

Mémoire déposé à la Commission des transports
et de l'environnement concernant les effets
potentiels sur la santé liés à la présence
des algues bleu-vert (cyanobactéries)

INSTITUT NATIONAL
DE SANTÉ PUBLIQUE
DU QUÉBEC

Mémoire déposé à la Commission des transports et de l'environnement concernant les effets potentiels sur la santé liés à la présence des algues bleu-vert (cyanobactéries)

Direction de la santé environnementale
et de la toxicologie

Novembre 2009

AUTEURS

Denis Belleville, M.D., M. Sc.
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

Geneviève Brisson, LL.B., Ph. D.
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

Pierre Chevalier, Ph. D.
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

Karine Dubé, B.A.
Département d'anthropologie
Université Laval

Denis Gauvin, M. Sc.
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

Marie-Christine Gervais, M. Sc.
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

Benoît Lévesque, M.D., M. Sc., FRCPC
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

Denise Phaneuf, pharmacienne, M. Sc.
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

AVEC LA COLLABORATION DE

Daniel Bolduc, M. Sc.
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

Céline Campagna, Ph. D.
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

Patrick Levallois, M.D., M. Sc., FRCPC
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

MISE EN PAGES

Nicole Dubé, agente administrative
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

Denise Mercier, agente administrative
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

Ce document est disponible intégralement en format électronique (PDF) sur le site Web de l'Institut national de santé publique du Québec au : <http://www.inspq.qc.ca>.

Les reproductions à des fins d'étude privée ou de recherche sont autorisées en vertu de l'article 29 de la Loi sur le droit d'auteur. Toute autre utilisation doit faire l'objet d'une autorisation du gouvernement du Québec qui détient les droits exclusifs de propriété intellectuelle sur ce document. Cette autorisation peut être obtenue en formulant une demande au guichet central du Service de la gestion des droits d'auteur des Publications du Québec à l'aide d'un formulaire en ligne accessible à l'adresse suivante : <http://www.droitauteur.gouv.qc.ca/autorisation.php>, ou en écrivant un courriel à : droit.auteur@cspq.gouv.qc.ca.

Les données contenues dans le document peuvent être citées, à condition d'en mentionner la source.

DÉPÔT LÉGAL – 1^{er} TRIMESTRE 2010
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES NATIONALES DU QUÉBEC
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES CANADA
ISBN : 978-2-550-57948-9 (VERSION IMPRIMÉE)
ISBN : 978-2-550-57949-6 (PDF)

©Gouvernement du Québec (2010)

AVANT-PROPOS

L'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) est un organisme gouvernemental créé en 1998 par voie législative, qui vise à être le centre d'expertise et de référence en matière de santé publique au Québec. Son objectif est de faire progresser les connaissances et les compétences, de proposer des stratégies ainsi que des actions intersectorielles susceptibles d'améliorer l'état de santé et le bien-être de la population. Les experts de l'INSPQ proviennent des sciences appliquées, des sciences de la santé et des sciences sociales et humaines. Ils travaillent de concert avec le réseau de la santé et les milieux de l'enseignement et de la recherche, afin de développer et de mettre en commun les connaissances et les compétences en santé publique.

La mission de l'INSPQ est de soutenir le ministre de la Santé et des Services sociaux du Québec, les autorités régionales de santé publique ainsi que les établissements dans l'exercice de leurs responsabilités, en rendant disponibles son expertise et ses services spécialisés de laboratoire et de dépistage. L'INSPQ est également appelé à desservir d'autres acteurs, tels que les autres ministères et organismes gouvernementaux, les milieux de l'enseignement et de la recherche, les organismes canadiens et internationaux en santé publique, les milieux autochtones, le secteur privé et le grand public.

Le présent mémoire s'inscrit dans le cadre de la mission de l'INSPQ, plus précisément de fournir une expertise scientifique à différentes organisations. Toutefois, il convient de préciser que la gestion des problèmes quotidiens et locaux de santé publique relève directement des directions régionales de santé publique (agences de la santé et des services sociaux). Ainsi, la gestion courante des questions relatives à la santé publique (identification des cas ou des éclosions découlant de l'exposition aux cyanobactéries, émissions d'avis de santé publique pour interdire, par exemple, la baignade ou la consommation d'eau) relève de ces directions régionales, lesquelles travaillent en étroite collaboration avec le ministère de la Santé et des Services sociaux ainsi qu'avec celui du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Conséquemment, ces aspects de gestion ne seront pas abordés dans ce document, ne relevant pas de la mission ou de la compétence de l'INSPQ.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX	V
INTRODUCTION.....	1
1 CYANOBACTÉRIES ET LA SANTÉ HUMAINE.....	3
1.1 Aspects toxicologiques : eau potable et récréative.....	3
1.1.1 Cyanotoxines	3
1.1.2 Qualité de l'eau potable	5
1.1.3 Qualité des eaux récréatives	6
1.1.4 Évaluation du risque toxicologique	7
1.2 Aspects toxicologiques : consommation d'organismes aquatiques.....	8
1.3 Aspects épidémiologiques	12
1.3.1 Chez l'animal	12
1.3.2 Chez l'humain	14
1.4 Qualité de vie des citoyens.....	23
1.4.1 Effets sur la perception des risques.....	24
1.4.2 Effets sur les habitudes de vie et coûts sociaux.....	26
1.4.3 Observance des recommandations	27
2 SITUATION AU QUÉBEC.....	31
2.1 Cas et éclosions rapportés	31
2.1.1 Cas chez les animaux.....	31
2.1.2 Cas humains.....	32
2.2 Construction d'un problème de société	34
2.3 Rôle de l'Institut national de santé publique du Québec.....	36
2.3.1 Expertise-conseil	36
2.3.2 Recherche en lien avec le risque pour la santé et les cyanobactéries	37
3 EFFETS À LA SANTÉ, BIEN ANALYSÉS ET DOCUMENTÉS?	41
3.1 Connaissances toxicologiques	41
3.2 Connaissances épidémiologiques	41
3.2.1 Chez l'animal	41
3.2.2 Chez l'humain	42
3.3 Connaissances en sciences sociales	43
CONCLUSION	45
RÉFÉRENCES.....	49
ANNEXE A CYANOBACTÉRIES ET CYANOTOXINES (EAU POTABLE ET EAUX RÉCRÉATIVES)	59
ANNEXE B PROPOSITIONS DE CRITÈRES D'INTERVENTION ET DE SEUILS D'ALERTE POUR LES CYANOBACTÉRIES	81
ANNEXE C MEMBRES DU GROUPE SCIENTIFIQUE SUR L'EAU DE L'INSPQ	87

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Résumé des études où les microcystines ont été recherchées dans les muscles de poissons.....	10
Tableau 2	Intoxications animales en Europe (hors France) documentées dans la littérature scientifique	13

INTRODUCTION

Compte tenu de sa mission, il est pertinent que l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) assiste les autorités dans le dossier des cyanobactéries (algues bleu-vert)¹. En effet, au cours des dernières années, l'INSPQ a soutenu les directions régionales de santé publique et le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) notamment en révisant la littérature scientifique sur les effets des toxines libérées par ces microorganismes ainsi qu'en effectuant certaines recherches permettant de mieux comprendre le risque associé aux cyanobactéries.

En 2005, l'INSPQ a défini des critères d'intervention et de seuil d'alerte lors d'exposition de la population aux cyanobactéries ou à leurs toxines dans le cadre d'activités récréatives ou lors de la consommation d'eau. L'INSPQ a collaboré avec des institutions universitaires pour la préparation de rapports et d'études. De plus, l'INSPQ est actuellement responsable d'un projet de recherche en épidémiologie portant sur les effets des cyanobactéries sur la santé des personnes qui pratiquent des activités nautiques. Ce projet de recherche comprend également un volet social sur la perception des risques des riverains face à la problématique des cyanobactéries.

Ce mémoire vient en réponse à l'un des éléments de réflexion soumis dans le document de la Commission des transports et de l'environnement² à savoir si « les effets sur la santé sont bien analysés et bien documentés ». Ainsi, une première section présente l'état actuel des connaissances au regard des cyanobactéries et de la santé. Elle commence par une révision des aspects toxicologiques liés à l'eau potable et récréative de même qu'à la consommation d'organismes aquatiques, plus spécifiquement les poissons. Elle traite par la suite des aspects épidémiologiques chez l'animal et l'humain. Cette première section aborde finalement les effets sur la qualité de vie des populations riveraines de plans d'eau affectés par les cyanobactéries. Pour faciliter la lecture, un résumé clôt certaines sections plus techniques de cette première partie. Une seconde section du mémoire (chapitre 2) présente la situation au Québec, la façon dont ce problème environnemental est aussi devenu un phénomène social et le rôle de l'INSPQ en lien avec les cyanobactéries. La troisième section du mémoire (chapitre 3) est conclue par une synthèse sur la question posée par la Commission sur l'état de l'analyse et de la documentation des effets sur la santé.

¹ La dénomination officielle utilisée par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (Québec) est algues bleu-vert. Le terme scientifique couramment employé est cependant, « cyanobactéries ». Dans ce document, les termes « algues bleu-vert » et « cyanobactéries » seront indifféremment utilisés, étant synonymes.

² Secrétariat des commissions de l'Assemblée nationale du Québec (2009). La situation des lacs au Québec en regard des cyanobactéries – Mandat d'initiative, Commission des transports et de l'environnement, document de consultation, juin 2009, 19 pages.

1 CYANOBACTÉRIES ET LA SANTÉ HUMAINE

Les cyanobactéries sont des organismes microscopiques, appartenant plus particulièrement au groupe des bactéries à Gram négatif. Elles ont longtemps été considérées comme des algues puisqu'elles contiennent de la chlorophylle et sont donc des organismes photosynthétiques. Des analyses approfondies de leurs structures unicellulaires ont cependant permis de les classer comme des bactéries. Les cyanobactéries sont naturellement présentes dans les écosystèmes d'eau douce et d'eau marine de la planète. Depuis des millions d'années, ces microorganismes ont été intimement associés au développement de la vie sur la Terre et ont contribué à enrichir l'atmosphère terrestre en oxygène (AFSSA-AFSSET, 2006; Duy et collab., 2000).

Une croissance trop importante des cyanobactéries peut donner naissance à des proliférations aussi appelées fleurs d'eau³. Ce phénomène est associé à une densité très élevée de cellules. Dans certaines conditions, les cyanobactéries peuvent se concentrer à la surface de l'eau ou dans les premiers centimètres, engendrant ainsi un phénomène appelé « écume » (*scum*, en anglais).

L'intérêt porté aux cyanobactéries dans le cadre de la santé publique ne provient pas du fait qu'elles peuvent infecter l'humain (ce ne sont pas des microorganismes infectieux), mais plutôt parce qu'elles peuvent produire différents composés dont certains sont reconnus comme très toxiques; ces substances sont globalement appelées cyanotoxines (Dietrich et collab., 2008; Funari et Testai, 2008; Codd et collab., 2005).

1.1 ASPECTS TOXICOLOGIQUES : EAU POTABLE ET RÉCRÉATIVE

Humpage (2008) rapporte plus de quarante différents composés différents isolés des cyanobactéries dont plusieurs semblent avoir des effets toxiques, les cyanotoxines⁴. Cependant, la majorité de ces cyanotoxines n'ont fait l'objet que d'évaluations toxicologiques très limitées. La section qui suit présente succinctement les principales familles de cyanotoxines.

1.1.1 Cyanotoxines

Les cyanotoxines les plus connues, ayant fait l'objet d'études toxicologiques élaborées, peuvent être classées en quatre groupes :

Hépatotoxines (microcystines et nodularine)

Les microcystines sont une famille de toxines ayant en commun une structure de base (heptapeptide cyclique) sur laquelle se fixent sept acides aminés (notamment, la leucine, l'arginine et la tyrosine). En deux sites de la molécule d'heptapeptide, des variations peuvent survenir au niveau des acides aminés, ce qui est responsable de l'existence de plusieurs « variantes » de microcystines.

³ En France, l'expression « efflorescences » est couramment utilisée; en langue anglaise, le terme *bloom* est employé.

⁴ Toutes les substances produites par les cyanobactéries ne sont pas toxiques.

À ce jour, plus de 70 variantes ont été identifiées, la plus connue étant la microcystine-LR (Funari et Testai, 2008; Humpage, 2008; AFSSA-AFSSET, 2006; Duy et collab., 2000). Les microcystines sont principalement toxiques pour le foie (hépatotoxiques), mais leur potentiel toxique pourrait être différent d'une variante à l'autre (Funari et Testai, 2008; van Appeldoorn et collab., 2007; Duy et collab., 2000). Les microcystines sont les cyanotoxines les plus souvent détectées et les plus répandues sur la planète (van Appeldoorn et collab., 2007; AFSSA-AFSSET, 2006; Duy et collab., 2000).

La nodularine ressemble aux microcystines par le fait qu'elles ont une structure de base semblable (peptide cyclique) sur laquelle se substituent cependant cinq acides aminés dont un seul peut varier. À ce jour, sept à neuf variantes de la nodularine ont été identifiées. Tout comme les microcystines, l'organe cible est le foie (Funari et Testai, 2008; van Appeldoorn et collab., 2007; AFSSA-AFSSET, 2006). La nodularine est cependant beaucoup moins répandue que les microcystines. Elle a surtout été retrouvée dans les eaux saumâtres de l'Australie, de la Nouvelle-Zélande et de la mer Baltique (van Appeldoorn et collab., 2007; AFSSA-AFSSET, 2006).

Cytotoxines (cylindrospermopsines)

La cylindrospermopsine n'est pas apparentée chimiquement aux cyanotoxines décrites précédemment. Elle peut induire des effets toxiques au foie, mais également aux reins et possiblement à d'autres organes (thymus, cœur) (Funari et Testai, 2008; Humpage, 2008; AFSSA-AFSSET, 2006; Duy et collab., 2000). Elle est principalement produite par la cyanobactérie *Cylindrospermopsis raciborskii*, laquelle a longtemps été considérée comme une espèce tropicale ou subtropicale; depuis quelques années, elle a cependant été retrouvée en Europe, de même qu'en Amérique du Nord et en Amérique du Sud (van Appeldoorn et collab., 2007; AFSSA-AFSSET, 2006).

Neurotoxines (anatoxine-a, homoanatoxine-a, anatoxine-a(s), saxitoxines)

L'anatoxine-a et l'homoanatoxine-a sont des molécules neurotoxiques qui agissent de manière identique sur le système cholinergique. Elles ont notamment des effets sur le système nerveux central et périphérique et à la jonction neuromusculaire (Funari et Testai, 2008; Humpage, 2008; Duy et collab., 2000). C'est au Canada que l'anatoxine-a a été détectée pour la première fois et elle a été par la suite retrouvée en Europe et au Japon. L'homoanatoxine-a est surtout présente en Europe (van Appeldoorn et collab., 2007; AFSSA-AFSSET, 2006).

L'anatoxine-a(s) agit de façon identique aux pesticides organophosphorés (par exemple, le malathion ou le diazinon) en inhibant de manière irréversible l'acétylcholinestérase (Funari et Testai, 2008; Humpage, 2008; Duy et collab., 2000). L'anatoxine-a(s) a été détectée au Danemark, en Écosse et aux États-Unis (AFSSA-AFSSET, 2006).

Les saxitoxines sont notamment responsables de l'intoxication paralysante par les mollusques. Elles peuvent également être produites par les dinoflagellés marins et s'accumuler dans des mollusques filtrants tels que les moules. Les cyanobactéries d'eau douce sont aussi capables de produire des saxitoxines. Plus d'une vingtaine de variantes de saxitoxines ont été identifiées jusqu'à maintenant (Funari et Testai, 2008; Humpage, 2008).

À ce jour, des saxitoxines produites par des cyanobactéries ont été détectées en Australie, au Danemark, au Portugal, au Brésil et aux États-Unis (Alabama) (van Appeldoorn et collab., 2007).

Cyanotoxines à effet irritant ou allergène (endotoxines lipopolysaccharides)

Les toxines à effet irritant ou allergène sont différentes de celles énumérées plus haut. À l'instar des bactéries à Gram négatif, les membranes cellulaires des cyanobactéries contiennent des lipopolysaccharides (LPS), des molécules structurales essentielles de la paroi cellulaire. Ces composés sont reconnus pour avoir des effets irritatifs potentiels (irritation de la peau et des muqueuses) et pourraient engendrer des réactions gastro-intestinales. On tient donc généralement les LPS responsables des effets irritatifs ou allergiques associés au contact direct avec les cyanobactéries ou à leur ingestion. Cependant, le lien de cause à effet reste à prouver et d'autres toxines pourraient aussi être en cause (Funari et Testai, 2008; AFSSA-AFSSET, 2006).

Parmi les cyanotoxines décrites, la nodularine est synthétisée uniquement par la cyanobactérie *Nodularia spumigena*, et la cylindrospermopsine l'est principalement par la *Cylindrospermopsis raciborskii* (AFSSA-AFSSET, 2006). Les autres cyanotoxines peuvent être produites par plusieurs genres de cyanobactéries⁵. Plusieurs genres de cyanobactéries (comme *Anabaena* et *Microcystis*, par exemple) peuvent produire la même toxine alors qu'un seul genre peut produire plusieurs toxines. Cependant, des cyanobactéries reconnues comme pouvant produire une ou plusieurs toxines peuvent être présentes dans une floraison sans pour autant produire de toxines. Les facteurs impliqués dans la production de toxines ne sont pas encore bien définis (Azevedo et collab., 2008; Dietrich et collab., 2008).

1.1.2 Qualité de l'eau potable

La présence de cyanotoxines dans les réseaux d'eau potable amène les autorités responsables à établir des critères ou des recommandations de qualité de l'eau à respecter. Habituellement, l'élaboration de ces critères ou normes s'effectue à partir des données toxicologiques provenant le plus souvent d'études effectuées avec des animaux de laboratoire, plus rarement à partir de données recueillies chez l'humain (parce que moins disponibles). Cependant, les études toxicologiques disponibles sont incomplètes; les critères ou normes reposent alors sur beaucoup d'incertitudes. Des études de toxicités chronique, sous-chronique ou sur la reproduction, réalisées avec un protocole adéquat (durée d'exposition, doses administrées, nombre de doses, nombre d'animaux, etc.) seraient nécessaires pour bien évaluer le risque, mais n'ont pas encore été réalisées (Donohue et collab., 2008). Malgré cela, des normes ou des critères ont été élaborés afin d'évaluer, du moins sommairement, le risque pour la santé et pouvoir le gérer.

Concernant l'eau potable, la microcystine-LR est la seule cyanotoxine pour laquelle plusieurs pays ont élaboré un critère ou une norme. Toutes les limites d'exposition se situent à une concentration de l'ordre du microgramme par litre (1 µg/l) et sont identiques ou se

⁵ Le mot « genre » est utilisé ici dans son sens taxonomique, soit la classification des êtres vivants. Un genre peut comprendre une ou plusieurs espèces.

rapprochent de la recommandation émise par l'Organisation mondiale de la Santé (OMS)⁶. L'OMS, ainsi que la majorité des pays, ont élaboré leurs critères (ou leurs normes) spécifiquement pour la microcystine-LR, étant donné qu'il s'agit de la seule variante de microcystine pour laquelle une étude de toxicité subchronique était disponible, bien qu'imparfaite. Considérant que d'autres variantes de microcystines sont régulièrement mesurées dans l'eau potable, et qu'elles représentent également un risque d'hépatotoxicité, certains pays ont pris la décision de considérer le total des concentrations mesurées des différentes microcystines (Italie) ou d'attribuer un facteur de toxicité équivalente aux autres variantes de microcystines analysées (Australie, Nouvelle-Zélande)⁷. À noter qu'aux États-Unis, aucune norme n'est proposée pour les cyanotoxines (Burch, 2008).

Les autres cyanotoxines ont peu fait l'objet d'élaboration de critères ou de normes dans l'eau potable. Il n'y a que le Brésil et la Nouvelle-Zélande qui ont promulgué des normes pour la cylindrospermopsine et les saxitoxines. La Nouvelle-Zélande a également élaboré des normes pour l'anatoxine-a, l'anatoxine-a(s), l'homoanatoxine-a et la nodularine (Burch, 2008). Les autorités de plusieurs pays où des problèmes de floraisons de cyanobactéries ont été rapportés, ont cependant jugé que les données toxicologiques étaient insuffisantes pour élaborer des critères ou des normes dans l'eau potable pour les toxines autres que la microcystine (AFSSA-AFSSET, 2006).

1.1.3 Qualité des eaux récréatives

À l'instar de l'eau potable, la présence de cyanobactéries dans les eaux récréatives a soulevé suffisamment d'inquiétude pour que plusieurs instances décident d'émettre des recommandations. Cependant, comparativement à l'eau potable, moins de pays ont préparé des recommandations pour les eaux récréatives et elles se rapprochent, pour la plupart, de celles de l'OMS. Les recommandations ne se limitent cependant pas aux concentrations en cyanotoxines, un volet supplémentaire étant ajouté pour tenir compte du risque de contact direct avec les cellules de cyanobactéries (effets irritatifs ou allergiques potentiels notamment causés par les LPS). En ce qui concerne les cyanotoxines, seules les microcystines ont été prises en considération lors de l'élaboration des recommandations pour les eaux récréatives, les concentrations à ne pas dépasser variant de 10 à 100 µg/l. Elles ont surtout été déterminées pour prévenir l'apparition d'effets néfastes découlant de l'ingestion d'eau lors d'activités récréatives. Concernant la présence de cellules de cyanobactéries, différents seuils d'alerte ont été élaborés, la plupart du temps en fonction du décompte cellulaire⁸. Par exemple, l'OMS considère qu'à partir de 20 000 cellules/ml d'eau, les effets sur la santé sont mineurs et qu'à partir de 100 000 cellules/ml, le risque d'effets sur la santé est jugé modéré.

⁶ Pour une explication détaillée de l'élaboration des normes de microcystines dans l'eau potable, se référer au document déposé à l'annexe A.

⁷ Pour une explication détaillée de la notion de facteurs de toxicité équivalente, consulter l'annexe B sur l'eau qui est accessible à l'adresse suivante : <http://www.inspq.qc.ca/publications/notice.asp?E=p&NumPublication=348>.

⁸ En Australie, le décompte cellulaire a été remplacé par le biovolume de cyanobactéries, exprimé en millimètres cubes par litre. Le biovolume aurait l'avantage d'être plus représentatif de la biomasse de cyanobactéries, compte tenu de l'importante variation de volume d'une espèce à l'autre.

Par contre, s'il y a présence d'écume (visible à l'œil à la surface de l'eau), le risque d'effets sur la santé est habituellement jugé élevé (Burch, 2008; AFSSA-AFSSET, 2006)⁹.

1.1.4 Évaluation du risque toxicologique

L'évaluation des risques sur la santé associés aux cyanobactéries s'avère être un exercice qui comporte beaucoup d'incertitudes. Bien que le potentiel toxique des cyanotoxines ne soit plus à démontrer, les données toxicologiques (découlant d'études réalisées sur des animaux de laboratoire) sont trop limitées pour permettre une quantification précise de la toxicité (doses toxiques lors d'expositions aiguë et chronique; doses sécuritaires sans effets sur la santé).

Un autre facteur très important qui doit être pris en considération lors de l'évaluation du risque pour la santé est la présence simultanée de plusieurs espèces de cyanobactéries. Il est très fréquent qu'une fleur d'eau de cyanobactéries génère plus d'une toxine, ne serait-ce que des variantes de microcystines. Comme mentionné précédemment, plus de 70 variantes de microcystines ayant été identifiées, il est possible qu'elles interagissent entre elles et que de ce mélange résulte une toxicité par les effets additifs (+), antagonistes (-) ou synergiques (effet multiplicatif). Présentement, ces effets additifs, antagonistes ou synergiques ne sont pas pris en considération lors de l'évaluation du risque et il serait difficile d'en être autrement compte tenu de l'absence de données à ce sujet (Azevedo et collab., 2008; Dietrich et collab., 2008; Pegram et collab., 2008).

Lors de la réalisation d'une évaluation du risque, l'identification du danger (évaluation du potentiel toxique) est la première étape à réaliser. La deuxième étape consiste à connaître l'exposition. Dans le cas des cyanobactéries, il faut d'abord connaître les concentrations en cyanotoxines dans l'eau qui sera utilisée par l'humain. Puisque la famille de cyanotoxines et leurs concentrations peuvent varier d'une fleur d'eau à l'autre, et qu'il n'existe aucun moyen de le prévoir, la seule façon de connaître ces concentrations est de les mesurer. Cependant, les méthodes analytiques précises sont coûteuses, ce qui a comme conséquence de réduire le nombre d'analyses en laboratoire, limitant ainsi l'information (Dietrich et collab., 2008).

En résumé, les cyanotoxines sont nombreuses et le raffinement des méthodes de détection en laboratoire permet constamment d'en caractériser de nouvelles. Elles peuvent être hépatotoxiques, neurotoxiques ou engendrer des réactions allergènes ou irritantes. Les études toxicologiques sont cependant incomplètes, compte tenu de la grande variété des cyanotoxines et des variantes existant dans certains groupes d'entre elles. Conséquemment, les critères de toxicité ou les lignes directrices qui ont été établis pour l'eau potable et récréative reposent sur beaucoup d'incertitudes. Le risque toxicologique des cyanotoxines n'est plus à démontrer, mais les données toxicologiques sont trop limitées pour permettre une quantification précise de leur toxicité.

⁹ Pour une explication détaillée de l'élaboration des normes de microcystines dans l'eau potable, le lecteur peut se référer aux documents déposés aux annexes A et B.

1.2 ASPECTS TOXICOLOGIQUES : CONSOMMATION D'ORGANISMES AQUATIQUES

La consommation d'organismes aquatiques pêchés dans les eaux contaminées par les cyanobactéries soulève des inquiétudes. Les personnes pratiquant la pêche sportive veulent savoir si la consommation de leurs prises, lors d'une prolifération de cyanobactéries, représente des risques pour leur santé.

Un certain nombre d'études dans lesquelles les cyanotoxines ont été recherchées dans différentes espèces de poissons ont été réalisées. Les cyanotoxines les plus souvent identifiées sont les microcystines, quelques études ayant recherché la nodularine. Chez les poissons, le foie et les intestins sont les organes cibles dans lesquels les concentrations les plus élevées de microcystines ont été mesurées; des concentrations plus faibles ont été mesurées dans le muscle (AFSSA, 2008; Ibeling et Chorus, 2007).

Le tableau 1 recense plusieurs études dans lesquelles des mesures de cyanotoxines dans les organismes aquatiques ont été réalisées. Pour ne pas alourdir le texte inutilement, seules les études concernant les poissons ont été considérées. Ce choix se justifie également par le fait que le présent rapport ne traite que des cyanobactéries d'eau douce et qu'en milieu dulçaquicole au Québec, seuls les poissons sont pêchés et consommés. On rapporte uniquement les concentrations mesurées dans le muscle de poissons, car chez les espèces d'eau douce, il s'agit du tissu généralement (et presque exclusivement) consommé. Finalement, seules les études recherchant les microcystines (de loin les plus nombreuses) ont été incluses dans le tableau puisque la nodularine ne constitue pas un problème pour le Québec compte tenu du fait qu'elle est habituellement retrouvée en eau salée ou saumâtre. Pour une compilation plus exhaustive des concentrations de cyanotoxines mesurées dans les organismes aquatiques, le lecteur peut se référer à une revue de littérature publiée par Ibeling et Chorus (2007). Cette revue a servi de point de départ à la note rédigée par l'AFSSA concernant la consommation de produits alimentaires en présence d'efflorescence de cyanobactéries (AFSSA, 2008).

Les études présentées au tableau 1 ont été réalisées dans plusieurs pays, en climats variés et différentes espèces de poissons ont été échantillonnées. Pour l'ensemble des études, les concentrations mesurées peuvent être inférieures à la limite de détection, jusqu'à 497 µg/kg¹⁰ (poids humide). Dans tous les articles recensés, sauf pour Vasconcelos (1999), les auteurs émettent une appréciation du risque découlant de la consommation de la chair de poisson avec les concentrations de microcystines mesurées dans leurs études. À partir de scénarios de consommation quotidienne de poissons, ils comparent les doses ainsi estimées à la valeur de la dose journalière tolérable¹¹ (DJT) proposée par l'OMS. En fonction du design des études, l'évaluation du risque est réalisée avec les concentrations moyennes mesurées (Cazenave et collab., 2005; Papadimitriou et collab., 2009), en fonction des résultats d'analyses d'échantillons composites (Chen et collab., 2007; Wood et collab., 2006;

¹⁰ Microgramme (µg) de toxine par kilogramme (kg) de chair de poisson.

¹¹ La dose journalière admissible, exprimée en fonction du poids corporel (en mg/kg p.c./j), représente la quantité totale (d'une substance) qu'une personne pourrait ingérer quotidiennement durant sa vie entière sans effets nuisibles. Définition consultée le 11 novembre 2009 à l'adresse : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/hbct-jact/2-terms-termes-fra.php>.

Malgalhaes et collab., 2001) ou de valeurs maximales (Wilson et collab., 2008; Adamovsky et collab., 2007). Malgré la variabilité dans la manière d'analyser les résultats, dans toutes les études, une partie des échantillons ou la moyenne des échantillons, engendre un dépassement de la DJT. Toutefois, les conclusions de ces études doivent être interprétées avec la réserve suivante : la méthodologie utilisée pour l'estimation du risque compare une dose quotidienne d'ingestion de chair de poisson contaminée à une valeur de référence dérivée pour une exposition chronique. Adamovsky et ses collaborateurs (2007) ont estimé le risque attribuable à une ingestion chronique de poisson contenant la concentration maximale mesurée lors d'une expérience réalisée *in vitro*¹². Cette exposition chronique a été estimée à partir d'un scénario de consommation annuelle de 48 repas de 132 g de poisson. L'indice de risque a été calculé en mettant en relation la dose quotidienne moyenne pendant un an avec la DJT de l'OMS. L'indice ainsi calculé est 0,19, ce qui est inférieur à la valeur 1 qui constitue la valeur au-delà de laquelle il y a un risque pour la santé. Il est cependant pertinent de se rappeler qu'une partie importante de cette DJT théorique est déjà attribuée (réservée) à l'eau comme source d'exposition, puisque dans les secteurs contaminés, c'est habituellement l'ingestion d'eau qui sera la source majeure d'apport en cyanotoxines. Il faut donc tenir compte de cette réalité lorsque vient le temps d'évaluer le risque pour la santé découlant de la consommation de poissons contaminés¹³.

Dans leur revue de littérature, Ibeling et Chorus (2007) constatent que les concentrations mesurées dans les poissons semblent dépendre de leur exposition à court, moyen ou long terme et que pour l'instant, trop d'éléments demeurent inconnus pour être en mesure de prévoir ces concentrations. Cette variation des concentrations de microcystines mesurées dans les filets de poisson peut occasionner, lors de leur ingestion, soit une exposition négligeable ou une exposition dépassant la DJT émise par l'OMS.

Jusqu'à maintenant, une seule étude a été publiée concernant des poissons pêchés au Québec (Deblois et collab., 2008). Il s'agissait d'une étude exploratoire au cours de laquelle 20 perchaudes ont été prélevées dans 4 plans d'eau du bassin de la rivière Yamaska. Des floraisons de cyanobactéries étant apparues sur ces plans d'eau pendant l'été, la population s'inquiétait quant à la salubrité du poisson pêché en hiver, car la pêche blanche est une activité importante de la région. Les poissons ont été pêchés à la fin du mois de novembre. Bien que des microcystines aient été retrouvées dans le foie, toutes les mesures effectuées dans le muscle étaient sous le seuil de détection. Comme les auteurs le soulignent, cette étude est exploratoire. Il sera donc nécessaire de refaire l'exercice avec un nombre plus élevé de poissons d'espèces différentes, à différentes saisons, et mettre les résultats obtenus en relation avec les concentrations de microcystines mesurées dans l'eau. Les études recensées indiquent qu'il y a une contamination du poisson par des cyanotoxines en présence de cyanobactéries et que, selon le scénario d'exposition utilisé, la dose ingérée découlant de la consommation de la chair de poisson peut être supérieure à la DJT de l'OMS.

¹² *In vitro*, signifie : « qui n'est pas réalisée en clinique ou avec des animaux vivants ». Des tests utilisant des lignées cellulaires (humaines ou animales) sont un exemple d'essais *in vitro*.

¹³ Pour de l'information supplémentaire concernant l'élaboration de la DJT, le lecteur pourra se référer à la fiche élaborée par le Groupe scientifique sur l'eau de l'INSPQ qui est déposée à l'annexe A.

Tableau 1 Résumé des études où les microcystines ont été recherchées dans les muscles de poissons

Étude	Pays	Poisson	N	Concentration (µg/kg) ^a	Remarque
Vasconcelos et collab. (1999)	Portugal	Carpe Barbu Mulet gris	?	50,0 – 280 0,7 – 120 8,5 – 110	La méthodologie de l'étude n'est pas détaillée.
Malgalhaes et collab. (2001)	Brésil	Tilapia	Échantillons composites de 5 poissons capturés aux 2 semaines durant 40 semaines.	Moyenne 10,7 Min. – max. 2,9 – 26,4	Poissons pêchés dans un lagon semi-fermé près de Rio. Analyses effectuées par ELISA. Les concentrations de microcystines observées dans 73,9 % des échantillons analysés génèrent des doses d'exposition qui dépassent la DJT de l'OMS ^b en considérant un individu de 60 kg qui consomme 300 g de chair de poisson.
Cazenave et collab. (2005)	Argentine	<i>Odontesthes bonariensis</i>	Six échantillons composites de 5 poissons (3 échantillons composites de poissons capturés durant la saison sèche et 3 échantillons composites de poissons capturés durant la saison humide).	Moyenne 50 Min. – max. < LD ^c – 340	Analysé par HPLC Seule la microcystine-RR a été analysée. En considérant un individu de 70 kg qui consomme 100 g de chair de poisson contenant la concentration moyenne de microcystine (50 µg/kg) observée dans l'étude, la dose d'exposition dépasse la DJT de l'OMS ^b .
Xie et collab. (2005)	Chine Lac Chaohu	Planctivore Herbivore Omnivore Omnivore Carnivore Carnivore Carnivore	?	66 26 497 26 79 109 78 182	La chair de 8 poissons capturés dans le lac Chaohu en septembre 2003 a été analysée par HPLC. Les résultats des concentrations sont exprimés en équivalents toxiques de MC-LR. Les concentrations de microcystines mesurées dans ces échantillons génèrent des doses d'exposition qui dépassent la DJT de l'OMS ^b en considérant un individu de 50 kg qui consomme 100 g de chair de poisson.
Wood et collab., (2006)	Nouvelle-Zélande	Truite	Lac Rotoiti = échantillons composites de 5 truites capturées mensuellement du mois de décembre à avril à l'exception de 2 truites en février. Lac Rotohehu = échantillons composites de 5 truites capturées mensuellement du mois de novembre à avril à l'exception de 4 truites en janvier.	Min. – max. 8 à 12 Max. 38	Poissons prélevés du mois de novembre à avril 2004 dans les lacs Rotoiti et Rotohehu. Les analyses ont été réalisées par ELISA ce qui ne donne pas toujours des résultats identiques LC-MS. Les concentrations de microcystines mesurées dans les échantillons de poissons capturés dans le lac Rotoiti génèrent des doses d'exposition juste au-dessus DJT de l'OMS ^b à trois occasions. Les concentrations de microcystines mesurées dans les échantillons de poissons capturés dans le lac Rotohehu génèrent des doses d'exposition au-dessus la DJT de l'OMS ^b à deux occasions.

Tableau 1 Résumé des études où les microcystines ont été recherchées dans les muscles de poissons (suite)

Étude	Pays	Poisson	N	Concentration (µg/kg) ^a	Remarque
Adamovsky et collab. (2007)	République Czech	<i>Silver carp</i> <i>Common carp</i>	- 4 semaines 10 - 9 semaines 7 - 4 semaines 7 - 9 semaines 7	Moy ± Écart type 10,6 ± 9,9 5,2 ± 3,4 9,8 ± 6,4 7,3 ± 4,6	Expérience en laboratoire – Exposition <i>in vitro</i> de carpes à des microcystines et mesures des concentrations dans la chair de poisson au temps 0, 4 et 9 semaines. Analyses effectuées par ELISA. Un indice de risque (IR) qui met en relation la dose quotidienne moyenne d'exposition ou dose ingérée (D_{ing}) avec le DJT de l'OMS ^b est calculé. La D_{ing} est estimée pour un individu qui consomme annuellement 48 repas de 132 g de chair de poisson qui contient la concentration maximale observée dans l'étude (29,3 ng/g). L'IR calculé est de 0,19.
Chen et collab. (2007)	Chine Lac Taihu	<i>Carpe</i> (<i>Bighead carp</i>)	48 échantillons composites de la chair de 5 poissons (4 pools de 5 poissons par mois)	Moyenne 0,124 Min. – max. 0,000 à 0,887 (µg/g de poids sec)	Carpes capturées dans le lac Taihu. Vingt poissons sont capturés par mois durant la période d'avril 2004 à mars 2005. Analyses effectuées par LC-ESI/MS et HPLC. En considérant un adulte de 60 kg qui consomme 300 g de chair de poisson (60 g poids sec) durant toute la période de l'étude, 25 % des échantillons avaient une concentration de microcystine au-dessus de la DJT de l'OMS ^b .
Wilson et collab., (2008)	Canada Lac Érié	Perchaude (<i>Perca flavescens</i>)	68	0,12 à 4,02	Perchaudes capturées dans 11 sites d'échantillonnages du lac Érié en présence de floraison. Analyses effectuées par ELISA. En assumant un individu de 80 kg qui consomme 25,4 g (poids sec) de poisson par jour, la concentration maximale de 4,02 ng/g est inférieure à la concentration seuil dans la chair de poisson établie à partir de la DJT de l'OMS ^b et de la valeur de référence proposée par l'EPA (0,003 µg/kg/j) qui sont respectivement 117 et 9,5 ng/g.
Papadimitriou et collab., (2009)	Grèce	<i>Carassius Gibelio</i>	10	7,1 ± 2,5	<i>C. Gibelio</i> capturés dans 13 lacs de Grèce. Analyses effectuées par ELISA. En assumant que toutes les microcystines ont une toxicité équivalente à la microcystine-LR, et en assumant une ingestion de 300 g par jour par un individu de 60 kg, la consommation de la chair des poissons capturés dans 4 des 13 lacs génère une ingestion supérieure à la DJT de l'OMS (0,04 µg/kg/j).

^a µg/kg : microgramme de cyanotoxines par kilogramme de chair de poisson.

^b La DJT de l'OMS équivaut à 0,04 µg/kg/j.

^c Limite de détection.

En résumé, des études réalisées avec des poissons pêchés dans des eaux où prolifèrent des cyanobactéries ont révélé la présence de cyanotoxines, notamment de microcystines, dans leur chair. Partant de ces données, des calculs d'ingestion de microcystines à long terme (exposition chronique), en fonction de consommation de chair de poisson, montrent que la dose journalière tolérable (DJT) de l'Organisation mondiale de la Santé peut-être dépassée. Lors d'une évaluation du risque, il faut savoir qu'il est possible que l'exposition (ingestion de cyanotoxines) provienne également de la consommation d'eau potable. Il faut donc faire la somme de ce qui est ingéré (eau potable et poisson) avant de la comparer à la DJT. Par ailleurs, plusieurs de ces études ont été réalisées dans des pays et des régions où la contamination par les cyanobactéries peut être beaucoup plus importante qu'au Québec, notamment dans les pays à climat chaud où les proliférations de cyanobactéries sont constantes. À noter que l'étude réalisée avec des poissons pêchés au Québec n'a pas pu mettre en évidence la présence de cyanotoxines dans leur chair.

1.3 ASPECTS ÉPIDÉMIOLOGIQUES

Cette section fait la recension des études épidémiologiques réalisées chez l'animal et l'humain en relation avec l'exposition aux cyanobactéries et à leurs toxines. L'épidémiologie est la science qui étudie la répartition et les causes des maladies.

Compte tenu de la complexité du sujet, un résumé est inséré à la fin de chacune des sous-sections.

1.3.1 Chez l'animal

En 1878, en Australie, Francis (1878) a rapporté le décès de plusieurs animaux domestiques à la suite de l'ingestion d'écume de la cyanobactérie *Nodularia spumigena*. Par la suite, plusieurs épisodes d'intoxications animales ont été décrits, tant chez des animaux domestiques que sauvages, sur tous les continents. Des intoxications hépatiques causées par la nodularine, les microcystines ou encore les cylindrospermopsines ont été documentées, ainsi que des intoxications neurologiques à la suite d'expositions aux anatoxines ou aux saxitoxines (AFSSA-AFSSET, 2006).

Les auteurs du rapport conjoint de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (AFSSA) et de l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (AFSSET) ont récemment fait le relevé des intoxications les plus récentes répertoriées en Europe (AFSSA-AFSSET, 2006). Le tableau 2, qui a été tiré de ce rapport conjoint, résume 5 articles scientifiques faisant état d'intoxications animales survenues en Europe en dehors de la France. On y décrit les cas rapportés, les cyanobactéries et les toxines impliquées ainsi que le contexte dans lequel serait survenue l'intoxication.

Tableau 2 Intoxications animales en Europe (hors France) documentées dans la littérature scientifique

Lieu, année (référence)	Cyanobactérie et/ou toxine impliquée ou suspectée	Cas rapporté	Contexte de l'intoxication
Royaume-Uni, 1989 (Done & Bain, 1993)	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Mortalités de 15 chiens et 20 moutons. Nécrose hépatique accompagnée d'hémorragies, néphrose tubulaire chez 2 moutons autopsiés.	Abreuvement dans le lac affecté par une efflorescence et mort dans les prés à proximité.
Écosse, 1990 et 1991 (Gunn et collab., 1992) (Edwards et collab. 1992)	<i>Oscillatoria</i> benthique Anatoxine-a Hépatotoxine?	3 chiens morts en 1990. 1 chien mort en 1991, chien avec signes neurologiques, hypersalivation guérie après traitement vomitif.	Promenade le long de la rive, abreuvement ou baignade selon les cas.
Écosse, 1992	<i>Oscillatoria</i> benthique Anatoxine-a	Neuro-intoxications avec 2 chiens morts, 2 chiens guéris. Identification des cyanobactéries et des toxines dans les échantillons environnementaux et l'estomac des chiens.	Consommation sur la rive de vase et de matelas d'algues décollés du fond.
Suisse, années 1970 à 1995 (Mez et collab. 1994) (Mez et collab. 1997) (Naegeli et collab. 1997)	<i>Oscillatoria</i> benthique	Mortalités de veaux et de génisses en alpage (plus de 100 sur la période). Clinique mixte incluant des symptômes neurologiques et des signes d'hépatotoxicité après autopsie.	Abreuvement dans des mares ou des petits torrents, caractérisés par la présence de matelas sur le fond ou flottant à la surface.
Italie, 1997 (Giovannardi et collab. 1999)	<i>Oscillatoria</i> et <i>Aphanizomenon</i> dominants Anabawna Saxitoxine	Mortalités de poissons et de mollusques. Contamination de la chair de ces deux classes d'animaux par la saxitoxine.	Contamination par l'alimentation ou par immersion.

Tiré de : Risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau (AFSSA-AFSSET, 2006).

Le même rapport fait état d'un document de la Direction des services vétérinaires de Lozère, dans lequel des décès d'oiseaux et de poissons possiblement en lien avec des floraisons ont été rapportés, ainsi que la mort d'un chien par nécrose hépatique après une baignade dans un lac affecté par une floraison de *Microcystis aeruginosa*. Toujours en Lozère, en 2002 et en 2003, on a suspecté les cyanobactéries d'être responsables de l'intoxication de 37 chiens dont 26 seraient décédés. Des cyanobactéries à potentiel neurotoxique ont été identifiées dans les floraisons et de l'anatoxine dans un échantillon prélevé quelque temps après les décès, sans toutefois être identifiées dans l'estomac des animaux morts. Finalement, en 2003, trois chiens, dont deux sont décédés, ont eu une atteinte neurologique après une baignade dans le Jura. La présence de l'anatoxine-a a été démontrée dans les prélèvements environnementaux ainsi que dans le foie de l'un des chiens.

Au Canada, Dillinger et Dehnel (1960) ont décrit un épisode de floraison survenu à Echo Lake en Saskatchewan, le 29 juin 1959. Plusieurs chiens et des oies sont morts après une baignade dans cette floraison. Deux chiens et une oie ont été autopsiés, montrant notamment un foie congestionné et élargi ainsi qu'une inflammation intestinale. Les animaux ont eu des symptômes dans les minutes suivant la baignade. Les cyanobactéries identifiées appartenaient principalement aux espèces *Microcystis* et *Anabaena*. Les auteurs font aussi état d'autres cas survenus en Saskatchewan, notamment de décès d'animaux (chevaux, vaches et chiens) à la suite de l'ingestion d'écume d'algues. En Ontario, Hoff et collab. (2007) décrivent l'intoxication de 4 chiens sur 11 qui s'étaient baignées dans un étang, dont 3 sont morts. Les symptômes sont apparus une heure après l'exposition. L'anatoxine-a fut détectée dans l'estomac du seul chien autopsié ainsi que dans l'eau de l'étang.

En résumé, il apparaît évident que des animaux ont été intoxiqués par des cyanotoxines. Les documents en faisant état sont généralement des histoires de cas, mais le caractère dramatique des événements relatés (relation temporelle montrant des symptômes rapidement après l'exposition), la démonstration en quelques occasions de la présence de toxines ainsi que certaines nécropsies montrant des atteintes compatibles avec l'exposition sont des éléments qui soutiennent le lien de causalité.

1.3.2 Chez l'humain

Chez les humains, nous distinguerons les effets aigus des effets chroniques ainsi que l'exposition qui peut survenir à la suite de consommation d'eau potable ou de pratique d'activités nautiques. L'exposition peut se faire par ingestion, inhalation ou encore par voie cutanée (AFSSA-AFSSET, 2006). Un cas particulier, survenu au Brésil, requiert cependant une attention particulière et il sera décrit en premier.

1.3.2.1 Effets aigus

Exposition parentérale

Un événement extrêmement malheureux qui est survenu à Caruaru au Brésil en 1996 a possiblement mis en lumière le potentiel toxique des cyanotoxines pour l'humain. Au total, 131 personnes ont été traitées dans une unité d'hémodialyse avec de l'eau qui avait été contaminée par des toxines de cyanobactéries. Cent-seize patients ont été symptomatiques en développant notamment des maux de tête, des douleurs aux yeux et une vision embrouillée, des nausées et des vomissements. De ceux-ci, 100 ont été affectés d'une insuffisance hépatique dont 76 sont décédés. On a imputé à l'exposition intraveineuse aux microcystines (YR, LR et AR) la cause des décès. Selon les concentrations documentées dans le foie et les volumes d'exposition, on a estimé à 19,5 µg/l, la concentration de microcystines dans l'eau utilisée pour les traitements (Carmichael et collab., 2001).

Plus tard, en 2001, à Rio de Janeiro, on a également documenté une faible exposition aux microcystines (concentrations sanguines = 0,16 ng/l) chez 35 patients lors d'un épisode de floraison de cyanobactéries dans un réservoir d'eau potable (2 millions de cellules/ml, 0,4 µg/l de microcystines). Les concentrations dans l'eau de l'unité au début de l'étude étaient de 0,33 µg/l avant l'installation d'un système de traitement par osmose inversée. Par la suite, 32 échantillons prélevés sur un an ont tous été négatifs. L'article faisait également référence au fait que durant cet épisode, on avait documenté de faibles quantités de microcystines dans l'eau de 4 unités d'hémodialyse sur 45, malgré la présence de membranes à osmose inversée (Soares et collab., 2006). Les auteurs recommandaient une bonne surveillance de la qualité de l'eau utilisée à des fins médicales.

Au Québec, une surveillance de la qualité de l'eau d'hémodialyse est en place depuis les années 1980. Outre le fait que les problèmes de contamination des sources d'eau potable ne sont pas du même ordre de grandeur de ce qu'on peut retrouver à certains endroits au Brésil, l'eau utilisée dans les unités d'hémodialyse est traitée avec des appareils à charbon actif et des membranes à osmose inversée. De plus, elle est soumise à la norme CSA 364-2,2 et à un contrôle de qualité rigoureux (dénombrement bactérien et des endotoxines mensuellement) (comm. personnelle, Stephen Lapierre, Laboratoire de santé publique du Québec).

Exposition par l'eau potable et les eaux récréatives

Lors d'expositions par voie orale, on a principalement noté des atteintes gastro-intestinales et hépatiques. Par contre, à la suite d'expositions à l'eau à des fins récréatives, une plus grande variété de symptômes a été rapportée. Pour mieux comprendre ceux-ci, Stewart (2004), dans le cadre d'une thèse de doctorat réalisée sur l'exposition aux cyanobactéries lors d'activités récréatives, a fait une recension des écrits sur le sujet puis a classifié les symptômes répertoriés dans la littérature en plusieurs catégories. Il note d'abord des symptômes s'apparentant à la rhinite allergique (rhume des foins), des symptômes cutanés (essentiellement des éruptions cutanées ou des irritations, accompagnées ou non de prurit), des manifestations s'apparentant à la grippe (fièvre, maux de tête, myalgie, arthralgie, mal de gorge, symptômes respiratoires et gastro-intestinaux), des symptômes strictement gastro-

intestinaux (nausées, vomissements, diarrhée, douleurs abdominales) ou un mélange de ces différentes catégories (Stewart, 2004).

Stewart (2004) a aussi créé une catégorie dite *progression to fatal illness*, mais sur la base d'un seul événement, survenu en 2002 sur un terrain de golf de Milwaukee et rapporté dans la presse populaire. Lors de cet événement, cinq adolescents se seraient baignés dans un étang, l'un d'eux ayant eu une séquence de symptômes qui incluait des nausées, des vomissements et des convulsions qui ont progressé en une défaillance cardiaque deux jours après l'exposition. Un autre adolescent aurait également eu de la diarrhée et des douleurs abdominales, les autres ayant eu des symptômes mineurs. Selon des échantillons sanguins et de selles, il semble que les deux adolescents les plus affectés aient été exposés à l'anatoxine-a. À l'autopsie, un problème cardiaque aigu a été noté, mais aucune affection neurologique. Les signes et les symptômes inhabituels et le délai de 48 heures entre l'exposition et les symptômes incitent à une grande prudence dans l'attribution de ce décès à l'exposition aux cyanobactéries. Ce cas n'a jamais été publié dans la littérature scientifique.

À cet effet, nous présentons, dans les paragraphes qui suivent, un résumé des études documentées dans la littérature concernant les effets aigus de l'exposition aux cyanobactéries par l'eau potable ou récréative, dans un ordre chronologique. Le type d'étude est indiqué dans la parenthèse identifiant la référence, en utilisant la classification utilisée par Pilotto (2008). En résumé, les devis de recherche sont catégorisés selon le niveau de confiance qu'on peut avoir sur la qualité de la preuve. Ce niveau varie de I à IV en relation inverse avec la qualité de la preuve. Les études classées de niveau I étant les plus probantes. On note surtout des études portant sur des séries de cas (niveau IV), mais également quelques études épidémiologiques au devis plus élaboré.

Veldee (1931; série de cas, niveau IV) a documenté environ 9 000 cas de gastroentérites survenus à Charleston en 1930. Les principaux symptômes étaient des nausées et des vomissements suivis de diarrhée qui durait plusieurs heures. Peu de cas ont nécessité une consultation médicale. La rapidité avec laquelle l'éclosion est apparue et son extension à d'autres villes en bordure de la rivière Ohio, pointait vers l'alimentation en eau potable comme source du problème. Cependant, sur le plan bactériologique, l'eau respectait les normes en vigueur à ce moment-là (Tisdale, 1931). L'éclosion a cependant coïncidé avec la formation d'une floraison de cyanobactéries et la présence d'une qualité organoleptique de l'eau potable douteuse qui faisaient suite à une période de sécheresse.

En Saskatchewan, en 1959, on a répertorié douze cas ayant présenté une prédominance de symptômes à caractère digestif (Dillinger et Dehnelt, 1960; série de cas, niveau IV) possiblement en lien avec l'exposition aux cyanobactéries par la baignade. La nuit suivant une baignade dans un des lacs Katepwa, une personne a rapporté des maux de tête, des nausées et des symptômes intestinaux. Des cellules similaires au genre *Microcystis* ont été identifiées dans ses selles, mais aucun autre microorganisme potentiellement pathogène. À Long Lake, on a répertorié 10 cas de jeunes enfants d'un camp de vacances qui ont souffert de diarrhée et de vomissements une journée après une baignade. On a isolé des cellules semblables à *Anabaena* dans les matières fécales d'un enfant. Finalement, un adulte s'étant baigné dans l'Echo Lake en période de floraison et ayant avalé beaucoup d'eau, a eu des

crampes abdominales, des nausées, des vomissements, de la diarrhée, de la fièvre et des myalgies trois heures après la baignade. On n'a pas retrouvé de microorganismes pathogènes dans les selles, mais des sphères de *Microcystis* et des chaînes d'*Anabaena circinalis* ont été identifiées.

En 1975, en Pennsylvanie, une éclosion de gastroentérites a affecté environ 5 000 personnes dont l'eau potable provenait d'un réservoir d'eau, à Sewickley (Lippy et Erb, 1976; série de cas, niveau IV). Les symptômes étaient légers, mais le taux d'attaque élevé (62 %). Les cas sont survenus durant une période de cinq jours suivant un traitement de l'eau au sulfate de cuivre¹⁴. On n'a pas retrouvé les microorganismes pathogènes habituels, mais il y avait plus de 100 000 cellules/l de cyanobactéries des genres *Schizotrix*, *Plectonema*, *Phormidium* et *Lyngbia*, dont certains peuvent produire des cyanotoxines.

Une situation similaire est survenue en Australie, à Palm Island, en 1979 (Bourke et collab., 1983; série de cas, niveau IV). Un étrange syndrome clinique, qualifié d'hépto-entérite est apparu. Il comprenait une phase dite hépatique de deux jours, une phase léthargique caractérisée par un sévère dérèglement électrolytique et une phase diarrhéique d'environ cinq jours qui survenait de un à deux jours après le début de la phase léthargique. Quelque 148 personnes ont été hospitalisées, surtout des enfants (Hawkins et collab., 1985). Les cas sont survenus quelques jours après le traitement de Solomon Dam (réservoir d'eau potable) avec du sulfate de cuivre. Deux espèces de cyanobactéries ont été identifiées plus tard à cet endroit, soit deux variétés de *Anabaena circinalis* non toxiques, et *Cylindrospermopsis raciborskii*. C'est la présence de cette dernière qui suggère que la cause de l'intoxication pourrait être la cylindrospermopsine produite par *Cylindrospermopsis raciborskii* (Hawkins et collab., 1985).

Falconer et collab. (1983, étude écologique, niveau IV) ont publié une étude qui faisait suite à une floraison de *Microcystis aeruginosa* dans un réservoir d'eau potable dans la ville d'Armidale en Australie en 1981. Il y avait eu traitement avec du sulfate de cuivre. On a collecté les résultats de dosage d'enzymes hépatiques (l'aminotransférase, la phosphatase alcaline et la gamma glutamyl transpeptidase [γ GT]¹⁵) demandés par les médecins traitants trois semaines avant la floraison, pendant les deux semaines de floraison et dans les cinq semaines qui ont suivi. On a seulement constaté une augmentation des γ GT qui a coïncidé avec la floraison affectant significativement plus les personnes alimentées en eau potable par la source affectée en comparaison de celles utilisant une autre source d'eau potable. On n'a pas documenté d'effets sur les autres enzymes, mais les auteurs ont conclu à un effet potentiel de la floraison du réservoir d'eau potable sur la fonction hépatique des citoyens.

Au Brésil, on a dénombré environ 2 000 cas de gastroentérites, dont 88 décès sur une période de 42 jours dans la population desservie par un réservoir d'eau potable nouvellement aménagé (Teixeira, et collab., 1993, série de cas, niveau IV). Au terme de l'investigation, il n'a pas été possible de mettre en évidence d'agents infectieux ou de métaux lourds dans l'eau, mais la présence d'*Anabaena* et de *Microcystis* en grande quantité pointait les cyanobactéries comme une cause probable.

¹⁴ Le sulfate de cuivre a été utilisé pendant longtemps pour tuer les algues dans les lacs et les rivières.

¹⁵ Le dosage de ces enzymes hépatiques est utilisé pour connaître l'état du foie.

En Angleterre, Turner et collab. (1990, série de cas, niveau IV) ont décrit deux cas de pneumonie sévère qui ont nécessité une hospitalisation aux soins intensifs à Staffordshire chez des militaires qui faisaient des exercices de canotage dans une eau contaminée par *Microcystis aeruginosa* et la microcystine-LR. L'article ne faisait pas mention des concentrations. Les deux personnes en question avaient avalé de l'eau. L'investigation a permis d'éliminer une origine infectieuse par des pathogènes habituels (*Legionella pneumophila*, influenza A et B, *Coxiella burnetii*, *Mycoplasma pneumoniae*, adenovirus). Huit autres soldats ont également présenté des symptômes (maux de gorge, maux de tête, douleurs abdominales, diarrhée, vomissements, ulcères buccaux). On a suspecté l'exposition aux cyanobactéries d'être responsable des symptômes.

En octobre 1992, à la suite du signalement de deux jeunes filles qui auraient eu une gastroentérite et des douleurs musculaires après une baignade dans la rivière Darling (Australie) où venait d'apparaître une floraison principalement constituée d'*Anaebaena*, Williamson et Corbett (1993; série de cas, niveau IV) ont tenté de mettre en place une étude cas-témoins avec la participation des médecins généralistes pour vérifier le lien avec l'exposition aux cyanobactéries. Durant toute la période de la floraison, qui a duré jusqu'à la mi-décembre, un seul autre cas (conjonctivite et allergie respiratoire) a été signalé comme pouvant avoir un lien avec l'exposition aux cyanobactéries. Les auteurs concluaient qu'il y avait peu d'évidence quant aux effets sur la santé à la suite de cette exposition. De plus, ils soulignaient la difficulté de mettre en place un protocole cas-témoins en raison de symptômes mineurs et généraux qui n'entraînaient pas nécessairement une consultation médicale et de la résistance de certains médecins qui ne percevaient pas les cyanobactéries comme une priorité dans leur pratique.

Néanmoins, lors d'une importante floraison, El Saadi et collab. (1995, étude cas-témoins, niveau III) ont élaboré, avec l'aide de 21 médecins généralistes de huit villes situées le long de la rivière Murray en Australie, un devis d'étude cas-témoins pour investiguer la relation entre les symptômes gastro-intestinaux (inconfort abdominal, vomissements, diarrhée) et dermatologiques (rash, prurit, ulcères de la bouche) et l'exposition aux cyanobactéries. Cent-deux cas de personnes consultant pour problèmes gastro-intestinaux et 86 pour problèmes dermatologiques ont été sélectionnés et comparés à 132 personnes recrutées à titre de témoins (non exposées aux cyanobactéries). Les cas et les témoins ont été comparés en relation avec leur exposition à l'eau (potable et récréative). Les sujets utilisant de l'eau chlorée provenant de la rivière potentiellement contaminée par des cyanobactéries (*Aphanizomenon*, *Anaebaena*, *Oscillatoria*) avaient un risque plus élevé d'avoir des problèmes gastro-intestinaux que ceux qui buvaient de l'eau de pluie (risque relatif [RR]). On a également documenté un risque plus élevé de gastroentérite (RR ajusté = 5,20) et de problèmes cutanés (RR ajusté = 5,21) pour les participants utilisant l'eau de la rivière pour leur usage domestique, comparativement à ceux utilisant de l'eau de pluie. Cependant, les données statistiques indiquant une instabilité dans les résultats soulèvent des doutes sur la fiabilité de ces analyses (Pilotto, 2008). La moyenne mensuelle des décomptes de cyanobactéries était globalement corrélée avec les symptômes gastro-intestinaux et les problèmes dermatologiques. Dans ce dernier cas, la corrélation n'était cependant pas statistiquement significative. Les auteurs reconnaissaient certaines faiblesses de leur étude, notamment l'aspect exploratoire, la non-représentativité possible des cas et des témoins, un biais d'information dû à la

médiatisation du problème et la contamination possible de l'eau par d'autres organismes pathogènes. Pour toutes ces raisons, ils ont mitigé leurs résultats en les qualifiant de suggestifs.

Une étude a été réalisée chez une population de 156 communautés de l'Australie du Sud-Est pour vérifier le lien entre l'exposition aux cyanobactéries présentes dans l'eau potable et les issues de grossesse (Pilotto et collab., 1999; étude transversale, niveau IV). L'exposition a été estimée à partir des épisodes de floraison et des densités cellulaires documentées durant le premier trimestre, le dernier trimestre et l'ensemble de la période gestationnelle. Même si on montrait quelques relations statistiques significatives avec les issues de grossesse, notamment les bébés de petit poids et l'exposition au premier trimestre, les auteurs ont estimé que globalement, les résultats ne suggéraient pas de lien avec l'exposition aux cyanobactéries, en particulier parce qu'on ne mettait pas en évidence de relation dose-réponse.

Deux études de cohorte prospective ont été réalisées pour tenter de faire un lien entre l'exposition aux cyanobactéries dans un contexte récréatif et des effets sur la santé. La première a été effectuée en Australie chez 852 individus âgés de 6 ans et plus, recrutés dans 3 lieux de baignade (Pilotto et collab., 1997; cohorte prospective, niveau II). Ces personnes devaient remplir un questionnaire sur leur état de santé et les activités récréatives pratiquées la journée même ainsi que les 5 jours précédents. L'incidence des symptômes chez les participants était colligée lors d'un contact téléphonique, deux et cinq jours après la baignade. Le suivi à deux jours après la baignade n'a pas montré de différence significative entre les personnes exposées et celles non exposées pour les symptômes recherchés (diarrhée, vomissements, symptômes respiratoires, irritations cutanées, ulcères de la bouche, fièvre et irritations des yeux et des oreilles). Toutefois, après 7 jours, une tendance significative dans l'augmentation des symptômes a été observée en fonction de la durée d'exposition (les non-exposés, avec une exposition de moins de 60 minutes; les exposés, avec plus de 60 minutes dans l'eau) et en fonction de la densité de cyanobactéries. Les sujets exposés à plus de 5 000 cellules/ml pendant plus d'une heure rapportaient plus de symptômes que les personnes non exposées. En conclusion, les auteurs ont estimé que les symptômes n'ont pas été corrélés aux concentrations d'hépatotoxines mesurées aux lieux de baignade, mais ils pourraient plutôt être consécutifs au contact direct avec les toxines à effet irritant ou allergène (voir la section 1.1.1) ainsi qu'à la durée de contact (durée de la baignade). L'ingestion accidentelle d'eau et la présence de microorganismes pathogènes pouvant altérer la salubrité de ces lieux n'ont toutefois pas été évaluées dans cette étude.

L'autre étude, présentant une méthodologie relativement similaire, a été réalisée en Australie et en Floride. Elle a été menée auprès de 1 331 individus recrutés lors de 54 jours de baignade de 1999 à 2002 qui ont été suivis 3 jours après leur exposition (Stewart et collab., 2006a; cohorte prospective, niveau II). Les participants exposés à une importante concentration de cyanobactéries (calculée en fonction de la surface cellulaire; $> 12,0 \text{ mm}^2/\text{ml}$) rapportaient 2 fois plus de symptômes respiratoires (rapport de cotes = 2,1) que ceux exposés à une petite surface cellulaire ($\leq 12,0 \text{ mm}^2/\text{ml}$). De plus, on notait une relation presque significative entre l'exposition et la présence de tous les symptômes confondus (rapport de cotes = 1,7). Les auteurs suggéraient que l'exposition aux

cyanobactéries entraînait des effets plutôt bénins, possiblement dus à la faible concentration de cyanotoxines. En effet, des microcystines ont été détectées à seulement 2 occasions à des concentrations de 1 µg/l et 12 µg/l¹⁶, alors que la cylindrospermopsine a été détectée à 7 reprises (en faibles concentrations, 1 à 2 µg/l¹⁷), et l'anatoxine-a été identifiée à un seul endroit (1 µg/l).

À quelques années d'intervalle, les deux mêmes auteurs ont vérifié chez des volontaires les effets de l'application de cyanobactéries sur la peau. Ainsi, Pilotto et collab. (2004; étude expérimentale, niveau II) ont soumis 64 volontaires à un premier essai où des extraits de culture de cyanobactéries de *Microcystis aeruginosa* (non toxique), d'*Anabaena circinalis* et de *Nodularia spumigena* étaient appliqués sur la peau. Dans un autre essai, 50 personnes se voyaient appliquer une suspension de *Microcystis aeruginosa* (toxique), d'*Aphanocapsa incerta* et de *Cylindrospermopsis raciborskii*. Six densités cellulaires allant de moins de 5 000 à plus de 200 000 cellules/ml ont été appliquées sur la peau pendant 24 heures, en utilisant des bandages cutanés adhésifs. La réaction était validée par un dermatologue. Environ 20 % des sujets ont eu une réaction légère qui, dans tous les cas, s'est résorbée sans traitement. Il n'y a pas eu de relation dose-réponse démontrée et la réaction était la même que les cellules de cyanobactéries soient entières ou brisées, cette dernière forme pouvant, en principe, libérer les toxines intracellulaires.

Stewart et collab. (2006b; étude expérimentale, niveau II) ont enrôlé 20 adultes se présentant pour des tests diagnostiques cutanés ainsi que 19 sujets témoins, paires pour l'âge et le sexe. Trois concentrations d'une suspension de cyanobactéries (*Microcystis aeruginosa* et *Cylindrospermopsis raciborskii*) ont été appliquées durant 48 heures. On a vérifié les effets après 48 et 96 heures. Un seul sujet souffrant de dermatite atopique a eu des réactions non équivoques aux suspensions de cyanobactéries. Aucun sujet du groupe contrôle n'a eu une réaction clinique détectable. En conclusion, les auteurs ont estimé que les réactions d'hypersensibilité semblaient peu fréquentes, tant chez des sujets consultant en dermatologie que chez un groupe contrôle sans problème cutané apparent.

Osborne et collab. (2007, étude transversale, niveau IV) ont réalisé une étude chez une population fréquentant un endroit pour des usages récréatifs (Deception Bay/Bribie Island, en Australie), reconnu pour être le site de fréquentes fleurs d'eau de cyanobactéries (*Lyngbia majuscula*). L'étude s'est faite par questionnaire postal auprès d'un échantillon de 5 000 résidents avec un taux de participation de seulement 27 % qui jette un doute sur la représentativité de l'échantillon. Une proportion de 78 % des répondants ont déclaré avoir pratiqué des activités récréatives. De ceux-ci, 34 % ont rapporté au moins un symptôme, en particulier du prurit cutané. Seulement 2,7 % ont déclaré des symptômes cutanés sévères et environ 1 % a consulté un professionnel de la santé. La conclusion des auteurs était qu'un nombre assez important de personnes ont déclaré des symptômes, mais peu ont eu des problèmes de santé sérieux.

¹⁶ Ces concentrations sont inférieures au critère utilisé au Québec, qui est de 16 µg/l de microcystines pour la baignade.

¹⁷ La cylindrospermopsine ne fait pas l'objet de critères ou de normes pour la baignade.

Aux États-Unis, Backer et collab. (2008, étude descriptive, niveau IV) ont vérifié les symptômes de 7 personnes ayant pratiqué des activités récréatives dans un lac sans fleurs d'eau de cyanobactéries, et de 97 personnes qui ont fréquenté un lac pour des usages récréatifs (baignade, ski nautique, motomarine et nautisme) lors d'une floraison. Les concentrations de microcystines variaient de 2 à 5 µg/l dans l'eau et étaient de moins de 1 ng¹⁸/m³ dans les échantillons d'aérosol. La microcystine n'a pas été détectée dans le sang des sujets et aucun symptôme particulier n'a été rapporté à la suite de leur exposition récréative aux microcystines.

En résumé, l'événement tragique survenu au Brésil, à la suite de l'utilisation d'eau contaminée par les microcystines dans le cadre de traitements de dialyse, a illustré le potentiel toxique des cyanobactéries dans certaines circonstances bien particulières. En relation avec des effets aigus en lien avec l'eau potable, des séries de cas, qui mettent en cause un nombre important de personnes, font état de problèmes de santé suspectés. Globalement, les cas rapportés sont généralement consécutifs à des situations exceptionnelles, notamment l'emploi de sulfate de cuivre pour le traitement de fleurs d'eau dans des réservoirs d'eau potable ou l'apparition majeure de fleurs d'eau sans traitement approprié de l'eau potable avant son ingestion. Pour les cas les mieux documentés, une analyse des cyanobactéries et des cyanotoxines avait été faite et on a quelquefois identifié des toxines. Les symptômes rapportés sont généralement de nature gastro-intestinale. Outre les cas anecdotiques ou les séries de cas, une étude écologique a plus particulièrement montré une élévation possible d'une enzyme hépatique, la gamma glutamyl transpeptidase (γGT) dans une population exposée à de l'eau contaminée par des cyanotoxines et traitée au sulfate de cuivre, soulevant ainsi l'hypothèse d'une légère atteinte hépatique. Finalement, une étude cas-témoins a montré une augmentation des symptômes gastro-intestinaux et cutanés chez des personnes alimentées en eau potable à partir d'une rivière avec une floraison importante simplement traitée au chlore, en comparaison aux personnes ayant consommé de l'eau de pluie. En raison des limites de leur étude, les auteurs étaient cependant très prudents dans l'interprétation de leurs résultats.

Concernant l'exposition par l'eau récréative, on note des cas anecdotiques et des séries de cas, notamment un décès suspecté (cas investigué par un coroner aux États-Unis, mais non publié dans la littérature scientifique). Les symptômes sont généralement gastro-intestinaux, cutanés et respiratoires. Néanmoins, comme pour l'eau potable, il y a peu d'études épidémiologiques réalisées avec des devis élaborés susceptibles d'apporter des éléments plus significatifs en appui à une relation de cause à effet bien étayée. Une étude descriptive et deux études de cohorte prospectives ont montré un lien entre l'exposition aux cyanobactéries par des usages récréatifs et un ensemble de symptômes, mais ceux-ci étaient plutôt bénins.

Finalement, deux études expérimentales ont été réalisées pour vérifier chez des volontaires les effets de l'application de cyanobactéries sur la peau, les quelques effets démontrés étant peu fréquents et bénins.

¹⁸ ng/m³ : nanogrammes par mètre cube (1 nanogramme = 1 milliardième de gramme).

1.3.2.2 Effets chroniques

À l'opposé des effets aigus, on appelle effets chroniques ceux qui se développent lentement sur une longue période de temps.

Études portant sur le cancer

Dans le sud-est de la Chine, plusieurs études ont montré une augmentation de l'incidence du carcinome hépatocellulaire chez les populations qui utilisaient l'eau de surface comme source d'eau potable versus l'eau provenant de puits (Yu, 1995). L'eau de surface étant fréquemment contaminée par des cyanobactéries dans ces régions, cela a permis de soulever l'hypothèse d'un lien possible avec l'exposition aux toxines de cyanobactéries. De plus, une étude écologique a montré une relation entre la concentration de microcystines et le cancer colorectal (Zhou et collab., 2000), mais l'influence de facteurs confondants¹⁹ ne peut être exclue (IARC, 2006). Un groupe de travail de l'OMS a récemment évalué les informations concernant la cancérogénicité de certaines toxines des cyanobactéries (Grosse et collab., 2006; IARC, 2006). À la suite de la revue des données épidémiologiques, le groupe a conclu qu'aucune étude n'avait estimé l'exposition humaine aux microcystines et que l'exposition à des substances cancérogènes, notamment les aflatoxines²⁰, n'avait pas été considérée. Conséquemment, au terme de l'exercice, le groupe a classé la microcystine-LR comme étant possiblement cancérogène chez l'humain (groupe 2B), sur la base des mécanismes tumoraux mis en lumière par des études cellulaires et animales et non sur des données épidémiologiques humaines. La nodularine a aussi été évaluée par ce groupe et elle a été jugée non classifiable en ce qui concerne le risque cancérogène.

Études sur des maladies neurologiques dégénératives

Un sujet controversé concerne une toxine potentielle des cyanobactéries, la β -méthylamino-alanine (BMAA) que certains croient être en lien avec le syndrome de Guam, un mal mystérieux qui a été mis en relief chez la population Chamorro en 1945 à l'île de Guam. Il s'agit d'une atteinte du neurone moteur qui s'apparente à la sclérose latérale amyotrophique (SLA; maladie de Lou Gehrig). On a également identifié chez la même population un parkinsonisme atypique accompagné d'un ralentissement mental que l'on a appelé subséquemment le complexe de parkinsonisme-démence (CPD) (Steele et McGeer, 2008). Les chercheurs ont émis plusieurs hypothèses en rapport avec ce syndrome (SLA-CPD) dont les cas auraient décliné, à tout le moins pour la composante SLA, de 140/100 000 dans les années 1950 à 3/100 000 dans les années 1990 (Miller, 2006). On a incriminé le possible rôle des cycades, plantes dont les graines étaient utilisées pour faire de la farine pour les tortillas. Cette farine pouvait contenir une faible quantité de BMAA, une neurotoxine. Cependant, les doses semblaient trop faibles pour causer la maladie chez l'humain. Certains ont toutefois soulevé l'hypothèse d'une amplification de la dose par la chaîne alimentaire, en passant par des chauves-souris (Flying foxes) qui se nourrissent des graines de cycades, un plat apprécié par la population Chamorro (Cox et collab., 2003).

¹⁹ Facteurs, comme l'exposition à d'autres substances toxiques sans lien avec les cyanobactéries, qui peuvent entraîner de la confusion dans l'interprétation des résultats.

²⁰ Les aflatoxines sont des substances hautement cancérogènes produites par des moisissures qui croissent naturellement sur diverses céréales ainsi que sur les arachides.

Cette théorie a été fortement contestée (Steele et McGeer 2008; Montine et collab., 2005). Néanmoins, les efforts de recherche ont continué, et des chercheurs ont identifié du BMAA dans les cerveaux de 13 Chamorros décédés de SLA-CPD et de 12 Canadiens souffrant de maladie d'Alzheimer sans en mettre en évidence chez 12 témoins (Murch et collab., 2004). Dans une étude subséquente, d'autres chercheurs n'ont pu mettre en évidence la présence de la toxine dans les cerveaux de Chamorros souffrant ou non de CPD, de cas de maladie d'Alzheimer et de témoins (Montine et collab., 2005). Plus récemment, la même équipe qui avait documenté des résultats positifs lors de la première étude a encore vérifié la présence de la toxine dans des coupes de cerveaux d'Américains ayant souffert de SLA (n = 13), de maladie d'Alzheimer (n = 12), de maladie de Huntington (n = 8) et de 12 témoins non affectés de maladies neurologiques. On a retrouvé la toxine chez les patients ayant souffert de ALS et de maladie d'Alzheimer, mais pas chez les personnes souffrant de maladie de Huntington et chez seulement deux témoins. Les chercheurs ont soulevé l'hypothèse d'une interaction gène/environnement à l'origine de la neurodégénération, impliquant le BMAA chez des individus prédisposés (Pablo et collab., 2009). L'hypothèse demeure controversée (Steele et McGeer, 2008; Miller, 2006), avec bien des inconnus (Karamyan et Speth, 2008), mais elle mérite certainement d'être investiguée (Karamyan et Speth, 2008; Papapetropoulos, 2007). Néanmoins, à l'heure actuelle, le lien de cause à effet entre la présence de la BMAA chez des cyanobactéries et le développement de maladies neurologiques dégénératives est loin d'être établi. Une des raisons invoquées est qu'il n'est pas démontré que ces microorganismes peuvent produire cette substance en concentration suffisante (Beckman Sundh et collab., 2007).

En résumé, en rapport avec des effets chroniques, on a formulé l'hypothèse que les cyanobactéries pourraient être liées à l'augmentation des cancers du foie chez des populations alimentées en eau potable par de l'eau de surface fréquemment contaminée par ces microorganismes. Un groupe de travail a cependant récemment statué que les preuves épidémiologiques n'étaient pas concluantes. Malgré tout, la microcystine-LR, la toxine suspectée, a été classifiée dans le groupe 2B (possiblement cancérigène chez l'humain), sur la base des mécanismes de promotion tumorale documentés dans les études toxicologiques.

Finalement, une hypothèse a été soulevée quant à une relation possible entre la β -methylamino-alanine (BMAA), une neurotoxine qui pourrait être générée par certaines cyanobactéries et des atteintes neurodégénératives, en particulier la sclérose latérale amyotrophique également appelée « maladie de Lou Gehrig ». Il s'agit d'une hypothèse qui mérite d'être approfondie, mais la relation de cause à effet reste à établir.

1.4 QUALITÉ DE VIE DES CITOYENS

Au Québec, les interventions de santé publique visent non seulement « le maintien et l'amélioration de la santé physique, mais aussi la capacité psychique et sociale des personnes d'agir dans leur milieu » (LRQ ch. 2-2 art. 3). Dans cette perspective, s'intéresser aux effets des cyanobactéries sur la santé implique d'aller au-delà des problèmes physiques puisque la santé se définit comme « un état de complet bien-être physique, mental et social, et ne consiste pas seulement en une absence de maladie ou d'infirmité » (OMS, 1946, p.1). En lien avec la définition de la santé proposée par l'OMS, le concept de qualité de vie permet

de bien appréhender les dimensions psychologiques et sociales de la santé (Fayers et Machin, 2000). Il peut inclure les fonctions et les symptômes psychologiques, les fonctions émotives, cognitives, identitaires et sociales, sexuelles et spirituelles ainsi que le bien-être et la satisfaction. Des aspects généraux de la qualité de vie sont ainsi reliés aux perceptions des individus quant aux choix offerts pour réaliser leur vie quotidienne et quant au sentiment de respect des membres importants de leur famille et de leur communauté (Kleiner, 2004).

Les sciences sociales, dont l'anthropologie, permettent de mieux comprendre les effets sur la qualité de vie de problématiques environnementales. Cependant, concernant la problématique des cyanobactéries, les études réalisées sont peu nombreuses²¹. Il importe alors d'examiner les effets causés dans des situations comparables, soit celles associées à l'eau et à des phénomènes naturels envahissants, c'est-à-dire qui viennent s'implanter de façon rapide et abondante, souvent au détriment du milieu déjà en place. À cet égard, les études sur les proliférations d'algues de type *Caulerpa taxifolia* et *Pfiesteria piscicida*²² donnent des indications pertinentes à partir de proliférations d'algues marines survenues dans les 15 dernières années sur des littoraux marins habités (Méditerranée, Bretagne, Nouvelle-Angleterre, Floride) (Della Bernardina, 2000; Paolisso et Chambers, 2001; Paolisso et Maloney, 2000; Kempton et Falk, 2000). Il est toutefois fort important de comprendre que seuls les effets sur la qualité de vie seront considérés ici. Il ne faudra donc pas confondre les impacts sur la santé physique causés par ces algues avec ceux engendrés par les cyanobactéries.

1.4.1 Effets sur la perception des risques

Les phénomènes envahissants ont des effets sur la perception qui, à son tour, influera sur la qualité de vie et sur la portée publique du dossier. Cette perception se formule d'une part, face à la problématique environnementale générale et d'autre part, face aux risques sanitaires. Bien que les deux entretiennent des liens étroits, une attention accrue sera accordée à la dimension de la santé, en raison de la question à l'étude. À ce sujet, plusieurs éléments semblent partagés par tous les risques liés à l'eau. D'abord, la proximité résidentielle par rapport au cours d'eau pourrait conduire à une appréciation plus négative de la qualité de l'eau²³ et des risques associés (Lepesteur et collab., 2007; Turgeon et collab., 2004; Dewailly et collab., 1999). La fréquentation des lieux (Martin et Pendleton 2008; Lepesteur et collab., 2007) pourrait aussi contribuer à surestimer le risque. Les usagers récréatifs auraient une appréciation plus sévère des risques sanitaires que celle des autres personnes, que ce soit des citoyens (Dewailly et collab., 1999), des élus ou des décideurs (Burger et collab., 1999).

²¹ La recherche documentaire a d'abord été réalisée dans la semaine du 7 janvier 2008 dans les banques de données en sciences sociales et en sciences de la santé des serveurs EBSCO, CSA et PubMed, ainsi que sur le portail Santécom. Les articles ont été sélectionnés parmi ceux publiés en français et anglais depuis 1998. Des ethnographies descriptives, des études de cas et des enquêtes populationnelles composent le corpus. Puis, au cours du mois d'août 2009, une mise à jour complète des banques a été effectuée.

²² Ce sont des algues marines comme celles présentes dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Ces algues, dites macroscopiques, ne sont pas des cyanobactéries.

²³ De consommation et de baignade.

Enfin, plusieurs usagers de l'eau ont développé un système vernaculaire de distinction des risques qui se supplée ou complète les canaux officiels et scientifiques d'évaluation du risque. Ces connaissances vernaculaires peuvent entraîner une surévaluation des risques à la santé (Lepesteur et collab., 2007) ou au contraire, mener à une évaluation personnelle positive de la qualité de l'eau²⁴ qui peut alors engendrer une plus faible crainte de maladies, ou du moins, une évaluation divergente de l'urgence de la situation (Angulo et collab., 1997; Dewailly et collab., 1999; Levallois et collab., 1998; Turbow et collab., 2004). La plupart du temps, ces systèmes paraissent en lien avec les cinq sens (vue, odorat, toucher, goût et ouïe). S'y ajoute une connaissance de l'historique du site (Lepesteur et collab., 2007; Martin et Pendleton, 2008). Le rôle des médias est mentionné comme étant un facteur contribuant à moduler les perceptions du risque pour la santé et des décisions quant aux comportements à adopter face à ce dernier. Tandis qu'une médiatisation du risque renforcerait la gravité perçue²⁵ (Martin et Pendleton, 2008), l'absence de traitement médiatique peut être interprétée comme un signal de la bonne qualité de l'eau autorisant alors la poursuite ou la reprise des activités (Lepesteur et collab., 2007). Au plan scientifique, l'ambiguïté des informations sur le risque sanitaire et les mesures de protection brouillent le signal et contribuent alors à moduler la perception des risques et l'observance des messages (Angulo et collab., 1997; Dewailly et collab., 1999; Larue, 1996; Levallois et collab., 1998; Martin et Pendleton, 2008). Il en va de même de la dissonance entre l'ensemble des informations scientifiques émises sur un risque précis, ainsi que des incertitudes scientifiques soulevées (Ferreira, 2004; Suarez et Lombardo, 2004; Peuhkuri, 2002). Enfin, la forme et le contenu des messages de santé publique sont aussi fort importants. Selon sa teneur, le message va influencer positivement ou négativement sur la perception générale de la menace pour la santé et sur les comportements associés :

- les mesures drastiques (fermeture de plage, interdiction de consommation de l'eau) sont interprétées comme des signaux de risque et contribuent à surévaluer celui-ci (Martin et Pendleton, 2008);
- une perspective de protection nuancée au sujet des risques environnementaux liés à l'eau, encourageant la pratique sécuritaire des activités plutôt que la cessation de tout lien avec l'eau, semble une approche davantage garante de l'observance des mesures de santé publique (Martin et Pendleton, 2008; Tran, 2006).

Quant aux algues envahissantes²², des perceptions du risque ont été étudiées dans les travaux recensés (Paolisso et Chambers, 2001; Della Bernardina, 2000; Paolisso et Maloney, 2000; Kempton et Falk, 2000). En général, les phénomènes envahissants sont perçus comme des dangers pour la santé et l'environnement, tandis que la nature en général est vue comme une ressource économique et comme un élément imprévisible et changeant. Dans le cas des algues envahissantes, la forte présence de ce sujet dans les conversations et les médias semble avoir fortement amplifié le risque sanitaire perçu, et ce, malgré de grandes lacunes dans l'information scientifique disponible sur les risques réels associés. Ensuite, le fait que les populations touchées soient de classe moyenne ou supérieure, blanches et politisées, a eu un effet certain sur l'ampleur de la crise et sur la prise en charge politique de celui-ci. Malgré un manque d'informations notoire sur les risques pour l'humain,

²⁴ Et ce même dans le cas de lieux de baignade sous interdiction.

²⁵ Et la perception généralisée que l'eau en général est un milieu dangereux.

entre autres pour sa santé, ces populations ont su développer un argumentaire à ce sujet et le porter aux médias ainsi qu'aux sphères politiques.

Ainsi, la perception peut entraîner des effets psychologiques et sociaux, notamment sur les sentiments, la santé mentale, les liens sociaux et les controverses, tout comme envers la qualité de vie générale et l'intention d'observer les recommandations des autorités. Les perceptions du risque pour la santé lié à l'eau sont tributaires de facteurs liés à l'individu, dont la proximité du risque, les usages, les connaissances et le niveau socioéconomique, ainsi que de facteurs associés à des sources externes, par exemple les médias et l'ambiguïté des informations scientifiques et des mesures de contrôle du risque. Quant aux cyanobactéries, aucune recherche ne permet pour l'instant de statuer de façon précise sur la perception de ce risque et sur les facteurs l'influant.

1.4.2 Effets sur les habitudes de vie et coûts sociaux

La perception d'un risque associé aux algues envahissantes et la diminution de la qualité perçue de l'eau entraînent des implications directes sur les habitudes de vie. La plupart sont adoptées comme des mesures de protection personnelles et collectives. Les études portant sur les cyanobactéries font état d'une limitation, à court et à long terme, des usages du plan d'eau qu'en feront les populations environnantes et les touristes, particulièrement lorsque la prolifération de cyanobactéries est fortement médiatisée (Steffensen, 2008; Pretty et collab., 2003; Hoagland et collab., 2002). Au sujet de la consommation de l'eau potable, trop peu d'études existent actuellement pour quantifier les pertes en termes de qualité de vie, mais les situations connues et rapportées permettent d'affirmer qu'il y a effectivement de tels effets. De plus, les études sur l'algue *Pfiesteria piscicida* montrent que la perception du risque pour la santé a conduit plusieurs habitants riverains à cesser la pratique des activités nautiques et la consommation des produits de la mer, et ce, malgré l'absence de preuves scientifiques quant aux impacts pour la santé humaine de ces algues (Paolisso et Chambers, 2001; Della Bernardina, 2000; Paolisso et Maloney, 2000; Kempton et Falk, 2000).

La présence de cyanobactéries entraîne aussi des impacts socioéconomiques qui sont documentés, souvent par des études de type coûts-avantages (Steffensen, 2008; Pretty et collab., 2003; Hoagland et collab., 2002). Des pertes sont associées à la diminution récréative du plan d'eau aux yeux des touristes et des propriétaires des habitations situées en bordure des plans d'eau touchés; la valeur des propriétés peut notamment être affectée. Des pertes directes liées au tourisme sont aussi recensées, y compris dans les services de restauration, d'hébergement, de croisières et de loisirs nautiques, etc. Il faut également tenir compte des pertes possibles pour les industries utilisant l'eau, telles que les pêcheries commerciales et les piscicultures. Des coûts immédiats liés au traitement des fleurs d'eau sont aussi à considérer. Ceux-ci sont liés à l'évaluation et au suivi des fleurs d'eau, ainsi qu'à l'application des mesures de mitigation ou de contrôle, y compris le nettoyage des berges et le traitement de l'eau potable et industrielle. Les coûts assumés par les villes et les citoyens, dont les agriculteurs, dans le but d'adopter de nouvelles pratiques limitant les risques de formation de fleurs d'eau sont importants eux aussi. Ces coûts directs doivent être notés, car ils monopolisent des sommes publiques qui pourraient être investies pour répondre à d'autres enjeux.

Par ailleurs, les recherches ont mis en lumière que des risques environnementaux envahissants pour lesquels de nombreuses incertitudes scientifiques persistent, provoquent des changements dans les liens sociaux communautaires. Il existe une diversité de préoccupations et d'intérêts en jeu dans cette problématique, ce qui cause des controverses et des tensions non seulement entre les groupes d'acteurs, mais aussi au sein même de ces groupes (Della Bernardina, 2000; Paolisso et Chambers, 2001; Paolisso et Maloney, 2000; Kempton et Falk, 2000). Même un risque d'ostraciser certains groupes sociaux est relevé par Sergio Dalla Bernardina (2000). Par exemple, dans le cas des algues *Caulerpa taxifolia* et *Pfiesteria piscicida*, associées à la pollution de l'eau, les travaux ont montré que les producteurs agricoles étaient particulièrement mis à l'écart dans leurs communautés. Peu importe leur implication réelle dans le problème, des événements comme les proliférations d'algues cristallisent une image négative déjà présente à l'égard des agriculteurs, soit celle de pollueurs et de gens peu soucieux des lois et de l'environnement. Étonnamment, ces mêmes producteurs agricoles partagent pourtant globalement le même point de vue que les experts en environnement quant à la nature et les milieux riverains.

Enfin, des effets sont aussi associés à la façon dont le risque est pris en charge et géré. Nous avons déjà souligné les coûts associés à la prise en charge du risque. En Bretagne, un cas associé à des algues marines envahissantes a mis en lumière le fait que seuls les experts ont été appelés à prendre des décisions sur la gestion du risque sanitaire, ce qui a entraîné un désengagement social des autres membres de la société civile (Dalla Bernardina, 2000). Ce désengagement s'est observé dans d'autres situations liées à la gestion des plans d'eau, dont récemment au Québec, et ce, même si des effets positifs, associés à une plus grande préoccupation de l'environnement, peuvent aussi être rapportés (Brisson et Richardson, 2009). De plus, ce sentiment fataliste se répercute sur les intentions d'observance des avis et recommandations, comme nous le verrons ci-après.

Quoique des informations existent quant aux effets des cyanobactéries sur la qualité de vie, ces données sont limitées. Bien qu'elles permettent de comprendre que des coûts sociaux sont associés à ce phénomène, les études existantes ne concernent pas la situation québécoise, et ce, malgré l'important dispositif mis en place depuis quelques années à l'égard des cyanobactéries. Quant à la perte de la qualité de vie, cette dimension demeure faiblement documentée et sur un territoire trop restreint. Pour leur part, les effets sur les liens sociaux et l'engagement communautaire sont peu évalués.

1.4.3 Observance des recommandations

Les conséquences liées à la présence des cyanobactéries entraînent aussi un questionnement sur la portée des mesures publiques qui y sont associées. Est-ce que les modalités adoptées pour contrer les effets possibles sur la santé engendrés par des cyanobactéries ont un impact? Est-ce que les citoyens suivent les recommandations de santé prescrites par les autorités? Pourquoi certains citoyens les observent-elles et d'autres non? L'étude des attitudes liées aux mesures de santé n'est pas nouvelle. Les méthodes de mesure de l'observance des messages de santé publique sont bien documentées dans la littérature psychosociale, dont tout un volet est consacré à l'adoption de comportements de santé et à plusieurs modèles prédictifs et explicatifs de ces comportements, y compris sur des thèmes

environnementaux (Fath et Beek, 2005; Parker et collab., 2004; Glanz et collab., 2002; Kaskutas et Greenfield, 1997). Comme peu d'articles ont été répertoriés à la suite d'une recension des écrits relatifs aux aspects sociaux des risques sanitaires liés aux cyanobactéries, la recherche s'est donc étendue aux risques pour la santé et aux messages de santé publique relatifs à l'eau potable et à l'eau récréative. Ces documents fournissent, par analogie, certaines hypothèses quant aux facteurs spécifiques aux cyanobactéries.

Il semble fréquent qu'une part de la population n'observe pas, en totalité ou en partie, les mesures prescrites par la santé publique. C'est notamment le cas pour la fermeture des lieux de baignade (Turbow et collab., 2004; Larue, 1996), pour les avis d'ébullition de l'eau potable (Willocks et collab., 2000; Angulo et collab., 1997; Mayon-White et Frankenberg, 1989) et pour des recommandations sur la consommation de suppléments de fluor (Levallois et collab., 1998). En plus de la perception du risque pour la santé, déjà abordée, d'autres facteurs influencent aussi ces attitudes. D'abord, les individus peuvent analyser que les mesures affecteront de façon trop importante leur qualité de vie, que ces recommandations seront trop difficiles à appliquer ou qu'elles seront oubliées (Levallois et collab., 1998; Angulo et collab., 1997; Larue, 1996). De plus, les bénéfices réels découlant des mesures de protection peuvent demeurer obscurs ou inconnus, ou ne pas être compris (Lepesteur et collab., 2007; Jones et collab., 2006; Levallois et collab., 1998). Ensuite, des modifications personnelles du comportement peuvent déjà avoir été adoptées. Or, comme le soulèvent Dewailly et ses collaborateurs (1999), ces changements volontaires peuvent prendre le pas sur les mesures officielles et influencer sur l'observance des mesures de santé publique, en induisant une perception de protection contre le risque.

Le rôle perçu des autorités émettrices du message ou chargées de son application semble également un facteur externe important. À l'instar d'autres risques environnementaux, le manque de transparence et de confiance envers les autorités compétentes est pointé comme un facteur de non-observance potentiel (Ferreira, 2004; Turbow et collab., 2004; Langford et collab., 2000). Cet aspect contribuerait aussi à l'éclosion de controverses et de débats publics sur le risque et les mesures de protection associées (Lepesteur et collab., 2007; Levallois et collab., 1998). De plus, les différences régionales ou locales quant à la mise en application du message de santé publique peuvent influencer de façon négative sur l'observance (Larue, 1996). Il en va de même de l'attitude des experts face aux populations civiles. Des lacunes dans leur prise en considération des connaissances et des perceptions locales semblent entraîner des impacts importants, sous forme de conflits sociaux, de contestation publique et de contre-information (Ferreira, 2004; Suarez et Lombardo, 2004; Peuhkuri, 2002). Ce climat tendu contribue aussi à diminuer l'observance des mesures de protection (Martin et Pendleton, 2008). Pour finir, notons que selon les expériences de gouvernance analysées dans la littérature scientifique, l'implication des communautés ou des riverains touchés semble un facteur d'acceptabilité important des normes et contraintes, tout particulièrement lorsque celles-ci demandent de cesser certaines pratiques récréatives ou traditionnelles (Martin et Pendleton, 2008; Tran, 2006). Les recherches concernant des approches plus participatives (de type gestion intégrée) montrent que celles-ci sont plus susceptibles d'avoir des résultats positifs quant à la protection globale contre les risques sanitaires (Langford et collab., 2000) et l'efficacité des mesures mises en place (Burger et collab., 1999). Les résultats soulevés par Sergio Dalla Bernardina (2000) quant à la gestion

de la crise des algues envahissantes illustrent les effets positifs générés par l'implantation de telles mesures de gestion.

Pour conclure, notons que les méthodes d'étude de l'observance des recommandations sont bien établies en santé publique et peuvent être transférées à la problématique des cyanobactéries. Les modélisations théoriques montrent qu'un faisceau de facteurs influence l'attitude face aux mesures de protection ou de prévention, et que ces facteurs varient selon les problématiques. Parmi ces facteurs, les perceptions jouent un rôle important quant à l'observance et à la qualité de vie, y compris le climat social. Les modalités de gouvernance des dossiers sur les risques environnementaux paraissent également moduler l'attitude de la population face aux recommandations et de façon plus large, face aux effets sociaux de la problématique générale. Dans le cas des cyanobactéries, plusieurs hypothèses sur ces facteurs peuvent être avancées sans être vérifiées pour l'instant.

2 SITUATION AU QUÉBEC

Les informations relatives à des problèmes de santé consécutifs à une exposition aux cyanobactéries ou à leurs cyanotoxines au Québec sont peu documentées et souvent de nature anecdotique. Par exemple, une personne rapporte à des voisins ou à des amis que son animal domestique s'est baigné dans une eau où sévissait une importante prolifération de cyanobactéries et qu'il est mort dans les heures suivantes. Une autre personne peut rapporter des problèmes de santé à la suite d'une baignade dans une eau polluée. Bien que ces informations anecdotiques peuvent être nombreuses, le plus souvent, elles ne sont pas rapportées, que ce soit à un professionnel de la santé, à une direction de santé publique, ou à un médecin vétérinaire. Dans ce contexte, les informations de cette section se limitent à des rapports plus officiels, surtout en ce qui concerne les cas humains.

2.1 CAS ET ÉCLOSIONS RAPPORTÉS

2.1.1 Cas chez les animaux

Au Québec, il est difficile d'obtenir des données sur les intoxications animales en général. À la Faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal, aucun cas n'a été diagnostiqué dans les dernières années (Communication personnelle Dre Joëlle Pinard, Faculté de médecine vétérinaire, octobre 2009). Au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), deux situations ont été rapportées. Une première concerne un groupe de bovins laitiers, en octobre 2005, où sept génisses gardées en pâturage près d'un étang, sur 16 bêtes, sont mortes. L'étiologie du décès n'a pas pu être confirmée par l'analyse de l'eau, mais la nécropsie suggérait une intoxication aux cyanobactéries. En 2009, un cerf d'élevage serait mort d'une possible intoxication aux toxines de cyanobactéries, mais il n'y a pas eu de nécropsie (Communication personnelle, Dr Benoît Morrissette, MAPAQ, octobre 2009).

L'absence de détails ne permet pas de conclure de façon certaine à la présence de cas animaux en lien avec les cyanobactéries. Néanmoins, à la lumière de la littérature internationale, il est clair que ces intoxications existent et qu'elles sont susceptibles de causer le décès chez les animaux (voir section 1.2.1) (CQIASA, 2006). Par ailleurs, il est fort possible que des cas potentiels soient sous-rapportés en raison du lien qui n'est pas toujours aisé à faire avec l'exposition aux cyanobactéries ou encore parce que les propriétaires des animaux concernés, même s'ils suspectent une relation avec les cyanobactéries, ne ressentent pas la nécessité d'entreprendre une enquête (ignorance ou complexité des démarches à faire, certitude plus ou moins grande du lien avec l'exposition, etc.).

2.1.2 Cas humains

Les éclosions de maladies d'origine hydrique²⁶ sont des événements qui surviennent occasionnellement et qui peuvent, dans certains cas, impliquer un grand nombre de personnes. Or, lorsqu'une menace à la santé de la population est soupçonnée, tout médecin ou organisme doit, en vertu de la Loi sur la santé publique (Gouvernement du Québec, 2001), signaler au DSP de sa région, toute maladie ou intoxication, incluant les maladies d'origine hydrique. Dans ce cadre, le Plan commun de surveillance de l'état de santé de la population et de ses déterminants (MSSS, 2003) permet de relever le nombre d'éclosions d'origine hydrique signalées aux directeurs de santé publique. C'est dans ce contexte qu'un bilan des éclosions de maladies d'origine hydrique survenues entre 2005 et 2007 a été préparé par l'Institut national de santé publique du Québec, en collaboration avec la Table nationale de concertation en santé environnementale (TNCSE) (Canuel et Lebel, 2009).

Ce bilan couvre la période du 1^{er} janvier 2005 au 31 décembre 2007. Il rapporte notamment le signalement de trois éclosions dont les agents soupçonnés auraient été des cyanobactéries (les détails de ces éclosions sont présentés un peu plus loin). Deux de ces éclosions étaient liées à des activités récréatives et auraient impliqué neuf personnes alors que la troisième éclosion signalée était en lien avec la consommation d'eau potable (15 personnes impliquées). Toutefois, l'analyse de certaines informations rapportées dans le bilan montre que les agents soupçonnés (c'est-à-dire les cyanobactéries) n'ont pas été systématiquement recherchés ou identifiés dans l'eau récréative ou potable (Canuel et Lebel, 2009). Il n'est donc pas possible d'établir un lien hors de tout doute entre ces éclosions et les cyanobactéries.

Le signalement d'éclosions à la suite d'un contact avec des cyanobactéries est relativement récent au Québec; la symptomatologie associée à un contact avec ces microorganismes ou leurs toxines est cependant non spécifique et peut être associée à des contacts ou à l'ingestion d'autres microorganismes, de même qu'à des maladies non infectieuses (ex. : dermatites de contacts engendrées par des allergies aux plantes, parfums ou certains tissus). Il existe donc une incertitude quant à l'attribution de symptômes particuliers, consécutive à une exposition aux cyanobactéries. C'est d'ailleurs la raison pour laquelle il est question « d'agent soupçonné » dans le bilan 2005-2007.

Dans ce contexte, il a été jugé approprié d'analyser les circonstances qui avaient initialement amené à signaler les cyanobactéries comme étant à l'origine des trois éclosions, de 2005 à 2007. Pour ce faire, les trois directions de santé publique à l'origine de ces déclarations d'éclosions ont été contactées par téléphone en septembre et octobre 2009 par un représentant

²⁶ Une maladie d'origine hydrique est une maladie de nature infectieuse ou d'origine physicochimique causée, ou présumée causée, par ingestion d'eau, le contact avec l'eau ou inhalation de vapeurs ou de gouttelettes d'eau.

Une éclosion est un incident où deux personnes ou plus présentent des symptômes et signes cliniques similaires, ou ayant une infection causée par un même microorganisme ou une intoxication à un même produit chimique. Les personnes malades doivent être reliées par des caractéristiques de temps, de lieu ou de personnes en commun (Groupe scientifique sur l'eau, 2003; Gosselin et Fortin, 1989). La confirmation d'une association avec l'eau n'est pas toujours possible ou nécessaire (en effet, dans certains cas, il est possible de déduire que seule l'eau peut être à l'origine de l'éclosion). Pour cette raison, les éclosions pour lesquelles il y a suspicion d'un lien avec l'eau sont aussi dans le bilan.

de l'INSPQ et le responsable du Groupe « cyanobactéries » de la TNCSE. Les informations données complètent le document de Canuel et Lebel (2009) comme suit :

- La première éclosion concernait l'ingestion d'eau de consommation (15 personnes impliquées) en Montérégie (tableau 4 de la page 12, dans Canuel et Lebel, 2009). En 2007, des proliférations de cyanobactéries ont affecté le lac Massawippi et un avis de santé publique a été émis afin d'éviter la consommation d'eau provenant de ce lac. Un groupe de personnes de la Montérégie avait séjourné dans un camp de vacances et aurait pu être exposé aux cyanobactéries lors de la prise de douche (eau provenant du lac), notamment en avalant un peu d'eau dans ces circonstances. Près d'une centaine de personnes ont séjourné au camp pendant une à deux journées et une quinzaine auraient eu des problèmes intestinaux. Les analyses ont montré l'absence de bactéries coliformes fécales, une faible concentration de cyanobactéries et une quasi-absence de cyanotoxines (Sonia Boivin, Direction de santé publique de l'Estrie; communication personnelle, 23 septembre 2009). Cette absence de l'agent causal soupçonné, c'est-à-dire les cyanobactéries, est rapportée dans le tableau 5 de Canuel et Lebel (2009). Après discussion et analyse des informations, il a été conclu qu'il « était improbable que les cyanobactéries soient la cause de cette éclosion et que cette dernière était probablement virale » (Nathalie Brault, Direction de santé publique de la Montérégie; communication personnelle, par courrier électronique, 23 septembre 2009).
- Les deux autres éclosions ont été associées à des usages récréatifs. L'une d'elles a été rapportée dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, où la présence de fleur d'eau a été confirmée dans une baie du lac Opasatica (lac Long) le 18 juillet 2007. Le 19 juillet, la direction de santé publique émettait un avis invitant la population à ne pas consommer l'eau du lac ni à s'y baigner dans les secteurs où elle était verte. Quelques jours plus tard, les 22 et 23 juillet, cinq plaisanciers ont été atteints de dermatites, lesquelles ont été initialement associées à la présence de cyanobactéries. Toutefois, après une analyse plus poussée de la situation, il est apparu que les personnes se sont baignées dans une baie située à 12 kilomètres de celle où les proliférations de cyanobactéries avaient été signalées. Au lieu de baignade des cinq personnes, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) n'a fait aucune confirmation de la présence de cyanobactéries et l'événement (les problèmes de santé) n'a donné lieu à aucune consultation médicale. En rétrospective, « il apparaît peu probable que cette éclosion de dermatite puisse être attribuable à la présence de cyanobactéries sur le lac Opasatica » (Anick Lefebvre, Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue, communication personnelle et courrier électronique envoyé le 6 octobre 2009).
- La troisième éclosion rapportée par Canuel et Lebel (2009) concerne divers symptômes (céphalées, diarrhées, crampes abdominales et vomissements) survenus chez quatre adolescents qui se sont baignés au lac Rose (région Mauricie et Centre-du-Québec) le 16 août 2007. Des proliférations de cyanobactéries avaient été observées sur le lac les 6 et 17 juillet ainsi que le 7 août. Un diagnostic s'apparentant à l'ingestion de cyanobactéries, à la suite de la baignade, a été fait par un médecin, lequel a effectué une déclaration à la direction de santé publique (Agence de la santé et des services sociaux de la Mauricie et du Centre-du-Québec). Les dernières données concernant la présence de cyanobactéries ou de cyanotoxines ayant été colligées par le MDDEP le 7 août, la

situation était donc inconnue le 16, jour de la baignade. Par contre, des résultats sur l'absence de cyanotoxines ont été produits le 7 août. Aucune information n'était émise quant à la présence de cellules de cyanobactéries (Maude-Amie Tremblay, Agence de la santé et des services sociaux de la Mauricie et du Centre-du-Québec, communication personnelle et télécopie reçue le 7 octobre 2009). La possibilité d'un lien avec les proliférations de cyanobactéries ne peut être exclue, mais elle demeure cependant hypothétique.

Ces recensions indiquent que l'imputation de problèmes de santé à la présence de cyanobactéries n'est pas aisée. Rétrospectivement, des signalements rapportant la possibilité d'attribution de cas de maladies à des cyanobactéries ne sont pas toujours avérés. La première impression est donc que les cyanobactéries n'entraînent pas de problèmes de santé publique significatifs en raison du petit nombre d'éclosions rapportées entre 2005 et 2007 et de l'absence de signalement en ce sens pour l'année 2008 (Magalie Canuel, communication personnelle, Institut national de santé publique du Québec). Par contre, il est possible que des cas ou des éclosions de maladies attribuables à l'exposition aux cyanobactéries se soient produits au Québec, sans qu'ils aient été rapportés ou signalés par les personnes impliquées.

2.2 CONSTRUCTION D'UN PROBLÈME DE SOCIÉTÉ

Depuis quand les cyanobactéries représentent-elles un problème de santé au Québec? Même si les cyanobactéries sont présentes depuis plusieurs décennies dans nos cours d'eau, l'attention qui leur a été accordée au cours des dernières années est considérable. Dans le cas des cyanobactéries au Québec, des épisodes vécus au cours des années 2000 ont peu à peu mené à cet état de fait. Lors de proliférations de cyanobactéries dans certains plans d'eau à vocation touristique, les usages récréatifs ont été affectés de façon importante pour les activités en contact direct avec l'eau (natation, planche à voile et ski nautique, par exemple) et de façon substantielle pour les activités comme le canotage, les promenades, les pique-niques et le camping. Par exemple, l'étude du cas de la fermeture des plans d'eau de la Baie Missisquoi par avis de la santé publique et recommandations du MDDEP en 2001 et 2002 a permis de mettre en évidence la chute de fréquentation des campings et restaurants, et la diminution de la valeur des propriétés riveraines (Blais, 2002). Par ailleurs, les situations connues et rapportées dans les différentes directions de santé publique permettent d'affirmer qu'il y a eu des effets sur la qualité de vie des résidents, même si ceux-ci ne sont pas quantifiés. Par ailleurs, ces mêmes observations montrent que la montée des préoccupations liées aux cyanobactéries s'est aussi associée à une prise en charge accrue de l'environnement lacustre par les citoyens et les municipalités, qui se traduit par l'implication croissante de comités de citoyens et par des actions comme la renaturalisation des berges, l'emploi de produits sans phosphates et la mise aux normes des installations septiques. L'année 2007 a cependant été une année charnière. Les médias se sont emparés de la question, l'ont présenté comme un phénomène nouveau, réel et très grave, ce qui a entraîné une vague d'inquiétude au sein de la population. À travers la divulgation quotidienne de nouveaux plans d'eau affectés par la prolifération de cyanobactéries, les médias peuvent avoir fortement contribué à l'amplification des craintes par une couverture de presse aux titres accrocheurs, tels que : « Les algues bleues sèment la panique » (Bonneau,

2007) et « La grande peur bleue » (Croteau et Handfield, 2007). La couverture médiatique du phénomène fut cependant beaucoup moins importante en 2008 puisque, voulant éviter le chaos de 2007, le gouvernement du Québec a décidé de divulguer la liste des lacs contaminés uniquement à la fin de l'été, sauf dans le cas de ceux représentant une réelle menace pour la pratique d'activités nautiques et l'approvisionnement en eau potable (MDDEP, 2008a).

Le gouvernement du Québec, de même que certaines municipalités et des organismes voués à la protection de l'environnement ont ainsi entrepris des actions visant à lutter contre les cyanobactéries et à protéger la santé des usagers des plans d'eau affectés par la présence de ces microorganismes. Le phénomène des cyanobactéries a ainsi fait l'objet d'une prise en charge institutionnelle qui s'est traduit par des mesures de portée provinciale, par exemple les plans d'intervention de protection des lacs et des cours d'eau, le programme Prime-Vert, le programme de reboisement des rives et un appel à des projets de recherche lancé par le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies (FQRNT) du gouvernement du Québec. D'autres mesures, de portée régionale ou locale, ont été initiées à la fois par l'État et des organismes régionaux (par exemple, les comités de bassin versant ou les conseils régionaux de l'environnement). Enfin, des initiatives locales doivent aussi être mentionnées. L'ensemble de ces mesures a interpellé de multiples groupes d'acteurs sociaux, parmi lesquels se trouvent des politiciens, des experts scientifiques, des environnementalistes, des agriculteurs et des citoyens. Elles ont aussi mobilisé des ressources financières, techniques et humaines importantes. Ce faisant, ces mesures ont renforcé l'importance du « problème » environnemental.

Ainsi, les cyanobactéries sont une manifestation naturelle, mais elles sont aussi devenues un tout autre type de phénomène, soit un problème d'ordre social (Hannigan, 1995). Au Québec, ce n'est que récemment que les cyanobactéries sont devenues problématiques, et elles ont été ainsi transformées en raison de l'intervention et de la conjonction de plusieurs facteurs, allant au-delà des évaluations scientifiques, tels que les médias, les craintes économiques, l'action des gouvernements, des groupes de la société civile et des citoyens. Ces facteurs ne sont pas négligeables et font en sorte qu'au Québec, les cyanobactéries représentent dorénavant à la fois un phénomène naturel et un processus social. Le défi demeure maintenant de conjuguer ces deux aspects dans la connaissance et la gestion du phénomène. En effet, comme dans tous les autres dossiers concernant l'environnement et le territoire, il n'est pas possible de régler une question de façon efficiente si on ne prend pas en compte toutes ces dimensions. Ne concevoir les problèmes que dans leurs dimensions biophysiques ne règle pas l'ensemble de la question et la rend toujours susceptible de refaire surface dans les débats publics et les demandes politiques. Au même titre que les expertises en sciences de la vie, en génie et en administration sont convoquées, il est donc nécessaire de faire appel aux expertises en sciences sociales lorsque les dossiers concernent aussi des dimensions associées aux interactions humaines, comme c'est le cas dans la problématique des cyanobactéries.

2.3 RÔLE DE L'INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC

2.3.1 Expertise-conseil

L'implication de l'INSPQ dans le dossier des cyanobactéries se fait à différents niveaux. L'INSPQ, par l'intermédiaire de son groupe scientifique sur l'eau, assure notamment une expertise-conseil auprès du MSSS et du MDDEP, particulièrement en ce qui concerne l'établissement des normes et des critères de qualité des eaux potables et récréatives. Le Groupe scientifique sur l'eau de l'INSPQ réunit divers spécialistes du réseau de la santé et du milieu universitaire²⁷. L'INSPQ a également participé à plusieurs comités interministériels visant entre autres à définir les stratégies d'actions quant à la protection de la santé publique lors de l'apparition de fleurs d'eau sur les plans d'eau du Québec (Groupe scientifique sur l'eau, 2004).

L'INSPQ assure aussi un soutien aux directions de santé publique qui doivent assumer la gestion des problèmes de qualité de l'eau. Par exemple, une fiche « Cyanobactéries et cyanotoxines » a été produite par le Groupe scientifique sur l'eau (juin 2004) et a été récemment mise à jour afin de rendre disponible aux professionnels de la santé des informations essentielles sur la toxicité des cyanobactéries et de leurs toxines (voir l'annexe A). De plus, l'INSPQ participe au Groupe cyanobactéries de la Table nationale de concertation en santé environnementale (TNCSE) qui réunit les directions régionales de santé publique et vise notamment l'harmonisation des pratiques de gestion à l'égard des cyanobactéries. Des représentants de ce Groupe, dont celui de l'INSPQ, siègent aussi au Comité de gestion interministériel sur la gestion des épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries, qui est sous la responsabilité du MDDEP.

L'Institut national de santé publique du Québec est également appelé à répondre à des demandes ponctuelles issues des DSP à l'égard du traitement de l'eau potable, de la consommation d'organismes aquatiques, des risques pour les unités d'hémodialyse ou pour l'interprétation de données de qualité de l'eau potable et récréative. Au début de l'année 2009, une demande d'assistance spécifique a été acheminée à l'INSPQ par le Groupe cyanobactéries de la TNCSE, quant à la manière d'interpréter certaines informations en lien avec la détection de cyanotoxines spécifiques.

Finalement, l'INSPQ procure un soutien ponctuel lors de demandes issues d'autres ministères. Ainsi, c'est en réponse à une demande du MDDEP, que le document sur la proposition de critères d'intervention et de seuils d'alerte pour les cyanobactéries a été produit, il y a quelques années. Ce document vise spécifiquement à présenter des balises d'interventions pour la microcystine-LR et l'anatoxine-a dans l'eau potable et récréative (Groupe scientifique sur l'eau, 2005 – présenté à l'annexe B). L'expertise de l'INSPQ a également été sollicitée par le MDDEP au sujet d'un document qui portait sur les aspects sanitaires liés à l'utilisation de certaines technologies de traitement de l'eau pour l'élimination des cyanobactéries dans les unités d'eau potable (Ellis, 2009).

²⁷ La liste des membres du Groupe scientifique sur l'eau est présentée à l'annexe C.

2.3.2 Recherche en lien avec le risque pour la santé et les cyanobactéries

L'Institut national de santé publique du Québec a réalisé ou collaboré à la réalisation de divers projets de recherche en lien avec la problématique des cyanobactéries au cours des dernières années. Ces projets sont décrits dans cette section.

Programme de recherche en partenariat sur les cyanobactéries du FQRNT

Dans le cadre du Programme de recherche en partenariat sur les cyanobactéries, du Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies (FQRNT), lancé en 2008, le projet suivant a été confié à l'INSPQ : « Impact de l'exposition humaine aux cyanobactéries et à leurs toxines : amélioration des connaissances et de la gestion des épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries au Québec ».

Ce projet de recherche impliquant des chercheurs de l'INSPQ, de l'UQÀM, de l'École Polytechnique et de l'Unité de recherche en santé publique du Centre hospitalier de l'Université Laval, comporte deux volets : une étude de cohorte prospective (volet 1) et une étude sur l'intention d'observance des recommandations de santé publique en lien avec les cyanobactéries (volet 2). L'ensemble du projet vise notamment à répondre à des questionnements sur le risque encouru par les utilisateurs des plans d'eau lors de leurs activités récréatives en présence de proliférations de cyanobactéries ainsi qu'à mieux comprendre la réception des recommandations de santé publique chez les riverains de ces plans d'eau. La collaboration des associations de riverains des lacs étudiés ainsi que celle des municipalités concernées a été vitale pour la réalisation de la collecte des données sur le terrain durant l'été 2009. Cette recherche, par la nature de son design, est la première du genre au Québec et probablement à l'échelle internationale.

L'étude de cohorte prospective (volet 1) vise à documenter les problèmes de santé potentiellement liés à l'exposition aux cyanobactéries et à leurs toxines chez une population riveraine de lacs ayant été touchés par des proliférations de cyanobactéries de manière récurrente au cours des dernières années. La collecte de données a été réalisée durant l'été 2009 dans trois lacs québécois : le lac Roxton et la Baie Missisquoi en Montérégie ainsi que le lac William situé dans la région Centre-du-Québec. Elle a permis d'enrôler un peu plus de 300 familles qui devaient compléter quotidiennement un journal de symptômes et d'activités nautiques, pendant une période de huit semaines (fin juin à fin août). Parallèlement, des échantillons d'eau prélevés quotidiennement permettront d'obtenir, après mesure en laboratoire, les concentrations de cyanobactéries et de leurs toxines. Le deuxième volet du projet de recherche est une étude anthropologique qui vise à mieux comprendre les caractéristiques psychologiques et sociales dominantes influençant l'intention d'observance des recommandations de santé publique relatives aux cyanobactéries. Pour ce faire, deux groupes de discussion d'un maximum de 12 participants ont été menés dans chacun des lacs à l'étude pour le volet 1.

Une meilleure caractérisation du risque (étude de cohorte prospective) et de la perception de ce risque par les citoyens (étude sur l'intention d'observance) permettra de discuter, sur des bases plus solides, des mesures préventives et de protection à privilégier pour les riverains et les plans d'eau. Autant les autorités du ministère de la Santé et des Services sociaux

(MSSS) que celles du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) profiteront des retombées de cette étude pour leurs prises de décision au regard des cyanobactéries (INSPQ, 2008). Les résultats et conclusions de ce projet de recherche sont attendus pour le printemps 2011.

Financement par le Consortium Ouranos

L'INSPQ a été impliqué dans un projet sur le traitement de l'eau potable contaminée par des cyanobactéries, financé par le Programme Santé du Consortium Ouranos, lequel s'intéresse spécifiquement aux conséquences des changements climatiques sur notre environnement. Ce projet, Analyse de la vulnérabilité des installations québécoises de production d'eau potable aux cyanobactéries toxiques (Barbeau et collab., 2008a) dont la réalisation a été confiée à l'École Polytechnique de Montréal, visait plus particulièrement l'évaluation de la vulnérabilité potentielle des usines de production d'eau potable du Québec. La capacité d'élimination des cyanobactéries et des cyanotoxines par les installations québécoises de production d'eau potable a été analysée. En conclusion, cette étude démontre que, dans la situation actuelle, les installations de production d'eau potable au Québec sont en mesure de traiter les eaux brutes avec les concentrations de cyanotoxines. Cette étude a été résumée sous forme de fiche-synthèse, par l'INSPQ (Barbeau et collab., 2008b).

Projet de recherche INSPQ-Polytechnique

Le mandat d'évaluer la nécessité d'émettre des recommandations relatives au lavage de la vaisselle avec une eau contaminée par des cyanobactéries ou par des cyanotoxines a été confié par le MSSS à l'INSPQ; les travaux en laboratoire ont été réalisés à l'École Polytechnique de Montréal. Intitulé Résidus de microcystine-LR (MC-LR) sur des pièces de vaisselle lavées avec une eau contaminée par cette cyanotoxine (Barbeau et collab., 2009), ce projet avait comme principal objectif d'évaluer l'exposition potentielle aux cyanotoxines à la suite de l'utilisation d'eau contaminée lors du lavage de la vaisselle. Il s'agissait plus spécifiquement de vérifier si la MC-LR contenue dans une eau contaminée (eau de lavage) peut être adsorbée sur les parois des pièces de vaisselle et être ensuite mise en solution lorsqu'un liquide à consommer (non contaminé) sera ultérieurement ajouté. Cette situation est surtout susceptible d'être vécue dans des résidences secondaires où l'eau utilisée pour le lavage de la vaisselle ou des vêtements est directement puisée dans une eau de surface où les cyanobactéries peuvent croître. Pour réaliser ce projet, diverses pièces de vaisselle utilisées usuellement (contenants en métal, en porcelaine, en verre ainsi qu'en divers plastiques) ont été lavées avec de l'eau contaminée avec la microcystine-LR. Par la suite, les pièces de vaisselle ont été rincées et de l'eau (ou de l'alcool) y a été versée afin de créer l'effet d'une boisson. Dans tous les cas, les concentrations résiduelles de MC-LR mesurées dans l'eau à boire étaient inférieures à la ligne directrice pour l'eau potable (1,5 µg/l). Ces résultats indiquent donc que, dans la limite des conditions expérimentales utilisées, le lavage de la vaisselle avec de l'eau contaminée par la microcystine-LR ne serait pas une situation représentant un risque sanitaire. Bien que rassurant, ce rapport ne permet cependant pas d'extrapoler ces données au comportement d'autres cyanotoxines.

En résumé, nous n'avons pas d'information permettant d'identifier formellement des cas d'animaux intoxiqués à la suite d'un contact avec des cyanobactéries, bien qu'occasionnellement des informations anecdotiques soient rapportées lors de discussions informelles. La situation est similaire pour les humains, où sur les 3 éclosions rapportées entre 2005 et 2007, deux se sont finalement avérées ne pas être liées à l'exposition aux cyanobactéries. Une troisième éclosion pourrait être en lien avec une telle exposition, mais il n'existe aucune certitude à cet égard.

L'INSPQ a pu fournir une expertise-conseil sur les cyanobactéries dans le cadre de plusieurs requêtes qui lui ont été formulées par les directions régionales de santé publique ou le ministère de la Santé et des Services sociaux. L'Institut a aussi été impliqué dans quelques projets de recherche visant à mieux caractériser le risque lié à l'exposition aux cyanobactéries. Deux de ces projets ont été complétés et n'ont pas mis en évidence un risque important; les usines de production d'eau potable du Québec sont en général adéquates pour prévenir la contamination de l'eau par les cyanobactéries et les cyanotoxines alors que le lavage de la vaisselle avec une eau contaminée par la microcystine-LR ne se révèle pas être un problème, tant que ladite eau n'est pas ingérée.

3 EFFETS À LA SANTÉ, BIEN ANALYSÉS ET DOCUMENTÉS?

3.1 CONNAISSANCES TOXICOLOGIQUES

Un sujet aussi complexe que celui des cyanobactéries comporte des lacunes en termes d'évaluation des risques pour la santé. À la lumière de ce qui a été discuté à la section 1.1, nous pouvons conclure que les effets toxicologiques pourraient être mieux documentés afin de permettre une analyse précise du risque pour la santé. Il est important de diminuer les incertitudes lors de l'évaluation des risques afin de mieux les quantifier. Plus particulièrement, des études toxicologiques complémentaires avec des animaux de laboratoire devraient être réalisées, notamment des études de toxicité chronique soumises à un protocole rigoureux, mettant en cause les principales cyanotoxines régulièrement retrouvées dans les lacs.

L'évaluation des risques pour la santé humaine liés à l'exposition aux cyanobactéries serait cependant encore incomplète. Puisqu'une fleur d'eau peut produire plusieurs types de cyanotoxines, l'évaluation des interactions entre elles et de la toxicité de ces mélanges s'avère nécessaire.

Un autre secteur pour lequel il serait souhaitable que les connaissances soient améliorées est celui de la mesure de l'exposition. Le potentiel toxique des cyanobactéries ne peut être remis en question, mais les cas graves d'intoxication chez l'humain sont rares. Cela peut-il s'expliquer par une exposition faible? La majorité des gens ne seront probablement jamais en contact direct avec une fleur d'eau importante, notamment à cause de son aspect repoussant et des campagnes de sensibilisation de la population. Par contre, qu'en est-il de la présence de cyanotoxines à la périphérie de la fleur d'eau ou lorsque celle-ci disparaît? Les connaissances concernant la situation québécoise sur le devenir des cyanotoxines dans les plans d'eau sont très limitées. Ces lacunes représentent un chaînon manquant important pour l'évaluation des risques pour la santé.

Il est par ailleurs important de mentionner un effet pervers de l'amélioration des connaissances. Ainsi, bien qu'il soit intéressant de connaître les différentes cyanotoxines présentes dans nos cours d'eau, le manque de données toxicologiques rend les autorités de santé publique dans l'impossibilité de quantifier le risque associé à chaque cyanotoxine, notamment dans le contexte où les méthodes de laboratoire permettent d'identifier et de quantifier de nouvelles cyanotoxines chaque année. Pouvoir identifier une nouvelle substance dans l'eau est une chose, savoir quel est le risque qui lui est associé en est une autre, surtout si aucune étude toxicologique ne permet d'en connaître les effets sur les humains.

3.2 CONNAISSANCES ÉPIDÉMIOLOGIQUES

3.2.1 Chez l'animal

À la lumière des données recueillies, peu de cas d'intoxication animale ont été suspectés au Québec et aucun n'a encore été formellement confirmé. Pourtant, bien des anecdotes circulent à propos d'animaux qui auraient eu des malaises ou qui seraient morts à la suite de contacts avec les cyanobactéries. On peut se questionner à savoir si le peu de cas rapportés n'est pas une conséquence des difficultés appréhendées par la population de pousser plus

loin leur questionnement jusqu'à signaler les cas présumés pour investigation. Comblers cette lacune serait utile, par exemple sous la forme d'un système de surveillance minimal convivial pour la population et impliquant les spécialistes en santé animale. Ce système pourrait permettre aux citoyens de rapporter et de faire investiguer un animal malade lorsque des malaises ou la mort sont suspectés à la suite de l'exposition aux cyanobactéries.

3.2.2 Chez l'humain

Effets aigus

À l'heure actuelle, aucun cas ou aucune éclosion de cas liés à une exposition à des cyanobactéries n'a été formellement confirmé au Québec. Ce sont des données rassurantes. Néanmoins, on ne peut nier le potentiel toxique de certaines toxines. Aussi, les activités de suivi et de surveillance gouvernementaux (ministère de la Santé et des Services sociaux et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs) doivent assurer une vigie pour permettre d'éviter d'éventuels cas de maladies attribuables aux cyanobactéries.

Concernant l'exposition parentérale, il semble que les traitements par hémodialyse soient étroitement surveillés et soumis à un contrôle de qualité. Cette vigilance est à poursuivre puisque la qualité de l'eau utilisée dans ce type de traitement est primordiale.

En ce qui a trait à l'eau potable, les cas répertoriés dans la littérature réfèrent généralement à des situations exceptionnelles. Le cas classique est une communauté qui puise son eau d'une source fortement contaminée avec un traitement minimal où le sulfate de cuivre a été utilisé pour éradiquer les cyanobactéries. À notre connaissance, aucun cas de ce type n'a été répertorié au Québec. Même si les événements identifiés dans la littérature sont rares et relèvent d'une conjecture particulière, ils indiquent tout de même qu'une surveillance et que des balises sont nécessaires en ce qui concerne l'exposition aux cyanobactéries par la consommation d'eau potable. En cela, il s'agit d'un problème qui relève de la surveillance des réseaux d'eau potable. Évidemment, il est nécessaire de suivre la littérature, incluant l'évolution des recommandations à travers le monde, concernant l'exposition aux cyanobactéries par l'eau potable.

Pour les eaux récréatives, outre des séries de cas et une étude descriptive qui ne permettent que de soulever des hypothèses, deux études de cohortes prospectives ont montré des effets relativement bénins sur la santé à la suite de baignade dans des eaux contaminées avec des cyanobactéries. Sur le plan épidémiologique, dans un contexte récréatif, la relation entre l'exposition aux cyanobactéries et des effets sur la santé est difficile à étudier, notamment parce que cela nécessite de mettre en place une recherche incluant plusieurs centaines de baigneurs. Il apparaît difficile de réaliser au Québec un tel devis de recherche basé sur l'exposition à une ou deux plages publiques. Peu de plages accueillent suffisamment de baigneurs, et en cas d'une fleur d'eau notable de cyanobactéries, elles seraient à juste titre fermées à la baignade. Pour tenter de documenter les effets sur la santé en lien avec les activités récréatives dans le contexte québécois, une étude est en cours de réalisation avec la participation de riverains de trois lacs. En raison du temps nécessaire à l'analyse des échantillons d'eau, les résultats ne seront disponibles qu'en 2011. Il est à espérer que l'étude

en question puisse aider à mieux documenter la situation. Par ailleurs, il va de soi, comme dans le cas de l'eau potable, qu'un suivi de la littérature internationale soit nécessaire sur ce sujet.

Effets chroniques

Les effets chroniques sont plus difficiles à mettre en évidence que les effets aigus. Ce n'est qu'après des années d'exposition qu'il est parfois possible de valider ces effets et dans ce contexte, il est difficile d'affirmer que les effets sur la santé sont bien documentés. Cependant, dans le contexte québécois, une exposition chronique à d'importantes concentrations de cyanobactéries ou de cyanotoxines semble peu probable, compte tenu du caractère saisonnier des floraisons et de la surveillance de la qualité de l'eau qui est effectuée.

Dans des régions chinoises où la prévalence du cancer du foie est élevée, on a mis en lumière une relation entre la consommation d'eau de surface et le cancer du foie. À la suite de ce constat et puisque l'eau en question pouvait être régulièrement contaminée par des cyanobactéries, on a émis l'hypothèse d'un rôle de ces microorganismes dans la survenue des néoplasies hépatiques. Les études ont été récemment révisées par un comité international et ont été jugées insuffisantes, principalement en raison d'une caractérisation inadéquate de l'exposition sur une base individuelle et du manque de contrôle sur les facteurs confondants potentiels (ex. : hépatite B, aflatoxines, etc.), pour établir un lien de cause à effet avec les microcystines. L'hypothèse est intéressante, mais comme les conditions d'alimentation en eau potable au Québec sont très différentes des régions où ces études ont été réalisées, il est très improbable que, même si un lien s'avérait positif, qu'il ait un impact significatif sur la population québécoise.

Finalement, concernant l'hypothèse du BMAA et les maladies neurodégénératives, en particulier la sclérose latérale amyotrophique, elle demeure controversée et on est encore bien loin d'une relation de cause à effet. Il nous apparaît tout de même important de faire un bon suivi de la littérature à venir sur le sujet de façon à être en mesure de juger de la pertinence d'investiguer plus en profondeur cette hypothèse dans le contexte québécois.

3.3 CONNAISSANCES EN SCIENCES SOCIALES

Même si les cyanobactéries sont une manifestation naturelle, elles sont aussi devenues un tout autre type de phénomène, soit un problème d'ordre social, en raison de l'intervention et de la conjonction de plusieurs facteurs, dont certains allant au-delà des évaluations scientifiques, tels que les médias, les craintes économiques, l'action des gouvernements, des groupes de la société civile et des citoyens. Ces facteurs ne sont pas négligeables, et font en sorte qu'au Québec les cyanobactéries représentent dorénavant à la fois un phénomène naturel et un processus social. Le défi demeure maintenant de conjuguer ces deux aspects dans la connaissance et la gestion du phénomène.

Est-ce que le problème des cyanobactéries est suffisamment documenté et analysé? Plusieurs dimensions permettent de comprendre le processus social du problème des cyanobactéries, mais ne sont pas documentées de façon systématique. Aucune recherche ne permet pour l'instant de statuer de façon précise sur la perception de ce risque et sur les facteurs influant sur celle-ci, dont les caractéristiques sociodémographiques et les

connaissances des populations touchées. Pour leur part, les méthodes d'étude de l'observance des recommandations sont bien établies en santé publique, et peuvent être transférées à la problématique des cyanobactéries. Toutefois, les modélisations théoriques montrent qu'un faisceau de facteurs influence l'attitude face aux mesures de protection ou de prévention et que ces facteurs varient selon les problématiques. Dans le cas des cyanobactéries, plusieurs hypothèses sur ces facteurs peuvent être avancées, mais elles demandent d'être raffinées et vérifiées auprès d'une population québécoise. Le projet de recherche avec des riverains de trois lacs québécois actuellement en cours, financé par le FQRNT, comblera une part des lacunes des connaissances sur les perceptions et sur les facteurs d'observance. Notons cependant que cette étude demeure à faible généralisation et que la façon dont les perceptions influencent les dynamiques sociales ne sera que peu touchée par ces travaux. Bien entendu, il est toujours important de documenter sur une base populationnelle les facteurs liés à l'observance de mesures environnementales. Cependant, les cyanobactéries ne sont pas le seul cas possible pour documenter ces facteurs au Québec, et d'autres occasions pourraient être tout aussi pertinentes pour de pareilles recherches. Pour la problématique des cyanobactéries, des études supplémentaires sur ces sujets ne paraissent pas la cible la plus urgente. Aussi, une recension des écrits plus exhaustive des facteurs d'observance permettrait déjà de cerner de façon satisfaisante cet aspect, à partir d'une extrapolation réaliste de phénomènes naturels similaires.

Pour leur part, quoique des informations existent sur les effets des cyanobactéries sur les coûts sociaux, ces données sont limitées. Bien qu'elles permettent de comprendre que des coûts variés sont associés à ce phénomène, les études existantes ne concernent pas la situation québécoise, et ce, malgré l'important dispositif mis en place depuis quelques années à l'égard des cyanobactéries. De même, les modalités de gouvernance des dossiers sur les risques environnementaux modulent l'attitude de la population face aux recommandations, et de façon plus large, face aux effets sociaux de la problématique générale. Or, au Québec, aucune étude relative aux cyanobactéries ne touche actuellement ces sujets. Mener ces recherches serait nécessaire, d'une part pour évaluer de façon plus concrète tous les coûts associés à ce risque et pour en analyser la pertinence sociétale, compte tenu des autres problèmes environnementaux existants. D'autre part, des recherches seraient aussi primordiales pour améliorer la gestion du risque. Ces projets permettraient entre autres de raffiner les efforts consentis et les actions sur le terrain des partenaires (par exemple, les groupes environnementaux, les représentants de l'État et les municipalités) et d'améliorer l'implication des citoyens, notamment en regard des principes directeurs du Cadre de référence des risques adopté par la santé publique québécoise en 2003 (INSPQ, 2003). À notre avis, ces efforts de recherche supplémentaires devraient être consentis notamment sous forme de projets pilotes de gouvernance participative, selon des technologies sociales déjà implantées, au Québec (par exemple, les Conseils de bassin versant, les comités de gestion intégrée) et ailleurs dans le monde pour des situations similaires (par exemple, les travaux de Langford et de ses collaborateurs [2000] et de l'équipe de Burger et collab. [1999]).

CONCLUSION

Sur le plan toxicologique, les cyanobactéries constituent un véritable « défi » scientifique. La toxicité de certaines cyanotoxines ne peut être niée. Cependant, l'état des connaissances sur l'ensemble des toxines potentielles, leurs interactions entre elles et leur devenir dans l'environnement est encore partiel. Ceci impose des limites quant à l'évaluation des risques pour la santé en raison des incertitudes toxicologiques et en relation avec l'évaluation de l'exposition pour les populations humaines. Il est donc souhaitable que des études toxicologiques soient réalisées en laboratoire, en particulier des recherches en toxicité chronique (pour laquelle, il existe encore moins d'information) pour vérifier la toxicité des principales cyanotoxines prises individuellement et en combinaison. De plus, il serait pertinent d'avoir une meilleure connaissance du comportement de ces toxines dans l'environnement pendant et après l'apparition des floraisons.

Certains faits indiquent que la toxicité des cyanobactéries n'est pas une vue de l'esprit. Plusieurs épisodes d'intoxication ayant causé des décès chez les animaux ont été documentés à travers le monde. Chez l'humain, un incident malheureux à l'origine de plusieurs décès chez des personnes ayant été exposées à de l'eau contaminée lors de traitements d'hémodialyse a montré, avec beaucoup d'acuité, le potentiel toxique des cyanotoxines.

Malgré tout, les atteintes importantes à la santé bien documentées sont rares et sont généralement survenues dans des circonstances particulières. Des expositions par la consommation d'eau potable sont soupçonnées d'avoir entraîné divers malaises chez les personnes exposées, en particulier des effets sur le système digestif. Généralement, il s'agissait de situations exceptionnelles où la population avait été exposée à de l'eau fortement contaminée et où souvent, par ignorance, on a utilisé des traitements inappropriés tels que des algicides qui ont eu pour effet d'aggraver la situation. Ces pratiques ont eu pour effet d'augmenter les concentrations de toxines. Pour l'utilisation de l'eau à des fins récréatives, bien des histoires de cas relatant diverses catégories de symptômes, plus souvent digestifs ou respiratoires, ont été notées, mais deux études ayant utilisé un protocole épidémiologique de bonne qualité ont été recensées. Ces deux études ont montré des effets en relation avec la présence des cyanobactéries, mais ceux-ci étaient relativement bénins. Quant aux effets chroniques, des hypothèses ont été soulevées concernant une relation avec les cancers du foie et avec des maladies neurodégénératives, notamment la sclérose latérale amyotrophique. Cependant, dans les deux cas, il s'agit d'hypothèses et la relation de cause à effet est loin d'être établie.

À notre connaissance, au Québec, deux épisodes de cas suspectés d'intoxication animale ont été rapportés. Pourtant, bien des anecdotes sont entendues lorsqu'on circule autour des plans d'eau en période estivale. Il est possible que les citoyens n'aient tout simplement pas le réflexe de rapporter les maladies ou les décès de leurs animaux parce qu'ils ne savent pas où s'adresser. Il serait pertinent de mettre en place et de publiciser un système de surveillance accessible aux citoyens qui leur permettrait de référer aux personnes compétentes en santé animale leurs animaux soupçonnés d'avoir été affectés par les cyanobactéries.

Concernant les problèmes de santé chez les humains, aucun cas n'a formellement été identifié comme étant en relation avec une exposition aux cyanobactéries au Québec. Plusieurs raisons pourraient expliquer cet état de fait, notamment la non-spécificité des symptômes potentiels. Malgré tout, ce constat ainsi que l'examen actuel de la littérature internationale, nous rassurent quant à l'impact sanitaire global de ces microorganismes dans le contexte québécois. Les risques pour la santé découlant de l'exposition de la population aux cyanobactéries ou à leurs cyanotoxines ne nous apparaissent pas représenter, au moment de la rédaction de ce document, un problème de santé publique majeur au Québec. Cela étant précisé, il importe que les mécanismes de surveillance et d'alerte de la population soient maintenus et raffinés s'il y a lieu. Ces mécanismes sont sous la responsabilité des ministères québécois, celui de l'Environnement, celui de la Santé²⁸, ainsi que des directions régionales de santé publique. Par ailleurs, maintenir une vigie de la littérature scientifique à l'égard des nouvelles connaissances, tant toxicologiques qu'épidémiologiques, est évidemment fortement recommandée.

Enfin, par-delà les manifestations naturelles et les aspects épidémiologiques et toxicologiques liés aux cyanobactéries, cette problématique se veut également un processus social au Québec. Cette situation fait en sorte que le dossier doit être aussi appréhendé au moyen d'expertises sociales. En effet, comme dans tous les autres dossiers concernant l'environnement et le territoire, il n'est pas possible de régler une question de façon efficiente si on ne prend pas en compte toutes ces dimensions. Ne concevoir les problèmes que dans leurs dimensions biophysiques ne règle pas l'ensemble de la question et la rend toujours susceptible de refaire surface dans les débats publics et les demandes politiques.

Plusieurs facteurs influencent le processus social des cyanobactéries. La perception de cette manifestation et des risques pour la santé constitue un premier aspect. Cette perception dépend de plusieurs influences qui ne sont pas encore toutes connues en ce qui concerne les cyanobactéries. À son tour, la perception du risque pour la santé aura des effets sur les individus et les communautés, notamment sur les habitudes de vie, les controverses publiques et l'observance des recommandations de santé publique. Au Québec, les perceptions paraissent également avoir eu des implications positives dans la prise de conscience des gestes à poser pour protéger les milieux lacustres. Par ailleurs, des coûts sociaux sont également liés aux cyanobactéries ou à des manifestations similaires. Ils se traduisent d'une part en pertes de qualité de vie pour les riverains et d'autre part, en investissements directs et indirects associés à la prise en charge publique du problème des cyanobactéries. Ces coûts peuvent inclure l'ostracisation de certains groupes sociaux associés à la cause des cyanobactéries. L'ensemble des coûts sociaux associés à la problématique n'est pas quantifié pour l'instant au Québec. L'apport de nouvelles connaissances à ce sujet permettrait de raffiner l'intervention publique et d'équilibrer celle-ci en regard des autres problématiques environnementales existantes.

²⁸ Ministère de l'Environnement, du Développement durable et des Parcs (MDDEP) et ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS).

Enfin, il importe également d'affiner les interventions de gouvernance du risque pour la santé afin de renforcer l'observance et les capacités de résilience des citoyens. Des projets de recherche seraient nécessaires et permettraient entre autres de cibler les efforts à consentir, de raffiner les actions sur le terrain et les interactions entre les partenaires (par exemple, les groupes environnementaux, les représentants de l'État et les municipalités), et de stimuler l'implication des citoyens. Bref, trop peu de recherches ont été réalisées au Québec en matière sociale à propos des cyanobactéries. Il apparaît conséquemment raisonnable de suggérer la poursuite d'activités de recherche ou de développement d'outils pour les citoyens ou les partenaires.

RÉFÉRENCES

- Adamovsky O, Kopp R, Hilscherová K, Babica P, Paliková M, Pasková V et collab. (2007). Microcystin kinetics (bioaccumulation and elimination) and biochemical responses in common carp (*Cyprinus carpio*) and silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) exposed to toxic cyanobacterial blooms. *Environmental Toxicology and Chemistry*; 26:2687-93.
- AFSSA (Agence française de sécurité sanitaire des aliments) (2008). *Note de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relative à la consommation de produits alimentaires en présence d'efflorescence de cyanobactéries*.
- AFSSA (Agence française de sécurité sanitaire des aliments) et AFSSET (Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail) (2006). *Risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau – Évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives*. Paris, 232 pages.
- Angulo FJ, Tippen S, Sharp DJ, Payne BJ, Collier C, Hill JE (1997). A community waterborne outbreak of salmonellosis and the effectiveness of a boil water order. *American Journal of Public Health*; 87:580-4.
- Azevedo SM, Chernoff N, Falconer IR, Gage M, Hilborn ED, Hooth MJ et collab. (2008). Human health effects workgroup report. *Advances in Experimental Medicine and Biology*; 619:579-606.
- Backer LC, Carmichael W, Kirkpatrick B, Williams C, Irvin M, Zhou Y et collab. (2008). Recreational exposure to low concentrations of microcystins during an algal bloom in a small lake. *Mar Drugs*; 26;6:389-406.
- Barbeau B, Carrière A, Prévost M, Zamyadi A, Chevalier P (2008a). *Changements climatiques : Analyse de la vulnérabilité des installations d'eau potable* (rapport général). Chaire industrielle CRSNG en eau potable, École Polytechnique de Montréal, 92 pages.
- Barbeau B, Carrière A, Prévost M, Zamyadi A, Chevalier P (2008b). *Changements climatiques au Québec méridional : Analyse de la vulnérabilité des installations québécoises de production d'eau potable aux cyanobactéries toxiques* (fiche résumé), 16 pages.
- Barbeau B, Carrière A, Chevalier P. (2009). *Résidus de microcystine-LR sur des pièces de vaisselle lavées avec une eau contaminée par cette cyanotoxine* (rapport remis au ministère de la Santé et des Services sociaux), 29 pages.
- Beckman Sundh U, Andersson C, Rosén J, Fonnum F, Knudsen I, Sippola S (2007). *Analysis, occurrence, and toxicity of β -methylaminoalanine (BMAA); a risk for consumers?* Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 128 pages.
- Bird D, Pannard A, Prairie Y, Chevalier P (2009). *Changements climatiques au Québec méridional : Conséquences des changements climatiques sur le comportement et la prolifération des cyanobactéries au Québec* (fiche résumé), 13 pages.

- Blais S (2002). La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la Baie Missisquoi en 2001. *Agrosol*; 13:103-10.
- Bonneau J-F (2007). « Les algues bleues sèment la panique », *L'Étoile du Lac*. Article mis en ligne le 27 juillet 2007, consulté le 21 septembre 2009 : <http://www.letailedulac.com/article-125060-Les-algues-bleues-sement-la-panique.html>.
- Bourke ATC, Hawes RB, Neilson A, Stallman ND (1983). An outbreak of hepato-enteritis (the Palm Island mystery disease) possibly caused by algal intoxication. *Toxicon*; 21(Suppl. 3): 45-8.
- Brisson G, Richardson M (2009). *Perceptions de l'érosion des berges de la Côte-Nord et perspectives de santé publique*, Baie-Comeau, Agence de la santé et des services sociaux de la Côte-Nord, 42 pages.
- Burch MD (2008). Effective doses, guidelines & regulations. *Advances in Experimental Medicine and Biology*; 619:831-53.
- Burger J, Sanchez J, McMahon M, Leonard J, Lord CG, Ramos R, Gochfeld M (1999). Resources and estuarine health : perceptions of elected officials and recreational fishers. *Journal of Toxicology and Environmental Health*; 58:245-60.
- Canuel M, Lebel G (2009). *Surveillance des éclosions de maladies d'origine hydrique au Québec: Bilan du 1^{er} janvier 2005 au 31 décembre 2007*. Institut national de santé publique du Québec, 31 pages.
- Carmichael WW, Azevedo SM, An JS, Molica RJ, Jochimsen EM, Lau S et collab. (2001). Human fatalities from cyanobacteria : chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environ Health Perspect*; 109:663-8.
- Cazenave J, Wunderlin DA, Bistoni M, Ame MV, Krause E, Pflugmacher S, Wiegand C, (2005). Uptake tissue distribution and accumulation of microcystin-RR in *Corydoras paleatus*, *Jenynsia multidentata* and *Odontesthes bonariensis* – a field and laboratory study. *Aquatic toxicology*; 75:178-90.
- Chen J, Xie P, Zhang D, Lei H (2007). *In situ* studies on the distribution patterns and dynamics of microcystins in a biomanipulation fish – bighead carp (*Aristichthys nobilis*). *Environmental Pollution*; 147:50-157.
- Codd GA, Morrison LF, Metcalf JS (2005). Cyanobacterial toxins : risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology*; 203:264-72.
- Cox PA, Banack SA, Murch SJ (2003). Biomagnification of cyanobacterial neurotoxins and neurodegenerative disease among the Chamorro people of Guam. *Proc Natl Acad Sci*; 100:13380-3.
- CQIASA (Centre québécois d'inspection des aliments et de santé animale) (2006). *Cyanobactéries ou algues bleues au Québec. Bulletin zoosanitaire Raizo* (réseau d'alerte et d'information zoosanitaire); no 47: 2 pages.

- Croteau M, Handfield C (2007). La grande peur bleue. *La Presse*. Article mis en ligne le 24 juillet 2007, consulté le 21 septembre 2009 : <http://www.cyberpresse.ca/article/20070724/CPACTUALITES/707240502/5358/CPPRESSE>.
- Deblois CP, Mochon A Juneau P (2008). Toxines de cyanobactéries dans les perchaudes : Analyse exploratoire dans quatre lacs du bassin de la rivière Yamaska. *Le Naturaliste canadien*; 132:56-9.
- Della Bernardina S (2000). "Algues tueuses" et autres fléaux. Pour une anthropologie de l'imaginaire écologique en milieu marin : le cas de *Caulerpa taxifolia*. *La Ricerca Folklorica*; 42:43-55.
- Dewailly E, Grondin J, Gingras S (1999). Enquête santé sur les usages et perceptions du *Saint-Laurent*. Ottawa, Saint-Laurent Vision 2000, 108 pages.
- Dietrich DR, Fisher A, Michel C, Hoeger SJ (2008). Toxin mixture in cyanobacterial blooms - a critical comparison of reality with current procedures employed in human health risk assessment. *Advances in Experimental Medicine and Biology*; 619:885-912.
- Dillinger HO, Dehnel MK (1960). Toxic waterbloom in Saskatchewan, 1959. *CMAJ*; 83:1151-4.
- Donohue J, Orme-Zavaleta J, Burch M, Dietrich D, Hawkins B, Lloyd T et collab. (2008). Risk assessment workgroup report. *Advances in Experimental Medicine and Biology*; 619: 759-829.
- Duy TN, Lam PKS, Shaw GR, Connell DW (2000). Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algae) toxins in water. *Rev Environ Contam Toxicology*; 163:113-86.
- Ellis, D (2009). *Guide d'intervention pour les propriétaires, les exploitants ou les concepteurs de stations de production d'eau potable municipales aux prises avec une problématique de fleurs d'eau de cyanobactéries*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (Québec), 45 pages.
- El Saadi O, Esterman AJ, Cameron S, Roder D (1995). Murray River water, raised cyanobacterial cell counts, and gastrointestinal and dermatological symptoms. *Med J Aust*; 162:122-5.
- Falconer IR, Beresford AM, Runnegar MT (1983). Evidence of liver damage by toxin from a bloom of the blue-green algae, *Microcystis aeruginosa*. *Med J Aust*; 28:511-4.
- Fath BD, Beek MB (2005). Elucidating public perceptions of environmental behavior: a case study of Lake Lanier. *Environmental Modelling & Software*; 20:485-98.
- Fayers MF, Machin D (2000). *Quality of life: Assessment, Analysis and Interpretation*. New York, John Wiley and Sons, 134 pages.
- Ferreira C (2004). Risk, transparency and cover up: media narratives and cultural resonance 1. *Journal of Risk Research*; 7:199-211.
- Francis G (1878). Poisonous Australian lake. *Nature*; 18:11-2.

- Funari E, Testai E (2008). Human health risk assessment related to cyanotoxins exposure. *Critical Review in Toxicology*; 38:97-125.
- Glanz K, Rimer B, Lewis F (2002). *Health behavior and health education. Theory, Research and Practice*. 3 ed. San Francisco: Jossey-Bass, 583 pages.
- Gosselin P, Fortin C (1989). *Épidémie d'origine hydrique et alimentaire; techniques d'enquête*. Les Publications du Québec, 150 pages.
- Gouvernement du Québec (2001). *Loi sur la santé publique*, L.R.Q., chapitre S-2-2.
- Grosse Y, Baan R, Straif K, Secretan B, El Ghissassi F, Coglian V, on behalf of the WHO International Agency for Research on Cancer Monograph Working Group (2006). Carcinogenicity of nitrate, nitrite, and cyanobacterial peptid toxins. *Lancet Oncology*; 7:628-9.
- Groupe scientifique sur l'eau (2003). *Détection et investigation d'une épidémie de source hydrique due à un agent infectieux*. Dans : *Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine*. Institut national de santé publique du Québec, 10 pages.
- Groupe scientifique sur l'eau (2005). *Proposition de critères d'interventions et de seuils d'alerte pour les cyanobactéries*. Institut national de santé publique du Québec, 4 pages.
- Groupe scientifique sur l'eau (2009). *Cyanobactéries et cyanotoxines (eau potable et eaux récréatives)*. Dans : *Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine*, Institut national de santé publique du Québec, 20 pages.
- Hannigan JA (1995). *Environmental Sociology : A Social Constructionist Perspective*. London, Routledge, 194 pages.
- Hawkins PR, Runnegar MTC, Jackson ARB, Falconer IR (1985). Severe hepatotoxicity caused by tropical cyanobacterium (blue-green algae) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju isolated from a domestic water supply reservoir. *J Appl Enviro Microbiol*; 50:1292-5.
- Hoagland P, Anderson M, Kaoru Y, White AW (2002). The Economic Effects of Harmful Algal Blooms in the United States: Estimates, Assessment Issues, and Information Needs. *Estuaries*; 25(4b):819-37.
- Hoff B, Thomson G, Graham K (2007). Neurotoxic cyanobacterium (blue-green alga) toxicosis in Ontario. *Can Vet J*; 48:147.
- Humpage A (2008). Toxin types, toxicokinetics and toxicodynamics. *Advances in Experimental Medicine and Toxicology*; 619:383-415.
- IARC (2006). *Cyanobacterial peptid toxins*. 5. Summary of data reported. International Agency for Research on Cancer.
- Ibelings BW, Chorus I (2007). Accumulation of cyanobacteria toxins in freshwater "seafood" and its consequences for public health: a review. *Environmental pollution*, 150: 177-92.

- INSPQ (2003). Cadre de référence en gestion des risques pour la santé dans le réseau québécois de la santé publique. Québec, Institut national de santé publique du Québec, 85 pages.
- INSPQ (2008). *Impact de l'exposition humaine aux cyanobactéries et à leurs toxines : amélioration des connaissances et de la gestion des épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries au Québec*, (protocole de recherche présenté au FQRNT), Institut national de santé publique du Québec, 10 pages.
- Jochimsen EM, Carmichael WW, An JS, Cardo DM, Cookson ST, Holmes CE et collab. (1998). Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *New Engl J Med*; 338:873-8.
- Jones AQ, Dewey CE, Dore K et collab. (2006). Public perceptions of drinking water: a postal survey of residents with private water supplies. *BMC Public Health*; 6:94.
- Karamyan VT, Speth RC (2008). Animal models of BMAA neurotoxicity: A critical review. *Life Sciences*; 82:233-46.
- Kaskutas LA, Greenfield TK (1997). The role of health consciousness in predicting attention to health warning messages. *Am J Health Promot*; 11:186-93.
- Kempton W, Falk J (2000). Cultural Models of *Pfiesteria*: Toward Cultivating More Appropriate Risk Perceptions. *Coastal Management*; 28:273-85.
- Kleiner AM (2004). *Measuring the impacts of large-scale swine operations on quality of life in rural communities: a test of unit of analysis*. PhD dissertation, Department of Rural Sociology, University of Missouri, Columbia.
- Langford IH, Georgiou S, Bateman IJ, Day RJ, Turner RK (2000). Public perceptions of health risks from polluted coastal bathing waters: a mixed methodological analysis using cultural theory. *Risk Anal*; 20:691-704.
- Larue A (1996). *La baignade dans le secteur d'eau douce du Saint-Laurent : discours et pratiques à propos des risques à la santé*. Beauport, Centre de santé publique de Québec, 109 pages.
- Lepesteur M, Wegner A, Moore SA, McComb A (2007). Importance of public information and perception for managing recreational activities in the Peel-Harvey estuary, Western Australia. *J Environ Management*; 87(3):389-95.
- Levallois P, Grondin J, Gingras S (1998). Knowledge, perception and behaviour of the general public concerning the addition of fluoride in drinking water. *Can J Public Health*; 89:162-5.
- Lippy EC, Erb J (1976). Gastrointestinal illness at Sewickley, Pa. *JAWWA*; 68:606-10.
- Magalhaes VP, Soares RM, Azévedo SM (2001). Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*; 39:1077-85.

- Martin N, Pendleton LH (2008). *Perceptions of environmental quality and risk in beach recreation*. Los Angeles, Wrigley Institute for Environmental Studies, University of Southern California, 36 pages.
- Mayon-White RT, Frankenberg RA (1989). Boil the water. *Lancet*; 2:216.
- MDDEP (2008). *Algues bleu-vert et santé des citoyens : aucun compromis*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Communiqué de presse mis en ligne le 4 juillet 2008, consulté le 21 septembre 2009 : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/Infuseur/communiquer.asp?no=1383>.
- Miller G (2006). Guam's deadly stalker: on the loose worldwide. *Science*; 313:428-31.
- Montine TJ, Li K, Perl DP, Galasko D (2005). Lack of beta-methylamino-L-alanine in brain from controls, AD, or Chamorros with PDC. *Neurology*; 65:768-9.
- MSSS (ministère de la Santé et des Services sociaux) (2003). *Plan commun de surveillance de l'état de santé de la population et de ses déterminants 2004-2007*. Ministère de la Santé et des Services sociaux (Québec), 599 pages.
- Murch SJ, Cox PA, Banack SA, Steele JC, Sacks OW (2004). Occurrence of β -methylamino-L-alanine (BMAA) in ALS/PDC patients from Guam. *Acta Neurol Scand*; 110:267-9.
- OMS (Organisation mondiale de la Santé) (1946). *Constitution de l'Organisation mondiale de la Santé*, p. 7-22.
- Osborne NJ, Shaw GR, Webb PM (2006). Health effects of recreational exposure to Moreton Bay, Australia waters during a *Lyngbya majuscula* bloom. *Environ Int*; 33:309-14.
- Pablo J, Banack SA, Cox PA, Johnson TE, Papapetropoulos S, Bradley WG et collab. (2009). Cyanobacterial neurotoxin BMAA in ALS and Alzheimer's disease. *Acta Neurol Scand*; 120:216-25.
- Paolisso M, Chambers E (2001). Culture, Politics, and Toxic Dinoflagellate Blooms: The Anthropology of *Pfiesteria*. *Human Organization*; 60:1-12.
- Paolisso M, Maloney RS (2000). Recognizing Farmer Environmentalism: Nutrient Runoff and Toxic Dinoflagellate Blooms in the Chesapeake Bay Region. *Human Organization*; 59:209-21.
- Papadimitriou T, Kagalogou I, Bacopoulos V, Leonardos ID, (2009). Accumulation of microcystins in water and fish tissues: an estimation of risks associated with microcystins in most of the Greek lakes. *Environmental Toxicology*, publié en ligne le 21 juin 2009.
- Papapetropoulos S (2007). Is there a role for naturally occurring cyanobacterial toxins in neurodegeneration? The beta-N-methylamino-L-alanine (BMAA) paradigm. *Neurochem Int*; 50:998-1003.
- Parker EA, Baldwin GT, Israel B, Salinas MA (2004). Application of health promotion theories and models for environmental health. *Health Educ Behav*; 31:491-509.

- Pegram RA, Humpage AR, Neilan BA, Runnegar MT, Nichols T, Thacker RW et collab. (2008). Cyanotoxins workgroup report. *Advances in Experimental Medicine and Toxicology*; 619:317-81.
- Peuhkuri T (2002). Knowledge and interpretation in environmental conflict: Fish farming and eutrophication in the Archipelago Sea, SW Finland. *Landscape and Urban Planning*; 61:157-68.
- Phaneuf D (2005). Effets des cyanobactéries sur la santé. Journées annuelles de santé publique, novembre 2005, Montréal.
- Phaneuf D, Gauvin D (2006). Nagez entre deux eaux : baignade et santé. Forum national sur les lacs, juin 2006, Sainte-Adèle.
- Pilotto LS (2008). Epidemiology of cyanobacteria and their toxins. *Adv Exp Med Biol*; 619: 639-49.
- Pilotto LS, Douglas RM, Burch MD, Cameron S, Beers M, Rouch GJ et collab. (1997). Health effects of exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water-related activities. *Aust N Z J Public Health*; 21:562-6.
- Pilotto LS, Kliewer EV, Davies RD, Burch MD, Attewell RG (1999). Cyanobacterial (blue-green algae) contamination in drinking water and perinatal outcomes. *Aust NZ J Public Health*; 23:154-8.
- Pilotto LS, Hobson P, Burch MD, Ranmuthugala G, Attewell R, Weightman W (2004). Acute skin irritant effects of cyanobacteria (blue-green algae) in healthy volunteers. *Aust NZ J Public Health*; 28:220-4.
- Pretty JN, Mason CF, Nedwell DB, Hine RE, Leaf S, Dils R (2003). Environmental Costs of Freshwater Eutrophication in England and Wales. *Environmental Science & Technology*, 37:201-8.
- Soares RM, Yuan M, Servaites JC, Delgado A, Magalhães VF et collab. (2006). Sublethal exposure from microcystins to renal insufficiency patients in Rio de Janeiro, Brazil. *Environ Toxicol*; 21:95-103.
- Steele JC, McGeer PL (2008). The ALS/PDC syndrome of Guam and the cycad hypothesis. *Neurology*; 70:1984-90.
- Steffensen DA (2008). Economic Cost of Cyanobacterial Blooms. Dans : HK Hudnell (dir.), *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. New York, Springer. p. 855-66.
- Stewart I (2004). *Recreational exposure to freshwater cyanobacteria: epidemiology, dermal toxicity and biological activity of cyanobacterial lipopolysaccharides*. Thèse de doctorat. University of Queensland, Australie, 418 pages.
- Stewart I, Webb PM, Schluter PJ, Fleming LE, Burns JW Jr, Gantar M, Backer LC, Shaw GR (2006a). Epidemiology of recreational exposure to freshwater cyanobacteria-an international prospective cohort study. *BMC Public Health*; 6:93.

- Stewart I, Robertson IM, Webb PM, Schluter PJ, Shaw GR (2006b). Cutaneous hypersensitivity reactions to freshwater cyanobacteria - human volunteer studies. *BMC Dermatology*; 6:6.
- Suàrez F, Lombardo RJ (2004). Pitting the polluted against the flooded: water resource management in Tigre, Buenos Aires. *Environment & Urbanization*; 16:185-97.
- Teixeira MG, Costa MC, de Carvalho VL, Pereira MS, Hage E (1993). Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. *Bull Pan Am Health Organ*; 27:244-53.
- Tisdale E (1931). Epidemic of intestinal disorders in Charleston W.Va., Occurring simultaneously with unprecedented water supply conditions. *Am J Public Health*; 21:198-200.
- Tran KC (2006). Public perception of development issues: public awareness can contribute to sustainable development of a small island. *Ocean & Coastal Management*; 49:367-83.
- Turbow D, Lin TH, Jiang S (2004). Impacts of beach closures on perceptions of swimming-related health risk in Orange County, California. *Marine Pollution Bulletin*; 48:132-6.
- Turgeon S, Rodriguez MJ, Theriault M, Levallois P (2004). Perception of drinking water in the Quebec City region (Canada): the influence of water quality and consumer location in the distribution system. *J Environ Manage*; 70:363-73.
- Turner PC, Gammie AJ, Hollinrake K, Codd GA (1990). Pneumonia associated with cyanobacteria. *Br Med J*; 300:1440-1.
- Van Apeldoorn ME, van Egmond HP, Speijers GJA, Bakker GJI (2007). Toxins of cyanobacteria (Review). *Mol Nutr Food Res*; 51:7-60.
- Vasconcelos VM, (1999). Cyanobacterial toxins in Portugal: effect on aquatic animals and risk for human health. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research*; 32: 249-54.
- Veldee MV (1931). An epidemiological study of suspected water-borne gastroenteritis. *Am J Public Health*; 21:1227-35.
- Williamson M, Corbett S (1993). Investigating health risks from riverine blooms of blue green algae. *NSW Public Health Bulletin*; 4:27-9.
- Willocks LJ, Sufi F, Wall R, Seng C, Swan AV (2000). Compliance with advice to boil drinking water during an outbreak of cryptosporidiosis. Outbreak Investigation Team. *Commun Dis Public Health*; 3:137-8.
- Wilson AE, Gossiaux DC, HÖÖK TO, Berry JP, Landrum PF, Dyble J, Guilford SJ (2008). Evaluation of the human health threat associated with the hepatotoxin microcystin in the muscle and liver tissues of yellow perch (*Perca flavescens*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*; 65:1487-97.
- Wood SA, Briggs LR, Sprosen J, Ruck JG, Wear RG, Holland PT, Bloxham M. (2006). Changes in concentrations of microcystins in rainbow trout, freshwater mussels, and cyanobacteria in lakes Rotoiti an Rotoehu. *Environmental toxicology*; 21:205-22.

- Xie L, Xie P, Guo L, Li L, Myyabara Y, Park HD, (2005) Organ distribution and bioaccumulation of microcystins in freshwater fish at different trophic levels from eutrophic lake Chaohu, China. *Environmental toxicology*; 20:293-300.
- Yu SZ (1995). Primary prevention of hepatocellular carcinoma. *J Gastroenterol Hepatol*; 10:674-82.
- Zhou L, Yu D, Yu H, Chen K, Shen G, Shen Y et collab. (2000). Drinking water types, microcystins and colorectal cancer. *Zhonghua Yu Fang Yi Xue Za Zhi*; 34:224-6.

ANNEXE A

CYANOBACTÉRIES ET CYANOTOXINES (EAU POTABLE ET EAUX RÉCRÉATIVES)

CYANOBACTERIES ET CYANOTOXINES (EAU POTABLE ET EAUX RÉCRÉATIVES)

DESCRIPTION

Cyanobactéries

Les cyanobactéries, aussi appelées algues bleu-vert, sont des bactéries Gram négatif qui se répartissent en 150 genres regroupant quelque 2000 espèces (AFSSA-AFSSET, 2006; Duy *et al.*, 2000). Longtemps considérées comme des algues en raison de leur capacité à réaliser la photosynthèse, des analyses plus approfondies de leur ultrastructure à partir de la microscopie électronique ont permis de démontrer qu'il s'agissait de bactéries photosynthétiques appartenant aux organismes procaryotes (Carmichael, 1994; Chorus et Bartram, 1999; Pitois *et al.*, 2000). D'un diamètre compris entre 3 et 10 µm (Duy *et al.*, 2000), les cyanobactéries peuvent se retrouver sous forme unicellulaire, filamenteuse ou en colonies (AFSSA-AFSSET, 2006; Chorus et Bartram, 1999).

Cyanotoxines

Environ 40 espèces de cyanobactéries sont capables de produire différentes substances toxiques (Duy *et al.*, 2000). Appelées cyanotoxines, ces substances sont regroupées en quatre classes : les neurotoxines, les hépatotoxines, les cytotoxines et les endotoxines de nature lipopolysaccharidique (Funari et Testai, 2008; Codd, 2005).

Agissant sur le système nerveux, les neurotoxines sont des alcaloïdes et comprennent l'anatoxine-a, l'anatoxine-a(s), la saxitoxine ainsi que la néosaxitoxine. Ces deux dernières sont principalement synthétisées par des dinoflagellés et sont responsables d'intoxications alimentaires après consommation de fruits de mer (Carmichael, 1994; Chevalier *et al.*, 2001). La saxitoxine et la néosaxitoxine peuvent également être produites par *Aphnizomenon flos-aquae* (Chorus et Bartram, 1999), mais elles ont rarement été retrouvées en Amérique du Nord. Aux États-Unis des échantillons provenant du lac Champlain ne contenaient pas de saxitoxines, mais elles ont cependant déjà été identifiées dans les États du New Hampshire, de la Floride et de l'Alabama (US EPA, 2001).

Jusqu'à maintenant, deux types d'hépatotoxines ont été identifiés : les microcystines et la nodularine. Les microcystines sont des heptapeptides cycliques et comptent quelque 60 variantes qui se distinguent par la présence d'un certain nombre d'acides aminés pouvant se substituer en couple en 2 endroits précis de la structure de base. La leucine (L), l'arginine (R) et la tyrosine (Y) sont les acides aminés les plus souvent rencontrés et la microcystine-LR (leucine-arginine) est la plus répandue et étudiée (Santé Canada, 2002). Bien que de structure moléculaire similaire aux microcystines, la nodularine est un pentapeptide cyclique qui se retrouve plus rarement dans l'environnement.

Enfin, la cylindrospermopsine est un alcaloïde cytotoxique qui n'est pas apparenté chimiquement aux microcystines ni aux nodularines (Duy *et al.*, 2000). Elle produit des effets toxiques au foie, mais également aux reins et possiblement à d'autres organes tels que le thymus et le cœur (Funari et Testai, 2008; Humpage, 2008; AFSSA-AFSSET, 2006; Duy *et al.*, 2000). Cette toxine est principalement produite par la cyanobactérie *Cylindrospermopsis raciborskii*, qui a longtemps été considérée comme une espèce tropicale ou subtropicale, mais qui, depuis quelques années, est également retrouvée en Europe et en Amérique du Nord et du Sud (van Appeldoorn *et al.*, 2007; AFSSA-AFSSET, 2006).

Les endotoxines lipopolysaccharidiques sont des constituants de la membrane cellulaire des cyanobactéries, comme des autres bactéries Gram négatif (Hunter, 1998; Chorus et Bartram, 1999; Pitois *et al.*, 2000).

Plusieurs variétés de toxines sont continuellement découvertes et certaines substances bioactives produites par les cyanobactéries, mais non encore identifiées, pourraient jouer un rôle significatif sur la santé (Carmichael, 1994; Chorus et Bartram, 1999; Chorus, 2001). Plus récemment, la toxine BMAA (β -N-méthylamino-L-alanine) a suscité un intérêt particulier. Cette toxine pourrait être produite par la majorité des espèces de cyanobactéries et pourrait possiblement être associée à certains problèmes neurologiques (Murch *et al.*, 2004; Cox *et al.*, 2005). Pour l'instant les données sont insuffisantes pour évaluer le risque que peut représenter cette toxine pour la santé humaine.

SOURCES ET NIVEAUX ENVIRONNEMENTAUX

Sources

Les cyanobactéries se retrouvent naturellement dans l'écosystème aquatique, et de manière préférentielle dans les eaux douces. Elles tolèrent bien les températures extrêmes (chaleur ou froid intense, neige et glace) et se rencontrent aussi bien dans les régions tropicales que polaires. La prolifération excessive des cyanobactéries constitue l'une des conséquences possibles de l'eutrophisation des lacs, des rivières et des réservoirs d'eau (Chorus et Bartram, 1999; Duy *et al.*, 2000). L'eutrophisation est le développement d'une production biologique importante des plans d'eau par un apport augmenté des nutriments, en particulier le phosphore (Chorus et Bartram, 1999). Quelques plans d'eaux sont naturellement eutrophes, mais la plupart résultent d'activités anthropogéniques qui entraînent une surcharge de nutriments (le plus souvent, de phosphore et d'azote). Les changements climatiques responsables du réchauffement planétaire pourraient également favoriser la croissance des cyanobactéries observée sur tous les continents, bien que ce lien reste pour le moment hypothétique (Van Dolah, 2000). Différents facteurs encore mal cernés comme la température, la luminosité et la quantité de nutriments sont reconnus pour avoir une influence sur la diversité des espèces rencontrées, leur prolifération ainsi que sur la composition et la quantité des cyanotoxines secrétées (Chorus et Bartram, 1999; Duy *et al.*, 2000).

Bien que cela soit encore peu documenté, les microcystines et la nodularine peuvent s'accumuler dans les produits de la mer comme les poissons, les moules et les palourdes (Vasconcelos, 1999; Duy *et al.*, 2000; Chorus, 2001; Van Buynder *et al.*, 2001; Freitas de Magalhães *et al.*, 2001; AFSSA-AFSSET, 2006). Elles peuvent ensuite être transférées le long de la chaîne alimentaire (Vasconcelos, 1999; AFSSA-AFSSET, 2006).

Les cyanobactéries ont aussi la capacité de coloniser le sol et différents substrats parmi les plus infertiles comme le sable des déserts, les roches ou les cendres volcaniques (Chorus et Bartram, 1999). Cependant, leur habitat prédominant reste l'écosystème aquatique.

Les cyanotoxines sont essentiellement stockées à l'intérieur des cellules cyanobactériennes qui les produisent. Elles sont libérées à l'extérieur de la bactérie et dissoutes dans l'eau principalement lors de la sénescence et de la lyse cellulaire (Santé Canada, 2002; Duy *et al.*, 2000). La mort cellulaire peut se produire de façon naturelle, par activité lytique de différentes espèces bactériennes ou encore par l'utilisation de différents traitements chimiques (Chorus et Bartram, 1999; Duy *et al.*, 2000). Selon les données disponibles, les neurotoxines sont des molécules labiles qui tendent à se décomposer rapidement en composés non toxiques dans les conditions naturelles (Duy *et al.*, 2000; Santé Canada, 2002). Sous intensité lumineuse importante, leur demi-vie dans l'eau est d'environ une à deux heures. La demi-vie de dégradation de l'anatoxine-a est fonction de l'intensité lumineuse, du pH et de la présence de bactéries (Chorus et Bartram, 1999). Quant aux microcystines, elles sont très stables dans

l'environnement et peuvent persister longtemps avant d'être décomposées par biodégradation ou photolyse. Sous condition lumineuse, la dégradation peut prendre de deux à six semaines, voire même trois mois. Sans luminosité, elle pourrait s'étendre sur des mois ou des années (Chorus et Bartram, 1999; Duy *et al.*, 2000).

Concentration dans l'eau potable

Les premières données québécoises concernant la présence de cyanobactéries dans les plans d'eau ont été obtenues lors d'une étude réalisée en 2000 (Chevalier *et al.*, 2001), où des échantillons d'eau brute et traitée ont été prélevés dans 11 usines de traitement d'eau potable :

- o bassin de la rivière l'Assomption :
usines de Cabtree, Joliette, L'Assomption, L'Épiphanie et Repentigny
- o bassin de la rivière Yamaska :
usines de Bromont, Acton Vale, Cowansville, Farnham, Granby et Saint-Hyacinthe.

L'identification des espèces et le décompte cellulaire ont été effectués ainsi que la recherche de cinq cyanotoxines (anatoxine-a, MC-LR, MC-RR, MC-YR et MC-LA). Sept espèces qui produisent des toxines ont été identifiées et le décompte cellulaire était très variable avec un maximum noté de 1,75 million de cellules/ml. Concernant l'anatoxine-a, 90 % des échantillons prélevés avaient des concentrations sous le seuil de détection et de quantification. La concentration maximale retrouvée a été de 0,009 µg/l (Saint-Hyacinthe, eau traitée). Des microcystines (-LR, -RR et -YR) ont été identifiées et quantifiées dans les bassins versants des rivières L'Assomption et Yamaska où les concentrations étaient habituellement de 130 à 150 fois inférieures à la concentration maximale acceptable (CMA) de Santé Canada (1,5 µg/l). La plus forte concentration en eau traitée a été de 0,014 µg/l (Granby).

En 2001, 2002 et 2003, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) a réalisé un suivi régulier des cyanobactéries et cyanotoxines à l'eau brute et traitée de trois stations de production d'eau potable dont la source d'approvisionnement était affectée par des proliférations de cyanobactéries, soit Bedford (baie Missisquoi), Daveluyville et Plessisville (rivière Bécancour). Trois stations supplémentaires ont fait l'objet d'un suivi en 2003 (Farnham, Saint-Damase et Saint-Hyacinthe, sur la rivière Yamaska). À l'eau brute des stations, sur 42 espèces de cyanobactéries identifiées, 13 sont connues pour produire différents types de cyanotoxines. L'eau brute prélevée dans les différentes stations d'échantillonnage contenait dans 79 % des cas une ou plusieurs espèces susceptibles de produire des cyanotoxines. Les quatre cyanotoxines recherchées (microcystine-LR, -YR, -RR, anatoxine-a) ont pu être mesurées à plus d'une reprise dans les échantillons d'eau brute, la plus fréquemment détectée ayant été la microcystine-LR. Leurs concentrations maximales se sont élevées à 3,54 µg/l pour la microcystine-LR et à 2,26 µg/l pour l'anatoxine-a. Néanmoins, à l'eau traitée, les abondances maximales de cyanobactéries et les concentrations de cyanotoxines se sont avérées, règle générale, fortement inférieures à celles de l'eau brute. Ainsi, les concentrations maximales de cyanotoxines obtenues sont de 0,043 µg/l pour la microcystine-LR, 0,03 µg/l pour la microcystine-YR et 0,05 µg/l pour l'anatoxine-a (Robert *et al.*, 2005).

Pour les années 2004, 2005 et 2006, les concentrations de cyanotoxines mesurées aux mêmes stations d'eau potable, sont du même ordre de grandeur que celles observées pour les années 2001 à 2003. Ainsi à l'eau brute, les concentrations maximales (extra et intracellulaire) pour la MC-LR, MC-RR, MC-YR et l'anatoxine-a étaient respectivement de 4,5, 2,7, 3,3 et 0,25 µg/l. En ce qui concerne l'eau traitée, les concentrations se situaient aux alentours de 0,03 à 0,06 µg/l, pour les stations d'eau potable disposant d'un système de traitement adéquat contre les cyanobactéries et les cyanotoxines. (Robert, 2008).

Concentration dans les eaux récréatives

Un inventaire des espèces de cyanobactéries identifiées au Québec jusqu'à l'été 2001 a été réalisé à partir des données collectées dans différentes études (Ness, 2002). Bien que les principales régions géomorphologiques du Québec aient fait l'objet d'échantillonnage, seulement 11 lacs et 7 rivières ont été analysés dans l'ensemble des études identifiées : dans la région du Bouclier canadien, les lacs Menon, Forgeron, Heney et Gauvreau; dans la plaine argileuse de l'ancien lac postglaciaire Barlow-Ojibway, le lac Abitibi et les rivières Dagenais, Duparquet, La Sarre et Maine; dans la région des Basses-Terres du Saint-Laurent, le lac Saint-Augustin, la baie Missisquoi, les rivières Yamaska et Bécancour; dans les Appalaches, les lacs Brome, Waterloo, Gros Ruisseau, William ainsi que les réservoirs Choinière et Lemieux. Cet inventaire a permis d'identifier 66 genres répartis en 344 espèces. Dans 75 % des échantillons prélevés, le décompte cellulaire de cyanobactéries dépassait 20 000 cellules/ml et dans 85 % de ces cas, il y avait présence d'espèces toxiques. Chacun des 11 lacs a été caractérisé d'une période d'abondance de cyanobactéries supérieure à 20 000 cellules/ml et plusieurs lieux de baignade dépassaient largement 100 000 cellules/ml.

Concernant les cyanotoxines, l'étude de Chevalier *et al.* (2001), qui a permis d'échantillonner trois lieux de baignade (lac Brome, lac Waterloo et la plage de la réserve Choinière), indique que malgré la présence parfois élevée de cyanobactéries, les concentrations de cyanotoxines sont restées faibles. Néanmoins, une autre étude réalisée en 2001 à la baie Missisquoi révèle que 31 % des échantillons prélevés dans l'écume ou dans la colonne d'eau dépassaient la CMA de Santé Canada de 1,5 µg/l pour la microcystine-LR avec une concentration maximale rapportée de 2204 µg/l (Blais, 2002).

Depuis ces premières études québécoises, le signalement des plans d'eau touchés par les cyanobactéries n'a cessé d'augmenter. Ainsi, pour les années 2004, 2005, 2006 et 2007, les bilans effectués par le MDDEP dénombrent respectivement 34, 45, 83 et 194 lacs et cours d'eau affectés (Blais et Neron, 2008).

Exposition de la population

L'exposition aux cyanobactéries se fait principalement par l'eau utilisée à des fins de consommation (cyanotoxines), à des fins domestiques comme la douche, le bain et la lessive (lipopolysaccharides et cyanotoxines) ou à des fins récréatives (cyanotoxines par ingestion accidentelle d'eau et lipopolysaccharides par contact direct). L'alimentation, principalement par la consommation de fruits de mer ou de poissons contaminés, représente une source d'exposition encore peu étudiée. Les études menées sur les poissons révèlent qu'en général les taux de toxines retrouvées dans la chair sont faibles, bien que des variations prononcées existent entre les espèces et même entre spécimens d'une même espèce (Vasconcelos, 1999; Freitas de Magalhães *et al.*, 2001). Des concentrations maximales de microcystine LR de 0,3 µg/g, 2,7 µg/g et de 16 µg/g ont été retrouvées respectivement chez des poissons, des écrevisses et des moules au Portugal (Vasconcelos, 1999). De même, la consommation de suppléments alimentaires à base d'algues bleues peut représenter une source potentielle d'exposition (Chorus et Bartram, 1999; Gilroy *et al.*, 2000; US EPA, 2001). À ce sujet, Santé Canada a effectué plusieurs analyses sur des échantillons de produits à base d'algues : aucune présence de microcystines n'a été retrouvée dans les produits renfermant uniquement l'algue bleue *Spirulina*, contrairement à de nombreux produits renfermant d'autres espèces d'algues bleues (Santé Canada, 2002). Enfin, soulignons que l'irrigation des cultures agricoles avec de l'eau contaminée peut conduire à une contamination des surfaces externes des légumes (Codd *et al.*, 1999) et pourrait aussi conduire à une accumulation interne de cyanotoxines (Chorus et Bartram, 1999). Des recherches sont nécessaires pour préciser la contamination possible des aliments par cette voie et pour analyser les risques éventuels pour la santé.

VOIES D'ABSORPTION

Les voies significatives d'absorption des cyanotoxines sont l'ingestion d'eau (eau potable ou ingestion accidentelle lors d'une session aquatique dans une eau récréative) ou d'aliments contaminés, ainsi que l'inhalation d'aérosols d'eau contaminée (OMS, 2004; Chorus et Bartram, 1999). Jusqu'à présent, cette dernière voie a été rapportée uniquement pour des activités récréatives qui se sont déroulées sur un lac contaminé (Turner *et al.*, 1990) et non lors d'usages d'eau à des fins domestiques comme le bain ou la douche. Une étude réalisée auprès de souris de laboratoire ayant démontré que la toxicité de la microcystine-LR par des aérosols intranasaux était aussi importante que par la voie intrapéritonéale montre l'importance de cette voie encore peu étudiée (Chorus et Bartram, 1999; AFSSA-AFSSET, 2006). Finalement, la voie parentérale (hémodialyse) est une troisième voie d'exposition qui peut entraîner des concentrations fatales chez l'humain (Jochimsen *et al.*, 1998; Pouria *et al.*, 1998; Azevedo *et al.*, 2002).

MÉCANISMES D'ACTION, PHARMACOCINÉTIQUE ET MÉTABOLISME DES CYANOTOXINES

Bien que l'on connaisse leurs mécanismes d'action, les études réalisées sur les cyanotoxines sont peu nombreuses et ne permettent pas de décrire précisément leur pharmacocinétique et leur métabolisme.

Les neurotoxines produisent leurs effets par des mécanismes d'action différents. L'anatoxine-a est une substance cholinergique qui mime le neurotransmetteur acétylcholine entraînant une dépolarisation de la jonction neuromusculaire (Carmichael, 1994; Pitois *et al.*, 2000). L'anatoxine-a(s) est un organophosphate qui inhibe l'activité de l'acétylcholinestérase (Chorus, 2001). La saxitoxine et la néosaxitoxine inhibent la transmission nerveuse en bloquant les canaux sodiques (Carmichael, 1994; Pitois *et al.*, 2000; Chorus, 2001).

Concernant les hépatotoxines, une fois ingérées, les microcystines et la nodularine sont transportées à travers le tractus gastro-intestinal et concentrées dans les cellules hépatiques par un mécanisme de transport de l'acide biliaire (Duy *et al.*, 2000). Une fois à l'intérieur des hépatocytes, elles se lient à des enzymes clés de la division cellulaire appelées protéines phosphatases (1 et 2A) et inhibent leur activité (Carmichael, 1994; Duy *et al.*, 2000; US EPA, 2001). Ceci entraîne une hyperphosphorylation des protéines cellulaires qui conduira à une destruction progressive de la structure des hépatocytes et du parenchyme hépatique (Falconer et Yeung, 1992). L'excrétion des microcystines se ferait surtout par les fèces avec les acides biliaires qui se déversent dans le duodénum (Duy *et al.*, 2000). Il faut noter qu'aucune étude pharmacocinétique n'a été réalisée en utilisant une administration par voie orale (Chorus et Bartram, 1999; AFSSA-AFSSET, 2006).

La cylindrospermopsine inhibe la synthèse des protéines de façon non spécifique. Les reins et le foie sont principalement touchés mais d'autres organes peuvent être affectés comme les poumons, les surrénales, l'estomac, le pancréas et les intestins (Codd *et al.*, 1999; Chorus, 2001).

Concernant les lipopolysaccharides, leurs effets toxiques opéreraient par contact direct de la peau et des muqueuses exposées (OMS, 2004; Chorus, 2001). Il y a cependant peu d'informations actuellement sur les effets des lipopolysaccharides purifiées des cyanobactéries (Codd *et al.*, 1997; US EPA, 2001). Certaines études montrent que les lipopolysaccharides des cyanobactéries seraient dix fois moins toxiques que celles d'autres bactéries Gram négatif (Codd *et al.*, 1997; Hunter, 1998) et une étude a démontré que les lipopolysaccharides provenant de souches purifiées de cyanobactéries ne causent aucun effet allergique (Torokne *et al.*, 2001).

DONNÉES TOXICOLOGIQUES ET ÉPIDÉMIOLOGIQUES

Nous retrouvons ici un résumé des principaux effets à la santé reliés aux toxines produites par les cyanobactéries. Pour des informations plus détaillées, nous référons le lecteur à l'annexe 1.

Intoxication aigüe et subaigüe

L'anatoxine-a est une neurotoxine dont la DL_{50} est de l'ordre de 250 µg/kg p.c (poids corporel) par voie intrapéritonéale chez la souris et de plus de 5000 µg/kg p.c. par voie orale (Chorus et Bartram, 1999). Une étude de 28 jours effectuée chez des souris utilisant la voie orale (gavage) a mis en évidence une dose sans effet nocif observé (DSENO) de 0,098 µg/kg p.c./j (Fawell *et al.*, 1999a). Jusqu'à ce jour aucun cas documenté d'intoxication aux neurotoxines n'a été rapporté chez l'humain.

Les microcystines provoquent de la toxicité hépatique après l'administration aigüe chez l'animal et la DL_{50} intrapéritonéale chez la souris se situe entre 25 et 150 µg/kg p.c. alors qu'elle a une valeur de plus de 5000 µg/kg p.c. par la voie orale (Chorus et Bartram, 1999).

Depuis 1930, une douzaine de cas d'intoxication humaine (symptômes de gastro-entérite et parfois d'hépatite) par les hépatotoxines ont été rapportés dans la littérature. Cependant, pour la majorité de ces épisodes, les éléments qui permettraient de statuer clairement sur un lien de cause à effet font défaut (Chorus et Bartram, 1999; AFSSA-AFSSET, 2006). L'exposition aux cyanotoxines qui a démontré leur potentiel toxique chez l'humain est un incident survenu au Brésil en février 1996. Plus de 50 personnes sur un total de 130 patients sont décédées en 3 mois dans un centre d'hémodialyse par exposition intraveineuse à une eau contaminée par des microcystines (Pouria *et al.*, 1998; Jochimsen *et al.*, 1998; Azevedo *et al.*, 2002).

Quelques études épidémiologiques ont été réalisées afin d'évaluer les effets irritatifs et allergiques des cyanobactéries. Trois études réalisées en Angleterre dans les années 1990 n'ont pas démontré d'augmentation significative des symptômes associés aux cyanobactéries lors de différents usages récréatifs des plans d'eau (Philipp, 1992; Philipp et Bates, 1992; Philipp *et al.*, 1992). Pilotto *et al.* (1997) ont évalué chez des baigneurs la corrélation pouvant exister entre différents symptômes (diarrhée, vomissements, éruption cutanée, fièvre, infection des yeux et des oreilles, etc.) et la densité cellulaire des cyanobactéries. Une différence significative entre les personnes ayant eu un contact avec l'eau et les non exposés apparaît seulement lorsque l'on regroupe l'ensemble des symptômes et lorsque l'on combine une durée de contact avec l'eau de plus de 60 minutes et un décompte cellulaire de plus de 5000 cellules cyanobactériennes/ml (voir annexe 1).

Dans une autre étude épidémiologique plus récente réalisée en Australie et en Floride, Stewart *et al.* (2006a) ont évalué la relation entre l'abondance de cyanobactéries et la présence de cyanotoxines, et l'apparition de différents symptômes surtout d'ordre irritatif (effets aigus touchant les oreilles, les yeux, le système gastro-intestinal, le système respiratoire et la peau). Une différence statistiquement significative apparaît pour le groupe le plus exposé ($> 12,0 \text{ mm}^2/\text{ml}$) pour les symptômes respiratoires et l'ensemble des symptômes regroupés. Aucune relation avec les concentrations de toxines (microcystine et anatoxine-a) mesurées n'a été observée mais il faut souligner que les concentrations étaient faibles (voir annexe 1).

Afin de mieux cerner le potentiel irritatif des cyanobactéries, deux études dans lesquelles des suspensions ou extraits de cyanobactéries ont été appliqués sur la peau de patients ont été réalisées (Pilotto *et al.*, 2004; Stewart *et al.*, 2006b). Bien que l'on ait observé des effets irritatifs, dans ces deux études les réactions sont considérées comme légères et touchent un nombre restreint de patients (voir annexe 1).

Effets sur la reproduction et le développement

Des doses de 125 ou 200 µg/kg p.c. d'anatoxine-a administrées entre le 8^e et le 14^e jour de gestation chez le hamster ont provoqué des retards de croissance et des malformations (hydrocéphalie) (Astrachan *et al.*, 1980). Dans une autre étude, une dose orale (gavage) de 2,46 mg/kg p.c./j d'anatoxine-a a été administrée à des souris femelles entre le 6^e et le 15^e jour de gestation. Aucune anomalie et aucun effet toxique n'ont été observés chez le fœtus (Fawell *et al.*, 1999a).

Une réduction de la taille du cerveau chez 10 % des nouveau-nés a été observée lorsque des extraits de *Microcystis aeruginosa* ont été administrés à des souris mâles et femelles avant l'accouplement, pendant la gestation et durant le début de la lactation (Falconer *et al.*, 1988). Dans une autre étude, des souris femelles ont reçu par gavage entre le 6^e et le 15^e jour de gestation, des doses de 0, 200, 600 et 2000 µg/kg p.c. de microcystine-LR. La dose la plus élevée était associée à une toxicité et une mortalité maternelle de même qu'à un retard de croissance et d'ossification chez l'embryon (Fawell *et al.*, 1999b).

Intoxication subchronique et chronique

Les données concernant la toxicité subchronique et chronique des neurotoxines sont très limitées voire absentes. On retrouve par contre quelques études concernant la toxicité subchronique et chronique des hépatotoxines en particulier les microcystines.

Dans une étude de 13 semaines réalisée chez la souris, des doses de 0, 40, 200, et 1000 µg/kg p.c./j de microcystine-LR ont été administrées par gavage. Aux deux doses les plus élevées, des modifications histopathologiques du foie et une élévation des enzymes hépatiques ont été observées. Une DSENO de 40 µg/kg p.c./j a été déterminée (Fawell *et al.*, 1999b). Dans une étude chronique, des extraits de *Microcystis aeruginosa* à des concentrations comprises entre 750 et 11 300 µg/kg p.c. ont été administrés par voie orale à des souris durant une année. Aux doses les plus élevées, des lésions au foie ont été observées (Falconer *et al.*, 1988).

Effets cancérogènes

Le potentiel de promotion tumorale de la microcystine-LR a été démontré chez des souris et des rats après initiation avec la diméthylbenzanthracène et du diéthylnitrosamine (Chorus et Bartram, 1999; Nishiwaki-Matsushima, 1992). Quant au potentiel d'initiation, il reste à démontrer pour les microcystines.

À partir d'études épidémiologiques menées en Chine, l'augmentation de l'incidence des carcinomes hépatiques dans certaines régions a été suggérée comme pouvant être associée à l'ingestion régulière d'eau de surface contaminée par des cyanobactéries (DeLong, 1979; Yu, 1995; Ueno *et al.*, 1996). On a cependant soulevé la possibilité que ces résultats soient dus à d'autres facteurs étiologiques du cancer hépatique comme l'aflatoxine et l'hépatite B ou que les microcystines jouent un rôle de promotion tumorale chez ces populations présentant plusieurs facteurs de risque (Chorus, 2001).

Santé Canada (2002) classe la microcystine-LR dans le groupe IIIB (données inadéquates chez les êtres humains, preuves limitées chez les animaux de laboratoire). Le Centre international de Recherche sur le Cancer (CIRC) a quant à lui classé la microcystine-LR dans le groupe 2B (possiblement cancérogène chez l'humain) et les extraits de *Microcystis* dans le groupe 3 (non classifiable (CIRC, 2006).

GROUPE VULNÉRABLES

Certains sous-groupes de la population sont vraisemblablement plus vulnérables aux effets des cyanotoxines que la population générale. Les enfants apparaissent comme un groupe particulièrement vulnérable parce que leur consommation d'eau par kilogramme de poids corporel est plus grande que celle des adultes et qu'ils sont plus susceptibles d'ingérer de l'eau accidentellement lors d'activités aquatiques (Chorus et Bartram, 1999; US EPA, 2001). Les personnes qui ont une atteinte hépatique, par exemple une cirrhose ou une hépatite, sont également davantage susceptibles aux effets néfastes des hépatotoxines (Chorus et Bartram, 1999). Enfin, les personnes immunosupprimées pourraient constituer aussi un groupe particulièrement vulnérable (US EPA, 2001). Suite à l'accident survenu au Brésil (Pouria *et al.*, 1998; Jochimsen *et al.*, 1998; Azevedo *et al.*, 2002) une attention particulière devrait également être apportée aux patients hémodialysés.

DOSAGE BIOLOGIQUE ET SIGNES CLINIQUES

Les données dans la littérature à ce sujet font défaut. On peut en conclure qu'il n'y a pas à l'heure actuelle de dosage biologique spécifique standard. Des élévations des enzymes hépatiques ont néanmoins été documentées dans les études animales suite à l'exposition aux hépatotoxines.

Deux études rapportent que des cellules de cyanobactéries ont été retrouvées dans des selles de personnes malades (Dillenberg et Dehnelt, 1960; Hale *et al.*, 1994). Lors de l'épisode d'intoxication aiguë survenu au centre de dialyse au Brésil en 1996, le sérum et les tissus hépatiques des personnes affectées ont été analysés par différentes techniques : chromatographie liquide à haute performance, spectrométrie de masse, ELISA (*enzyme-linked immunosorbent assay*) et essais avec inhibition des protéines phosphatases. Des microcystines avaient été détectées dans le sérum et les tissus hépatiques.

Le peu de cas rapportés chez les humains rend difficile une énumération exhaustive des symptômes possibles liés à l'exposition aux cyanotoxines. Selon les données disponibles, une exposition aux hépatotoxines serait susceptible de produire des nausées, des vomissements, une douleur abdominale et de la diarrhée. Concernant les neurotoxines produites par les cyanobactéries, aucun cas chez l'humain n'a été rapporté jusqu'à présent. Finalement, il y a actuellement très peu d'informations sur les effets irritatifs et allergiques des lipopolysaccharides purifiés des cyanobactéries (Codd *et al.*, 1999; US EPA, 2001).

MÉTHODES ANALYTIQUES, LIMITES DE DÉTECTION ET SEUILS DE QUANTIFICATION

Au Québec, le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ, 2008) effectue l'identification du genre et de l'espèce des cyanobactéries, le décompte cellulaire ainsi que le calcul de la biomasse. Le CEAEQ effectue l'identification et le dosage de cyanotoxines (microcystine-LR, -RR, -YR et anatoxine-a) par chromatographie liquide à haute performance couplée à la spectrométrie de masse en tandem. Étant donné que la disponibilité des standards analytiques peut varier, il est recommandé de contacter le CEAEQ pour connaître les cyanotoxines analysées ainsi que leurs limites de détection et de quantification.

MESURES DE CONTRÔLE DISPONIBLES

Mesures communautaires

Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs a publié un *Guide technique des procédés de traitement de l'eau* à l'intention des municipalités exploitant des stations de production d'eau potable s'approvisionnant en eau de surface (Ellis, 2007). Ce guide donne un compte rendu précis des mesures efficaces pour les usines de traitement d'eau potable aux prises avec la problématique des cyanobactéries. Les premières étapes du traitement consistent tout d'abord à éliminer les cellules. Un traitement efficace comprend donc une étape de filtration. La taille de cellules cyanobactériennes est de l'ordre de 2 à 10 µg. Elles ont aussi tendance à s'agglomérer naturellement. La porosité des filtres doit être inférieure à 5 µm et, idéalement, inférieure à 1 µm. De plus, pour éviter de libérer les toxines présentes à l'intérieur des cellules, il ne faut pas ajouter d'oxydant avant la filtration. Pour l'élimination des toxines, la nanofiltration et l'osmose inverse s'avèrent efficaces, en plus d'éliminer également les cellules. Le charbon actif, en grains ou en poudre, est très efficace pour adsorber les cyanotoxines. La durée d'efficacité du charbon actif en grains est cependant limitée par la présence d'autres contaminants ayant plus d'affinité pour les sites d'adsorption que les cyanotoxines. Le charbon actif en poudre a l'avantage de pouvoir être dosé à la concentration voulue. L'ozone a prouvé son efficacité contre la plupart des toxines, tandis que la chloration ne serait efficace que contre un nombre limité de toxines.

Mesures individuelles

Les techniques efficaces contre les cyanobactéries et les cyanotoxines, utilisées par les systèmes municipaux de traitement pourraient s'avérer également efficaces pour les systèmes de traitement domestiques. Cependant, à l'heure actuelle, aucun système de traitement domestique n'a obtenu de certification pour son utilisation en présence de cyanobactéries.

NORMES ET RECOMMANDATIONS

Norme québécoise pour l'eau potable

À l'été 2008 le *Règlement modifiant le Règlement sur la qualité de l'eau potable* ne spécifie aucune norme pour les cyanotoxines (Gouvernement du Québec, 2005).

Recommandation canadienne pour l'eau potable

La recommandation canadienne (CMA) pour la microcystine-LR totale (libre et liée aux cellules) dans l'eau potable est de 1,5 µg/l (Santé Canada, 2002). Cette concentration maximale acceptable, établie par Santé Canada en 1998 puis adoptée en 2002, découle d'une étude subchronique dans laquelle différentes concentrations de microcystine-LR ont été administrées par voie orale (gavage) à des souris durant 13 semaines (Fawell et al., 1999b). Une dose sans effet nocif observable pour les changements hépatiques a été établie à 40 µg/kg p.c./j. Un apport quotidien tolérable de 0,04 µg/kg p.c./j a été calculé en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 à la DSENO (10 pour les variations intra-espèces, 10 pour les variations interespèces et 10 pour la durée de l'étude qui est inférieure à la durée de vie). Un facteur d'incertitude supplémentaire pour les signes limités de cancérogénicité chez les animaux n'a pas été jugé nécessaire. Un facteur de 0,8 a été utilisé pour tenir compte de la proportion de l'exposition à la microcystine-LR qui vient de l'eau de consommation. Le poids corporel moyen d'un adulte a été estimé à 70 kg et la consommation quotidienne moyenne d'eau potable d'un adulte a été établie à 1,5 l/j.

La concentration maximale acceptable pour la microcystine-LR est jugée très conservatrice puisqu'elle est calculée pour une consommation quotidienne sur toute l'année et durant la vie entière, alors que la durée d'exposition prévue à la microcystine-LR au Canada sera généralement inférieure à trois mois par année.

La recommandation canadienne ne concerne que la microcystine-LR, la seule microcystine pour laquelle Santé Canada a jugé que les informations disponibles étaient suffisantes pour établir une valeur de recommandation. Cependant, Santé Canada croit que cette recommandation protège la santé humaine contre l'exposition à d'autres microcystines (microcystines totales) qui peuvent être présentes dans l'eau.

Norme américaine pour l'eau potable

Actuellement, il n'y a aucune recommandation américaine au sujet des cyanotoxines. Les cyanobactéries et les cyanotoxines ont été placées sur une liste nommée *Candidate Contaminant List for the US Safe Drinking Water Act* en 1998 (US EPA, 2001). Cette liste contient plusieurs contaminants dont les informations requises pour établir des normes sont jugées insuffisantes.

La United States Environmental Protection Agency (US EPA) doit revoir la liste des cyanotoxines et sélectionner celles qui sont prioritaires afin qu'elles soient étudiées au sein d'un programme appelé *Unregulated Contaminant Monitoring Regulation*. Les informations qui seront obtenues à partir de ce programme pourront être utiles à l'établissement des recommandations pour les cyanotoxines dans l'eau potable (US EPA, 2001).

Critère de l'OMS pour l'eau potable

L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a établi une valeur guide provisoire pour la microcystine-LR dans l'eau potable de 1 µg/l (OMS, 2004). Tout comme Santé Canada, cette valeur dérive de l'étude de Fawell *et al.* (1999b) considérée comme la plus appropriée pour dériver une valeur guide. Une dose journalière tolérable de 0,04 µg/kg p.c./j a été calculée en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 à la DSENO (100 pour les variations intra et interspèces et 10 pour tenir compte des limites des données de base, en particulier sur la toxicité chronique et la carcinogénicité). Un facteur de 0,8 a été utilisé pour prendre en compte l'exposition journalière qui provient de l'eau de consommation. Le poids corporel moyen d'un adulte a été estimé à 60 kg et la consommation quotidienne moyenne d'eau potable d'un adulte a été établie à 2 l/j.

Cette valeur guide est provisoire en raison des données actuellement limitées. Aussi, l'OMS considère les données actuelles insuffisantes pour établir des valeurs guides pour les autres cyanotoxines.

Norme québécoise, recommandation canadienne, norme américaine pour les eaux récréatives

Parmi les organismes (MDDEP, Santé Canada, US EPA et OMS) habituellement cités dans le cadre de ces fiches, seule l'OMS a développé des critères pour les eaux récréatives. D'autres pays (ex. : France, Australie) ont également élaboré des critères pour les eaux récréatives, mais il serait trop exhaustif de les citer ici.

Critères de l'OMS pour les eaux récréatives

L'Organisation mondiale de la Santé suggère des valeurs guides pour les eaux récréatives (OMS, 2003). Les valeurs guides tiennent compte des effets irritatifs causés par les cyanobactéries et du potentiel d'exposition liée à l'ingestion accidentelle de cyanotoxines, particulièrement des microcystines. Elles sont présentées en trois niveaux :

- *Effets mineurs ou faible probabilité d'effets sur la santé : 20 000 cellules cyanobactériennes/ml d'eau ou 10 µg de chlorophylle-a/l avec dominance de cyanobactéries*

Ce niveau vise à protéger la population des effets irritatifs ou allergiques des cyanobactéries et non des effets toxiques des cyanotoxines. Une abondance de 20 000 cellules cyanobactériennes/ml d'eau dérive de l'étude épidémiologique de Pilotto *et al.* (1997). L'OMS considère qu'à ce niveau, le risque pour la santé est faible et recommande qu'une information sur le faible niveau de risque soit donnée aux visiteurs sur les sites de baignade.

- *Probabilité modérée d'effets sur la santé : 100 000 cellules cyanobactériennes/ml d'eau ou 50 µg chlorophylle-a/l avec dominance de cyanobactéries*

L'Organisation mondiale de la Santé considère qu'à des abondances supérieures à 100 000 cellules cyanobactériennes/ml d'eau, la probabilité d'effets irritatifs est élevée. De plus, les cyanotoxines peuvent atteindre des concentrations ayant un impact sur la santé. Les baigneurs ingèrent accidentellement une quantité d'eau estimée entre 100 à 200 ml pour une session. L'évaluation du risque se base sur la valeur guide de la microcystine-LR dans l'eau potable. À une abondance de 100 000 cellules/ml, une concentration de 20 µg/l de microcystines peut être attendue, un niveau 20 fois plus élevé que la valeur guide pour l'eau potable. À cette concentration, un enfant de 10 kg qui avalerait accidentellement 250 ml d'eau ingérerait une quantité 10 fois plus grande que sa dose journalière tolérable. Une raison supplémentaire à l'établissement de ce niveau d'alerte est qu'à cette concentration cellulaire, la probabilité de formation d'une écume est élevée pour certaines espèces cyanobactériennes.

À ce niveau, l'OMS recommande d'informer la population afin qu'elle évite le contact avec une écume de cyanobactéries. Dans certains cas, la restriction de la baignade peut être jugée appropriée.

- *Risque élevé d'effets sur la santé : présence d'écume de cyanobactéries*

Plusieurs décès d'animaux ont été rapportés après ingestion d'écume de cyanobactéries. Une écume peut contenir des concentrations très élevées de cellules cyanobactériennes. Un enfant qui avalerait accidentellement un volume significatif d'écume pourrait recevoir une dose létale. L'OMS recommande de prendre des actions immédiates pour éviter tout contact avec une écume de cyanobactéries.

Fiche rédigée par :

Shelley-Rose Hyppolite en collaboration avec Denise Phaneuf, Patrick Levallois
et les membres du groupe scientifique sur l'eau de l'Institut national de santé publique du Québec

Fiche mise à jour par :

Denise Phaneuf, en collaboration avec Céline Campagna, Denis Gauvin, Patrick Levallois, Louise Normandin

Citation suggérée pour la présente fiche :

Groupe scientifique sur l'eau (2008), *Cyanobactéries et cyanotoxines (eau potable et eaux récréatives)*, Dans *Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine*, Institut national de santé publique du Québec, 20 p.

RÉFÉRENCES

AFSSA (Agence française de sécurité sanitaire des aliments) et AFSSET (Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail) (2006), *Risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau – Évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives*, Paris. 232 p. Accessible à :

<http://www.afsset.fr/upload/bibliotheque/085391856141331010617707867709/cyanobacteries.pdf>

Astrachan, N.B., Archer, B.G. et Hilbelink, D.R. (1980), Evaluation of the subacute toxicity and teratogenicity of anatoxin-a, *Toxicon*, 18: 684-688.

Azevedo, S.M.F.O., Carmichael, W.W., Jochimsen, E.M., Rinehart, K.L., Lau, S., Shaw, G.R. *et al.* (2002), Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil, *Toxicology*, 181-182: 441-446.

Blais, S. (2002), La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001, *Agrosol*, 13(2): 103-110.

Blais, S., Neron, S. (2008), *Cyanobactéries et cyanotoxines : État de la situation dans les plans d'eau québécois*. Présentation dans le cadre du symposium « Les algues bleu-vert, Symposium sur la gestion concertée environnement et santé » 11 mars 2008, Québec, Ministère de la Santé et des Services sociaux et Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Accessible à :

<http://www.msss.gouv.qc.ca/sujets/santepub/environnement/index.php?id=68.0.0.1.0.0>

Bourke, A.T.C., Hawes, R.B., Neilson, A. et Stallman, N.D. (1983), An outbreak of hepato-enteritis (The Palm Island Mystery Disease) possibly caused by algal intoxication, *Toxicon*, 3: 45-48.

Byth, S. (1980), Palm Island mystery disease, *Medical Journal of Australia*, 2: 40-42.

Carmichael, W.W. (1994), The toxins of cyanobacteria, *Scientific American*, 270(1): 78-86.

CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec) (2008), Accessible à :

<http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/index.htm>

CIRC (Centre international de Recherche sur le Cancer) (2006), *Ingestion de nitrates et nitrites, et toxines peptidiques cyanobactériennes* (version anglaise seulement), IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Human, volume 94. Accessible à : <http://monographs.iarc.fr/FR/Meetings/index1.php>

Chevalier, P., Pilote, R. et Leclerc, J.M. (2001), *Risques à la santé publique découlant de la présence de cyanobactéries (algues bleues) toxiques et de microcystines dans trois bassins versants du Sud-Ouest québécois tributaires du fleuve Saint-Laurent*. Unité de recherche en santé publique (Centre hospitalier de l'Université Laval) et Institut national de santé publique du Québec.

Chorus, I. (2001), *Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences*. Springer-Verlag Berlin and Heidelberg, 357 p.

Chorus, I. et Bartram, J., eds. (1999), *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. E & FN Spon, Londres.

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

Codd, G.A., Morrison, L.F. et Metcalf, J.S. (2005), Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 203: 264-272.

Codd, G.A., Ward, C.J. et Bell, S.G. (1997), Cyanobacterial toxins: occurrence, modes of action, health effects and exposure routes, *Archives of Toxicology*, 19(1): 399-410.

Cox, P.A., Banack, S.A., Murch, S.J., Rasmussen, U., Tien, G., Bidigare, R.R., Metcalf, J.S. *et al.* (2005), Diverse taxa of cyanobacteria produce β -N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid, *PNAS*, 102(14): 5074-5078.

Delong, D. (1979), Drinking water and liver cell cancer, an epidemiologic approach to the etiology of this disease in China, *Chinese Medical Journal*, 92(11): 748-755.

- Dillenberg, H.O. et Dehnel, M.K. (1960), Toxic waterbloom in Saskatchewan, 1959, *Canadian Medical Association Journal*, 83: 1151-1154.
- Duy, T.N., Lam, P.K.S., Shaw, G.R. et Connell, D.W. (2000), Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water, *Rev Environ Contam Toxicology*, 163: 113-186.
- Ellis, D. (2007), *Guide technique des procédés de traitement de l'eau*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Envirodoc: ENV/2007/0601, 50 p. Accessible à : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/publications/2007/ENV20070601.htm>
- Falconer, I.R., Burch, M.D., Steffensen, D.A., Choice, M. et Coverdale, O.R. (1994), Toxicity of the blue-green alga (cyanobacterium) *microcystis aeruginosa* in drinking water to growing pigs as an animal model for human injury and risk assessment, *Environmental Toxicology and Water Quality: An International Journal*, 9: 131-139.
- Falconer, I.R., Smith, J.V., Jackson, A.R.B., Jones, A. et Runnegar, M.T.C. (1988), Oral toxicity of a bloom of the cyanobacterium *microcystis aeruginosa* administered to mice over periods up to 1 year, *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 24: 291-305.
- Falconer, I.R. et Yeung, D.S.K. (1992), Cytoskeletal changes in hepatocytes induced by microcystin toxins and their relations to hyperphosphorylation of cell proteins, *Chem Bio. Interactions*, 81: 181-196.
- Fawell, J.K., Mitchell, R.E., Hill, R.E. et Everett, D.J. (1999a), The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse: II Anatoxin-a, *Human & Experimental Toxicology*, 18: 168-173.
- Fawell, J.K., Mitchell, R.E., Everett, D.J. et Hill, R.E. (1999b), The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse: I Microcystin-LR, *Human & Experimental Toxicology*, 18: 162-167.
- Freitas de Magalhães, V., Soares, R.M. et Azevedo, S.M.F.O. (2001), Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk, *Toxicon*, 39: 1077-1085.
- Funari, E. et Testai, E. (2008), Human health risk assessment related to cyanotoxins exposure. *Critical Review in Toxicology*, 38(2): 97-125.
- Gilroy, D.J., Kauffman, K.W., Hall, R.A., Huang, X et Chu, F.S. (2000), Assessing potential health risks from microcystin toxins in blue-green algae dietary supplements, *Environmental Health Perspectives*, 108(5): 435-439.
- Gouvernement du Québec (2005), *Règlement modifiant le Règlement sur la qualité de l'eau potable*, Éditeur officiel du Québec, Québec, Loi sur la qualité de l'environnement (L.R.Q., c. Q-2, a. 31, 1^{er} par. e, h.1, h.2, j et l, a.45, a.45.2, par. a, a.46, par. a, b, d, o, o.1, o.2, p et t, a.86, a.87, par. a, et a.109.1) Accessible à : <http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca>.
- Hale, D., Aldeen, W. et Carroll, K. (1994), Diarrhea associated with cyanobacteria like bodies in an immunocompetent host, *Journal of American Medical Association*, 271(2): 144-145.
- Hawkins, P.R., Runnegar, M.T.C., Jackson, A.R.B. et Falconer, I.R. (1985), Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green alga) *cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) seenaya and subba raju isolated from a domestic water supply reservoir, *Applied and Environmental Microbiology*, 50(5): 1292-1295.
- Humpage, A. (2008), Toxin types, toxicokinetics and toxicodynamics. *Advances in Experimental Medicine and Toxicology*, 619: 383-415.
- Hunter, P.R. (1998), Cyanobacterial toxins and human health, *The Society for Applied Microbiology*, 84: 35-41.
- Ito, E., Kondo, F., Terao, K. et Harada, K. (1997), Neoplastic nodular formation in mouse liver induced by repeated intraperitoneal injections of microcystin-LR. *Toxicon*, 35(9): 1453-1457.
- Jochimsen, E.M., Carmichael, W.W., An, J., Cardo, D., Cookson, S.T., Holmes, C.E.M. et al. (1998), Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *The New England Journal of Medicine*, 338(13): 873-878.
- Mankiewicz, J., Tarczyska, M., Fladmark, K.E., Doskeland, S.O., Walter, Z. et Zalewski, M. (2001), *Apoptotic effect of cyanobacterial extract on rat hepatocytes and human lymphocytes*. John Wiley & Sons, Inc.

Marshall, B.E. (1991), Toxic Cyanobacteria in Lake Chivero : a possible health hazard? *Trans. Zimbabwe Sci. Association*, 65: 16-19.

Murch, S.J., Cox, P.A., Banack, S.A. (2004), A mechanism for slow release of biomagnified cyanobacterial neurotoxins and neurodegenerative disease in Guam. *PNAS*. 101(33): 12228-12231.

Ness, K. (2002), *Cyanobactéries : proposition d'élaboration d'un critère de qualité pour la protection de la baignade au Québec*. Essai présenté à la Faculté des lettres et sciences humaines en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.). Université de Sherbrooke.

Nishiwaki-Matsushima, R. (1992), Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR, *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology*, 118: 420-424.

OMS (Organisation mondiale de la Santé) (2003), *Guidelines for safe recreational-water environments*, Volume 1, Coastal and fresh waters, World Health Organization, Genève, 215 p. Accessible à : <http://whqlibdoc.who.int/publications/2003/9241545801.pdf>

OMS (Organisation mondiale de la Santé) (2004), *Directives de qualité pour l'eau de boisson*, troisième édition, Volume 1, Recommandations, Genève, 260 p. Accessible à : http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en/index.html

Philipp, R. (1992), Health risks associated with recreational exposure to blue-green algae (cyanobacteria) when dinghy sailing, *Health and Hygiene*, 13: 110-114.

Philipp, R., Brown, M., Bell, R. et Francis, F. (1992) Health risks associated with recreational exposure to blue-green algae (cyanobacteria) when windsurfing and fishing, *Health and Hygiene*, 13: 115-119.

Philipp, R. et Bates, A.J. (1992), Health-risks assessment of dinghy sailing in Avon and exposure to cyanobacteria (blue-green algae), *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, 6: 613-617.

Pilotto, L.S., Douglas, R.M., Burch, M.D., Cameron, S., Beers, M., Rouch, G.J. *et al.* (1997), Health effects of exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water-related activities, *Australian and New Zealand Journal of Public Health*, 21: 562-566.

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

Pitois, S., Jackson, M.H. et Wood, B.J.B. (2000), Problems associated with the presence of cyanobacteria in recreational and drinking waters, *International Journal of Environmental Health Research*, 10: 203-218.

Pouria, S., de Andrade, A., Barbosa, J., Cavalcanti, R.L., Barreto, V.T.S., Ward, C.J. *et al.* (1998) Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil, *Lancet*, 352: 21-26.

Provic, P. (1998) Palm Island reconsidered. Was it copper poisoning? *Australian New Zealand Journal of Medicine*, 17: 345-349.

Robert, C., Tremblay, H., DeBlois, C. (2005), *Cyanobactéries et cyanotoxines au Québec : suivi à six stations de production d'eau potable (2001-2003)*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Envirodoc : ENV/2005/0099, 58 p. et 3 ann. Accessible à : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/publications/2005/ENV20050099.htm>

Robert, C. (2008), *Résultats de cyanobactéries et cyanotoxines à sept stations de production d'eau potable (2004-2006)*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 23 p. et 2 ann.. Accessible à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/cyano/Resultats_cyanos.pdf

Santé Canada (2002), *Les toxines cyanobactériennes – Les microcystines-LR*. Recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada : pièces à l'appui. Accessible à : www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/pdf/microcysf.pdf

Stewart, I., Webb, P.M., Schluter, P.J., Moore, M.R. et Shaw, G.R. (2001), *The epidemiology of recreational exposure to freshwater cyanobacteria: an observational study of recreational water users in Queensland and New South Wales*. Affiche présentée au Congress of Toxicology in Brisbane, Australie.

Stewart, I., Webb, P.M., Schluter, P.J., Fleming, L.E., Burns, J.W., Gantar, M., Backer, L.C., Shaw, G. (2006a), Epidemiology of recreational exposure to freshwater cyanobacteria an international prospective cohort study. *BMC Public Health*. 6: 93. Accessible à : <http://www.pubmedcentral.nih.gov/picrender.fcgi?artid=1562407&blobtype=pdf>

- Stewart, I., Robertson, I.M., Webb, P.M., Schluter, P.J., Shaw, G.R. (2006b), Cutaneous reactions to freshwater cyanobacteria human volunteer studies. *BMC Dermatol*, 6: 6. Accessible à : <http://www.pubmedcentral.nih.gov/picrender.fcgi?artid=1488869&blobtype=pdf>
- Teixera, M.G.L.C., Costa, M.C.N., Carvalho, V.L.P., Pereira, M.S. et Hage, E. (1993), Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil, *Bulletin of PAHO*, 27(3): 244-253.
- Tisdale, E.S. (1931a), Epidemic of intestinal disorders in Charleston, W. VA., Occurring simultaneously with unprecedented water supply conditions, *American Journal of Public Health*, 21: 198-200.
- Tisdale, E.S. (1931b), The 1930-1931 Drought and its effect upon public water supply, *American Journal of Public Health*, 21: 1203-1218.
- Torokne, A., Palovics, A. et Bankine, M. (2001), Allergenic (sensitization, skin and eye irritation) effects of freshwater cyanobacteria experimental evidence. *Environmental Toxicology*, 16: 512-516.
- Turner, P.C., Gammie, A.J., Hollinrake, K. et Codd, G.A. (1990), Pneumonia associated with contact with cyanobacteria. *British Medical Journal*, 300: 1440-1441.
- Ueno, Y., Nagata, S., Tsutsumi, T., Hasegawa, A., Watanabe, M.F., Park, H. *et al.* (1996) Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay, *Carcinogenesis*, 17(6): 1317-1321.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency) (2001), *Creating a cyanotoxin target list for the unregulated contaminant monitoring rule*, May 17-18, 2001. Accessible à : www.epa.gov/safewater/standard/ucmr/cyanotoxinmeeting0501.pdf
- Van Apeldoorn, M.E., van Egmond, H.P., Speijers, G.J.A. et Bakker, G.J.I. (2007), Toxins of cyanobacteria-Review. *Mol Nutr Food Res*, 51: 7-60.
- Van Buynder, P.G., Oughtred, T., Kirkby, B., Philips, S., Eaglesham, G., Thomas, K. *et al.* (2001), Nodularin uptake by seafood during a cyanobacterial bloom, *Environmental Toxicology*, 16:468-471.
- Van Dolah, F.M. (2000), Marine algal toxins: origins, health effects, and their increased occurrence, *Environmental Health Perspectives*, 108(1): 133-141.
- Vasconcelos, V.M. (1999), Cyanobacterial toxins in Portugal: effects on aquatic animals and risk for human health, *Brazilian Journal of Medical and Biological Research*, 32: 249-254.
- Veldee, M.V. (1931), An epidemiological study of suspected water-borne gastroenteritis, *American Journal of Public Health*, 21: 27-1235.
- Yu, S. (1995) Primary prevention of hepatocellular carcinoma. *Journal of Gastroenterology and Hepatology*, 10: 674-682.

ANNEXE 1

Données toxicologiques et épidémiologiques

Intoxication aigüe

Des études animales ont montré que l'anatoxine-a peut entraîner des fasciculations, des faiblesses musculaires et des convulsions qui peuvent conduire à la mort, le plus souvent par paralysie des muscles respiratoires (Chorus et Bartram, 1999). La DL_{50} chez la souris est de l'ordre de 250 µg/kg p.c. par injection intrapéritonéale, de 2000 µg/kg p.c. pour la voie intranasale et de plus de 5000 µg/kg p.c. pour la voie orale (Chorus et Bartram, 1999). Une étude sur 28 jours effectuée chez des souris utilisant la voie orale (gavage) a mis en évidence une dose sans effet nocif observé (DSENO) de 0,098 µg/kg p.c./j (Fawell *et al.*, 1999a).

Plusieurs cas d'intoxication aigüe chez l'animal ont été rapportés en lien avec les neurotoxines sécrétées par les cyanobactéries (Chorus et Bartram, 1999). Cependant, à ce jour, il n'y a aucun cas documenté chez l'humain.

Concernant la microcystine-LR, les études indiquent une DL_{50} chez la souris entre 25-150 µg/kg p.c. pour la voie intrapéritonéale et de plus de 5000 µg/kg p.c. pour la voie orale (Chorus et Bartram, 1999). La LD_{50} par voie intranasale chez la souris serait identique à celle par la voie intrapéritonéale (Chorus et Bartram, 1999). Les données suggèrent que plusieurs microcystines auraient une toxicité du même ordre de grandeur, soit une LD_{50} par voie intrapéritonéale entre 50-70 µg/kg p.c. pour la microcystine-LR, -LA et -YR, mais environ dix fois plus élevée pour la microcystine-RR, soit de 600 µg/kg p.c. (Chorus et Bartram, 1999).

Depuis les années 1930, une douzaine de cas d'intoxication humaine par les hépatotoxines ont été rapportés dans la littérature. Cependant, pour la majorité de ces épisodes, les éléments qui permettraient de statuer clairement sur un lien de cause à effet font défaut. À ce sujet et concernant l'eau de consommation, soulignons l'épisode de la rivière Ohio survenu en 1930 avec le développement de gastro-entérites chez plus de 8000 personnes à Charleston en Virginie (Tisdale, 1931a; Tisdale, 1931b; Veldee, 1931), l'épisode de Palm Island en Australie survenu en 1979 qui a entraîné l'hospitalisation de 138 enfants et de 10 adultes qui présentaient des symptômes sévères de gastro-entérite et d'hépatite accompagnés de troubles électrolytiques (Byth, 1980; Bourke *et al.*, 1983; Hawkins *et al.*, 1985; Provic, 1987), les cas de gastro-entérites survenus au Brésil en 1988 (Teixera *et al.*, 1993) et ceux rapportés près du lac Chivero au Zimbabwe pour les années 1962 et 1963 (Marshall, 1991). Bien que dans tous ces cas, la contamination de l'eau potable par les cyanobactéries ait été soupçonnée comme responsable des incidents rapportés, les causes n'ont jamais été clairement identifiées. Il en est de même pour les cas liés aux eaux récréatives. Soulignons l'épisode survenu en 1989 en Angleterre où 10 militaires sur 20 ont développé des malaises et 2 ont été hospitalisés pour une pneumonie sévère suite à une baignade dans un plan d'eau affecté par une prolifération de cyanobactéries (Turner *et al.*, 1990). Au Canada, relatons les cas survenus en 1959 en Saskatchewan, alors que 12 personnes ont développé une gastro-entérite suite à une baignade dans différents lacs où l'on avait noté une prolifération de cyanobactéries (Dillenberg et Dehnell, 1960). Dans ce dernier cas cependant, bien qu'on ne puisse exclure une autre cause, des cellules de cyanobactéries ont été retrouvées dans les selles de deux personnes malades.

L'épisode qui ne fait aucun doute quant au potentiel toxique des cyanotoxines est le cas dramatique survenu à Caruaru au Brésil en février 1996. Plus de 50 personnes (total de 130 patients) sont décédées en 3 mois dans un centre d'hémodialyse par exposition intraveineuse à une eau contaminée par des microcystines (Pouria *et al.*, 1998; Jochimsen *et al.*, 1998; Azevedo *et al.*, 2002). Une enquête menée

par les *Centers for Disease Control and Prevention* (CDC) a montré la présence de cyanobactéries dans l'eau de la municipalité, dans les appareils de dialyse, dans le sérum des malades et dans les tissus hépatiques lors d'autopsies *post mortem* effectuées sur 16 personnes (Jochimsen *et al.*, 1998). Malgré cette intoxication évidente, plusieurs données manquent, notamment la concentration de microcystines dans l'eau lors de l'exposition aiguë (Jochimsen *et al.*, 1998). Une estimation de 19,5 µg/l de microcystines a néanmoins été proposée (Azevedo *et al.*, 2002).

Quelques études épidémiologiques ont été réalisées afin d'évaluer les effets irritatifs et allergiques des cyanobactéries. Dans l'étude réalisée par Pilotto *et al.* (1997), 921 personnes ont été recrutées à trois sites de baignade en Australie entre les mois de janvier et février 1995. Tous les participants devaient remplir un questionnaire sur leur état de santé et sur les activités récréatives menées dans la journée même et durant les cinq jours précédents le contact initial. Un suivi téléphonique a été réalisé 2 jours et 7 jours après ce premier contact pour s'enquérir de symptômes qui auraient duré plus de 24 heures (diarrhée, vomissements, rhume, éruption cutanée, ulcère buccal, fièvre, infection des yeux et des oreilles). Des échantillonnages d'eau ont été effectués deux fois par jour à chaque site de baignade les jours de recrutement. Sur chaque site, 10 échantillons ont été prélevés que l'on mélangeait pour en obtenir un par site. Le décompte des cellules cyanobactériennes a été réalisé dans 4 laboratoires différents avec une précision de plus ou moins 20 %. La toxicité des cyanotoxines a été estimée par injection intrapéritonéale chez des souris. L'étude n'a démontré aucune différence significative dans l'incidence des symptômes rapportés entre les personnes qui ont eu un contact avec l'eau et les personnes non exposées (aucun contact avec l'eau). Une différence significative entre les exposés et les non-exposés apparaît seulement lorsque l'on regroupe l'ensemble des symptômes rapportés et lorsqu'on combine une durée de contact avec l'eau de plus de 60 minutes et un décompte cellulaire de plus de 5000 cellules cyanobactériennes/ml (RR : 3,44; IC : 1,09-0,82; p : 0,004). Les chercheurs n'ont pas évalué la présence d'autres bactéries ou parasites aux sites de baignade, ni l'ingestion accidentelle d'eau contaminée. En raison des limites de cette étude, d'autres études s'avèrent nécessaires pour mieux préciser le risque. Une autre étude du même type que Pilotto *et al.* a été réalisée auprès de 1115 personnes recrutées sur différents lieux de baignade en Australie (Stewart *et al.*, 2001). Les chercheurs ont comparé les symptômes rapportés par les individus qui avaient été en contact avec une eau qui comptait moins de 5000 cellules cyanobactériennes/ml, une autre qui comptait entre 5000 et 100 000 cellules cyanobactériennes/ml et une troisième qui comptait plus de 100 000 cellules cyanobactériennes/ml. Bien que ces résultats soient préliminaires, aucune différence significative dans l'incidence des symptômes rapportés n'a été notée. Enfin, trois études réalisées en Angleterre en 1990 ne démontrent aucune augmentation significative des symptômes liés à une exposition aux cyanobactéries. Une première étude réalisée sur un lac affecté par une prolifération cyanobactérienne n'a démontré aucune différence significative dans l'incidence des symptômes rapportés entre ceux qui avaient utilisé un dériveur sans être tombés à l'eau et ceux qui étaient tombés à l'eau (Philipp, 1992). Une seconde étude a comparé l'incidence des symptômes rapportés chez des personnes qui ont été en contact avec l'eau d'un réservoir affecté par une prolifération cyanobactérienne et d'un réservoir sans prolifération (Philipp et Bates, 1992). L'incidence des symptômes rapportés a été comparable dans les deux lieux. Finalement, une troisième étude a comparé les symptômes rapportés chez des pêcheurs et des planchistes exposés et non exposés à une prolifération de cyanobactéries (Philipp *et al.*, 1992). Aucune différence significative n'a été notée entre les exposés et les non-exposés.

Plus récemment, dans une étude réalisée sur une période de trois ans (1999 à 2002), Stewart *et al.* (2006a) ont évalué la relation entre l'abondance de cyanobactéries et la présence de cyanotoxines, et l'apparition de différents symptômes surtout d'ordre irritatif (effets aigus touchant les oreilles, les yeux, le système gastro-intestinal, le système respiratoire et la peau). Cette étude s'est déroulée sur différents plans d'eau d'Australie et de la Floride. Contactés directement sur place, les gens étaient sollicités pour répondre à un questionnaire le jour même avant de quitter le site de baignade. Un suivi

téléphonique était réalisé trois jours plus tard. Des 3595 personnes contactées, 3193 (89 %) ont accepté de participer à l'étude et 1331 (37 %) ont complété le suivi téléphonique. L'abondance des cyanobactéries était mesurée à partir de 3 niveaux d'exposition définis selon la surface cellulaire : faible ($< 2,4 \text{ mm}^2/\text{ml}$), moyen ($2,4\text{-}12,0 \text{ mm}^2/\text{ml}$) et élevé ($> 12,0 \text{ mm}^2/\text{ml}$). Une augmentation statistiquement significative de l'apparition de symptômes respiratoires était observée lorsque les gens étaient en contact avec des niveaux élevés de cyanobactéries ($> 12,0 \text{ mm}^2/\text{ml}$). Une autre association statistiquement significative avec les niveaux élevés de cyanobactéries était également observée lorsque l'on regroupait tous les symptômes ensemble. Les symptômes rapportés étaient considérés légers par la majorité des sujets. Aucune relation avec les concentrations de toxines mesurées n'a été observée mais il faut souligner que les concentrations étaient faibles. Par exemple, les microcystines n'ont été détectées qu'à 2 occasions et les concentrations mesurées étaient de 1 et $12 \text{ } \mu\text{g/l}$. L'anatoxine n'a été détectée qu'une seule fois à la concentration de $1 \text{ } \mu\text{g/l}$.

Les effets dermatologiques des cyanobactéries ont aussi été évalués par Stewart *et al.* (2006b). Vingt patients de clinique externe de dermatologie et 19 personnes contrôles ont reçu en application sur la peau 6 suspensions de cyanobactéries (*Cylindrospermopsis*, *Microcystis*, *Aphazimemon*, *Anabaena*, *Planktothrix*) et 2 extraits de lipopolysaccharides de cyanobactéries. Un seul des patients en dermatologie a démontré une réaction d'hypersensibilité. Aucun des sujets contrôles n'a développé d'effets cutanés suite à l'application des « *patches* » de cyanobactéries. Les auteurs concluent que les réactions d'hypersensibilité associées aux cyanobactéries semblent peu fréquentes. Ils font également remarquer qu'il est difficile de statuer s'il s'agit d'une réaction d'irritation ou d'hypersensibilité.

Cette dernière étude donne des résultats légèrement inférieurs à ce qui a été observé dans une étude précédente réalisée par Pilotto *et al.* (2004). Lors de 2 essais différents, 114 patients ont reçu en application sur la peau des suspensions ou des extraits de *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Aphanocapsa* ou *Cylindrospermopsis*. Les auteurs ont observé qu'en moyenne de 20 à 24 % des individus réagissaient aux cyanobactéries. Ces niveaux de réaction s'abaissaient (11 à 15 %) si l'on se limitait aux individus n'ayant aucune réaction au contrôle négatif. Par contre dans tous les cas ces réactions étaient considérées légères et n'ont nécessité aucun traitement. Aucune relation dose-réponse n'a été observée. De plus, aucune différence n'a été observée entre les patients atopiques ou non atopiques. Il est à remarquer que dans la discussion, il est surtout question d'effets irritatifs en lien avec les cyanobactéries.

Intoxication subchronique et chronique

Jusqu'à ce jour, aucune donnée ne suggère une toxicité chronique engendrée par les neurotoxines (Chorus, 2001). Concernant la toxicité chronique des hépatotoxines, seuls les effets des microcystines ont été étudiés. Dans une étude chronique, des extraits de *Microcystis aeruginosa* à des concentrations comprises entre 750 et $11\,300 \text{ } \mu\text{g/kg p.c.}$ ont été administrés par voie orale à des souris durant une année (Falconer *et al.*, 1988). Les concentrations administrées ont été estimées par injection intrapéritonéale chez des souris en se basant sur la DL_{50} . Aux doses les plus élevées, on a noté une augmentation du taux de mortalité, des bronchopneumonies et des lésions chroniques au foie. Aucune néoplasie hépatique n'a été observée.

À l'exception de cette étude, les données concernant la toxicité chronique des microcystines proviennent essentiellement d'études subchroniques. Des extraits de *Microcystis aeruginosa* à des doses équivalentes à 0, 280, 800 et $1310 \text{ } \mu\text{g/kg p.c./j}$ ont été administrées par voie orale à des porcs pendant 44 jours (Falconer *et al.*, 1994). L'extrait contenait au moins sept microcystines différentes et la concentration a été estimée par injection intrapéritonéale chez des souris en se basant sur la DL_{50} . Des lésions hépatiques visibles ont été observées aux trois doses. Une plus faible dose sans effet nocif observé (PFDSENO) de $280 \text{ } \mu\text{g/kg p.c./j}$ a été déterminée. Dans le cadre d'une étude plus récente, on a administré par voie orale (gavage) de la microcystine-LR à des doses de 0, 40, 200 et $1000 \text{ } \mu\text{g/kg p.c./j}$ chez 30 souris pendant 13 semaines. Aux deux doses les plus élevées, des modifications

histopathologiques du foie et une élévation des enzymes hépatiques ont été observées. Une DSENO de 40 µg/kg p.c./j (Fawell *et al.*, 1999b) a été identifiée.

Effets sur la reproduction, l'embryotoxicité et la tératogénicité

Lors d'une étude réalisée chez des hamsters, des doses de 125 ou 200 µg/kg p.c. d'anatoxine-a ont été administrées par injection intrapéritonéale 3 fois par jour entre le 8^e et le 14^e jour de la grossesse (Astrachan *et al.*, 1980). Ces deux doses ont entraîné des retards de croissance chez plusieurs fœtus et pour la plus faible dose administrée, des malformations fœtales (hydrocéphalie) chez tous les fœtus ont été observées chez une portée sur six. Dans une étude plus récente menée chez des souris, une dose unique de 2,46 mg/kg p.c./j d'anatoxine-a leur a été donnée par voie orale (gavage) entre le 6^e et le 15^e jour de la gestation (Fawell *et al.*, 1999a). Cette dose a été considérée comme la dose maximale tolérable pour les souris femelles. Aucune anomalie et aucun effet toxique n'ont été observés chez les fœtus. Cette dose a été considérée comme une DSENO pour la tératogénicité.

Lors d'une première étude visant à évaluer les effets des microcystines sur la reproduction, 8 souris mâles et femelles de 20 semaines, qui ont reçu des extraits de *Microcystis aeruginosa* par voie orale depuis leur sevrage, ont été accouplées (Falconer *et al.*, 1988). L'exposition par voie orale s'est poursuivie durant toute la grossesse et la dose reçue a été évaluée à environ 2800 µg/kg p.c./j (Santé Canada, 2002). Aucun effet n'a été observé, excepté une réduction de la taille du cerveau chez 10 % des nouveau-nés par rapport aux témoins (Falconer *et al.*, 1988). Dans le cadre d'une seconde étude plus récente, des concentrations de 0, 200, 600 et 2000 µg/kg p.c./j de microcystine-LR ont été administrées par voie orale (gavage) à 4 groupes de 26 souris femelles entre le 6^e et le 15^e jour de la grossesse (Fawell *et al.*, 1999b). À la dose la plus élevée, 7 souris sur 26 sont mortes et les embryons présentaient un retard de croissance et d'ossification osseuse. Pour les autres doses, aucune toxicité maternelle ou fœtale n'a été démontrée et une DSENO de 600 µg/kg p.c./j, pour la toxicité sur le développement, a été établie.

En résumé, bien que certaines études animales font état d'issues défavorables chez les fœtus (hydrocéphalie et réduction de la taille du cerveau), les études récentes ne démontrent aucun effet néfaste des cyanotoxines (anatoxine-a et microcystine-LR) sur la reproduction, à l'exception d'embryotoxicité lorsque les doses entraînent une toxicité sévère chez les mères.

Effets cancérigènes

Des préoccupations existent à propos du potentiel cancérigène des microcystines et de la nodularine puisque leur mécanisme d'action, soit l'inhibition des protéines phosphatases, est un mécanisme général de promotion tumorale de divers organes (Pitois *et al.*, 2000).

Concernant la microcystine-LR, son potentiel d'initier des tumeurs hépatiques a été démontré dans une étude chez des souris où l'on a utilisé la voie intrapéritonéale (Ito *et al.*, 1997). L'administration de la microcystine-LR par voie orale à une concentration de 80 µg/kg p.c. 100 fois sur 28 semaines n'a entraîné aucune atteinte hépatique (Ito *et al.*, 1997).

Si le potentiel d'initiation tumorale reste à préciser, deux études ont démontré le potentiel des microcystines à promouvoir la formation tumorale chez des souris et des rats après initiation avec du diméthylbenzanthracène (Chorus et Bartram, 1999) et du diéthylnitrosamine (Nishiwaki-Matsushima, 1992), deux substances reconnues cancérigènes. Dans le premier cas, de la microcystine-LR à 50 mg/l était donnée dans l'eau de boisson des souris et dans le deuxième cas des doses de 1 et 10 µg/kg de microcystine-LR étaient données par voie intrapéritonéale durant les 2 premières semaines suivies de concentrations variant entre 10 et 50 µg/kg administrées pendant 8 autres semaines (Chorus et Bartram, 1999). Également, des résultats d'essais *in vitro* (Mankiewicz *et al.*, 2001) effectués sur des

lymphocytes humains ont montré que les microcystines avaient un effet clastogène (induction de bris dans les chromosomes).

À partir d'études épidémiologiques menées en Chine, l'augmentation de l'incidence des carcinomes hépatiques dans certaines régions a été suggérée comme pouvant être associée à l'ingestion régulière d'eau de surface contaminée par des cyanobactéries. Un taux de carcinome hépatique de 1/100 000 a été noté chez les personnes qui s'approvisionnent dans un puits comparé à un taux de 76/100 000 chez les personnes qui utilisent une eau recueillie dans des fossés (DeLong, 1979). Une première étude effectuée dans la ville de Tongan a estimé la concentration de microcystines dans l'eau des fossés à 6,5 µg/l (Yu, 1995) et une seconde menée dans la ville de Haimen et le comté de Fusui a plutôt évalué cette concentration moyenne à 0,13 µg/l (Ueno *et al.*, 1996). Il est possible que ces données soient dues à d'autres facteurs étiologiques du cancer hépatique comme l'aflatoxine et l'hépatite B ou que les microcystines jouent un rôle de promotion tumorale chez ces populations présentant plusieurs facteurs de risque (Chorus, 2001).

En somme, bien que le potentiel de promotion tumorale ait été démontré dans des études animales pour les microcystines, le potentiel d'initier des formations tumorales hépatiques doit être mieux évalué. La signification de ces résultats pour l'humain reste actuellement peu claire. Santé Canada classe la microcystine-LR dans le groupe IIIB (données inadéquates chez les êtres humains, preuves limitées chez les animaux de laboratoire) puisque les évidences de la carcinogénicité des microcystines sont considérées limitées chez l'animal et inadéquates pour l'humain (Santé Canada, 2002; Chorus et Bartram, 1999). Dans son évaluation, le Centre international de Recherche sur le Cancer (CIRC) en arrive lui aussi à des conclusions semblables (CIRC, 2006). Selon le CIRC, bien que l'effet promoteur chez l'animal de la microcystine-LR et des extraits de *Microcystis* ait été plusieurs fois constaté chez les animaux de laboratoire, le lien entre l'exposition aux microcystines et les carcinomes hépatocellulaires observé dans les études épidémiologiques reste à établir. Le CIRC a donc classé la microcystine-LR dans le groupe 2B (cancérogène possible pour l'humain) et les extraits de *Microcystis* dans le groupe 3 (non classifiable pour l'humain).

ANNEXE B

PROPOSITIONS DE CRITÈRES D'INTERVENTION ET DE SEUILS D'ALERTE POUR LES CYANOBACTÉRIES

INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC

Propositions de critères d'intervention et de seuils d'alerte pour les cyanobactéries

Groupe scientifique sur l'eau
Unité Santé et environnement



information



formation



recherche



coopération
internationale

CONTEXTE

Les cyanobactéries, aussi appelées algues bleu-vert, sont des bactéries Gram négatif qui se répartissent en 150 genres regroupant quelques 2000 espèces. L'intérêt porté par les professionnels de la santé publique aux cyanobactéries découle du fait que ces micro-organismes peuvent produire des substances toxiques. Ces substances, appelées cyanotoxines, sont regroupées en trois classes : les neurotoxines (anatoxine-a, anatoxine-a(s), saxitoxine, néosaxitoxine), les hépatotoxines (microcystines, nodularine, cylindrospermopsine) et les endotoxines de nature lipopolysaccharidique¹.

La problématique des cyanobactéries est présente un peu partout sur la planète et le Québec ne fait pas exception. Plusieurs plans d'eau (lacs et cours d'eau) ont été signalés au ministère de l'Environnement du Québec (MENV) pour des problèmes de fleurs d'eau. Plusieurs de ces plans d'eau sont utilisés pour des activités récréatives, et certains d'entre eux comptent des prises d'eau potable municipales. Ces fleurs d'eau répertoriées pouvaient contenir des espèces de cyanobactéries susceptibles de produire des toxines, mais heureusement jusqu'à maintenant les concentrations de cyanotoxines mesurées étaient faibles. Les cyanotoxines recherchées étaient la microcystine-LR et certaines variantes de microcystines, et l'anatoxine-a.

Les deux sources majeures d'exposition aux cyanobactéries et à leurs cyanotoxines sont la consommation d'eau et l'utilisation de l'eau à des fins récréatives. Pour une description détaillée des effets sur la santé des cyanobactéries et de leurs toxines, le lecteur est invité à consulter la fiche synthèse sur l'eau potable et la santé humaine réalisée sur le sujet par le Groupe scientifique sur l'eau (GSE) de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) (Groupe scientifique sur l'eau, 2004).

¹ Il faut souligner que nos connaissances au niveau des cyanotoxines sont incomplètes et qu'il est possible que de nouvelles classes de toxines puissent être identifiées dans le futur.

Québec

EAU POTABLE

Normes et recommandations existantes

Au Québec, le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* ne spécifie aucune norme pour les cyanotoxines. Santé Canada pour sa part définit une concentration maximale acceptable (CMA) de 1,5 µg/l pour la microcystine-LR. L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a établi pour la microcystine-LR une valeur guide de 1 µg/l. L'agence américaine de protection de l'environnement (US EPA) n'a élaboré aucune norme ou recommandation.

La microcystine est la seule cyanotoxine ayant fait l'objet de normes ou recommandations par les organismes les plus souvent consultés.

Recommandations de l'Institut national de santé publique du Québec

Étant donné qu'il n'existe aucune norme pour les cyanotoxines dans le *Règlement sur la qualité de l'eau potable*, le Groupe scientifique sur l'eau de l'INSPQ considère qu'il est approprié d'utiliser la CMA de 1,5 µg/l élaborée par Santé Canada pour la microcystine-LR étant donné que cette recommandation se fonde sur une des études expérimentales les plus pertinentes publiées à ce jour.

Cependant comme la microcystine-LR n'est pas la seule microcystine pouvant être produite par les cyanobactéries et afin de tenir compte de la toxicité de plusieurs de ces microcystines, l'INSPQ recommande de calculer une concentration de microcystine-LR toxicité équivalente tel que défini dans la publication de Wolf et Frank (2002). De manière semblable aux facteurs de toxicité équivalente (FTE)² développés pour les dioxines et furannes, un FTE en relation avec la microcystine-LR a été attribué pour chaque microcystine dont les données toxicologiques sont disponibles. Ainsi, pour un résultat analytique donné, la concentration de chaque variante présente de la microcystine

² Pour les dioxines, furannes et BPC, l'acronyme TEF pour « Toxicity Equivalent Factor » est souvent rencontré. La signification en est la même.

est multipliée par son FTE et la somme de toutes les concentrations équivalentes de microcystine-LR est finalement comparée à la recommandation de Santé Canada.

Les valeurs de FTE sont les suivantes (Wolf et Frank, 2002) :

Microcystine-LR	1,0
Microcystine-LA	1,0
Microcystine-YR	1,0
Microcystine-YM	1,0
Microcystine-RR	0,1

Cette recommandation de l'INSPQ peut être considérée comme étant provisoire. Il est prévu que le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* soit révisé pour 2006 et il est probable que l'on y retrouve une norme pour la microcystine. Comme pour plusieurs autres substances, l'INSPQ fera des recommandations concernant les cyanotoxines qui s'y retrouveront.

En ce qui concerne les toxines cyanobactériennes autres que les microcystines, ni Santé Canada, ni l'US EPA, ni l'OMS n'ont élaboré de recommandations. Tous ces organismes jugeaient que les données toxicologiques étaient insuffisantes pour le faire. L'INSPQ a par contre élaboré une balise pour l'anatoxine-a pour aider les directions de santé publique lors de la présence de cette cyanotoxine dans l'eau potable. Cette balise découle de l'étude de Fawell *et al.*, (1999) où une dose sans effets nocifs observés (DSENO) de 98 µg/kg a été établie chez la souris. Un facteur de sécurité de 1000 a été appliqué à cette DSENO pour définir l'apport quotidien tolérable (AQT). En considérant un poids moyen pour l'humain de 70 kg, une consommation d'eau de 1,5 l et une proportion de l'exposition attribuable à l'eau de 0,8, on obtient une concentration d'anatoxine-a de 3,7 µg/l. Tout comme pour les microcystines, cette valeur est provisoire et sera réévaluée lors de la prochaine mise à jour du *Règlement sur la qualité de l'eau potable*.

EAUX RÉCRÉATIVES

Normes et recommandations existantes

Seul l'OMS a élaboré des recommandations pour les eaux récréatives et les cyanobactéries. Ces recommandations sont présentées en trois niveaux :

1. Effets mineurs et/ou faible probabilité d'effets sur la santé : 20 000 cellules cyanobactériennes/ml d'eau ou 10 µg de chlorophylle-a/l avec dominance de cyanobactéries (l'OMS considère qu'à ces niveaux de l'information doit être donnée sur le site d'utilisation du plan d'eau pour prévenir la possibilité d'effets irritatifs).
2. Probabilité modérée d'effets sur la santé : 100 000 cellules cyanobactériennes/ml d'eau ou 50 µg de chlorophylle-a/l avec dominance de cyanobactéries (compte tenu de la probabilité élevée d'effets irritatifs et de la possibilité de concentrations élevées de cyanotoxines, l'OMS recommande d'informer la population d'éviter tout contact avec l'eau).
3. Risque élevé d'effets sur la santé : présence d'écume de cyanobactéries (l'OMS recommande de prendre des actions immédiates pour éviter tout contact avec une écume de cyanobactéries).

Recommandations de l'Institut national de santé publique du Québec

Lorsqu'il y a présence d'une fleur d'eau cyanobactérienne, l'INSPQ recommande d'informer la population d'éviter les activités aquatiques où il y a contact avec l'eau.

Le seuil de 20 000 cellules cyanobactériennes/ml proposé par l'OMS pour protéger contre les effets irritatifs et allergiques des cyanobactéries n'a pas été retenu par l'INSPQ. L'ensemble des études épidémiologiques réalisées sur le sujet jusqu'à ce jour ne nous apparaît pas concluant. En effet, seule l'étude de Pilotto *et al.*, (1997) avait observé une différence significative entre les baigneurs et les non-baigneurs pour le regroupement de l'ensemble des symptômes rapportés (diarrhée, vomissements, rhume, éruption cutanée, ulcère buccal, fièvre, infections des yeux et des oreilles) et une durée de contact avec l'eau de plus de 60 minutes et un décompte cellulaire de plus de 5000 cellules/ml. Les autres études

épidémiologiques réalisées n'ont quant à elles montré aucun lien entre l'utilisation de l'eau à des fins récréatives et l'apparition de différents symptômes en présence de cyanobactéries (Stewart *et al.*, 2001; Philipp, 1992; Philipp et Bates, 1992; Philipp *et al.*, 1992). Santé Canada pour sa part, n'a retenu aucune recommandation se rapportant au dénombrement cellulaire, considérant qu'il ne s'agit pas d'un indicateur fiable ou représentatif des concentrations des toxines (Santé Canada, 2003). Sur la base de ces données, le premier seuil de risque (20 000 cellules/ml) proposé par l'OMS n'a pas été retenu. Le deuxième seuil de 100 000 cellules/ml pourrait cependant être un élément décisionnel complémentaire lors de l'évaluation d'une situation donnée.

Pour aider les directions de santé publique pouvant être interpellées lors d'une prolifération de cyanobactéries, l'INSPQ a développé des seuils d'alerte basés sur les concentrations de cyanotoxines. Ces seuils d'alerte ont des valeurs de 16 µg/l pour la microcystine-LR toxicité équivalente et de 40 µg/l pour l'anatoxine-a. Ces concentrations, ou seuil d'alerte, peuvent être utiles pour émettre des recommandations concernant les eaux récréatives lorsque la fleur d'eau cyanobactérienne (bloom) est disparue. Ainsi, lors de la présence d'une fleur d'eau cyanobactérienne, il est recommandé que la population évite toute activité où il y a contact avec l'eau. Lorsque la fleur d'eau est disparue, cette dernière recommandation devrait être maintenue tant que les concentrations de microcystine-LR toxicité équivalente sont supérieures à 16 µg/l et celles d'anatoxine-a plus élevées que 40 µg/l.

Ces valeurs seuils ne sont pas des critères ou des normes et en aucun cas elles ne devraient être considérées comme telles. Elles ne doivent pas non plus se substituer au jugement professionnel et à la prise en compte de l'ensemble de la situation (ex. : historique de la prolifération, étendue, population touchée, correctif apporté, etc.). La décision de gestion doit tenir compte de l'ensemble de la problématique et ne doit pas reposer uniquement sur ces valeurs, elles ne sont qu'un élément décisionnel parmi les autres. De plus ces orientations doivent être considérées comme provisoires et sont appelées à être modifiées parallèlement à l'évolution de nos connaissances.

RÉFÉRENCES

- Fawell JK, Mitchel RE, Hill RE, Everett DJ (1999) The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse: II Anatoxin-a. *Human & Experimental Toxicology*, 18:168-173.
- Groupe scientifique sur l'eau (2004) Cyanobactéries et cyanotoxines (eau potable et eaux récréatives). Dans : Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine, Institut national de santé publique du Québec, 18 p. Document disponible à : <http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/198-CartableEau/default.asp?E=p>
- Philipp R (1992) Health risks associated with recreational exposure to blue-green algae (cyanobacteria) when dinghy sailing. *Health and Hygiene*, 13:110-114.
- Philipp R, Brown M, Bell R, Francis F (1992) Health risk associated with recreational exposure to blue-green algae (cyanobacteria) when windsurfing and fishing. *Health and Hygiene*, 13:115-119.
- Philipp R, Bates AJ (1992) Health risks assessment of dinghy sailing in Avon and exposure to cyanobacteria (blue-green algae). *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, 6:613-617.
- Pilotto LS, Douglas RM, Burch Md, Cameron S, Beers M, Rouch GJ et al. (1997) Health effects exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water-related activities. *Australian and New Zealand Journal of Public Health*, 21:562-566.
- Santé Canada (2003) Les toxines cyanobactériennes – Les microcystines. Accessible à : www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/microcystines.htm
- Stewart I, Webb PM, Schluter PJ, Moore MR, Shaw GR (2001) The epidemiology of recreational exposure to freshwater cyanobacteria: an observational study of recreational water users in Queensland and New South Wales. Affiche présentée au Congress of Toxicology in Brisbane, Australia.
- Wolf HU, Frank C (2002) Toxicity assessment of cyanobacterial toxin mixtures. *Environmental Toxicology*, 17: 395-399.

PROPOSITIONS DE CRITÈRES D'INTERVENTION ET DE SEUILS D'ALERTE POUR LES CYANOBACTÉRIES

Auteur :
Groupe scientifique sur l'eau
Unité Santé et environnement
Direction Risques biologiques, environnementaux
et occupationnels
Institut national de santé publique du Québec

Ce document est disponible sur le site Web de l'INSPQ : <http://www.inspq.qc.ca>
Reproduction autorisée à des fins non commerciales à la condition d'en mentionner la source.

Document déposé à Santécom (<http://www.santecom.qc.ca>)
Cote : INSPQ-2005-005

Dépôt légal – 1^{er} trimestre 2005
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada
ISBN 2-550-43854-X
© Institut national de santé publique du Québec (2005)

ANNEXE C

MEMBRES DU GROUPE SCIENTIFIQUE SUR L'EAU DE L'INSPQ

MEMBRES DU GROUPE SCIENTIFIQUE SUR L'EAU DE L'INSPQ

Le **sous-groupe microbiologique** est actuellement constitué des personnes suivantes :

- Benoît Barbeau, Ph. D., expert en traitement de l'eau potable, École Polytechnique;
- Nathalie Brault, M. Sc., conseillère en programmation, DSP de la Montérégie;
- Pierre Chevalier, Ph. D., microbiologiste, INSPQ;
- Réjean Dion, M.D., médecin-conseil en santé publique, INSPQ (LSPQ);
- Denis Gauvin, M. Sc., secrétaire scientifique, INSPQ;
- Patrick Levallois, M.D., responsable du groupe, INSPQ;
- Benoît Levesque, M.D., spécialiste en microbiologie des eaux et eaux récréatives, INSPQ;
- Sophie Michaud, M.D., microbiologiste infectiologue, Université de Sherbrooke;
- Pierre Payment, Ph. D., microbiologiste, INRS-Institut Armand-Frappier.

Le **sous-groupe chimique** est constitué des personnes suivantes :

- Michèle Bouchard, Ph. D., toxicologue, Université de Montréal;
- Céline Campagna, Ph. D., spécialiste en toxicologie de la reproduction, INSPQ;
- Denis Gauvin, M. Sc., secrétaire scientifique, INSPQ;
- Patrick Levallois, M.D., responsable du groupe, INSPQ;
- Louise Normandin, Ph. D., toxicologue, INSPQ;
- Denise Phaneuf, M. Sc., pharmacienne toxicologue, INSPQ;
- Michèle Prévost, Ph. D., spécialiste en traitement de l'eau potable, École Polytechnique;
- Manuel Rodriguez, Ph. D., spécialiste en distribution d'eau potable, Université Laval;
- Robert Tardif, Ph. D., toxicologue, Université de Montréal.

