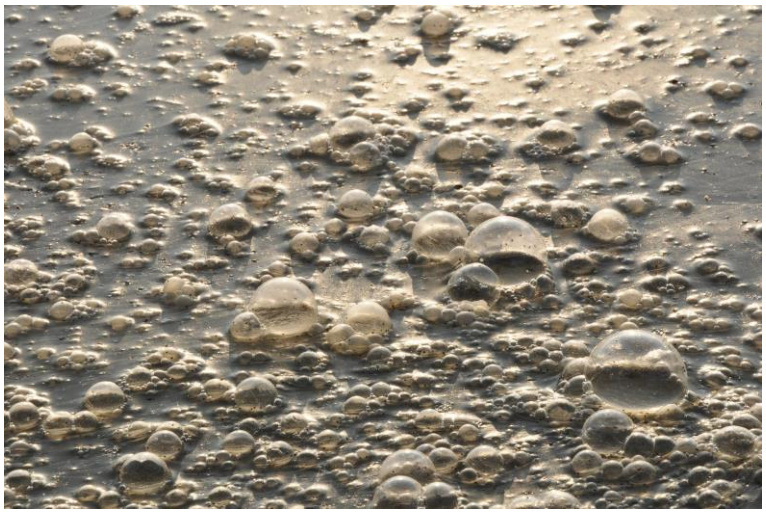

Impacts des cyanobactéries et des cyanotoxines sur les étangs d'épuration municipaux et les milieux aquatiques récepteurs :
Revue de littérature et synthèse

Présenté au

Fonds de recherche du Québec

Nature et technologies

Par

David Lévesque
Bernadette Pinel-Alloul
Christiane Hudon
Alessandra Giani

Avec la collaboration de

Brigitte Vinçon-Leite
Anas Ghadouani

Le 15 octobre 2017

Résumé

L'objectif général de cette revue de littérature est de faire une synthèse sur les effets des cyanobactéries et des cyanotoxines dans les étangs d'épuration et leurs milieux récepteurs et de définir les modes d'intervention et de gestion des étangs pour contrôler leur émergence. Pour ce faire, nous avons procédé à une recherche bibliographique ciblant les articles scientifiques récents (après 1995) ainsi que les monographies et ouvrages de référence classiques du domaine. Nous rapportons les concentrations moyennes et maximales des principales espèces de cyanobactéries et de cyanotoxines observées dans les étangs et les milieux récepteurs situés ailleurs qu'en Amérique du Nord. Ensuite, nous avons évalué les impacts des cyanobactéries et des cyanotoxines sur l'équilibre des communautés microbiennes (bactéries et phytoplancton) et les niveaux supérieurs du réseau trophique (zooplancton, benthos, poissons). Finalement, nous avons estimé les effets indirects des floraisons de cyanobactéries et des teneurs en toxines sur les différentes techniques de traitement (physiques, chimiques, biologiques) et les services écosystémiques des milieux récepteurs.

Des solutions et des mesures de gestion ont été décrites et évaluées pour établir un plan de suivi et de contingence adapté aux conditions du Québec. Suite à cette revue de littérature, nous avons établi un arbre décisionnel adapté à la gestion des étangs d'épuration facilitant le suivi et le contrôle environnemental des cyanobactéries et des cyanotoxines. Nous avons identifié les lacunes à combler et les avenues de recherche à privilégier pour améliorer la connaissance des processus d'épuration et des communautés dans les étangs d'épuration. Finalement, nous avons proposé une série de recommandations pour les gestionnaires des municipalités et des agences environnementales.

Mots-clés : Cyanobactéries, cyanotoxines, étangs d'épuration, communautés microbiennes, revue de littérature, plan de contingence, outils de gestion, Québec.

Table des matières

Résumé i
Table des matières ii
Liste des tableaux v
Liste des figures vi
1 - INTRODUCTION ET PROBLÉMATIQUE 7
1.1 - Les cyanobactéries 7
1.1.1 - Morphologie et taxonomie des cyanobactéries 7
1.1.2 - Facteurs environnementaux et caractéristiques physiologiques des cyanobactéries favorisant leur dominance 10
1.1.3 - Les problématiques associées aux cyanobactéries 11
1.2 - Les processus d'épuration des eaux usées 12
1.2.1 - Le processus de traitement général 12
1.2.2 - Les différents types d'étangs d'épuration 15
1.2.2.1 – L'étang anaérobique 16
1.2.2.2 – Les étangs partiellement oxygénés 17
L'étang facultatif 17
L'étang à rétention réduite 18
L'étang de polissage 19
1.2.2.3 - Les étangs aérés 20
1.2.3 - Les problématiques liées aux cyanobactéries des étangs aérés et facultatifs 20
2 - OBJECTIFS 21
3 – MÉTHODOLOGIE 21
4 - IMPACTS DES CYANOBACTÉRIES ET DES CYANOTOXINES SUR LES ÉTANGS D'ÉPURATION MUNICIPAUX ET LES MILIEUX AQUATIQUES RÉCEPTEURS 24
4.1 - Les quantités de cyanobactéries et de cyanotoxines dans les étangs d'épuration, leur effluent et leur milieu récepteur 24
4.1.1.1 – Dans les étangs d'épuration 27
4.1.1.2 – Dans l'effluent d'étangs d'épuration 30

4.1.1.3 – Dans le milieu récepteur 30
4.2 - Conséquences biologiques des floraisons de cyanobactéries et des cyanotoxines dans les étangs d'épuration et leurs milieux récepteurs 32
4.2.1 – Bactéries 33
4.2.2 – Protozoaires 35
4.2.3 - Phytoplancton et périphyton 37
4.2.4 – Zooplancton 38
4.2.5 – Benthos 40
4.2.6 – Ichtyofaune 42
4.3 - Effets des floraisons et des teneurs en toxines sur les services écosystémiques du milieu récepteur 46
4.3.1 - Irrigation et élevage 46
4.3.2 Activités récréatives 47
4.3.3 - Production d'eau potable 48
4.4 - Effets des floraisons et des cyanotoxines sur les techniques de traitement complémentaires à des étangs d'épuration, solutions et mesures de gestion envisageables 48
4.4.1 – Effets, solutions et traitements applicables 49
4.4.1.1 - Techniques physiques 49
4.4.1.2 - Solutions chimiques 56
4.4.1.3 - Solutions biologiques 60
4.4.2 - Mesures de gestion 71
4.4.2.1 Arbre décisionnel pour les milieux tempérés 74
4.4.3 - Plan de contingence 76
4.4.3.1 - Selon le type d'étangs 76
4.4.3.2 - Selon le type de milieux récepteurs 77
4.4.3.3- Selon les conditions climatiques actuelles et futures 77
4.4.4 - Actions à entreprendre en cas de floraisons de cyanobactéries 78
4.4.5 - Plan de communication 81
5 - CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 81
5.1 - Identification des lacunes et avenues de recherche à privilégier 81
5.2 – Recommandations 83

5.3 - Perspectives de gestion intégrée 84
Bibliographie i

Liste des tableaux

Tableau I. Caractérisation des différents types de stations d'épuration au Québec en 2013 (Modifié de Viana Moreira et Tremblay 2014). 13
Tableau II. Caractéristiques des différents types d'étang d'épuration 15
Tableau III. Liste des bases de données consultées 23
Tableau IV. Cyanobactéries et cyanotoxines communes dans les étangs d'épuration, leur effluent et le milieu récepteur. 25
Tableau V. Rôle présumé des différents acteurs biologiques dans les processus d'épuration d'un étang et effets des cyanobactéries, des cyanotoxines et des autres composés..... 44
Tableau VI. Effets présumés des floraisons et des teneurs en toxines sur les différentes techniques de traitement complémentaire aux étangs d'épuration. 66
Tableau VII. Solutions potentielles pour éliminer ou réduire les floraisons de cyanobactéries et leurs toxines dans les étangs d'épuration municipaux. 68
Tableau VIII. Seuils d'alerte des concentrations de cyanotoxines et cyanobactéries totales recommandés au Québec 80

Liste des figures

Figure 1. Quelques genres de cyanobactéries de chacun des cinq groupes décrits dans Castenholz (2001). 10
Figure 2. Schéma simplifié du fonctionnement d'un étang facultatif. 18
Figure 3. Diagramme de la succession du phytoplancton le long d'une série d'étangs d'épuration 29
Figure 4. Chaîne trophique des principaux acteurs biologiques présents dans les étangs d'épuration lors d'une efflorescence de cyanobactéries.. 32
Figure 5. **a)** Vue aérienne d'étangs d'épuration mettant en évidence les changements d'hydrologie lors de l'installation de déflecteur dans l'étang P2. **b)** Vue d'un déflecteur au niveau des berges de l'étang (Ghadouani, communication personnelle). 52
Figure 6. Identification visuelle et aperçus photographiques des trois catégories d'abondance des fleurs d'eau de cyanobactéries. 72
Figure 7. Caractéristiques des différentes catégories de fleur d'eau d'algues bleu-vert. 74
Figure 8. Arbre décisionnel pour le suivi des floraisons de cyanobactéries dans les étangs d'épurations du Québec.. 75
Figure 9. Approche holistique permettant d'intégrer tous les domaines reliés à la gestion des étangs d'épuration et au contrôle de qualité des eaux et des cyanobactéries. 85
Figure 10. Modèle conceptuel reliant les facteurs environnementaux aux outils de gestion visant la prévention des floraisons de cyanobactéries afin d'améliorer la performance des étangs d'épuration. 86

1 - INTRODUCTION ET PROBLÉMATIQUE

1.1 - Les cyanobactéries

Les cyanobactéries, communément nommées algues bleu-vert, sont des organismes procaryotes faisant partie du domaine des bactéries et capables de réaliser la photosynthèse. Elles sont apparues il y a environ 3,5 milliards d'années et ont joué un rôle prépondérant dans l'oxygénation de l'atmosphère terrestre et la production de la couche d'ozone (Schopf 2002) . Elles ont également contribué à l'apparition des plantes vasculaires puisqu'elles sont à l'origine de l'incorporation des chloroplastes dans les cellules eucaryotes (Delwiche et Palmer 1997) . Par leur contribution à la formation des stromatolithes et du travertin, elles seraient aussi à l'origine de la majorité des dépositions calcaires sur la Terre (Pentecost 1991) . Étant très polyvalentes, les cyanobactéries occupent presque tous les environnements illuminés terrestres ou aquatiques, ce qui inclut plusieurs milieux extrêmes tels que les sources thermales, les eaux hypersalines, les déserts et les régions polaires (Seckbach et Oren 2007).

1.1.1 - Morphologie et taxonomie des cyanobactéries

Les cyanobactéries présentent la plus grande diversité morphologique chez les organismes procaryotes. Leur classification taxonomique est principalement basée sur des caractères morphologiques, mais certains caractères moléculaires et écologiques sont aussi considérés (Komarek 2006). Selon la taxonomie classique, les cyanobactéries forment un taxon monophylétique qui peut être divisé en 5 groupes (ordres) (Fig. 1) comprenant environ 150 genres et approximativement 2000 espèces (Castenholz 2001). Les deux premiers groupes, comprenant les cyanobactéries unicellulaires, se différencient par leur mode de division cellulaire: les espèces du groupe I se reproduisent par fission binaire alors que celles du groupe II se divisent par fission multiple. Les groupes III, IV, et V sont constitués des cyanobactéries filamenteuses. Les cyanobactéries formant des filaments simples non ramifiés et sans cellules spécialisées forment le groupe III. Les espèces incluses dans les groupes IV et V possèdent quant à elles des cellules spécialisées (hétérocystes et akinètes) (Fig. 1) et ont le potentiel de fixer l'azote atmosphérique. Ces deux groupes sont différenciés par la présence de vraies ramifications chez les cyanobactéries du groupe V alors que les espèces du groupe IV

n’ont que des fausses ramifications (Castenholz 2001) (Fig. 1). Cette classification taxonomique surtout basée sur les caractéristiques morphologiques et écologiques est la plus simple et la plus facile à utiliser pour des biologistes et des gestionnaires en environnement. Au cours des dernières décennies, la taxonomie des cyanobactéries a cependant été révisée sur la base de leur ultrastructure et leur phylogénie en tenant compte des nouvelles approches

biomoléculaires et génomiques. La classification taxonomique des cyanobactéries n'est pas

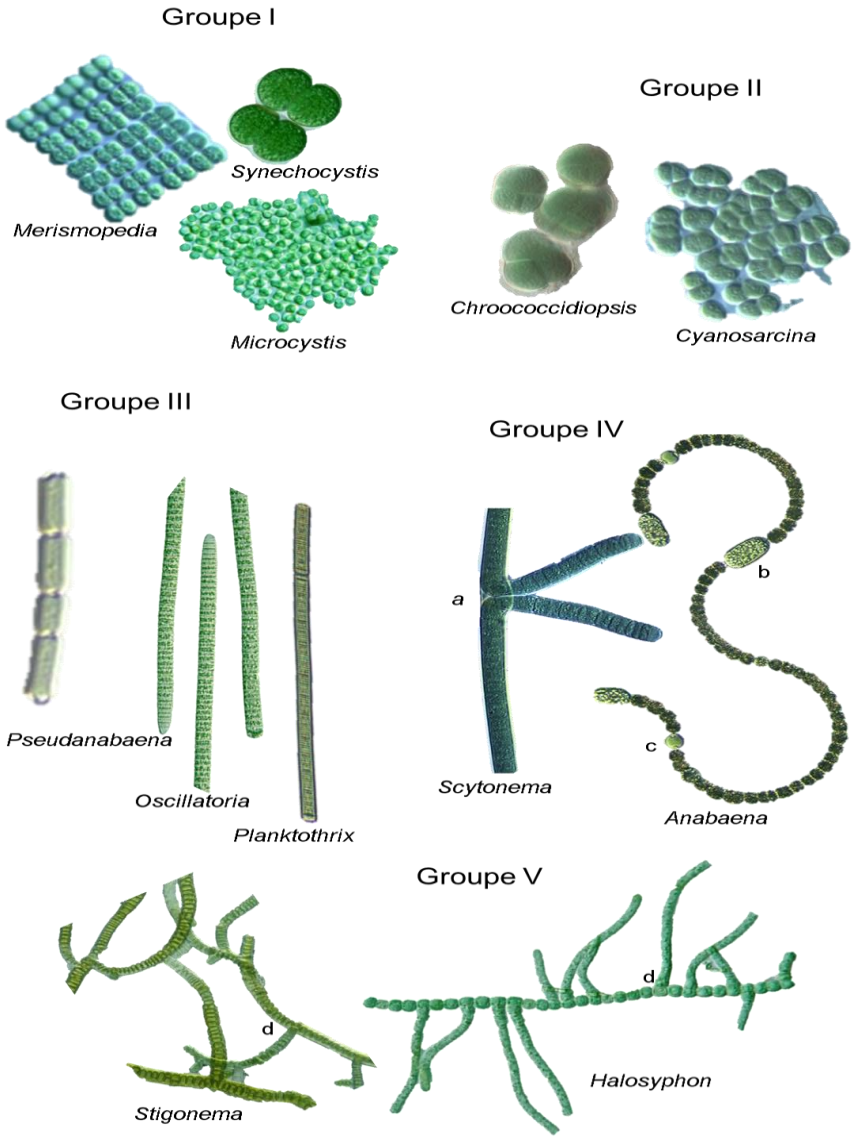

Figure 1. Quelques genres de cyanobactéries de chacun des cinq groupes décrits dans Castenholz (2001). a : fausse-ramification, b : akinète, c : hétérocyste, d : vraie-ramification

encore stabilisée et reste en évolution. Récemment, la taxonomie moderne des cyanobactéries a été présentée en détail par Komarek (2010a et 2010b), incluant les arbres phylogénétiques et la cytomorphologie des principaux genres.

1.1.2 - Facteurs environnementaux et caractéristiques physiologiques des cyanobactéries favorisant leur dominance

Les cyanobactéries produisent leur énergie via la photosynthèse et ont de grands besoins en nutriments, principalement en azote (N) et en phosphore (P). De manière générale, l'abondance des cyanobactéries tend à augmenter avec la concentration en nutriments (Heisler et al 2008). La dominance des cyanobactéries en eau douce s'accroit rapidement lorsque les concentrations en phosphore (P) total passent de 30 à 100 µg P /L (Downing et al 2001), mais l'excès d'azote (N) favorise également la dominance des cyanobactéries (Havens 2008). Cette relation positive entre les concentrations de nutriments et l'abondance des cyanobactéries a été montrée tant dans les lacs que les rivières et les eaux côtières (Paerl 1988). Plusieurs cyanobactéries sont capables de fixer l'azote atmosphérique (N_2) et de le transformer en ammoniac (NH_3) biologiquement disponible (e.g. *Aphanizomenon*, *Nostoc*, *Cylindrospermopsis*) (Gallon 1992); ceci peut les avantager dans les milieux limités par l'azote (faible ratio N : P).

Certaines espèces possédant des vésicules gazeuses peuvent aussi contrôler leur flottabilité (e.g. *Planktothrix rubescens*) afin de se maintenir à une profondeur optimale alors que d'autres sont tolérantes à la turbulence (e.g. *Limnothrix redekei*, *Planktothrix agardhii*). Le contrôle de leur flottabilité leur permettrait d'avoir accès au P et au fer (Fe) des sédiments qu'elles peuvent emmagasiner afin de faire du recyclage interne lorsque les conditions sont défavorables. Il est à noter que dans la majorité des cas, la dominance des espèces planctoniques est associée à la stabilité de la colonne d'eau dans les lacs, alors que les espèces

filamenteuses benthiques colonisent aussi les milieux plus turbulents (rivières, lacs fluviaux, réservoirs) (Paerl 2008). Les cyanobactéries sont abondantes en condition de pH élevé, de faible concentration de CO_2, et lorsque la température (> 20 °C) est élevée ce qui pourrait leur conférer un avantage sur les algues eucaryotes dans un contexte de réchauffement climatique (Pearl et Paul 2012). La majorité des cyanobactéries est favorisée par une faible concentration de CO_2 dissous parce qu'elles présentent des mécanismes d'absorption et de concentration plus efficaces que d´autres microalgues (Dokulil et Teubner 2000, Paerl et Huisman 2009) bien que des concentrations élevées de CO_2 permettent d'accroître le rythme de division cellulaire chez certaines espèces (Ramos et al 2007). Leur dominance a aussi été associée, dans certains cas, à leur faible besoin en lumière, leur grande résistance au broutage et à leur production de composés allélopathiques et de toxines (Dokulil et Teubner 2000).

1.1.3 - Les problématiques associées aux cyanobactéries

Lorsque les conditions sont favorables, la croissance excessive des cyanobactéries engendre des fleurs d'eau ou efflorescences, pouvant produire une écume ou une coloration sur la surface des plans d'eau. L'augmentation en fréquence et en sévérité des épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries à travers le monde a été associée à l'eutrophisation d'origine anthropique (Hallegraeff 1993, Heisler et al 2008). Les floraisons de cyanobactéries causent des problèmes écologiques et de santé publique, et entraînent d'importantes pertes économiques. D'abord, les floraisons de cyanobactéries augmentent la turbidité de l'eau, ce qui limite la croissance des autres producteurs primaires et se traduit par d'importants changements dans la composition en espèces des communautés aquatiques (Paerl et al 2001, Lavoie et al 2007). Elles peuvent aussi causer l'hypoxie des zones situées en profondeur lorsque leur décomposition par les bactéries hétérotrophes épuise l'oxygène dissous disponible, menant à la mort d'invertébrés et de poissons (Paerl et al 2011). Certaines cyanobactéries produisent des composés organiques volatils non toxiques (i.e géosmine et 2-méthylisobornéol) donnant à l'eau un goût et une odeur de vase (Watson 2003). Les floraisons de cyanobactéries nuisent aux activités récréatives et augmentent les coûts de traitement de l'eau potable, ce qui a engendré dans les années 2000 des coûts annuels d'au moins 2 milliards de dollars aux États-Unis seulement (Dodds et al 2009). Les floraisons de cyanobactéries sont également reconnues pour leur production de toxines (Quiblier et al 2013, Zanchett et Oliveira

2013). En effet, cent-soixante-huit espèces (46 genres) de cyanobactéries produisent des toxines, qui peuvent affecter le foie, le système nerveux ou irriter les muqueuses (De Boutray et al 2017). Les floraisons toxiques de cyanobactéries planctoniques telles qu'*Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Microcystis* et *Cylindrospermopsis* sont très étudiées en raison du risque lié à la contamination de l'eau potable (Chorus et Bartram 1999).

1.2 - Les processus d'épuration des eaux usées

Les eaux usées municipales composées des eaux domestiques et industrielles sont généralement constituées d'un mélange complexe de substances inorganiques et organiques (Von Sperling 2007). Les rejets sanitaires (déjections humaines) sont la plus grande source de contamination, mais une portion non négligeable provient des eaux grises (lavage, eau de cuisine) et du ruissellement. L'importance et le type de contamination des eaux industrielles varient selon le genre d'entreprises et les municipalités (Gray 2011). Les eaux usées sont généralement caractérisées par plusieurs propriétés physiques et chimiques reliées à leur potentiel de pollution : la demande biochimique en oxygène pour 5 jours (DBO_5), la demande biochimique en oxygène - partie carbonée (DBO_5C), les matières en suspension (MES) et l'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_3^+$).

1.2.1 - Le processus de traitement général

Le processus d'épuration vise à convertir les composés polluants des eaux usées en composés oxydés stables qui, une fois séparés de l'eau, seront sédimentés sous forme de boues à disposer ou réutiliser. Le processus d'épuration devrait ainsi produire une eau de qualité acceptable pouvant être rejetée dans le milieu naturel sans danger pour la santé humaine et les écosystèmes. L'élimination des déchets présents dans les eaux usées a lieu dans les usines d'épuration des eaux. Ces usines possèdent plusieurs unités distinctes de traitement souvent installées en séquence, conçues pour produire un effluent dont la qualité satisfait aux normes locales. Les unités composant l'usine de traitement des eaux usées sont sélectionnées en fonction de la composition et du débit des eaux usées arrivant à l'usine ainsi que des normes de qualité d'eau à atteindre.

Au Québec, selon les données de 2013, les usines de type « physico-chimique », desservant surtout des municipalités densément peuplées telles que Montréal, Laval et Longueuil, traitent près de 55% du volume des eaux usées du Québec bien qu'elles représentent moins de 2% du nombre des usines d'épuration (Viana Moreira et al 2014) (Tableau I). Les usines mécanisées de type « boues activées » traitent 11% des eaux usées du Québec et ne représentant que 6% des usines du Québec, alors qu'elles constituent le système de traitement des eaux usées le plus fréquent au niveau mondial (Tableau I) (Crites et Tchobanoglous 1998). Au Québec, les usines de traitement des eaux usées du type « étangs d'épuration » (incluant les étangs aérés, les étangs à rétention réduite et les étangs non aérés) sont les plus nombreuses avec 633 des 811 (78%) installations. Cependant, elles ne traitent que 24% des eaux usées (Viana Moreira et al 2014) (Tableau I).

Tableau I. Caractérisation des différents types de stations d'épuration au Québec en 2013 (Modifié de Viana Moreira et Tremblay 2014).

Type de stations	**Nombre**	**Débit (m^3/jour)**	**DBO_5 (kg/jour)**	**MES (kg/jour)**	**PT (kg/jour)**
Méthodes physiques et chimiques					
Dégrillage fin[1]	25	33 780	1200	684	23
Physico-chimique[1]	13	3 623 631	557 702	756 690	17 197
Stations mécanisées					
Boues activées[2]	49	747 335	113 545	101 992	2846
Disques biologiques[2]	25	10 052	958	970	26
Méthodes biologiques					
Étangs aérés avec bassin complètement mélangé[2]	1	682	3 214	492	15
Étangs aérés (facultatifs)[2]	539	1 319 830	117 820	186 456	2745*
Étangs non aérés (facultatifs)[2]	43	13 445	1 364	1623	17*
Étangs non aérés (facultatifs) avec filtre[3]	2	3 392	259	340	7
Étangs facultatifs à rétention réduite[2]	50	37 027	3 194	4 278	119
Biofiltration[2]	8	645 370	63 558	78 502	834
Divers**	58	5 056	713	826	25
Total	811	6 642 631	557 702	756 690	17 197

Note : Les données représentent les valeurs cumulées pour chacun des types de stations au Québec. [1] : traitement primaire, [2] : traitement secondaire, [3] : traitement tertiaire* Les données de phosphore étaient disponibles seulement pour 351 stations de type étangs aérés et 16 étangs non-aérés **Le type de stations « Divers » comprend le type de stations suivantes (nombre) : Biofosse MN (1), Bionest (2), Biotour (1), Fossés à infiltration rapide (1), Filtres intermittents enfouis (2), Filtre intermittent à recirculation (11), Fosse septique (9), Filtre à tourbe (10), Oxydation rapide avec polissage (1), Marais artificiel (17), Réacteur biologique avec garnissage en suspension (2), Segflo et filtre ecoflex (1)

Ces différents types d'usine participent au processus d'épuration des eaux usées qui peut être divisé en cinq étapes distinctes pouvant ne pas toutes être présentes.

1. Le traitement préliminaire (dégrillage physique et dessablage) consiste à éliminer les gros débris solides, le gravier et le sable lors du passage rapide des eaux usées dans un système de grilles afin d'éviter la sédimentation des particules organiques de plus faible taille. Les grilles doivent être nettoyées fréquemment à la main ou de façon mécanique afin d'éliminer les matières solides qui s'y accumulent.
2. Le traitement primaire vise la sédimentation des particules organiques et inorganiques qui formeront les boues usées primaires et l'écumage des matières flottantes. Cette étape du traitement peut inclure l'ajout de coagulants.
3. Le traitement secondaire (biologique) a pour objectif l'oxydation des composés organiques dissous et colloïdaux par des processus biologiques via les microorganismes afin de réduire la DBO_5 et les MES.
4. Le traitement tertiaire ou avancé concerne le polissage de l'effluent pour atteindre les normes de qualité d'eau en vigueur pour plusieurs paramètres spécifiques tels que la DBO_5, les MES, les nutriments, les molécules organiques nocives, les métaux lourds ou les bactéries et autres pathogènes. Le traitement tertiaire peut parfois être réalisé au sein de l'unité de traitement secondaire, c'est-à-dire dans le même bassin.
5. Le traitement des boues usées se fait par la séparation de l'eau excédentaire, leur stabilisation et leur disposition.

Au Québec, les usines d'épuration sont assujetties au règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées qui stipulent les normes de rejets suivantes (Article 6, MDDELCC 2014a):

1) La demande biochimique en oxygène après cinq jours, partie carbonée (DBO_5C), doivent être inférieures ou égales à 25 mg/l;

2) La concentration des matières en suspension (MES) doit être inférieure ou égale à 25 mg/l, sauf si le dépassement est causé par des algues proliférant dans des étangs d'épuration;

3) La valeur du potentiel hydrogène (pH) doit se situer entre 6,0 et 9,5.

1.2.2 - Les différents types d'étangs d'épuration

Les étangs d'épuration sont de très anciens systèmes d'épuration des eaux usées; leur utilisation remontant à plus 3000 ans (Von Sperling 2007). Ils sont encore fréquemment utilisés aujourd'hui, puisque lorsque l'espace n'est pas un facteur limitant et qu'ils sont bien conçus, les étangs d'épuration sont des systèmes efficaces, flexibles et peu coûteux tant en investissement qu'en entretien. Le niveau de traitement dépend de leur type et de leur nombre. En effet, les étangs d'épuration peuvent être utilisés seuls ou conjointement avec d'autres types d'unités de traitement. Il existe plusieurs types d'étangs d'épuration des eaux usées qui peuvent être classifiés selon le type d'oxygénation et les processus biologiques (Gray 2011, Shammas et al 2009).

Tableau II. Caractéristiques des différents types d'étang d'épuration

Type d'étangs	**Oxygénation**	**Type de traitement**	**Profondeur (m)**	**Temps de résidence (jours)**
Anaérobique	Anoxique	Primaire	2,5-5,0	5-50
Facultatif	Aéré en partie (naturel)	Secondaire	1,0-2,5	90-180
Facultatif	Aéré en partie (mécanique)	Secondaire	1,0-2,5	12-35
Polissage	Aération naturelle	Tertiaire	1,0-2,5	4-15
Rétention réduite	Aération naturelle ou mécanique	Secondaire	0,2-0,5	1-3[2]
Aéré[1]	Aéré dans toute la colonne d'eau mécaniquement	Primaire, Secondaire	3,0-3,7	3-8

Notes : [1]Au Québec, le terme « étang aéré » inclut les étangs aérés complètement mélangés et les étangs facultatifs avec un système d'aération mécanique. [2]Au Québec, les étangs à rétention réduite sont des étangs aérés dont le temps de rétention hydraulique de conception varie de 6 à 12 jours. Ils ont été construits pour traiter les eaux usées municipales lorsque les objectifs environnementaux de rejets n'étaient pas contraignants.

1.2.2.1 – L'étang anaérobique

Les étangs anaérobiques reçoivent habituellement des eaux usées fortement chargées en matières organiques (e.g. eaux usées industrielles ou agricoles); ceci contribue à une forte DBO_5 (> 500 mg/L) et permet le maintien des conditions anaérobiques. Ils sont assez profonds (2,5-5,0 m) afin de minimiser leur surface d'aération et le temps de séjour des eaux est long, variant entre 5 et 50 jours. Le processus de dégradation de la matière organique effectué par les microorganismes anaérobiques se déroule en quatre étapes :

1) L'étape de l'hydrolyse de la matière organique (protéines, lipides, glucides) souvent insoluble en composés plus simples et solubles.

2) L'étape de la fermentation acidogénique de la matière organique par des bactéries qui produisent des acides organiques, de l'alcool, de l'hydrogène et du CO_2.

3) L'étape de l'acétogénèse dans laquelle les alcools et les acides organiques sont convertis en acide acétique par d'autres bactéries.

4) L'étape de la méthanogénèse dans laquelle l'acide acétique, l'hydrogène et le CO_2 sont convertis en méthane par les bactéries méthanogènes.

Les étangs anaérobiques produisent une faible quantité de boues usées qui est très stable. Toutefois, l'effluent produit, contenant encore beaucoup de matière organique et de pathogènes, nécessitera une étape supplémentaire de traitement afin atteindre les critères de DBO_5. Au Québec, l'utilisation des bactéries méthanogènes, qui nécessitent une température minimale de 17°C pour être actives, est limitée en raison des coûts de chauffage. Un autre désavantage des étangs anaérobiques est leur production de H_2S, un gaz ayant l'odeur caractéristique des œufs pourris. L'étang anaérobique est inactif durant l'hiver et sert alors de bassin de sédimentation. Au Québec, ce type d'étang est peu présent bien qu'il soit

communément utilisé dans certaines autres provinces du Canada, notamment en Alberta (Townshend et Knoll 1987)

1.2.2.2 – Les étangs partiellement oxygénés

L'étang facultatif

Les étangs facultatifs sont le type d'étangs d'épuration le plus communément utilisé dans le monde (Fig. 2), soit pour traiter les eaux usées directement ou après un traitement primaire (sédimentation). Dans le cadre de ce rapport, nous appelons un étang facultatif, un étang d'épuration partiellement oxygéné qui traite les eaux usées brutes (traitement primaire) ou des eaux usées après sédimentation (traitement secondaire); nous considérons l'étang de polissage (traitement tertiaire) comme distinct (voir description ci-dessous). Les étangs facultatifs ont habituellement une profondeur variant entre 1,0 et 2,5 m. Le temps de résidence de l'eau des étangs facultatifs non aérés varie de 3 à 6 mois et celui de ceux aérés mécaniquement est de 12 à 35 jours (Bernier 2001, Von Sperling 2007, Spellmann et Drinan 2014). Au Québec, la majorité des étangs facultatifs sont aérés mécaniquement puisque 539 des 634 étangs de ce type possédaient cette technologie en 2013 (Tableau I). La plupart de ces étangs utilisent du sulfate ferrique pour effectuer une déphosphatation de l'eau avant son rejet et l'aluminium peut aussi être utilisé très efficacement à cet effet.

En période de stratification thermique estivale, les étangs facultatifs comportent une zone oxygénée en surface et une zone anoxique au fond, avec une zone intermédiaire, parfois appelée zone facultative, présentant un gradient décroissant de la concentration d'oxygène. La partie supérieure est oxygénée soit de manière naturelle par la photosynthèse des algues et la diffusion de l'oxygène atmosphérique, soit par aération mécanique. Dans la zone oxygénée, la grande production algale maintient un fort pourcentage de saturation de l'eau en oxygène (> 90%). Cette forte concentration en oxygène supporte la communauté de bactéries aérobiques et facultatives qui oxydent et stabilisent la matière organique de l'étang; en parallèle, elles génèrent de l'azote et du phosphore inorganique ainsi que du CO_2 que les algues peuvent utiliser. La grande activité photosynthétique dans cette zone maintient aussi de fortes concentrations de CO_2 entrainant l'augmentation du pH à des valeurs supérieures à 8, ce qui

favorise la volatilisation du NH_4^+. La zone anaérobique, dans laquelle les boues usées sédimentent, est principalement dominée par la fermentation anaérobique.

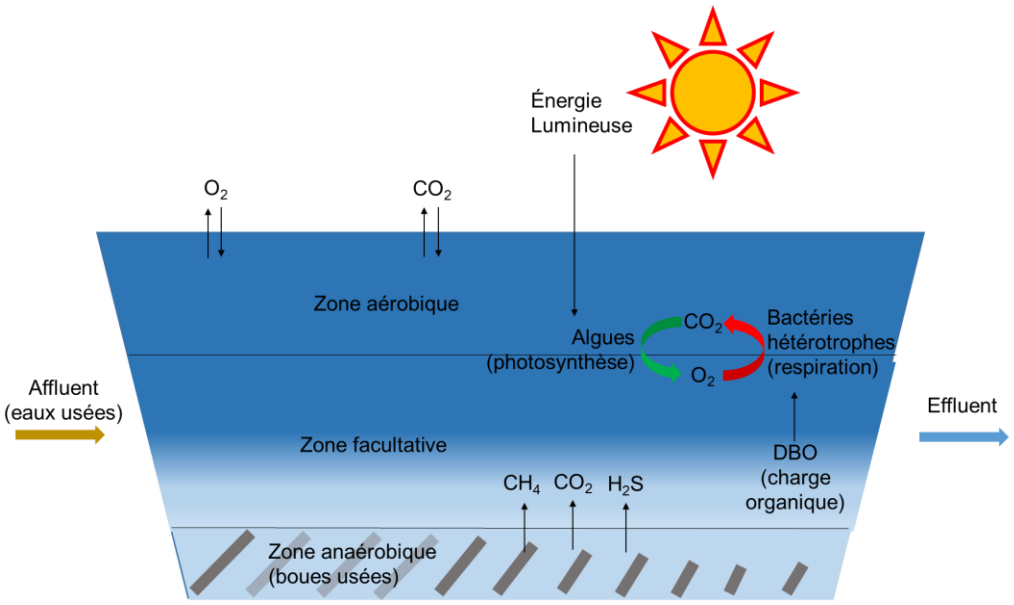

Figure 2. Schéma simplifié du fonctionnement d'un étang facultatif.

Le mélange de la colonne d'eau à l'automne, entraine une augmentation des MES, la production d'odeurs nauséabondes et une réduction de l'efficacité du traitement des eaux usées. Durant l'hiver, la couverture de glace réduit la lumière disponible pour les algues et la faible température ralentit le métabolisme des microorganismes, ce qui fait en sorte que les étangs facultatifs agissent alors comme des bassins de sédimentation.

La communauté algale est généralement dominée par une ou deux espèces d'algues et de cyanobactéries. Les genres de chlorophytes (algues vertes) les plus couramment retrouvées incluent *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Chlamydomonas*, *Ankistrodesmus* et *Pyrobotrys*. Les genres de cyanobactéries les plus couramment présentes sont *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Arthrospira*, *Merismopedia* et *Planktothrix*. Les étangs partiellement oxygénés sont aussi parfois dominés par des euglénophytes (*Euglena*, *Phacus*, *Peranema* et *Entoshiphon*) (Bitton 2010, Gerardi 2015). La composition en algues semble très difficile à prédire et elle varie en fonction du climat, de la température, du type d'étangs et de sa position dans la séquence de traitement.

L'étang à rétention réduite

Il existe deux types d'étang portant ce nom, un au Québec et un autre au niveau international. Au Québec, pour le traitement des eaux usées municipales, les étangs à rétention réduite sont des étangs aérés dont le temps de rétention hydraulique de conception varie de 6 à 12 jours. Ils ont été construits pour traiter les eaux usées municipales lorsque les objectifs environnementaux de rejets n'étaient pas contraignants. On retrouvait 50 stations de ce type en 2013 au Québec (Tableau I). Ailleurs dans le monde, le terme étang à rétention réduite désigne des étangs conçus pour maximiser la production de biomasse algale, la récolter et l'utiliser à d'autres fins. Ces étangs ne sont donc pas optimisés pour le traitement des eaux usées. Ils sont habituellement peu profonds (20-50 cm) et ont un temps de résidence de l'eau très court (1-3 jours). Ces étangs à rétention réduite sont habituellement oxygénés de façon mécanique sur toute la colonne d'eau durant une partie de la journée, généralement la nuit afin d'éviter le développement de processus anaérobiques.

L'étang de polissage

Les étangs de polissage constituent un traitement tertiaire conçu pour maximiser le traitement des eaux usées. Ce type d'étangs est utilisé pour réduire les pathogènes, le nitrate, l'ammoniac, le phosphate et les MES. Ils sont utilisés en série afin d'atteindre les normes de traitement requises. Ils font suite à un traitement secondaire qui est souvent réalisé dans un étang facultatif. Leur conception est similaire aux étangs facultatifs et ils ont donc une profondeur entre 1,0 et 2,5 m. Leur temps de résidence de l'eau varie habituellement entre 4 et 15 jours. Faisant suite à un traitement secondaire, ils reçoivent une faible charge organique générant une faible DBO_5, ce qui leur permet de rester aérobiques sur toute la colonne d'eau grâce à la seule photosynthèse algale.

Les pathogènes sont éliminés par les radiations ultra-violettes du rayonnement solaire, la sédimentation, la prédation et/ou le pH élevé (> 9) (Gray 2011, Bitton 2010). L'azote est quant à lui surtout éliminé par la volatilisation de l'ammoniac et la sédimentation de la matière organique bien qu'une portion soit dénitrifiée à l'interface eau-boues usées. Le phosphate est assimilé par les algues. Les algues constituent la majeure partie des MES de l'effluent; pour cette raison, une étape de polissage supplémentaire est souvent nécessaire avant le rejet dans le milieu récepteur. Parmi les techniques utilisées pour ce polissage, notons la filtration sur

membranes, la biofiltration, la coagulation-sédimentation, la flottation à air dissous et le charbon activé (Von Sperling 2007) (voir sections 4.3 et 4.5).

1.2.2.3 - Les étangs aérés

Les étangs aérés sont utilisés comme traitement secondaire pour les eaux usées municipales ou industrielles. Dans ce type d'étangs assez profonds (3,0 - 3,7 m), la colonne d'eau est complètement aérée et mélangée par un dispositif mécanique. Cette aération a pour buts de 1) maintenir la biomasse microbienne en suspension, 2) de conserver les processus aérobiques et 3) de favoriser le contact entre les bactéries et la matière organique augmentant ainsi la biodégradation. Le temps de résidence de l'eau dans les étangs aérés varie généralement entre 3 et 8 jours. Ces étangs sont efficaces en climat froid même lorsqu'une couverture de glace est présente, si le système d'aération est adéquat (par exemple grâce à la présence d'aérateurs de fond de l'étang) (Bernier 2011, Von Sperling 2007, Spellmann et Drinan 2014). Au Québec, ce type d'étang est plutôt rare avec 1 seul répertorié en 2013 (Tableau I).

1.2.3 - Les problématiques liées aux cyanobactéries des étangs aérés et facultatifs

Les étangs aérés et facultatifs sont des milieux propices au développement des cyanobactéries en raison des fortes concentrations en phosphore et en azote inorganiques, de leur grande stabilité hydrodynamique, leur forte luminosité et leur faible profondeur. En effet, les communautés de phytoplancton de ces milieux sont souvent dominées à plus de 90 % par les cyanobactéries (Martins et al 2011). Le rejet des cyanobactéries et de leurs toxines dans le milieu récepteur peut dans certains cas poser un risque pour la santé des populations humaines (eau potable, baignade), les activités agricoles (irrigation, bétail) et les écosystèmes (voir section 4.4). Les cyanobactéries et leurs métabolites pourraient également influencer la communauté biologique responsable du traitement des eaux usées dans les étangs ainsi que les processus chimiques et physiques ayant cours dans les usines d'épuration des eaux usées. Dans ce contexte, il s'impose de faire l'état des connaissances scientifiques sur l'impact des

cyanobactéries et des cyanotoxines sur les étangs d'épuration municipaux et les milieux aquatiques récepteurs afin de développer des méthodes de gestion adaptées.

2 - OBJECTIFS

L'objectif général de cette revue de littérature est de documenter les effets des cyanobactéries et des cyanotoxines dans les étangs d'épuration et leurs milieux récepteurs et de définir les modes d'intervention et de gestion des étangs pour contrôler leur émergence. Pour atteindre ce but, nous avons défini les objectifs spécifiques suivants :

1. Déterminer les concentrations moyennes et maximales de cyanobactéries et de cyanotoxines dans les étangs d'épuration et leurs effluents.
2. Identifier les impacts des cyanobactéries et des cyanotoxines sur l'équilibre des communautés planctoniques et conséquemment sur l'efficacité épuratoire des étangs.
3. Évaluer l'impact des cyanobactéries sur l'efficacité des étapes de traitement subséquentes telles que la filtration et la désinfection aux ultra-violets.
4. Identifier les effets (écologiques, esthétiques et de santé publique) des cyanobactéries et des cyanotoxines des effluents traités sur les milieux aquatiques récepteurs et leurs usages.
5. Déterminer l'impact de l'aération sur les populations de cyanobactéries et sur la persistance des cyanotoxines dans les étangs d'épuration.
6. Documenter les solutions, incluant les façons d'opérer les installations de traitement, pour prévenir, réduire ou éliminer les proliférations de cyanobactéries et les concentrations de cyanotoxines dans les étangs, avant le rejet de l'effluent dans le milieu récepteur.

3 – MÉTHODOLOGIE

Afin de trouver les documents bibliographiques pertinents dans les différentes bases de données informatisées (Tableau III), nous avons utilisé une série de mots clefs. Une combinaison de base de mots clefs a été utilisée pour identifier les documents traitant des floraisons (BLOOMS (or) PROLIF-) de cyanobactéries (BLUEGREEN ALGAE, CYANO-) et de leurs toxines (-TOXIN-) dans les étangs d'épuration (WASTEWATER, LAGOON-,

SEWAGE, PONDS (with) AERAT-) et les milieux récepteurs (FRESH-WATER BOD- (or) LAKE- (or) RIVER- (or) RESERVOIR-, EFFLUENT). Les documents identifiés ont ensuite été sélectionnés selon les éléments pertinents inclus dans leur titre, résumé et table des matières.

Par la suite, si certains des objectifs spécifiques de la revue de littérature n'étaient pas adéquatement documentés, nous avons procédé à des recherches supplémentaires en élargissant le domaine d'interrogation en utilisant des mots-clefs additionnels directement en lien avec chaque objectif. De plus, diverses combinaisons des mots-clefs additionnels suivants ont été utilisées pour répondre à chacun des objectifs visés par la revue de littérature :

1) Évaluation des quantités de cyanobactéries et de cyanotoxines. DENSIT- (or) CONCENTR- (with) GUIDE- (or) STANDARD- (or) NORM-
2) Identification des conséquences biologiques dans les étangs- (with) MICROCYST- (or) MICROB- (or) PHYTO- (or) PROTO- (or) -PLANKT- (or) ZOO- (or) COMMUNIT-
3) Identification des effets sur les processus d'épuration- (with) EPURAT- (or) DISINFECT- (or) FILTR- (or) OZON (or) UV
4) Identification des effets dans le milieu récepteur- (with) IMPACT-, (or) HUMAN- (or) EFFECT (or) TROPH- (or) FOOD (or) DRINK- (or) CATTL-
5) Identification des mesures de gestion et de mitigation- (with) MITIG- (or) MANAG- , (or) DISCH- (or), REMOV- (or), TREAT- (or),

Tableau III. Liste des bases de données consultées

Base de données	Type de documents	Portée
Web of Science (ISI)World	Articles scientifiques	Internationale
PubMed	Articles scientifiques	Internationale
Wiley online library	Articles scientifiques, monographies	Internationale
SciELO	Articles scientifiques, monographies, Thèses	Amérique du Sud
IRIS – OMS	Rapports, monographies	Internationale
MyiLibrary	Monographies	Internationale
Oxford Handbooks Online	Monographies	Internationale
Publications du Québec (site internet)	Rapport	Québec
Publications du gouvernement du Canada	Rapports	Canada
Canadian Research Index (ProQuest)	Articles scientifiques, rapports	Canada
Thèses.fr	Thèses	France
Australasian Digital Theses Program	Thèses	Australie
DART Europe E-theses Portal	Thèses	Europe
Dissertations & Theses Global (ProQuest)	Thèses	Internationale
Index to theses	Thèses	Royaume-Uni

Afin de limiter la revue de littérature aux informations pertinentes et récentes, nous avons porté une attention particulière aux articles et documents postérieurs à 1995, à l'exception des monographies et ouvrages de référence classiques toujours en usage maintenant.

Les documents sélectionnés ont été consignés dans une bibliographie électronique à l'aide du logiciel Endnote X7. Les documents y ont été classés selon leur appartenance à

diverses catégories relatives aux objectifs de l'étude afin de permettre aux gestionnaires de consulter les documents originaux au besoin.

4 - IMPACTS DES CYANOBACTÉRIES ET DES CYANOTOXINES SUR LES ÉTANGS D'ÉPURATION MUNICIPAUX ET LES MILIEUX AQUATIQUES RÉCEPTEURS

4.1 - Les quantités de cyanobactéries et de cyanotoxines dans les étangs d'épuration, leur effluent et leur milieu récepteur

Dans cette section, nous avons fait une revue mondiale des études qui ont estimé les concentrations de cyanobactéries et de cyanotoxines dans les étangs et leurs effluents (Tableau IV). Seize études ont documenté les concentrations de cyanobactéries et/ou de cyanotoxines dans les étangs d'épuration à travers le monde, ailleurs qu'en Amérique du Nord. La vaste majorité de ces études a été réalisée sur des étangs de polissage ou facultatifs sans aération mécanique et aucune n'a été effectuée dans des étangs facultatifs aérés mécaniquement, le type d'étang le plus commun au Québec. De plus, la plupart de ces études proviennent de régions à climat tropical ou subtropical. Seules cinq études spécifient les concentrations de cyanobactéries et/ou de cyanotoxines dans les effluents et le dernier étang de polissage (Tableau IV). L'information sur les concentrations de cyanobactéries et de cyanotoxines dans les milieux récepteurs est très limitée (2 études : Masseret et al 2000, Coelho et al 2015). Il y a cependant quelques études documentant les concentrations de cyanobactéries dans des milieux recevant directement des eaux industrielles polluées (Miranda et al 2015) ou décrivant les changements de composition en espèces suite à l'interruption du rejet d'eaux usées municipales (Villena et Romo 2003).

Tableau IV. Cyanobactéries et cyanotoxines communes dans les étangs d'épuration, leur effluent et le milieu récepteur.

Cyanos (min-max) (cell x 1000/ml)	Cyanos (autres mesures)[a]	Microcystines (µg /L)	Pays	Durée (nbr mois)	Types d'étangs	Eaux usées	Taxons dominants	Références
	Étangs d'épuration							
133			Brésil	4	ÉP	M	***Oscillatoria*, *Chroococcus turgidus***	Pastich et al 2016
1-153	24-40%		Tunisie	15	ÉP	M	***Oscillatoria prolifica***	Ouali et al 2015
	0-36%		Brésil	1	PR de 5 L, ÉP	M, I	***Pseudanabaena***	Marchello et al 2015
	0,55-547,98 mg/L		Corée du Sud	12	ÉRR	M	***Microcystis***, cyano filamenteuses non-identifiées, ***Oscillatoria***	Cho et al 2015
	0,3-1,3%		Équateur	1	ÉF	M	***Oscillatoria,*** *Merismopedia*	Pham et al 2014
	0,25-45 mg/L Chl-a cyano	0,5-102[b] 0,2 (dissous)	Australie	1	ÉP	M	***Microcystis*, *Planktothrix***	Barrington et al 2013a
0-15			Espagne	22	ÉF, ÉP	M	***Oscillatoria*, *Microcystis***	Amengual-Morro et al 2012
			Bangladesh	10	ÉP	M	***Arthrospira platensis*, *Microcystis*, *Merismopedia***	Gani et al 2011
41-314			Inde	12	ÉF	I	***Merismopedia tenuissima, Spirulina***	Veeresh et al 2010
		0,6[d]	Portugal	12	BS	M	***Phormidium autumnale*, *Planktothrix mougeotii***	Martins et al 2010
	0-130 mg/L	0-1,6[c]	Kenya	6	ÉP	M	***Microcystis aeruginosa*, *Arthrospira fusiformis***	Kotut et al 2010

Cyanos (min-max) (cell x 1000/ml)	Cyanos (autres mesures)	Microcystines (µg /L)	Pays	Durée (nbr mois)	Types d'étangs	Eaux usées	Taxons dominants	Références
210-926				12	ÉF	M	***Merismopedia tenuissima***, *Gloeocapsa turgida*, *Aphanocapsa pulchra*, ***Microcystis aeruginosa***	Shantala et al 2009
3947-5130	92-96%	3.7[d]		3	ÉF	M	***Synechocystis***	Furtado et al 2009
ÉF : 9, ÉP :2661	ÉF : 6%, ÉP : 66%	Max : 56[d]	Portugal	7	A, ÉF, ÉP	M	***Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix mougeotii***	Vasconcelos et Pereira 2001
		843 ug /g[d] de cyano sec	Maroc	Non défini	Non défini	M	***Pseudanabaena galeata*, *Synechocystis***	Oudra et al 2002

	< 0,5%		Espagne	Non défini	ÉF	M	***Oscillatoria***	Arauzo et al 2000
	Effluents							
3510-6920	92-96%	3,7[d]	Brésil	3	ÉF	M	***Synechocystis***	Furtado et al 2009
17-165			Tunisie	15	ÉP	M	***Oscillatoria prolifica***	Ouali et al 2015
118			Brésil	4	ÉP	M	***Oscillatoria***	Pastich et al 2016
	0,3-0,4%		Équateur	1	ÉP	M	***Oscillatoria, Merismopedia***	Pham et al 2014
ÉP :2661	ÉP : 66%	3,4[d]	Portugal	7	A, ÉF, ÉP	M	***Microcystis aeruginosa***, ***Planktothrix mougeotii***	Vasconcelos et Pereira 2001
	Milieux récepteurs							
20-72	25-90%		Portugal	12	Lagune semi-fermée		***Microcystis aeruginosa***, ***Planktothrix* sp**, ***Dolichospermum spiroides***	Coelho et al 2015
	41%		Inde	12	Étang	I	***Oscillatoria princeps***, *Chroococcus multicoloratus*	Miranda et al 2015
100-1100			Espagne	36	Lac	M, I	***Planktolyngbya limnetica***, ***Planktothrix agardhii***	Villena et Romo 2003
	0-10% 11,1±14,1 µg/L		France	12	Ruisseau		*Synechocystis minuscula*, ***Anabaena* sp**.	Masseret et al 2000

Note : A = Étang anaérobique, ÉP = étang de polissage, PR = photobioréacteur, ÉRR = étang à rétention réduite, ÉF = étang facultatif, BS = basin de sédimentation, M = municipale, I = industrielle. Les taxons de cyanobactéries indiqués en gras ont le potentiel de produire des toxines (Les lipopolysaccharides sont exclus puisqu'ils sont produits par la majorité des cyanobactéries). [a] Les valeurs en % représente la proportion de cyanobactérie dans la communauté algale basé sur la densité, sauf pour Pham et al 2014 et qui est basé sur le biovolume; les concentrations sont toutes des mesures de biomasses, [b] Chromatographie liquide haute performance combiné à la détection par réseau de photodiodes (HPLC-PDA) suivi de chromatographie liquide combiné à la spectrométrie de masse (LC-MS), [c] HPLC-PDA suivi de désorption-ionisation laser assistée par matrice et de spectrométrie de masse à temps de vol (MALDI-TOF), [d] Enzyme linked immunosorbent assay (ELISA).

4.1.1.1 – Dans les étangs d'épuration

Les cyanobactéries les plus souvent rapportées dans les étangs d'épuration sont *Microcystis* (forme unicellulaire du groupe I), *Oscillatoria* ainsi que *Planktothrix* qui forment des filaments sans cellules spécialisées (groupe III) et *Merismopedia* (groupe I) (Fig.1, Tableau IV). Ces quatre genres ont le potentiel de produire des toxines. En effet, l'entièreté des 16 études décrivant la composition des cyanobactéries de différents types d'étangs d'épuration (Tableau IV) et des 8 études réalisées dans les étangs de polissage rapportent la présence de cyanobactéries potentiellement toxiques

Lorsqu'elles sont présentes, les concentrations de cyanobactéries, varient entre 1 000 et 5 130 000 cellules/ml. Les études en milieu tropical (Tableau IV) rapportent une variation saisonnière dans la succession et les concentrations des espèces; toutefois, ces facteurs saisonniers ne seront pas discutés car ils ne correspondent pas au contexte climatique du Québec. Sous un climat tempéré typique du Québec, la succession des espèces de phytoplancton dans les étangs d'épuration devrait plutôt être semblable à celle d'un étang ou d'un petit lac eutrophe avec une dominance des chrysophytes au printemps, suivi des chlorophytes au début de l'été et des cyanobactéries lorsque la température est plus élevée vers le milieu et la fin de l'été (Sommer et al 1986, 2012). Notons cependant que ces modèles de succession saisonnière du phytoplancton correspondent davantage aux scénarios observés dans les lacs plus profonds ayant une stratification thermique durant l'été, ce qui n'est pas courant dans les étangs d'épuration peu profonds.

Les différentes études indiquent des variations dans l'abondance et la composition des espèces de phytoplancton selon le type et la position des étangs (Tableau IV). De façon générale, la diversité algale augmente le long d'une série d'étangs d'épuration alors que la charge organique (DBO_5) diminue et la concentration en oxygène dissous augmente (Mara et Pearson 1986, Pham et al 2014). Les algues motiles et mixotrophes telles que les flagellés (e.g *Chlamydomonas* et *Euglena*), se développent au début de la série, dans les étangs qui sont fortement chargés en matière organique alors que les algues non-motiles et autotrophes (chlorophytes et cyanobactéries) sont plutôt abondantes dans les étangs en fin de série ayant des teneurs en matière organique modérément faibles (Llorens et al 1993, Amengual-Morro et

al 2012). Ainsi, dans une série d'étangs facultatifs et de polissage en Espagne, les euglénophytes et les chlorophytes se développaient en conditions de haut débit (60 m^3/ jour) de charge organique tandis que les efflorescences de cyanobactéries se produisaient en conditions de faible débit (20 m^3/ jour) (Amengual-Morro et al 2012). Dans une série de 10 étangs de polissage en Inde, la concentration de chlorophylle était la plus élevée dans l'étang terminal, mais les cyanobactéries étaient le groupe dominant dans tous les étangs (Gani et al 2011). Toujours en Inde, quatre étangs facultatifs en série présentaient la dominance suivante : des chlorophytes flagellés, *Euglena* et *Pandorina* dans le premier et le second étang, et des cyanobactéries, *Spirulina* et *Oscillatoria*, dans le troisième et le quatrième étangs (Nandini 1999). Une distribution analogue (flagellés, chlorophytes, cyanobactéries) au cours du processus d'épuration dans une série de six étangs d'épuration a aussi été rapportée en Slovaquie (Illyova et Stefkova 1995). Par contre, au Brésil, les cyanobactéries étaient en très faible abondance (< 1%) dans une série d'étangs à rétention réduite et d'étangs de polissage colonisés par la jacinthe d'eau, utilisés pour le traitement du lisier de porc (Barthel et al 2008).

La figure 3 schématise la succession du phytoplancton généralement observée dans une série d'étangs d'épuration. Les flagellés mixotrophes sont les premiers à dominer la communauté, suivis des chlorophytes et enfin, des cyanobactéries. De manière générale, les étangs facultatifs situés au début de la série sont légèrement moins affectés par les cyanobactéries que les étangs de polissage en fin de série. La succession des groupes d'algues est associée à une diminution de la DBO_5, de la matière organique et du CO_2. Inversement, la biomasse algale, l'azote et le phosphore inorganique augmentent le long d'une série d'étang d'épuration. Ce schéma est évidemment simplifié et les patrons de succession du phytoplancton et de dominance des cyanobactéries sont très variables selon la configuration des étangs et les conditions environnementales.

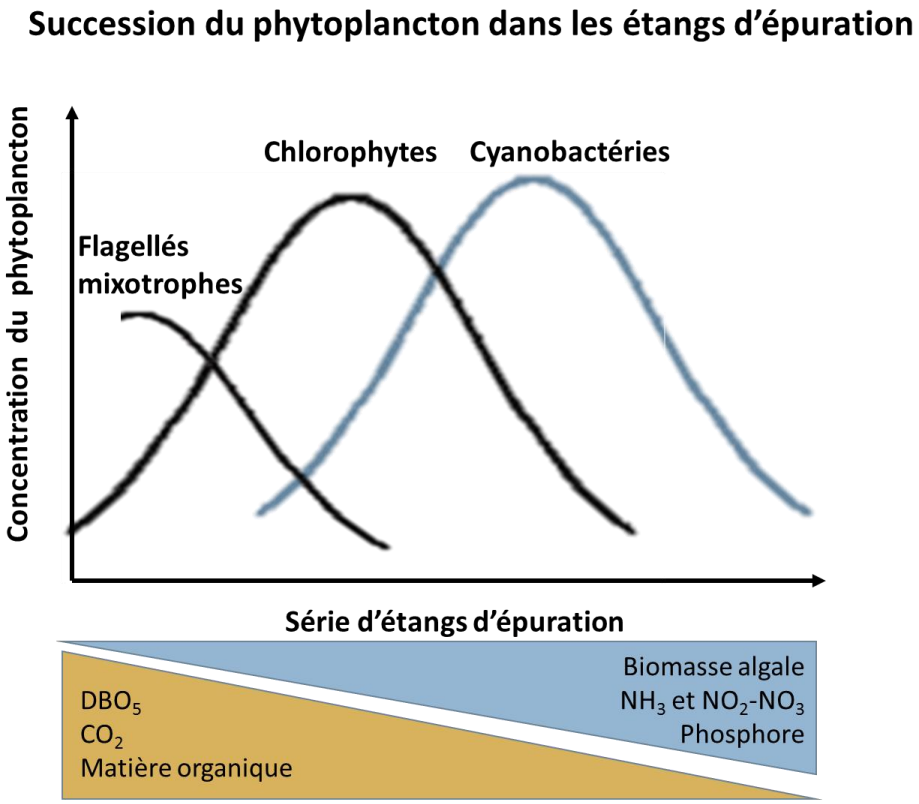

Figure 3. Diagramme de la succession du phytoplancton le long d'une série d'étangs d'épuration.

Parmi les 16 études réalisées dans les étangs d'épuration (Tableau IV), 7 études ont évalué la concentration des toxines, parmi lesquelles 4 études ont rapporté des concentrations de toxines supérieures à la norme québécoise de 1,5 µg/L microcystine-LR équivalente dans l'eau potable (Québec 2017). Cependant, il faut noter que les concentrations de toxines retrouvées dans l'eau des étangs d'épuration étaient probablement inférieures à cette norme dans la majorité des cas. Le maximum de biomasse des cyanobactéries ne concorde habituellement pas avec la concentration maximale de cyanotoxines (Kotut et al 2010), ce qui suggère une période de latence entre l'apparition des efflorescences de cyanobactéries et la production de toxines. Au Portugal, on a rapporté des concentrations de microcystine variant de 2,3 à 56 µg /L dans un étang de polissage et de 1,7 à 4,6 µg /L dans son effluent lors d'une dominance de *Microcystis aeruginosa* (Vasconcelos et Pereira 2001). Au Maroc, des concentrations élevées de 57 et 843 µg /L de microcystine ont été décelées dans des fleurs d'eau à *Pseudanabaena galeata* et *Synechocystis* sp. dans un système d'étangs d'épuration

(Oudra et al 2002). Dans certains systèmes avec un historique de floraisons de cyanobactéries contenant des espèces potentiellement toxiques, les taux de biodégradation des cyanotoxines sont parfois très rapides (Hudnell 2008). Au Brésil, des concentrations de 3,7 µg/L de microcystine ont été mesurées par ELISA dans l'affluent (eaux usées) et l'effluent (eaux traitées), mais pas directement dans l'étang facultatif (Furtado et al 2009).

4.1.1.2 – Dans l'effluent d'étangs d'épuration

La cyanobactérie la plus souvent retrouvée dans l'effluent des étangs d'épuration est *Oscillatoria* qui forme des filaments sans cellules spécialisées (groupe III) (Fig. 1, Tableau IV). Elle a le potentiel de produire des toxines. En effet, les 5 études décrivant la composition des cyanobactéries dans un effluent d'étangs d'épuration (Tableau IV) rapportaient la présence d'au moins une espèce potentiellement toxique à titre de taxon dominant. Les concentrations de cyanobactéries dans les effluents variaient entre 17 000 et 6 920 000 cellules/ml ce qui est du même ordre de grandeur que les concentrations observées dans les étangs de polissage.

Parmi ces 5 études, deux ont rapporté des concentrations des toxines à l'effluent, principalement de microcystine, à des niveaux de 3,4 et 3,7 µg/L ce qui est supérieur à la norme québécoise de 1,5 µg MC-LR eq/L dans l'eau potable (Québec 2017). Aucune étude ne rapporte les concentrations de toxines dissoutes, mais elles sont vraisemblablement sous le seuil recommandé.

4.1.1.3 – Dans le milieu récepteur

Les données sur les concentrations de cyanobactéries et de cyanotoxines dans les milieux naturels récepteurs d'un effluent d'étang d'épuration sont plutôt rares. Les 4 études décrivant la composition des cyanobactéries dans les milieux récepteurs (Tableau IV) rapportent la présence d'espèces potentiellement toxiques. Parmi les cyanobactéries retrouvées dans le milieu récepteur, nous retrouvons *Anabaena* qui forme des filaments enroulés avec cellules spécialisées (groupe IV) et *Planktothrix* qui forme des filaments droits sans cellules spécialisées (groupe III) (Fig. 1, Tableau IV). Ces deux genres ainsi que la majorité des autres taxons retrouvés à l'effluent ont le potentiel de produire des toxines. Les concentrations de cyanobactéries, lorsqu'elles sont présentes, varient entre 20 000 et 1 100 000 cellules/ml ce

qui est du même ordre de grandeur que les concentrations notées dans les étangs de polissage et leurs effluents.

En France, le rejet dans un ruisseau de l'effluent d'une station composée de 3 étangs d'épuration en série (Masseret 2001) augmentait la biomasse des cyanobactéries directement en aval de la station d'épuration (~ 3 fois plus qu'en amont de la station), mais la biomasse retournait aux valeurs initiales observées en amont dès1 km en aval de la station. Le passage d'un plan d'eau calme supportant des cyanobactéries planctoniques à un cours d'eau, résulte habituellement en une diminution de leur abondance. En effet, les lacs et les réservoirs de tête de la rivière Yamaska sont sujets à de nombreuses floraisons de cyanobactéries, mais la communauté naturelle retrouvée en aval (50 km) dans la rivière est plutôt dominée par les diatomées centrales (Remmal et al 2017). Au Portugal, une lagune côtière semi-fermée recevant l'effluent d'une station d'épuration avec traitement secondaire était dominée par des cyanobactéries potentiellement toxiques en été lors des périodes de surcharge reliées au fort achalandage touristique (Coelho et al 2015). Par contre, en zone estuarienne, le déversement d'eaux usées ne se traduit pas nécessairement par le développement des cyanobactéries, mais induit plutôt la prolifération des chlorophytes macroscopiques (Lawrie et al 2010, Lapointe et al 2011, Lapointe et al 2015). Des signes d'eutrophisation, incluant la prolifération des algues vertes filamenteuses, ont aussi été rapportés dans une baie semi-fermée de la Mer Noire qui reçoit les eaux usées non-traitées de la municipalité de Sozopol (Holmer et 2016). Dans un lac peu profond en Espagne, on a noté une réduction de 15% de la biomasse de cyanobactéries lors de l'interruption du déversement d'eaux usées des municipalités environnantes (Villena et Romo 2003). Les concentrations de cyanotoxines n'ont toutefois pas été mesurées dans ces milieux récepteurs.

En résumé, les étangs d'épuration, particulièrement les étangs de polissage, sont des milieux favorables au développement de cyanobactéries potentiellement toxiques. Bien que les cyanobactéries puissent être abondantes dans l'effluent d'étangs d'épuration, les concentrations de cyanotoxines semblent relativement faibles dans les milieux récepteurs. Néanmoins, ces derniers sont à risque d'être affectés par la prolifération de cyanobactéries et le relargage de leurs toxines, advenant des surcharges et des phénomènes climatiques propices au développement des cyanobactéries. Ceci pourrait avoir d'importantes conséquences sur les

activités nautiques, l'approvisionnement en eau potable, et indirectement sur la santé animale et humaine (voir section 4.4).

4.2 - Conséquences biologiques des floraisons de cyanobactéries et des cyanotoxines dans les étangs d'épuration et leurs milieux récepteurs

Dans les étangs d'épuration, les cyanobactéries et leurs cyanotoxines ont de nombreux effets directs lorsqu'elles sont ingérées par les microinvertébrés (Fig. 4) et plusieurs effets indirects par rétroaction ou en modifiant l'écologie des communautés dans les étangs d'épuration et les milieux récepteurs. En conditions normales, les algues et les cyanobactéries maintiennent une forte concentration d'oxygène dissous dans les étangs via la photosynthèse. Cet oxygène est utilisé par les bactéries hétérotrophes qui purifient l'eau en dégradant la matière organique tout en rejetant du CO_2, de l'azote et du phosphore inorganiques qui seront assimilés par le phytoplancton. Celui-ci est ensuite consommé par le zooplancton, plus précisément les cladocères et les rotifères ainsi que par certains protozoaires. Cependant, lors d'une efflorescence, la consommation excessive de cyanobactéries, l'exposition aux cyanotoxines ou à d'autres exsudats d'algues peuvent avoir un effet négatif sur les organismes brouteurs du zooplancton. Le mélange vertical permet aussi la remise en suspension des organismes benthiques dans la colonne d'eau (méroplancton), en particulier les nématodes qui se nourrissent de bactéries et de microzooplancton (rotifères et protozoaires).

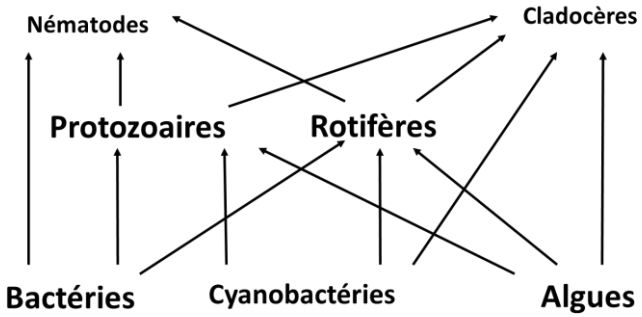

Figure 4. Chaîne trophique des principaux acteurs biologiques présents dans les étangs d'épuration lors d'une efflorescence de cyanobactéries. Les organismes favorisant les processus aérobies sont indiqués en gros caractères.

Dans les milieux récepteurs, la prolifération des cyanobactéries peut réduire considérablement la pénétration de la lumière dans les milieux aquatiques, ce qui peut avoir d'importantes conséquences sur les organismes photosynthétiques de la colonne d'eau. La réduction de la zone photique nuit à la majorité des organismes phytoplanctoniques (Mitrovic et al 2003) et aux macrophytes (Scheffer et al 1997). Par contre, les cyanobactéries possédant des vacuoles gazeuses peuvent se maintenir à la profondeur optimale pour leurs besoins en lumière. Lors de l'effondrement des populations de cyanobactéries suite à une efflorescence, la DBO_5 peut augmenter considérablement ce qui peut créer de l'hypoxie, voire de l'anoxie et causer la mort du zooplancton, des invertébrés et des poissons (O'Sullivan et Reynolds 2007). De plus, les cyanotoxines, comme la microcystine et l'anatoxine, peuvent affecter le zooplancton, les poissons, s'accumuler dans les bivalves filtreurs, et finalement se transmettre dans la chaîne trophique jusqu'aux oiseaux et mammifères aquatiques (Pawlik-Skowrońska et al 2012, Berry et al 2011, Hudnell 2008). Malgré cette bioaccumulation, il faut noter que, dans la majorité des cas, la biodilution est le processus dominant dans les chaînes trophiques, bien que la bioamplification soit possible dans le cas du zooplancton et de certains poissons (Kozlowsky-Suzuki et al 2012) (Tableau V).

4.2.1 – Bactéries

Dans les étangs d'épuration

Dans les étangs d'épuration, les cyanobactéries en tant que producteurs primaires favorisent le développement des bactéries aérobiques par leur production nette d'oxygène. Dans les faits, il existe six types de voies métaboliques chez les bactéries qui purifient l'eau tout en transformant la matière organique en énergie (Bitton 2010, Gerardi 2015). La plus connue est la respiration aérobique en présence d'oxygène dans la colonne d'eau où les bactéries dégradent la matière organique. La respiration anaérobique s'effectue en absence d'oxygène, le nitrate (NO_3) étant alors le donneur d'électrons. Il existe également trois types de fermentation en condition anaérobique qui requièrent l'utilisation de sulfates (SO_4) ou de divers composés organiques (CH_2O) par les bactéries pour produire différents acides, de l'alcool, du gaz carbonique (CO_2) et du méthane (CH_4). Finalement, une sixième voie

métabolique bactérienne est la nitrification qui est un processus important pour le traitement tertiaire des eaux usées.

Quelques études se sont intéressées aux interactions entre les cyanobactéries et les bactéries dans les étangs d'épuration. On rapporte que les exsudats de *Synechocystis* sp. (Oufdou et al 1998) et de *Pseudanabaena* sp. (Oufdou et al 2001) isolés d'étangs d'épuration au Maroc, inhibaient la croissance d'*Escherichia coli* et de *Salmonella* sp. alors qu'ils favorisaient celles de souches de *Vibrio cholera* ne posant toutefois pas de risque épidémique (non-O1). D'autres études démontrent la complexité des interactions entre les bactéries et les cyanobactéries des étangs d'épuration avec des résultats contradictoires. Ainsi, les exsudats des cyanobactéries (*Aphanocapsa rivularis*, *Phormidium animale*, *Phormidium insigne* et *Pseudanabaena* sp.) stimulaient la croissance des bactéries et avaient des effets soit positifs ou négatifs sur la biodégradation des polluants (dépendamment des espèces et des contaminants) (Kirkwood et al 2005, Kirkwood et al 2006). D'autres travaux en laboratoire (Martins et al 2010) ne rapportent pas d'effet des extraits de cyanobactéries isolées d'un étang d'épuration sur les bactéries, démontrant soit une accoutumance, soit une sélection pour des bactéries tolérantes aux cyanotoxines.

Dans les milieux récepteurs

De nombreuses études ont évalué les effets des cyanobactéries et des cyanotoxines sur les bactéries dans les milieux récepteurs. Les bactéries et les cyanobactéries peuvent entrer en compétition pour certains nutriments tels que le nitrate et le phosphore inorganique, car les bactéries sont généralement de meilleurs compétiteurs que le phytoplancton en milieu aquatique (Martins et al 2011).

Globalement, l'effet des cyanotoxines sur les bactéries est assez méconnu et, jusqu'à présent, la majorité des études révèle peu ou pas d'effets des cyanotoxines sur les bactéries en milieu aquatique (Martins et al 2011). Ces résultats sont probablement liés au fait que les hépatotoxines affectent les phosphatases alors que les neurotoxines ciblent divers médiateurs (acétylcholine, canaux à sodium) du système nerveux chez les organismes pluricellulaires (Chorus et Bartram 1999), deux cibles qui sont absentes chez les bactéries. Certaines bactéries du groupe des Sphingomonadaceae ont la capacité de métaboliser les microcystines-LR, -LY,

-LW, -LF, normalement stables en solution, qui sont ainsi dégradées plus ou moins rapidement (8 jours à 24 jours; Zurawell et al 2011) en milieu naturel. D'autres bactéries telles que *Arthrobacter* spp., *Bervibacterium* spp., *Rodococcus* spp. (Manage et al 2009) et *Methylobacillus* spp. (Hu et al 2009) ont la capacité de dégrader les microcystines (hépatotoxines). La biodégradation est aussi un processus important dans l'élimination de la cylindrospermopsine (cytotoxine) (Chiswell et al 1999). Finalement, la bactérie du genre *Pseudomonas* peut dégrader l'anatoxine-a (neurotoxine) à un rythme de 2-3 µg/L/jour (Kiviranta et al 1991).

Dans certains cas, la toxicité des exsudats de cyanobactéries pour les bactéries serait plutôt liée à des produits métaboliques considérés non toxiques pour les humains. En effet, lors d'un épisode d'efflorescence, les cyanobactéries excrètent une quantité importante de métabolites qui peuvent avoir un effet antibactérien (Skulberg 2000). La grande majorité de ces composés antibactériens affectent les bactéries à Gram positif (Martins et al 2011). Les cyanobactéries toxiques excrètent des métabolites antibactériens dans une plus grande proportion (72%) que les espèces non toxiques ou les algues eucaryotes (44%) (Skulberg 2000). Ainsi, les milieux sujets à des floraisons de *Microcystis* présentaient une diversité bactérienne plus faible que celle des milieux où le phytoplancton était surtout composé de diatomées ou de cryptophytes (Niu et al. 2011).

Donc, les efflorescences de cyanobactéries peuvent avoir des effets sur la communauté bactérienne des étangs d'épuration, mais de plus amples recherches sont requises pour bien comprendre leur impact sur le processus épuratoire et les milieux récepteurs.

4.2.2 – Protozoaires

Dans les étangs d'épuration

Les protozoaires des étangs d'épuration sont d'importants consommateurs de bactéries, ce qui permet de réguler la DBO_5. Le nombre de ciliés dans les étangs d'épuration est de l'ordre de 10^6 Ind./L lorsque les processus épuratoires sont efficaces. Quand la densité des ciliés chute sous 10^4 Ind./L, l'efficacité des processus épuratoires diminue; la concentration des bactéries augmente alors tout comme la turbidité et la DBO_5 (Motta et al 2001).

Les protozoaires des étangs d'épuration sont composés d'amibes, de flagellés et de ciliés. Les amibes sont tolérantes à la pollution et à une faible concentration en oxygène dissous. On les retrouve donc au début du traitement épuratoire lorsque la charge organique est élevée (Gerardi 2015). Elles se nourrissent des bactéries en suspension. Les flagellés sont souvent mixotrophes, pouvant se nourrir par prédation ou par photosynthèse, et sont généralement tolérants aux polluants. Les genres les plus communs sont *Euglena*, *Peranema* et *Nostrolenus*. Les ciliés libres sont les plus importants consommateurs de bactéries dans les étangs d'épuration; ils comprennent les genres *Paramecium, Cinetochilum, Aspidisca, Chilodonella*, *Euplotes. Carchesium, Epistylis, Opercularia*, *Vorticella* et *Zoothamnium*

Dans les milieux récepteurs

À peu près aucune étude n'a été réalisée sur les effets des cyanobactéries sur les protistes des étangs d'épuration, mais quelques études ont été faites en milieu naturel ou expérimental. Les résultats montrent une grande variabilité des effets selon les taxons (Zurawell et al 2005). En général, les cyanobactéries ont des effets négatifs sur les protozoaires, mais sans nécessairement provoquer la lyse cellulaire. Parmi les effets habituels, on note une réduction du taux de croissance ou de nutrition ainsi que la paralysie (Landsberg 2002). Les microcystines semblent réduire le nombre et le taux de croissance des flagellés dans les lacs (Landsberg 2002) et en conditions expérimentales (Tarczynska et al 2001), mais ne semblent pas avoir d'effet toxique sur *Ochromonas* sp. (Yang et al 2006).Chez les ciliés, des extraits de microcystine-LR ont eu des effets toxiques sur *Spirostomum ambiguum*, *Tetrahymena pyriformis* et *T. termophyla* (Maršálek et Bláha 2004). Par contre, des toxines extraites de *M. aeruginosa* n'ont pas affecté la mobilité, la morphologie ou le taux de mortalité de *Tetrahymena pyriformis* (Grabow et al 1982). Finalement, la microcystine et d'autres produits métaboliques issus de cyanobactéries avaient des effets négatifs sur le broutage des protozoaires (Urrutia-Cordero et al 2013).

Plusieurs protozoaires consomment des cyanobactéries bien qu'ils préfèrent les bactéries (Zurawell et al 2005) abondamment disponibles dans les étangs d'épuration. Certains gros ciliés (> 50 µm) se nourrissent préférentiellement de cyanobactéries filamenteuses (Finlay et Esteban 1998, Fyda et al 2010, Combes et al 2013) . D'après le taux de broutage de *Nassula tumida*, les densités de ciliés requises pour avoir un effet sur les cyanobactéries sont

de l'ordre 10^6 Ind./L (Sigee et al 1999) ce qui est du même ordre de grandeur que les concentrations de ciliés observées dans les étangs (Motta et al 2001).

Les protozoaires étant un groupe particulièrement diversifié en formes et en fonctions, les généralisations sont donc difficiles. Néanmoins, les efflorescences de cyanobactéries semblent avoir des effets plutôt négatifs sur les protozoaires ce qui peut diminuer l'efficacité du processus d'épuration.

4.2.3 - Phytoplancton et périphyton

Dans les étangs d'épuration

La communauté phytoplanctonique des étangs d'épuration est généralement dominée par une ou deux espèces d'algues ou de cyanobactéries à la fois. Les algues vertes les plus communes sont *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Chlamydomonas*, *Pandorina*, *Ankistrodesmus* et *Pyrobotrys*. Les genres de cyanobactéries les plus communs sont *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Arthrospira*, *Merismopedia* et *Planktothrix*. Il arrive également que les étangs partiellement oxygénés soient dominés par des euglénophytes (*Euglena*, *Phacus*, *Peranema* et *Entoshiphon*) ou des cryptophytes (*Ochromonas, Cryptomonas*) (Bitton 2010, Gerardi 2015). Plusieurs études décrivent la succession d'algues dans une série d'étangs d'épuration en région tropicale (Voir section 4.1.1), mais aucune ne s'intéresse aux interactions entre les algues eucaryotes et les cyanobactéries.

Le périphyton ou biofilm est habituellement absent du fond des étangs à cause du manque de lumière, mais il peut coloniser les parois des bassins de même que les déflecteurs installés et autres substrats disponibles dans les étangs. Le périphyton est constitué d'un assemblage de cyanobactéries filamenteuses, de diatomées, de protozoaires et de bactéries dont la composition varie selon le type de substrat, les teneurs en carbone et en nutriments ainsi que selon les gradients d'oxygène et de pH du milieu aquatique (Borduqui, et Ferragut 2012). Leur efficacité a été démontrée dans le traitement tertiaire pour l'élimination de l'azote (McLean et al 2000, Craggs et al 2000, Mara et Johnson 2007). Cependant, l'accumulation de certaines cyanobactéries filamenteuses benthiques formant des masses peut réduire le débit ou boucher les conduites d'évacuation des étangs d'épuration (Kirkwood et al 2005). Peu d'études se sont intéressées aux effets potentiels des cyanobactéries planctoniques sur le

périphyton dans les étangs d'épuration. Lorsque des substrats colonisables sont disponibles, la biomasse du phytoplancton diminue (Ghadouani, communication personnelle) et certaines algues passent de la forme planctonique à la forme sessile (Irving et Allen 2011).

Dans les milieux récepteurs

Plusieurs études sur les effets des cyanobactéries et de leurs cyanotoxines sur d'autres algues ont été réalisées en laboratoire. Lors d'une efflorescence de cyanobactéries, l'activité photosynthétique du phytoplancton peut être limitée par la diminution des teneurs en CO_2 disponible (Gao et al 2014; Verspagen et al 2014), ce qui favorise les cyanobactéries au détriment des algues vertes. En effet, les cyanobactéries sont de meilleurs compétiteurs lorsque le CO_2 dissous est faible puisque qu'elles peuvent également assimiler le HCO_3^- (Shibata et al 2001, Price et al 2008) alors que plusieurs autres algues montrent des signes de stress dans ces conditions. La compétition entre les genres de cyanobactéries planctoniques a aussi été démontrée lors d'une exposition prolongée (6 jours) à la MC-LR, engendrant une inhibition de la photosynthèse et de la croissance ainsi qu'une augmentation de la mortalité chez *Nostoc muscorum* et *Anabaena* (Singh et al 2001). Des extraits de la cyanobactérie *Fischerella* inhibaient la photosynthèse et la croissance de l'algue verte *Chlamydomonas* en plus de causer des dommages aux ultrastructures. Des exsudats de *Cylindrospermopsis raciborskii* inhibaient la photosynthèse de *Microcystis aeruginosa* et de l'algue verte *Coelastrum sphaericum* (Figueredo et al 2007).

Cette compétition a également été montrée pour certaines espèces de macrophytes vasculaires et non-vasculaires (charophytes, type de chlorophytes) qui produisaient des substances allélopathiques néfastes pour les cyanobactéries (Rojo et al 2013).

Compte tenu du fait que la majorité de ces études ont été réalisées en laboratoire et sur des cultures non accoutumées à la présence des cyanobactéries, il faut donc être prudent dans la portée et l'application des conclusions de ces études aux étangs d'épuration.

4.2.4 – Zooplancton

Dans les étangs d'épuration

On retrouve généralement trois groupes de crustacés dans le zooplancton des étangs d'épuration : les copépodes, les ostracodes et les cladocères. Les cladocères (incluant les daphnies) représentent le groupe le plus abondant, qui consomme par filtration principalement des algues, mais aussi des bactéries, des protozoaires et des détritus. Dans les étangs d'épuration, la présence de daphnies est considérée comme néfaste puisqu'elle réduit la concentration algale, ce qui se traduit par une augmentation de la DBO_5. Les rotifères, un autre groupe du zooplancton abondant dans les étangs d'épuration, consomment principalement des bactéries et sont donc considérés comme bénéfiques.

Lors d'un mélange vertical important, les organismes benthiques présents dans la zone profonde des étangs peuvent se retrouver en suspension dans la colonne d'eau (méroplancton). Ainsi, les nématodes peuvent être abondants dans le plancton lorsque la charge organique n'est pas trop élevée et que l'oxygène dissous est suffisant. On retrouve également des gastrotriches et des tardigrades qui se nourrissent de bactéries, de protozoaires, et de matière organique. Une des rares études portant sur le zooplancton des étangs d'épuration montre que durant une efflorescence algale (incluant les cyanobactéries), la biomasse de zooplancton était réduite lorsque le pH élevé favorisait l'accumulation de la forme toxique du NH_3 (ammoniac) à des concentrations supérieures à 2.5 mg N /L (Arauzo 2003).

Dans les milieux récepteurs

Un grand nombre d'études documente les effets néfastes des cyanotoxines sur le zooplancton en laboratoire ou en milieu naturel. En laboratoire, l'exposition de gros cladocères à la microcystine entrainait une réduction de leur capacité de filtration et de leur taux de broutage (Ghadouani et al 2004, Rohrlack et al 2005) . À forte dose, la microcystine semblait létale pour *Daphnia galeata,* tandis qu'on observait une réduction de l'efficacité des phosphatases chez *Daphnia magna* exposée chroniquement à de faibles doses de microcystine (Zanchett et Oliveira-Filho 2013). Certaines daphnies peuvent survivre dans un milieu contenant de la microcystine grâce à des processus de détoxification (Monserrat et al 2003) quoique ce mécanisme n'ait été observé qu'en laboratoire. Les saxitoxines produites par *Aphanizomenon* réduisaient de 30-50% le rythme de filtration de *Daphnia carinata*, accroissaient la mortalité et réduisaient la croissance de *Daphnia magna.* Le taux de reproduction de *Daphnia pulex* et de *Moina micrura* diminuait suite à l'exposition aux

saxitoxines produites par *Cylindrospermopsis raciborskii* (Ferrao et al 2014, Zanchett et Oliveira-Filho 2013). Ces études ont également démontré que la présence des cyanobactéries interférait mécaniquement avec le fonctionnement des appendices filtreurs des gros cladocères (Ger et al 2014), les obligeant à les nettoyer plus fréquemment (O'Sullivan and Reynolds 2007). Dans les lacs eutrophes de l'Alberta riches en cyanobactéries, la présence de cyanotoxines a été associée à des changements dans la structure des communautés de zooplancton (Ghadouani et al 1998).

En laboratoire, certains rotifères tels que *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus rubens* et *Plationus patulus* peuvent consommer des cellules de *Microcystis* en faible quantité (< 200 cellules/Ind./min). Leur rythme de consommation était toutefois plus faible que celui des cladocères (*Daphnia pulex*, *Moina micrura* et *Ceriodaphnia dubia*) qui consommaient entre 100 et 300 cellules/Ind./min (Perez-Moralez et al 2014).

Les effets des cyanotoxines sur les petits cladocères et les copépodes sont très mal connus (Ger et al 2014). Les copépodes évitent de consommer la plupart des cyanobactéries si une autre source de nourriture est disponible (Engstrom et al 2000) ce qui leur permet de cohabiter avec les fleurs d'eau à cyanobactéries (Koski et al 2002). Les populations de zooplancton accoutumées aux cyanobactéries présentent une plus grande tolérance à leurs métabolites (Sarnelle et Wilson 2005).

Les effets des cyanobactéries et de leurs métabolites sur le zooplancton sont plutôt variables et les généralisations sont donc difficiles à faire (Hudnell 2008, Tillmanns et al 2008). Néanmoins, les cyanobactéries pourraient en éliminant les gros cladocères, laisser la place aux brouteurs de plus petite taille (Ghadouani et al. 2006). Ceci pourrait être bénéfique au processus d'épuration biologique des étangs.

4.2.5 – Benthos

Le benthos des étangs d'épuration est pauvre à la fois en espèces et en nombre d'individus puisque les étangs facultatifs ont très peu d'oxygène au fond. En effet, la plupart des processus dans cette zone sont anaérobiques. Quelques organismes tolérants aux faibles concentrations d'O_2 et aux polluants peuvent se retrouver dans les étangs d'épuration, en particulier les oligochètes et les chironomides qui sont les organismes les plus abondants du

benthos (Gerardi 2015). Ils consomment des détritus de matière végétale et la matière en décomposition. L'effet des cyanobactéries sur le benthos des étangs d'épuration n'a pas été documenté.

Dans les milieux récepteurs

Plusieurs études se sont penchées sur l'effet des cyanobactéries sur les invertébrés benthiques, notamment les amphipodes et les mollusques (gastéropodes et bivalves). Compte tenu de leur habitat et de leur mode d'alimentation respectif, les amphipodes et les gastéropodes sont plus fréquemment exposés aux cyanobactéries benthiques, tandis que les mollusques filtreurs sont plus vulnérables aux cyanobactéries planctoniques.

Dans le Saint-Laurent, les secteurs colonisés par des tapis de cyanobactéries filamenteuses (*Lyngbya wollei)* supportaient de plus faibles biomasses d'invertébrés que les milieux dominés par les macrophytes vasculaires (*Vallisneria americana*) (Tourville Poirier et al 2010, Hudon et al 2012). La cyanobactérie benthique *Lyngbya wollei* est considérée comme une ressource alimentaire peu attrayante pour les herbivores en raison de la gaine épaisse qui entoure les filaments (Camacho et Thacker 2006) ainsi que de la production de saxitoxines (Lajeunesse et al 2012, Hudon et al 2016) . En revanche, l'amphipode *Gammarus fasciatus* affichait une biomasse accrue dans les tapis de *Lyngbya wollei*, les utilisant pour son alimentation (36% de son régime alimentaire) et comme refuge pour éviter la lumière (Lévesque et al 2015). Des biomarqueurs métaboliques indiquaient cependant des signes de stress physiologique chez les amphipodes gammaridés récoltés dans les zones du Saint-Laurent colonisées par *L. wollei* (Gélinas et al 2013).

Les mollusques sont généralement assez tolérants aux cyanotoxines en raison de leur capacité d'excrétion et de détoxification des polluants bien que certains effets négatifs aient été observés (Zanchett et Oliveira-Filho 2013, Sukenik et al 2015). Le gastéropode pulmoné *Lymnaea stagnalis* a montré une accumulation modérée de MC-LR dans ses tissus et une diminution de la production d'œufs lorsqu'il était exposé à une solution aqueuse de MC-LR (Gerard et al 2005). Deux gastéropodes du fleuve Saint-Laurent, *Bithynia tentaculata* et *Physa gyrina* présentaient en laboratoire une plus forte mortalité juvénile en présence de la

cyanobactérie filamenteuse *Lyngbya wollei*, contenant des saxitoxines (Lyngbyatoxine) comparativement à ceux élevés en présence d'algues vertes (Visconti et al 2015).

Chez les bivalves, la moule zébrée *Dreissena polymorpha* ralentissait son rythme d'ingestion, d'absorption et d'excrétion lorsqu'elle était exposée à des cellules toxiques de *Microcystis* (Juhel et al 2006). Certaines expériences ont montré que les gros bivalves sont capables de brouter (filtrer) les petites cellules de cyanobactéries (Kirsch et Dzialowski 2012), mais qu'ils ne pouvaient pas filtrer les grandes colonies de *Microcystis* (White et Sarnelle 2014).

Les taux d'accumulation et les effets toxiques de la microcystine et de la nodularine ont été documentés chez plusieurs organismes benthiques (bivalves, crustacés, oligochètes, nématodes, insectes) (Marsalek et Blaha 2004). Les bivalves et les gastéropodes accumulent aussi la cylindrospermopsine et les saxitoxines (Ferrao-Filho et Kozlowsky-Suzuki 2011). Compte tenu que les bivalves sont résistants aux cyanotoxines et qu'ils peuvent les détoxifier ou excréter, ils en accumulent généralement de faibles concentrations (Hudnell 2008).

4.2.6 – Ichtyofaune

Dans les étangs d'épuration

L'ichtyofaune est généralement absente dans les étangs d'épuration, bien que certains poissons soient parfois ajoutés dans les étangs de polissage pour contrôler le développement des plantes aquatiques. Cette pratique n'est pas commune dans les milieux sujets à des conditions hivernales, puisque le couvert de glace accentue l'anoxie des étangs et cause la mortalité massive des poissons. L'effet des cyanobactéries sur l'ichtyofaune des étangs d'épuration n'est donc pas documenté puisque les poissons sont plus vulnérables à l'anoxie et à l'augmentation de la charge organique qu'à la présence des cyanobactéries.

Dans les milieux récepteurs

En revanche, les effets des cyanobactéries et des cyanotoxines sur les communautés piscicoles en milieu naturel ont été étudiés de manière exhaustive. Une méta-analyse des effets des cyanotoxines sur les poissons (Hudnell 2008) indique que les concentrations de toxines sont trop faibles pour causer la mort des poissons. Cependant, l'exposition chronique des

juvéniles et des adultes aux cyanotoxines induit probablement d'importants effets sublétaux sur le développement embryonnaire, la croissance et la reproduction, affectant tous les organes vitaux, notamment le foie (Hudnell 2008, Deblois et al 2008, 2011). Des effets sur le développement embryonnaire et larvaire ont été observés sur des carpes *Cyprinus carpio* exposées à des efflorescences de *Microcystis*, *Aphanizomenon flos-aquae* et *Planktothrix agardhii* (Palíková et al 2007). Exposées à l'anatoxine-a, les carpes avaient aussi des comportements de nage erratiques et des mouvements rapides des opercules (Ossvald et al 2007). Dans le Saint-Laurent, les secteurs colonisés par des tapis de cyanobactéries filamenteuses (*Lyngbya wollei)* supportaient de plus faibles biomasses de plantes ainsi qu'une plus faible diversité de poissons et on y notait une plus faible croissance des perchaudes juvéniles que dans les milieux dominés par les macrophytes vasculaires (*Vallisneria americana*) (Hudon et al 2012).

Chez les poissons adultes, l'accumulation de microcystine a été démontrée chez le corégone se nourrissant de larves de *Chaoborus* et de *Daphnia* lors d'une efflorescence de *Planktothrix rubescens* (Sotton et al 2014). Plusieurs études dans des milieux naturels affectés par des efflorescences de cyanobactéries ont montré qu'environ 50% des poissons pêchés avaient des lésions hépatiques qui pourraient être reliées aux cyanotoxines (Hudnell 2008).

En conclusion, les effets des cyanobactéries et des cyanotoxines sur les communautés aquatiques des étangs d'épuration sont généralement négatifs (Tableau V), mais les conséquences sur les processus d'épuration ne sont pas claires. Dans les milieux récepteurs, les effets les plus prononcés sont surtout observés sur les niveaux trophiques supérieurs (zooplancton, benthos et ichtyofaune).

Tableau V. Rôle présumé des différents acteurs biologiques dans les processus d'épuration d'un étang et effets des cyanobactéries et cyanotoxines.

	Organismes		**Effets**	
	Rôle dans le traitement des eaux usées	**Interactions avec les cyanobactéries**	**Toxines sur les organismes**	**Cyanobactéries et toxines sur le traitement**
Bactéries	Réduction de la DBO_5	Compétition pour NO_3 et P	Effets variables Dégradation possible des toxines	Ralentissement ↑ DBO_5 Effets —
Protozoaires	Consommation des bactéries : ↓ DBO_5	Consommateurs	Effets — — sur les flagellés Effets variables sur les ciliés	↑ DBO_5 : Effets — —
Phytoplancton et périphyton	Réduction des nutriments ↑ DBO_5 (nuit) ↑ oxygène (jour)	Compétition (lumière et nutriments)	Effets — sur le phytoplancton Effets variables sur le périphyton	Effets variables
Zooplancton	Consommation des bactéries, algues, cyanobactéries et protozoaires	Consommateurs	Effets — —	↓ DBO : Effets +
Benthos	Consommation des bactéries, algues, cyanobactéries et protozoaires	Consommateurs	Effets — —	Nul
Ichtyofaune	Contrôle des insectes ou des plantes, consommation du zooplancton ou du benthos	Consommateurs	Effets — — —	Nul

Note : Gradation des effets de — — — (très négatif) à + + + (très positif)

4.3 - Effets des floraisons et des teneurs en toxines sur les services écosystémiques du milieu récepteur

Les cyanobactéries et les cyanotoxines affectent les écosystèmes en modifiant leur structure et les services qu'ils fournissent. Lorsque les floraisons de cyanobactéries forment une écume, la pénétration de la lumière est limitée à la couche de surface, ce qui engendre le déclin du phytoplancton et des macrophytes submergées (Hudnell 2008, Sukenik et al 2015). La perte de l'habitat des macrophytes combinée à la faible luminosité impacte négativement les populations de poissons (Sukenik et al 2015). L'activité photosynthétique intense des cyanobactéries augmente la concentration d'O_2 dissous au point de former des bulles d'oxygène, diminue la concentration de CO_2 et augmente le pH (Gao et al 2014, Verspagen et al 2014). Comme les cyanobactéries sont de meilleurs compétiteurs pour le CO_2 que les algues eucaryotes, ces conditions accentuent leur dominance. Lorsque le pH atteint 10, les poissons et le zooplancton peuvent subir des stress physiologiques. Les cyanobactéries affectent également les transferts trophiques puisqu'elles sont peu consommées par le zooplancton, ce qui se traduit par la disparition des brouteurs de grande taille telles que les daphnies (voir section 4.2.4). Ultimement, la biomasse cyanobactérienne contribue plutôt à l'accroissement des protozoaires hétérotrophes, ce qui favorise la décomposition bactérienne mais réduit le transfert vers les maillons supérieurs de la chaine trophique (Hudnell 2008, Sukenik et al 2015). Les cyanotoxines peuvent causer des effets néfastes aux animaux (vertébrés terrestres) ou aux humains de différentes façons soit 1) indirectement via la consommation de nourriture contaminée (Hudnell 2008, Corbel et al 2014), soit 2) via l'ingestion involontaire des cyanobactéries ou l'exposition cutanée lors d'activités récréatives (Chorus et Bartram 1999), ou soit 3) par l'ingestion d'eau potable provenant d'une source contaminée (Barbeau 2008).

4.3.1 - Irrigation et élevage

L'irrigation des cultures par l'eau contenant des cyanobactéries est une source de contamination pour l'humain (Chorus et Bartram 1999, Corbel et al 2014). En effet, l'irrigation des cultures maraichères et fourragères avec de l'eau contaminée peut transmettre les toxines aux humains ou aux animaux (Corbel et al 2014). Des colonies de *Microcystis* ont

été retrouvées dans des plants de laitue (Codd et al 1999). Les racines des plantes maraichères peuvent aussi absorber les microcystines et les transférer dans d'autres parties comestibles de la plante (Peuthert et al 2007). Des résultats similaires ont été obtenus avec différentes espèces de choux exposées à la cylindrospermopsine (Kittler et al 2012).

Les animaux domestiques, d'élevage ou sauvages sont aussi susceptibles d'être contaminés par les cyanotoxines, bien qu'ils évitent autant que possible de s'abreuver directement aux plans d'eau contaminés par les cyanobactéries (Chorus et Bartram 1999). L'intoxication et la mort d'animaux de ferme suite à l'exposition aux cyanotoxines ont été fréquemment documentées (Chorus et Bartram 1999).

4.3.2 Activités récréatives

Les activités récréatives et culturelles en milieux aquatiques sont variées et nombreuses, incluant par exemple la baignade, le canotage et la pêche. Ainsi, en raison de la distribution très répandue des cyanobactéries dans les lacs et rivières, le potentiel de contact avec des efflorescences de cyanobactéries toxiques lors des loisirs est important. Cette problématique doit être prise en compte, car des cas d'intoxication humaine, d'irritation cutanée et de gastro-entérite ont été rapportés suite à des expositions accidentelles lors d'activités nautiques (Chorus et Bartram 1999). Le cas le plus connu met en cause l'armée d'Angleterre, où les recrues ont dû faire un entrainement dans un étang sujet à une efflorescence de *Microcystis*. Plusieurs soldats ont ensuite développé des gastro-entérites, des hépato-entérites, des nécroses sur les lèvres, des douleurs abdominales et deux soldats ont dû être hospitalisés pour une pneumonie reliée à l'inhalation de *Microcystis* toxiques (Turner et al 1990). Au Québec, l'augmentation des densités de cyanobactéries étaient significativement corrélées à l'accroissement de problèmes gastrointestinaux sévères en lien avec la pratique d'activités récréatives de contact avec les eaux dans trois lacs (Lévesque et al 2014). Pour plus de détail sur les risques associés aux activités récréatives dans des eaux contenant des cyanotoxines, une revue de cette problématique a récemment été conduite par le USEPA (2016).

4.3.3 - Production d'eau potable

La production d'eau potable est un service écosystémique essentiel aux populations humaines. Dans les régions urbaines, l'eau potable distribuée dans un réseau d'aqueduc est sujette à un contrôle de qualité, dont dépend la santé de la population. On rapporte plusieurs cas d'intoxication, d'empoisonnement et de gastro-entérites suite à l'ingestion de cyanotoxines. Au Québec, les personnes buvant de l'eau contaminée par les cyanobactéries avaient significativement plus de douleurs musculaires, de problèmes gastriques et aux oreilles que ceux alimenté par des sources d'eau saines (Lévesque et al 2014). D'autres similaires cas ont été documentés dans plusieurs villes le long de la rivière Ohio (1931) ainsi que dans un village du Zimbabwe où le réservoir était contaminé par *Microcystis* (Falconer 1999). Il existe également des cas d'intoxication humaine suite au relargage des cyanotoxines par la lyse cellulaire associé à l'application d'algicides au cuivre. Ainsi, suite au traitement d'une importante fleur d'eau (> 100 000 cellules/ ml) de *Microcystis* dans un réservoir d'eau potable, 62% de la population de Sewickley (Pennsylvanie) a développé des symptômes de gastro-entérite (Falconer 1999). Notons aussi un épisode de 2000 cas de gastro-entérite entrainant la mort de 88 personnes ayant consommé l'eau d'un réservoir au Brésil (Teixera et al 1993). Un des cas les plus tristement célèbres concerne le décès de 47 patients traités en dialyse avec de l'eau contaminée avec des microcystines en 1996 au Brésil (Chorus et Bartram 1999). Pour plus de détail sur les risques associés à la contamination de l'eau potable par les toxines cyanobactériennes, une revue faisant suite à une consultation publique a récemment été publiée par le comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable (Santé Canada 2016).

4.4 - Effets des floraisons et des cyanotoxines sur les techniques de traitement complémentaires à des étangs d'épuration, solutions et mesures de gestion envisageables

Les cyanobactéries et les cyanotoxines, en plus d'avoir des effets biologiques dans les étangs d'épuration et leurs milieux récepteurs, ont également un impact sur les techniques d'épuration complémentaires. En effet, lors d'une efflorescence de cyanobactéries, les concentrations de ces organismes peuvent devenir très élevées, avec des incidences

mécaniques, notamment le blocage ou la surcharge des processus d'épuration. La présence d'exsudats et de débris cellulaires peut également affecter certaines techniques d'épuration (Tableau VI). Nous présentons également dans cette section les solutions et traitements applicables aux étangs d'épuration afin de réduire les proliférations de cyanobactéries dans ces milieux et de limiter la dissémination de ces organismes et/ou de leurs toxines dans le milieu récepteur de leur effluent (tableau VII).

4.4.1 – Effets, solutions et traitements applicables

4.4.1.1 - Techniques physiques

Aération et maintien du mélange vertical des étangs

Le mélange vertical par aération mécanique est couramment utilisé, avec plus ou moins de succès, pour réduire la dominance des cyanobactéries dans de nombreux plans d'eau, incluant des étangs d'épuration (Hudnell et al 2010, EPA 2011, Visser et al 2016) . Le mélange vertical de la colonne d'eau par aération mécanique remet en circulation les nutriments en provenance des sédiments et accroit l'oxygène dissous et la chlorophylle (Lurling et al 2016). Dans ces conditions, la dominance du phytoplancton peut passer des cyanobactéries aux algues vertes et aux diatomées 1) si l'ensemble de la surface de l'étang est mélangé verticalement, 2) si le mélange est suffisant pour déstabiliser la distribution verticale des cyanobactéries, et 3) si l'exposition des cyanobactéries à la lumière diminue en raison de leur entraînement vers le fond. En conditions de mélange, les algues vertes et les diatomées, ayant un taux de croissance supérieur aux cyanobactéries, sont susceptibles de prendre la dominance (Visser et al 2016). Certaines cyanobactéries ayant une grande flottabilité (*Microcystis* et *Anabaena*) sont plus sensibles au mélange vertical en profondeur que d'autres (*Planktothrix agardhii*) qui possèdent de plus faibles besoins en lumière (Reynolds et al 1983). Par ailleurs, la hausse de l'oxygène dissous est favorable au développement du zooplancton qui peut, par broutage, diminuer l'abondance du phytoplancton, y compris des cyanobactéries (Oberhaus et al 2007).

La limitation des cyanobactéries par la lumière est moins probable dans les étangs d'épuration mélangés en raison de leur faible profondeur, bien que le développement du

phytoplancton des lacs hypereutrophes soit souvent contrôlé par la lumière (Huisman et al 2004). En effet, dans les plans d'eau peu profonds, le mélange vertical et la remise en suspension des sédiments sont plutôt favorables à la croissance des cyanobactéries. Le mélange vertical des plans d'eaux peu profonds est donc déconseillé pour contrôler les cyanobactéries en milieu naturel (Lurling et al 2016). Dans les étangs d'épuration, la situation diffère puisque ces milieux sont habituellement turbides et saturés en éléments nutritifs, ce qui annule les contraintes associées à la lumière. Il est d'ailleurs impératif de maintenir l'oxygénation de ces systèmes.

Micro-, ultra- et nano- filtration sur membranes

Cette technique physique consiste à enlever les impuretés de l'eau en la filtrant sur une ou plusieurs membranes. Ces techniques se classent dans trois catégories selon la porosité des membranes: la microfiltration (0.1 µm), l'ultrafiltration (0.01 µm) et la nanofiltration (0.001 µm). De composition différente selon la provenance, les membranes n'ont pas toutes la même performance selon le type de matière à filtrer. Elles nécessitent un nettoyage fréquent afin de rester efficaces et d'éviter le colmatage. Elles sont également sensibles à l'accumulation de certaines molécules organiques qui peuvent provoquer des biosalissures permanentes et compromettre l'intégrité membranaire. Dans le cas de l'ultrafiltration, les membranes restent efficaces jusqu'à une concentration maximale de l'ordre de 4 000-5 000 cellules algales/mL en l'absence de coagulant (Chevalier et al 1995). Ainsi, la présence de *Microcystis aeruginosa* dans l'effluent d'un traitement secondaire peut affecter négativement les rendements de filtration alors que l'ajout d'alun (coagulant) permet de réduire le colmatage et les biosalissures permanentes (Goh et al 2010). La biofiltration sur charbon activé granulaire peut aussi être utilisée comme prétraitement afin d'éviter les biosalissures (Pramanik et al 2015).

Puisque la taille des cyanobactéries est supérieure à 1 µm, à l'exception de quelques espèces de picocyanobactéries généralement très peu abondantes, les traitements de microfiltration et d'ultrafiltration permettent d'éliminer les cyanobactéries (Gijsbertsen-Abrahamse 2006). Ces méthodes ne sont cependant pas efficaces pour retenir les toxines, à l'exception des membranes de nanofiltration dont la porosité est très faible (200 Daltons) (Barbeau et al 2008). Ainsi, dans les eaux naturelles pauvres en carbone organique dissous (< 5.3 mg C/L), la nanofiltration élimine plus de 90% de la microcystine et de la

cylindrospermopsine en dépit de la présence de biosalissures sur les membranes (Dixon et al 2011). Également, plus de 98% de la microcystine et 96% de l'anatoxine-a ont été éliminées par ultra- et nanofiltration de l'eau potable provenant d'un réservoir (Gijsbertsen-Abrahamse et al 2006). Donc, la filtration sur membranes peut être efficace pour l'élimination des cyanobactéries et des cyanotoxines, mais un prétraitement (flottation à air dissous ou coagulation) est nécessaire pour éviter le colmatage rapide et les dommages permanents dus aux biosalissures sur les membranes. Le coût du traitement par nanofiltration et ultrafiltration peut être élevé, en raison du prix des filtres.

Déflecteurs et périphyton

Les déflecteurs sont normalement ajoutés aux étangs pour assurer une meilleure rétention et circulation des eaux, tout en augmentant la capacité d'épuration (Khan et al 2017, Farjood et al 2015). L'ajout de déflecteurs se traduit par une augmentation du temps de séjour de l'eau dans les étangs ce qui améliore généralement l'efficacité du traitement (Muttamara and Puetpaiboon 1997, Shilton and Harrison 2003, Ouali et al 2012). Le positionnement et le nombre de déflecteurs nécessaire dépend largement du design initial des étangs, de la position de l'influent et de l'effluent ainsi que de la direction du vent dominant (Shilton and Harrison 2003, Abbas et al 2006). Il semble qu'au moins deux déflecteurs soient nécessaires pour détecter une amélioration du traitement et que quatre augmentent ce gain d'efficacité (Shilton and Harrison 2003, Abbas et al 2006, Ouali et al 2012). Les déflecteurs peuvent être permanents (béton), bien que cela puisse créer des entraves lors de l'élimination des boues, ou des murs-rideaux amovibles permettant leur ajout a posteriori et la modification de leur configuration (Shilton and Harrison 2003). Ils peuvent aussi être positionnés de façon à limiter la concentration de cyanobactéries près de l'effluent, une approche utilisée efficacement en Australie (Ghadouani, communication personnelle) (Fig. 5).

Les déflecteurs sont colonisés par du périphyton (biofilm) qui améliore l'épuration de l'eau en accroissant la nitrification et la dénitrification (azote organique + NH_3) sur les surfaces colonisées par le périphyton comparativement à la colonne d'eau (Korkut et al 2006, Babu et al 2011). Selon la position sur le déflecteur, la communauté du périphyton change en fonction des gradients de lumière et d'oxygène, favorisant les algues et les cyanobactéries en zone illuminée et oxygénée et les bactéries hétérotrophes en zone profonde et anoxique

(Jechalke et al 2010). La compétition entre le périphyton sur les déflecteurs et le phytoplancton dans la colonne d'eau freine le développement des cyanobactéries planctoniques (Ghadouani, communication personnelle). En effet, le périphyton a des besoins nutritifs plus faibles et un meilleur taux de croissance que les cyanobactéries planctoniques; il est donc un meilleur compétiteur. De plus, les exsudats du périphyton contiennent de l'indole et 3-oxo-a-ionone dont les propriétés allopathiques endommagent les thylakoïdes et inhibent la photosynthèse des cyanobactéries (Wu et al 2011). Par conséquent, l'ajout de déflecteurs dans les étangs permet de contrôler certains paramètres hydrologiques et limite le développement des cyanobactéries jusqu'à l'effluent.

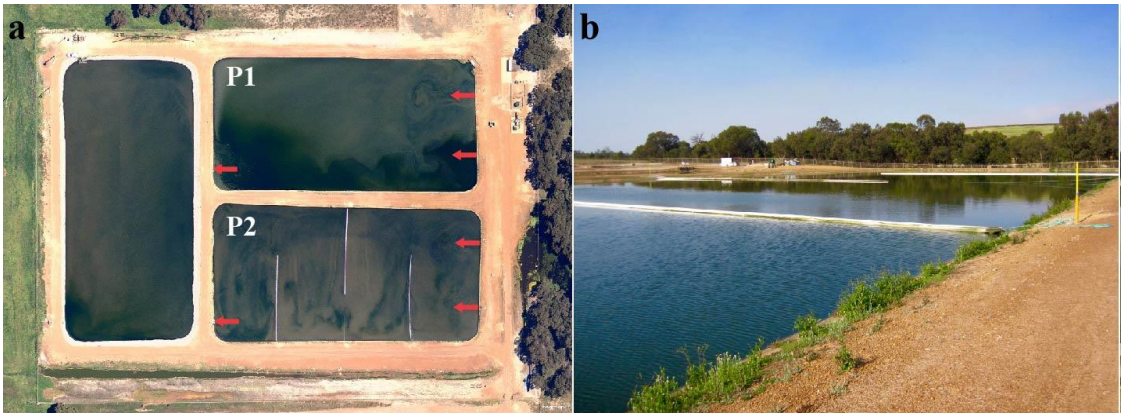

Figure 5. **a)** Vue aérienne d'étangs d'épuration mettant en évidence les changements d'hydrologie lors de l'installation de déflecteur dans l'étang P2. Les flèches rouges représentent les affluents et les effluents. **b)** Vue d'un déflecteur au niveau des berges de l'étang (Ghadouani, communication personnelle).

Rayonnement UV

Le rayonnement ultraviolet (UV) est une méthode de désinfection des eaux usées. Elle élimine efficacement tous les organismes vivants incluant les virus (Jacangelo 2003), les bactéries (Keller et al 2003), les cyanobactéries (Hudnell 2008) et les protozoaires (Hijnen et al 2006). Les rayons UV endommagent l'ADN ou l'ARN sans effets physiologiques directs, ce qui inhibe la reproduction des organismes menant ultimement à l'effondrement des

populations. Dans le cas des cyanobactéries, les cyanotoxines sont libérées progressivement lors de la mort des cellules. De plus, les rayons UV peuvent aussi inactiver les cyanotoxines extracellulaires à des doses variant de 1 530 à 20 000 mJ/cm^2 (Chorus et Bartram 1999, Newcombe et Nicholson 2004), ce qui est toutefois largement supérieur aux doses utilisées pour le traitement des eaux usées (30-50 mJ/cm^2) (Metcalf et Eddy 2014).

La désinfection des eaux usées par les rayons UV requiert des installations très élaborées et nécessite par la suite de grandes quantités d'énergie pour leur opération. De plus, cette technique n'est pas efficace pour éliminer les cyanotoxines aux doses couramment utilisées pour le traitement des eaux usées. Cette méthode est cependant efficace pour éliminer les cyanobactéries des étangs d'épuration au Québec, mais son coût est important.

Charbon activé

Il existe deux types de charbon activé, sous forme de poudre ou sous forme granulaire. Le charbon actif est efficace pour éliminer les cyanotoxines extracellulaires des réservoirs d'eau potable, mais pas pour éliminer les cellules de cyanobactéries (Bernazeau et al 1995, Maatouk et al 2002) . Cependant, cette approche est coûteuse en raison des fortes concentrations requises (environ 20 à 30 mg/L) pour réduire plus de 90 % des cyanotoxines (Barbeau et al 2008, Merel et al 2013). De plus, la durée d'efficacité du charbon actif est cependant moins longue en présence de fortes concentrations de matière organique (Hitzfeld et al 2000). Par ailleurs, le charbon actif granulaire peut aussi servir de substrat pour le biofilm dans la biofiltration et ainsi capter les cyanobactéries (Barbeau et al 2008). En somme, la faible efficacité de ces traitements en présence de fortes quantités de matière organique et la faible durée de vie du charbon actif limitent l'application de ces méthodes pour le traitement des eaux usées.

Couverture synthétique

L'utilisation de couvertures opaques synthétiques pour réduire ou éliminer la lumière dans le dernier étang de polissage a été expérimentée au Colorado. La méthode semble efficace bien que le vent puisse endommager ces structures lorsqu'elles ne sont pas bien ancrées (Spellmann et Drinan 2014). La couverture complète est à proscrire puisque l'étang aura tendance à devenir anoxique. Aussi, le rayonnement UV du soleil contribue à désinfecter

les eaux usées dans les étangs aérés et non aérés et une couverture, même partielle, pourrait avoir un impact négatif sur cette désinfection naturelle.

Ultrasons

Les ultrasons agissent sur les cyanobactéries selon deux modes d'action : par résonnance à faible intensité (20-200 kHz) et par cavitation à forte intensité (Lurling et al 2016). En laboratoire, les ultrasons à haute intensité (cavitation) peuvent réduire la croissance des cyanobactéries en rompant leurs vésicules gazeuses et leurs parois cellulaires et en réduisant ainsi leur activité photosynthétique (Wu et al 2011, Rajasekhar et al 2012). À faible intensité, les ultrasons pourraient endommager la vacuole gazeuse, faisant sédimenter les cyanobactéries. Les cyanobactéries au fond ne sont pas lysées immédiatement ce qui limite la possibilité de libération massive de cyanotoxines et les empêche de proliférer de façon exponentielle (Ellis 2009).

Il est à noter que la majorité des expériences sur les effets des ultrasons ont été réalisées en laboratoire à l'aide de puissants appareils avec de petits volumes d'eau (Rajasekhar et al 2012, Lurling et al 2016), des conditions extrêmes impossibles à appliquer à des plans d'eau tels que des étangs d'épuration. Les appareils vendus commercialement utilisent de basses fréquences et aucune étude n'a montré la destruction de la vésicule gazeuse des cyanobactéries (Lurling 2016). De plus, les ultrasons à haute fréquence sont létaux à courte distance pour tous les organismes vivants et ne se propagent pas efficacement sur de longues distances (Lurling et al 2016). Seulement quelques études ont testé l'efficacité des ultrasons pour réduire les cyanobactéries *in situ* et ce, sur un nombre insuffisant (N= 1) de plans d'eau pour pouvoir tirer des conclusions valides (Ahn et al 2007, Lee et al 2002). En Corée du Sud, où deux pompes ont été installées dans un seul étang de 9 000 m^3 afin de faire circuler l'eau dans un appareil à ondes ultrasoniques, moins de cyanobactéries se sont développées durant les périodes de traitements que durant l'absence de traitement (Ahn et al 2007). Au Québec, deux projets d'utilisation d'ultrasons *in situ* ont été menés : un par la ville de La Tuque au lac Saint-Louis et un autre par la ville de Saguenay au lac de l'Aqueduc (Louis Roy, MDDEP, communication personnelle). Les problèmes techniques reliés aux appareils semblent avoir miné le projet de la ville de La Tuque alors qu'une réduction de la chlorophylle a été observée à Saguenay lors de la première année de traitement. En résumé, bien que l'utilisation des ultrasons pour contrôler

les cyanobactéries soit efficace en laboratoire, on ne dispose pas de preuves suffisantes de leur efficacité en milieu naturel ou dans les étangs d'épuration (Lurling 2016, Ellis 2009).

Cavitation hydrodynamique

La cavitation consiste en la génération et l'explosion de microbulles gazeuses dans un liquide en faisant varier la pression locale. Ce processus de vaporisation peut être induit en forçant le passage d'un liquide dans un tuyau de configuration appropriée ou par la rotation rapide d'un objet dans l'eau (Dular et al 2016). Bien que le processus de bullage soit différent, le mécanisme d'action est similaire à celui de la cavitation acoustique : les bulles créées génèrent des pressions et des températures extrêmes lorsqu'elles éclatent ce qui peut détruire les petites molécules organiques. En laboratoire (Dular et al 2016), cette technique inhibait la croissance de *Microcystis* probablement suite à la rupture des vacuoles gazeuses, mais n'avait aucun effet sur l'algue verte *Chlorella vulgaris*, ce qui en ferait une méthode ciblée. L'application à grande échelle et la viabilité économique de cette méthode restent à évaluer.

Teinture

Certaines teintures bleues ou vertes sont vendues commercialement dans le but de réduire la pénétration de la lumière dans les étangs et les petits lacs ce qui limiterait la photosynthèse des algues (Spellmann et Drinan 2014). Bien que des teintures soient appliquées dans certains étangs urbains de Montréal (par exemple, au Parc Lafontaine), aucune étude n'a été réalisée afin de tester l'efficacité de cette méthode dans les étangs d'épuration. L'impact du rejet de ces substances colorées dans le milieu est également inconnu.

Flottation à air dissous

La flottation à air dissous est similaire à la coagulation-sédimentation (voir section 4.4.1.2) à l'exception que les matières en suspension (MES) sont amenées à la surface par de l'air dissous plutôt qu'entrainées vers le fond suite à l'ajout de coagulant. Ainsi, l'eau usée transite dans une unité pressurisée où de l'air est injecté et dissous. Ensuite, l'eau contenant l'air dissous se retrouve dans l'étang d'épuration, à pression atmosphérique, et il se forme des petites bulles qui adhèrent aux MES et les entrainent à la surface où elles peuvent être écumées, en général de façon mécanique. Cette technique est particulièrement efficace contre

les cyanobactéries qui forment déjà une écume à la surface en raison de leurs vacuoles gazeuses. L'efficacité varie cependant en fonction de la taille et de la morphologie des espèces. L'ajout de coagulant (i.e. de substances améliorant l'adhésion des particules aux bulles d'air) permet d'améliorer les performances de la flottation (Chorus et Bartram 1999, Buisine et Oemcke 2003, Elder 2011). Ainsi, on a pu enlever 40 à 80% des algues *Microcystis* et 90 à 100% d'*Anabaena* (deux cyanobactéries coloniales), mais seulement 30% des *Planktothrix* (une cyanobactérie filamenteuse) (Steffensen et Nicholson 1994). La flottation à air dissous élimine jusqu'à 98 % des cellules de *Microcystis* tandis que la coagulation-sédimentation n'en élimine que 77 % (Gregory et al. 1999). En Australie, cette méthode, appliquée dans une station d'épuration mobile (100L/min), a enlevé > 90% des cellules algales des eaux usées (EPA 2011). En Utah, 68-70% des algues et environ 65% du phosphore total (0,4 mg/L) ont été enlevés par cette méthode de l'effluent (10 mg/L) d'une usine de traitement des eaux (Elder 2011). Toutefois, la flottation à air dissous n'a pas d'effet sur les cyanotoxines dissoutes (Chorus et Bartram 1999, Barbeau et al 2008).

La flottation à air dissous présente une très bonne efficacité pour éliminer les cyanobactéries mais n'a pas d'effet sur les cyanotoxines dissoutes (Chorus et Bartram 1999, Barbeau et al 2008). Cette méthode constitue donc une bonne alternative à la coagulation-sédimentation chimique, mais sa fiabilité est moindre en raison du risque de bris mécaniques (Mouchet et Bonnélye 1998).

4.4.1.2 - Solutions chimiques

Chloration et chloramination

Malgré l'efficacité de ces techniques pour le traitement de l'eau eau potable (Barbeau et al 2008), l'utilisation du chlore dans le traitement des eaux usées a été proscrit par le MDDELCC dès le début des années 1980 en raison de la toxicité aiguë découlant des concentrations de chlore résiduel dans l'effluent et de la formation de sous-produits organochlorés, dont certains sont potentiellement cancérigènes (MDDELCC 2014a). Ces techniques ne sont donc pas des solutions applicables dans les étangs d'épuration du Québec et ne seront donc pas discutées.

Algicides au cuivre

Les algicides au cuivre ont été une solution largement appliquée en raison de leur faible coût, leur efficacité et leur simplicité d'utilisation (Newcombe et al 2010, EPA 2011). Cependant, ces herbicides à large spectre ont non seulement un effet létal sur les cyanobactéries, mais aussi sur les algues, le zooplancton et les invertébrés dans les étangs d'épuration et les milieux récepteurs. Cette méthode est efficace au début d'une floraison de cyanobactéries afin d'en limiter l'expansion, mais la lyse des cellules libère les toxines intracellulaires (Chorus et Bartram 1999) ce qui peut perturber le processus d'épuration en modifiant la communauté biologique et la disparition de la fleur d'eau peut laisser croire à tort l'absence de toxines. Il faut donc conserver l'eau dans l'étang avant de la rejeter dans le mieux récepteur (Newcombe et al 2010). Parfois les traitements aux algicides ne sont pas ou peu efficaces. Cela peut être dû à un mauvais mélange, aux différentes sensibilités des cyanobactéries (*Nostoc* et *Phormidium* sont résistants) ou à la complexation du cuivre qui est favorisée sous certaines conditions environnementales (i.e pH > 7.5-8.0; alcalinité > 40 mg/L, COD > 4 mg/L) (Burch et al 1998, Newcombe et al 2010). Au Québec, l'emploi des pesticides, incluant les algicides, dans les étangs d'épuration est réglementé et doit préalablement faire l'objet d'une demande de certificat d'autorisation auprès du MDDELCC (2017)

Acide peracétique

L'acide peracétique ($C_2H_4O_3$) est un puissant oxydant couramment utilisé comme nettoyant et désinfectant dans l'industrie alimentaire, dans le monde médical et dans l'industrie des pâtes et papier (MDDELCC 2015a), qui gagne en utilisation dans le traitement des eaux usées (Antonelli et al 2013, Stampi et al 2002, Lefevre et al 1992). Son utilisation est homologuée au Canada pour le contrôle des bactéries dans les eaux usées des municipalités et leurs effluents (Santé-Canada 2013)(Santé Canada 2013). Elle a un effet létal sur la daphnie *Daphnia magna*, le microcrustacé *Thamnocephalus platyurus*, l'hydre d'eau douce *Hydra attenuata* et la truite *Oncorhynchus mykiss* (de Lafontaine et al 2008). De plus, l'acide peracétique inhibe la croissance de certains chlorophytes dont *Selenastrum capricornutum* (Antonelli et al 2013, de Lafontaine et al 2008). Il pourrait également avoir un effet négatif sur les cyanobactéries, mais aucune étude ne l'a démontré.

Coagulation-sédimentation

Cette méthode d'épuration consiste à ajouter un agent coagulant (Al, Fe, chaux, alun, argiles modifiés) permettant la floculation et la sédimentation des matières en suspension (colloïdes), incluant les algues et les cyanobactéries, éliminant ainsi les particules et une partie du phosphore de la colonne d'eau. Cette méthode élimine > 75 % des cyanobactéries (Barbeau et al 2008) quoique la quantité de coagulants requise augmente avec leur concentration. Par exemple, l'ajout de 75 à 100 mg/L d'alun est très efficace pour éliminer les algues des étangs d'épuration, réduisant les phosphates de 90% et la DBO_5 de 70% (Shindala et Stewart 1971 dans Spellman et Drinan 2014), sans toutefois réduire les cyanotoxines dissoutes (Barbeau et al 2008). En effet, cette technique est également considérée comme une déphosphatation chimique (MDDELCC 2015d). Le traitement par chaulage (hydroxydes de calcium : $Ca(OH)_2$ à une dose de 100 mg/L) permet aussi de faire sédimenter les cyanobactéries en évitant que la lyse les cellules ne survienne avant au moins deux semaines (Kenefick et al 1993, Lam et al 1995). Par contre, dans le cas de l'alun, la lyse des cellules se produit généralement après 2 jours dans les boues, ce qui provoque le relargage des cyanotoxines (Chorus et Bartram 1999). L'utilisation de l'argile modifiée a également été faite avec succès dans le lac Taihu en Chine, où 99% des cellules ont sédimenté (Pan et al 2006).

L'ajout de coagulants *(Al, Fe, chaux)* n'étant pas spécifique aux cyanobactéries, cette méthode doit être appliquée au dernier bassin d'épuration puisqu'une fois les algues et les cyanobactéries sédimentées, le processus d'épuration sera moins efficace et le risque d'anoxie plus élevé. De plus, la dose optimale de coagulant doit être soigneusement calculée, car compte tenu de la flottabilité de plusieurs espèces de cyanobactéries, elles sont les dernières à sédimenter (Chorus et Bartram 1999).

Peroxyde d'hydrogène

Le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) est un oxydant qui a été utilisé en Australie pour éliminer les cyanobactéries et les cyanotoxines des étangs d'épuration (Barrington et al 2011, 2013a, 2013b). Contrairement aux algicides au cuivre, il ne s'accumule pas dans le milieu puisqu'il est rapidement dégradé par voie biologique, chimique et photochimique (Barrington et Ghadouani 2008). Cette méthode est sensée affecter les cyanobactéries plus fortement que les chlorophytes permettant ainsi de poursuivre le traitement des eaux usées sans problème d'anoxie. Cependant, l'ajout de peroxyde d'hydrogène dans un étang d'épuration a réduit

seulement 57% de la biomasse de cyanobactéries comparativement à 70% de la biomasse du phytoplancton total (Barrington et al 2011). Cette différence pourrait être explicable par le fait que la chlorophylle cyanobactérienne ne représentait que 13 à 18% de la chlorophylle totale; cette méthode pourrait être plus efficace lors d'une floraison plus intense de cyanobactéries. Effectivement, l'application de peroxyde lors d'une efflorescence de cyanobactéries a entrainé la dominance des chlorophytes durant environ 3 semaines (Barrington et al 2013a). Donc, l'application de peroxyde constitue une solution à court terme (Barrington et al 2013a, 2013b).

À long terme, l'utilisation répétée du peroxyde d'hydrogène pourrait affecter la communauté biologique des étangs et nuire au processus d'épuration. Ainsi, l'application de peroxyde (2 mg /L) dans un mésocosme a entrainé une réduction d'abondance de 35% du zooplancton herbivore (*Daphnia* and *Diaphanosoma*) quoique ces espèces restaient vigoureuses et conservaient leurs œufs (Matthijs et al 2012). La même concentration ajoutée à un lac peu profond durant un bloom de *Planktothrix* a réduit les cyanobactéries et la microcystine à des concentrations < 1% durant 7 semaines alors que les algues eucaryotes (chlorophytes, cryptophytes et chrysophytes), le zooplancton et la macrofaune ont été peu affectés.

En ce qui concerne les cyanotoxines, l'application de peroxyde en laboratoire à des doses de 2 mg/L (Drikas et al 2001 dans Barbeau et al 2008) et 34 mg/L (Qiao et al 2005) n'a entrainé qu'une réduction négligeable des microcystines. Par contre, dans un étang d'épuration en Australie, l'ajout de H_2O_2 a permis la dégradation en 5 jours de la microcystine libérée par la lyse des cellules. Toutefois, la performance du peroxyde d'hydrogène pour dégrader l'anatoxine-a, la cylindrospermopsine ou la saxitoxine n'a pas été testée (Barbeau et al 2008).

Ozonation

L'ozone est un puissant oxydant utilisé pour la désinfection de l'eau potable (Barbeau et al 2008, Chorus et Bartram 1999) et des eaux usées (MDDELCC 2015a). Il agit très rapidement et est simple d'utilisation; il est efficace pour éliminer les bactéries et les virus ainsi que pour réduire les concentrations de produits pharmaceutiques, cosmétiques et agents tensioactifs (MDDELCC 2015a). L'ozonation élimine aussi les cyanobactéries et les cyanotoxines (Barbeau et al 2008). Cette méthode est cependant coûteuse tant au niveau de

l'implantation que de l'exploitation. Sur le plan environnemental, l'ozone résiduel est très toxique pour la vie aquatique, mais il est rarement trouvé en quantité significative après la désinfection. De plus, l'ozonation peut produire des sous-produits cancérogènes tels que les bromates (MDDELCC 2015a).

L'ozonation, même à de faibles concentrations résiduelles (0,3 mg/L pendant 5 minutes), élimine les microcystines, la nodularine et la cylindrospermopsine à des concentration de 20 µg/L dans la majorité des eaux (Newcombe 2010, Ellis 2009, Barbeau 2008). Les sous-produits générés par l'ozonation des microcystines sont non toxiques (Hudnell 2008). La saxitoxine est par contre moins bien dégradée par l'ozone, avec seulement des réductions inférieures à 40 % à des doses résiduelles de 0,3 mg/L pendant 5 minutes (Rositano et al. 2001, Newcombe et al 2002) . Toutefois, la présence de fortes concentrations de matière organique réduit l'efficacité de l'ozonation, à partir de concentrations de COD supérieures à 5 mg/L. Il est donc parfois nécessaire d'augmenter la concentration d'ozone résiduelle à 2 mg/L pour assurer la dégradation complète des cyanotoxines (Barbeau 2008, Newcombe 2010).

L'oxydation avancée est un processus faisant référence à l'utilisation combinée d'au moins deux agents oxydants tels que l'ozone, le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) ou les radiations UV. Ces méthodes génèrent des radicaux-libres d'hydroxyles (OH) qui réagissent avec les cyanotoxines. L'ozone seul étant déjà efficace pour éliminer rapidement les cyanotoxines, toute autre combinaison incluant cette substance serait aussi efficace (Ellis 2009). La combinaison H_2O_2-UV peut aussi être efficace pour éliminer les cyanotoxines, même si l'efficacité individuelle de chacune de ces méthodes est moindre. L'optimisation de cette combinaison peut cependant être laborieuse et coûteuse (Ellis 2009).

4.4.1.3 - Solutions biologiques

Biofiltration

La biofiltration comprend un ensemble de techniques utilisant un filtre (support) colonisé par des microorganismes qui feront l'épuration des eaux usées. Le filtre retient les particules polluantes et de plus, sert de substrat aux microorganismes. En général, la biofiltration permet d'éliminer les cyanotoxines lorsque la biomasse bactérienne est suffisante

et est constituée de souches bactériennes capables de dégrader les cyanotoxines, tel qu'observé dans les sites ayant un historique de contamination par les cyanotoxines (Barbeau et al 2008). Dans ce cas, la biofiltration permet d'éliminer la microcystine dès l'apparition d'une efflorescence, puisque les bactéries adaptées à sa dégradation sont déjà présentes (Heresztyn et Nicholson 1997, Rapala et al 1994). Cependant, les faibles températures hivernales du Québec pourraient considérablement réduire les populations bactériennes, qui doivent se reformer chaque début d'été, limitant l'élimination de la microcystine durant cette phase. Notons aussi que la toxicité des sous-produits de la saxitoxine est accrue par la biofiltration (Kayal et al 2008), mais pas avec la microcystine et la cylindrospermopsine (Ho et al 2012, Smith et al 2008) .

1) Filtres à sable ou à gravier

Les filtres à sable ou à gravier sont un procédé de biofiltration utilisé depuis longtemps pour le traitement des eaux usées. Ils peuvent être utilisé seuls ou servir de traitement de polissage pour l'effluent des étangs d'épuration (Middlebrooks 1995, Shilton 2006, Phuntsho et al 2008), ce n'est cependant pas le cas au Québec. Il existe de nombreux types de filtres à sable ou à gravier. Les deux principaux types utilisés au Québec sont le filtre à sable intermittent enfoui et le filtre granulaire intermittent à recirculation (Bernier 2001). Un filtre intermittent enfoui est constitué d'un lit de sable d'une épaisseur de 60 à 90 cm qui repose sur une couche de pierre concassée dans laquelle sont placés des drains collecteurs (Bernier 2001). Le filtre granulaire intermittent à recirculation n'est pas enfoui et se caractérise par une granulométrie plus grossière; une partie de l'effluent filtré est retournée vers un bassin de mélange pour être filtrée à nouveau (Bernier 2001). Les filtres les plus communément utilisés ailleurs qu'au Québec sont le filtre intermittent à simple percolation à surface libre et le filtre à sable horizontal.

Selon leur type, les filtres à sable peuvent éliminer 65-99% des algues, incluant les cyanobactéries (Mouchet et Bonnélye 1998, EPA 2011, Spellman et Drinan 2014). Ils sont toutefois sujets au colmatage lorsque les concentrations de phytoplancton sont élevées. Dans ce cas, il faut alors enlever la couche superficielle du biofilm et du substrat, ce qui réduit temporairement l'efficacité de filtration. Généralement, il faut une période maximale de 5 jours pour que le filtre retrouve son pouvoir initial de biodégradation (Ho et al 2007). Cette

période de latence est problématique dans le cas des cyanotoxines extracellulaires; une solution pour éviter le colmatage est un prétraitement de coagulation-sédimentation ou de flottation à air dissous.

2) *Filtration sur site : champs d'épuration et épandage en sites confinés ou cultivés*

L'épandage d'un effluent contaminé par des cyanobactéries peut être fait sur un site confiné ou cultivé. L'avantage évident des sites cultivés provient des bénéfices de la récolte des plantes, qui peut couvrir les frais de l'épandage des eaux usées. Cependant, les risques associés aux pathogènes et aux cyanotoxines doivent être évalués avec le plus grand soin (voir section 4.3.1). En effet, les cyanotoxines peuvent s'accumuler sur les plantes ou dans le sol et demeurer toxiques pour plusieurs mois (EPA 2011). La combinaison du rayonnement solaire (ultraviolet) et de la biodégradation (EPA 2011) éliminent efficacement la microcystine et la cylindrospermopsine. Différents congénères de la microcystine ont une demi-vie variant de 6 à 18 jours (MCRR > MC-LR [Dha^7] > MC-LR (Chen al 2006). La demi-vie est plus courte lorsque les sols contiennent de la matière organique propice au développement de bactéries et que de l'adsorption sur les particules de sol a lieu. On doit choisir un sol modérément perméable afin d'éviter à la fois la contamination des cours d'eau et de l'aquifère par ruissellement et percolation. Les sols cultivés pour le pâturage ou utilisés pour l'ensilage présentent de faibles risques alors que les cultures maraîchères sont plus à risque (EPA 2011, Corbel et al 2014). Une procédure détaillée de l'application de l'épandage pour éliminer les cyanobactéries et des cyanotoxines est présentée dans le guide « Guidelines for Managing Blue-Green Algae (Cyanobacteria) Blooms in Sewage Treatment Lagoons » (EPA 2011). Cependant, au Québec, l'épandage nécessite l'obtention d'un certificat d'autorisation de la part du MDDELCC.

3) *Disques biologiques*

Différentes méthodes de biofiltration sont nommées disques biologiques. Au Québec, la biofiltration sur disques biologiques est un traitement secondaire des eaux usées de type mécanique. Plusieurs disques biologiques, constitués de supports synthétiques et colonisés de biofilm, sont placés verticalement sur un axe rotatif horizontal. Les disques passent lentement

dans l'air puis dans un bassin artificiel contenant les eaux usées. Lors du passage dans l'eau, le biofilm fixé sur les disques assimile et dégrade la matière organique (Deronzier et al 2001). Cette technologie n'est pas applicable conjointement aux étangs d'épuration.

Par contre, les disques biologiques sont parfois définis comme la biomasse fixée à un support synthétique. Ces disques sont placés dans des bassins d'épuration (facultatifs ou de polissage) afin d'améliorer la captation des nutriments et diminuer la quantité de phytoplancton, tel que décrit précédemment dans le cas des déflecteurs colonisés par du périphyton. Les disques biologiques présentent un potentiel intéressant pour réduire les nitrates et les phosphates en laboratoire (Aubry 2003, Rai et al 2016) et en usine d'épuration (Chevalier et al 2000) . Le biofilm fixé sur les disques biologiques peut facilement être récupéré sans filtration pour être utilisé comme source d'énergie ou pour d'autres usages en biotechnologie. Cette technique expérimentale doit encore être validée en vue d'application dans les étangs d'épuration au Québec.

Bactéries bénéfiques

L'ajout de microorganismes bénéfiques dans les étangs d'épuration peut induire des changements dans les communautés planctoniques et ainsi favoriser l'élimination des cyanobactéries du plan d'eau (Lurling et al 2010). Il existe plusieurs produits commerciaux contenant des bactéries bénéfiques. Les tests effectués en laboratoire et dans un lac avec des cyanobactéries en Hollande ont démontré l'absence de réduction des cyanobactéries par l'ajout de microorganismes bénéfiques (Lurling et al 2010).

Paille d'orge

L'ajout de paille d'orge dans les étangs d'épuration est une technique parfois utilisée pour contrer la prolifération des cyanobactéries. Plusieurs expériences en laboratoire et *in situ* ont été effectuées avec des résultats contradictoires. Cette technique semblait affecter *Microcystis* (Martin and Ridge 1999, Ferrier et al 2005), n'avait aucun effet sur *Pseudoanabaena* sp. (Brownlee et al 2003) et stimulait la croissance de *Anabaena cylindrica, A. flos-aquae, Oscillatoria animalis* et *O. lutea* (Martin and Ridge 1999, Ferrier et al 2005).

Le mécanisme d'action de cette méthode n'est pas bien compris malgré la connaissance de certains produits et sous-produits libérés dans l'eau (Spellmann et Drinan

2014). D'ailleurs, des extraits de paille fraîche stimulaient la croissance de *Microcystis* alors que des extraits de paille en décomposition l'inhibaient (Ball et al. 2001). Cette période de latence semble nécessaire avant l'établissement de l'activité microbienne dû à la décomposition et à l'élimination des cyanobactéries. Le hachage de la paille peut réduire cette période de latence (Iredale et al. 2012). L'utilisation de cette méthode est déconseillée, compte tenu du fait que 1) le mécanisme d'action de la paille d'orge reste encore inconnu, 2) que l'efficacité varie selon les espèces de cyanobactéries (Newcombe 2010, Lurling et al 2015) et 3) que la paille en décomposition pourrait augmenter la DBO_5 et causer de l'anoxie (EPA 2011).

Marais filtrant artificiels

Les marais filtrants artificiels comportent des plantes émergentes sujettes à un écoulement horizontal de surface ou sous la surface, ou plus rarement, à un écoulement vertical. Ils sont généralement considérés comme une forme de traitement tertiaire ou secondaire avancé (polissage) pour les effluents aérobiques. Le marais à écoulement en surface est composé de canaux ou de bassins de substrat granulaire (sol naturel ou mélange artificiel modérément perméable) de faible profondeur, dans lesquels les eaux usées passent à travers des plantes émergentes enracinées. Le biofilm sur les plantes et dans la partie superficielle des sédiments a un très grand potentiel de biofiltration (Kayombo 2004).

En Bavière (Allemagne), un marais filtrant artificiel à écoulement horizontal sous la surface a été construit à même un étang de polissage en remblayant 30% de sa superficie; il a permis de réduire les MES (60%) et la chlorophylle (environ 50%) durant la période estivale (Gschlößl et al 1998). En hiver, ces valeurs tombaient toutefois à 10 et 0%, respectivement. Par contre, d'autres études menées dans la même région et avec le même type de marais filtrant n'ont pas montré une baisse d'efficacité sous la glace durant l'hiver (Steinmann et al 2003), dans des conditions cependant moins rigoureuses qu'au Québec. En Chine, des marais filtrants à écoulement horizontal sous la surface et à écoulement vertical, colonisés par la graminée *Lolium perenne*, ont continué d'être efficaces même sous la glace, réduisant respectivement la DBO_5 de 51 et 56%, le NH_3 de 92 et 69% pour et le PT de 40 et 42% (Ren et al 2016). Toutefois, lorsque la concentration de chlorophylle dans l'étang d'épuration est de 1500 mg/L, les efflorescences de cyanobactéries peuvent diminuer la performance des marais

filtrants, avec seulement 17% de réduction de la chlorophylle (Steinmann et al 2003) ce qui engendre le rejet de cyanobactéries et possiblement de toxines dans son effluent.

Plantes flottantes

Le potentiel de déphosphatation dans les étangs aérés facultatifs par des plantes aquatiques a été largement démontré (Spellmann et Drinan 2014, MDDELCC 1998). La jacinthe d'eau et la lenticule sont les plantes aquatiques les plus performantes pour assimiler le phosphore des eaux usées dans les étangs aérés facultatifs (MDDELCC 1998). Les lenticules réduisent la photosynthèse du phytoplancton en limitant la lumière, ce qui peut entrainer de l'anoxie et réduire l'efficacité d'épuration (Brix et Schierup 1989). L'ajout de jacinthes d'eau dans un étang de maturation en Inde a engendré des baisses de 100% de *Spirulina* et d'*Oscillatoria* et supérieures à 92% pour *Chlorella* et *Pandorina* (Kalubowila et al 2013). Au Québec, il est cependant nécessaire de combiner le traitement à l'alun ou au sulfate ferrique avec les plantes aquatiques durant la période où les plantes ne sont pas actives (MDDELCC 1998) et pour laquelle s'appliquent les exigences de réduction des rejets de phosphore (MDDELCC 2015c).

Poissons

De nombreuses espèces de poissons ont été utilisées dans le traitement des eaux usées, mais la plupart du temps en climat chaud (Von Sperling 2007, Gerardi 2015). Toutefois les faibles concentrations d'oxygène dissous combinées aux fortes concentrations d'ammoniac sont souvent létales pour les jeunes poissons dans les étangs d'épuration. Au Québec, ces conditions sont souvent retrouvées sous le couvert de glace durant l'hiver ce qui limite le potentiel d'utilisation des poissons

Périphyton

La présence de périphyton sur les rives peu profondes, les parois des étangs et éventuellement des déflecteurs optimise le traitement des eaux en assimilant les nutriments et en inhibant la croissance de cyanobactéries planctoniques (voir 4.4.1.1 Déflecteurs et périphyton).

Tableau VI. Effets présumés des floraisons et des teneurs en toxines sur les différentes techniques de traitement complémentaire aux étangs d'épuration.

Techniques d'épuration	Rôle des techniques dans le processus épuratoire	Effets des techniques sur les cyanos et leurs toxines	Effet des cyanos sur l'efficacité d'épuration	Explications du *
Physiques				
Micro-, ultra- et nano-filtration sur membranes	↓ polluants organiques	↓ cyanobactéries ↓ cyanotoxines	— — —*	Colmatage et biosalissures
Déflecteurs et périphyton	Contrôle de l'hydrologie : ↓ accumulation des boues ↑ temps de séjour	↓ cyanobactéries * Nul cyanotoxines	+ +	Périphyton ↓ nutriments et produit des substances allopathiques affectant — les cyanobactéries planctoniques
Rayonnement ultraviolet	Désinfection (traitement tertiaire)	↓ cyanobactéries ↓ cyanotoxines	— —*	Sursaturation du système lors d'une floraison de cyanobactéries ou d'autre phytoplancton
Flottation à air dissous	↓ MES et du phytoplancton	↓ cyanobactéries Nul cyanotoxines	—*	Sursaturation du système lors d'une floraison de cyanobactéries ou d'autre phytoplancton
Chimiques				
Coagulation-sédimentation	↓ MES	↓ cyanobactéries Nul cyanotoxines	— — *	↑ quantités de réactifs lors des floraisons

Techniques d'épuration	Rôle des techniques dans le processus épuratoire	Effets des techniques sur les cyanos et leurs toxines	Effet des cyanos sur l'efficacité d'épuration	Explications du *
Biologiques				
Biofiltration	Traitement secondaire ↓ nutriments	↓ cyanobactéries Variables cyanotoxines	— — *	Colmatage et ↓ efficacité (effets des toxines sur les organismes)
Filtres à sable ou à gravier	Traitement secondaire	↓ cyanobactéries Variables cyanotoxines	— *	Colmatage et ↓ efficacité (effets des toxines sur les organismes)
Disques biologiques	Traitement secondaire	Légère ↓ cyanobactéries Variables cyanotoxines	— *	Colmatage et ↓ efficacité (effets des toxines sur les organismes)
Marais filtrants artificiels	Traitement secondaire ou tertiaire	↓ cyanobactéries Nul cyanotoxines	— *	Colmatage et ↓ efficacité (effets des toxines sur les organismes)

Note : Gradation des effets de — — — (très négatif) à + + + (très positif)

Tableau VII. Solutions potentielles pour éliminer ou réduire les floraisons de cyanobactéries et leurs toxines dans les étangs d'épuration municipaux.

Techniques d'épuration	Effets théoriques sur les cyanobactéries	Effets sur la réduction des cyanotoxines dissoutes	Effets sur les autres organismes	Coût	Efficacité du traitement[d]	Utilisation mondiale
Physiques						
Aération et maintien du mélange vertical	Réduction de leur dominance et maintien de la turbulence	Aucun	+ + +	Modéré	+	Fréquent
Micro-, ultra- et nano-filtration sur membranes	Filtration	Aucun à + + +	+ +	Élevé	+ +	Rare
Déflecteurs et périphyton	Réduction du rejet de cellules et inhibition par composés allopathiques	Aucun	+ + +	Faible	+	Rare
Rayonnement UV	Bris du matériel génétique	—	— —	Modéré	+ +	Fréquent
Charbon activé	Aucun	+ +	+ +	Élevé	— —	Rare
Couverture synthétique	Bloque la lumière	Aucun	— —	Faible	+	Rare
Ultrasons	Lyse des cellules[a]	— —	— —	Modéré	— —	Rare
Cavitation hydrodynamique	Lyse des cellules[a]	— —	— —	Inconnu	—	Expérimental

Techniques d'épuration	Effets théoriques sur les cyanobactéries	Effets sur la réduction des cyanotoxines dissoutes	Effets sur les autres organismes	Coût	Efficacité du traitement[d]	Utilisation mondiale
Teinture	Limite l'absorption lumineuse	Aucun	—	Élevé	Inconnu	Expérimental
Flottation à air dissous	Flottaison et écumage	Aucun	+	Élevé	+ + +	Rare
Chimiques						
Algicide au cuivre	Mort et lyse[a]	— — —	— — —	Faible	+ +	Fréquent[b]
Coagulation-sédimentation	Coagulation et sédimentation	Aucune	— —	Élevé	+ +	Fréquent
Acide peracétique	Inconnu	Inconnu	— —	Faible	Inconnu	Rare
Peroxyde d'hydrogène	Mort et lyse[a]	— — —	—	Moyen	+ + +	Expérimental
Ozonation	Mort et lyse[a]	+ +	— —	Élevé	+ +	Rare
Biologiques						
Épandage	Mort et lyse[a]	— —	— —	Faible	+ +	Fréquent[b]
Bactéries bénéfiques	Remplacement par d'autres espèces	Aucun	+	Élevé	— — —[c]	Expérimental
Paille d'orge	Inhibition de la croissance	Aucun	— —	Faible	— —[c]	Rare
Plantes flottantes	Bloque la lumière, réduit les nutriments	Aucun	— —	Faible	+ +	Fréquent[b]

Techniques d'épuration	Effets théoriques sur les cyanobactéries	Effets sur la réduction des cyanotoxines dissoutes	Effets sur les autres organismes	Coût	Efficacité du traitement[d]	Utilisation mondiale
Poissons	Consommation	Aucun	—	Élevé	+	Rare
Biofiltration	Filtration	+ +	+ + +	Faible	+ + +	Fréquent[b]

Note : Gradation des effets de — — — (très négatif) à + + + (très positif). [a] La lyse cellulaire entraine le relargage des toxines intracellulaires vers l'étang. Elles doivent être monitorée et éliminer au besoin avant leur rejet dans le milieu récepteur [b] Mode utilisé fréquemment à l'échelle internationale mais peu ou pas au Québec. [c] Dans certains les cyanobactéries sont favorisées. [d] Efficacité générale de la technique pour l'élimination des cyanobactéries et cyanotoxines dans les étangs d'épuration en tenant compte du coût.

4.4.2 - Mesures de gestion

La gestion de la qualité de l'eau est souvent basée sur le principe de précaution, qui implique la réduction des concentrations des produits posant un risque écotoxicologique, que leur présence dans le milieu ait été démontrée ou non. L'approche du risque zéro est cependant très coûteuse et s'applique davantage à la production d'eau potable qu'à la gestion des eaux usées (Barrington et al 2014). Une approche plus applicable à la gestion d'étangs d'épuration consiste à effectuer un suivi temporel serré, mais relativement simple, pour identifier les périodes de prolifération de cyanobactéries et prendre les mesures de mitigation et de contrôle appropriées lorsque nécessaire. La gestion efficace requiert surtout un équilibre entre le coût d'une vigilance extrême pour éviter tout risque de prolifération et les conséquences négatives de ne pas avoir identifié et mitigé un épisode de cyanobactéries toxiques.

Le programme de suivi, de gestion et de mitigation des floraisons de cyanobactéries dans les étangs d'épuration doit donc être conçu pour tenir compte des contraintes (climatiques, financières, techniques et logistiques) auxquelles font face les gestionnaires de ces stations au Québec. Nous proposons donc un plan de gestion qui vient complémenter les mesures réalisées présentement dans les stations d'épuration (Suivi d'exploitation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées : OMAEU) (MDDELCC 2015b). Il est à noter que les propositions et recommandations formulées par les auteurs n'engagent pas les ministères et organismes concernés par ce dossier. En effet, une étape visant à combler le manque de connaissances sur la prolifération des cyanobactéries dans les étangs d'épuration du Québec doit d'abord être effectué pour valider l'applicabilité de ce plan de gestion. Toutefois, les mesures de gestions présentées ici, basée sur un plan de gestion des cyanobactéries dans les étangs d'épuration actif (EPA 2011) et sur différents programmes déjà en place au Québec, pourrait servir de base à un éventuel plan de gestion.

Ainsi, selon le débit et le régime de vidange des étangs, le suivi de la qualité de l'eau (DCO, DBO_5C, MES, PT, NH_4, pH, coliformes fécaux) de l'effluent s'effectue toute l'année pour les stations à vidange continue (3 fois par semaine à 1 fois par mois) et deux fois entre chaque vidange pour les étangs à vidange périodique (MDDELCC 2015b). Le suivi des cyanobactéries pourrait être greffé à ce programme de base, en y appliquant les modifications

appropriées à ce type d'organismes. L'identification et le suivi visuel des floraisons de cyanobactéries dans les étangs peut se baser sur les excellents outils déjà mis en place par le MDDELCC, tels que le « Protocole de suivi visuel d'une fleur d'eau d'algues bleu-vert » (MDDEP et CRE Laurentides 2008a). Ce protocole vise à expliquer comment effectuer régulièrement le suivi visuel des fleurs d'eau, de leur intensité (catégories), de leur localisation et étendue dans le plan d'eau. Il est déjà utilisé dans le « Guide sur les algues bleu-vert à l'intention des exploitants de plages » (MDDELCC 2014b) et dans le Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL). Les employés municipaux effectuant le suivi et l'échantillonnage des étangs devraient avoir en leur possession la fiche terrain du Protocole de suivi visuel (MDDEP et CRE Laurentides 2008b) et consulter au besoin le « Guide d'identification des fleurs d'eau de cyanobactéries (3e édition) » (Blais 2008). Ils pourraient bénéficier d'une courte formation (3h) pour l'identification visuelle des floraisons de cyanobactéries et les distinguer des autres phénomènes biologiques (pollens, algues vertes) pour faciliter la prise de décision. Les employés pourraient ainsi apprendre à distinguer l'intensité des floraisons dans les étangs selon les trois classes d'abondance illustrées dans le guide (Figures 6 et 7).

Figure 6. Identification visuelle et aperçus photographiques des trois catégories d'abondance des fleurs d'eau de cyanobactéries. Tiré de Ministère du

Développement Durable, de L'Environnement, de la Faune et des Parcs DDEFP (2013), disponible en ligne au http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/alguesBV.pdf

Selon le guide, un suivi régulier (aux 3 jours), effectué en matinée, à la même heure est préférable. Idéalement, les observations visuelles de suivi devraient avoir lieu tôt le matin, lorsque les eaux sont calmes, que l'éclairage est plus faible et qu'il y a peu de vent, toutes des conditions qui favorisent la présence en surface d'algues bleu-vert. Le suivi devrait se poursuivre de cinq à dix jours après la disparition des signes de présence de fleur d'eau.

L'ajout des floraisons de cyanobactéries toxiques au programme de suivi du OMAEU requiert cependant que la fréquence et le type de monitoring soient ajustés aux spécificités des étangs d'épuration et aux périodes durant lesquelles les floraisons sont le plus susceptibles de se produire. Au Québec, la période la plus propice au développement de floraisons de cyanobactéries est surtout de juillet à septembre et en second lieu de juin à octobre. Le suivi devrait être fait à raison de 2 fois par semaine, compte tenu de la vitesse à laquelle une fleur d'eau peut se développer lorsque les conditions sont favorables. L'arbre décisionnel décrivant les différents critères de suivi visuel permettant de déterminer les catégories d'efflorescence de cyanobactéries est présenté à la Figure 7.

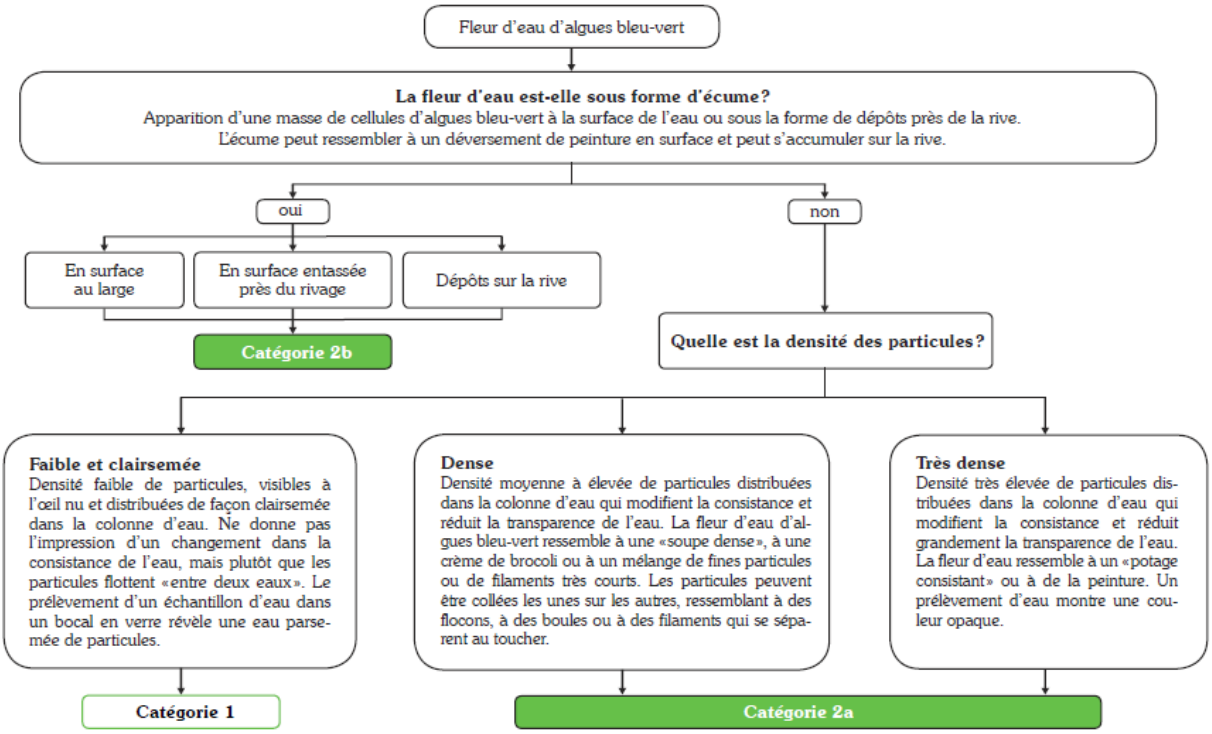

Figure 7. Caractéristiques des différentes catégories de fleur d'eau d'algues bleu-vert. Tiré de Gouvernement du Québec (2009) disponible au http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/alguesBV.pdf

4.4.2.1 Arbre décisionnel pour les milieux tempérés

Le suivi visuel devrait être effectué de façon régulière (2 x semaine, juillet-fin septembre) en l'absence de cyanobactéries (Catégorie 0) ou lorsqu'elles sont présentes en faibles quantités (Catégorie 1). La fréquence de suivi diffère selon que l'étang est sujet à une décharge périodique ou en continu. Lorsqu'une floraison de catégorie 2 (a ou b) apparait, le niveau de vigilance est accru par le prélèvement d'un échantillon d'algues pour envoi au centre d'expertise en analyse environnementale du Québec du MDDELCC pour déterminer par examen microscopique et par dosage des cyanotoxines si au moins un seuil du tableau VIII est franchi , auquel cas des mesures de contingence seront appliquées (Figure 8).

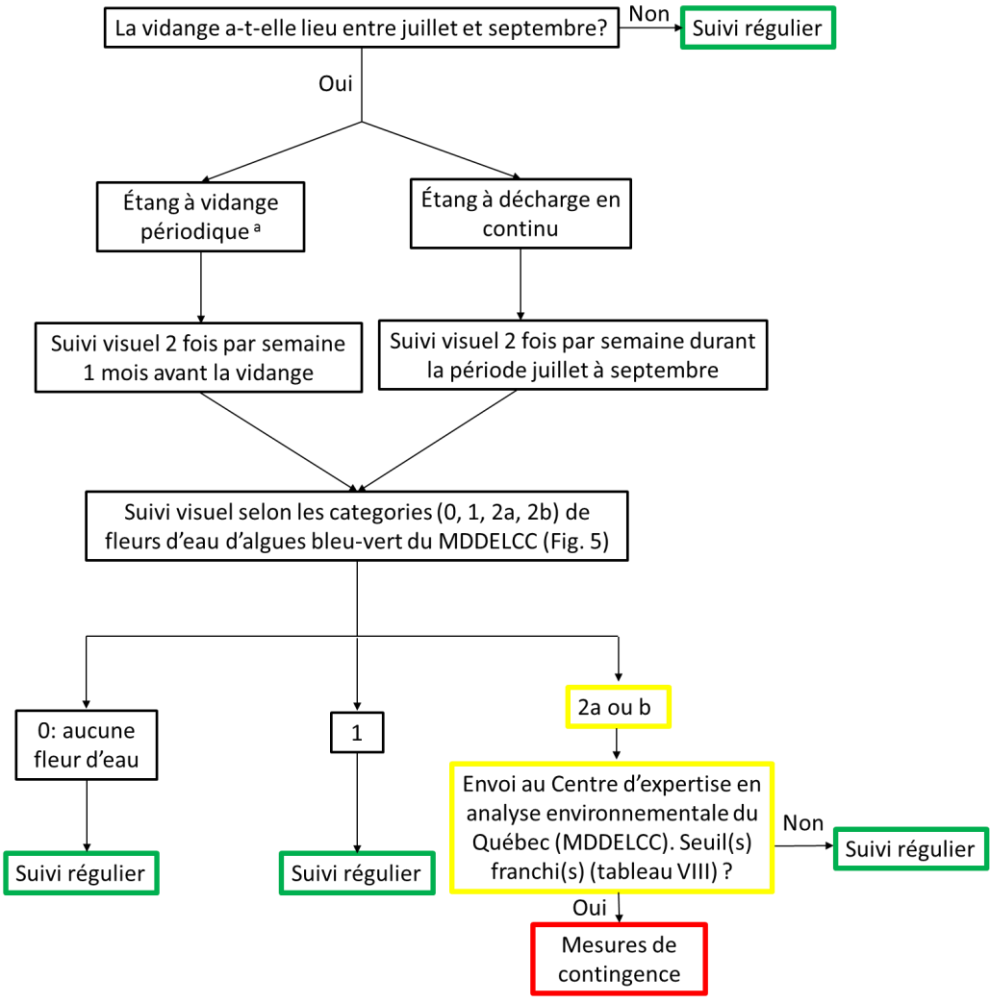

Figure 8. Arbre décisionnel pour le suivi des floraisons de cyanobactéries dans les étangs d'épurations du Québec. Les conditions de suivi visuel de routine (en vert), de vigilance (en jaune) et l'application de mesures de contingence (en rouge) sont indiquées. [a] Au Québec, aucune vidange n'est permise pour les étangs non aérés à vidange périodique entre la mi-juin et la mi-octobre, sauf sur exceptions.

Les observations visuelles provenant de chaque visite de suivi régulier des cyanobactéries dans les étangs devraient être consignées dans un registre pour chaque station d'épuration. À chaque visite, l'employé responsable devrait indiquer : la date, l'heure et l'étang où l'observation a eu lieu, la température de l'air et de l'eau, les conditions d'ensoleillement et de vent au moment de l'observation ainsi que la présence/couleur d'écume, de bulles ou de dépôts flottants à la surface des eaux. Le cas échéant, le prélèvement d'échantillons d'eau pour l'examen microscopique et le dosage des cyanotoxines, effectué par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec du MDDELCC qui est le seul

laboratoire accrédité pour l'analyse microscopique des cyanobactéries et des algues eucaryotes, sera noté.

4.4.3 - Plan de contingence

Lorsqu'une floraison de cyanobactéries potentiellement toxiques a été identifiée dans un étang, le plan de contingence s'applique, incluant une série de mesures de mitigation/gestion de l'épisode qui sont spécifiques à chaque station d'épuration. En ce sens, chaque station d'épuration devrait élaborer son propre plan de contingence. Ce plan devrait comporter les informations spécifiques permettant d'identifier, au préalable, les principales contraintes et options envisageables pour la gestion des épisodes de cyanobactéries, en fonction des caractéristiques individuelles :

1) de la série d'étangs présents dans la station d'épuration;
2) du milieu récepteur de l'effluent;
3) des conditions climatiques actuelles (au cours d'un rejet) et futures.

4.4.3.1 - Selon le type d'étangs

La séquence et l'organisation des étangs faisant partie d'un système de traitement des eaux détermineront la flexibilité des moyens disponibles aux opérateurs pour mitiger, contrôler ou éliminer les floraisons de cyanobactéries toxiques. Les étangs à vidange périodiques permettent d'accroitre le temps de résidence des eaux et d'utiliser différents traitements *in situ* pour éliminer les cyanobactéries. La disponibilité de systèmes de pompage peut permettre de modifier la séquence de traitement des eaux en isolant le/les étangs contaminés par les cyanobactéries toxiques le temps d'y appliquer des mesures de contrôle. Le débit des effluents des étangs vers le milieu récepteur peut être ralenti, modifié (avec des seuils rehaussés) voire même interrompu temporairement.

Pour chaque station, le plan de contingence devrait comprendre une description détaillée de la séquence et du temps de résidence des différents d'étangs, ainsi que les alternatives disponibles pour modifier le débit ou le parcours des eaux.

4.4.3.2 - Selon le type de milieux récepteurs

L'usage du territoire, la densité de population et le type de plan d'eau influencent fortement le degré et la catégorie d'usages potentiellement impactés par le rejet d'un effluent contaminé par les cyanobactéries. Le plan de contingence de chaque station d'épuration devrait contenir des informations sur les différents usages humains affectés par la présence de cyanotoxines dans l'eau, incluant les usages domestiques (prises d'eau potable), récréatifs (plages, marinas, pêche sportive), touristiques (observation de la nature), agricoles (irrigation, bétail) et industriels (transformation des aliments). La distance en aval du point de rejet où ces activités seront affectées devra être déterminée pour chaque plan d'eau, en fonction des extrêmes dans les conditions hydrologiques durant la période propice aux efflorescences.

Outre le répertoire des usages anthropogéniques en aval du point de rejet, le plan de contingence de chaque station d'épuration devrait identifier les composantes vulnérables de l'écosystème (par ex. les sites de frai et d'alevinage), les espèces de poissons exploitées commercialement, les espèces rares et menacées qui pourraient être affectées par la présence de cyanobactéries et de cyanotoxines.

4.4.3.3- Selon les conditions climatiques actuelles et futures

Le temps de résidence des lacs et réservoirs ainsi que le débit des rivières auront des conséquences majeures sur le potentiel de dilution de l'effluent lors de son rejet dans le milieu naturel. Dans le Québec méridional, les conditions hydrologiques sont fortement modulées par les variations saisonnières des précipitations et d'évaporation en fonction de la température de l'air. L'hydraulicité des cours d'eau est maximale au printemps lors de la fonte des neiges et à l'automne, avec le minimum atteint en fin d'été, coïncidant avec la période la plus propice pour la prolifération des cyanobactéries. Dans ces conditions, il est important de considérer le rapport entre le débit de l'effluent contaminé et celui du milieu récepteur au moment où le rejet aura lieu, pour identifier le risque potentiel causé par l'apport de cyanobactéries toxiques. La dilution des rejets sera favorisée lors de conditions de pluie, puisque de nombreux cours d'eau de la plaine du Saint-Laurent sont sujets à d'importantes hausses de débit à court terme (quelques heures) en réponse aux épisodes de pluie intense. Idéalement, une étude de dilution du panache serait souhaitable en condition d'étiage, pour déterminer la distance à laquelle

l'effluent demeure perceptible après son rejet dans le milieu naturel (Hickey et al 1989, Daviescolley et al 1995). Toutefois, comme les cyanobactéries sont des organismes ubiquistes qui se développent lorsque les conditions environnementales sont propices, il est difficile de prédire les conséquences de leur rejet dans les milieux récepteurs. Le risque d'ensemencement du milieu récepteur est relativement faible si le facteur de dilution est important mais si les conditions sont propices, il pourrait y avoir un risque de développement de cyanobactéries toxiques. Les effets conjoints du rejet d'un effluent contenant des cyanobactéries, des apports en nutriments et en MES peuvent avoir des conséquences écologiques à long terme sur le milieu naturel, particulièrement sur la chaîne trophique.

Les prévisions climatiques indiquent une hausse généralisée des températures estivales et un accroissement des étiages extrêmes d'ici à 2050 dans le Québec méridional (CEHQ 2015). Ces conditions chaudes et sèches devraient favoriser la prolifération des cyanobactéries dans les étangs d'épuration autant que dans les milieux récepteurs, qui deviendront d'autant plus vulnérables en raison de la diminution de leur potentiel de dilution. De plus, la durée de prolifération des cyanobactéries pourrait aussi être plus longue à cause du réchauffement hâtif au printemps et des automnes plus chauds (CEHQ 2015).

Le plan de contingence de chaque station d'épuration devrait contenir des informations sur l'hydrologie (min, max, moyenne journalières historiques) du plan d'eau récepteur pour la période de juillet à septembre, pour connaitre l'étendue des conditions dans lesquelles un rejet pourrait avoir lieu et prévoir les options à envisager selon les extrêmes de débit/niveau.

4.4.4 - Actions à entreprendre en cas de floraisons de cyanobactéries

Est-ce que l'étang peut être isolé? Lors d'une floraison de cyanobactéries toxiques, le rejet de l'effluent dans le milieu récepteur devrait idéalement être interrompu complètement jusqu'à ce que différentes options de traitement soient appliquées (voir section 4.5.1). Lorsque c'est possible, et si cela peut être fait sans compromettre la qualité globale des eaux de l'effluent, l'étang contenant les cyanobactéries devrait être isolé du reste du système de traitement en modifiant l'entrée et la sortie des eaux de l'étang. Selon les contraintes d'opération hydraulique de l'étang, il peut être envisageable de rehausser le niveau du seuil de l'exutoire de l'étang pour accroitre le temps de rétention de l'eau dans l'étang (EPA 2011).

Le débit de l'étang contaminé peut-il être dévié pour que le rejet au milieu récepteur provienne d'un autre étang? Lorsque le traitement des eaux usées comprend une série d'étangs, un étang non contaminé par les cyanobactéries peut être utilisé comme exutoire, ce qui réduit le risque pour le milieu récepteur. Le changement de configuration de la séquence des étangs peut accorder plus de temps pour gérer les cyanobactéries dans l'étang sujet à la prolifération. Les gestionnaires de la station d'épuration doivent cependant s'assurer que la qualité des eaux à l'exutoire est conforme aux exigences du permis d'opération de la station.

Les cellules de cyanobactéries peuvent-elles être traitées ou éliminées de l'effluent? Différentes options s'offrent pour le traitement approprié ou l'élimination des cellules de cyanobactéries toxiques (voir section 4.4.1). Dans les premiers stades de développement d'une fleur d'eau de cyanobactéries, particulièrement lorsque les cellules n'ont pas encore relâché leurs toxines, les cyanobactéries peuvent être éliminées physiquement par filtration ou sédimentées par l'ajout d'un agent coagulant/floculant. Une fois que les cellules auront été mécaniquement isolées de l'eau, il faudra identifier les méthodes appropriées pour disposer des écumes et des boues contenant les cellules toxiques.

L'irrigation est-elle une option ? Le recyclage des eaux usées pour l'irrigation est parfois utilisé pour la gestion des effluents des étangs d'épuration. Ainsi, en Tasmanie, le recyclage des eaux usées pour l'irrigation des terrains de golf ou de terres agricoles est régi par des plans de gestion pré-approuvés. Dans ce cadre, lorsqu'il est proposé d'utiliser un effluent contaminé aux cyanobactéries pour l'irrigation, le plan de gestion doit être révisé et modifié en tenant compte des risques spécifiquement associés à la toxicité des cyanobactéries (EPA 2011). Au Québec, à notre connaissance, cette option n'est pas en application.

Le rejet de l'effluent contaminé dans un plan d'eau est-il acceptable? Lorsque le rejet dans le milieu récepteur est la seule option envisageable, le rejet doit être planifié et géré en conformité avec les directives environnementales appropriées. Les valeurs de recommandation indiquées au Tableau VIII devraient former la base du plan de gestion et inclure une évaluation des impacts sur une variété d'usages possibles ayant lieu en aval du point de rejet, par exemple, les usages récréatifs et la consommation d'eau par les populations humaines et le bétail. Il est fortement recommandé qu'un plan de gestion soit développé avant

le développement d'une fleur d'eau. Celui-ci devra être une composante intégrale du plan de contingence.

Tableau VIII. Seuils d'alerte des concentrations de cyanotoxines et cyanobactéries totales recommandés au Québec

	MC-LR toxicité équivalente (µg/L)	Anatoxine-a (µg/L)	Cyanobactéries totales (nbr de cellules/ml)
Eau potable	1,5[1]	3,7[2]	100 000[2]
Eaux récréatives	16[2]	40[2]	Indéterminé

[1] Québec (2017), [2] INSPQ (2005)

Les eaux d'un étang contaminé aux cyanobactéries peuvent être rejetées dans le milieu naturel après avoir évalué la dilution de l'effluent dans le milieu récepteur, en fonction des variations saisonnières de débit. Le rejet en conditions de fort débit favorisera la dilution; lorsque l'évaluation indique que le rejet accroitra la concentration des cyanobactéries et des toxines dans le milieu récepteur à des niveaux supérieurs aux valeurs acceptables pour les usagers en aval, un plan de communication efficace devra être mis en place. Un échantillonnage en amont du point de rejet devrait aussi être effectué avant l'épisode de rejet de l'effluent contaminé par déterminer le niveau de base (bruit de fond) des concentrations de cyanobactéries dans le milieu naturel.

4.4.5 - Plan de communication[1]

Une fois que les gestionnaires des stations d'épuration auront identifié les mesures spécifiques à prendre pour gérer l'épisode de prolifération de cyanobactéries, les groupes de décideurs et d'usagers concernés par ces mesures doivent être avisés sans délai. Une bonne communication est essentielle à la saine gestion des épisodes de cyanobactéries, en usant de transparence pour aviser les autorités concernées et le public des risques potentiels, sans générer d'inquiétudes excessives. Le plan de communication comprend la notification des autorités municipales et régionales, y compris le MDDELCC et les organisations non gouvernementales ayant un intérêt dans la gestion des plans d'eau telles que les agences de bassins versants et les propriétaires de plages où la baignade est autorisée. Lorsque le déversement à lieu en amont d'une prise d'eau potable, une communication devrait être faite aux gestionnaires de l'usine de production d'eau potable bien que ceux-ci, en collaboration avec le MDDELCC, ont l'obligation s'assurer le suivi de la qualité de l'eau brute et de l'eau distribuée en tout temps. Dans les cas les plus extrêmes, un communiqué de presse peut être émis lorsque le milieu récepteur comprend des secteurs où la santé des humains et/ou des animaux domestiques est mise à risque par la présence de cyanobactéries toxiques. Les usagers affectés devraient être avisés de restreindre leurs prélèvements et d'organiser leur approvisionnement en eau à partir de sources alternatives, si nécessaire.

5 - CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS[1]

5.1 - Identification des lacunes et avenues de recherche à privilégier

Notre revue de littérature a fait ressortir d'importantes lacunes d'information sur les processus écologiques prenant place dans les étangs ainsi que sur l'efficacité des méthodes

[1] Le plan de communication proposé par les auteurs n'engage pas les ministères et organismes concernés par ce dossier.

pour empêcher et contrôler les floraisons de cyanobactéries. Nous présentons les lacunes et avenues de recherche en fonction de leur ordre de priorité décroissante.

1) Décrire les communautés biologiques dans les étangs et les milieux naturels recevant l'effluent traité, incluant la taxonomie (genres et espèces) des cyanobactéries de même que leurs abondances pour les étangs d'épuration du Québec. Il faut aussi mieux connaître la survie des cyanobactéries en provenance des étangs une fois qu'elles sont transportées dans le milieu récepteur. Le passage des cyanobactéries du milieu relativement stable et stratifié des étangs à un milieu récepteur sujet à la turbulence devrait avoir des effets négatifs sur la survie des cellules. Une meilleure connaissance des communautés microbiennes, des protozoaires, du phytoplancton et du microzooplancton au sein des étangs d'épuration permettrait de mieux comprendre leur dynamique et les interactions avec les conditions hydrologiques et climatiques.

2) Tester l'efficacité, la faisabilité et la viabilité économique des méthodes de biofiltration (marais filtrant, plantes, bioréacteurs, substrats colonisables, sur roches, sur sable) à l'entrée et à la sortie des étangs. En réduisant le besoin d'ajouts d'agents de floculation chimique, les filtres biologiques pourraient à long terme constituer une solution moins couteuse et moins dommageable pour le milieu récepteur. À l'entrée des étangs, la filtration biologique pourrait réduire les éléments nutritifs et diminuer l'incidence des floraisons d'algues toxiques; à la sortie de l'étang de polissage, les filtres biologiques permettraient d'éliminer les cyanobactéries de l'effluent avant de le rejeter dans le milieu récepteur.

3) Évaluer l'efficacité des déflecteurs colonisés par le périphyton pour empêcher les floraisons de cyanobactéries. Une fois l'efficacité démontrée, des études additionnelles seront requises pour évaluer les coûts d'installation de déflecteurs dans des étangs nouvellement construits ou présentement en opération, ainsi que pour optimiser leur configuration spatiale et temporelle. Selon la configuration des étangs, le type et le positionnement des déflecteurs pourront varier pour maximiser le temps de rétention des eaux. L'installation de déflecteurs temporaires, sur une base saisonnière pourra aussi être envisagée. Il serait aussi souhaitable d'optimiser le design des déflecteurs en fonction

des conditions spécifiques au Québec à partir d'études pilotes, incluant le suivi des communautés périphytiques, planctoniques et cyanobactériennes.

4) Examiner le rôle de la stratification thermique et du mélange vertical (naturel ou par aération mécanique) dans le développement et la persistance des fleurs d'eau à cyanobactéries. Outre le contrôle des cyanobactéries, les conditions hydrauliques assurent les processus de dégradation aérobiques et limitent le dégagement d'odeurs nauséabondes et de gaz à effet de serre.

5) Évaluer l'importance de la production de toxines autres que les microcystines ainsi que leurs effets sur les organismes dans les étangs d'épuration et les milieux récepteurs.

6) Identifier des méthodes de disposition sécuritaires et durables des boues contaminées aux cyanobactéries et cyanotoxines afin d'éviter de contaminer les sols et l'aquifère.

7) Examiner les interactions biophysiques entre les conditions hydrauliques et microbiennes dans les étangs pour développer une approche holistique de la dynamique des processus d'épuration des eaux usées. Ceci pourrait mener à l'identification d'outils de prédiction et de suivi de la performance du traitement, avec des seuils critiques permettant d'orienter le design des étangs. Des indicateurs prédictifs des floraisons de cyanobactéries pourraient en plus être développés à l'aide de variables climatiques et physico-chimiques (voir section 5.3).

5.2 – Recommandations

1) Mettre en place un système de suivi visuel de la présence de floraisons de cyanobactéries (section 4.5.2), complémentaire aux mesures physico-chimiques actuelles;

2) Former le personnel des stations d'épuration à l'identification des floraisons de cyanobactéries et leur donner accès au guide d'identification;

3) Développer un plan de contingence adapté aux conditions spécifiques à chaque station d'épuration (type d'étang, milieu récepteur, conditions climatiques) (section 4.5.3);

4) Identifier les actions à entreprendre en cas de floraison de cyanobactéries (section 4.5.4);

5) Mettre en place le plan de communication avec les instances concernées (section 4.5.5).

6) Développer dans le futur une approche écosystémique pour optimiser la gestion intégrée des stations d'épuration.

5.3 - Perspectives de gestion intégrée

Jusqu'à présent, les étangs ont été gérés comme de simples systèmes d'épuration et de sédimentation des matières organiques sur la base de procédés hydrauliques. Le traitement vise à assurer la rétention et la circulation des eaux le long d'une série d'étangs, la sédimentation des particules et la biodégradation des matières organiques afin de rejeter un effluent dont la qualité respecte les normes. Cette approche classique de génie sanitaire n'intègre cependant pas l'ensemble des composantes physiques (hydrologie, courants, mélange, sédimentation), chimiques (biodégradation, transformation de la matière organique en nutriments minéraux, rejet de gaz) et écologiques (dynamique et écologie des communautés microbiennes), ainsi que leurs interactions avec les autres organismes (zooplancton, périphyton, plantes). Une nouvelle approche de gestion holistique (Fig. 9), visant à inclure des indicateurs physiques, chimiques et biologiques pour mieux atteindre les objectifs de traitement des eaux, est en voie d'application en Australie (Ghadouani et Coggins 2011, Barrington et al 2013a, 2013b, 2014).

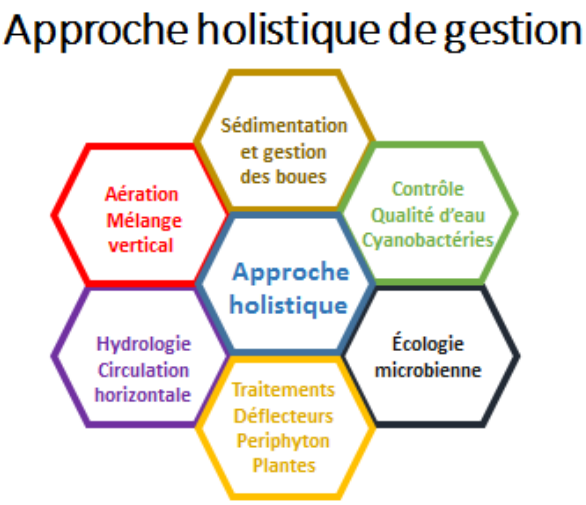

Figure 9. Approche holistique permettant d'intégrer tous les domaines reliés à la gestion des étangs d'épuration et au contrôle de qualité des eaux et des cyanobactéries.

Sur la base de cette approche holistique, nous avons développé un modèle conceptuel de gestion intégrée (Figure 10) qui détaille les liens entre les facteurs environnementaux, les outils de gestion et la performance des étangs d'épuration.

Les facteurs intrinsèques qui influencent le design des systèmes d'épuration des eaux usées incluent la taille des municipalités et les activités sur le territoire, qui détermineront la nature des eaux usées à traiter et les boues qui seront produites. Une bonne circulation horizontale permet d'accroitre le temps de séjour des eaux tandis que le mélange vertical maintient les processus aérobiques favorables à la flore microbienne. Les conditions environnementales et climatiques régionales détermineront le débit et la stratification thermique dans les étangs, en interaction avec les facteurs précédents.

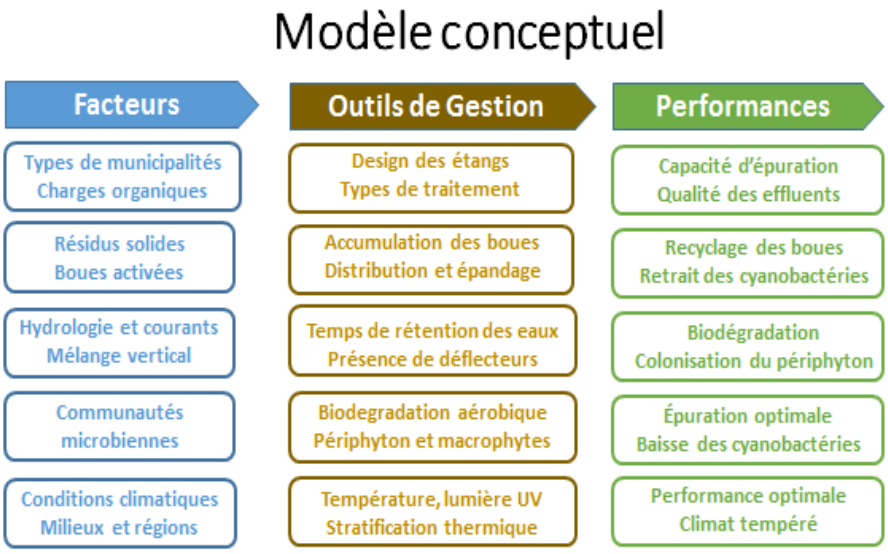

Figure 10. Modèle conceptuel reliant les facteurs environnementaux aux outils de gestion visant la prévention des floraisons de cyanobactéries afin d'améliorer la performance des étangs d'épuration.

Les outils de gestion incluent le design des étangs, la capacité de rétention des eaux usées et les types de traitements (primaire, secondaire, tertiaire) qui seront sélectionnés. La pénétration de la lumière dans les étangs favorisera le développement des organismes autotrophes qui assimileront les nutriments. L'installation de déflecteurs et leur colonisation par le périphyton ainsi que la présence de plantes aquatiques constituent des atouts importants pour le contrôle des cyanobactéries, en accroissant le temps de résidence des eaux. L'accumulation des boues doit être surveillée afin d'éviter l'envasement des étangs afin de maintenir la pleine circulation des eaux dans la série d'étangs. Ceci peut être optimisé grâce à l'analyse de la bathymétrie des étangs à l'aide de sonar (Chua et al 2013, Coggins et al 2017) et l'installation de déflecteurs (Khan et al 2017). Les méthodes de suivi traditionnelles (DBO_5, DBO_5C, MES, $N\text{-}NH_3^+$) peuvent être complémentées par le monitoring des stérols d'origine humaine (Reichwaldt et al 2017) et par les nouvelles méthodes de modélisation prédictives des efflorescences de cyanobactéries basés sur la chlorophylle (Xiao et al 2017)

Enfin, la performance d'épuration des stations (Figure 10) sera déterminée par l'agencement des conditions ci-dessus, via les processus biologiques qui en résultent. De

bonnes conditions d'oxygénation entravent les processus anaérobiques et limitent le dégagement des gaz nauséabonds (H2S) ou à effet de serre (CH4) (Glaz et al 2016). En favorisant les conditions aérobiques, on optimise la biodégradation des matières organiques et on évite le développement des efflorescences à cyanobactéries. Ces objectifs de performance seront atteints par le développement de communautés microbiennes (bactéries, protozoaires, algues et zooplancton) bien diversifiées, adaptées à la biodégradation aérobie de la matière organique. Selon leur volume et leur nature (présence de cyanobactéries et de toxines), les boues produites par les systèmes d'épuration des eaux seront disposées (incinération) ou utilisées à diverses fins (épandage, engrais, etc.). La disposition des boues doit être conforme aux normes de qualité, en particulier aux niveaux des concentrations de contaminants, de cyanobactéries et de cyanotoxines.

Bibliographie

Abbas, H., Nasr, R. and Seif, H. (2006) Study of waste stabilization pond geometry for the wastewater treatment efficiency. Ecological Engineering 28, 25-34.

Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A.A. et Ibraheem, I.B.M. (2012) Microalgae and wastewater treatment. Saudi Journal of Biological Sciences 19(3), 257-275.

Ahn, C. Y., Joung, S. H., Choi, A., Kim, H. S., Jang, K. Y., Oh, H. M. (2007) Selective control of cyanobacteria in eutrophic pond by a combined device of ultrasonication and water pumps. Environmental Technology 28: 371-379.

Amengual-Morro, C., Niell, G.M. and Martinez-Taberner, A. (2012) Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds. Journal of Environmental Management 95, S71-S76.

Antonelli, M., Turolla, A., Mezzanotte, V. and Nurizzo, C. (2013) Peracetic acid for secondary effluent disinfection: a comprehensive performance assessment. Water Science and Technology 68(12), 2638-2644.

Arauzo, M., Colmenarejo, M.F., Martinez, E. and Garcia, M.G. (2000) The role of algae in a deep wastewater self-regeneration pond. Water Research 34(14), 3666-3674.

Arauzo, M. (2003) Harmful effects of un-ionised ammonia on the zooplankton community in a deep waste treatment pond. Water Research 37(5), 1048-1054.

Aubry, G. (2003) Enlèment de l'azote dans les eaux usées par un procédé à culture fixée émergée, Département de génie civil, Québec, Canada.

Ball, A.S., Williams, M., Vincent, D. and Robinson, J. (2001) Algal growth control by a barley straw extract. Bioresource Technology 77(2), 177-181.

Babu, M.A., van der Steen, N.P., Hooijmans, C.M. and Gijzen, H.J. (2011) Nitrogen mass balances for pilot-scale biofilm stabilization ponds under tropical conditions. Bioresource Technology 102(4), 3754-3760.

Barbeau, B., Carrière, A., Prévost, M., Zamyadi, A. and Chevalier, P. (2008) Changements climatiques : Analyse de la vulnérabilité des installations québécoises de traitement de l'eau potable aux cyanobactéries toxiques p. 92, École Polytechnique de Montréal - Chaire Industrielle en Eau Potable, Montréal, Québec.

Barrington, D.J. and Ghadouani, A. (2008) Application of Hydrogen Peroxide for the Removal of Toxic Cyanobacteria and Other Phytoplankton from Wastewater. Environmental Science & Technology 42(23), 8916-8921.

Barrington, D.J., Ghadouani, A. and Ivey, G.N. (2011) Environmental factors and the application of hydrogen peroxide for the removal of toxic cyanobacteria from waste stabilization ponds. Journal of Environmental Engineering-Asce 137(10), 952-960.

Barrington, D.J., Ghadouani, A. and Ivey, G.N. (2013a) Cyanobacterial and microcystins dynamics following the application of hydrogen peroxide to waste stabilisation ponds. Hydrology and Earth System Sciences 17(6), 2097-2105.

Barrington, D.J., Ghadouani, A., Sinang, S.C. and Ivey, G.N. (2014) Development of a new risk-based framework to guide investment in water quality monitoring. Environmental Monitoring and Assessment 186(4), 2455-2464.

Barrington, D.J., Reichwaldt, E.S. and Ghadouani, A. (2013b) The use of hydrogen peroxide to remove cyanobacteria and microcystins from waste stabilization ponds and hypereutrophic systems. Ecological Engineering 50, 86-94.

Barthel, L., de Oliveira, P.A.V. and da Costa, R.H.R. (2008) Plankton Biomass in Secondary Ponds Treating Piggery Waste. Brazilian Archives of Biology and Technology 51(6), 1287-1298.

Bernazeau, F., Baudin, I., Pieronne, P., Bruchet, A. and Anselme, C. (1995) Traitement des problèmes des toxines générées par les algues. Techniques, Sciences, Méthodes. Génie Urbain Rural 90 (10), 747-748.

Bernier, B. (2001) Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique, Ministère de l'Environnement, Direction des politiques du secteur municipal, Service de l'expertise technique en eau, Québec, Canada.

Berry, J.P., Lee, E., Walton, K., Wilson, A.E. and 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.

Bitton, G. (2010) Wastewater Microbiology, John Wiley & Sons, Inc.

Blais, S. (2008) Guide d'identification des fleurs d'eau de cyanobactéries. Comment les distinguer des végétaux observés dans nos lacs et nos rivières, 3e édition, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec, Canada.

Borduqui, M. and Ferragut, C. (2012) Factors determining periphytic algae succession in a tropical hypereutrophic reservoir. Hydrobiologia 683(1), 109-122.

Brix, H. and Schierup, H.H. (1989) The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. Ambio 18(2), 100-107.

Brownlee, E.F., Sellner, S.G. and Sellner, K.G. (2003) Effects of barley straw (Hordeum vulgare) on freshwater and brackish phytoplankton and cyanobacteria. Journal of Applied Phycology 15(6), 525-531.

Buisine, F. and Oemcke, D. (2003) Seasonal influence of waste stabilisation pond effluent on DAF/F (dissolved air flotation/filtration) process operation. Water Science and Technology 48(2), 357-364.

Burch, M.D., Velzeboer, R.M.A., Chow, C.W.K., Stevens, H.C., Bee, C.M. and House, J. (1998) Evaluation of Copper Algaecides for the Control of Algae and Cyanobacteria. Research Report No. 130, Urban Water Research Association of Australia, Melbourne, Australia.

Camacho, F.A. and Thacker, R.W. (2006) Amphipod herbivory on the freshwater cyanobacterium Lyngbya wollei: Chemical stimulants and morphological defenses. Limnology and Oceanography 51(4), 1870-1875.

Castenholz, R.W., Wilmotte, A., Herdman, M., Rippka, R., Waterbury, J.B., Iteman, I. and Hoffmann, L. (2001) Bergey's Manual® of Systematic Bacteriology: Volume One: The

Archaea and the Deeply Branching and Phototrophic Bacteria. Boone, D.R., Castenholz, R.W. and Garrity, G.M. (eds), pp. 473-599, Springer New York, New York, NY.

CEHQ (2015) Atlas hydroclimatique du Québec méridional – Impact des changements climatiques sur les régimes de crue, d'étiage et d'hydraulicité à l'horizon 2050., Centre d'expertise hydrique du Québec Québec, Canada.

Chen, W., Song, L., Gan, N. and Li, L. (2006) Sorption, degradation and mobility of microcystins in Chinese agriculture soils: risk assessment for groundwater protection. Environ. Pollut., 144, 752-758.

Chevalier, M.R., Brodard, E. and Mevelec, P. (1995) Influence d'un bloom algal sur les performances de l'ultrafiltration, Association général des hygiénistes et techniciens municipaux, Paris, France.

Chevalier, P., Proulx, D., Lessard, P., Vincent, W.F. and de la Noue, J. (2000) Nitrogen and phosphorus removal by high latitude mat-forming cyanobacteria for potential use in tertiary wastewater treatment. Journal of Applied Phycology 12(2), 105-112.

Chiswell, R.K., Shaw, G.R., Eaglesham, G., Smith, M.J., Norris, R.L., Seawright, A.A. and Moore, M.R. (1999) Stability of cylindrospermopsin, the toxin from the cyanobacterium, Cylindrospermopsis raciborskii: Effect of pH, temperature, and sunlight on decomposition. Environmental Toxicology 14(1), 155-161.

Cho, D.H., Ramanan, R., Heo, J., Kang, Z., Kim, B.H., Ahn, C.Y., Oh, H.M. and Kim, H.S. (2015) Organic carbon, influent microbial diversity and temperature strongly influence algal diversity and biomass in raceway ponds treating raw municipal wastewater. Bioresource Technology 191, 481-487.

Chorus, I. and Bartram, J. (eds) (1999) Toxic cyanobacteria in water - A guide to their public health consequences, monitoring, and management, E and FN Spon, published on behalf of the World Health Organization, New York.

Chua, A., trolio, R., Ghadouani, A. and Coggins, L. (2013) Application of sonar technology for the profiling of sludge in wastewater sysrems. Water (Australia) 40(5), 55-60.

Codd, G.A., Metcalf, J.S. and Beattie, K.A. (1999) Retention of Microcystis aeruginosa and microcystin by salad lettuce (Lactuca sativa) after spray irrigation with water containing cyanobacteria. Toxicon 37(8), 1181-1185.

Coelho, S., Perez-Ruzafa, A. and Gamito, S. (2015) Phytoplankton community dynamics in an intermittently open hypereutrophic coastal lagoon in southern Portugal. Estuarine Coastal and Shelf Science 167, 102-112.

Coggins, L.X., Ghisalberti, M. and Ghadouani, A. (2017) Sludge accumulation and distribution impact the hydraulic performance in waste stabilisation ponds. Water Research.

Combes, A., Dellinger, M., Cadel-six, S., Amand, S. and Comte, K. (2013) Ciliate Nassula sp grazing on a microcystin-producing cyanobacterium (Planktothrix agardhii): impact on cell growth and in the microcystin fractions. Aquatic Toxicology 126, 435-441.

Corbel, S., Mougin, C. and Bouaïcha, N. (2014) Cyanobacterial toxins: Modes of actions, fate in aquatic and soil ecosystems, phytotoxicity and bioaccumulation in agricultural crops. Chemosphere 96, 1-15.

Craggs, R.J., Tanner, C.C., Sukias, J.P.S. and Davies-Colley, R.J. (2000) Nitrification potential of attached biofilms in dairy farm waste stabilisation ponds. Water Science and Technology 42(10-11), 195-202.

Crites, R. and Tchobanoglous, G. (1998) Small and Decentralized Wastewater Management Systems, International Edition. McGraw-Hill, Boston.

Daviescolley, R.J., Hickey, C.W. and Quinn, J.M. (1995) Organic-matter, nutrients, and optical characteristics of sewage lagoon effluents. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 29(2), 235-250.

De Boutray, M.-L., Maghsoudi, E., Ndong, M., and Dorner, S. (2017) Revue de littérature sur les cyanotoxines dans les milieu aquatiques d'eau douces : leurs effets potentiels sur la santé des usagers et les critères ou seuils d'alerte de toxicité chronique et aiguë. Polytechnique de Montréal, Montréal.

de Lafontaine, Y., Despatie, S.-P. and Wiley, C. (2008) Effectiveness and potential toxicological impact of the PERACLEAN® Ocean ballast water treatment technology. Ecotoxicology and Environmental Safety 71(2), 355-369.

Deblois, C.P., Aranda-Rodriguez, R., Giani, A. and Bird, D.F. (2008) Microcystin accumulation in liver and muscle of tilapia in two large Brazilian hydroelectric reservoirs. Toxicon 51(3), 435-448.

Deblois, C.P., Giani, A. and Bird, D.F. (2011) Experimental model of microcystin accumulation in the liver of Oreochromis niloticus exposed subchronically to a toxic bloom of Microcystis sp. Aquatic Toxicology 103(1-2), 63-70.

Delwiche, C.F. and Palmer, J.D. (1997) Origins of Algae and their Plastids. Bhattacharya, D. (ed), pp. 53-86, Springer Vienna, Vienna.

Deronzier, G., Schétrite, S., Racault, Y., Canler, J.-P., Liénard, A., Héduit, A. and Duchène, P. (2001) Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités, p. 79, Ministère de l'Agriculture et de la pêche, Jouve, France.

Dixon, M.B., Falconet, C., Ho, L., Chow, C.W.K., O'Neill, B.K. and Newcombe, G. (2011) Removal of cyanobacterial metabolites by nanofiltration from two treated waters. Journal of Hazardous Materials 188(1–3), 288-295.

Dodds, W.K., Bouska, W.W., Eitzmann, J.L., Pilger, T.J., Pitts, K.L., Riley, A.J., Schloesser, J.T. and Thornbrugh, D.J. (2009) Eutrophication of US Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. Environmental Science & Technology 43(1), 12-19.

Dokulil, M.T. and Teubner, K. (2000) Cyanobacterial dominance in lakes. Hydrobiologia 438(1-3), 1-12.

Downing, J.A., Watson, S.B. and McCauley, E. (2001) Predicting Cyanobacteria dominance in lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58(10), 1905-1908.

Dular, M., Griessler-Bulc, T., Gutierrez-Aguirre, I., Heath, E., Kosjek, T., Klemencic, A.K., Oder, M., Petkovsek, M., Racki, N., Ravnikar, M., Sarc, A., Sirok, B., Zupanc, M., Zitnik, M. and Kompare, B. (2016) Use of hydrodynamic cavitation in (waste)water treatment. Ultrasonics Sonochemistry 29, 577-588.

Elder, A.R. (2011) Optimization of dissolved air flotation for algal harvesting at the Logan, Utah wastewater treatment plant, Utah State University, Logan, Utah, USA.

Ellis, D. (2009) Guide d'intervention pour les propriétaires, les exploitants ou les concepteurs de stations de production d'eau potable municipales aux prises avec une problématique de fleurs d'eau de cyanobactéries, p. 46, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques de l'eau, Québec, Canada.

Engstrom, J., Koski, M., Viitasalo, M., Reinikainen, M., Repka, S. and Sivonen, K. (2000) Feeding interactions of the copepods Eurytemora affinis and Acartia bifilosa with the cyanobacteria Nodularia sp. Journal of Plankton Research 22(7), 1403-1409.

EPA (2008) Guidelines for managing risks in recreational water, p. 215, Environmental Protection Authority, National Health and Medical Research Council. Australian Government, Australia.

EPA (2011) Guidelines for managing blue-green algae (Cyanobacteria) blooms in sewage treatment lagoons, p. 42, Environmental Protection Authority, Department of Primary industries, Parks, Water and Environment, Australian Government, Australia.

Falconer, I.R. (1999) An Overview of problems caused by toxic blue–green algae (cyanobacteria) in drinking and recreational water. Environmental Toxicology 14(1), 5-12.

Farjood, A., Melville, B.W., Shamseldin, A.Y. and Sher, K. (2017) The effect of different baffles on hydraulic performance of a sediment retention pond. Ecological Engineering 81, 228-232.

Ferrao, A.D. and Kozlowsky-Suzuki, B. (2011) Cyanotoxins: Bioaccumulation and Effects on Aquatic Animals. Marine Drugs 9(12), 2729-2772.

Ferrao, A.S., Soares, M.C.S., Lima, R.S. and Magalhaes, V.F. (2014) Effects of Cylindrospermopsis raciborskii (Cyanobacteria) on the swimming behavior of Daphnia (Cladocera). Environmental Toxicology and Chemistry 33(1), 223-229.

Ferrier, M.D., Butler, B.R., Terlizzi, D.E. and Lacouture, R. (2005) The effects of barley straw (Hordeum vulgare) on the growth of freshwater algae. Bioresource Technology 96(16), 1788-1795.

Figueredo, C.C., Giani, A. and Bird, D.F. (2007) Does allelopathy contribute to Cylindrospermopsis raciborskii (cyanobacteria) bloom occurrence and geographic expansion? Journal of Phycology 43(2), 256-265.

Finlay, B.J. and Esteban, G.F. (1998) Freshwater protozoa: biodiversity and ecological function. Biodiversity and Conservation 7(9), 1163-1186.

Furtado, A., Calijuri, M.D., Lorenzi, A.S., Honda, R.Y., Genuario, D.B. and Fiore, M.F. (2009) Morphological and molecular characterization of cyanobacteria from a Brazilian facultative wastewater stabilization pond and evaluation of microcystin production. Hydrobiologia 627(1), 195-209.

Fyda, J., Fialkowska, E. and Pajdak-Stos, A. (2010) Dynamics of cyanobacteria-ciliate grazer activity in bitrophic and tritrophic microcosms. Aquatic Microbial Ecology 59(1), 45-53.

Gallon, J.R. (1992) Reconciling the incompatible - N-2 fixation and O-2. New Phytologist 122(4), 571-609.

Gani, M.A., Alfasane, M.A. and Khondker, M. (2011) Limnology of wastewater treatment lagoons at Pagla, Narayanganj. Bangladesh Journal of Botany 40(1), 35-40.

Gao, Y.H., O'Neil, J.M., Stoecker, D.K. and Cornwell, J.C. (2014) Photosynthesis and nitrogen fixation during cyanobacteria blooms in an oligohaline and tidal freshwater estuary. Aquatic Microbial Ecology 72(2), 129-144.

Gelinas, M., Lajeunesse, A., Gagnon, C. and Gagne, F. (2013) Temporal and seasonal variation in acetylcholinesterase activity and glutathione-S-transferase in amphipods collected in mats of Lyngbya wollei in the St-Lawrence River (Canada). Ecotoxicology and Environmental Safety 94, 54-59.

Ger, K.A., Hansson, L.A. and Lurling, M. (2014) Understanding cyanobacteria-zooplankton interactions in a more eutrophic world. Freshwater Biology 59(9), 1783-1798.

Gerard, C., Brient, L. and Le Rouzic, B. (2005) Variation in the response of juvenile and adult gastropods (Lymnaea stagnalis) to cyanobacterial toxin (microcystin-LR). Environmental Toxicology 20(6), 592-596.

Gerardi, M.H. (2015) The biology and troubleshooting of facultative lagoons, Wiley, Hoboken, New Jersey.

Ghadouani, A. and Coggins, L.X. (2011) Science, technology and policy for Water Pollution Control at the Watershed Scale: Current issues and future challenges. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C 36(9–11), 335-341.

Ghadouani, A., Pinel-Alloul, B. and 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.

Ghadouani, A., Pinel-Alloul, B., Zhang, Y. and Prepas, E.E. (1998) Relationships between zooplankton community structure and phytoplankton in two lime-treated eutrophic hardwater lakes. Freshwater Biology 39(4), 775-790.

Ghadouani, A., Pinel-Alloul, B., Plath, K., Codd, G.A. and 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.

Gijsbertsen-Abrahamse, A.J., Schmidt, W., Chorus, I. and Heijman, S.G.J. (2006) Removal of cyanotoxins by ultrafiltration and nanofiltration. Journal of Membrane Science 276(1–2), 252-259.

Glaz, P., Bartosiewicz, M., Laurion, I., Reichwaldt, E.S., Maranger, R. and Ghadouani, A. (2016) Greenhouse gas emissions from waste stabilisation ponds in Western Australia and Quebec (Canada). Water Research 101, 64-74.

Goh, Y.T., Harris, J.L. and Roddick, F.A. (2010) Reducing the effect of cyanobacteria in the microfiltration of secondary effluent. Water Science and Technology 62(7), 1682-1688.

Grabow, W.O.K., Durandt, W.C., Prozesky, O.W. and Scott, W.E. (1982) Microcystis-aeruginosa toxin - cell-culture toxicity, hemolysis, and mutagenicity assays. Applied and Environmental Microbiology 43(6), 1425-1433.

Gray, N.F. (2011) Biology of Wastewater Treatment, Imperial College Press and distributed by World Scientific Publishing co.

Gregory, R., Zabel, T.F. and Edzwald, J.K. (1999) Water Quality and Treatment: A Handbook on Drinking Water. Litterman, R.D.E. (ed), McGraw-Hill, Inc, New York, USA.

Gschlößl, T., Steinmann, C., Schleypen, P. and Melzer, A. (1998) Constructed wetlands for effluent polishing of lagoons. Water Research 32(9), 2639-2645.

Hallegraeff, G.M. (1993) A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. Phycologia 32(2), 79-99.

Havens, K.E. (2008) Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs. Hudnell, H.K. (ed), pp. 733-747, Springer New York, New York, NY.

Heisler, J., Glibert, P.M., Burkholder, J.M., Anderson, D.M., Cochlan, W., Dennison, W.C., Dortch, Q., Gobler, C.J., Heil, C.A., Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R., Marshall, H.G., Sellner, K., Stockwell, D.A., Stoecker, D.K. and Suddleson, M. (2008) Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. Harmful Algae 8(1), 3-13.

Heresztyn, T. and Nicholson, B.C. (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.

Hickey, C.W., Quinn, J.M. and Daviescolley, R.J. (1989) Effluent characteristics of domestic sewage oxidation ponds and their potential impacts on rivers. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 23(4), 585-600.

Hijnen, W., Beerendonk, E. and Medema, G. (2006). Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: a review. Water Research. 40, 3-22.

Hitzfeld, B.C., Hoger, S.J. and Dietrich, D.R. (2000) Cyanobacterial toxins: Removal during drinking water treatment, and human risk assessment. Environmental Health Perspectives 108, 113-122.

Ho, L., Hoefel, D., Saint, C.P. and Newcombe, G. (2007) Degradation of Microcystin-LR through Biological Sand Filters. Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management 11(3), 191-196.

Ho, L., Sawade, E. and Newcombe, G. (2012) Biological treatment options for cyanobacteria metabolite removal – A review. Water Research 46(5), 1536-1548.

Holmer, M., Georgiev, V.G. and Karamfilov, V.K. (2016) Effects of point source of untreated sewage waters on seagrass (Zostera marina and Z. noltii) beds in the South-Western Black Sea. Aquatic Botany 133, 1-9.

Hu, L.B., Yang, J.D., Zhou, W., Yin, Y.F., Chen, J. and Shi, Z.Q. (2009) Isolation of a Methylobacillus sp that degrades microcystin toxins associated with cyanobacteria. New Biotechnology 26(3-4), 205-211.

Hudnell, H.K. (ed) (2008) Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs, Springer, New York.

Hudnell, H.K., Jones, C., Labisi, B., Lucero, V., Hill, D.R. and Eilers, J. (2010) Freshwater harmful algal bloom (FHAB) suppression with solar powered circulation (SPC). Harmful Algae 9(2), 208-217.

Hudon, C., Cattaneo, A., Poirier, A.M.T., Brodeur, P., Dumont, P., Mailhot, Y., Amyot, J.P., Despatie, S.P. and de Lafontaine, Y. (2012) Oligotrophication from wetland epuration alters the riverine trophic network and carrying capacity for fish. Aquatic Sciences 74(3), 495-511.

Hudon, C., Gagnon, P., Poirier Larabie, S., Gagnon, C., Lajeunesse, A., Lachapelle, M. and Quilliam, M.A. (2016) Spatial and temporal variations of a saxitoxin analogue (LWTX-1) in Lyngbya wollei (Cyanobacteria) mats in the St. Lawrence River (Québec, Canada). Harmful Algae 57, Part A, 69-77.

Huisman, J., Sharples, J., Stroom, J.M., Visser, P.M., Kardinaal, W.E.A., Verspagen, J.M.H. and Sommeijer, B. (2004) Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. Ecology 85(11), 2960-2970.

Illyova, M. and Stefkova, E. (1995) The species composition and seasonal dynamics of phytoplankton and zooplankton in the system of self-purification reservoirs of the sewage-treatment plant. Zivocisna Vyroba 40(2), 83-96.

INSPQ (2005) Propositions de critères d'intervention et de seuils d'alerte pour les cyanobactéries, p. 4, Institut National De Santé Publique Du Québec, Québec, Canada.

Iredale, R.S., McDonald, A.T. and Adams, D.G. (2012) A series of experiments aimed at clarifying the mode of action of barley straw in cyanobacterial growth control. Water Research 46(18), 6095-6103.

Irving, T.E. and Allen, D.G. (2011) Species and material considerations in the formation and development of microalgal biofilms. Applied Microbiology and Biotechnology 92(2), 283-294.

Jacangelo, J.G., Loughran, P., Petrik, B., Simpson, D. and McIlroy, C. (2003) Removal of enteric viruses and selected microbial indicators by UV irradiation of secondary effluent. Water Science and Technology 47(9), 193-198.

Jechalke, S., Vogt, C., Reiche, N., Franchini, A.G., Borsdorf, H., Neu, T.R. and Richnow, H.H. (2010) Aerated treatment pond technology with biofilm promoting mats for the bioremediation of benzene, MTBE and ammonium contaminated groundwater. Water Research 44, 1785-1796.

Juhel, G., Davenport, J., O'Halloran, J., Culloty, S.C., O'Riordan, R.M., James, K.F., Furey, A. and Allis, O. (2006) Impacts of microcystins on the feeding behaviour and energy balance of zebra mussels, Dreissena polymorpha: A bioenergetics approach. Aquatic Toxicology 79(4), 391-400.

Kalubowila, S., Jayaweera, M., Nanayakkara, C.M. and Gunatilleke, D.N.D.S. (2013) Floating wetlands for management of algal washout from waste stabilization pond effluent: Case study at hikkaduwa waste stabilization ponds. Engineer 46(4), 63-74.

Kayal, N., Newcombe, G. and Ho, L. (2008) Investigating the Fate of Saxitoxins in Biologically Active Water Treatment Plant Filters. Environmental Toxicology 23(6), 751-755.

Kayombo S, M.T., Katima JHY, Ladegaard N, Jørgensen SE (2004) Waste stabilization ponds and constructed wetlands design manual, Danida/ UNEP-IETC Dar es Salaam, Tanzania/Copenhagen, Danemark.

Keller, R., Passamani, F., Vaz, L., Cassini, S.T. and Goncalves, R.F. (2003) Inactivation of Salmonella spp. from secondary and tertiary effluents by UV irradiation. Water Science and Technology 47(3), 147-150.

Kenefick, S.L., Hrudey, S.E., Peterson, H.G. and Prepas, E.E. (1993) Toxin release from Microcystis-aeruginosa after chemical treatment. Water Science and Technology 27(3-4), 433-440.

Khan, S., Melville, B.W., Khan, M.M., Shoaib, M. and Shamseldin, A. (2017) Effect of baffles on the hydraulic performance of sediment retention ponds. Water Science and Technology 75(9), 1991-1996.

Kirkwood, A.E., Nalewajko, C. and Fulthorpe, R.R. (2005) The impacts of cyanobacteria on pulp-and-paper wastewater toxicity and biodegradation of wastewater contaminants. Canadian Journal of Microbiology 51(7), 531-540.

Kirkwood, A.E., Nalewajko, C. and Fulthorpe, R.R. (2006) The Effects of Cyanobacterial Exudates on Bacterial Growth and Biodegradation of Organic Contaminants. Microbial Ecology 51(1), 4-12.

Kirsch, K.M. and Dzialowski, A.R. (2012) Effects of invasive zebra mussels on phytoplankton, turbidity, and dissolved nutrients in reservoirs. Hydrobiologia 686(1), 169-179.

Kittler, K., Schreiner, M., Krumbein, A., Manzei, S., Koch, M., Rohn, S. and Maul, R. (2012) Uptake of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in Brassica vegetables. Food Chemistry 133(3), 875-879.

Kiviranta, J., Sivonen, K., Lahti, K., Luukkainen, R. and Niemela, S.I. (1991) Production and biodegradation of cyanobacterial toxins - a laboratory study. Archiv Fur Hydrobiologie 121(3), 281-294.

Komarek, J. (2006) Cyanobacterial Taxonomy: Current Problems and Prospects for the Integration of Traditional and Molecular Approaches. ALGAE 21(4), 349-375.

Komarek, J. (2010a) Modern taxonomic revision of planktic nostocacean cyanobacteria: a short review of genera. Hydrobiologia 639(1), 231-243.

Komarek, J. (2010b) Recent changes (2008) in cyanobacteria taxonomy based on a combination of molecular background with phenotype and ecological consequences (genus and species concept). Hydrobiologia 639(1), 245-259.

Korkut, E.N., Martin, J.P. and Yaman, C. (2006) Wastewater treatment with biomass attached to porous geotextile baffles. Journal of Environmental Engineering-Asce 132 (2), 284-288.

Koski, M., Schmidt, K., Engstrom-Ost, J., Viitasalo, M., Jonasdottir, S., Repka, S. and Sivonen, K. (2002) Calanoid copepods feed and produce eggs in the presence of toxic cyanobacteria Nodularia spumigena. Limnology and Oceanography 47(3), 878-885.

Kotut, K., Ballot, A., Wiegand, C. and Krienitz, L. (2010) Toxic cyanobacteria at Nakuru sewage oxidation ponds - A potential threat to wildlife. Limnologica 40(1), 47-53.

Kozlowsky-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

Lajeunesse, A., Segura, P.A., Gelinas, M., Hudon, C., Thomas, K., Quilliam, M.A. and 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, 93-103.

Lam, A.K.Y., Prepas, E.E., Spink, D. and Hrudey, S.E. (1995) Chemical control of hepatotoxic phytoplankton blooms: Implications for human health. Water Research 29(8), 1845-1854.

Landsberg, J.H. (2002) The effects of harmful algal blooms on aquatic organisms. Reviews in Fisheries Science 10(2), 113-390.

Lapointe, B.E., Herren, L.W., Debortoli, D.D. and Vogel, M.A. (2015) Evidence of sewage-driven eutrophication and harmful algal blooms in Florida's Indian River Lagoon. Harmful Algae 43, 82-102.

Lapointe, B.E., Thacker, K., Hanson, C. and Getten, L. (2011) Sewage pollution in Negril, Jamaica: effects on nutrition and ecology of coral reef macroalgae. Chinese Journal of Oceanology and Limnology 29(4), 775-789.

Lavoie, I., Laurion, I., Warren, A. and Vincent, W. (2007) Les fleurs d'eau de cyanobactéries : Revue de littérature, INRS, Centre Eau, Terre et Environnement, Québec.

Lawrie, R.A., Stretch, D.D. and Perissinotto, R. (2010) The effects of wastewater discharges on the functioning of a small temporarily open/closed estuary. Estuarine Coastal and Shelf Science 87(2), 237-245.

Lee, T.-J., Nakano, K., and Matsumura, M. (2002) A novel strategy for cyanobacterial bloom control by ultrasonic irradiation. Water Science and Technology 46(6-7), 207-215.

Lefevre, F., Audic, J.M. and Ferrand, F. (1992) Peracetic-acid disinfection of secondary effluents discharged off coastal seawater. Water Science and Technology 25(12), 155-164.

Levesque, D., Cattaneo, A. and Hudon, C. (2015) Benthic cyanobacterial mats serve as a refuge and food for the amphipod Gammarus fasciatus. Hydrobiologia 758(1), 171-181.

Lévesque, B., Gervais, M.-C., Chevalier, P., Gauvin, D., Anassour-Laouan-Sidi, E., Gingras, S., Fortin, N., Brisson, G., Greer, C. and Bird, D. (2014) Prospective study of acute health effects in relation to exposure to cyanobacteria. Science of The Total Environment 466–467, 397-403.

Llorens, M., Saez, J. and Soler, A. (1993) Primary productivity in a deep sewage stabilization lagoon. Water Research 27(12), 1779-1785.

Lurling, M., Tolman, Y. and van Oosterhout, F. (2010) Cyanobacteria blooms cannot be controlled by Effective Microorganisms (EM®) from mud- or Bokashi-balls. Hydrobiologia 646(1), 133-143.

Lurling, M., Waajen, G. and Domis, L.N.D. (2016) Evaluation of several end-of-pipe measures proposed to control cyanobacteria. Aquatic Ecology 50(3), 499-519.

Maatouk, I., Bouaicha, N., Fontan, D. and 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 Research 36(11), 2891-2897.

Manage, P.M., Edwards, C., Singh, B.K. and Lawton, L.A. (2009) Isolation and Identification of Novel Microcystin-Degrading Bacteria. Applied and Environmental Microbiology 75(21), 6924-6928.

Mara, D.D. and Johnson, M.L. (2007) Waste stabilization ponds and rock filters: solutions for small communities. Water Science and Technology 55(7), 103-107.

Mara, D.D. and Pearson, H. (1986) Biotechnology, vol. 8. Rehm, H.-J. and Reed, G. (eds), pp. 177–206., VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.

Marchello, A.E., Lombardi, A.T., Dellamano-Oliveira, M.J. and de Souza, C.W.O. (2015) Microalgae population dynamics in photobioreactors with secondary sewage effluent as culture medium. Brazilian Journal of Microbiology 46(1), 75-84.

Maršálek, B. and Bláha, L. (2004) Comparison of 17 biotests for detection of cyanobacterial toxicity. Environmental Toxicology 19(4), 310-317.

Martin, D. and Ridge, I. (1999) The relative sensitivity of algae to decomposing barley straw. Journal of Applied Phycology 11(3), 285-291.

Martins, J., Peixe, L. and Vasconcelos, V. (2010) Cyanobacteria and bacteria co-occurrence in a wastewater treatment plant: absence of allelopathic effects. Water Science and Technology 62(8), 1954-1962.

Martins, J., Peixe, L. and Vasconcelos, V.M. (2011) Unraveling cyanobacteria ecology in wastewater treatment plants (WWTP). Microbial Ecology 62(2), 241-256.

Masseret, E., Amblard, C., Bourdier, G. and Sargos, D. (2000) Effects of a waste stabilization lagoon discharge on bacterial and phytoplanktonic communities of a stream. Water Environment Research 72(3), 285-294.

Matthijs, H.C.P., Visser, P.M., Reeze, B., Meeuse, J., Slot, P.C., Wijn, G., Talens, R. and Huisman, J. (2012) Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide. Water Research 46(5), 1460-1472.

McLean, B.M., Baskaran, K. and Connor, M.A. (2000) The use of algal-bacterial biofilms to enhance nitrification rates in lagoons: experience under laboratory and pilot-scale conditions. Water Science and Technology 42(10-11), 187-194.

MDDELCC (1998) Déphosphatation des eaux usées municipales par des plantes aquatiques flottantes Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques, Québec, Canada.

MDDELCC (2014a) Guide d'interprétation du règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées, p. 54, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Québec, québec.

MDDELCC (2014b) Guide sur les algues bleu-vert à l'intention des exploitants de plage, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec, Canada.

MDDELCC (2015a) Désinfection des eaux usées traitées : Position du Ministère, Ministère du Développement Durable, Environnement et Lutte contre les Changements Climatiques.

MDDELCC (2015b) Suivi d'exploitation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées – Station d'épuration et ouvrages de surverse, p. 50, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

MDDELCC (2015c) Position ministérielle sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/reduc-phosphore/index.htm

MDDELCC (2015d) Traitement tertiaire - Guide pour l'étude des technologies conventionnelles du traitement des eaux usées d'origine domestique. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/domestique/Chap8.pdf

MDDELCC (2017) Contrôle de la végétation à l'aide de pesticides aux abords d'un bassin d'aération municipal, domestique ou industriel de type étang. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Disponible au : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/pesticides/permis/code-gestion/municipal/Fiche-Etangs-aeration-municipaux-controle-vegetation.pdf.

MDDEP and CRE-Laurentides (2008a) Protocole de suivi visuel d'une fleur d'eau d'algues bleu-vert et document de soutien (2e édition), Développement durable, de l'Environnement et des Parcs et Conseil régional de l'environnement des Laurentides, Québec, Canada.

MDDEP and CRE-Laurentides (2008b) Fiche terrain : Protocole de suivi visuel d'une fleur d'eau d'algues bleu-vert et document de soutien (2e édition), Développement durable, de l'Environnement et des Parcs et Conseil régional de l'environnement des Laurentides, Québec, Canada.

Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baurès, E. and Thomas, O. (2013) State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. Environment International 59, 303-327.

Metcalf & Eddy, I., Tchobanoglous, G., Burton, F. and Stensel, H.D. (2014) Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, McGraw-Hill, Boston, USA.

Middlebrooks, E. J. (1995) Upgrading pond effluents: an overview. Water Science and Technology 31(12), 353-368.

Miranda, J. and Krishnakumar, G. (2015) Microalgal diversity in relation to the physicochemical parameters of some Industrial sites in Mangalore, South India. Environmental Monitoring and Assessment 187(11).

Mitrovic, S.M., Howden, C.G., Bowling, L.C. and Buckney, R.T. (2003) Unusual allometry between in situ growth of freshwater phytoplankton under static and fluctuating light environments: possible implications for dominance. Journal of Plankton Research 25(5), 517-526.

Monserrat, J.M., Pinho, G.L.L. and Yunes, J.S. (2003) Toxicological Effects of Hepatotoxins (Microcystins) on Aquatic Organisms. Comments on Toxicology 9(2), 89-101.

Motta, M.d., Pons, M.N., Vivier, H., Amaral, A.L., Ferreira, E.C., Roche, N. and Mota, M. (2001) The study of protozoa population in wastewater treatment plants by image analysis. Brazilian Journal of Chemical Engineering 18, 103-111.

Mouchet and Bonnélye (1998) Solving algae problems: French expertise and world-wide applications. Aqua 47(3), 125-141.

Muttamara, S. and Puetpaiboon, U. (1997) Roles of baffles in waste stabilisation ponds.Water Science and Technology 35(8), 275-284

Nandini, S. (1999) Variations in physical and chemical parameters and plankton community structure in a series of sewage-stabilization ponds. Revista De Biologia Tropical 47, 149-156.

Newcombe, G., House, J., Ho, L., Baker, P. and Burch, M. (2010) Management strategies for Cyanobacteria (blue-green algae): a guide for water utilities

p. 101, Water Quality Research Australia Adelaide, Australia.

Newcombe, G. and Nicholson, B. (2004) Water treatment options for dissolved cyanotoxins. Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua 53(4), 227-239.

Newcombe, G., Nicholson, B., Iwa Programme, C., Iwa Programme, C. and Iwa Programme, C. (2002) 3rd World Water Congress: Drinking Water Treatment, pp. 271-275.

Niu, Y., Shen, H., Chen, J., Xie, P., Yang, X., Tao, M., Ma, Z.M. and Qi, M. (2011) Phytoplankton community succession shaping bacterioplankton community composition in Lake Taihu, China. Water Research 45(14), 4169-4182.

O'Sullivan, P.E. and Reynolds, C.S. (2007) The Lakes Handbook, Volume 2: Lake Restoration and Rehabilitation, Blackwell Science Ltd, Oxford, UK.

Oberhaus, L., Gelinas, M., Pinel-Alloul, B., Ghadouani, A. and 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.

Osswald, J., Rellan, S., Carvalho, A.P., Gago, A. and Vasconcelos, V. (2007) Acute effects of an anatoxin-a producing cyanobacterium on juvenile fish - Cyprinus carpio L. Toxicon 49(5), 693-698.

Ouali, A., Gsim, K., Romdhane, M.S., Jupsin, H., Vasel, J.L., Marouani, L. and Ghrabi, A. (2015) The interaction of physicochemical and biological parameters in the maturation ponds in Tunisia. Desalination and Water Treatment 54(7), 1829-1838.

Ouali, A., Jupsin, H., Vasel, J.L. and Ghrabi, A. (2012) Removal improvement of bacteria (Escherichia coli and Enterococci) in maturation ponds using baffles. Water Science & Technology 65(4), 589-95.

Oudra, B., Loudiki, M., Vasconcelos, V., Sabour, B., Sbiyyaa, B., Oufdou, K. and Mezrioui, N. (2002) Detection and quantification of microcystins from cyanobacteria strains isolated from reservoirs and ponds in Morocco. Environmental Toxicology 17(1), 32-39.

Oufdou, K., Mezrioui, N., Oudra, B., Loudiki, M., Barakate, M. and Sbiyyaa, B. (2001) Bioactive compounds from Pseudanabaena species (Cyanobacteria). Microbios 106, 21-29.

Oufdou, K., Mezrioui, N., Oudra, B. and Ouhdouch, Y. (1998) Experimental study of the effect of Synechocystis sp. (picocyanobacteria) on the behaviour of some bacteria of sanitary interest. Annales De Limnologie-International Journal of Limnology 34(3), 259-268.

Paerl, H. (2008) Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs. Hudnell, H.K. (ed), pp. 217-237, Springer New York, New York, NY.

Paerl, H.W. (1988) Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. Limnology and Oceanography 33(4), 823-847.

Paerl, H.W., Fulton, R.S., Moisander, P.H. and Dyble, J. (2001) Harmful Freshwater Algal Blooms, With an Emphasis on Cyanobacteria. The Scientific World Journal 1.

Paerl, H.W., Hall, N.S. and 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.

Paerl, H.W. and Huisman, J. (2009) Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. Environmental Microbiology Reports 1(1), 27-37.

Paerl, H.W. and Paul, V.J. (2012) Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. Water Research 46(5), 1349-1363.

Palikova, M., Krejci, R., Hilscherova, K., Babica, P., Navratil, S., Kopp, R. and Blaha, L. (2007) Effect of different cyanobacterial biomasses and their fractions with variable microcystin content on embryonal development of carp (Cyprinus carpio L.). Aquatic Toxicology 81(3), 312-318.

Pan, G., Zou, H., Chen, H. and Yuan, X. (2006) Removal of harmful cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils III. Factors affecting the removal efficiency and an in situ field experiment using chitosan-modified local soils. Environmental Pollution 141(2), 206-212.

Pastich, E.A., Gavazza, S., Case, M.C.C., Florencio, L. and Kato, M.T. (2016) Structure and dynamics of the phytoplankton community within a maturation pond in a semiarid region. Brazilian Journal of Biology 76(1), 144-153.

Pawlik-Skowrońska, B., Toporowska, M. and 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.

Pentecost, A. (1991) Calcareous Algae and Stromatolites. Riding, R. (ed), pp. 3-20, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.

Perez-Morales, A., Sarma, S.S.S. and Nandini, S. (2014) Feeding and filtration rates of zooplankton (rotifers and cladocerans) fed toxic cyanobacterium (Microcystis aeruginosa). Journal of Environmental Biology 35(6), 1013-1020.

Peuthert, A., Chakrabarti, S. and Pflugmacher, S. (2007) Uptake of Microcystins-LR and -LF (Cyanobacterial toxins) in seedlings of several important agricultural plant species and the correlation with cellular damage (Lipid peroxidation). Environmental Toxicology 22(4), 436-442.

Pham, D.T., Everaert, G., Janssens, N., Alvarado, A., Nopens, I. and Goethals, P.L.M. (2014) Algal community analysis in a waste stabilisation pond. Ecological Engineering 73, 302-306.

Phuntsho, S., Shon, H.K., Vigneswaran, S. and Kandasamy J. (2008) Water and wastewater treatment technologies - Vol. II - Wastewater Stabilization Ponds (WSP) for Wastewater Treatment. Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS).

Pramanik, B.K., Roddick, F.A. and Fan, L.H. (2015) Treatment of secondary effluent with biological activated carbon to reduce fouling of microfiltration membranes caused by algal organic matter from Microcystis aeruginosa. Journal of Membrane Science 496, 125-131.

Price, G.D., Badger, M.R., Woodger, F.J. and Long, B.M. (2008) Advances in understanding the cyanobacterial CO(2)-concentrating-mechanism (CCM): functional components, Ci transporters, diversity, genetic regulation and prospects for engineering into plants. Journal of Experimental Botany 59(7), 1441-1461.

Qiao, R.-P., Li, N., Qi, X.-H., Wang, Q.-S. and Zhuang, Y.-Y. (2005) Degradation of microcystin-RR by UV radiation in the presence of hydrogen peroxide. Toxicon 45(6), 745-752.

Québec. (2017). Règlement sur la qualité de l'eau potable. Chapitre Q-2, r. 40, à jour au 1er juin 2017. [Québec], Éditeur officiel du Québec. http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/Q-2,%20r.%2040

Quiblier, C., Wood, S., Echenique-Subiabre, I., Heath, M., Villeneuve, A. and Humbert, J.F. (2013) A review of current knowledge on toxic benthic freshwater cyanobacteria - Ecology, toxin production and risk management. Water Research 47(15), 5464-5479.

Rai, J., Kumar, D., Pandey, L.K., Yadav, A. and Gaur, J.P. (2016) Potential of cyanobacterial biofilms in phosphate removal and biomass production. Journal of Environmental Management 177, 138-144.

Rajasekhar, P., Fan, L.H., Nguyen, T. and Roddick, F.A. (2012) Impact of sonication at 20 kHz on Microcystis aeruginosa, Anabaena circinalis and Chlorella sp. Water Research 46(5), 1473-1481.

Ramos, J.B.E., Biswas, H., Schulz, K.G., LaRoche, J. and Riebesell, U. (2007) Effect of rising atmospheric carbon dioxide on the marine nitrogen fixer Trichodesmium. Global Biogeochemical Cycles 21(2).

Rapala, J., Lahti, K., Sivonen, K. and Niemela, S.I. (1994) Biodegradability and adsorption on lake-sediments of cyanobacterial hepatotoxins and anatoxin-a. Letters in Applied Microbiology 19(6), 423-428.

Reichwaldt, E.S., Ho, W.Y., Zhou, W. and Ghadouani, A. (2017) Sterols indicate water quality and wastewater treatment efficiency, Water Research, 108, 401-411.

Remmal, Y., Hudon, C., Hamilton, P.P.B., Rondeau, M. and Gagnon, P.P. (2017) Forecasting the magnitude and composition of phytoplankton blooms in a eutrophic lowland river (Rivière Yamaska, Que., Canada). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.

Ren, Y.X., Liu, Y., Sun, J.F., Lu, H., Yang, L., Chen, C.C. and Han, Y. (2016) Lolium perenne as the cultivation plant in hydroponic ditch and constructed wetland to improve wastewater treatment efficiency in a cold region. Wetlands 36(4), 659-665.

Reynolds, C.S., Wiseman, S.W., Godfrey, B.M. and Butterwick, C. (1983) Some effects of artificial mixing on the dynamics of phytoplankton populations in large limnetic enclosures. Journal of Plankton Research 5(2), 203-234.

Rohrlack, T., Christoffersen, K., Dittmann, E., Nogueira, I., Vasconcelos, V. and Borner, T. (2005) Ingestion of microcystins by Daphnia: Intestinal uptake and toxic effects. Limnology and Oceanography 50(2), 440-448.

Rojo, C., Segura, M. and Rodrigo, M.A. (2013) The allelopathic capacity of submerged macrophytes shapes the microalgal assemblages from a recently restored coastal wetland. Ecological Engineering 58, 149-155.

Rositano, J., Newcombe, G., Nicholson, B. and Sztajnbok, P. (2001) Ozonation of NOM and algal toxins in four treated waters. Water Research 35(1), 23-32.

Santé Canada. 2013. Proxitane, décision d'homologation. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada, Ottawa, canada.

Santé Canada. 2016. Les toxines cyanobactériennes dans l'eau potable: Document de consultation publique, p. 208, Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable, Ottawa, Canada.

Sarnelle, O. and Wilson, A.E. (2005) Local adaptation of Daphnia pulicaria to toxic cyanobacteria. Limnology and Oceanography 50(5), 1565-1570.

Scheffer, M. and Carpenter, S.R. (2003) Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. Trends in Ecology & Evolution 18(12), 648-656.

Schopf, J.W. (2002) The Ecology of Cyanobacteria: Their Diversity in Time and Space. Whitton, B.A. and Potts, M. (eds), pp. 13-35, Springer Netherlands, Dordrecht.

Seckbach, J. and Oren, A. (2007) Algae and Cyanobacteria in Extreme Environments. Seckbach, J. (ed), pp. 3-25, Springer Netherlands, Dordrecht.

Shammas, N.K., Wang, L.K. and Wu, Z. (2009) Biological Treatment Processes. Wang, L.K., Pereira, N.C. and Hung, Y.-T. (eds), pp. 315-370, Humana Press, Totowa, NJ.

Shanthala, M., Hosmani, S.P. and Hosetti, B.B. (2009) Diversity of phytoplanktons in a waste stabilization pond at Shimoga Town, Karnataka State, India. Environmental Monitoring and Assessment 151(1-4), 437-443.

Shibata, M., Ohkawa, H., Kaneko, T., Fukuzawa, H., Tabata, S., Kaplan, A. and Ogawa, T. (2001) Distinct constitutive and low-CO2-induced CO2 uptake systems in cyanobacteria: Genes involved and their phylogenetic relationship with homologous genes in other organisms. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98(20), 11789-11794.

Shilton, A. and Harrison, J. (2003) Guidelines for the hydraulic design of the waste stabilization ponds. Institute of Technology and Engineering, Massey University, Palmerston North, New Zealand.

Shilton, A. (2006) Pond treatment technology. International Water Association publishing. p. 496. Padstow, United Kingdom.

Sigee, D.C., Glenn, R., Andrews, M.J., Bellinger, E.G., Butler, R.D., Epton, H.A.S. and Hendry, R.D. (1999) Biological control of cyanobacteria: principles and possibilities. Hydrobiologia 395, 161-172.

Singh, D.P., Tyagi, M.B., Kumar, A., Thakur, J.K. and Kumar, A. (2001) Antialgal activity of a hepatotoxin-producing cyanobacterium, Microcystis aeruginosa. World Journal of Microbiology & Biotechnology 17(1), 15-22.

Skulberg, O.M. (2000) Microalgae as a source of bioactive molecules - experience from cyanophyte research. Journal of Applied Phycology 12(3-5), 341-348.

Smith, M.J., Shaw, G.R., Eaglesham, G.K., Ho, L. and Brookes, J.D. (2008) Elucidating the factors influencing the biodegradation of cylindrospermopsin in drinking water sources. Environmental Toxicology 23(3), 413-421.

Sommer, U., Adrian, R., Domis, L.D., Elser, J.J., Gaedke, U., Ibelings, B., Jeppesen, E., Lurling, M., Molinero, J.C., Mooij, W.M., van Donk, E. and Winder, M. (2012) Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, Vol 43. Futuyma, D.J. (ed), pp. 429-448.

Sommer, U., Gliwicz, Z.M., Lampert, W. and Duncan, A. (1986) The peg-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Archiv Fur Hydrobiologie 106(4), 433-471.

Sotton, B., Guillard, J., Anneville, O., Marechal, M., Savichtcheva, O. and Domaizon, I. (2014) Trophic transfer of microcystins through the lake pelagic food web: Evidence for the role of zooplankton as a vector in fish contamination. Science of The Total Environment 466, 152-163.

Spellman, F.R. and Drinan, J.E. (2014) Wastewater Stabilization Ponds, CRC Press, Boca Raton, USA.

Stampi, S., De Luca, G. and Zanetti, F. (2001) Evaluation of the efficiency of peracetic acid in the disinfection of sewage effluents. Journal of Applied Microbiology 91(5), 833-838.

Steffensen, D.A. and Nicholson, B.C. (1994) Toxic Cyanobacteria Current Status of Research and Management. Steffensen, D.A. and Nicholson, B.C. (eds), American Water Works Association Research Foundation, Adelaide, Australia.

Steinmann, C.R., Weinhart, S. and Melzer, A. (2003) A combined system of lagoon and constructed wetland for an effective wastewater treatment. Water Research 37(9), 2035-2042.

Sukenik, A., Quesada, A. and Salmaso, N. (2015) Global expansion of toxic and non-toxic cyanobacteria: effect on ecosystem functioning. Biodiversity and Conservation 24(4), 889-908.

Tarczynska, M., Nalecz-Jawecki, G., Romanowska-Duda, Z., Sawicki, J., Beattie, K., Codd, G. and Zalewski, M. (2001) Tests for the toxicity assessment of cyanobacterial bloom samples. Environmental Toxicology 16(5), 383-390.

Teixera, M.G.L.C., Costa, M.C.N., Carvalho, V.L.P., Pereira, M.S. and Hage, E. (1993) Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. Bulletin of the Pan-American Health Organisation 27, 244–253.

Tillmanns, A.R., Wilson, A.E., Pick, F.R. and Sarnelle, O. (2008) Meta-analysis of cyanobacterial effects on zooplankton population growth rate: species-specific responses. Fundamental and Applied Limnology 171(4), 285-295.

Tourville-Poirier, A.M., Cattaneo, A. and Hudon, C. (2010) Benthic cyanobacteria and filamentous chlorophytes affect macroinvertebrate assemblages in a large fluvial lake. Journal of the North American Benthological Society 29(2), 737-749.

Townshend, A.R. and Knoll, H. (1987) Cold climate sewage lagoons: Proceedings of the June 1985 workshop, Winnipeg, Manitoba, p. 159. Environnement Canada, Ottawa, Canada.

Turner, P.C., Gammie, A.J., Hollinrake, K. and Codd, G.A. (1990) Pneumonia associated with contact with cyanobacteria. British Medical Journal 300(6737), 1440-1441.

Urrutia-Cordero, P., Agha, R., Cires, S., Lezcano, M.A., Sanchez-Contreras, M., Waara, K.O., Utkilen, H. and Quesada, A. (2013) Effects of harmful cyanobacteria on the freshwater pathogenic free-living amoeba Acanthamoeba castellanii. Aquatic Toxicology 130, 9-17.

USEPA (2016) Human Health Recreational Ambient Water Quality Criteria or Swimming Advisories for Microcystins and Cylindrospermopsin. United States Environmental Protection Agency, p. 96. Washington, United States.

Vasconcelos, V.M. and Pereira, E. (2001) Cyanobacteria diversity and toxicity in a wastewater treatment plant (Portugal). Water Research 35(5), 1354-1357.

Veeresh, M., Veeresh, A.V., Huddar, B.D. and Hosetti, B.B. (2010) Dynamics of industrial waste stabilization pond treatment process. Environmental Monitoring and Assessment 169(1), 55-65.

Verspagen, J.M.H., Van de Waal, D.B., Finke, J.F., Visser, P.M., Van Donk, E. and Huisman, J. (2014) Rising CO2 Levels Will Intensify Phytoplankton Blooms in Eutrophic and Hypertrophic Lakes. Plos One 9(8).

Viana Moreira, J.F. and Tremblay, P.-L. (2014) Ouvrages de surverse et stations d'épuration : Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2013, p. 229, Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire, Québec, Québec.

Villena, M.J. and Romo, S. (2003) Phytoplankton changes in a shallow Mediterranean lake (Albufera of Valencia, Spain) after sewage diversion. Hydrobiologia 506(1-3), 281-287.

Visconti, A., Cattaneo, A., Gagnon, P. and Hudon, C. (2015) Do freshwater gastropods avoid the benthic cyanobacterium Lyngbya wollei? Inland Waters 5(1), 39-48.

Visser, P.M., Ibelings, B.W., Bormans, M. and Huisman, J. (2016) Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: a review. Aquatic Ecology 50(3), 423-441.

Von Sperling, M. (2007) Waste stabilisation ponds, IWA Publishing, London, UK.

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.

White, J.D. and Sarnelle, O. (2014) Size-structured vulnerability of the colonial cyanobacterium, Microcystis aeruginosa, to grazing by zebra mussels (Dreissena polymorpha). Freshwater Biology 59(3), 514-525.

Wu, Y., Liu, J., Yang, L., Chen, H., Zhang, S., Zhao, H. and Zhang, N. (2011) Allelopathic control of cyanobacterial blooms by periphyton biofilms. Environmental Microbiology 13(3), 604-615.

Xiao, X., He, J., Huang, H., Miller, T.R., Christakos, G., Reichwaldt, E.S., Ghadouani, A., Lin, S., Xu, X. and Shi, J. (2017) A novel single-parameter approach for forecasting algal blooms. Water Research. 108: 222-231

Yang, Z., Kong, F.X., Shi, X.L. and Cao, H.S. (2006) Morphological response of Microcystis aeruginosa to grazing by different sorts of zooplankton. Hydrobiologia 563, 225-230.

Zanchett, G. and Oliveira, E.C. (2013) Cyanobacteria and Cyanotoxins: From Impacts on Aquatic Ecosystems and Human Health to Anticarcinogenic Effects. Toxins 5(10), 1896-1917.

Zurawell, R.W., Chen, H.R., Burke, J.M. and Prepas, E.E. (2005) Hepatotoxic cyanobacteria: A review of the biological importance of microcystins in freshwater environments. Journal of Toxicology and Environmental Health-Part B-Critical Reviews 8(1), 1-37.