



Santé
Canada

Health
Canada

*Votre santé et votre
sécurité... notre priorité.*

*Your health and
safety... our priority.*

Recommandations pour la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives

Les cyanobactéries et leurs toxines

Document technique
pour consultation publique

La période de consultation se termine le
20 novembre 2020

Canada

Objet de la consultation

Le présent document technique décrit l'évaluation de l'information disponible sur les cyanobactéries et leurs toxines dans le but de mettre à jour, ou de recommander, la ou les valeurs de recommandation pour les toxines de cyanobactéries, le nombre total de cellules de cyanobactéries, le biovolume total de cyanobactéries et la chlorophylle-a dans les eaux utilisées à des fins récréatives. La présente consultation vise à solliciter des commentaires sur la valeur de la recommandation proposée, la démarche suivie pour l'élaborer et les coûts possibles de sa mise en œuvre.

Le document a été examiné par des experts externes et révisé. Nous sollicitons maintenant les commentaires du public. Ce document est disponible pour une période de consultation publique de 90 jours. Les commentaires (avec justification pertinente, au besoin) peuvent être transmis à Santé Canada par courrier électronique à l'adresse :

HC.water-eau.SC@canada.ca.

Au besoin, les commentaires peuvent être envoyés par courriel à l'adresse suivante :

Bureau de la qualité de l'eau et de l'air
Santé Canada
269, avenue Laurier Ouest, IA 4903D
Ottawa (Ontario) K1A 0K9.

Les commentaires doivent nous parvenir avant le 20 novembre 2020. Les commentaires reçus dans le cadre de la consultation seront transmis, avec le nom et l'affiliation de leurs auteurs, aux membres du Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur la qualité des eaux à usage récréatif. Les personnes qui ne souhaitent pas que leur nom et leur affiliation soient communiqués aux membres du group de travail doivent joindre à leurs commentaires une déclaration à cet égard.

Il est à noter que le présent document technique sera révisé après l'analyse des commentaires reçus et que, s'il y a lieu, la recommandation pour la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives sera mise à jour. Le document devrait donc être considéré strictement comme une ébauche pour commentaires.

Table des matières

Avant-propos	1
Gestion des cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux utilisées à des fins récréatives	1
1.0 Valeurs de la Recommandation	3
1.1 Cyanotoxines	3
1.2 Indicateurs de la présence potentielle de cyanotoxines	3
2.0 Application des recommandations	4
2.1 Surveillance	5
2.2 Avis	7
3.0 Description et effets sur la santé	8
3.1 Cyanobactéries	8
3.2 Toxines de cyanobactérie	10
3.2.1 Microcystines	11
3.2.2 Anatoxines	12
3.2.3 Cylindrospermopsines	13
3.2.4 Nodularines	13
3.2.5 Saxitoxines	14
3.2.6 Dermatotoxines et autres toxines irritantes	14
3.2.7 Composé d'intérêt : B-méthylamino-L-alanine	15
4.0 Voies d'exposition	15
5.0 Présence dans l'environnement	16
5.1 Microcystines	18
5.2 Anatoxines	21
5.3 Cylindrospermopsines	22
5.4 Autres toxines de cyanobactérie	22
5.5 Indicateurs de cyanobactéries et de leurs toxines	23
5.5.1 Dénombrement cellulaire des cyanobactéries	23
5.5.2 Biovolume de cyanobactéries	24
5.5.3 Chlorophylle <i>a</i>	25
5.5.4 Méthodes moléculaires	25
5.6 Contrôle des efflorescences de cyanobactéries	26
6.0 Méthodes d'analyse	27
6.1 Microcystines	27
6.2 Cellules cyanobactériennes, biovolumes et chlorophylle <i>a</i>	28
6.3 Méthodes moléculaires	29
7.0 Justification	30

7.1	Microcystines totales.....	30
7.2	Cellules cyanobactériennes totales.....	32
7.3	Biovolume de cyanobactéries.....	34
7.4	Chlorophylle α	34
7.5	Autres toxines de cyanobactéries.....	35
7.6	Considérations internationales	35
8.0	Références.....	39
	Annexe A : Liste des acronymes	59
	Annexe B : Organigramme de surveillance des cyanobactéries planctoniques et de leurs toxines	
	60	

Les cyanobactéries et leurs toxines

Avant-propos

Les *Recommandations pour la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* sont composées de plusieurs documents techniques qui tiennent compte des divers facteurs susceptibles de nuire à la sécurité des eaux utilisées à des fins récréatives du point de vue de la santé humaine. Elles fournissent des valeurs indicatives pour des paramètres précis utilisés pour surveiller les dangers liés à la qualité de l'eau, et elles recommandent des stratégies de surveillance et de gestion des risques. Les eaux utilisées aux fins récréatives sont considérées comme étant les plans d'eaux douces, marines ou estuariennes naturelles utilisés à de telles fins. Cela comprend donc les lacs, les rivières et les ouvrages (p. ex., les carrières, les lacs artificiels) qui sont remplis d'eaux naturelles non traitées. Les juridictions administratives peuvent choisir d'appliquer ces recommandations à d'autres eaux naturelles qui font l'objet d'un traitement limité (p. ex., application à court terme d'un désinfectant pour une manifestation sportive). Les activités récréatives qui pourraient présenter un risque pour la santé humaine à la suite d'une immersion ou d'une ingestion intentionnelle ou accidentelle comprennent les activités entraînant un contact primaire (p. ex., la natation, la baignade, le pataugeage, la planche à voile et le skinautique) et les activités entraînant un contact secondaire (p. ex., le canot, la navigation de plaisir ou la pêche).

Chaque document technique s'appuie sur des recherches scientifiques en cours et publiées concernant les effets sur la santé, les effets esthétiques et les considérations relatives à la gestion des plages. La qualité des eaux utilisées à des fins récréatives relève généralement de la compétence de la juridiction des provinces et des territoires et, par conséquent, les politiques et les approches concernant la surveillance des efflorescences de cyanobactéries et des concentrations de cyanotoxines, ainsi que les décisions de gestion, varient d'un gouvernement à l'autre.

Les documents techniques sont destinés à guider les décisions des autorités provinciales et locales responsables de la gestion des eaux utilisées à des fins récréatives. Pour une liste complète des documents techniques disponibles, veuillez consulter le document de synthèse des *Recommandations pour la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* sur le site Web de Santé Canada. Pour les questions reliées à l'eau potable, veuillez consulter les recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique pour les techniques cyanobactériennes (Santé Canada, 2017).

Gestion des cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux utilisées à des fins récréatives

Le document présent décrit les valeurs recommandées et certaines stratégies pour la gestion des risques sanitaires liés à l'exposition aux cyanobactéries (également appelées algues bleues) et à leurs toxines. La plupart des études scientifiques sur les toxines de cyanobactéries s'accentuent sur les microcystines, car elles sont considérées comme étant les plus répandues et les plus importantes des cyanotoxines d'eau douce. Pour d'autres cyanotoxines, notamment l'anatoxine-a et la cylindrospermopsine, on dispose de renseignements plus limités.

La meilleure stratégie pour assurer la protection de la santé publique consiste en une approche de gestion des risques axée sur la détermination et le contrôle des dangers liés à la qualité de l'eau et des risques connexes avant que l'utilisateur n'entre en contact avec les eaux utilisées à des fins récréatives. De plus amples renseignements sur la gestion des risques associés aux eaux utilisées à des fins récréatives sont disponibles dans le document technique *Recommandations pour la qualité de eaux utilisées à des fins récréatives au Canada – Comprendre et gérer les risques des eaux utilisées à des fins récréatives* (Santé Canada, en préparation).

1.0 Recommandations

Les valeurs recommandées pour les cyanobactéries et à leurs toxines sont divisées en (1) mesures directes (recommandation pour les cyanotoxines) et (2) indicateurs de la présence potentielle de cyanotoxines (cyanobactéries totales, biovolume de cyanobactéries totales, chlorophylle α totale). Les différentes mesures offrent une approche souple pour connaître la toxicité potentielle des efflorescences et peuvent être utilisées seules ou en combinaison, selon les autorités compétentes et le plan de gestion existant de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives. Des conseils sur l'application des valeurs recommandées figurent à la section 2.0.

1.1 Cyanotoxines

La concentration maximale recommandée de microcystines dans les eaux utilisées à des fins récréatives est la suivante :

Microcystines totales :	10 $\mu\text{g/L}$
-------------------------	--------------------

La mesure des microcystines doit comprendre les microcystines totales. Cela comprend les microcystines qui sont à la fois dissoutes dans l'eau (extracellulaires) et les microcystines liées à l'intérieur des cyanobactéries (intracellulaires). En outre, bien que la recommandation soit basée sur la toxicité de la microcystine-LR (MC-LR), toutes les variantes mesurables des microcystines, et pas seulement la MC-LR, devraient faire l'objet de l'analyse.

Les recommandations présentées ici sur les cyanotoxines portent seulement sur les microcystines totales. La plupart des études scientifiques sur les toxines de cyanobactéries se concentrent sur les microcystines, car elles sont considérées comme les plus répandues et les plus importantes parmi les cyanotoxines. Le présent document ne formule pas de recommandations pour les autres cyanotoxines, notamment l'anatoxine- α et la cylindrospermopsine, car les données sanitaires sur d'autres toxines ou l'exposition à ces dernières sont limitées.

1.2 Indicateurs de la présence potentielle de cyanotoxines

Les indicateurs de la présence potentielle de cyanotoxines sont basés sur les mesures de la biomasse des cyanobactéries planctoniques. Ils sont dérivés de la recommandation sur les cyanotoxines pour les microcystines, et ils sont fondés sur la concentration en microcystines de *Microcystis*. Les indicateurs comprennent les cyanobactéries totales, le biovolume de cyanobactéries totales ou la chlorophylle α totale. Les valeurs recommandées sont les suivantes :

Cyanobactéries totales :	50 000 cellules/mL
Biovolume total de cyanobactéries :	4,5 mm^3/L
Chlorophylle α totale :	33 $\mu\text{g/L}$

* Ces mesures peuvent être utilisées seules ou en combinaison. Le choix de la mesure utilisée peut varier selon les emplacements des eaux récréatives et sera la décision de l'autorité responsable. Voir section 2.0.

Ces recommandations peuvent servir à indiquer qu'une efflorescence planctonique est présente et que les cyanotoxines, si elles sont présentes, peuvent dépasser la valeur recommandée pour les microcystines totales. Plus de détails sur l'utilisation de ces indicateurs est décrite à la section 2.0. Les valeurs recommandées pour les indicateurs d'efflorescence de cyanobactéries benthiques n'ont pas encore été élaborées. De plus amples renseignements sur les populations benthiques figurent à la section 2.0.

2.0 Application des recommandations

Les recommandations de la présente section visent à donner aux autorités responsables de la gestion des eaux utilisées à des fins récréatives la souplesse nécessaire pour élaborer des approches répondant aux sites touchés afin d'y gérer les cyanobactéries. Les approches propres au site permettent de protéger la santé publique tout en évitant les fermetures inutiles des zones récréatives. L'évaluation des risques et les décisions qui en résultent sur la manière de gérer les cyanobactéries et leurs toxines devraient être décrites en détail dans le cadre d'un plan de gestion des zones récréatives. De plus amples renseignements sur la gestion de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives figurent dans le document d'accompagnement intitulé *Comprendre et gérer les risques des eaux utilisées à des fins récréatives* (Santé Canada, en préparation).

Les recommandations pour les cyanobactéries et leurs toxines sont divisées en (1) mesures directes des cyanotoxines et (2) surveillance des indicateurs de la présence potentielle de cyanotoxines. La seule mesure directe du risque pour la santé est la concentration de microcystines totales dans l'eau des zones suspectes. C'est pourquoi une valeur basée sur la santé (VBS) pour les microcystines totales a été établie. On estime que la VBS pour les microcystines totales est protectrice pour tous les Canadiens, y compris les populations les plus vulnérables.

Les cyanobactéries totales et le biovolume de cyanobactéries totales sont des mesures de la biomasse de cyanobactéries planctoniques et la chlorophylle α totale est une mesure de la biomasse phytoplanctonique totale. Ces valeurs de biomasse sont établies sur la base de leur relation avec les microcystines totales, selon des hypothèses prudentes (voir la section 7), et elles sont utilisées pour indiquer la toxicité potentielle des efflorescences. L'application de ces indicateurs peut permettre une plus grande couverture temporelle et spatiale d'une efflorescence planctonique, car ces méthodes peuvent être plus accessibles que l'analyse des microcystines dans de nombreuses zones où les eaux sont utilisées à des fins récréatives. Ces valeurs de recommandations ne sont pas conçues comme des valeurs fixes qui devraient être appliquées à toutes les zones récréatives. Le choix de la valeur de la biomasse utilisée peut varier d'une zone récréative à une autre, et c'est l'autorité responsable qui prendra la décision. Des renseignements sur leurs avantages et leurs limites sont décrits à la section 5.5. L'autorité responsable peut également fixer des valeurs propres au site pour les paramètres indicateurs en utilisant les connaissances locales afin de mieux refléter les risques associés à un environnement récréatif donné. Les autorités responsables peuvent aussi employer d'autres méthodes pour établir la toxicité potentielle des efflorescences. Par exemple, on peut utiliser des méthodes moléculaires pour déterminer si des espèces productrices de toxines sont présentes. Comme il est mentionné ci-dessus, les valeurs propres à un site donné ont l'avantage de protéger et de promouvoir la

santé publique en évitant la fermeture inutile des zones récréatives. Il n'existe pas encore d'indicateurs pour les cyanobactéries benthiques, mais leur surveillance est toujours recommandée (voir la section 2.1).

Un organigramme présentant l'approche générale de la surveillance des cyanobactéries planctoniques dans les eaux utilisées à des fins récréatives figure à l'annexe B. Cet organigramme se veut un guide général. Les connaissances précises sur un site donné et divers facteurs locaux peuvent influer sur la pertinence de cette approche générale. Par conséquent, l'application des valeurs recommandées pour les cyanobactéries peut varier d'une juridiction à une autre.

2.1 Surveillance

Un programme de surveillance approprié diminue le risque d'exposition des utilisateurs aux efflorescences de cyanobactéries et à leurs toxines. Au Canada, il existe une abondance de rivières et de lacs utilisés à des fins récréatives, et il n'est ni possible ni recommandé de tous les surveiller pour détecter les efflorescences de cyanobactéries. Au lieu, les autorités responsables devraient utiliser des critères qui les aideront à évaluer le risque de formation d'efflorescence afin de déterminer les zones les plus à risque. Les caractéristiques de la qualité de l'eau (p. ex., le pH, les concentrations de phosphore total) et les données historiques sur les efflorescences de cyanobactéries dans le bassin versant, notamment là où des écumes se sont accumulées dans le passé, devraient faire partie des critères d'évaluation. Les types d'activités récréatives qui se déroulent dans une zone donnée, et donc le degré d'exposition des particuliers en cas d'efflorescence de cyanobactéries, doivent également être pris en compte. Ces renseignements peuvent ensuite servir à classer par ordre de priorité les zones qui doivent être surveillées et pour déterminer une approche de surveillance (p. ex., quel secteur il faut surveiller, et à quelle fréquence). Il convient également de prendre en considération la fréquence de l'échantillonnage nécessaire pour caractériser un plan d'eau et le moment où cette surveillance peut être réduite, lorsque l'on connaît les conditions propres au site qui peuvent entraîner une efflorescence de cyanobactéries. Les zones récréatives qui ne sont pas sélectionnées pour la surveillance sont généralement celles qui présentent un risque moindre d'exposition humaine aux efflorescences de cyanobactéries. Dans ces zones, on pourrait étudier l'apparition éventuelle d'une efflorescence lorsque des citoyens signalent des caractéristiques inhabituelles concernant la qualité de l'eau.

Les eaux utilisées à des fins récréatives qui sont très fréquentées et dont on sait ou présume qu'elles sont susceptibles de connaître des efflorescences devraient faire l'objet d'une surveillance régulière, comme il est décrit dans leur plan de surveillance (p. ex., chaque semaine ou aux deux semaines) et on devrait disposer d'un plan d'action pour déterminer les mesures à prendre en cas d'efflorescence toxique. Il est très difficile d'établir un plan d'action pendant une efflorescence. Il est important de discuter au préalable avec les groupes locaux (p. ex., les autres parties potentiellement touchées, les organismes de protection des espèces sauvages ou de l'agriculture, les laboratoires d'analyse) pour élaborer un plan d'action approprié à utiliser quand/s'il est nécessaire.

La première étape d'un programme de surveillance consiste généralement à surveiller visuellement les eaux utilisées à des fins récréatives pour détecter l'accumulation de plancton ou l'apparition d'une efflorescence (voir la figure 1). L'inspection visuelle est extrêmement

précieuse, car les cyanobactéries sont généralement visibles si elles se trouvent en concentrations potentiellement dangereuses. Les efflorescences de cyanobactéries peuvent ne pas être visuellement différenciables des efflorescences d'autres types de phytoplancton, et pour confirmer que les échantillons contiennent des cyanobactéries, des analyses supplémentaires peuvent être requises (p. ex., microscopie, méthodes moléculaires, analyse de cyanotoxines). Il n'est pas possible non plus de déterminer si une efflorescence de cyanobactéries contient des toxines par inspection visuelle, les échantillons doivent être envoyés en laboratoire pour l'analyse. Certaines espèces de cyanobactéries peuvent atteindre un nombre élevé sans produire d'écumes en surface. Dans les zones claires et peu profondes, la présence d'un tapis benthique devrait également être évaluée visuellement. Dans certaines conditions environnementales, ces tapis peuvent se détacher du substrat ou s'échouer lorsque l'eau se retire. Ils s'accumulent alors le long des rives où ils sont plus accessibles aux humains et aux animaux. Plusieurs publications présentent des exemples visuels d'efflorescences de cyanobactéries et de tapis de cyanobactéries benthiques. Ils peuvent être utilisés pour évaluer les conditions locales (Huynh et Seredak, 2006; Blais, 2008; New Zealand Ministry for the Environment and Ministry of Health, 2009; Rosen et St Amand, 2015; Wood et coll., 2015; California Water Quality Monitoring Council, 2019).

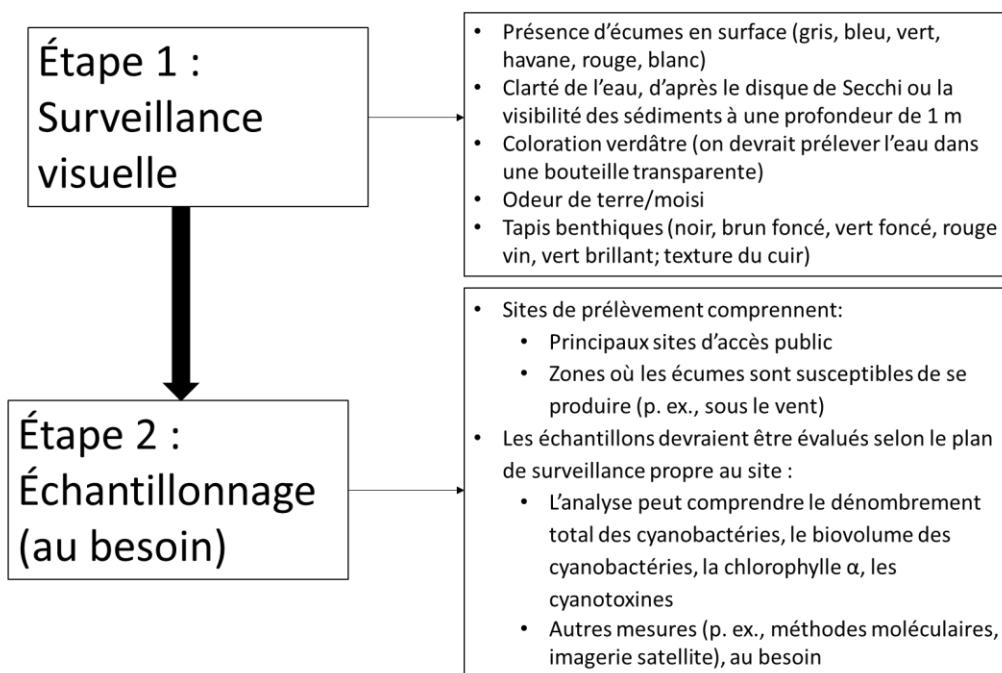


Figure 1 : Étapes de surveillance des efflorescences de cyanobactéries

Des échantillons peuvent être prélevés pour une inspection visuelle (comme il est décrit ci-dessus) pour évaluer la concentration de cyanobactéries planctoniques (p. ex., cellules cyanobactériennes totales, biovolume de cyanobactéries), de phytoplancton (p. ex., chlorophylle

a), pour déterminer les concentrations de toxines, ou une combinaison de ces mesures. D'autres mesures, telles que des méthodes moléculaires ou l'utilisation d'images satellites, peuvent également être incluses dans le plan de surveillance, quoi que ces méthodes doivent d'abord être validées pour le site touché. Il convient de noter que non seulement la densité cellulaire, mais aussi le degré de toxicité au sein d'une efflorescence peut varier considérablement dans le temps et dans l'espace, en particulier dans le cas des grandes efflorescences, ce qui rend difficile de déterminer de façon précise la concentration de toxines. Dans certains endroits, l'analyse des échantillons pour mesurer la biomasse de cyanobactéries ou de phytoplancton et les toxines de cyanobactéries peut présenter des défis techniques, notamment l'absence d'un accès à une expertise en laboratoire et des temps d'attente prolongés pour l'obtention des résultats d'échantillonnage. Dans ces situations, une approche conservatrice basée uniquement sur l'inspection visuelle peut être nécessaire. Cependant, comme il est mentionné précédemment, il n'est pas possible de dire seulement par examination visuelle si une efflorescence de cyanobactéries ou un tapis benthique de cyanobactéries contient des toxines. Par conséquent, si on se fie uniquement à un examen visuel, on peut présumer que toutes les efflorescences sont toxiques, ce qui peut entraîner des fermetures de plage inutiles. En recourant à une approche souple pour la gestion des cyanobactéries, les autorités responsables devraient pouvoir régler certains de ces problèmes et continuer à protéger et à promouvoir la santé publique. De plus amples renseignements sur la conception et la mise en œuvre de programmes de surveillance des eaux utilisées à des fins récréatives sont disponibles ailleurs (p. ex., Chorus et Bartram, 1999; Newcombe, 2009).

Un plan d'eau dans lequel une efflorescence toxique s'est développée peut contenir des toxines pendant un certain temps après la dissipation de celle-ci. La durée pendant laquelle les toxines restent préoccupantes dépendra de nombreux facteurs, tels que le taux de dilution de la zone, le type de toxine présent et la vitesse de biodégradation. Afin de caractériser pleinement l'étendue du risque posé par la population de cyanobactéries, les autorités devraient procéder à des prélèvements pendant et après la disparition de l'efflorescence, conformément au plan de gestion des eaux utilisées à des fins récréatives.

2.2 Avis

Les eaux dans lesquelles une efflorescence s'est développée, ou les eaux dont il est démontré qu'elles dépassent la valeur recommandée de microcystines totales, peuvent entraîner une exposition humaine à des cyanobactéries ou à des cyanotoxines en quantités nocives pour la santé humaine. En raison de la difficulté à caractériser avec précision les concentrations de toxines dans une efflorescence, l'exposition à des eaux utilisées à des fins récréatives contenant une efflorescence visible doit être évitée par mesure de précaution. L'autorité responsable peut également, à sa discrétion, émettre un avis d'interdiction de baignade ou de contact. Dans le cas des tapis benthiques, leur étendue et leur emplacement peuvent constituer un signe d'avertissement de risques ou mener les autorités à conseiller d'éviter la zone touchée pour les activités récréatives. Comme dans le cas des efflorescences, il est nécessaire de procéder à des analyses de laboratoire pour confirmer la présence de toxines ou d'espèces de cyanobactéries productrices de toxines dans les tapis benthiques.

Il convient alors d'éviter tout contact avec l'eau jusqu'à ce que l'avis d'interdiction de baignade ait été levé. Il convient de distribuer du matériel d'information décrivant les mesures

que les membres du public peuvent prendre pour réduire leur risque personnel en cas d'efflorescence. Les animaux domestiques ne devraient pas non plus nager ou boire dans des zones où l'eau a pris une coloration anormale pouvant être due à une efflorescence, ou dans lesquelles des accumulations de matières cyanobactériennes, y compris des tapis benthiques, sont visibles. En cas d'exposition accidentelle avec des matières cyanobactériennes, les personnes devraient prendre une douche ou se laver, et laver également tout objet ayant pu entrer en contact avec ces matières, et ce, dès que possible à la sortie de l'eau. Toute personne présentant des effets nocifs à la suite d'une activité aquatique récréative devrait consulter un professionnel de la santé et, et si nécessaire, alerter les autorités appropriées.

L'avis d'interdiction de baignade ou de contact doit rester en place jusqu'à ce que la zone ait été jugée sûre pour les activités récréatives. La dissipation de l'efflorescence et les analyses montrant que la concentration des toxines de cyanobactérie est inférieure à la valeur recommandée peuvent être utiles afin de lever cet avis. En l'absence d'analyse des toxines, l'avis d'interdiction de baignade ou de contact doit rester en vigueur pendant un certain temps après la dissipation de l'efflorescence, afin de permettre aux toxines présentes de se diluer ou de se dégrader. Le temps requis pour la dissipation de la toxine dépend de nombreux facteurs, dont la dilution et la vitesse de biodégradation, et doit être déterminé en fonction du site. Les autorités responsables doivent déterminer les conditions requises pour lever ces avis en se basant sur leur plan de gestion des cyanobactéries en place pour la zone en question, ou en l'absence d'un tel plan, sur la base des renseignements propres au site (p. ex., dilution, historique des efflorescences).

3.0 Description et effets sur la santé

3.1 Cyanobactéries

Les cyanobactéries sont des bactéries qui partagent des caractéristiques avec les algues, comme la photosynthèse produisant de l'oxygène grâce à leurs pigments photosynthétiques bleu-vert, et c'est pourquoi elles ont été par le passé appelées algues bleu-vert (OMS, 2003). Les efflorescences contenant des cellules actives intactes sont généralement d'apparence plus verte que bleue, cependant, d'autres couleurs allant du havane au rouge vif ou au rouge vin puissent également apparaître. Les efflorescences dont les cellules sont mourantes peuvent apparaître plus bleues. Cela est dû au fait que la bactériochlorophylle, le pigment responsable de la couleur verte, est rapidement blanchie par la lumière du soleil après la lyse des cellules, tandis que le pigment bleu (phycocyanine) persiste (Newcombe, 2009). Au microscope, la plupart des cyanobactéries planctoniques, y compris les espèces présentes dans les lacs canadiens, apparaissent sous forme de regroupements réguliers ou irréguliers de cellules ou de chaînes filamenteuses qui peuvent être droites, enroulées ou ramifiées (Chorus et Bartram, 1999; Falconer, 2005). Au cours d'un été typique, un échantillon d'eau de lac peut contenir de nombreuses espèces de cyanobactéries, des souches toxiques et non toxiques, ainsi que des espèces d'algues. Les conditions qui favorisent la formation d'efflorescences sont notamment les eaux eutrophes et les températures de l'eau plus élevées (ce qui entraîne une stratification plus stable de la colonne d'eau) (Huisman et coll., 2018).

De nombreuses cellules cyanobactériennes peuvent modifier leur position dans la colonne d'eau en changeant leur flottabilité ou leur mélange, ce qui modifie leur accès à la lumière du

soleil et aux nutriments. L'intensité lumineuse est plus élevée à la surface et les macronutriments sont généralement plus concentrés près des sédiments du fond (Falconer, 2005). Dans des conditions calmes, il peut y avoir des proliférations intenses, créant une coloration visible et une accumulation de cellules, phénomène connu sous le nom d'efflorescence de cyanobactéries (Chorus et Bartram, 1999; Falconer, 2005). Des efflorescences de cyanobactéries peuvent augmenter leur densité d'un facteur de 1 000 ou plus en très peu de temps dans des conditions calmes (Chorus et coll., 2000). Les vents du large peuvent alors pousser ces écumes vers le rivage où elles peuvent s'accumuler (Chorus et Bartram, 1999; Falconer, 2005). Ces efflorescences peuvent être très denses et prendre l'apparence d'une gélatine ou la forme d'un amas de fins débris d'herbe, voire d'une masse trouble et homogène, comme si on avait déversé de la peinture verte dans l'eau (OMS, 2003; Falconer, 2005). Comme il est mentionné précédemment, les écumes peuvent également avoir d'autres couleurs, notamment rouge-bleu et havane.

Les efflorescences de cyanobactéries sont un problème de santé publique, car elles peuvent contenir des cyanotoxines intracellulaires, des endotoxines de surface et des cyanotoxines extracellulaires (voir la section 3.2). Au Canada, les genres de cyanobactéries toxiques planctoniques les plus problématiques sont aussi celles que l'on observe le plus fréquemment ailleurs dans le monde : *Dolichospermum* (auparavant *Anabaena*), *Aphanizomenon*, *Gloeotrichia*, *Microcystis*, *Planktothrix*, *Pseudoanabaena* et *Woronichinia* (Winter et coll., 2011; MDDEP, 2012; ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2012). Les toxines sont habituellement associées aux cellules cyanobactériennes : soit qu'elles sont liées à la membrane interne, soit qu'elles sont présentes librement dans les cellules. La dissémination de toxines dans les eaux environnantes peut se produire lorsque les cellules meurent ou sont endommagées et que leur contenu s'échappe (Chorus et Bartram, 1999). Les efflorescences de cyanobactéries peuvent être constituées d'un mélange d'espèces et de souches, chacune d'entre elles pouvant ou non produire des toxines. La majeure partie de la toxicité, si elle est présente, dure généralement aussi longtemps que l'efflorescence. Bien que certaines toxines puissent persister pendant un certain temps après la dissipation de l'efflorescence (Chorus et Bartram, 1999; Falconer, 2005), les concentrations peuvent rapidement tomber sous une concentration représentant un risque pour la santé associé à une exposition à des eaux utilisées à des fins récréatives. Le temps nécessaire pour que cela se produise doit être déterminé pour chaque site. Des effets sur la santé ont également été associés au contact avec des cellules cyanobactériennes. Une étude prospective portant sur trois lacs canadiens ayant connu des épisodes de cyanobactéries a fait état de symptômes gastrointestinaux associés à des densités de cellules cyanobactériennes, et non à des concentrations de cyanotoxines (Lévesque et coll., 2014).

On peut observer des signes indiquant la présence de toxines de cyanobactérie, notamment la présence d'oiseaux aquatiques ou d'autres animaux sauvages morts le long du littoral ou des rapports d'empoisonnement d'animaux domestiques, en particulier les bovins et les chiens (Chorus et Bartram, 1999). Toutefois, certaines efflorescences surviennent parfois sans produire d'effets observables au sein des populations animales locales. Ainsi, toute efflorescence devrait être considérée comme potentiellement toxique.

Les cyanobactéries benthiques, ou celles qui croissent à la surface du fond du plan d'eau, peuvent également être présentes dans les habitats d'eau douce au Canada. Ces cyanobactéries pouvant produire des toxines sont des genres *Oscillatoria*, *Phormidium* et *Lyngbya* (Vis et coll.,

2008; Lajeunesse et coll., 2012; Quiblier et coll., 2013). Cependant, il y a relativement peu d'information dans la base de données sur les populations de cyanobactéries benthiques toxiques (Quiblier et coll., 2013; Gaget et coll., 2017a; Burford et coll., 2019). Généralement, les tapis benthiques présentent un risque moindre pour la santé humaine, en raison du contact limité avec la matière qui y est fixée. Toutefois, les animaux domestiques et le bétail peuvent y avoir accès, notamment parce que cette substance sèche sur les rives après la décrue des eaux, et représente donc un risque pour ces animaux (OMS, 2003). Si les tapis benthiques se trouvent dans des zones récréatives ou si des cyanobactéries benthiques se détachent de la surface du fond, remontent à la surface de l'eau et s'accumulent le long des rives, l'exposition humaine aux cyanobactéries benthiques peut alors devenir préoccupante (Quiblier et coll., 2013; Gaget et coll., 2017a). On déclare de plus en plus la présence de tapis benthiques (Wood et Puddick, 2017; Burford et coll., 2019), et à mesure que l'on comprendra mieux la toxicité des cyanobactéries benthiques, plus d'information sur leur importance pour la santé humaine devraient être à disposition.

Il existe des espèces d'algues marines toxiques connues pour former des efflorescences et de produire des toxines (p. ex., *Alexandrium* spp. et le phénomène des « marées rouges ») (Chorus et Bartram, 1999). Toutefois, comme la présente section porte sur les risques pour la santé humaine découlant d'une exposition aux cyanobactéries toxiques attribuable à des activités aquatiques récréatives, cet aspect ne sera pas examiné ici.

3.2 Toxines de cyanobactérie

Comme il est mentionné précédemment, les efflorescences de cyanobactéries constituent un problème de santé publique, car elles peuvent produire des endotoxines de surface (situées à la surface des cellules), ainsi que des cyanotoxines intracellulaires. Les endotoxines de surface ne sont pas bien connues. Elles peuvent provoquer une réaction irritante ou allergique chez l'humain à la suite de contact cutané (toxines irritantes), ainsi que des maladies potentielles par ingestion et inhalation (Lévesque et coll., 2014, 2016; Ohkouchi et coll., 2015; Otten et Paerl, 2015). Il est également possible que ces effets sur la santé soient liés à d'autres substances inconnues présentes dans les cyanobactéries ou à d'autres bactéries associées aux efflorescences de cyanobactéries. Des recherches supplémentaires dans ce domaine s'imposent.

Les cyanotoxines intracellulaires sont produites par une variété de cyanobactéries (mais pas toutes) et sont associées à divers effets nocifs sur l'humain (Chorus et Bartram, 1999; Otten et Paerl, 2015; Carmichael et Boyer, 2016). Ces toxines sont généralement contenues dans les cyanobactéries intactes et sont libérées lors de la lyse des cellules, bien que certaines toxines intracellulaires puissent être libérées naturellement sans lyse cellulaire (p. ex., la cylindrospermopsine). Il existe plusieurs cyanotoxines intracellulaires connues, notamment les microcystines, les nodularines, les anatoxines, les cylindrospermopsines, les saxitoxines et les dermatotoxines. Les microcystines et les nodularines sont des peptides cycliques qui s'attaquent au foie (hépatotoxines), les anatoxines sont des alcaloïdes qui ciblent le système nerveux (neurotoxines), les saxitoxines ont également des effets sur les cellules nerveuses et musculaires (neurotoxines), et les cylindrospermopsines sont un alcaloïde qui touche le foie, bien qu'il a été démontré qu'elles puissent aussi avoir des répercussions sur un large éventail d'organes (propriétés cytotoxiques), en particulier les reins (Chorus et Bartram, 1999; Falconer, 2005). Bien que ces toxines puissent entraîner des maladies graves, les principaux effets sur la santé

résultant de l'ingestion accidentelle de cyanobactéries peuvent être de nature gastrointestinale ou pseudo-grippale et, par conséquent, ne sont souvent pas signalés ou sont souvent attribués à d'autres causes (Falconer, 2005; Lévesque et coll., 2014; Otten et Paerl, 2015).

3.2.1 *Microcystines*

Les microcystines (MC) sont des hépatotoxines qui sont généralement considérées comme les plus répandues et les plus importantes parmi les cyanotoxines d'eau douce, en raison de leur stabilité et de leur résistance à la dégradation biologique et chimique, de leur présence généralisée et de leur capacité à atteindre des concentrations élevées dans les efflorescences et les écumes (Boyer, 2007; Williams et coll., 2007; Winter et coll., 2011). Les microcystines sont en grande partie liées aux cellules (c.-à-d. qu'elles sont contenues dans des cellules intactes) jusqu'à la mort et à la lyse des cellules. Plus de 200 variantes de microcystines ont été identifiées (Spoof et Arnaud, 2017; Bouaïcha et coll., 2019). La MC-LR est la variante la plus couramment mesurée et l'une des plus toxiques au monde (Graham et coll., 2010), bien que des cas d'autres variantes dominant les efflorescences et/ou coexistant avec la MC-LR aient été documentés (Kemp et John, 2006; Graham et coll., 2010; Li et coll., 2010; Sabart et coll., 2010; ministère de la Santé de la Colombie-Britannique, 2012; MDDEP, 2012; Srivastava et coll., 2012). Un certain nombre de genres de cyanobactéries ont été établis comme producteurs de microcystines (Kotak et Zurawell, 2007; Funari et Testai, 2008; Pearson et coll., 2010; Martins et Vasconcelos, 2011; Carmichael et Boyer, 2016; Bernard et coll., 2017). Les genres les plus couramment observés en Amérique du Nord sont *Dolichospermum* (Anabaena), *Microcystis*, *Planktothrix* et *Pseudoanabaena* (Williams et coll., 2007; Winter et coll., 2011). L'espèce *Planktothrix* semble ne produire que des variantes de microcystines déméthylées (Fastner et coll., 1999; Briand et coll., 2005; Kurmayer et coll., 2004; Cerasino et coll., 2016), qui peuvent passer indétectées, en fonction de la méthode d'analyse utilisée.

Les effets sur la santé associés à une exposition à des eaux récréatives contaminées par des efflorescences de *Microcystis* et de *Dolichospermum* (Anabaena) comprenaient des maux de tête, les nausées, des vomissements, de la diarrhée, des douleurs abdominales, des douleurs musculaires, de la fièvre, des aphtes buccaux, des cloques sur les lèvres, des maux de gorge, des éruptions cutanées et des irritations des oreilles et des yeux (Chorus et Bartram, 1999; Otten et Paerl, 2015; Gaget et coll., 2017a). En Argentine, le contact accidentel avec une efflorescence cyanobactérienne contenant des microcystines a entraîné des symptômes se manifestant par de la fièvre, les nausées et des douleurs abdominales, suivis d'une pneumonie atypique et des effets hépatiques (Giannuzzi et coll., 2011). On a aussi relevé un cas unique d'insuffisance hépatique aiguë lié à une exposition aux microcystines présentes dans des eaux utilisées à des fins récréatives (Vidal et coll., 2017). Des éclosions dans les eaux utilisées à des fins récréatives ont également été parfois associées à une exposition à des efflorescences de cyanobactéries contenant des microcystines. Aux États-Unis, deux éclosions ont été déclarées en 2003-2004 (Dziuban et coll., 2006) et huit éclosions en 2009-2010 (Hilborn et coll., 2014). Les symptômes signalés lors de ces éclosions comprenaient des crampes abdominales, de la diarrhée, des nausées, des vomissements, de la fièvre, des maux de tête, des éruptions cutanées, une irritation des yeux, des maux d'oreille, des symptômes neurologiques, des picotements, de la confusion et des symptômes respiratoires (Hilborn et coll. 2014). Outre les effets aigus, on dispose également de preuves montrant que les microcystines peuvent agir comme promoteur de tumeurs et le

CIRC (2010) a classé cette cyanotoxine comme potentiellement carcinogène pour l'humain. Pour de plus amples renseignements sur les microcystines, voir le document *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique : les toxines cyanobactériennes* (Santé Canada, 2017).

3.2.2 Anatoxines

Les anatoxines (anatoxine-a, anatoxine-a(S), homoanatoxine-a) peuvent être produites par les espèces *Dolichospermum* (Anabaena) (anatoxine-a, anatoxine-a(S)), *Aphanizomenon* (anatoxine-a), *Microcystis* (anatoxine-a) et *Oscillatoria* (anatoxine-a, homoanatoxine-a) (Chorus et Bartram, 1999; Funari et Testai, 2008). L'espèce *Cuspidothrix issatschenkoi* (auparavant *Aphanizomenon issatschenkoi*) est également reconnue comme un producteur d'anatoxine-a en Europe et au Japon (Hodoki et coll., 2012). Dans des plans d'eau suffisamment clairs pour permettre la croissance de macrophytes et des cyanobactéries associées, l'espèce *Tychonema* sp. peut également être un producteur d'anatoxine-a (Fastner et coll. 2016). Tout comme les microcystines, les anatoxines sont des toxines intracellulaires. Lorsqu'elles sont libérées des cellules (dissoutes dans l'eau), elles sont instables (Stevens et Krieger, 1991; Chorus et Bartram, 1999, Bownik, 2010).

Les anatoxines sont des neurotoxines qui interfèrent avec l'activité de l'acétylcholine, un neurotransmetteur. Elles ont donc une incidence sur le fonctionnement du système nerveux en perturbant la communication entre les nerfs et les cellules musculaires. Les effets sur la santé associés à une exposition aux anatoxines comprennent la paralysie des muscles squelettiques et respiratoires, entraînant des tremblements, des convulsions et, finalement, la mort par insuffisance respiratoire (Rogers et coll., 2005). Des empoisonnements non mortels chez les humains, avec des symptômes de troubles gastrointestinaux aigus, tels que nausées, vomissements et diarrhée, ont été signalés à la suite de l'ingestion d'eau contenant des espèces non précisées de *Microcystis* et *Dolichospermum* (Anabaena) (productrices d'anatoxine-a). Des réactions allergiques (telles que des éruptions cutanées papulo-vésiculaires) ont également été liées à la baignade dans des eaux contenant une efflorescence de *Dolichospermum* (Anabaena) (Schwimmer et Schwimmer, 1968). La détection de la véritable toxine – anatoxine-a – n'a cependant pas été signalée. Un seul décès humain a été possiblement associé à l'exposition à des neurotoxines de cyanobactérie dans les eaux naturelles : cette exposition s'est produite par ingestion d'eau contaminée lors d'une immersion accidentelle dans un endroit où la baignade était interdite (Falconer, 2005). L'anatoxine-a a été associée à l'empoisonnement et à la mort de divers animaux après une exposition à de l'eau contaminée par des cyanotoxines (Carmichael et Gorham, 1978; Edwards et coll., 1992; Gunn et coll., 1992; Puschner et coll., 2008; Stewart et coll., 2008; Backer et coll., 2013). Toutefois, les niveaux d'exposition n'ont pas été indiqués. Les symptômes cliniques étaient surtout de nature neurologique, les morts ayant été attribuées à l'apparition rapide d'une paralysie respiratoire (un effet néfaste caractéristique de l'anatoxine-a). Le nombre élevé de morts d'animaux signalées (contrairement à l'absence quasi-total des décès humains connus) dues à l'anatoxine-a est attribuable au volume d'eau beaucoup plus important que les animaux ingèrent par rapport aux humains exposés dans leurs activités récréatives. Pour de plus amples renseignements sur les anatoxines, veuillez consulter les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique : les toxines cyanobactériennes* (Santé Canada, 2017).

3.2.3 *Cylindrospermopsines*

Les cylindrospermopsines sont principalement classées dans la catégorie des hépatotoxines, bien qu'il ait été démontré qu'elles sont également cytotoxiques dans d'autres organes tels que les reins, la rate, le thymus, le cœur et le tractus gastrointestinal (Chorus et Bartram, 1999; Chong et coll., 2002; Falconer, 2005; Funari et Testai, 2008). Contrairement aux microcystines, une quantité importante de cylindrospermopsines est libérée dans la colonne d'eau pendant le développement des efflorescences au lieu d'être liée aux cellules. Elle est également assez stable dans l'environnement par rapport à d'autres toxines (Wörmer et coll., 2008, 2009). La cylindrospermopsine se retrouve plus couramment dans les régions tropicales et subtropicales du globe (Williams et coll., 2007). Cependant, il y a de plus en plus de rapports sur des espèces potentiellement productrices de toxines dans les eaux douces tempérées, ce qui laisse croire que la plage géographique des espèces productrices de cylindrospermopsine peut être en expansion (Graham et coll., 2010; Xie et coll., 2011; Sinha et coll., 2012). Le premier incident d'empoisonnement humain par la cylindrospermopsine a été signalé en 1979, au large des côtes du Queensland, en Australie, et a été attribué à une efflorescence de *Raphiopsis* (auparavant *Cylindrospermopsis*) *raciborskii*. Les symptômes associés à l'éclosion comprenaient des vomissements, des malaises, des maux de tête et de la constipation, suivis ultérieurement par une diarrhée sanguine et des signes de lésions hépatiques et rénales (Chorus et Bartram, 1999). À l'heure actuelle, aucun décès humain n'a été associé aux cylindrospermopsines, et aucun autre empoisonnement n'a été relevé, que ce soit par l'eau potable ou les eaux utilisées à des fins récréatives.

Les cylindrospermopsines peuvent également être produites par de nombreuses espèces cyanobactériennes, notamment : *Raphiopsis* (auparavant *Cylindrospermopsis*) *raciborskii*, *Chrysosporum ovalisporum* (auparavant *Aphanizomenon ovalisporum*), *Aphanizomenon gracile*, *Umezakia natans*, *Anabaena bergii*, *Anabaena lapponica*, *Dolichospermum* (*Anabaena*) *planctonica*, *Lyngbya wollei*, *Rhaphidiopsis curvata* et *Rhaphidiopsis mediterranea* (U.S. EPA, 2015). *Aphanizomenon flos-aquae* peut également produire la toxine (U.S. EPA, 2015). Cependant, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour étudier les conditions dans lesquelles cela peut se produire (Lyon-Colbert et coll., 2018). Pour de plus amples renseignements sur la cylindrospermopsine, veuillez consulter les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique : les toxines cyanobactériennes* (Santé Canada, 2017).

3.2.4 *Nodularines*

Les nodularines sont des hépatotoxines généralement fabriquées par des souches du genre *Nodularia*, une cyanobactérie d'eaux saumâtres, bien que d'autres espèces, comme les cyanobactéries du genre *Nostoc*, soient capables de produire la toxine (Gehringer et coll. 2012; Wood et coll., 2012). De multiples variantes de nodularines ont été relevées, la nodularine-R étant la plus abondante forme de cette cyanotoxine (Mazur-Marzec et coll., 2006). Les toxines sont étroitement liées aux microcystines tant au niveau de leur structure que de leur fonction (Chorus et Bartram, 1999). Les données produites par des études expérimentales, bien qu'elles soient limitées, indiquent que les nodularines présentent une toxicité similaire à celle de la microcystine-LR. Les résultats d'études de toxicité chronique effectuées sur des modèles

animaux donnent à penser que les nodularines pourraient avoir un pouvoir tumorigène plus grand que les microcystines (Chorus et Bartram, 1999).

3.2.5 *Saxitoxines*

La saxitoxine et la soixantaine d'analogues apparentés constituent un groupe de toxines qui comprend la saxitoxine, la néosaxitoxine, les gonyautoxines et les C-toxines (Codd et coll., 1999; Wiese et coll., 2010). Ces toxines agissent en bloquant les canaux sodiques dans les nerfs et les cellules musculaires, ce qui empêche la transmission d'impulsions électriques. On les appelle également toxines responsables de l'intoxication par phycotoxine paralysante, car elles sont largement associées à l'accumulation de toxines chez les mollusques et crustacés marins se nourrissant des efflorescences d'*Alexandrium* dans le plancton marin (Codd et coll., 1999). Des cas mortels de cette intoxication ont été signalés en Amérique du Nord et en Amérique centrale à la suite de la consommation de mollusques (Chorus et Bartram, 1999), mais à ce jour, aucune maladie liée à la saxitoxine n'a été signalée chez l'humain à la suite d'une exposition à l'eau potable ou aux eaux utilisées à des fins récréatives. La mort d'animaux a également été liée à un contact avec des efflorescences de cyanobactéries contenant des saxitoxines (Negri et coll., 1995). On a signalé que des cyanobactéries des genres *Dolichospermum* (Anabaena), *Aphanizomenon*, *Raphisiopsis* (*Cylindrospermopsis*) ainsi que la cyanobactérie benthique *Lyngbya* produisent des saxitoxines (Aráoz et coll., 2010; Carmichael et Boyer, 2016). Pour de plus amples renseignements sur les saxitoxines, veuillez consulter les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique : les toxines cyanobactériennes* (Santé Canada, 2017).

3.2.6 *Dermatotoxines et autres toxines irritantes*

Certaines cyanobactéries marines, telles les espèces *Lyngbya*, *Oscillatoria* et *Schizothrix*, peuvent produire des toxines appelées aplysiatoxines et lyngbyatoxines, dont il a été signalé qu'elles provoquaient des dermatites graves. En outre, les aplysiatoxines sont considérées comme de puissants tumorigènes et on pense qu'elles présentent d'autres propriétés qui peuvent être liées à la cancérogénèse (Chorus et Bartram, 1999). Certaines espèces de *Lyngbya* produisent également la débromoaplysiatoxine et l'apratoxine A, cette dernière étant hautement cytotoxique et pouvant induire l'apoptose des cellules (Luesch et coll., 2001). Selon les dossiers des premiers intervenants à l'île Fraser, en Australie, la plus grande île de sable du monde, il a été constaté, pendant une période de sept semaines où *Lyngbya majuscula* a été détecté dans les eaux, une augmentation du nombre de personnes qui, après avoir fréquenté ces eaux marines, ont signalé des symptômes compatibles avec une exposition à *L. majuscula* (Osborne et Shaw, 2008). Les symptômes comprenaient généralement des éruptions cutanées douloureuses, une inflammation, des démangeaisons et une irritation du nez, des yeux et de la gorge. La majeure partie des personnes qui ont signalé des symptômes ont été en contact direct avec *Lyngbya* en se baignant, mais deux personnes ont déclaré des symptômes après avoir inhalé des embruns en conduisant le long de la plage.

Bien qu'elles n'aient pas été étudiées aussi à fond que les espèces marines, il a été signalé que les espèces de *Lyngbya* d'eau douce formant des tapis causaient une irritation de la peau et une dermatite chez des plongeurs (Floride), ainsi que chez les personnes nettoyant du varech échoué sur la plage dans une baie du lac Ontario infestée par *Lyngbya* (Carmichael et Boyer,

2016). Par conséquent, bien que les dermatotoxines soient principalement produites par des espèces cyanobactériennes marines, elles peuvent également être préoccupantes dans les lacs et les rivières d'eau douce.

Même si elles ne sont pas bien connues, les endotoxines de surface (c.-à-d. le composant lipopolysaccharidique de la paroi cellulaire des cyanobactéries) peuvent provoquer une réaction irritante ou allergique chez les humains à la suite d'un contact cutané (Chorus et Bartram, 1999), ainsi que des symptômes de maladie gastrointestinale (Lévesque et coll., 2014). On sait que les lipopolysaccharides présentent des propriétés inflammatoires, pyrogènes (provoquant la fièvre) et toxiques. On considère toutefois qu'en règle générale, les lipopolysaccharides des cyanobactéries sont beaucoup moins toxiques que ceux d'autres bactéries à Gram négatif comme *Salmonella* (Chorus et Bartram, 1999). Par conséquent, il est également possible que ces effets sur la santé soient liés à d'autres substances inconnues présentes dans les cyanobactéries ou d'autres bactéries qui sont associées aux efflorescences de cyanobactéries.

3.2.7 Composé d'intérêt : B-méthylamino-L-alanine

L'acide aminé inhabituel β -méthylamino-L-alanine (BMAA), ses liens avec les cyanobactéries et les résultats des recherches concernant ses capacités neurotoxiques potentielles sont dignes d'intérêt. La BMAA est présente dans pratiquement tous les groupes de cyanobactéries, y compris les genres d'eau douce remarquables comme *Dolichospermum* (*Anabaena*), *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Nodularia* et *Oscillatoria*, ainsi que le genre de cyanobactéries marines *Nostoc* (Cox et coll., 2005; Banack et coll., 2007; Metcalf et coll., 2008). La BMAA peut également être co-présente avec d'autres cyanotoxines (Metcalf et coll., 2008).

On a signalé la présence de BMAA dans les tissus cérébraux de patients atteints du complexe sclérose latérale amyotrophique-Parkinson-démence, de sclérose latérale amyotrophique et de la maladie d'Alzheimer (Cox et coll., 2003; Murch et coll., 2004; Pablo et coll., 2009), bien qu'une vaste étude plus récente n'ait pas trouvé de BMAA chez les patients atteints de la maladie d'Alzheimer (Meneenly et coll., 2016). Des études ont également cherché à savoir si les efflorescences de cyanobactéries, en tant que source de BMAA, pouvaient conduire à une bioamplification par la chaîne alimentaire et entraîner un risque accru de maladie chez les populations exposées (Cox et coll., 2003; Banack et coll., 2015). D'autres travaux sont nécessaires avant que l'on puisse établir ou écarter une relation de cause à effet entre la BMAA et les maladies neurologiques (Holtcamp, 2012; ANSES, 2017). De même, il n'y a pas suffisamment de preuves à l'heure actuelle qui laissent penser que l'eau ou les aliments pourraient constituer une source importante d'exposition à la BMAA. Les nouvelles données sur ce sujet continueront de faire l'objet d'un suivi.

4.0 Voies d'exposition

Les trois voies principales d'exposition humaine aux cyanobactéries et à leurs toxines dans les eaux utilisées à des fins récréatives sont l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané direct avec le corps (Chorus et Bartram, 1999; NHMRC, 2008). Les cyanobactéries et leurs toxines peuvent être présentes à la fois dans la colonne d'eau et dans les tapis benthiques.

L'ingestion est la voie d'exposition la plus fréquemment documentée pour les cyanobactéries et leurs toxines. Des cas de maladie ont été signalés à la suite de l'ingestion accidentelle d'eaux altérées par une efflorescence (Chorus et Bartram, 1999; OMS, 2003;

Stewart et coll., 2006). Les activités impliquant une immersion soudaine ou répétée de la tête (p. ex., la planche à voile ou le kayak) peuvent mener à une exposition par ingestion et/ou par inhalation de l'eau par la bouche ou les voies nasales. Bien qu'elle ne soit pas directement liée à l'exposition aux eaux utilisées à des fins récréatives, l'ingestion d'aliments, notamment les poissons et les crustacés, et de suppléments alimentaires, notamment les suppléments d'algues, peuvent également être une source potentielle de cyanotoxines. De plus amples renseignements sur l'exposition par ingestion d'aliments sont disponibles dans le document : les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique : les toxines cyanobactériennes* (Santé Canada 2017).

Les cyanobactéries et leurs toxines peuvent également être présentes sous forme d'aérosols générés par le vent, le ski nautique ou la natation, ces activités offrant ainsi une voie d'exposition potentielle par inhalation. Dans une étude réalisée sur l'exposition à des microcystines sous forme d'aérosols au cours d'activités récréatives dans deux lacs de la Californie, Backer et coll. (2010) ont signalé des concentrations détectables de microcystines dans les échantillons d'air individuels et des écouvillonnages du nez de 81 enfants (12 ans et plus) et adultes après les activités récréatives (ski nautique, motomarine, natation ou pataugeage). Toutefois, les microcystines n'ont pas été détectées dans les échantillons de sang, ce qui indique que les toxines en aérosol n'ont pas pénétré dans les poumons assez profondément pour être absorbées dans la circulation sanguine. Bien que ces preuves indiquent une exposition potentielle par inhalation, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour déterminer si les toxines en aérosol peuvent ou non atteindre les voies respiratoires basses pour ensuite être absorbées par les poumons et pénétrer dans le sang.

On sait que le contact direct avec des cellules cyanobactériennes provoque des irritations plus ou moins graves, bien que les mécanismes exacts n'en soient pas entièrement compris. Les réactions allergiques sont plus fréquemment signalées chez les personnes sensibles. On a déjà suggéré que ces irritations seraient dues à des composantes des cyanobactéries inconnues mais différentes des toxines (Chorus et Bartram, 1999). Les maillots de bain et les combinaisons de plongée non étanches risquent également d'exacerber le risque d'irritation cutanée en emprisonnant les cellules bactériennes et en libérant leur contenu par effet de friction contre la peau (Chorus et Bartram, 1999).

En général, en raison de circonstances telles que la saisonnalité et la nature localisée des efflorescences, leurs propriétés esthétiques peu attrayantes et la manière dont sont gérés les sources d'approvisionnement d'eau potable et les zones récréatives surveillées, la probabilité qu'une exposition aux toxines de cyanobactéries en quantité suffisante constitue un risque chronique ou aigu pour la santé est jugée relativement faible. Si une zone récréative connaît des efflorescences prolongées et persistantes et des activités récréatives intensives s'y déroulent (p. ex., dans les zones récréatives qui ne sont pas surveillées ou gérées), les risques d'exposition aiguë peuvent être plus importants (Funari et Testai, 2008).

5.0 Présence dans l'environnement

Les cyanobactéries sont un composant normal du phytoplancton aquatique et de la communauté benthique, de nombreuses espèces étant présentes dans les eaux douces. Les efflorescences de ces microorganismes dans les eaux de surface ne sont pas un phénomène

nouveau. On a signalé des efflorescences de cyanobactéries, liées à des empoisonnements d'animaux, dès le début des années 1900 au Canada. Cependant, l'enrichissement des eaux de surface en nutriments (eutrophisation) par l'azote et le phosphore a considérablement augmenté la quantité de cyanobactéries et a donc eu un impact important sur la fréquence et la gravité des efflorescences de cyanobactéries (Chorus et Bartram, 1999; Falconer, 2005; Newcombe, 2009; Chorus et Niesel, 2011). La biomasse qui peut être présente dans un plan d'eau donné dépend de la concentration de nutriments nécessaire à sa survie, et les limites supérieures peuvent être estimées à partir des concentrations de phosphore total et d'azote total. Des études menées en Europe indiquent des seuils de phosphore total dans la plage de 25 à 100 µg/L. Sous cette concentration, il n'est plus nécessaire de tenir compte des cyanobactéries dans l'exposition par les eaux utilisées à des fins récréatives (Carvalho et coll., 2013; Phillips et coll., 2008; Chorus et Niesel, 2011). Cette fourchette dépend à un certain degré de la profondeur de la couche d'eau mélangée (épilimnion; Fastner et coll., 2016). Parmi les autres facteurs qui peuvent favoriser la croissance des cyanobactéries, mentionnons le faible taux d'échange d'eau, une stratification thermique persistante et, pour certaines espèces, une turbidité élevée. Il est peu probable que des efflorescences se produisent dans une eau acidifiée dont le pH est inférieur à 6-7 (Chorus et Niesel, 2011). Les cyanobactéries peuvent également se développer dans une plage de températures (Chorus et Bartram, 1999; Falconer, 2005), bien qu'elles aient des vitesses de croissance relativement faibles par rapport à de nombreuses algues eucaryotes, ce qui peut expliquer en partie pourquoi les efflorescences se produisent généralement à la fin de l'été après avoir eu le temps de constituer une population importante. Cette tendance historique d'efflorescences en fin d'été n'est plus aussi nette maintenant (Jacoby et Kann, 2007). Les données canadiennes montrent que les efflorescences apparaissent plus tôt au printemps et s'étendent plus tard dans l'année (Santé Canada, 2017).

Les facteurs responsables de la dominance des souches productrices de toxines dans une efflorescence de cyanobactéries ne sont pas bien compris (Chorus et Bartram, 1999; Falconer, 2005). Les variations de la toxicité au sein d'une efflorescence sont principalement dues à l'augmentation et à la diminution de sous-populations de souches ayant des toxicités différentes. Les facteurs environnementaux (p. ex., conditions de mélange des masses d'eau, lumière du soleil, température) contribuent également à la quantité de toxines produite (par les souches ayant des gènes producteurs de toxines), mais de manière moins importante (Chorus et Bartram, 1999). En conséquence, la formation de toxines par les cyanobactéries est encore moins prévisible que les efflorescences elles-mêmes. Les lacs qui ont connu des efflorescences de cyanobactéries à faible teneur en toxines par cellule peuvent développer des efflorescences pouvant contenir des quantités élevées de toxines. Inversement, même si les lacs ont connu des efflorescences toxiques dans le passé, cela ne signifie pas nécessairement qu'ils connaîtront des efflorescences dans le futur. Il a été suggéré qu'une moyenne de 60 % des échantillons d'efflorescence de cyanobactéries examinés à l'échelle mondiale s'étaient avérés positifs quant à la présence de cyanotoxines (fourchette de 10 à 90 %) (Chorus et coll., 2000; OMS, 2003a). En raison de l'interaction des facteurs influant sur le développement des efflorescences, les concentrations de cyanobactéries et de leurs toxines peuvent varier considérablement d'une année à l'autre (Santé Canada, 2017).

La dissipation des cyanotoxines après la disparition d'une efflorescence de cyanobactéries dépend de nombreux facteurs, dont le degré de dilution, le type de toxine et la

vitesse de biodégradation. Le processus de biodégradation, et donc sa vitesse, comprend généralement une phase de latence, au cours de laquelle aucune dégradation ne se produit. Cette phase de latence peut refléter le temps nécessaire pris par la population microbienne (responsable de la dégradation des cyanotoxines) pour atteindre une densité suffisante ou épuiser d'autres sources de nutriments (Smith et coll., 2008). Cette phase de latence peut varier de zéro à 3 semaines (Jones et Orr, 1994; Grutzmacher et coll., 2010; Klitzke et Fastner, 2012), mais il a été démontré qu'elle est réduite dans les eaux exposées de façon répétée aux cyanotoxines (Christoffersen et coll., 2002; Smith et coll., 2008). Après la phase de latence (si elle se manifeste), la biodégradation peut alors se produire assez rapidement. Par exemple, pour la microcystine-LR dissoute, 90 à 95 % de la dégradation s'est produite en 3 à 4 jours (Jones et Orr, 1994), mais des périodes plus longues (1 à 2 semaines) ont également été signalées (Lam et coll., 1995). En raison du nombre de variables qui influent sur la dissipation des cyanotoxines, le temps nécessaire à la disparition complète de la toxine varie selon la source d'eau.

On dispose de moins d'information sur la présence de cyanobactéries benthiques (p. ex., *Lyngbya* spp.). Ces cyanobactéries peuvent se développer pour former des tapis denses de matières cyanobactériennes recouvrant le fond (Chorus et Bartram, 1999; OMS 2003; New Zealand Ministry for the Environment and Health, 2009). Ces tapis se trouvent généralement dans des eaux claires et peu profondes où la lumière du soleil peut pénétrer jusqu'au fond, bien qu'ils puissent également être présents dans d'autres conditions environnementales. Ces amas, ou tapis, peuvent à l'occasion se détacher du fond et s'échouer sur la rive, où certains animaux peuvent s'en nourrir. En 2017, des isolats purifiés de tapis benthiques dans trois réservoirs d'eau potable différents en Australie ont été testés positifs pour la production de cyanotoxines (Gaget et coll., 2017a). En outre, l'abondance des tapis benthiques a augmenté dans les lacs fluviaux le long du fleuve Saint-Laurent au Québec et dans les lacs du parc provincial du Whiteshell au Manitoba (Macbeth, 2004; Lajeunesse et coll., 2012; Hudon et coll., 2016). À mesure que les plans d'eau se clarifient en raison de la diminution de l'eutrophisation, les cyanobactéries benthiques ainsi que celles qui se développent sur les macrophytes (p. ex., *Tychonema* spp.) peuvent devenir plus fréquentes (Fastner et coll., 2016).

5.1 Microcystines

Les microcystines peuvent être produites par des cyanobactéries planctoniques et benthiques, et il existe des espèces toxiques et non toxiques pour tous les genres prédominants produisant des microcystines (Chorus et Bartram, 1999; Carillo et coll., 2003; Quiblier et coll., 2013; Ngwa et coll., 2014). La détection des gènes responsables de la production de microcystines (gènes *mcy*) peut être utilisée comme un outil pour distinguer les souches toxiques et non toxiques de *Microcystis*, *Dolichospermum* (*Anabaena*) et *Planktothrix* qui sont autrement impossibles à distinguer (Davis et coll., 2009; Ngwa et coll., 2014). De nombreuses études ont examiné la présence de cyanobactéries et de leurs toxines au Canada. Certaines de ces études sont présentées dans le tableau 1.

Tableau 1 : Études choisies portant sur les cyanobactéries et leurs toxines dans les eaux de surface canadiennes

Endroit	Résumé des conclusions	Référence
Eaux douces partout au Canada (Revue systématique, 2001-2011)	<ul style="list-style-type: none"> Toutes les régions du Canada analysées contenaient des lacs où les concentrations de toxines atteignaient des concentrations préoccupantes; Les concentrations de microcystines allaient des concentrations inférieures aux limites de détection à une concentration maximale de 2 153 µg/L; Les concentrations de microcystines étaient associées à la teneur en nutriments et à l'état trophique du lac. 	Orihel, D.M. et coll. (2012)
Eaux douces (QC) (Revue systématique, 2007-2012)	<ul style="list-style-type: none"> L'échantillonnage a été réalisé pendant les efflorescences; Parmi les 23 genres toxiques potentiels identifiés, les plus fréquents étaient <i>Dolichospermum</i> sp. (<i>Anabaena</i> sp.), <i>Aphanizomenon</i> sp., <i>Microcystis</i> sp. et <i>Worochinia</i> sp.; 51 plans d'eau présentaient une concentration de toxicité équivalente (TEQ) de MC-LR supérieure à 16 µg/L; parmi ceux-ci, 33 (65 %) présentaient des concentrations maximales de 100 µg/L, 12 (24 %) entre 101 et 1 000 µg/L et 6 (12 %) des concentrations supérieures à 1 000 µg/L. 	Bourbonnais et Robert (2014)
Baie Missisquoi (QC)	<ul style="list-style-type: none"> De nombreux taxons de cyanobactéries potentiellement toxiques sont signalés chaque année, dont <i>Dolichospermum flos-aquae</i>, <i>Gloeotrichia echinulata</i> et <i>Microcystis</i> sp.; Parmi les 14 variantes de microcystines analysées, les variantes présentant les concentrations les plus élevées étaient MC-LR, MC-RR, MC-YR et MC-LA; 	Fortin et coll. (2010); Blais (2014, 2015, 2019); Bowling et coll. (2014)

Endroit	Résumé des conclusions	Référence
	<ul style="list-style-type: none"> • La TEQ de MC-LR allait de 0,1 µg/L à 33 540 µg/L dans un échantillon d'écumes prélevé le long du rivage; • Les concentrations de toxines étaient généralement 100 à 1 000 fois plus faibles dans les échantillons éloignés de la zone riveraine; • Les microcystines n'étaient habituellement pas trouvées lorsque les cyanobactéries étaient présentes en très faibles densités. 	
Lacs d'eau douce (QC)	<ul style="list-style-type: none"> • Microcystines totales : 0,008-1,91 µg/L (moyenne = 0,140 µg/L); • Aucun des lacs n'a été signalé comme ayant été touché par des efflorescences de cyanobactéries au moment de l'échantillonnage; • De faibles concentrations de <i>Microcystis</i>, <i>Dolichospermum</i> (<i>Anabaena</i>) et <i>Oscillatoria</i> ont été détectées. 	Giani et coll. (2005)
Grands Lacs inférieurs (ON)	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Microcystis</i> sp. est la plus souvent déclarée; • Les concentrations de microcystines varient dans le bassin; • De nombreuses concentrations étaient inférieures à 1 µg/L, mais les pics dans certaines baies dépassaient 200 µg/L. 	Carmichael et Boyer (2016)
Lac Érié (ON)	<ul style="list-style-type: none"> • Au cours des années où <i>Microcystis</i> dominait, les concentrations de microcystines étaient de 0,13 à 3,2 µg/L et de 0,04 à 1,64 µg/L; • Les années où <i>Planktothrix</i> dominait, les concentrations de microcystines allaient d'une quantité non détectable à 0,14 µg/L. 	Millie et coll. (2009)
Lac des Bois (ON/MB)	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> a été identifiée comme la cyanobactérie dominante; on a également détecté <i>Dolichospermum</i> (<i>Anabaena</i>); • De faibles concentrations de microcystines ont été trouvées. 	Chen et coll. (2007)

Endroit	Résumé des conclusions	Référence
Lac Érié (ON)	<ul style="list-style-type: none"> • L'imagerie satellitaire a été utilisée pour détecter les efflorescences et déterminer les sites potentiels à analyser; • Les microcystines allaient de 0,1 à 15,4 µg/L; • Les concentrations de <i>Microcystis</i> allaient de valeurs inférieures aux limites quantifiables de détection à un pic de $3,9 \times 10^8$ <i>Microcystis</i> équivalent/L. 	Rinta-Kanto et coll. (2005)
Lacs utilisés à des fins récréatives (MB)	<ul style="list-style-type: none"> • La microcystine-LR a été trouvée dans 44 % des sites, plage de concentrations de 0,1 à 0,6 µg/L; • La densité des cellules cyanobactériennes et les variables environnementales n'étaient pas de bons prédicteurs de ces faibles concentrations de microcystine-LR. 	Jones, G.J. et coll. (1998)
Lacs d'eau douce (AB)	<ul style="list-style-type: none"> • Les concentrations de microcystines les plus élevées (allant de 1,2 à 11 µg/L) correspondaient aux périodes où le nombre de cellules de <i>Microcystis</i> était le plus élevé (> 200 000 cellules/mL). 	Kotak et coll. (1996)

TEQ = équivalent toxique. Comprend les concentrations totales de microcystine-LR et les différentes variantes de la microcystine-LR. Ces variantes sont incluses dans le total seulement si un facteur de toxicité équivalente est disponible et est appliqué.

5.2 Anatoxines

Les efflorescences d'espèces productrices d'anatoxines ne sont pas systématiquement signalées dans les eaux canadiennes, bien qu'elles aient été détectées (Kotak et Zurawell, 2007; Bourbonnais et Robert, 2014). Même si elles sont moins fréquentes que celles des cyanobactéries produisant la microcystine, on a constaté qu'elles étaient la cause d'empoisonnements d'animaux (Hoff et coll., 2007; Backer et coll., 2013). Au Canada, la faible fréquence de détection et les limites des méthodes d'analyse font en sorte qu'il existe peu de données sur les concentrations d'anatoxines dans les eaux naturelles touchées par les efflorescences de cyanobactéries. En outre, les anatoxines dissoutes dans l'eau sont relativement instables et, à ce titre, ne sont pas considérées comme aussi répandues que les microcystines dans les sources d'approvisionnement en eau (Chorus et Bartram, 1999). En conséquence, elles sont jugées moins préoccupantes que les microcystines du point de vue de l'utilisation des eaux récréatives au Canada. L'écologie des cyanobactéries benthiques fait de plus en plus l'objet de recherches. Des études ont documenté la détection des anatoxines (ainsi que des saxitoxines et la plupart des autres cytotoxines connues) dans les populations de cyanobactéries benthiques (Vis et coll., 2008; Lajeunesse et coll., 2012;

Quiblier et coll., 2013; Hudon et coll., 2016). Bien que les risques pour la santé humaine dus aux anatoxines dans les matières benthiques soient probablement très faibles, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour déterminer les effets de ces espèces benthiques sur les eaux utilisées à des fins récréatives et quel niveau de risque elles représentent pour la santé humaine.

5.3 Cylindrospermopsines

Le plus souvent, on trouve les cylindrospermopsines dans les régions tropicales et subtropicales du globe (Williams et coll., 2007). L’Australie et la Floride en particulier ont signalé de multiples cas de détection de cylindrospermopsines dans les lacs, les rivières et les réservoirs d’eau potable (Falconer et Humpage, 2006; de la Cruz et coll., 2013). *Raphisopsis* (auparavant *Cylindrospermopsis*) *raciborskii* est depuis longtemps reconnue comme l’espèce la plus largement répandue capable de produire la cylindrospermopsine. On signale de plus en plus d’espèces potentiellement productrices de toxines dans les eaux douces tempérées, notamment dans le nord des États-Unis et au Canada : dans l’Ohio (Conroy et coll., 2007), au Michigan (Hong et coll., 2006), au Minnesota (Sinha et coll., 2012), au Manitoba (Kling, 2009) et en Ontario (Hamilton et coll., 2005). Cela pourrait indiquer que la répartition géographique de ces espèces s’étend (Graham et coll., 2010; Xie et coll., 2011; Sinha et coll., 2012). Cependant, les souches de *Raphisopsis* (*Cylindrospermopsis*) *raciborskii* isolées en Amérique du Nord sont généralement non toxiques (Burford et Davis, 2011; Yilmaz et Phlips, 2011). La cylindrospermopsine a été détectée, quoique rarement, dans les sources d’eaux de surface au Canada. Dans une étude menée au Québec, elles ont été détectées dans 2 des 12 échantillons d’efflorescence à des concentrations de 0,1 µg/L et de 0,2 µg/L (Roy-Lachapelle et coll., 2015). Cependant, elles n’ont pas été détectées lors d’une analyse ultérieure d’échantillons d’efflorescence (Fayad et coll., 2015). Elles ont également été décelées dans une étude des installations de traitement d’eau potable au Québec, dans l’écume qui s’était accumulée dans le système de filtration. Les espèces de cyanobactéries dominantes dans la source d’approvisionnement en eau et dans le lit de boue étaient *M. aeruginosa* et *Dolichospermum* (*Anabaena*) (Zamyadi et coll., 2012a). La plupart des eaux de surface étudiées pour détecter les cylindrospermopsines au Canada ont donné des résultats négatifs (Carmichael et Boyer, 2016). Elles ont été détectées occasionnellement dans les eaux de surface aux États-Unis (Boyer, 2007; U.S. EPA, 2015), généralement isolées des efflorescences où *Chrysosporum* (*Aphanizomenon*) ou *Dolichospermum* (*Anabaena*) et *Microcystis* étaient dominants (Yilmaz et Phlips, 2011; U.S. EPA, 2015).

5.4 Autres toxines de cyanobactéries

On a signalé des efflorescences de *Nodularia* dans des lacs d’eau saumâtre en Australie et en Nouvelle-Zélande, ainsi que dans la mer Baltique. En règle générale, cette espèce préfère les eaux saumâtres et salines, bien que des efflorescences aient été relevées dans des lacs d’eau douce en Turquie (Akcaalan et coll., 2009). *Nodularia* a également été trouvé dans deux lacs américains (Beutel et coll., 2001). À ce jour, ni *Nodularia* ni *Nostoc* n’ont été trouvées dans les eaux canadiennes. Elles ne sont donc pas considérées comme une menace importante pour la santé publique dans les eaux utilisées à des fins récréatives au Canada.

La distribution géographique de *Lyngbya* est grande, car le genre comprend des espèces de cyanobactéries d'eau douce et d'eau de mer. Les efflorescences benthiques de *Lyngbya* ont tendance à se produire dans les climats plus chauds, notamment en Floride et à Hawaii, bien que certaines espèces soient communes dans les lacs nord-américains et que de grands tapis apparaissent dans le lac Érié et le fleuve Saint-Laurent (Osborne et coll., 2001; Bridgeman et Penamon, 2010; Hudon et coll., 2014). Les dermatotoxines produites par *Lyngbya* sont attribuables principalement à des espèces de cyanobactéries marines. Néanmoins elles demeurent préoccupantes dans les lacs et les rivières d'eau douce.

Les efflorescences contenant des saxitoxines sont très répandues dans les eaux marines en Australie (Osborne et coll., 2001), et des efflorescences toxiques ont également été détectées dans les eaux douces de nombreuses régions du monde, notamment (mais pas uniquement) au Brésil, en Europe et aux États-Unis (Teneva et coll., 2003; dos Anjos et coll., 2006; Vijayavel et coll., 2013). À ce jour, les saxitoxines ne sont pas considérées comme une préoccupation importante dans les eaux canadiennes utilisées à des fins récréatives. Toutefois, la détection d'analogues de saxitoxines dans les efflorescences benthiques de *Lyngbya* le long du fleuve Saint-Laurent et dans deux de ses lacs fluviaux semble indiquer que ce cas devraient continuer à être surveillé. (Lajeunesse et coll., 2012; Hudon et coll., 2016). Lorsque des efflorescences benthiques de *Lyngbya* sont trouvées dans des eaux utilisées à des fins récréatives, on pourra mieux déterminer les risques pour la santé en procédant à une analyse visant à déterminer la présence de toxines dans l'efflorescence.

5.5 Indicateurs de cyanobactéries et de leurs toxines

Il existe divers indicateurs pouvant être utilisés pour aider à évaluer les risques des cyanotoxines pour la santé dans les zones récréatives, et pour recueillir des informations sur la présence des cyanobactéries planctoniques afin de faciliter l'évaluation et la gestion des risques. L'ensemble des méthodes décrites dans les présentes recommandations offre une approche flexible pour comprendre la toxicité potentielle des efflorescences. Elles peuvent être utilisées seules ou en combinaison, selon le choix des autorités compétentes et compte tenu du plan de gestion de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives en place. Le choix des indicateurs utilisés dépendra également de l'accès local aux méthodes. L'utilisation d'indicateurs pour évaluer les risques pour la santé présente des avantages et des limites (décris ci-dessous). Il convient de noter en particulier que la nature conservatrice des indicateurs signifie qu'ils sont susceptibles de surestimer le risque.

5.5.1 Dénombrement cellulaire des cyanobactéries

Le dénombrement cellulaire total des cyanobactéries est une mesure de la biomasse des cyanobactéries planctoniques qui peut servir à indiquer qu'une efflorescence se développe. Comme toutes les efflorescences doivent être traitées comme étant potentiellement toxiques, sauf indication contraire, le dénombrement cellulaire des cyanobactéries peut être utilisé comme un indicateur des effets potentiels sur la santé. Comme il est indiqué ci-dessus, il existe également des preuves d'effets sur la santé dû au contact direct avec les cellules cyanobactériennes, qui se manifestent par des effets allergiques ou irritants (Backer et coll., 2015) et des symptômes gastrointestinaux potentiels (Lévesque et coll., 2014, 2016). La concentration de cellules cyanobactériennes à laquelle ces effets sur la santé sont observés est très variable, et dépend de

facteurs tels que les personnes exposées (c.-à-d. celles qui ont une prédisposition allergique) et la composition des cyanobactéries présentes. La prise en compte de cette variabilité aboutirait à l'élaboration d'indicateurs inutilement prudents pour la plupart des situations, et c'est pourquoi les indicateurs présentés ici sont basés sur la présence potentielle de microcystines. De plus amples renseignements sur le calcul du dénombrement cellulaire total des cyanobactéries figurent à la section 7.2.

Un inconvénient important du dénombrement cellulaire des cyanobactéries est la diversité de forme et de taille de ces cellules (Wood et coll., 2008). Selon les types de cyanobactéries présentes, les concentrations de cellules cyanobactériennes pourraient dépasser la valeur recommandée sans qu'il n'y ait de preuve visuelle d'une efflorescence de plancton. Par exemple, les plans d'eau qui contiennent de fortes concentrations de picocyanobactéries, qui sont de petites cyanobactéries d'un diamètre inférieur à 2 µm, pourraient dépasser les valeurs recommandées sans qu'il n'y ait de preuve d'efflorescence et sans risque accru pour la santé humaine. C'est pourquoi, lors du dénombrement cellulaire total des cyanobactéries, il est important de tenir compte également des types de cyanobactéries identifiés et, si possible, de leur potentiel de production de toxines. L'identification des types de cyanobactéries présentes est également la première étape du calcul du biovolume de cyanobactéries, paramètre dont il a été démontré qu'il était étroitement lié à la concentration de cyanotoxines (voir la section 5.5.2). Il est également important de noter que lorsque le nombre total de cellules diminue pendant la dissipation d'une efflorescence, il peut y avoir encore des concentrations élevées de cyanotoxines présentes, car les toxines intracellulaires sont libérées des cellules mourantes dans les eaux environnantes. Cela est important dans le cas des toxines généralement à l'intérieur des cellules intactes, comme les microcystines, mais cela est moins préoccupant pour d'autres toxines, comme la cylindrospermopsine, qui sont libérées naturellement par les cellules indépendamment de la lyse cellulaire.

5.5.2 Biovolume de cyanobactéries

Le biovolume de cyanobactéries est une mesure de la biomasse des cyanobactéries planctoniques présentes dans un échantillon d'eau. On peut utiliser ce paramètre pour révéler qu'une efflorescence se forme et peut présenter un risque pour la santé humaine. Le biovolume est une évaluation plus précise de la biomasse des cyanobactéries que le dénombrement cellulaire total, car ce paramètre tient compte de la surface de la cellule, ainsi que de la masse de toute matière ou biomasse cellulaire (Saccà, 2016). Le recours à la mesure du biovolume, par opposition au dénombrement cellulaire total des cyanobactéries, signifie que les petites cellules cyanobactériennes, dont les picocyanobactéries susmentionnées, n'ont pas un grand impact sur la concentration calculée. Comme pour le dénombrement cellulaire total, les types de cyanobactéries identifiés, ainsi que leur potentiel de production de toxines, doivent être pris en compte pour éviter d'émettre des avis inutiles d'interdiction de baignade ou de contact. On a constaté que les concentrations de cyanotoxines sont plus directement liées à la biomasse cellulaire qu'au nombre de cellules (Ibelings et coll. 2014; Dong et coll., 2016). Tout comme le dénombrement cellulaire total des cyanobactéries, les concentrations de cyanotoxines présentes peuvent être élevées pendant et juste après la dissipation d'une efflorescence, mais le biovolume mesuré sera faible. De plus amples renseignements sur le calcul de la valeur recommandée du biovolume figurent à la section 7.3.

5.5.3 Chlorophylle *a*

La chlorophylle *a* est un pigment vert photosynthétique présent dans les cyanobactéries et d'autres organismes du phytoplancton (Fiedor et coll., 2008; Søndergaard et coll., 2011). Elle est fréquemment utilisée comme indice d'eutrophisation et peut être employée dans le cadre d'un système d'alerte aux cyanobactéries pour déclencher des études et des actions supplémentaires (Bartram et coll., 1999). La chlorophylle *a* est particulièrement utile si on peut la combiner avec des observations qualitatives rapides par microscopie pour déterminer si la majorité du phytoplancton est constitué ou non de cyanobactéries. Pour cela, il faudrait identifier les cyanobactéries au niveau du genre, ce qu'un microbiologiste ayant une certaine formation en microscopie pourrait facilement faire. Les mesures de la chlorophylle *a* présentent un avantage par rapport à d'autres indicateurs de la biomasse, dans la mesure où la méthode de détection est plus simple et si des méthodes *in situ* sont disponibles (voir la section 6.0). Comme d'autres organismes du phytoplancton contiennent également la chlorophylle *a*, la relation entre la chlorophylle *a* et la biomasse des cyanobactéries est plus étroite lorsque les cyanobactéries sont les organismes principaux ou dominants présents. Des corrélations positives ont été trouvées entre les concentrations de chlorophylle *a* et la biomasse de cyanobactéries ou les concentrations de cyanotoxines dans diverses études (Huot et coll., 2007; Izidorczyk et coll., 2009; Du et coll., 2014; Yuan et coll., 2014), mais le principal avantage de la surveillance de la chlorophylle *a* dans le cadre d'un système d'alerte aux cyanobactéries est la plus grande couverture temporelle et spatiale possible à un coût plus faible et à moindre effort.

La phycocyanine, un pigment photosynthétique accessoire de la chlorophylle *a*, a également été étudiée comme paramètre possible pour la surveillance des cyanobactéries. Les concentrations de ces deux pigments sont fortement corrélées et, comme pour la chlorophylle *a*, des corrélations positives ont été observées entre la teneur en phycocyanine et la biomasse de cyanobactéries (Brient et coll., 2008; McQuaid et coll., 2011; Kasinak, 2015; Pace et coll., 2017). Un avantage important de la phycocyanine est que ce pigment est plus spécifique aux cyanobactéries, et diverses études ont montré qu'elle est un prédicteur précis de l'abondance des cyanobactéries (Gregor et coll., 2007; Brient et coll., 2008; Ibelings et coll., 2014; Macario et coll., 2015). Il a été établi que la présence de producteurs de microcystines connus est fortement corrélée avec les concentrations de phycocyanine (Oh et coll., 2001). Toutefois, elle n'est pas directement liée à la teneur en microcystines cellulaires, car toutes les cyanobactéries possèdent ce pigment. Bien qu'aucune valeur recommandée n'ait été formulée pour la phycocyanine, ce pigment pourrait également être utilisé dans le cadre d'un système d'alerte signalant le développement d'une efflorescence de cyanobactéries. Son utilisation nécessiterait l'établissement de ratios propres au site entre la phycocyanine et la mesure d'intérêt (p. ex., microcystines, biovolume de cyanobactéries).

5.5.4 Méthodes moléculaires

D'autres mesures peuvent être utilisées pour indiquer la présence de cyanobactéries et de leurs toxines potentielles. En principe, il y a une variété de méthodes moléculaires permettant de détecter des gènes spécifiques, qui permettent d'identifier diverses espèces de cyanobactéries, ainsi que la présence de gènes producteurs de toxines. La relation entre les résultats des méthodes moléculaires et les données obtenues par des méthodes plus classiques (c.-à-d. la microscopie, essai d'immuno-absorption enzymatique [ELISA], l'analyse physico-

chimique) n'est pas toujours claire. Dans une étude de Chiu et coll. (2017), une bonne corrélation a été obtenue entre, d'une part, les résultats du dénombrement cellulaire et de la concentration de microcystines obtenus respectivement par microscopie et ELISA et, d'autre part, les copies des gènes correspondants. Cependant, Beversdorf et coll. (2015) ont constaté que les concentrations du gène *mcy* étaient très variables et présentaient une corrélation négative avec les concentrations de toxines à certains endroits. Par conséquent, la relation entre les résultats des méthodes moléculaires (p. ex., la détection du gène *mcy*) et les méthodes plus classiques (p. ex., les méthodes physico-chimiques ou ELISA) peut varier, mais les méthodes moléculaires peuvent servir d'outil de dépistage pour déterminer la présence d'espèces de cyanobactéries et fournir une indication du potentiel de production de toxines. De plus amples renseignements sur les méthodes moléculaires figurent à la section 6.0.

5.6 Contrôle des efflorescences de cyanobactéries

L'élément le plus efficace d'une stratégie à long terme visant à réduire la fréquence des efflorescences de cyanobactéries planctoniques consiste à contrôler l'apport de nutriments dans le plan d'eau, en particulier l'apport en phosphore et en azote, car leur disponibilité régule la croissance des cyanobactéries (Downing et coll., 2001; Jančula et Maršálek, 2011; Paerl et coll., 2011a; Matthijs et coll., 2012; Merel et coll., 2013; Glibert et coll., 2016; Hamilton et coll., 2016). Cela n'est pas possible partout. Dans certains plans d'eau, une source importante de nutriments peut provenir de la charge interne de phosphore contenue dans les sédiments. Il est important d'établir si cette charge en phosphore provient de la dégradation de la matière organique récemment sédimentée et est donc susceptible de diminuer une fois que la charge externe diminue, ou s'il s'agit probablement d'un problème à long terme nécessitant des mesures correctives précises (p. ex., dans les plans d'eau où le taux d'échange d'eau est faible). Lorsque l'apport de nutriments résulte d'influences externes, une des façons de réduire les nutriments est de contrôler efficacement les pratiques agricoles, les eaux usées municipales et les pratiques d'élimination des déchets municipaux dans le bassin versant. Les précipitations peuvent avoir un effet sur l'apport de nutriments, par les effluents d'eaux usées et traités industrielles, et le ruissellement provenant des zones urbaines, agricoles ou déboisées. Par conséquent, il sera important d'implanter une stratégie de lutte contre les nutriments qui tient compte du lien entre les changements climatiques et la charge en nutriments (Paerl et coll., 2011b; Carey et coll., 2012). Par ailleurs, on poursuit les efforts visant à élaborer des stratégies d'adaptation qui tiennent compte de la variabilité climatique croissante et des extrêmes météorologiques (Hamilton et coll., 2016; Paerl, 2017). Outre l'apport de nutriments, il a été signalé que les herbicides issus des activités agricoles peuvent améliorer les conditions de croissance des cyanobactéries en diminuant les algues eucaryotes, éliminant ainsi cette espèce compétitrice (Beaulieu et coll., 2014).

D'autres approches ont également été utilisées pour réduire les efflorescences de cyanobactéries, généralement lorsqu'une action immédiate est nécessaire, ou lorsque la gestion des nutriments ne pourrait pas devenir plus rentable et faisable. Il peut s'agir d'un contrôle direct ou indirect des cyanobactéries. On a employé des méthodes de lutte directe, par exemple l'ajout de sulfate de cuivre ou d'autres algicides aux efflorescences toxiques matures, mais cette approche n'est généralement pas recommandée. Même si on détruit les cellules cyanobactériennes, cela provoque également la libération de cyanotoxines intracellulaires dans

les eaux environnantes si elles sont présentes dans les cellules. Jones et Orr (1994) ont signalé qu'on pouvait détecter la présence de microcystine-LR jusqu'à 21 jours après avoir traité à l'algicide un lac utilisé à des fins récréatives qui avait été touché par une efflorescence toxique de *Microcystis aeruginosa*. On a également démontré que des traitements répétés avec des algicides peuvent entraîner le développement de cellules résistantes aux algicides (Garcia-Villada et coll., 2004). L'utilisation des algicides peut être recommandée comme mesure d'urgence dans les premiers stades d'une efflorescence, lorsque les concentrations de toxines qui en résultent et qui sont libérées par les cellules lysées sont faibles. Par ailleurs, il convient de mentionner que les algicides risquent également d'avoir des effets nocifs sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques, ce qui constitue une autre raison de ne pas y recourir. L'ajout de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) a également été utilisé pour lutter contre les efflorescences de cyanobactéries, car ces dernières sont plus sensibles au H_2O_2 que les autres organismes phytoplanctoniques (p. ex., les algues vertes, les diatomées) (Barroin et Feuillade, 1986; Barrington et Ghadouani, 2008). Le H_2O_2 présente l'avantage de se dégrader rapidement en hydrogène et en oxygène dans l'écosystème aquatique et, comme il s'agit d'un oxydant puissant, il peut également contribuer à la dégradation des cyanotoxines présentes dans l'efflorescence (Matthijs et coll., 2012). Des méthodes indirectes de réduction des efflorescences de cyanobactéries peuvent également être utilisées. Cela pourrait inclure le mélange artificiel, le rinçage et le traitement de l'eau avec des argiles fixatrices de phosphates. Avant de recourir à des mesures directes ou indirectes, il convient de prendre en compte les caractéristiques chimiques, physiques et biologiques du bassin versant, ainsi que les coûts et l'acceptabilité de l'approche envisagée du point de vue environnemental et social. Ce n'est qu'après une évaluation scientifique approfondie qu'une décision sur la meilleure solution pour lutter contre les cyanobactéries peut être prise. De plus amples renseignements sur les mesures de lutte figurent dans les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Document technique : les toxines cyanobactériennes* (Santé Canada, 2017).

6.0 Méthodes d'analyse

Un examen complet des méthodes d'analyse et des limites associées à chaque méthode figure dans le document technique des *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique : les toxines cyanobactériennes* (Santé Canada, 2017). Des renseignements sur les méthodes de surveillance employées pour les eaux utilisées à des fins récréatives peuvent aussi être trouvés dans un document de l'EPA des États-Unis (2017) et dans Meriluoto et coll. (2017). À l'heure actuelle, il n'existe pas de méthode unique permettant d'identifier et de quantifier simultanément tous les différents types de cyanotoxines et leurs variantes (Merel et coll., 2013). Un bref aperçu des méthodes couramment utilisées est présenté ci-dessous.

6.1 Microcystines

Afin de comparer la concentration de microcystines dans un échantillon aux valeurs recommandées, il est nécessaire de déterminer la concentration de microcystines totales, ce qui comprend les microcystines libres et les microcystines liées aux cellules. Des étapes de traitement initial sont requises pour extraire les toxines liées aux cellules et pour concentrer les

toxines dissoutes dans l'échantillon. Ces étapes peuvent comprendre la concentration des cellules cyanobactériennes, leur lyse et l'extraction et la purification des toxines.

Les méthodes d'analyse des microcystines actuellement utilisées dans les laboratoires commerciaux et de recherches comprennent :

- la méthode ELISA (essaie immuno-absorption enzymatique)
- l'analyse physico-chimique par séparation chromatographique, c.-à-d. la chromatographie liquide (CL) et ses variantes, comme la chromatographie liquide à haute performance (CLHP) et la chromatographie liquide ultra haute performance (CLUHP) et détection par absorbance UV avec détecteur à réseau de photodiodes (RPD) ou spectrométrie de masse (SM);
- les essais d'inhibition de la protéine phosphatase (PPIA).

La chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse est la méthode de laboratoire la plus couramment utilisée pour identifier et quantifier les variantes de microcystines, et constitue l'étoile de référence par rapport auquel les autres méthodes sont jugées. Il existe des protocoles normalisés pour cette méthode, et de nombreux laboratoires d'analyse possèdent l'instrumentation nécessaire pour réaliser cette analyse longue et techniquement exigeante. Une des limites de la spectrométrie de masse est la nécessité de disposer d'étoiles de référence certifiés pour obtenir des résultats quantitatifs. Ces étoiles ne sont pas disponibles pour toutes les variantes de microcystines pertinentes. En revanche, avec la méthode UV-RPD, seulement une petite quantité de microcystines est nécessaire pour quantifier les pics de toutes les autres microcystines (identifiées par leur spectre d'absorption caractéristique) dans un échantillon. Cependant, cette méthode est nettement moins sensible que la CL-SM, et présente une limite de détection proche de 1 µg/L (Santé Canada, 2017).

Les trousseaux d'essais ELISA et PPIA pour utilisation sur le terrain sont utiles, car elles fournissent une estimation des concentrations de microcystines dissoutes dans un échantillon (la lyse est nécessaire pour mesurer les microcystines intracellulaires), dans certaines plages de concentrations ou à des valeurs supérieures ou inférieures à une concentration donnée. Les méthodes ELISA et PPIA sont rapides et sensibles. Bien qu'elles ne soient pas suffisamment précises pour distinguer les différentes variantes des microcystines, elles peuvent, en pratique, suffire aux évaluations courantes des risques, lorsque l'on suppose que toutes les microcystines sont aussi toxiques que la microcystine-LR. Ces trousseaux ne donnent pas de résultats quantitatifs permettant de déterminer si les échantillons d'eau respectent la valeur recommandée, mais on peut les utiliser comme outil de détection pour déterminer la présence ou l'absence de toxines dans les eaux utilisées à des fins récréatives. L'autorité responsable doit également savoir que certaines trousseaux d'essais détectent à la fois les microcystines et les nodularines.

6.2 Cellules cyanobactériennes, biovolumes et chlorophylle *a*

Les concentrations de cellules cyanobactériennes sont déterminées par dénombrement direct par microscopie à l'aide d'une chambre de dénombrement de dimensions connues, puis par rétrocalcul selon le volume de l'échantillon original (APHA, 2017; Chorus et Bartram, 1999). Les cellules cyanobactériennes sont de forme et de taille variées (de formes ronde à filamentueuse). Des groupes de cellules peuvent exister en colonies denses ou en longs filaments et les populations peuvent être composées d'un mélange de ces types et groupes de cellules. Il

peut être difficile d'identifier les cyanobactéries au niveau de l'espèce, et cette difficulté est exacerbée par le fait que les principales caractéristiques morphologiques utilisées pour identifier les différents taxons peuvent changer selon l'environnement et le stade de croissance (Chorus et Bartram, 1999; Yoshida et coll., 2008; Carmichael et Boyer, 2016). Toutefois, aux fins de l'évaluation des risques, l'identification au niveau du genre est souvent suffisante. Le personnel de laboratoire peut donc apprendre à compter et à identifier les cellules cyanobactériennes s'il a une certaine expérience en microscopie et reçoit une formation pour identifier et quantifier les cyanobactéries.

Comme pour le dénombrement des cellules cyanobactériennes, on détermine les biovolumes en comptant d'abord au microscope le nombre de chaque espèce de cyanobactéries présente dans l'échantillon, puis on utilise le volume cellulaire moyen pour calculer les concentrations totales en biovolume (CEAEQ, 2012a, 2012b). Le volume cellulaire moyen pour de nombreuses espèces de cyanobactéries communes ont été publiés (Wood et coll., 2008; CEAEQ, 2012a, 2012b). On peut aussi calculer le biovolume de chacune des cellules au lieu d'utiliser un volume cellulaire moyen (Zohary et coll., 2016). Les estimations de biovolume présentent de nombreuses difficultés méthodologiques similaires à celles du dénombrement cellulaire, et se compliquent davantage parce que le volume cellulaire peut varier considérablement au sein d'une même espèce, ainsi qu'entre les bassins versants et les régions.

Les mesures de la chlorophylle *a* peuvent être plus faciles à réaliser que le dénombrement cellulaire ou le calcul du biovolume des cyanobactéries. Ce pigment est facilement détecté à l'aide de méthodes spectrophotométriques, fluorimétriques ou par CLHP (Millie et coll., 2010; APHA, 2017). La surveillance *in situ* à l'aide de sondes submersibles a également été utilisée (Zamyadi et coll., 2012b). Il convient de noter que les mesures de la fluorescence de la chlorophylle dépendent des conditions environnementales et de l'état physiologique des cellules (Ibelings et coll. 2014), et dans certains cas, des corrections s'imposent pour obtenir des mesures précises (Bertone et coll., 2019).

6.3 Méthodes moléculaires

Les méthodes moléculaires sont largement utilisées pour détecter le matériel génétique dans les échantillons prélevés dans l'environnement. De nombreux outils moléculaires ont été mis au point pour détecter les cyanobactéries (Kurmayer et coll., 2017). Par exemple, on fait régulièrement état du recours à la PCR quantitative (qPCR) dans les publications. Cette méthode utilise des amorces ciblant des fragments de gènes propres à l'espèce pour distinguer les différentes espèces d'une population de cyanobactéries. Des amorces ont également été mises au point pour détecter les gènes de toxines, ce qui permet de savoir si les cellules sont capables de produire des toxines (Rinta-Kanto et coll., 2005). Par exemple, le nombre de cellules de *Microcystis* et le gène producteur de microcystines peuvent être détectés en utilisant une région de l'ARNr 16S propre à toutes les cellules de *Microcystis* et au gène *mcy*, respectivement (Tillett et coll., 2000; Kurmayer et Kutzenberger, 2003; Fortin et coll., 2010; Chiu et coll., 2017). Des amorces ont également été publiées pour *Cylindrospermopsis* (récemment renommée *Raphisiphopsis*), les cyanobactéries productrices de cylindrospermopsines, les saxitoxines et les nodularines (Chiu et coll., 2017; Gaget et coll., 2017b). Les recherches se poursuivent sur de nouvelles amorces. Des articles ont été publiés ailleurs sur les avantages et les faiblesses des méthodes PCR (Gaget et coll., 2017b). La mise au point d'outils moléculaires est un domaine de

recherche très prometteur, en constante évolution, qui permettra d'améliorer les méthodes dont disposent les autorités responsables pour prendre des décisions de santé publique. Les progrès dans ce domaine continueront à être suivis.

7.0 Justification

La valeur recommandée pour les microcystines totales dans les eaux utilisées à des fins récréatives au Canada est basée sur l'approche utilisée pour le calcul de la concentration maximale acceptable (CMA) pour la microcystine-LR, figurant dans les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique : les toxines cyanobactériennes (Santé Canada, 2017). En bref, l'exposition aux microcystines devrait être de courte durée, et la meilleure étude disponible pour représenter ce type d'exposition est l'étude d'exposition à court terme menée par Heinze et coll. (1999). Dans cette étude d'une durée de 28 jours, la voie d'exposition était l'ingestion par l'eau potable. Il s'agit d'un changement par rapport à la valeur pour les microcystines totales figurant dans les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* de 2012, qui se basaient sur l'étude d'exposition à plus long terme (13 semaines) publiée par Fawell et coll., 1999. L'évaluation complète des risques pour la santé, y compris la manière dont l'étude clé a été sélectionnée, est décrite dans Santé Canada (2017). Le changement d'étude clé, ainsi que les modifications apportées aux facteurs d'incertitude et aux facteurs d'exposition, a entraîné une diminution de la valeur recommandée pour les microcystines totales. Les valeurs recommandées pour les cellules cyanobactériennes totales, le biovolume de toutes les cyanobactéries et la chlorophylle α totale sont basées sur la relation avec les microcystines. Aucune recommandation n'est établie pour d'autres cyanotoxines, notamment l'anatoxine- α et la cylindrospermopsine, car les données sur la santé et sur l'exposition à ces toxines sont limitées.

L'utilisation d'une valeur recommandée unique pour chaque paramètre est l'approche à privilégier pour le moment, pour l'établissement de recommandations pour les eaux utilisées à des fins récréatives au Canada. Ces valeurs visent à assurer une protection contre le risque d'exposition aux microcystines par ingestion accidentelle de l'eau et contre d'autres effets nocifs qui pourraient résulter d'une exposition à de fortes concentrations de cyanobactéries. Les valeurs recommandées sont basées sur l'exposition des enfants, car ceux-ci passent plus de temps dans l'eau que les adultes et sont plus susceptibles d'avaler de l'eau contaminée par accident.

7.1 Microcystines totales

La valeur recommandée pour les microcystines totales est calculée d'après la toxicité de la microcystine-LR, et vise à assurer une protection contre l'exposition aux autres variantes de la microcystine qui peuvent être présentes. Pour la microcystine-LR, l'apport quotidien tolérable (AQT) pour l'exposition aux eaux récréatives est calculé comme suit :

$$\begin{aligned}
 \text{AQT} &= \frac{\text{LOAEL}}{\text{FI}} \\
 &= \frac{50\mu\text{g/kg p.c./jour}}{900} \\
 &\approx 0,056 \mu\text{g/kg p.c./jour}
 \end{aligned}$$

Équation 1

où :

- $50 \mu\text{g/kg p.c./jour}$ = dose minimale avec effet nocif observé (la LOAEL) pour une augmentation du poids du foie et des lésions hépatiques légères à modérées avec hémorragie chez le rat, selon Heinze (1999);
- 900 est le facteur d'incertitude (FI), soit $\times 10$ pour la variabilité intraspécifique, $\times 10$ pour la variabilité interspécifique, $\times 3$ pour les lacunes dans la base de données sur les effets sur la santé et $\times 3$ pour l'utilisation d'une dose minimale avec effet nocif observé (la LOAEL) au lieu d'une dose sans effet nocif observé (la NOAEL).

Cet AQT permet de calculer la valeur basée sur la santé (VBS) pour les microcystines totales, comme suit :

$$\begin{aligned}
 \text{VBS} &= \frac{0,056 \mu\text{g/kg p.c./j} \times 23 \text{ kg p.c.} \times 0,80}{0,103 \text{ L/j}} \\
 &= 10,0 \mu\text{g/L pour les microcystines totales}
 \end{aligned}$$

Équation 2

où :

- $0,056 \mu\text{g/kg p.c./j}$ = l'AQT calculé ci-dessus;
- 23 kg p.c. = poids moyen d'un enfant de 4 à 8 ans (Santé Canada, non publié);
- 0,80 = facteur d'attribution de la « valeur plafond », car la majeure partie de l'exposition aux microcystines devrait se faire par ingestion d'eau pendant les activités récréatives; la valeur 0,20 restante permet de tenir compte d'autres expositions non négligeables à d'autres milieux (Krishnan et Carrier, 2013);
- $0,103 \text{ L/j}$ (103 mL/j) = la quantité estimée d'eau ingérée accidentellement par jour lors d'activités nautiques récréatives par un enfant de 6 à 10 ans ($38 \text{ mL/h} \times 2,7 \text{ h/j}$).

La quantité d'eau ingérée accidentellement par jour est calculée d'après les taux d'ingestion d'une étude américaine publiée par Dufour et coll. (2017). L'étude a porté sur 549 participants de 6 ans à l'âge adulte, qui s'adonnaient à des activités récréatives dans une piscine. L'utilisation de la piscine a permis aux chercheurs de déterminer la quantité d'eau ingérée par

participant, d'après une analyse de l'urine sur 24 heures pour un composé chimique chloré présent dans l'eau de la piscine. Le taux d'ingestion moyen de tous les participants à l'étude était de 32 mL/h. Comme les enfants constituent la population cible en raison de leur exposition accrue (voir ci-dessus) aux activités récréatives dans l'eau, le taux d'ingestion moyen des enfants a été utilisé au lieu du taux d'ingestion de la population générale. Les taux d'ingestion moyens de Dufour (2017), ventilés par catégories d'âge, sont publiés United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA, 2019). Pour les enfants de 6 à 10 ans, cela correspond à un taux moyen d'ingestion accidentelle de 38 mL/h. Le taux d'ingestion moyen des adolescents (11-17 ans) était légèrement supérieur (40 mL/h). Cependant, comme leur poids corporel moyen est également plus élevé (42 kg pour les 9-13 ans; Santé Canada, non publié), les plus jeunes enfants demeurent le groupe le plus sensible. Cette étude ne fournit aucune donnée sur l'ingestion chez les enfants de moins de 6 ans. Les taux d'ingestion utilisés sont corroborés par ceux obtenus précédemment par Dufour et coll. (2006) dans une étude pilote similaire (moyenne de 21 mL/h pour les adultes et de 49 mL/h pour les enfants), et sont plus prudents que les résultats obtenus dans une étude distincte, de moindre envergure, en piscine par Suppes et coll. (2014) (moyenne de 3,5 mL/h pour les adultes et de 25,7 mL/h pour les enfants). Il n'est pas surprenant que les enfants consomment davantage d'eau lorsqu'ils s'amusent dans l'eau, car leurs activités de jeu augmentent leurs chances d'avaler de l'eau, notamment souffler de l'eau par la bouche, faire des bulles, faire le bouchon et s'éclabousser.

La durée de l'exposition aux eaux utilisées à des fins récréatives est basée sur les données recueillies lors de l'enquête National Human Activity Pattern Survey, au États-Unis, rapportée dans le document de l'U.S. EPA « Exposure Factors Handbook ». Les données américaines ont été utilisées, car on n'a pas recueilli de telles données pour la population canadienne. Les données montrent que les enfants de 5 à 11 ans passent le plus de temps (dans les piscines extérieures) avec une exposition moyenne de 2,7 h/j (164,2 minutes/j), tandis que les enfants de 1 à 4 ans y passent 1,4 h/j (85,6 minutes/j) et les 12 à 17 ans y passent 1,6 h/j (97,0 minutes/j) (U.S. EPA, 2011). Une autre grande étude, menée aux Pays-Bas, a montré que le temps moyen de séjour pour les enfants de 0 à 14 ans était de 1,4 heure (81 minutes), 1,3 heure (79 minutes) et 1,1 heure (65 minutes) dans les piscines, les eaux douces et les eaux marines, respectivement (Schets et coll., 2011). Le poids corporel moyen des enfants au Canada correspondant à la durée d'exposition la plus longue est de 23 kg (pour les 4 à 8 ans, Santé Canada, non publié). Comme les jeunes enfants (1 à 4 ans) passent environ la moitié moins de temps que les enfants de 5-11 ans dans une piscine, la valeur indicative calculée pour des enfants plus âgés assure également la protection pour ce groupe d'enfants plus jeunes.

7.2 Cellules cyanobactériennes totales

La recommandation pour les cellules cyanobactériennes totales représente une indication générale du potentiel de développement d'efflorescences et vise à assurer une protection contre l'exposition à des niveaux élevés de toxines de cyanobactérie et à des densités élevées de matières cyanobactériennes. Le calcul de la valeur recommandée pour les microcystines utilise une valeur de référence pour le quota de toxines de microcystines par cellule de *Microcystis*.

$$\text{Recommandation} = \frac{10,0 \text{ } \mu\text{g/L} \times 10^{-3} \text{ L/mL}}{2,0 \times 10^{-7} \text{ } \mu\text{g/cellule}} \\ \approx 50\,000 \text{ cellules/mL pour les cyanobactéries totales}$$

Équation 3

où :

- $10,0 \text{ } \mu\text{g/L}$ = valeur basée sur la santé pour les microcystines totales dans les eaux utilisées à des fins récréatives, calculée à la section précédente;
- $2,0 \times 10^{-7} \text{ } \mu\text{g/cellule}$ = quota de toxines pour les microcystines totales par cellule de *Microcystis* (Fitzgerald et coll., 1999; OMS, 2003);
- 10^{-3} L/mL = facteur de conversion des litres en millilitres.

Le quota moyen de toxines utilisé pour calculer cette valeur recommandée a également été utilisé ailleurs dans le monde pour calculer la valeur recommandée pour le dénombrement des cellules cyanobactériennes totales (NHMRC, 2008; OMS, 2003). D'autres quotas moyens de toxines signalés pour les cellules de *Microcystis* dans les milieux naturels sont plus faibles, et vont de $1,9 \times 10^{-9} \text{ } \mu\text{g/cellule}$ à $1,4 \times 10^{-7} \text{ } \mu\text{g/cellule}$ (Kurmayer et coll., 2003; Lyck et coll., 2003; Fahnstiel et coll., 2008). Cette approche suppose que toutes les cellules de l'efflorescence produisent des microcystines, ce qui donne une estimation prudente du nombre de cellules cyanobactériennes. Cette approche vise également à assurer une protection contre l'exposition aux efflorescences d'autres cyanobactéries ayant un potentiel toxique, et non seulement les espèces productrices de microcystines.

Bien que la recommandation relative au dénombrement cellulaire des cyanobactéries totales soit basée sur le potentiel de production de toxines, les cellules cyanobactériennes elles-mêmes ont eu des effets nocifs sur la santé. La concentration de cellules cyanobactériennes entraînant un effet nocif sur la santé varie considérablement. Backer et coll. (2015) ont examiné les données relatives aux efflorescences algales nuisibles de 2007 à 2011, et ont fait état du nombre de cellules cyanobactériennes d'après les échantillons prélevés, en réponse à des événements sanitaires. Les valeurs du dénombrement cellulaire couvraient plusieurs ordres de grandeur, allant d'autant peu qu'une centaine de cellules par millilitre à plusieurs millions de cellules par millilitre. Dans des études antérieures, Pilotto et coll. (1997, 2004) ont déclaré que la fréquence des symptômes gastrointestinaux était significativement plus élevée après une exposition de plus d'une heure à des concentrations de cellules cyanobactériennes allant de 5 000 à 20 000 cellules/mL. Cependant, seul un petit nombre de personnes a été touché, et seulement sous forme d'une légère irritation. Une étude de Lévesque et coll. (2014) a également montré un lien entre la densité de cyanobactéries et les effets sur la santé gastrointestinale. Dans une étude épidémiologique prospective utilisant la surface des cellules comme principale variable d'exposition, on a observé que les symptômes étaient plus susceptibles d'être signalés chez les personnes exposées à des concentrations modérées ou élevées (entre environ 20 000 cellules/mL et environ 100 000 cellules/mL) que chez celles exposées à de faibles concentrations de cyanobactéries (< environ 20 000 cellules/mL) (Stewart, 2004; Stewart et coll., 2006). Les symptômes respiratoires étaient le plus fréquemment signalés, mais leur gravité était légère (p. ex., quelques difficultés respiratoires, toux sèche, mal de gorge, éternuements et écoulement

nasal) lorsque les concentrations de cyanobactéries étaient élevées. En raison de cette variabilité, il n'a pas été possible d'établir une valeur recommandée basée sur le risque d'effets allergènes ou d'autres effets irritants causés par des concentrations de cyanobactéries inconnues. La valeur recommandée basée sur le potentiel de production de microcystines est destinée à assurer une protection contre l'exposition à des concentrations élevées de toxines, ainsi qu'à des concentrations élevées de matières cyanobactériennes.

7.3 Biovolume de cyanobactéries

La valeur recommandée pour le biovolume de cyanobactéries est calculée d'après la recommandation pour le dénombrement des cellules cyanobactériennes (voir la section 7.2), combinée avec le volume cellulaire moyen de *Microcystis*, car ces valeurs reflètent le scénario de danger le plus probable pour la qualité de l'eau due à une efflorescence toxique contenant des concentrations élevées de microcystines (Kemp et John, 2006). La valeur recommandée pour le biovolume de cyanobactéries est calculée comme suit :

$$\text{Recommandation} = 50\,000 \text{ cellules/mL} \times 90 \mu\text{m}^3/\text{cellule} \times 10^{-6}$$

$$\approx 4,5 \text{ mm}^3/\text{L}$$

Équation 4

où :

- 50 000 cellules/mL = recommandation pour les cellules cyanobactériennes totales dans les eaux utilisées à des fins récréatives, calculée ci-dessus;
- 90 $\mu\text{m}^3/\text{cellule}$ = volume moyen des grosses cellules de *Microcystis* (Wood et coll., 2008; NHMRC, 2011);
- 10^{-6} = unité de conversion de $\mu\text{m}^3/\text{mL}$ à mm^3/L .

Le volume moyen des cellules de *Microcystis* a été utilisé ailleurs dans le monde pour élaborer des recommandations et des lignes directrices sur le biovolume des cyanobactéries (NHMRC, 2008; NHMRC, 2011). La valeur recommandée est prudente et vise à représenter le pire des scénarios. Cette valeur se situe également dans la fourchette présentée par Newcombe et coll. (2010) de 0,6 – 6 mm^3/L , comme étant indicative d'un danger potentiel dû à des toxines, et est basée sur l'hypothèse que toutes les autres espèces de cyanobactéries dans une efflorescence peuvent contenir des toxines présentant un danger équivalent à celui de *Microcystis*.

7.4 Chlorophylle α

La valeur recommandée pour la chlorophylle α totale est calculée d'après le ratio observé entre les microcystines et la chlorophylle α dans les efflorescences où *Microcystis* domine la population, car cela représente un scénario de danger pour la qualité de l'eau dû à des concentrations potentiellement élevées de microcystines (Carrasco et coll., 2006; Kemp et John, 2006) :

$$\text{Recommandation} = \frac{10,0 \text{ } \mu\text{g microcystines}/L}{0,3 \text{ } \mu\text{g microcystines}/\mu\text{g chlorophylle } \alpha} \approx 33 \frac{\mu\text{g}}{L} \text{ pour la chlorophylle } \alpha \text{ totale}$$

Équation 5

où :

- $10,0 \text{ } \mu\text{g}/L$ = valeur basée sur la santé (VBS) pour les microcystines totales dans les eaux utilisées à des fins récréatives, valeur calculée ci-dessus;
- $0,3 \text{ } \mu\text{g}$ = teneur moyenne en microcystines par μg de chlorophylle α (Carrasco et coll., 2006).

La chlorophylle α est fréquemment utilisée comme indice d'eutrophisation et a été utilisée également comme indicateur de la biomasse des cyanobactéries ou des cyanotoxines. La valeur recommandée établie pour la chlorophylle α est basée sur des hypothèses prudentes et par conséquent il est peu probable qu'à cette valeur la concentration de microcystines (si elles sont présentes) dépasse la CMA de $10 \text{ } \mu\text{g}/L$.

La relation entre la chlorophylle α et le biovolume de cyanobactéries et les concentrations de cyanotoxines est variable et dépend des conditions environnementales. Des associations positives et négatives ont été constatées (Hartshorn et coll. 2016; Zastepa et coll., 2017). D'autres organismes du phytoplancton contiennent également de la chlorophylle α , de sorte que cette mesure fonctionne mieux lorsque les cyanobactéries sont les organismes dominants présents. Dans une analyse des données à l'échelle nationale aux États-Unis, des concentrations seuils de chlorophylle α associées à une probabilité de plus de 50 % de dépassement des avis sanitaires pour les microcystines ont été signalés (p. ex., les concentrations de microcystines comprises entre $0,3$ et $2,0 \text{ } \mu\text{g}/L$ ont été associées à des concentrations de chlorophylle α comprises entre 23 et $104 \text{ } \mu\text{g}/L$) (Hollister et Kreakie, 2016). Bien que la relation entre les cyanobactéries et la chlorophylle α soit variable, cet indicateur peut être utile dans le cadre d'un système d'alerte aux cyanobactéries pour déclencher des analyses et des mesures supplémentaires (voir la section 2.0).

7.5 Autres toxines de cyanobactérie

Actuellement, les données disponibles pour l'anatoxine-a sont insuffisantes pour calculer une valeur recommandée assurant une qualité des eaux utilisées à des fins récréatives. Une recommandation pour la cylindrospermopsine n'est pas établie non plus, car cette toxine est rarement détectée dans les eaux de surface au Canada, selon les données disponibles sur leur présence. L'U.S. EPA a établi une recommandation pour la cylindrospermopsine (EPA, 2019). On trouvera de plus amples renseignements sur la cylindrospermopsine dans le document de Santé Canada (2017).

7.6 Considérations internationales

De nombreux autres pays dans le monde ont établi des valeurs recommandées pour les cyanobactéries et leurs toxines (voir les exemples dans le tableau 2). Ces recommandations ou normes peuvent différer des recommandations présentées dans ce document en raison de leur évaluation particulière, ainsi que l'emploi de politiques et d'approches différentes. En générale, les évaluations des concentrations de microcystines présentant un danger pour la santé ont donné des valeurs similaires partout dans le monde. Un seul pays a élaboré une valeur acceptable pour

la cylindrospermopsine (U.S. EPA, 2019). Les paramètres utilisés comme indicateurs de risque pour la santé diffèrent, car de nombreux pays utilisent un système basé sur des niveaux d'alerte, au lieu d'une approche basée sur une valeur unique. En générale, les valeurs de Santé Canada sont alignées avec les modes d'alerte ou d'action ou les valeurs de risque modérées fournies par l'OMS.

Tableau 2. Recommandations pour les efflorescences cyanobactériennes et les indicateurs de cyanotoxines dans les eaux douces utilisées à des fins récréatives, établies par d'autres pays ou organisations.

Pays / organisation	Recommandations				Référence
	Concentration de microcystines	Dénombrément cellulaire (cellules/mL) ^(b)	Biovolume ^(b)	Chlorophylle α ^(b)	
U.S EPA ^a	8 µg/L	Aucune valeur incluse	Aucune valeur incluse	Aucune valeur incluse	U.S. EPA, 2019
OMS Risque faible Risque modéré Risque élevé	Aucune valeur incluse	Cyanobactéries totales : < 20 000 20 000 – 100 000 Formation d'écumes dans les zones présentant un risque d'ingestion/aspiration	Aucune valeur incluse	Cyanobactéries totales : 10 µg/L 10-50 µg/L 50 µg/L	OMS, 2003
Australie Mode surveillance Mode alerte Mode intervention	— — ≥ 10 µg/L	<i>Microcystis</i> : 500 – 5 000 5 000 – 50 000 ≥ 50 000	<i>Microcystis</i> : 0,04 – 0,4 mm ³ /L 0,4 – 4 mm ³ /L ≥ 4 mm ³ /L Si des bactéries connues pour produire des toxines <i>ne sont pas</i> présentes, la valeur du mode d'alerte est de 4 – 10 mm ³ /L, et celle du mode d'intervention est ≥ 10 mm ³ /L	Aucune valeur incluse	NHMRC, 2008
Union européenne	Aucune valeur incluse	Cyanobactéries totales : 100 000	Aucune valeur incluse	Cyanobactéries totales : 50 µg/L	Commission européenne, 2009
Nouvelle-Zélande Mode surveillance Mode alerte Mode intervention	— — ≥ 12 µg/L	Cyanobactéries totales : 500 500 – 19 000 ≥ 19 000	Cyanobactéries totales : 0,5 mm ³ /L 0,5 – 10 mm ³ /L ≥ 10 mm ³ /L Si des bactéries connues pour produire des toxines sont présentes, la valeur du mode d'alerte est de 0,5 – 1,8 mm ³ /L, et celle du mode d'intervention est ≥ 1,8 mm ³ /L	Aucune valeur incluse	New Zealand Ministry for the Environment and Ministry of Health, 2009

^a L'U.S. EPA a également établi une recommandation de 15 µg/L pour la cylindrospermopsine.

^b Les valeurs recommandées s'appliquent seulement aux efflorescences de cyanobactéries planctoniques.

8.0 Références

Akcaalan, R., Mazur-Marzec, H., Zalewska, A. et Albay, M. (2009). Phenotypic and toxicological characterization of toxic *Nodularia spumigena* from a freshwater lake in Turkey. *Harmful Algae*, 8(2): 273-278.

ANSES (2017). Données relatives à la toxicité aiguë et chronique de la bêta-méthylamino-L-alanine (BMAA). Avis de l'Anses, Rapport d'expertise collective. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. France.

APHA (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, et Water Environment Foundation. Washington, DC.

Aráoz, R., Molgó, J. et Tandeau de Marsac, N. (2010). Neurotoxic cyanobacterial toxins. *Toxicon*, 56(5): 813-828.

Backer, L.C., McNeel, S.V., Barber, T., Kirkpatrick, B., Williams, C., Irvin, M., Zhou, Y., Johnson, T.B., Nierenberg, K., Aubel, M., LePrell, R., Chapman, A., Foss, A., Corum, S., Hill, V.R., Kieszak, S.M. et Cheng, Y.S. (2010). Recreational exposure to microcystins during algal blooms in two California lakes. *Toxicon*, 55(5): 909-921.

Backer, L.C., Landsberg, J.H., Miller, M., Keel, K. et Taylor, T.K. (2013). Canine cyanotoxin poisonings in the United States (1920-2012): Review of suspected and confirmed cases from three data sources. *Toxins*, 5(9): 1597-1628.

Backer, L.C., Manassaram-Baptiste, D., LePrell, R. et Bolton, B. (2015). Cyanobacteria and algae blooms: Review of health and environmental data from the harmful algal bloom-related illness surveillance system (HABISS) 2007-2011. *Toxins*, 7(4): 1048-1064.

Banack, S.A., Johnson, H.E., Cheng, R. et Cox, P.A. (2007). Production of the neurotoxin BMAA by a marine cyanobacterium. *Marine Drugs*, 5(4): 180-196.

Banack, S.A., Caller, T., Henegan, P., Haney, J., Murby, A., Metcalf, J.S., Powell, J., Cox, P.A., et Stommel, E. (2015). Detection of cyanotoxins, β -N-methylamino-L-alanine and microcystins, from a lake surrounded by cases of amyotrophic lateral sclerosis. *Toxins*, 7:322-336.

Barrington, D.J., et Ghadouani, A. (2008). Application of hydrogen peroxide for the removal of toxic cyanobacteria and other phytoplankton from wastewater. *Environmental Science and Technology*, 42(23): 8916-8921.

Barroin, G., et Feuillade, G. (1986). Hydrogen peroxide as a potential algicide for *Oscillatoria rubescens* D.C., *Water Research*, 20(5): 619-623.

Bartram, J., Burch, M., Falconer, I.R., Jonem, G., et KuiperGoodman, T., 1999. Situation assessment, planning and management. In: Chorus, I., Bartram, J., (Eds.), *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E&FN Spon on behalf of the World Health Organization, London, pp. 179–209. **En anglais seulement**

Beaulieu, M., Trudel, M., Marcil, G-K., Huot, Y., Lacey, J., Leconte, R., et Cabana, H. (2014). Pesticides et phytoplancton au Québec : Conditions propices aux efflorescences cyanobactériennes? Revue de littérature. Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Canada (http://environnement.recherche.usherbrooke.ca/Revue_de_Litt%C3%A9rature_Pesticides_et_Phytoplancton_au_Qu%C3%A9bec_8jan2014.pdf)

Bernard, C., Ballot, A., Thomazeau, S., Maloufi, S., Furey, A., Mankiewicz-Boczek, J., Pawlik-Skowrońska, Capelli, C., et Salmaso, N. (2017). Cyanobacteria associated with the production of cyanotoxins. In: Meriluoto, J., Spoof, L., and Codd, G.A. (Eds). *Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis*. Wiley, European Cooperation in Science and Technology, Cyanocost, United Kingdom.

Bertone, E., Chuang, A., Burford, M.A., et Hamilton, D.P. (2019). In-situ fluorescence monitoring of cyanobacteria: laboratory-based quantification of species-specific measurement accuracy. *Harmful Algae*, 87: 101625.

Beutel, M.W., Horne, A.J., Roth, J.C. and Barratt, N.J. (2001). Limnological effects of anthropogenic desiccation of a large, saline lake, Walker Lake, Nevada. *Hydrobiologia*, 466(1): 91-105.

Beversdorf, L.J., Chaston, S.D., Miller, T.R. et McMahon, K.D. (2015). Microcystin *mcyA* and *mcyE* gene abundances are not appropriate indicators of microcystin concentrations in lakes. *PLoS One*, 10(5): e0125353.

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, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550- 52408-3.

Blais, S. (2014). État de situation sur les cyanobactéries à la baie Missisquoi de 2000 à 2008 en lien avec les seuils provisoires pour les eaux récréatives. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-71485-9.

Blais, S. (2015). Faits saillants – État de situation sur les cyanobactéries à la baie Missisquoi de 2000 à 2008 en lien avec les seuils provisoires pour les eaux récréatives. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-72639-5.

Blais, S. (2019). État de situation sur les cyanobactéries et les algues eucaryotes à la baie Missisquoi en 2014. Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-77638-3.

Bouaïcha, N., Miles, C.O., Beach, D.G., Labidi, Z., Djabri, A., Benayache, N.Y., et Nguyen-Quang, T. (2019). Structural diversity, characterization and toxicology of microcystins. *Toxins*, 11(12) : 714.

Bourbonnais, N. et Robert, C. (2014). Bilan de la gestion des épisodes de fleurs d'eau d'algues bleu-vert au Québec, de 2007 à 2012. Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-70347-1.

Bowling, L., Blais, S., et Sinotte, M. (2014). An analysis of cyanobacterial bloom occurrence in Missisquoi Bay (Québec, Canada) between 2000 and 2008, and possible environmental factors underlying them. New South Wales Government, Department of Primary Industries, Office of Water, Australia.

Bownik, A. (2010). Harmful algae: effects of alkaloid cyanotoxins on animal and human health. *Toxin Rev.*, 29: 99–114.

Boyer, G.L. (2007). The occurrence of cyanobacterial toxins in New York lakes: Lessons from the MERHAB-lower great lakes program. *Lake Reserv. Manage.*, 23(2): 153-160.

Briand, J.F., Jacquet, S., Flinois, C., Avois-Jacquet, C., Maisonneuve, C., Leberre, B., et Humbert, J.F. (2005). Variations in the microcystin production of *Planktothrix rubescens* (Cyanobacteria) assessed from a four-year survey of Lac du Bourget (France) and from laboratory experiments. *Microb. Ecol.*, 50:418-28.

Bridgeman, T.B. et Penamon, W.A. (2010). *Lyngbya wollei* in Western Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 36(1): 167-171.

Brient, L., Lengronne, M., Bertrand, E., Rolland, D., Sipel, A., Steinmann, D., Baudin, I., Legeas, M., Le Rouzic, B. et Bormans, M. (2008). A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *J. Environ. Monit.*, 10(2): 248-255.

British Columbia Ministry of Health (2012). Communication personnelle avec B. Boettger.

Burford, M.A. et Davis, T.W. (2011). Physical and chemical processes promoting dominance of the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Chin. J. Oceanol. Limnol.*, 29(4): 883-891.

Burford, M.A., Carey, C.C., Hamilton, D.P., Huisman, J., Paerl, H.W., Wood, S.A., et Wulff, A. (2019). Perspective: Advancing the research agenda for improving understanding of

cyanobacteria in a future of global change. *Harmful Algae*, <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.04.004>.

California Water Quality Monitoring Council (2019). SWAMP – HAB field guide – visual guide to observing blooms. Available at: <https://mywaterquality.ca.gov/habs/resources/field.html>.

Carey, C.C., Ibelings, B.W., Hoffmann, E.P., Hamilton, D.P. et Brookes, J.D. (2012). Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Research*, 46(5): 1394-1407.

Carillo, E., Ferrero, L., M., Alonso-Andicoberry, C., Basanta, A., Martin, A., López-Rodas, V. et Costas, E. (2003). Interstrain variability in toxin production in populations of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* from water-supply reservoirs of Andalusia and lagoons of Doñana National Park (Southern Spain). *Phycologia*, 42(3): 269-274.

Carmichael, W.W. et Boyer, G.L. (2016). Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. *Harmful Algae*, 54:194-212.

Carmichael, W.W. et Gorham, P.R. (1978). Anatoxins from clones of *Anabaena flos-aquae* isolated from lakes of Western Canada. *Mitt. Int. Ver. Limnol.*, 21(1): 285-295.

Carrasco, D., Moreno, E., Sanchis, D., Wörmer, L., Paniagua, T., Del Cueto, A. et Quesada, A. (2006). Cyanobacterial abundance and microcystin occurrence in Mediterranean water reservoirs in central Spain: Microcystins in the Madrid area. *Eur. J. Phycol.*, 41(3): 281-291.

Carvalho L., McDonald, C., de Hoyos, C., Mischke, U., Philipps, G., Borics, G., Poikane, S., Skjelbred, B., Lyche Solheim, A., van Wichelen, J., and Cardoso, A.C. (2013). Sustaining recreational quality of European lakes: minimizing the health risks from algal blooms through phosphorus control. *J. Appl. Ecol.*, 50:315–323.

CEAQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec). (2012a). Identification, dénombrement et estimation du biovolume des cyanobactéries et des algues. MA. 800 – Cya.alg 1.0, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

CEAQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec). (2012b). Dépistage des cyanobactéries. MA. 800 – Cya.dep 1.0, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

Cerasino, L., Shams, S., Boscaini, A., et Salmaso, N. (2016). Multiannual trend of microcystin production in the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in Lake Garda (Italy). *Chemistry and Ecology*, 32(5), 492-50.

Chen, H., Burke, J., Paul Dinsmore, W., Prepas, E. E. et Fedorak, P.M. (2007). First assessment of cyanobacterial blooms and microcystin-LR in the Canadian portion of Lake of the Woods. *Lake and Reservoir Management*, 23(2): 169-178.

Chiu, Y.T., Chen, Y.H., Wang, T.S., Yen, H.K. et Lin, T.F. (2017). A qPCR-based tool to diagnose the presence of harmful cyanobacteria and cyanotoxins in drinking water sources. *Int. J. Environ. Res. Public. Health.*, 14(Article Number: 547): 1-17.

Chong, M.W.K., Wong, B.S.F., Lam, P.K.S., Shaw, G.R. et Seawright, A.A. (2002). Toxicity and uptake mechanism of *Cylindrospermopsin* and *Lophyrotomin* in primary rat hepatocytes. *Toxicon*, 40(2): 205-211.

Chorus, I. et Bartram, J. (Eds.). (1999). Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon / Chapman & Hall, London, United Kingdom.

Chorus, I., Falconer, I.R., Salas, H.J. et Bartram, J. (2000). Health risks caused by freshwater cyanobacteria in recreational waters. *J. Toxicol. Environ. Health B Crit. Rev.*, 3(4): 323-347.

Chorus, I. et Niesel, V. (2011). Steps towards a statistical model to predict phytoplankton responses to changes in trophic state. Chorus, I., Schauser, I., (Eds), In: Oligotrophication of Lake Tegel and Schlachtensee, Berlin Analysis of system components, causalities and response thresholds compared to responses of other waterbodies. Umweltbundesamt, Dessau, DE. 109-39.

Christoffersen, K., Lyck, S., et Winding, A. (2002). Microbial activity and bacterial community structure during degradation of microcystins. *Aquat. Microb. Ecol.*, 27: 125-136.

Codd, G., Bell, S., Kaya, K., Ward, C., Beattie, K. et Metcalf, J. (1999). Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. *Eur. J. Phycol.*, 34(4): 405-415.

Commission européenne (2009). Bathing water profiles: Best practice and guidance. Commission européenne, Direction générale de l'environnement, B-1049 Bruxelles.

Conroy, J.D., Quinlan, E.L., Kane, D.D. et Culver, D.A. (2007). *Cylindrospermopsis* in Lake Erie: Testing its association with other cyanobacterial genera and major limnological parameters. *Journal of Great Lakes Research*, 33(3): 519-535.

Cox, P.A., Banack, S.A. et Murch, S.J. (2003). Biomagnification of cyanobacterial neurotoxins and neurodegenerative disease among the Chamorro people of Guam. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 100(23): 13380-13383.

Cox, P.A., Banack, S.A., Murch, S.J., Rasmussen, U., Tien, G., Bidigare, R.R., Metcalf, J.S., Morrison, L.F., Codd, G.A. et Bergman, B. (2005). Diverse taxa of cyanobacteria produce β -N-

methylamino-l-alanine, a neurotoxic amino acid. Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 102(14): 5074-5078.

Davis, T.W., Berry, D.L., Boyer, G.L. et Gobler, C.J. (2009). The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful Algae*, 8(5): 715-725.

de la Cruz, A.A., Hiskia, A., Kaloudis, T., Chernoff, N., Hill, D., Antoniou, M.G., He, X., Loftin, K., O'Shea, K., Zhao, C., Pelaez, M., Han, C., Lynch, T.J. and Dionysiou, D.D. (2013). A review on cylindrospermopsin: The global occurrence, detection, toxicity and degradation of a potent cyanotoxin. *Environ. Sci. Process. Impacts*, 15(11): 1979-2003.

Dong, X., Zeng, S., Bai, F., Li, D. and He, M. (2016). Extracellular microcystin prediction based on toxigenic *Microcystis* detection in a eutrophic lake. *Sci. Rep.*, 6 (Article Number: 20886): 1-8.

dos Anjos, F.M., Bittencourt-Oliveira, M.C., Zajac, M.P., Hiller, S., Christian, B., Erler, K., Luckas, B. and Pinto, E. (2006). Detection of harmful cyanobacteria and their toxins by both PCR amplification and LC-MS during a bloom event. *Toxicon*, 48(3): 239-245.

Downing, J.A., Watson, S.B. and McCauley, E. (2001). Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58(10): 1905-1908.

Du, S., Huang, S., Pan, H., Zang, C., Wu, M., Lin, C., Guo, Y., Gao, F. and Scholz, M. (2014). Monitoring algal bloom through relationships between chlorophyll *a* and phytoplankton. *Environ. Eng. Manage. J.*, 13(4): 805-815.

Dufour, A.P., Evans, O., Behymer, T.D. and Cantu, R. (2006). Water ingestion during swimming activities in a pool: A pilot study. *J. Water. Health.*, 4(4): 425-430.

Dufour, A., Behymer, T.,D., Cantu, R., Magnuson, M. and Wymer, L. (2017). Ingestion of swimming pool water by recreational swimmers. *Journal of Water and Health*, 15(3): 429-437.

Dziuban, E.J., Liang, J.L., Craun, G.F., Hill, V., Yu, P.A., Painter, J., Moore, M.R., Calderon, R.L., Roy, S.L. and Beach, M.J. (2006). Surveillance for waterborne disease and outbreaks associated with recreational water-United States, 2003-2004. *MMWR Surveill. Summ.*, 55(12): 1-30.

Edwards, C., Beattie, K.A., Scrimgeour, C.M. and Codd, G.A. (1992). Identification of anatoxin-A in benthic cyanobacteria (blue-green algae) and in associated dog poisonings at Loch Insh, Scotland. *Toxicon*, 30(10): 1165-1175.

Fahnenstiel, G.L., Millie, D.F., Dyble, J., Litaker, R.W., Tester, P.A., McCormick, M.J., Rediske, R. and Klarer, D. (2008). Microcystin concentrations and cell quotas in Saginaw Bay, Lake Huron. *Aquat. Ecosyst. Health Manage.*, 11(2): 190-195.

Falconer, I.R. (2005). Cyanobacterial toxins of drinking water supplies: Cylindrospermopsins and microcystins. CRC Press, Boca Raton, FL.

Falconer, I.R. and Humpage, A.R. (2006). Cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water supplies: Cylindrospermopsins. *Environ. Toxicol.*, 21(4): 299-304.

Fastner, J., Erhard, M., Carmichael, W.W., Sun, F., Rinehart, K.L., Rönicke, H., and Chorus, I. (1999). Characterization and diversity of microcystins in natural blooms and strains of the genera *Microcystis* and *Planktothrix* from German freshwaters. *Arch. Hydrobiol.*, 145(2):147-63.

Fastner, J., Abella, S., Litt, A., Morabito, G., Vörös, L., Pálffy, K., Straile, D., Kümmerlin, R., Matthews, D., Phillips, M.G., and Chorus, I. (2016). Combating cyanobacterial proliferation by avoiding or treating inflows with high P load—experiences from eight case studies. *Aquatic Ecology*, 50(3): 367-383.

Fayad, P.B., Roy-Lachapelle, A., Duy, S.V., Prévost, M. and Sauvé, S. (2015). On-line solid-phase extraction coupled to liquid chromatography tandem mass spectrometry for the analysis of cyanotoxins in algal blooms. *Toxicon*, 108: 167-175.

Fiedor, L., Kania, A., Myśliwa-Kurdziel, B., Orzeł, Ł. and Stochel, G. (2008). Understanding chlorophylls: Central magnesium ion and phytyl as structural determinants. *Biochimica Et Biophysica Acta (BBA) - Bioenergetics*, 1777(12): 1491-1500.

Fitzgerald, D.J., Cunliffe, D.A. et Burch, M.D. (1999). Development of health alerts for cyanobacteria and related toxins in drinking water in South Australia. *Environ. Toxicol.*, 14(1): 203-209.

Fortin, N., Aranda-Rodriguez, R., Jing, H., Pick, F., Bird, D. et Greer, C.W. (2010). Detection of microcystin-producing cyanobacteria in Missisquoi Bay, Quebec, Canada, using quantitative PCR. *Appl. Environ. Microbiol.*, 76(15): 5105-5112.

Funari, E. et Testai, E. (2008). Human health risk assessment related to cyanotoxins exposure. *Crit. Rev. Toxicol.*, 38(2): 97-125.

Gaget, V., Humpage, A.R., Huang, Q., Monis, P. et Brookes, J.D. (2017a). Benthic cyanobacteria: A source of cylindrospermopsin and microcystin in Australian drinking water reservoirs. *Water Research*, 124: 454-464.

Gaget, V., Lau, M., Sendall, B., Froscio, S., et Humpage, A.R. (2017b). Cyanotoxins: which detection technique for an optimum risk assessment? *Water Research*, 118: 227-238.

García-Villada, L., Rico, M., Altamirano, M., Sánchez-Martín, L., López-Rodas, V., et Costas, E. (2004). Occurrence of copper resistant mutants in the toxic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*: characterisation and future implications in the use of copper sulphate as algaecide. *Water Research*, 38(8): 2207-2213.

Gehringer, M.M., Adler, L., Roberts, A.A., Moffitt, M.C., Mihali, T.K., Mills, T.J., Fieker, C. et Neilan, B.A. (2012). Nodularin, a cyanobacterial toxin, is synthesized *in planta* by symbiotic *Nostoc* sp. *Isme j.*, 6(10): 1834-1847.

Glibert, P.M., Wilkerson, F.P., Dugdale, R.C., Raven, J.A., Dupont, C.L., Leavitt, P.R., Parker, A.E., Burkholder, J.M., et Kana, T.M. (2016). Pluses and minuses of ammonium and nitrate uptake and assimilation by phytoplankton and implications for productivity and community composition, with emphasis on nitrogen-enriched conditions. *Limnol. Oceanogr.*, 61(1): 165-197.

Giani, A., Bird, D.F., Prairie, Y.T. et Lawrence, J.F. (2005). Empirical study of cyanobacterial toxicity along a trophic gradient of lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 62(9): 2100-2109.

Giannuzzi, L., Sedan, D., Echenique, R. et Andrinolo, D. (2011). An acute case of intoxication with cyanobacteria and cyanotoxins in recreational water in Salto Grande Dam, Argentina. *Mar. Drugs*, 9(11): 2164-2175.

Graham, J.L., Loftin, K.A., Meyer, M.T. et Ziegler, A.C. (2010). Cyanotoxin mixtures and taste-and-odor compounds in cyanobacterial blooms from the Midwestern United States. *Environ. Sci. Technol.*, 44(19): 7361-7368.

Gregor, J., Maršálek, B. et Šípková, H. (2007). Detection and estimation of potentially toxic cyanobacteria in raw water at the drinking water treatment plant by *in vivo* fluorescence method. *Water Research*, 41(1): 228-234.

Grutzmacher, G., Wessel, G., Klitzke, S., et Chorus, I. (2010). Microcystin elimination during sediment contact. *Environ. Sci. Technol.*, 44: 657-662.

Gunn, G.J., Rafferty, A.G., Rafferty, G.C., Cockburn, N., Edwards, C., Beattie, K.A. et Codd, G.A. (1992). Fatal canine neurotoxicosis attributed to blue-green algae (cyanobacteria). *Vet. Rec.*, 130(14): 301-302.

Hamilton, P.B., Ley, L.M., Dean, S. et Pick, F.R. (2005). The occurrence of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in Constance Lake: An exotic cyanoprokaryote new to Canada. *Phycologia*, 44(1): 17-25.

Hamilton, D.P., Salmaso, N., et Paerl, H.W. (2016). Mitigating harmful cyanobacterial blooms: strategies for control of nitrogen and phosphorus loads. *Aquat. Ecol.*, 50: 351-366.

Hartshorn, N., Marimon, Z., Xuan, Z., Cormier, J., Chang, N. et Wanielista, M. (2016). Complex interactions among nutrients, chlorophyll-*a*, and microcystins in three stormwater wet detention basins with floating treatment wetlands. *Chemosphere*, 144: 408-419.

Heinze, R. (1999). Toxicity of the cyanobacterial toxin microcystin-LR to rats after 28 days intake with the drinking water. *Environ. Toxicol.*, 14(1): 57-60.

Hilborn, E.D., Roberts, V.A., Backer, L., Deconno, E., Egan, J.S., Hyde, J.B., Nicholas, D.C., Wiegert, E.J., Billing, L.M., Diorio, M., Mohr, M.C., Joan Hardy, F., Wade, T.J., Yoder, J.S. et Hlavsa, M.C. (2014). Algal bloom-associated disease outbreaks among users of freshwater lakes - United States, 2009-2010. *Morb. Mortal. Wkly. Rep.*, 63(1): 11-15.

Hodoki, Y., Ohbayashi, K., Kobayashi, Y., Okuda, N. et Nakano, S. (2012). Detection and identification of potentially toxic cyanobacteria: Ubiquitous distribution of *Microcystis aeruginosa* and *Cuspidothrix issatschenkoi* in Japanese lakes. *Harmful Algae*, 16: 49-57.

Hoff, B., Thomson, G., et Graham, K. (2007) Ontario: Neurotoxic cyanobacterium (blue-green alga) toxicosis in Ontario. *Can. Vet. J.*, 48(2): 147.

Hollister, J.W. et Kreakie, B.J. (2016). Associations between chlorophyll *a* and various microcystin health advisory concentrations. *F1000research*, 5: 151.

Holtcamp, W. (2012). The emerging science of BMAA: Do cyanobacteria contribute to neurodegenerative disease? *Environ. Health Perspect.*, 120(3): a110-a116.

Hong, Y., Steinman, A., Biddanda, B., Rediske, R. et Fahnenstiel, G. (2006). Occurrence of the toxin-producing cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in Mona and Muskegon Lakes, Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 32(3): 645-652.

Hudon, C., Gagnon, P., Poirier Larabie, S., Gagnon, C., Lajeunesse, A., Lachapelle, M. et 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.

Hudon, C., De Sève, M. et Cattaneo, A. (2014). Increasing occurrence of the benthic filamentous cyanobacterium *Lyngbya wollei*: A symptom of freshwater ecosystem degradation. *Freshwater Science*, 33(2): 606-618.

Huisman, J., Codd, G.A., Paerl, H.W., Ibelings, B.W., Verspagen, J.M.H., et Visser, P.M. (2018). Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews – Microbiology*, 16: 471- 483.

Huot, Y., Babin, M., Bruyant, C., Grob, C., Twardowski, M.S. and Claustre, H. (2007). Does chlorophyll-*a* provide the best index of phytoplankton biomass for primary productivity studies? *Biogeosciences*, 4(2): 707-745.

Huynh, M. et N. Serediak. (2006). Identification des algues : guide de terrain. Agriculture et Agroalimentaire Canada. ISBN : 978-1-100-97038-7. Accès : http://publications.gc.ca/collections/collection_2011/agr/A125-8-2-2011-fra.pdf.

IARC (2010). Ingested nitrate and nitrite and cyanobacterial peptide toxins. International Agency for Research on Cancer, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 94, Lyon, France.

Ibelings, B.W., Backer, L.C., Kardinaal, W.E.A. et Chorus, I. (2014). Current approaches to cyanotoxin risk assessment and risk management around the globe. *Harmful Algae*, 40: 63-74.

Izydorczyk, K., Carpentier, C., Mrowczynski, J., Wagenvoort, A., Jurczak, T. et Tarczynska, M. (2009). Establishment of an alert level framework for cyanobacteria in drinking water resources by using the algae online analyser for monitoring cyanobacterial chlorophyll *a*. *Water Res.*, 43(4): 989-996.

Jacoby, J.M. et Kann, J. (2007). The occurrence and response to toxic cyanobacteria in the Pacific Northwest, North America. *Lake Reserv. Manage.*, 23(2): 123-143.

Jančula, D. et Maršálek, B. (2011). Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms. *Chemosphere*, 85(9): 1415-1422.

Jones, G., Gurney, S. et Rocan, D. (1998). Water quality in farm and recreational surface water supplies of Southwestern Manitoba: 1995 sampling results. . Manitoba Environment, Report Number: 98-05, Winnipeg, MB.

Jones, G.J. et Orr, P.T. (1994). Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Water Res.*, 28(4): 871-876.

Kasinak, J.E., Holt, B.M., Chislock, M.F. et Wilson, A.E. (2015). Benchtop fluorometry of phycocyanin as a rapid approach for estimating cyanobacterial biovolume. *Journal of Plankton Research*, 37(1): 248-257.

Kemp, A. et John, J. (2006). Microcystins associated with *Microcystis* dominated blooms in the southwest wetlands, Western Australia. *Environ. Toxicol.*, 21(2): 125-130.

Kling, H. (2009). *Cylindrospermopsis raciborskii* (nostocales, cyanobacteria): A brief historic overview and recent discovery in the Assiniboine River (Canada). *Fottea*, 9(1): 45-47.

Klitzke, S., et Fastner, J. (2012) Cylindrospermopsin degradation in sediments – the role of temperature, redox conditions, and dissolved organic carbon. *Wat. Res.*, 46: 1549-1555.

Kotak, B.G., Zurawell, R.W., Prepas, E.E. et Holmes, C.F. (1996). Microcystin-LR concentration in aquatic food web compartments from lakes of varying trophic status. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53(9): 1974-1985.

Kotak, B.G. et Zurawell, R.W. (2007). Cyanobacterial toxins in Canadian freshwaters: A review. *Lake Reserv. Manage.*, 23(2): 109-122.

Krishnan, K. et Carrier, R. (2013). The use of exposure source allocation factor in the risk assessment of drinking-water contaminants. *J. Toxicol. Environ. Health B Crit. Rev.*, 16(1): 39-51.

Kurmayer, R., Christiansen, G., Fastner, J., et Börner, T. (2004). Abundance of active and inactive microcystin genotypes in populations of the toxic cyanobacterium *Planktothrix* spp. *Environ. Microbiol.*, 6(8):831-41

Kurmayer, R., Christiansen, G. et Chorus, I. (2003). The abundance of microcystin-producing genotypes correlates positively with colony size in *Microcystis* sp. and determines its microcystin net production in Lake Wannsee. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69(2): 787-795.

Kurmayer, R. et Kutzenberger, T. (2003). Application of real-time PCR for quantification of microcystin genotypes in a population of the toxic cyanobacterium *Microcystis* sp. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69(11): 6723-6730.

Kurmayer, R., Sivonen, K., Wilmette, S., et Salmaso, N (Eds.) (2017) Molecular tools for the detection and quantification of toxigenic cyanobacteria. John Wiley and Sons Ltd., USA.

Lam, A.K.Y., Prepas, E.E., Spink, D., et Hrudey, S.E. (1995). Chemical control of hepatotoxic phytoplankton blooms: implication for human health. *Wat. Res.*, 29(8): 1845-1854.

Lajeunesse, A., Segura, P.A., Gélinas, M., Hudon, C., Thomas, K., Quilliam, M.A. et 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.

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

Lévesque, B., Gervais, M., Chevalier, P., Gauvin, D., Anassour-Laouan-Sidi, E., Gingras, S., Fortin, N., Brisson, G., Greer, C. et Bird, D. (2016). Exposure to cyanobacteria: acute health effects associated with endotoxins. *Public Health*, 134:98-101.

Li, Z., Yu, J., Yang, M., Zhang, J., Burch, M.D. et Han, W. (2010). Cyanobacterial population and harmful metabolites dynamics during a bloom in Yanghe Reservoir, North China. *Harmful Algae*, 9(5): 481-488.

Luesch, H., Yoshida, W.Y., Moore, R.E., Paul, V.J. et Corbett, T.H. (2001). Total structure determination of apratoxin A, a potent novel cytotoxin from the marine cyanobacterium *Lyngbya majuscula*. *J. Am. Chem. Soc.*, 123(23): 5418-5423.

Lyck, S. et Christoffersen, K. (2003). Microcystin quota, cell division and microcystin net production of precultured *Microcystis aeruginosa* CYA 228 (chroococcales, cyanophyceae) under field conditions. *Phycologia*, 42(6): 667-674.

Lyon-Colbert, A., Su, S., et Cude, D. (2018). A systematic literature review for evidence of *Aphanizomenon flos-aquae* toxigenicity in recreational waters and toxicity of dietary supplements: 2000-2017. *Toxins (Basel)*, 10(7):254.

Macario, I.P.E., Castro, B.B., Nunes, M.I.S., Antunes, S.C., Pizarro, C., Coelho, C.M., Goncalves, F. et de Figueiredo, D.R. (2015). New insights towards the establishment of phycocyanin concentration thresholds considering species-specific variability of bloom-forming cyanobacteria. *Hydrobiologia*, 757: 155-165.

Macbeth, A.J. (2004). Investigation of an introduced subtropical alga (*Lyngbya wollei*) in Whiteshell Provincial Park, Manitoba. MSc Thesis, University of Manitoba. Winnipeg, Manitoba.

Martins, A. et Vasconcelos, V. (2011). Use of qPCR for the study of hepatotoxic cyanobacteria population dynamics. *Arch. Microbiol.*, 193(9): 615-627.

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

Mazur-Marzec, H., Meriluoto, J., Plinski, M. et Szafranek, J. (2006). Characterization of nodularin variants in *Nodularia spumigena* from the Baltic Sea using liquid chromatography/mass spectrometry/mass spectrometry. *Rapid Commun. Mass Spectrom.*, 20(13): 2023-2032.

McQuaid, N., Zamyadi, A., Prevost, M., Bird, D.F. et Dorner, S. (2011). Use of in vivo phycocyanin fluorescence to monitor potential microcystin-producing cyanobacterial biovolume in a drinking water source. *J. Environ. Monit.*, 13(2): 455-463.

MDDEP (2005). Cyanobactéries et cyanotoxines au Québec : Suivi à six stations de production d'eau potable (2001-2003). Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, Direction des politiques de l'eau, Direction générale des politiques, Envirodoq : ENV/2005/0099, Québec, Canada.

MDDEP (2012). Communication personnelle de C. Robert, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.

Meneely, J.P., Chevallier, O.P., Graham, S., Greer, B., Green, B.D. et Elliott, C.T. (2016). Beta-methylamino-L-alanine (BMAA) is not found in the brains of patients with confirmed Alzheimer's disease. *Sci. Rep.*, 6(Article number: 36363): 1-9.

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

Meriluoto, J., Blaha, L., Bojadzija, G., Bormans, M., Brient, L., Codd, G.A., Drobac, D., Faassen, E.J., Fastner, J., Hiskia, A., Ibelings, B.W., Kaloudis, T., Kokocinski, M., Kurmayr, R., Pantelić, D., Quesada, A., Salmaso, N., Tokodi, N., Triantis, T.M., Visser, P.M., et Svirčev, Z. (2017). Toxic cyanobacteria and cyanotoxins in European waters – recent progress achieved through the CYANOCOST Action an challenges for further research. *Advances in Oceanography and Limnology*, 8(1): 161-178.

Metcalf, J.S., Banack, S.A., Lindsay, J., Morrison, L.F., Cox, P.A. et Codd, G.A. (2008). Co-occurrence of beta-N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid with other cyanobacterial toxins in British waterbodies. *Environmental Microbiology*, 10(3): 702-708.

Millie, D.F., Fahnstiel, G.L., Dyble Bressie, J., Pigg, R.J., Rediske, R.R., Klarer, D.M., Tester, P.A. et Litaker, R.W. (2009). Late-summer phytoplankton in Western Lake Erie (Laurentian Great Lakes): Bloom distributions, toxicity, and environmental influences. *Aquat. Ecol.*, 43(4): 915-934.

Millie, D.F., Pigg, R.J., Fahnstiel, G.L., et Carrick, H.J. (2010). Algal Chlorophylls: A synopsis of analytical methodologies. In: *Algae Source to Treatment. AWWA Manual M57*. American Water Works Association, Denver, CO., pp. 93-122.

Murch, S.J., Cox, P.A., Banack, S.A., Steele, J.C. et Sacks, O.W. (2004). Occurrence of beta-methylamino-l-alanine (BMAA) in ALS/PDC patients from Guam. *Acta Neurol. Scand.*, 110(4): 267-269.

Negri, A.P., Jones, G.J. et Hindmarsh, M. (1995). Sheep mortality associated with paralytic shellfish poisons from the cyanobacterium *Anabaena circinalis*. *Toxicon*, 33(10): 1321-1329.

New Zealand Ministry for the Environment and Ministry of Health, (2009). New Zealand guidelines for cyanobacteria in recreational fresh waters – interim guidelines. Prepared for the Ministry for the Environment and the Ministry of Health by Wood, S.A., Hamilton, D.P., Paul, W. J., Safi, K. A., and Williamson, W. M., Wellington: Ministry for the Environment.

Newcombe, G., (Ed.) (2009). International guidance manual for the management of toxic cyanobacteria. Global Water Research Coalition, London, United Kingdom.

Newcombe, G., House, J., Ho, L., Baker, P. et Burch, M. (2010). Management strategies for cyanobacteria (blue-green algae) : A guide for water utilities. Water Quality Research Australia, Report Number 74, Adelaide, Australia.

Ngwa, F.F., Madramootoo, C.A. et Jabaji, S. (2014). Comparison of cyanobacterial microcystin synthetase (*mcy*) E gene transcript levels, *mcy E* gene copies, and biomass as indicators of microcystin risk under laboratory and field conditions. *Microbiologyopen*, 3(4): 411-425.

NHMRC (2008). Guidelines for managing risks in recreational water. National Health and Medical Research Council, Australian Government, Canberra.

NHMRC (2011). Australian drinking water guidelines 6 - national water quality management strategy. National Health and Medical Research Council, National Resource Management Ministerial Council, Commonwealth of Australia, Canberra.

Oh, H.M., Lee, S.J., Kim, J.H., Kim, H.S. et Yoon, B.D. (2001). Seasonal variation and indirect monitoring of microcystin concentrations in Daechung Reservoir, Korea. *Appl. Environ. Microbiol.*, 67(4): 1484-1489.

Ohkouchi, Y., Tajima, S., Nomura, M., et Itoh, S. (2015). Inflammatory responses and potencies of various lipopolysaccharides from bacteria and cyanobacteria in aquatic environments and water supply systems. *Toxicon*, 97: 23-31.

OMS (2003). Guidelines for safe recreational water environments, Volume 1: Coastal and fresh waters. Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse.

Ontario Ministry of the Environment (2012). Personal communication with S. Deshpande.

Orihel, D.M., Bird, D.F., Brylinsky, M., Chen, H., Donald, D.B., Huang, D.Y., Giani, A., Kinniburgh, D., Kling, H., Kotak, B.G., Leavitt, P.R., Nielsen, C.C., Reedyk, S., Rooney, R.C., Watson, S.B., Zurawell, R.W., et Vinebrooke, R.D. (2012). High microcystin concentrations

occur only at low nitrogen-to-phosphorus ratios in nutrient-rich Canadian lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 69: 1457-1462.

Osborne, N.J. et Shaw, G.R. (2008). Dermatitis associated with exposure to a marine cyanobacterium during recreational water exposure. *BMC Dermatol.*, 8(5).

Osborne, N.J., Webb, P.M. et Shaw, G.R. (2001). The toxins of *Lyngbya majuscula* and their human and ecological health effects. *Environment International*, 27(5): 381-392.

Otten, T.G., et Paerl, H.W. (2015). Health effects of toxic cyanobacteria in U.S. drinking and recreational waters: our current understanding and proposed direction. *Curr. Envir. Health Rpt*, 2:75-84.

Pablo, J., Banack, S.A., Cox, P.A., Johnson, T.E., Papapetropoulos, S., Bradley, W.G., Buck, A. et Mash, D.C. (2009). Cyanobacterial neurotoxin BMAA in ALS and Alzheimer's disease. *Acta Neurol. Scand.*, 120(4): 216-225.

Pace, M.L., Batt, R.D., Buelo, C.D., Carpenter, S.R., Cole, J.J., Kurtzweil, J.T. et Wilkinson, G.M. (2017). Reversal of a cyanobacterial bloom in response to early warnings. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 114(2): 352-357.

Paerl, H.W., Xu, H., McCarthy, M.J., Zhu, G., Qin, B., Li, Y. et Gardner, W.S. (2011a). Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy. *Water Research*, 45(5): 1973-1983.

Paerl, H.W., Hall, N.S. et Calandriño, E.S. (2011b). 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. (2017). Controlling cyanobacterial harmful blooms in freshwater ecosystems. *Microbial Biotechnology*, 10(5): 1106-1110.

Pearson, L., Mihali, T., Moffitt, M., Kellmann, R. et Neilan, B. (2010). On the chemistry, toxicology and genetics of the cyanobacterial toxins, microcystin, nodularin, saxitoxin and cylindrospermopsin. *Mar. Drugs*, 8(5): 1650-1680.

Phillips, G., Pietiläinen, O.P., Carvalho, L., Solimini, A., Lyche Solheim, A., et Cardoso, A.C. (2008). Chlorophyll-nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquat. Ecol.*, 42(2):213–226.

Pilotto, L., Hobson, P., Burch, M.D., Ranmuthugala, G., Attewell, R. et Weightman, W. (2004). Acute skin irritant effects of cyanobacteria (blue-green algae) in healthy volunteers. *Aust. New Zealand J. Public Health*, 28(3): 220-224.

Pilotto, L.S., Douglas, R.M., Burch, M.D., Cameron, S., Beers, M., Rouch, G.J., Robinson, P., Kirk, M., Cowie, C.T., Hardiman, S., Moore, C. et Attewell, R.G. (1997). Health effects of exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water-related activities. *Aust. N. Z. J. Public Health*, 21(6): 562-566.

Puschner, B., Hoff, B. et Tor, E. (2008). Diagnosis of anatoxin-a poisoning in dogs from North America. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 20: 89-92.

Quiblier, C., Wood, S., Echenique-Subiabre, I., Heath, M., Villeneuve, A. et 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.

Rinta-Kanto, J.M., Ouellette, A.J., Boyer, G.L., Twiss, M.R., Bridgeman, T.B. et Wilhelm, S.W. (2005). Quantification of toxic *Microcystis spp.* during the 2003 and 2004 blooms in Western Lake Erie using quantitative real-time PCR. *Environ. Sci. Technol.*, 39(11): 4198-4205.

Rogers, E.H., Hunter, E.S., Moser, V.C., Phillips, P.M., Herkovits, J., Muñoz, L., Hall, L.L. et Chernoff, N. (2005). Potential developmental toxicity of anatoxin-a, a cyanobacterial toxin. *Journal of Applied Toxicology*, 25(6): 527-534.

Rosen, B.H., et St. Amand, A. (2015). Field and laboratory guide to freshwater cyanobacteria harmful algal blooms for Native American and Alaska Native Communities. U.S. Geological Survey Open-File Report 2015-1164.

Roy-Lachapelle, A., Solliec, M. et Sauve, S. (2015). Determination of BMAA and three alkaloid cyanotoxins in lake water using dansyl chloride derivatization and high-resolution mass spectrometry. *Anal. Bioanal. Chem.*, 407(18): 5487-5501.

Sabart, M., Pobel, D., Briand, E., Combourieu, B., Salencon, M.J., Humbert, J.F. et Latour, D. (2010). Spatiotemporal variations in microcystin concentrations and in the proportions of microcystin-producing cells in several *Microcystis aeruginosa* populations. *Appl. Environ. Microbiol.*, 76(14): 4750-4759.

Saccà , A. (2016). A simple yet accurate method for the estimation of the biovolume of planktonic microorganisms. *Plos One*, 11(5): e0151955.

Santé Canada (inédit). Canadian exposure factors used in human health risk assessments.

Santé Canada (en préparation). Guidelines for Canadian recreational water quality – understanding and managing risk in recreational waters. Prepared by the Federal-Provincial-Territorial Working Group on Recreational Water Quality of the Federal-Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment, Ottawa, ON.

Santé Canada (2017). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique – Les toxines cyanobactériennes. Préparé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement, Ottawa (Ont.).

Schets, F.M., Schijven, J.F. et de Roda Husman, A.M. (2011). Exposure assessment for swimmers in bathing waters and swimming pools. *Water Res.*, 45(7): 2392-2400.

Schwimmer, M. et Schwimmer, D. (1968). Medical aspects of phycology. In: *Algae, man, and the environment*. Jackson, D.F. (Ed.). Syracuse University Press, New York, N.Y., pp. 279-358.

Sinha, R., Pearson, L.A., Davis, T.W., Burford, M.A., Orr, P.T. et Neilan, B.A. (2012). Increased incidence of *Cylindrospermopsis raciborskii* in temperate zones – is climate change responsible? *Water Research*, 46(5): 1408-1419.

Smith, M.J., Shaw, G.R., Eaglesham, G.K., Ho, L., et Brookes, J.D. (2008). Elucidating the factors influencing the biodegradation of cylindrospermopsin in drinking water sources. *Environmental Toxicology*, DOI 10.1002/tox

Søndergaard, M., Larsen, S.E., Jørgensen, T.B. et Jeppesen, E. (2011). Using chlorophyll *a* and cyanobacteria in the ecological classification of lakes. *Ecological Indicators*, 11(5): 1403-1412.

Spoof, L., et Arnaud, C. (2017). Appendix 3. Tables of microcystins and nodularins. In: Meriluoto, J., Spoof, L., and Codd, G.A. (Eds). *Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis*. Wiley, European Cooperation in Science and Technology, Cyanocost, United Kingdom.

Srivastava, A., Choi, G., Ahn, C., Oh, H., Ravi, A.K. et Asthana, R.K. (2012). Dynamics of microcystin production and quantification of potentially toxicogenic *Microcystis* sp. using real-time PCR. *Water Research*, 46(3): 817-827.

Stevens, D.K. et Krieger, R.I. (1991). Stability studies on the cyanobacterial nicotinic alkaloid anatoxin-a. *Toxicon*, 29: 167–179.

Stewart, I. (2004). Recreational exposure to freshwater cyanobacteria: Epidemiology, dermal toxicity and biological activity of cyanobacterial lipopolysaccharides. Doctor of Philosophy. University of Queensland, Australia.

Stewart, I., Seawright, A.A. et Shaw, G.R. (2008). Cyanobacterial poisoning in livestock, wild mammals and birds – an overview. In: *Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs*. Hudnell, H.K. (Ed.). Springer, New York, NY, pp. 613-637.

Stewart, I., Webb, P.M., Schluter, P.J., Fleming, L.E., Burns, J.W., Gantar, M., Backer, L.C. et Shaw, G.R. (2006). Epidemiology of recreational exposure to freshwater cyanobacteria - an international prospective cohort study. *BMC Public Health*, 6(Article Number: 93): 1-11.

Suppes, L.M., Abrell, L., Dufour, A.P. et Reynolds, K.A. (2014). Assessment of swimmer behaviors on pool water ingestion. *J. Water. Health.*, 12(2): 269-279.

Teneva, I., Asparuhova, D., Dzhambazov, B., Mladenov, R. et Schirmer, K. (2003). The freshwater cyanobacterium *Lyngbya aerugineo-coerulea* produces compounds toxic to mice and to mammalian and fish cells. *Environ. Toxicol.*, 18(1): 9-20.

Tillett, D., Dittmann, E., Erhard, M., von Döhren, H., Börner, T. et Neilan, B.A. (2000). Structural organization of microcystin biosynthesis in *Microcystis aeruginosa* PCC7806: an integrated peptide-polyketide synthetase system. *Chemistry & Biology*, 7(10): 753-764.

U.S. EPA (2011) Exposure Factors Handbook: 2011 Edition (Final). Washington, DC; EPA/600/R-09/052F. Available at <https://www.epa.gov/expobox/about-exposure-factors-handbook>.

U.S. EPA (2015). Drinking water health advisory for the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Document Number: EPA-820-R-15-101

U.S. EPA (2017). Recommendations for Cyanobacteria and cyanotoxin monitoring in recreational waters. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Document Number: EPA 820-R-17-001.

U.S. EPA (2019) Recommended Human Health Recreational Ambient Water Quality Criteria or Swimming Advisories for Microcystins and Cylindrospermopsin. Washington, DC. EPA/822/R-19/001. May 2019.

Vidal, F., Sedan, D., D'Agostino, D., Cavalieri, M.L., Mullen, E., Parot Varela, M.M., Flores, C., Caixach, J. et Andrinolo, D. (2017). Recreational exposure during algal bloom in Carrasco Beach, Uruguay: A liver failure case report. *Toxins (Basel)*, 9(Article Number: 267): 1-12.

Vijayavel, K., Sadowsky, M.J., Ferguson, J.A. et Kashian, D.R. (2013). The establishment of the nuisance cyanobacteria *Lyngbya wollei* in Lake St. Clair and its potential to harbor fecal indicator bacteria. *Journal of Great Lakes Research*, 39(4): 560-568.

Vis, C., Cattaneo, A. et Hudon, C. (2008). Shift from chlorophytes to cyanobacteria in benthic macroalgae along a gradient of nitrate depletion. *J. Phycol.*, 44(1): 38-44.

Wiese, M., D'Agostino, P. M., Mihali, T.K., Moffitt, M.C. et Neilan, B.A. (2010). Neurotoxic alkaloids: Saxitoxin and its analogs. *Marine Drugs*, 8(7): 2185-2211.

Williams, C.D., Aubel, M.T., Chapman, A.D. et D'Aiuto, P.E. (2007). Identification of cyanobacterial toxins in Florida's freshwater systems. *Lake Reserv. Manage.*, 23(2): 144-152.

Winter, J.G., DeSellas, A.M., Fletcher, R., Heintsch, L., Morley, A., Nakamoto, L. et Utsumi, K. (2011). Algal blooms in Ontario, Canada: Increases in reports since 1994. *Lake Reserv. Manage.*, 27(2): 107-114.

Wood, S.A., Paul, W.J. et Hamilton, D.P. (2008). Cyanobacterial biovolumes for the Rotorua Lakes. Cawthron Institute, Prepared for Environment Bay of Plenty, 1504, New Zealand.

Wood, S.A., Kuhajek, J.M., de Winton, M. et Phillips, N.R. (2012). Species composition and cyanotoxin production in periphyton mats from three lakes of varying trophic status. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 79(2): 312-326.

Wood, S.A., Hawes, I., McBride, G., Truman, P., et Dietrich, D. (2015). Advice to inform the development of a benthic cyanobacteria attribute. Prepared for Ministry for the Environment. Cawthron Report No. 2752. 91 p.

Wood, S.A., et Puddick J. (2017). The abundance of toxic genotypes is a key contributor to anatoxin variability in *Phormidium*-dominated benthic mats. *Marine Drugs*, 15 (307): 1-11.

Wörmer, L. et coll. (2008). Cylindrospermopsin is not degraded by co-occurring natural bacterial communities during a 40-day study. *Harmful Algae*, 7: 206–213.

Wörmer, L. et coll. (2009). Advances in solid phase extraction of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin. *Limnol. Oceanogr. Methods*, 7: 568–575.

Xie, L., Hagar, J., Rediske, R.R., O'Keefe, J., Dyble, J., Hong, Y. et Steinman, A.D. (2011). The influence of environmental conditions and hydrologic connectivity on cyanobacteria assemblages in two drowned river mouth lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 37(3): 470-479.

Yilmaz, M. et Phlips, E.J. (2011). Diversity of et selection acting on cylindrospermopsin *cyrB* gene adenylation domain sequences in Florida. *Appl. Environ. Microbiol.*, 77(7): 2502-2507.

Yoshida, M., Yoshida, T., Satomi, M., Takashima, Y., Hosoda, N., et Hiroishi, S. (2008). Intraspecific phenotypic and genotypic variation in toxic cyanobacterial *Microcystis* strains. *Journal of Applied Microbiology*, 105:407-415.

Yuan, L.A., Pollard, A.I., Pather, S., Oliver, J.L. et D'Anglada, L. (2014). Managing microcystin: Identifying national-scale thresholds for total nitrogen and chlorophyll *a*. *Freshwater Biology*, 59: 1970-1981.

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

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

Zastepa, A., Watson, S.B., Kling, H. et Kotak, B. (2017). Spatial and temporal patterns in microcystin toxins in Lake of the Woods surface waters. *Lake Reserv. Manage.*, 33(4): 433-443.

Zohary, T., Shneor, M. et Hambright, K.D. (2016). PlanktoMetrix – a computerized system to support microscope counts and measurements of plankton. *Inland Waters*, 6(2): 131-135.

Annexe A : Liste des acronymes

ADN	acide désoxyribonucléique
ADNr	ADN ribosomique
ARN	acide ribonucléique
ARNr	ARN ribosomique
AQT	apport quotidien tolérable
BMAA	β -méthylamino-L-alanine
CL	chromatographie liquide
CLHP	chromatographie liquide à haute performance
CLUHP	chromatographie liquide à ultra-haute performance
CMA	concentration maximale acceptable
DL ₅₀	dose létale moyenne médiane
ELISA	dosage d'immuno-absorption par enzyme liée
FI	facteur d'incertitude
IC	intervalle de confiance
LOAEL	dose minimale avec effet nocif observé
MC	microcystin variante (e.g., MC-LR, MC-LA, MC-YA, MC-RR, MC-YR)
NOAEL	dose sans effet nocif observé
p.c.	poids corporel
PCR	réaction en chaîne de la polymérase
PPIA	test d'inhibition de la protéine phosphatase
qPCR	réaction en chaîne de la polymérase quantitative
RPD	détecteur à réseau de photodiodes
SM	spectrométrie de masse
SM/SM	spectrométrie de masse en tandem
TEQ	équivalent toxique
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency (agence de la protection de l'environnement des États-Unis)
UV	ultraviolet
VBS	valeur basée sur la santé

Annexe B : Organigramme de surveillance des cyanobactéries planctoniques et de l'

