis aeruginosa* as a function of light in continuous cultures and its ecological significance. *Applied and environmental microbiology*, 58(4), 1321-1325.
- Vaitomaa, J.; Rantala, A.; Halinen, K.; Rouhiainen, L.; Tallberg, P.; Mokolke, L.; Sivonen, K. (2003) Quantitative real-time PCR for determination of microcystin synthetase E copy numbers for *Microcystis* and *Anabaena* in Lakes. *Appl. Environ. Microbiol.* 69, 7289–7297.
- Valeria, A. M., Ricardo, E. J., Stephan, P., & Alberto, W. D. (2006). Degradation of microcystin-RR by *Sphingomonas* sp. CBA4 isolated from San Roque reservoir (Córdoba–Argentina). *Biodegradation*, 17(5), 447-455.
- Valério, E., Chaves, S., & Tenreiro, R. (2010). Diversity and Impact of Prokaryotic Toxins on Aquatic Environments: A Review. *Toxins*, 2(10), 2359-2410.
- van Apeldoorn, M. E., van Egmond, H. P., Speijers, G. J. A., & Bakker, G. J. I. (2007). Toxins of cyanobacteria. *Molecular Nutrition & Food Research*, 51(1), 7-60.
- Van der Merwe, D., Sebbag, L., Nietfeld, J. C., Aubel, M. T., Foss, A., & Carney, E. (2012). Investigation of a *Microcystis aeruginosa* cyanobacterial freshwater harmful algal bloom associated with acute microcystin toxicosis in a dog. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 24(4), 679-687.
- Van der Westhuizen, A., & Eloff, J. (1983). Effect of Culture Age and pH of Culture Medium on the Growth and Toxicity of the Blue-green Alga *Microcystis aeruginosa*. *Zeitschrift für Pflanzenphysiologie*, 110(2), 157-163.
- Van der Westhuizen, A., & Eloff, J. (1985). Effect of temperature and light on the toxicity and growth of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* (UV-006). *Planta*, 163(1), 55-59.
- Van Dijk MA, Gregori G, Hoogveld HL, Rijkeboer M, Denis M, Malkassian A, Gons HJ. (2010) Optimizing the setup of a flow cytometric cell sorter for efficient quantitative sorting of long filamentous cyanobacteria. *Cytometry A*. 77(10):911-24.
- Van Dijk M.A., Gregori G., Hoogveld H.L., Rijkeboer M., Denis M., Malkassian A., Gons H.J. (2010) Optimizing the setup of a flow cytometric cell sorter for efficient quantitative sorting of long filamentous cyanobacteria *Cytometry Part A*, 77 (10) , pp. 911-924.
- Van Halderen, A., Harding, W., Wessels, J. C., Schneider, D., Heine, E., Van der Merwe, J., & Fourie, J. (1995). Cyanobacterial (blue-green algae) poisoning of livestock in the western Cape Province of South Africa. *Journal of the South African Veterinary Association*, 66(4), 260.

- Vareli, K., Briasoulis, E., Pilidis, G., & Sainis, I. (2009). Molecular confirmation of *Planktothrix rubescens* as the cause of intense, microcystin—Synthesizing cyanobacterial bloom in Lake Ziros, Greece. *Harmful Algae*, 8(3), 447-453.
- Vareli, K., Zarali, E., Zacharioudakis, G. S. A., Vagenas, G., Varelis, V., Pilidis, G., . . . , & Sainis, I. (2012). Microcystin producing cyanobacterial communities in Amvrakikos Gulf (Mediterranean Sea, NW Greece) and toxin accumulation in mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Harmful Algae*, 15(0), 109-118.
- Vehovszky, Á., Ács, A., Kovacs, A. W., Szabó, H., Gyori, J., & Farkas, A. (2009). *Isolated strains of Cyndrospermopsis raciborskii from Lake Balaton (Hungary) produce anatoxin-a like neurotoxins*. Paper presented at the Annual Main Meeting of the Society of Experimental Biology, (2009, 28th June - 1st July), Glasgow, U.K..
- Vehovszky, A., Kovacs, A. W., Farkas, A., Gyori, J., Szabo, H., & Vasas, G. (2013). Pharmacological studies confirm neurotoxic metabolite(s) produced by the bloom-forming *Cyndrospermopsis raciborskii* in Hungary. *Environ Toxicol*. doi: 10.1002/tox.21927
- Velzeboer, R. M. A., Baker, P. D., Rositano, J., Heresztyn, T., Codd, G. A., & Raggett, S. L. (2000). Geographical patterns of occurrence and composition of saxitoxins in the cyanobacterial genus *Anabaena* (Nostocales, Cyanophyta) in Australia. *Phycologia*, 39(5), 395-407.
- Vershinin, A. O., & Orlova, T. Y. (2008). Toxic and harmful algae in the coastal waters of Russia. *Oceanology*, 48(4), 524-537.
- Vezie, C., Briant, L., Sivonen, K., Bertru, G., Lefeuve, J.-C., & Salkinoja-Salonen, M. (1997). Occurrence of microcystin-containing cyanobacterial blooms in freshwaters of Brittany (France). *Arch. Hydrobiol.* , 139, 401-413.
- Vezie, C., Briant, L., Sivonen, K., Bertru, G., Lefeuve, J.C. and Salkinoja-Salonen, M. (1998). Variation of microcystin content of cyanobacterial blooms and isolated strains in Grand-Lieu lake (France). *Microbiol. Ecol.*, 35, 126-135.
- Vézie, C., Rapala, J., Vaitomaa, J., Seitsonen, J., & Sivonen, K. (2002). Effect of nitrogen and phosphorus on growth of toxic and nontoxic *Microcystis* strains and on intracellular microcystin concentrations. *Microbial ecology*, 43(4), 443-454.
- Viaggiu, E., Melchiorre, S., Volpi, F., Di Corcia, A., Mancini, R., Garibaldi, L., Crichigno, G., & Bruno, M. (2004). Anatoxin-a toxin in the cyanobacterium *Planktothrix rubescens* from a fishing pond in northern Italy. *Environmental toxicology*, 19(3), 191-197.
- Vieira, J. M. d. S., Azevedo, M. T. d. P., Azevedo, S. M. F. d. O., Honda, R. Y., & Corrêa, B. (2003). Microcystin production by *Radiocystis fernandoi* (Chroococcales, Cyanobacteria) isolated from a drinking water reservoir in the city of Belém, PA, Brazilian Amazonia region. *Toxicon*, 42(7), 709-713.
- Vieira, J. M. d. S., Azevedo, M. T. d. P., Azevedo, S. M. F. d. O., Honda, R. Y., & Corrêa, B. (2005). Toxic cyanobacteria and microcystin concentrations in a public water supply reservoir in the Brazilian Amazonia region. *Toxicon*, 45(7), 901-909.

- Vincent, W. F., Neale, P. J., & Richerson, P. J. (1984). PHOTOINHIBITION : ALGAL RESPONSES TO BRIGHT LIGHT DURING DIEL STRATIFICATION AND MIXING IN A TROPICAL ALPINE LAKE1. *Journal of phycology*, 20(2), 201-211.
- Volk, R. B., Girreser, U., Al-Refai, M., Laatsch, H., & Blaschek, W. (2007). Bromoanandolone – a new antimicrobial active metabolite excreted by the cyanobacterium *Anabaena constricta*. *Planta Med*, 73(09), P_097
- Walsby, A. E. (1974). The extracellular products of *Anabaena cylindrica* Lemm. I. Isolation of a macromolecular pigment-peptide complex and other components. *British Phycological Journal*, 9(4), 371-381.
- Wang, X., Chen, Y., Zuo, X., Ding, N., Zeng, H., Zou, X., & Han, X. (2013). Microcystin (-LR) induced testicular cell apoptosis via up-regulating apoptosis-related genes in vivo. *Food and Chemical Toxicology*, 60, 309-317.
- Wang, X., Parkpian, P., Fujimoto, N., Ruchirawat, K. M., DeLaune, R., & Jugsujinda, A. (2002). Environmental conditions associating microcystins production to *Microcystis aeruginosa* in a reservoir of Thailand. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 37(7), 1181-1207.
- Washington State Department of Health (WSDH). (2011). Washington State Provisional Recreational Guidance for Cylindrospermopsin and Saxitoxin. Final Report. Washington, USA: Washington State Department of Health. 44 p.
- Watanabe, M. F., Harada, K.-I., Matsuura, K., Watanabe, M., & Suzuki, M. (1989). Heptapeptide toxin production during the batch culture of two *Microcystis* species (Cyanobacteria). *Journal of applied phycology*, 1(2), 161-165.
- Watanabe, M. F., & Oishi, S. (1985). Effects of environmental factors on toxicity of a cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*) under culture conditions. *Applied and environmental microbiology*, 49(5), 1342-1344.
- Watanabe, M. F., Oishi, S., Harada, K.-I., Matsuura, K., Kawai, H., & Suzuki, M. (1988). Toxins contained in *Microcystis* species of cyanobacteria (blue-green algae). *Toxicon*, 26, 1017-1025.
- Watanabe, M. F., Tsujimura, S., Oishi, S., Niki, T., & Namikoshi, M. (2003). Isolation and identification of homoanatoxin-a from a toxic strain of the cyanobacterium *Raphidiopsis mediterranea* Skuja isolated from Lake Biwa, Japan. *Phycologia*, 42(4), 364-369.
- Watzin, M. C., Miller, E. B., Shambaugh, A. D., & Kreider, M. A. (2006). Application of the WHO alert level framework to cyanobacterial monitoring of Lake Champlain, Vermont. *Environmental toxicology*, 21(3), 278-288.
- Weckesser, J., Katz, A., Drews, G., Mayer, H., & Fromme, L. (1974). Lipopolysaccharide containing L-acofriose in the filamentous blue-green alga *Anabaena variabilis*. *J. Bacteriol.*, 120, 672-678.
- Weise, G., Drews, G., Jann, B., & Jann, K. (1970). Identification and analysis of a lipopolysaccharide in cell walls of the blue-green alga *Anacystis nidulans*. *Arch. Mikrobiol.* , 71, 89-98.

- Welker, M., Fastner, J., Erhard, M., & von Döhren, H. (2002). Applications of MALDI-TOF MS analysis in cyanotoxin research. *Environmental toxicology*, *17*(4), 367-374.
- Welker, M., & Steinberg, C. (1999). Indirect photolysis of cyanotoxins: one possible mechanism for their low persistence. *Water research*, *33*(5), 1159-1164.
- Welker, M., & Steinberg, C. (2000). Rates of humic substance photosensitized degradation of microcystin-LR in natural waters. *Environmental science & technology*, *34*(16), 3415-3419.
- Wicks, R. J., & Thiel, P. G. (1990). Environmental factors affecting the production of peptide toxins in floating scums of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in a hypertrophic African reservoir. *Environmental science & technology*, *24*(9), 1413-1418.
- Wiedner, C., Rücker, J., Fastner, J., Chorus, I., & Nixdorf, B. (2008). Seasonal dynamics of cylindrospermopsin and cyanobacteria in two German lakes. *Toxicon*, *52*(6), 677-686.
- Wiegand, C., & Pflugmacher, S. (2005). Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review. *otoxicology and Applied Pharmacology* *203*, 201-218.
- Willame, R., Jurczak, T., Iffly, J.-F., Kull, T., Meriluoto, J., & Hoffmann, L. (2005). Distribution of Hepatotoxic Cyanobacterial Blooms in Belgium and Luxembourg. *Hydrobiologia*, *551*(1), 99-117.
- Willén, E., & Ahlgren, G. (2001). *Planktothrix prolifica* a potent microcystin-producing cyanophyte. Accumulation of toxin in the aquatic food-web and in irrigated vegetables, Paper presented at the Fifth International Conference on Toxic Cyanobacteria, Noosa, Queensland.
- Willén, T., & Mattsson, R. (1997). Water-blooming and toxin-producing cyanobacteria in Swedish fresh and brackish waters, 1981–1995. *Hydrobiologia*, *353*(1-3), 181-192.
- Williams, C. D., Aubel, M. T., Chapman, A. D., & D'Aiuto, P. E. (2007). Identification of cyanobacterial toxins in Florida's freshwater systems. *Lake and Reservoir Management*, *23*(2), 144-152.
- Wilson, A. E., Sarnelle, O., Neilan, B. A., Salmon, T. P., Gehringer, M. M., & Hay, M. E. (2005). Genetic variation of the bloom-forming cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* within and among lakes: implications for harmful algal blooms. *Applied and environmental microbiology*, *71*(10), 6126-6133.
- Wood, S. A., Heath, M. W., Holland, P. T., Munday, R., McGregor, G. B., & Ryan, K. G. (2010). Identification of a benthic microcystin-producing filamentous cyanobacterium (Oscillatoriales) associated with a dog poisoning in New Zealand. *Toxicon*, *55*(4), 897-903.
- Wood, S. A., Selwood, A. I., Rueckert, A., Holland, P. T., Milne, J. R., Smith, K. F., Smits, B., Watts, L. F., & Cary, C. S. (2007). First report of homoanatoxin-a and associated dog neurotoxicosis in New Zealand. *Toxicon*, *50*(2), 292-301.
- Wood, S. A., & Stirling, D. J. (2003). First identification of the cylindrospermopsin-producing cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, *37*(4), 821-828.

- Wood, R. 2016. Acute animal and human poisonings from cyanotoxin exposure — A review of the literature. *Environment International* 91 (2016) 276–282
- Wormer, L., Cirés, S., Carrasco, D., & Quesada, A. (2008). Cylindrospermopsin is not degraded by co-occurring natural bacterial communities during a 40-day study. *Harmful Algae*, 7(2), 206-213.
- Wörmer, L., Huerta-Fontela, M. a., Cirés, S., Carrasco, D., & Quesada, A. (2010). Natural photodegradation of the cyanobacterial toxins microcystin and cylindrospermopsin. *Environmental science & technology*, 44(8), 3002-3007.
- Wu, S., Wang, S., Yang, H., Xie, P., Ni, L., & Xu, J. (2008). Field studies on the environmental factors in controlling microcystin production in the subtropical shallow lakes of the Yangtze River. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 80(4), 329-334.
- Xu, W., Chen, Q., Zhang, T., Cai, Z., Jia, X., Xie, Q., & Ren, Y. (2008). Development and application of ultra performance liquid chromatography–electrospray ionization tandem triple quadrupole mass spectrometry for determination of seven microcystins in water samples. *Analytica Chimica Acta*, 626(1), 28-36.
- Yanni, Y. G. a. C., W.W. . (1997). *Screening of cyanobacteria isolated from soil, rice fields and water resources of the Nile Delta for production of cyanotoxins*. Paper presented at the VIII International Conference on Harmful Algae, 25-29 June, 1997 Vigo, Spain, 216., Vigo, Spain.
- Yılmaz, M., Philips, E. J., Szabo, N. J., & Badylak, S. (2008). A comparative study of Florida strains of Cylindrospermopsis and Aphanizomenon for cylindrospermopsin production. *Toxicon*, 51(1), 130-139.
- Zacharia, A., & Joseph, N. M. (2014). In vitro screening of toxic bioactive fractions of cyanobacterial sp. and characterization of its metabolites through high pressure thin layer chromatography *Journal of Global Trends in Pharmaceutical Sciences*, 5(2), 1517-1521.
- Zamyadi, A., MacLeod, S. L., Fan, Y., McQuaid, N., Dorner, S., Sauvé, S., & Prévost, M. (2012a). Toxic cyanobacterial breakthrough and accumulation in a drinking water plant: A monitoring and treatment challenge. *Water research*, 46(5), 1511-1523.
- Zamyadi, A., McQuaid, N., Prévost, M., & Dorner, S. (2012b). Monitoring of potentially toxic cyanobacteria using an online multi-probe in drinking water sources. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(2), 579-588.
- Zamyadi, A., Choo, F., Newcombe, G., Stuetz, R. , Henderson, R.K. (2016). A review of monitoring technologies for real-time management of cyanobacteria: Recent advances and future direction *Trends in Analytical Chemistry* 85 83–96
- Žegura, B., Štraser, A., & Filipič, M. (2011). Genotoxicity and potential carcinogenicity of cyanobacterial toxins—a review. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 727(1), 16-41.
- Zheng, L., Xie, P., Li, Y., Yang, H., Wang, S., & Guo, N. (2004). Variation of intracellular and extracellular microcystins in a shallow, hypereutrophic subtropical Chinese lake with

dense cyanobacterial blooms. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 73(4), 698-706.

Zhou, Y., Yuan, J., Wu, J., & Han, X. (2012). The toxic effects of microcystin-LR on rat spermatogonia in vitro. *Toxicology letters*, 212(1), 48-56.