

**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**



**Octobre 2009  
2<sup>e</sup> édition**

*Développement durable,  
Environnement  
et Parcs*

**Québec** 

## ÉQUIPE DE RÉALISATION

---

Auteur :

Donald Ellis  
Service des eaux municipales

---

ELLIS, Donald, 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, Direction des politiques de l'eau, Québec, ISBN 978-2-550-53297-2, 46 p.

**Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2009**

**ISBN 978-2-550-57415-6 (PDF) (2<sup>e</sup> édition, 2009)**

**ISBN 978-2-550-53297-2 (PDF) (1<sup>re</sup> édition, 2008)**

**© Gouvernement du Québec, 2009**

## REMERCIEMENTS

Les personnes suivantes ont participé à la validation et à la révision du contenu :

- du ministère du Développement durable, de l'environnement et des Parcs (MDDEP) :

- **Hélène Tremblay**  
(Direction des politiques de l'eau)
- **Caroline Robert**  
(Direction des politiques de l'eau)
- **Christian Bastien**  
(Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec)
- **Lise Boudreau**  
(Direction du suivi de l'état de l'environnement)
- **Patrick Chevrette**  
(Montérégie)
- **Serge Daoust**  
(Montérégie)
- **Christian Deblois**  
(Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec)
- **Yves Poulin**  
(Estrie)

- du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) :

- **Pierre Chevalier, INSPQ**
- **Denis Gauvin, INSPQ**
- **Denise Phaneuf, INSPQ**

- du ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du Territoire (MAMROT) :

- **Benoît Bernier**
- **Yvan Dumont**
- **Thien Tu-Tran**

- de l'extérieur du gouvernement :

- **Benoît Barbeau**, École Polytechnique de Montréal
- **Annie Carrière**, École Polytechnique de Montréal
- **Pierre Coulombe**, BPR

## TABLE DES MATIÈRES

|   |           |
|---|-----------|
| Liste des tableaux.....   | VI        |
| <b>1 INTRODUCTION .....</b>   | <b>1</b>  |
| <b>2 STRATÉGIE D'INTERVENTION .....</b>   | <b>2</b>  |
| 2.1 Détermination des interventions à mettre en place .....   | 2         |
| 2.2 Rôle du MDDEP.....  | 4         |
| <b>3 SUIVI DU PLAN D'EAU OU DE LA PRISE D'EAU .....</b>   | <b>5</b>  |
| 3.1 Analyse des cyanotoxines .....  | 6         |
| 3.1.1 Analyse en laboratoire .....  | 6         |
| 3.1.2 Analyse sur le terrain .....  | 6         |
| 3.2 Analyse des cyanobactéries .....  | 7         |
| 3.2.1 Analyse en laboratoire .....  | 7         |
| 3.3 Suivi des paramètres reliés à la présence de cyanobactéries .....                                 | 8         |
| 3.3.1 Suivi de la phycocyanine .....  | 8         |
| 3.3.2 Suivi de la chlorophylle a .....  | 8         |
| 3.4 Suivi des paramètres reliés à la qualité du plan d'eau .....                                      | 9         |
| 3.4.1 Détermination de la cote trophique du plan d'eau .....  | 9         |
| 3.4.2 Suivi de la concentration de phosphore .....  | 9         |
| 3.5 Suivi de paramètres physicochimiques .....  | 10        |
| 3.5.1 pH .....  | 10        |
| 3.5.2 Turbidité .....   | 10        |
| 3.5.3 Suivi visuel (test du pot de verre) .....   | 10        |
| 3.5.4 Goûts et odeurs .....   | 11        |
| 3.6 Tenue d'un registre .....   | 11        |
| <b>4 MESURES DE PROTECTION .....</b>  | <b>11</b> |
| 4.1 Aménagement de la prise d'eau .....   | 11        |
| 4.1.1 Profondeur .....  | 11        |
| 4.1.2 Positionnement .....  | 12        |
| 4.1.3 Aménagement en berge .....  | 12        |
| 4.2 Protection de la prise d'eau .....  | 12        |
| 4.2.1 Estacades .....   | 12        |
| 4.2.2 Ultrasons.....  | 13        |
| 4.2.3 Autres méthodes d'atténuation .....   | 14        |
| <b>5 TRAITEMENT DES CYANOBACTÉRIES ET DES CYANOTOXINES POUR LA<br/>PRODUCTION D'EAU POTABLE .....</b> | <b>14</b> |
| 5.1 Établissement des objectifs de traitement .....   | 14        |
| 5.1.1 Analyse des données .....   | 14        |
| 5.1.2 Détermination des seuils d'enlèvement requis .....  | 16        |

|          |   |           |
|----------|---|-----------|
| 5.2      | Détermination de l'efficacité des traitements utilisés en production d'eau potable .....                      | 17        |
| 5.3      | Mise en place des solutions.....  | 23        |
| 5.3.1    | Filtration .....  | 23        |
| 5.3.2    | Nanofiltration et osmose inverse .....  | 24        |
| 5.3.3    | Ozonation.....  | 25        |
| 5.3.4    | Charbon actif en poudre (CAP) .....   | 26        |
| 5.3.5    | Charbon actif en grain (CAG) .....  | 27        |
| 5.3.6    | Permanganate de potassium (KMnO <sub>4</sub> ).....   | 29        |
| 5.3.7    | Oxydation avancée (ozone-UV, H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -ozone ou H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -UV) ..... | 31        |
| 5.3.8    | Chlore .....  | 33        |
| <b>6</b> | <b>CONCLUSION .....</b>   | <b>34</b> |
| <b>7</b> | <b>BIBLIOGRAPHIE.....</b>   | <b>35</b> |

## LISTE DES TABLEAUX

|                   |  |    |
|-------------------|--|----|
| Tableau 1         | Critère d'intervention ou concentration maximale de cyanotoxines recommandée dans l'eau potable .....  | 2  |
| Tableau 2         | Interventions à considérer pour gérer la problématique des cyanobactéries aux prises d'eau potable (lacs ou cours d'eau à écoulement lent) .....                             | 4  |
| Tableau 3         | Réduction exigée en fonction des cyanotoxines visées et de la profondeur minimale de la prise d'eau .....  | 16 |
| Tableau 4         | Concentration maximale dans l'eau brute permettant de respecter la réduction exigée en fonction des cyanotoxines visées et de la profondeur minimale de la prise d'eau ..... | 17 |
| Tableau 5         | Efficacité des procédés de traitement généralement utilisés en production d'eau potable pour enlever les cyanobactéries et éliminer les cyanotoxines .....                   | 19 |
| Tableau 5 (suite) | Efficacité des procédés de traitement généralement utilisés en production d'eau potable pour enlever les cyanobactéries et éliminer les cyanotoxines .....                   | 20 |
| Tableau 6         | Procédés de traitement en eau potable reconnus pour gérer la problématique des cyanotoxines .....  | 21 |
| Tableau 7         | Efficacité des traitements pour éliminer certaines cyanotoxines .....  | 22 |
| Tableau 8         | Efficacité du système de filtration à retenir les cyanobactéries .....   | 23 |

## 1 INTRODUCTION

Les cyanobactéries sont des organismes qui existent depuis plus de trois milliards d'années. Le fait qu'elles aient la capacité de fixer l'azote contenu dans l'air et qu'elles trouvent les conditions optimales de lumière en étant mobiles dans la colonne d'eau leur a permis de s'adapter et de se retrouver dans plusieurs milieux aquatiques, en eau salée et en eau douce. Les cyanobactéries sont présentes dans les lacs et les rivières du Québec à des concentrations relativement faibles et ne causent généralement pas de problème. Toutefois, lorsque leur densité dans un milieu aquatique est assez élevée pour que le phénomène soit visible à l'œil nu, ce dernier est appelé *fleur d'eau*. En effet, dans certaines conditions, les cyanobactéries prolifèrent de façon fulgurante et envahissent une portion ou la totalité du plan d'eau. Un apport important en phosphore, la présence de lumière et une relative tranquillité du plan d'eau sont tous des facteurs qui favorisent l'apparition des fleurs d'eau.

Depuis plusieurs années, la saison estivale des Québécois est perturbée par l'apparition de ces fleurs d'eau de cyanobactéries. Bien que ce phénomène de croissance excessive des cyanobactéries ne soit pas nouveau, le nombre de plans d'eau touchés semblent s'accroître. Plusieurs raisons peuvent expliquer un tel phénomène : augmentation des activités pratiquées à proximité des plans d'eau, vieillissement prématuré des plans d'eau, plus grande sensibilité des riverains à déceler ce phénomène, etc. Mais peu importe les raisons de l'augmentation du nombre de plans d'eau touchés, les risques pour la santé humaine que représentent les toxines cyanobactériennes (cyanotoxines) sont jugés suffisants pour que des interventions soient nécessaires, au grand déplaisir des utilisateurs de ces plans d'eau : interdiction de baignade et d'activités aquatiques, avis de non-consommation d'eau, etc. L'impact des fleurs d'eau de cyanobactéries peut aussi toucher plusieurs milliers de personnes si des prises d'eau municipales ou communautaires pour l'alimentation en eau potable sont installées dans les plans d'eau touchés.

La présence de fleurs d'eau de cyanobactéries représente un risque pour la santé humaine, car plusieurs espèces de cyanobactéries produisent des toxines – les cyanotoxines – qui peuvent se trouver notamment dans l'eau potable. Ces toxines peuvent agir sur plusieurs fonctions du corps humain, telles que le système nerveux, le foie, la peau et le système digestif. Il est donc important de s'assurer que la concentration de toxines de cyanobactéries présentes dans l'eau potable soit inférieure aux seuils recommandés. Ces seuils sont présentés dans le tableau 1.

Bien qu'il n'y ait actuellement aucune norme concernant les toxines de cyanobactéries dans le Règlement sur la qualité de l'eau potable, les exploitants d'installations de production d'eau potable qui veulent évaluer la problématique reliée à la présence de cyanobactéries dans leur source d'eau doivent se référer aux concentrations indiquées dans le tableau 1.

L'ingestion des toxines de cyanobactéries constitue le principal risque pour la santé. Faire bouillir l'eau n'a aucun effet sur l'élimination des toxines et provoque même la libération de celles qui se trouvent dans les cellules. C'est donc dire que si l'eau distribuée est contaminée par des fleurs d'eau de cyanobactéries, elle ne doit pas être bue, même si on l'a fait bouillir.

Tableau 1 Critère d'intervention ou concentration maximale de cyanotoxines recommandée dans l'eau potable

| Paramètre   | Source  |
|---|---|
| Anatoxine a<br>(critère d'intervention) :<br>3,7 µg/L     | INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC, 2005. <i>Propositions de critères d'intervention et de seuils d'alerte pour les cyanobactéries</i> , Groupe scientifique sur l'eau, accessible à : <a href="http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/348-CriteresInterventionCyanobacteries.pdf">http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/348-CriteresInterventionCyanobacteries.pdf</a>         |
| Microcystine LR<br>(concentration maximale) :<br>1,5 µg/L | SANTÉ CANADA, 2002. <i>Les toxines cyanobactériennes – Les microcystines-LR. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : pièces à l'appui</i> , accessible à : <a href="http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/cyanobacterial_toxins/index_f.html">http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/cyanobacterial_toxins/index_f.html</a> |

## 2 STRATÉGIE D'INTERVENTION

Afin de pouvoir gérer adéquatement la problématique des cyanobactéries relative à la production d'eau potable, il convient d'établir une stratégie qui permettra à la fois d'intervenir sur la source du problème, sur la connaissance de la situation dans le plan d'eau ainsi que sur les mesures d'atténuation à mettre en place.

La stratégie d'intervention proposée repose sur la mise en œuvre de trois types d'actions qui vont dépendre des conditions qui ont cours à la prise d'eau et à proximité de celle-ci. En effet, on peut envisager la mise en place de différents types de suivi, de différentes mesures de protection de la prise d'eau ou d'un équipement de traitement à la station de production d'eau potable.

### 2.1 Détermination des interventions à mettre en place

La propension du milieu aquatique à favoriser l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries devrait être évaluée prioritairement par l'exploitant qui s'interroge sur la nécessité de mettre en place un traitement des cyanobactéries et de leurs toxines. Cette décision est d'autant plus importante dans le cas des municipalités qui peuvent avoir accès à une aide financière du ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du Territoire.

La stratégie d'intervention devrait permettre de distinguer trois situations distinctes :

1. Aucune intervention nécessaire : Dans cette situation, on juge que le plan d'eau est en santé, on n'y trouve pas d'historique de fleurs d'eau de cyanobactéries si ce n'est que de façon très épisodique dans des secteurs bien définis. C'est le cas généralement des plans d'eau oligotrophes où la concentration en phosphore est faible (moins de 10 µg/L). Dans cette situation, la mise en place d'un traitement propre aux cyanobactéries n'est pas requise. La mise en place d'un suivi n'est pas requise non plus, mais il peut s'avérer intéressant d'utiliser quelques-uns des outils présentés dans la section 3 afin d'augmenter le niveau de connaissance sur le plan d'eau pour être en mesure d'apprécier son évolution. L'établissement de la cote



trophique du plan d'eau ainsi que le suivi du phosphore et de la chlorophylle *a* sont des outils de suivi qui peuvent être considérés.

2. Mise en place d'un suivi et de mesures de protection : Dans cette situation, on juge que le plan d'eau présente des risques de développer de façon soutenue des fleurs d'eau de cyanobactéries, ou présente déjà un historique récent dans des secteurs du plan d'eau où l'on trouve des prises d'eau potable. Par ailleurs, tant que la prise d'eau (eau brute de la station d'eau potable) ne sera pas touchée par des fleurs d'eau de cyanobactéries, la mise en place d'un traitement propre à cette problématique ne sera pas nécessaire. Par contre, la mise en place d'un suivi permettra d'augmenter le niveau de connaissance sur le plan d'eau afin que l'on soit en mesure d'apprécier son évolution, particulièrement en ce qui a trait à la présence de cyanobactéries. Des mesures de protection peuvent aussi être mises en place pour réduire l'impact des fleurs d'eau de cyanobactéries aux environs de la prise d'eau, ce qui pourrait retarder ou éliminer la nécessité de mettre en place un traitement à la station d'eau potable.
3. Mise en place d'un traitement : Dans cette situation, on juge que la prise d'eau et ses environs sont touchés par des fleurs de cyanobactéries et qu'il y a un risque potentiel important pour la santé des consommateurs. Dans ce cas, la mise en place d'un traitement propre à cette problématique est nécessaire. De plus, la mise en place d'un suivi de la qualité de l'eau brute peut aussi être nécessaire si l'opération des équipements de traitement spécifique se fait de façon saisonnière. La mise en place de mesures de protection peut aussi s'avérer utile afin de diminuer l'impact des fleurs d'eau de cyanobactéries sur la prise d'eau et sur les traitements subséquents.

Le tableau 2 présente les critères qui permettent de distinguer les différentes situations et les interventions à mettre en place.

Afin de déterminer si un plan d'eau ou une prise d'eau a un historique de fleurs d'eau de cyanobactéries, le dénombrement cellulaire a été retenu, bien que ce soit les toxines qui sont problématiques pour la santé. La présence de cellules montre le potentiel qu'un plan d'eau ou qu'une prise d'eau soit touché par une fleur d'eau de cyanobactéries alors que les toxines peuvent varier grandement pour une même fleur d'eau, selon l'espèce dominante et les conditions environnementales. Par contre, si une fleur d'eau a déjà touché un plan d'eau ou une prise d'eau, il est fort probable que la situation se reproduise et, à cause du potentiel toxique des fleurs d'eau, une intervention est nécessaire.

Au Québec, on peut compter une quarantaine de stations de production d'eau potable qui s'alimentent en eau de surface dans une rivière ou un lac touché, ou ayant déjà été touché ces dernières années, par des fleurs d'eau de cyanobactéries. Mais la probabilité d'épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries ne dépend pas seulement de la qualité de l'eau du plan d'eau, mais de toutes les activités pratiquées à proximité qui risquent de perturber cette qualité d'eau, notamment par les apports en phosphore. Par là, on entend la présence, dans le bassin versant ou sur les rives du plan d'eau, de développements de villégiature importants ou d'activités agricoles, d'exploitation forestière ou d'extraction de ressources susceptibles d'influencer la qualité de l'eau du plan d'eau récepteur à plus ou moins long terme. Les interventions ne se limitent donc pas à suivre la qualité du plan

d'eau, mais à intervenir sur ces activités à proximité du plan d'eau pour éviter que la situation ne continue de se dégrader.

Tableau 2 Interventions à considérer pour gérer la problématique des cyanobactéries aux prises d'eau potable (lacs ou cours d'eau à écoulement lent)

| Caractéristiques du plan d'eau <sup>(A)</sup>  | Caractéristiques de la prise d'eau <sup>(B)</sup>  | Intervention   |  |
|--|--|--|--|
|  |  | Nécessaire   | Suggérée   |
| - Absence d'historique ou présence sporadique de fleurs d'eau de cyanobactéries                                      | - Absence d'historique de fleurs d'eau de cyanobactéries   | -  | Suivi de la qualité de l'eau du plan d'eau       |
| - Historique de fleurs d'eau de cyanobactéries dans le secteur d'une prise d'eau potable mais à <b>plus</b> de 200 m | - Absence d'historique de fleurs d'eau de cyanobactéries   | Suivi de la qualité de l'eau brute à la prise d'eau  | Mesures de protection                            |
| - Historique de fleurs d'eau de cyanobactéries à <b>moins</b> de 200 m d'une prise d'eau potable                     | - Absence d'historique de fleurs d'eau de cyanobactéries <b>ET</b><br>- Prise d'eau à <b>plus</b> de 3 m de profondeur en tout temps, de juillet à octobre |  |  |
|  | - Absence d'historique de fleurs d'eau de cyanobactéries <b>ET</b><br>- Prise d'eau à <b>moins</b> de 3 m de profondeur, de juillet à octobre              | Suivi de la qualité de l'eau brute à la prise d'eau et mesures de protection                       | Étude des solutions de traitement <sup>(C)</sup> |
|  | - Historique de fleurs d'eau de cyanobactéries   | Mise en place d'un traitement, de mesures de protection et d'un suivi de la qualité de l'eau brute | -  |

<sup>A</sup> Pour un plan d'eau donné, un résultat d'analyse montrant une abondance de plus de 20 000 cellules/ml dans la colonne d'eau sur plus d'une année au cours des 5 dernières années indique un historique de fleurs d'eau de cyanobactéries.

<sup>B</sup> Pour une prise d'eau alimentant une station d'eau potable, un résultat d'analyse montrant une abondance de plus de 10 000 cellules/ml dans l'eau brute de la station (dont la présence de genres à potentiel toxique) à au moins 1 occasion au cours des 5 dernières années indique un historique de fleurs d'eau de cyanobactéries.

<sup>C</sup> L'étude des solutions de traitement est recommandée s'il y a un projet de mise aux normes ou de modernisation majeure de la station, de façon à prévoir immédiatement les éléments de conception nécessaires pour pouvoir y ajouter éventuellement les équipements de traitement requis.

## 2.2 Rôle du MDDEP

Relativement à la problématique des cyanobactéries, le MDDEP intervient de plusieurs façons : suivi des rivières et des lacs, prévention et réduction de la contamination à la source, autorisation des interventions sur les plans d'eau et dans les milieux sensibles, etc. En ce qui concerne plus précisément les interventions relatives à l'eau potable décrites dans la section précédente, le MDDEP est concerné particulièrement lors de la mise en place des mesures de protection et des équipements de traitement ainsi que des suivis à réaliser.

Les mesures de protection qui sont présentées plus loin (section 4) doivent faire l'objet d'une autorisation du MDDEP avant leur mise en place. Le MDDEP veut s'assurer ainsi qu'elles seront utilisées spécifiquement dans une approche de protection des prises d'eau potable et non comme une solution à la problématique de contamination des plans d'eau. Le MDDEP veut aussi s'assurer qu'elles seront installées adéquatement et que les autres usages du plan d'eau auront été considérés. Il en va de même pour les équipements de traitement présentés dans la section 5. Le MDDEP veut ainsi s'assurer qu'ils seront adéquats et qu'ils répondront à la problématique des cyanobactéries. De plus, le MDDEP pourra vérifier s'il y a lieu de procéder à d'autres travaux visant à respecter adéquatement le Règlement sur la qualité de l'eau potable. Enfin, les suivis qui sont présentés dans la section 3 n'ont pas à faire l'objet d'une autorisation du MDDEP, car ils ne concernent que des appareils de mesure ou d'échantillonnage. Toutefois, vu l'intérêt de coordonner différentes interventions mises de l'avant par différents groupes d'intérêt, le MDDEP aimerait participer aux décisions qui seront prises en vue de mettre en place ces suivis dans les plans d'eau.

Finalement, rappelons que le MDDEP, en partenariat avec le MSSS, a mis en place depuis 2006 un plan d'intervention provincial sur les cyanobactéries qui permet de récolter un minimum d'information sur les installations d'eau potable municipales aux prises avec des proliférations de cyanobactéries, notamment à proximité de leur prise d'eau, pendant les périodes propices au développement des fleurs d'eau de cyanobactéries (de juillet à octobre).

Les exploitants de stations d'eau potable doivent communiquer avec la direction régionale du MDDEP de leur secteur pour obtenir plus de renseignements sur les modalités d'autorisation ou sur le plan d'intervention provincial sur les cyanobactéries. Ils doivent notamment avertir le MDDEP lorsqu'ils suspectent ou constatent la présence d'une fleur d'eau de cyanobactéries, que ce soit à leur prise d'eau ou dans le plan d'eau leur servant de source d'alimentation.

Les prochaines sections présentent respectivement le suivi qui peut être réalisé sur le plan d'eau ou à la prise d'eau (section 3), les mesures de protection qu'il est possible de mettre en place (section 4) et les traitements pour la production d'eau potable qui peuvent être efficaces pour gérer la problématique des cyanobactéries et des cyanotoxines (section 5).

### **3 SUIVI DU PLAN D'EAU OU DE LA PRISE D'EAU**

En fonction des critères présentés dans le tableau 2, la mise en place d'un suivi peut s'avérer nécessaire pour évaluer s'il y a dégradation, stabilité ou même amélioration de la problématique des cyanobactéries dans le plan d'eau ou à la prise d'eau. Advenant une dégradation de la situation, la mise en place des mesures de protection (section 4) ou d'un traitement à la station d'eau potable pourra s'avérer nécessaire (section 5).

Plusieurs paramètres peuvent être utilisés pour suivre l'évolution d'un plan d'eau en ce qui a trait à la problématique des cyanobactéries. Ces paramètres seront présentés du plus spécifique au moins spécifique. Le suivi qui doit être mis en place (tableau 2) doit comprendre minimalement les moyens permettant d'évaluer la qualité de l'eau du plan

d'eau (section 3.4), l'un des deux moyens permettant d'évaluer la présence des cyanobactéries (section 3.3) ainsi que les suivis proposés sur les paramètres physicochimiques (section 3.5).

Ces suivis doivent être réalisés près de la prise d'eau, surtout si le plan d'eau est grand ou si les conditions environnementales présentes autour de la prise d'eau sont très différentes de celles qui sont présentes dans le reste du plan d'eau (vitesse d'écoulement, vitesse de renouvellement, profondeur, présence d'affluents, etc.). Par contre, même si le suivi se fait près de la prise d'eau, il y a de fortes chances que le reste du plan d'eau ait une influence sur la zone située près de la prise d'eau, particulièrement lors des périodes de fleurs d'eau de cyanobactéries. Il revient à chaque exploitant d'établir la pertinence du suivi qu'il compte réaliser et il peut s'associer avec des acteurs locaux pour obtenir les connaissances relatives au plan d'eau.

### **3.1 Analyse des cyanotoxines**

Comme ce sont les cyanotoxines qui représentent un risque pour la santé, il s'agit évidemment du paramètre qui est le plus pertinent pour vérifier la qualité de l'approvisionnement en eau potable par rapport aux valeurs guides pour les cyanotoxines. Par contre, cette analyse est relativement complexe et coûteuse, surtout en considérant la très grande variabilité spatiale, temporelle et saisonnière des cyanobactéries. Mais le suivi des cyanotoxines s'avère quand même moins coûteux que la mise en place et l'opération des équipements de traitement. Les cyanotoxines peuvent être mesurées sur place ou en laboratoire.

#### *3.1.1 Analyse en laboratoire*

Actuellement, au Québec, seul le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) est accrédité pour l'analyse des cyanotoxines. Les cyanotoxines mesurées sont les microcystines (LA, LR, RR et YR) et l'anatoxine a. La méthode d'analyse utilisée est la chromatographie liquide couplée à un spectromètre de masse en tandem (LC-MS/MS). La méthode est fiable et donne des résultats valides. Le coût d'analyse d'un échantillon est de 380 \$ (analyse globale des toxines intra et extracellulaires) et le délai est de 48 à 72 heures. La mesure de la saxitoxine, de la néo-saxitoxine et de la cylindrospermopsine sera bientôt disponible à un coût additionnel de 380 \$ par échantillon.

#### *3.1.2 Analyse sur le terrain*

Récemment, des équipements de terrain pour la mesure des cyanotoxines ont été commercialisés et évalués. Les cyanotoxines mesurées sont les microcystines totales, sans distinction relative aux variantes présentes. La méthode d'analyse utilisée est la technique du dosage immunoenzymatique appelée ELISA (*Enzyme-Linked ImmunoSorbent Assay*) et elle est fiable. Les résultats obtenus à l'aide de ces équipements de terrain ont été comparés à ceux obtenus à l'aide de la méthode utilisée par le CEAEQ. Les résultats obtenus à l'aide des équipements de terrain n'ont pas donné de faux négatif ou de faux positif pour les échantillons évalués et les valeurs obtenues étaient du même ordre de grandeur – jamais inférieures mais parfois supérieures – que celles obtenues à l'aide de la méthode LC-MS/MS. Cette imprécision est acceptable puisqu'elle demeure sécuritaire. Bien

qu'il s'agisse d'équipements de terrain, leur fonctionnement n'est pas simple, surtout s'il faut extraire la fraction intracellulaire des toxines qui est généralement la plus importante. De plus, le test ne fonctionne pas sur les eaux chlorées, ce qui demande de s'assurer de l'absence de chlore dans les échantillons, particulièrement dans les installations d'eau potable où un prétraitement au chlore est effectué.

Plusieurs entreprises commercialisent des équipements de terrain. Certains utilisent des plaquettes, d'autres utilisent des tubes, mais tous ces équipements demandent un certain nombre de manipulations et de produits consommables. Leur coût d'acquisition peut aller de 1 000 \$ à 10 000 \$ et le coût des produits consommables peut représenter de 50 \$ à 100 \$ par échantillon analysé. Le temps de manipulation compris, l'analyse des toxines totales (intra et extracellulaires) peut prendre de 3 à 4 heures. L'analyse des cyanotoxines totales est obtenue après la réalisation d'une étape de lyse cellulaire préalable au test ELISA. La méthode de lyse cellulaire doit être fiable et efficace (par exemple, les cycles de congélation-décongélation ne fonctionnent pas toujours).

Bien que les analyses sur le terrain par la méthode ELISA ne soient pas certifiées, elles peuvent être utilisées pour faire du dépistage lors de la période propice à l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries. Comme leur coût est inférieur à celui des analyses en laboratoire, ces tests peuvent être réalisés plus fréquemment et, advenant des résultats positifs, des analyses en laboratoire permettront de confirmer les résultats obtenus. Par contre, l'utilisation de ces tests demeure relativement complexe et un exercice de comparaison avec des analyses en laboratoire permettra de s'assurer que le matériel est utilisé correctement et que les résultats obtenus sont fiables.

## **3.2 Analyse des cyanobactéries**

Bien qu'elle soit moins spécifique que celle des cyanotoxines, l'analyse des cyanobactéries est intéressante, d'abord dans l'eau brute, car elle permet de suivre l'évolution de la fleur d'eau, puis jumelée à celle de l'eau traitée, permettant ainsi de vérifier l'efficacité de la filtration. Toutefois, la variabilité spatiale, temporelle et saisonnière des cyanobactéries s'avère toujours un problème. Les cyanobactéries peuvent être mesurées uniquement en laboratoire, puisqu'il n'existe actuellement aucun équipement de terrain permettant de dénombrer spécifiquement les cyanobactéries.

### *3.2.1 Analyse en laboratoire*

Les cyanobactéries mesurées peuvent être dénombrées selon l'espèce ou le genre, de façon précise ou par classes d'abondance. La méthode d'analyse utilisée par le CEAEQ est l'identification et le dénombrement en microscopie inversée par du personnel qualifié et formé. La méthode est fiable et donne des résultats valides. En mode de dépistage (85 \$ par échantillon, utilisé lors du suivi des fleurs d'eau), il y a identification des 3 ou 4 genres dominants de cyanobactéries, avec une indication du potentiel toxique ou non, et une classe d'abondance est attribuée à chaque genre. Un délai de 48 à 96 heures est à prévoir. L'analyse complète (280 \$ par échantillon, utilisée pour les programmes de connaissance) consiste à identifier à l'espèce toutes les cyanobactéries et aux genres toutes les autres

algues. L'abondance et la biomasse sont déterminées pour chacune des espèces et chacun des genres.

Un projet est en cours au CEAEQ sur la validation d'une sonde pour le suivi des cyanobactéries par fluorescence *in vivo*. Les résultats préliminaires montrent que la corrélation est effectivement bonne, mais que la justesse des mesures est très variable et que les écarts sont parfois importants en référence aux valeurs mesurées en microscopie. Cette mesure serait en fait une méthode plutôt semi-quantitative. La limite de détection est de l'ordre de 1 500 à 2 000 cell./ml ce qui limite l'utilisation de ces sondes pour des abondances inférieures à ces valeurs. Il faut aussi prendre en considération le fait que cette mesure ne permet pas l'identification des genres à potentiel toxique, donc une information plus limitée en matière d'interprétation. Toutefois, cette approche pourrait être intéressante pour faire de nombreuses mesures en peu de temps (profils spatio-temporels). Le coût de ces sondes est très variable : 14 000 \$ pour une sonde de très bonne qualité, d'autres sont offertes à meilleur prix et certaines peuvent coûter jusqu'à 30 000 \$.

### 3.3 Suivi des paramètres reliés à la présence de cyanobactéries

#### 3.3.1 Suivi de la phycocyanine

S'il n'est pas possible de réaliser des mesures sur place pour dénombrer de façon précise les cyanobactéries, le suivi de la phycocyanine est peut-être ce qui s'en rapproche le plus. La phycocyanine est un pigment photosynthétique qui est plus spécifique des cyanobactéries (elle peut être présente chez d'autres algues, mais de façon moins fréquente). Des études comparatives ont montré une bonne corrélation entre la mesure de la phycocyanine et le dénombrement de cyanobactéries. Une sonde capable de mesurer la phycocyanine devrait donc permettre de calculer le nombre de cellules de cyanobactéries dans une fleur d'eau. Le coût de cette sonde est relativement faible (quelques milliers de dollars) comparé aux coûts cumulatifs de mesures de dénombrement de cyanobactéries pour plusieurs échantillons. De plus, la sonde peut donner des résultats en continu, à différentes profondeurs, ce qui lui confère un avantage certain lorsque l'on considère la variabilité du phénomène des cyanobactéries. Cet outil est prometteur et l'analyse de sa fiabilité devrait être confirmée avant son utilisation, pour le plan d'eau spécifique où il sera utilisé.

#### 3.3.2 Suivi de la chlorophylle *a*

La chlorophylle *a*, tout comme la phycocyanine, est un pigment que l'on trouve dans les cyanobactéries, mais qui est aussi commune à toutes les plantes qui font de la photosynthèse. Elle est donc moins spécifique des cyanobactéries que la phycocyanine. Toutefois, la mesure de la chlorophylle *a* sur le terrain demeure une solution relativement simple. Un résultat faible indiquera l'absence d'algues qui font de la photosynthèse, dont la plupart des cyanobactéries, alors qu'un résultat élevé sera plus difficile à interpréter en ce qui a trait aux fleurs d'eau de cyanobactéries. Il pourra s'avérer nécessaire alors de prélever un échantillon et de le faire analyser pour confirmer la présence et le nombre de cyanobactéries ainsi que la concentration de cyanotoxines, le cas échéant.

### 3.4 Suivi des paramètres reliés à la qualité du plan d'eau

Le suivi de la qualité du plan d'eau permettra de porter un jugement sur le potentiel d'y trouver les conditions propices au développement des fleurs d'eau de cyanobactéries.

#### 3.4.1 Détermination de la cote trophique du plan d'eau

La cote trophique du plan d'eau permet de le classer en fonction de sa capacité à supporter la vie aquatique ainsi que les apports en nutriments et en contaminants qui s'y déversent. La détermination de la cote trophique d'un plan d'eau est un exercice assez long et complexe, surtout si le plan d'eau est grand et que la qualité de son eau change d'un endroit à l'autre. Les paramètres à considérer sont la concentration de phosphore et la concentration de chlorophylle *a*. La profondeur moyenne et l'étendue du plan d'eau (ou de la zone spécifique que l'on cherche à caractériser) serviront à déterminer le nombre de points d'échantillonnage qui sera requis et le suivi devra se faire sur plusieurs mois afin de couvrir les périodes critiques qui touchent le plan d'eau (fonte des neiges, période d'étiage estivale, fortes pluies automnales, etc.).

Les plans d'eau oligotrophes (en bonne santé) risquent très peu de favoriser l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries, bien que l'on puisse y trouver occasionnellement de faibles concentrations.

Les plans d'eau mésotrophes (en condition de vieillissement) risquent davantage de favoriser l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries, surtout dans les endroits où les mouvements d'eau sont plus lents, où le renouvellement de l'eau est moins important et où les apports en nutriments des terres avoisinantes sont importants (ruissellement, affluents, etc.).

Les plans d'eau eutrophes (fortement dégradés) sont souvent caractérisés par un apport en nutriments au-delà de leur capacité à les gérer. Il s'y développe alors une dominance des cyanobactéries et l'apparition de fleurs d'eau y est souvent observée. À moins d'être dans un secteur du plan d'eau où l'écoulement est important, ou d'avoir une prise d'eau en profondeur (plus de 5 m en tout temps), les risques de subir l'influence des cyanobactéries à plus ou moins court terme sont grands.

#### 3.4.2 Suivi de la concentration de phosphore

Il est généralement admis dans la communauté scientifique que le phosphore est le facteur qui contribue le plus à l'apparition du phénomène de prolifération de cyanobactéries dans un plan d'eau. Une évaluation du phosphore dans l'eau brute à la prise d'eau (de juillet à octobre) et dans l'ensemble du plan d'eau permet d'évaluer le risque de l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries qui pourrait toucher la prise d'eau.

S'il s'avère complexe de déterminer la cote trophique du plan d'eau, ou même lorsque la cote trophique a été établie, il peut être intéressant de suivre la concentration de phosphore dans le plan d'eau, à proximité ou dans la prise d'eau. Tant que la concentration de phosphore demeure faible (moins de 10 µg/L), les risques d'être touché par une fleur d'eau de cyanobactéries sont minces. Si la concentration en phosphore se met à augmenter et

dépasse 30 µg/L, la probabilité d'être touché par une fleur d'eau de cyanobactéries augmente de façon substantielle. Les valeurs de 10 et 30 µg/L sont relativement reconnues dans le domaine mais elles sont données à titre indicatif, puisque c'est l'établissement d'une valeur de base spécifique du plan d'eau et son augmentation dans le temps qui permettront d'avoir un aperçu réel des risques de voir se développer des épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries.

### 3.5 Suivi de paramètres physicochimiques

#### 3.5.1 pH

La mesure du pH est une mesure simple et usuelle en production d'eau potable qui n'est pas reliée directement à la présence de fleurs d'eau de cyanobactéries. Toutefois, on observe fréquemment que lors de l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries, le pH de l'eau a tendance à augmenter. Comme le suivi du pH est simple, peu coûteux à mettre en place et peut se faire en continu, il peut être utilisé en combinaison avec d'autres paramètres (toxines, cellules, phycocyanine ou autre) ou d'autres méthodes (échantillonnage, observation visuelle) pour vérifier s'il peut être un bon indicateur pour le plan d'eau à l'étude.

#### 3.5.2 Turbidité

Comme la mesure du pH, la mesure de la turbidité est une mesure simple et usuelle en production d'eau potable qui n'est pas reliée directement à la présence de fleurs d'eau de cyanobactéries. Toutefois, il est possible que l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries provoque une augmentation de la turbidité. Comme le suivi de la turbidité est simple, peu coûteux à mettre en place et peut se faire en continu, il peut être utilisé en combinaison avec d'autres paramètres (toxines, cellules, phycocyanine ou autre) ou d'autres méthodes (échantillonnage, observation visuelle) pour vérifier s'il peut être un bon indicateur pour le plan d'eau à l'étude.

#### 3.5.3 Suivi visuel (test du pot de verre)

Ce test simple et rapide, et surtout peu coûteux, permet de détecter la présence ou non de cyanobactéries dans l'eau brute, mais demande le développement d'une certaine expertise de la part des opérateurs. Ce test consiste à remplir d'eau brute un pot de verre afin de vérifier visuellement la présence ou non de cyanobactéries. Idéalement, le prélèvement doit se faire à la surface du puits d'eau brute pour éviter de briser les floccs et les amas de cellules. Si le puits d'eau brute n'est pas facilement accessible, un robinet peut toujours être utilisé, mais une attention doit être portée pour éviter de briser les floccs (écoulement lent, absence d'aérateur, etc.).

Ce test peut être réalisé de façon régulière (1 fois par jour) et, lors de l'apparition d'une fleur d'eau de cyanobactéries à proximité de la prise d'eau, la fréquence pourrait être augmentée (à 2 ou 3 fois par jour). La présence de floccs ou d'amas de cellules peut dénoter la présence de cyanobactéries. Cette présence de cyanobactéries est d'autant plus probable que le pH et la turbidité augmentent aussi. En cas de doute, un échantillon peut être prélevé et envoyé



au laboratoire pour confirmer la présence d'une fleur d'eau de cyanobactéries (section 3.2.1). La tenue d'un registre permet aussi d'apprécier ces différentes informations (section 3.6).

#### 3.5.4 *Goûts et odeurs*

Finalement, bien que les goûts et les odeurs de terre et de moisi ne soient pas l'apanage des cyanobactéries, leur présence, jumelée au suivi des autres paramètres, peut aussi être un indice de la présence de cyanobactéries.

### 3.6 Tenue d'un registre

Il est de bonne pratique de tenir un registre de toutes les informations qui sont accumulées sur le suivi de la problématique des cyanobactéries sur le plan d'eau ou à la prise d'eau. Que ce soit pour la mise en route du traitement ou pour susciter une meilleure vigilance de la part des opérateurs, le registre permettra de dresser un historique propre au plan d'eau ou à la prise d'eau et ainsi de prendre de meilleures décisions. Un exemple de registre est donné dans l'annexe B.

## 4 MESURES DE PROTECTION

Certaines mesures de protection peuvent être mises en place pour éviter que les fleurs d'eau de cyanobactéries touchent la prise d'eau ou pour augmenter les barrières de protection lorsqu'un traitement s'avère nécessaire. Ces mesures de protection peuvent toucher directement la prise d'eau ou être installées autour de la prise d'eau afin de la protéger.

Pour être jugée acceptable, la mesure de protection de la prise d'eau qui doit être mise en place (tableau 2) doit comprendre minimalement l'une des mesures présentées dans la section 4.2.

### 4.1 Aménagement de la prise d'eau

Plusieurs stratégies d'intervention à la prise d'eau servant à la production de l'eau potable peuvent être envisagées afin de réduire l'impact des fleurs d'eau de cyanobactéries et de diminuer le degré de traitement nécessaire. En voici quelques-unes qui peuvent être mises de l'avant.

#### 4.1.1 *Profondeur*

Puisque le phénomène des fleurs d'eau se concentre principalement en surface, une prise d'eau profonde peut offrir un certain degré de protection. S'il est possible de le faire, il serait avantageux de déplacer la prise d'eau dans une partie plus profonde du plan d'eau, tout en évitant de la placer trop près du fond pour ne pas qu'elle soit touchée par les sédiments accumulés ou les modifications de qualité associées au caractère anoxique de certaines

eaux profondes. Une profondeur supérieure à 5 m pendant la période propice à l'apparition des fleurs d'eau de cyanobactéries (de juillet à octobre) permet d'avoir une protection jugée suffisante. Cette stratégie a l'avantage d'être une intervention ponctuelle qui ne nécessite pas d'intervention quotidienne par la suite.

#### 4.1.2 *Positionnement*

La position de la prise d'eau peut aussi jouer un rôle important relativement à l'influence potentielle des fleurs d'eau. Il faut alors éviter de la placer à l'extrémité du plan d'eau ou dans une baie où les vents dominants entraînent la fleur d'eau dans le secteur de la prise d'eau. Il faut éviter aussi les zones d'eau stagnante et la proximité des sources de nutriments pouvant favoriser l'apparition des fleurs d'eau. Idéalement, il faut placer la prise d'eau là où un courant d'eau est toujours présent sans être excessif. Ce déplacement de la prise d'eau n'est pas toujours possible, mais il a l'avantage d'être aussi une intervention ponctuelle qui ne nécessite pas d'intervention quotidienne par la suite.

#### 4.1.3 *Aménagement en berge*

L'aménagement de la prise d'eau en berge (concept de la filtration en rive) ou même sous le fond du plan d'eau offre l'avantage non seulement d'empêcher les cyanobactéries d'entrer dans la station de production d'eau potable, mais aussi d'améliorer la qualité de l'eau brute, réduisant d'autant la contrainte sur le traitement. L'aménagement de la prise d'eau en berge est aussi une intervention ponctuelle qui ne nécessite pas d'intervention quotidienne subséquente.

L'aménagement d'une prise d'eau en berge peut même permettre d'éviter la mise en place d'un traitement spécifique pour les cyanobactéries à la station de traitement. Par contre, un suivi pourra être mis en place selon le type d'aménagement du captage :

- si l'eau passe par le sol naturel pour atteindre le captage, une distance de 25 m est jugée suffisante pour ne pas mettre en place un suivi;
- si l'eau passe par le sol naturel pour atteindre le captage, mais que celui-ci se trouve à une distance de moins de 25 m du plan d'eau, un suivi de l'eau captée (analyse des toxines de façon hebdomadaire) est à faire si une fleur d'eau de cyanobactéries touche le plan d'eau à proximité du captage (moins de 100 m);
- si l'eau passe par un captage construit (recharge de nappe, Gélinite<sup>MD</sup> avec sable, etc.) ayant un lien hydraulique direct avec le plan d'eau, un suivi de l'eau captée (analyse des toxines de façon hebdomadaire) est à faire si une fleur d'eau de cyanobactéries touche le plan d'eau à proximité du captage (moins de 100 m).

## 4.2 **Protection de la prise d'eau**

### 4.2.1 *Estacades*

Les estacades se présentent sous la forme d'un rideau flottant qui empêche le passage de matières flottantes. La mise en place d'une estacade en surface, au-dessus de la prise d'eau, pourra éviter l'accumulation de cyanobactéries dans cette zone. Bien que cet

aménagement ne puisse pas empêcher les cyanobactéries qui sont plus en profondeur d'atteindre la prise d'eau, leur nombre pourra être réduit de façon importante lors des périodes de fleurs d'eau. Pour être efficace, l'estacade doit demeurer au-dessus de la prise d'eau et couvrir une zone assez grande pour diminuer sensiblement l'impact des cyanobactéries sur la prise d'eau, surtout lors des périodes de mortalité (fin de fleurs d'eau) ou de grands mouvements (dispersion nocturne, par le vent, etc.).

#### 4.2.2 Ultrasons

Les ultrasons peuvent être utilisés pour altérer la capacité de développement des organismes vivants, notamment les cyanobactéries. On considère généralement deux modes d'action des ultrasons :

- Cavitation : Ce mode d'action demande une très grande énergie, puisque l'objectif est de faire éclater les cellules par augmentation interne de la chaleur. En plus d'être très coûteux à faire fonctionner (énergie électrique), ce mode de fonctionnement a un champ d'action relativement faible (quelques litres) et n'est pas spécifique des cyanobactéries, de sorte que toutes les formes de vie dans le plan d'eau peuvent être atteintes d'une manière ou d'une autre. Ce mode d'action est donc à proscrire.
- Résonance : Ce mode d'action nécessite beaucoup moins d'énergie que la cavitation, car son objectif est de viser un type de cellules bien précis. Son champ d'action est beaucoup plus grand (plusieurs centaines de mètres cubes) et le choix des paramètres de fonctionnement permet de viser plus précisément certains organismes. Ce mode d'action est donc à privilégier.

Concernant le contrôle des cyanobactéries, l'utilisation des ultrasons par résonance pourrait permettre de fixer la longueur d'onde et l'intensité des ultrasons de façon telle que ce sont les vacuoles permettant aux cyanobactéries de flotter qui seraient visées. Les cyanobactéries ne sont pas détruites, mais privées de leur avantage de flottaison, elles ne peuvent plus proliférer de façon exponentielle. Les ultrasons pourraient aussi viser spécifiquement la phycocyanine, réduisant ainsi la capacité des cyanobactéries à croître et à se développer. Utilisés en prévention, les ultrasons par résonance pourraient limiter le nombre de cyanobactéries dans le plan d'eau et, de ce fait, éviter l'apparition de fleurs d'eau. Utilisés sur des fleurs d'eau existantes, les ultrasons pourraient entraver leur capacité de flotter ou de faire de la photosynthèse, ce qui permettrait de maintenir la fleur d'eau, tout en évitant de faire éclater les cellules en libérant les toxines intracellulaires.

Bien que l'utilisation des ultrasons pour contrôler les cyanobactéries semble présenter des résultats intéressants, les études, notamment celles qui permettront d'évaluer les impacts possibles sur les autres organismes vivants, sont toujours en cours. De plus, l'utilisation des ultrasons en milieu naturel requiert une homologation en vertu de la Loi fédérale sur les produits antiparasitaires (LPA). Cette homologation, dont l'obtention est nécessaire pour que le dispositif puisse être vendu et utilisé légalement au Canada, est sous la responsabilité de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada.

### 4.2.3 Autres méthodes d'atténuation

Il existe plusieurs autres méthodes d'atténuation des fleurs d'eau de cyanobactéries qui peuvent être utilisées dans un plan d'eau. Toutefois, la mise en place de ces mesures doit faire l'objet d'une autorisation préalable du MDDEP afin de tenir compte de leurs impacts potentiels sur les autres organismes du plan d'eau. Dans les cas où le plan d'eau sert exclusivement à l'alimentation en eau potable (bassin d'eau brute dont le seul exutoire est la station de production d'eau potable), la mise en place de ces mesures d'atténuation peut s'avérer une solution intéressante.

Parmi ces solutions, on peut penser à celles qui favorisent un mouvement de l'eau pour limiter la stratification thermique ou la pénétration de la lumière (aération, jet d'eau), celles qui empêchent ou limitent la croissance des cyanobactéries ou des autres algues (chaux, sulfate de cuivre) et celles qui permettent de régénérer plus rapidement l'eau du bassin (assèchement, contrôle des ouvrages de retenue).

## 5 TRAITEMENT DES CYANOBACTÉRIES ET DES CYANOTOXINES POUR LA PRODUCTION D'EAU POTABLE

Lorsque le réaménagement de la prise d'eau n'est pas possible ou lorsque la prise d'eau, même aménagée adéquatement ou avec des mesures de protection en place, subit l'influence des fleurs d'eau de cyanobactéries du plan d'eau, il est toujours nécessaire d'envisager un traitement de cette eau afin de réduire la quantité de cyanotoxines susceptibles d'être transportées dans le réseau de distribution d'eau potable.

### 5.1 Établissement des objectifs de traitement

En fonction des valeurs de cyanotoxines à respecter dans l'eau potable et indiquées dans le tableau 1 (section 1), il devient essentiel de déterminer quels sont les objectifs de traitement à atteindre en fonction des concentrations susceptibles de se trouver dans l'eau brute.

#### 5.1.1 Analyse des données

Le MDDEP suit, depuis 2001, plusieurs stations de production d'eau potable aux prises avec des fleurs d'eau de cyanobactéries. De plus, les interventions réalisées par le MDDEP au cours des deux dernières années ont permis de récolter quelques données de qualité d'eau brute sur plusieurs autres plans d'eau du Québec touchés eux aussi par des fleurs d'eau de cyanobactéries. Ces suivis ont permis de dresser un aperçu sommaire des concentrations de cyanotoxines présentes dans l'eau brute, et ce, autant à l'intérieur des cellules de cyanobactéries (intracellulaires) qu'à l'extérieur de celles-ci (extracellulaires).

À part quelques exceptions, le suivi des concentrations de cyanotoxines réalisé aux prises d'eau des stations de production d'eau potable touchées par une fleur d'eau montre que les concentrations de cyanotoxines observées sont relativement faibles et rarement au-dessus des niveaux acceptables dans l'eau potable. Par contre, les analyses des échantillons prélevés en surface des milieux touchés ont montré des concentrations très élevées de toxines. Devant ce constat, il incombe au MDDEP d'établir des seuils d'enlèvement souhaité

pour guider les maîtres d'œuvre dans la conception et le choix de nouvelles étapes de traitement. Soulignons que pour y arriver, le MDDEP a dû s'appuyer sur les données qui lui sont disponibles, lesquelles sont très parcellaires si l'on considère la très grande variabilité spatiale et temporelle du phénomène de fleurs d'eau de cyanobactéries. Pour cette raison, les seuils qui seront établis devront comprendre une certaine marge de sécurité pour pallier le manque de connaissances.

Ainsi, dans son rapport de suivi des stations de production d'eau potable de 2001 à 2003, Robert et al. (2004) indiquent que la concentration maximale observée dans l'eau brute de 6 stations était de 3,5 µg/L en microcystine LR, de 0,9 µg/L en microcystine RR, de 0,13 µg/L en microcystine YR et de 2,3 µg/L en anatoxine a. En ramenant les concentrations des microcystines à des valeurs équivalentes en toxicité à celle de la microcystine LR pour microcystine RR (10 fois moindre que la LR) et YR (équivalente à la LR), on trouve une concentration en microcystines totales d'environ 3,75 µg/L, exprimée en microcystine LR. L'analyse des données obtenues de 2004 à 2006 à partir des mesures effectuées dans l'eau brute des mêmes stations montre que la concentration en microcystine totale exprimée en microcystine LR atteint 5,35 µg/L (Robert, 2008). L'ensemble des valeurs de ces deux périodes considère la somme des toxines intra et extracellulaires, la majorité étant intracellulaires (plus de 75 %). En ce qui concerne la microcystine-LA, le suivi est encore trop récent pour être considéré, mais les premiers résultats obtenus sur des échantillons prélevés dans des plans d'eau indiquent qu'elle est parfois la seule toxine présente et que sa concentration peut être très élevée (plusieurs centaines de µg/L).

On remarque alors que la valeur maximale observée est 3,5 fois plus élevée que la valeur cible pour la microcystine LR. Ces concentrations maximales sont toutefois observées à des prises d'eau qui se trouvent à environ 3 m de la surface, ce qui représente le pire scénario pour une prise d'eau. Comme les conditions optimales de lumière diminuent rapidement en période de fleur d'eau, il est fort probable que la concentration de toxines soit plus élevée au fur et à mesure qu'on se rapproche de la surface. En effet, dans une étude plus poussée réalisée en 2001 dans la baie Missisquoi, Blais (2002) rapporte que la concentration totale de cyanotoxine dans la zone photique<sup>1</sup> pouvait atteindre jusqu'à 10 µg/L de microcystine LR et que cette concentration dépassait plusieurs centaines de microgrammes par litre, culminant à plus de 2 000 µg/L dans l'écume de surface. La profondeur de la prise d'eau, ainsi que la distance la séparant de la fleur d'eau de cyanobactéries, aura donc un impact sur les risques de trouver des cyanotoxines en grande quantité à l'entrée de la station de production d'eau potable.

Selon les informations disponibles au MDDEP, on considère que la profondeur de la zone photique dans les plans d'eau au Québec peut s'étaler sur quelques mètres, généralement de 4 à 7 mètres. En période de fleur d'eau de cyanobactéries, étant donné qu'il s'agit d'un phénomène principalement concentré à la surface, la zone photique diminue grandement pour se limiter à 1 ou 2 mètres, parfois même à quelques centimètres. Dans cette optique, on peut considérer que l'on trouvera une concentration en cyanotoxines plus élevée aux prises d'eau peu profondes (moins de 5 m).

---

<sup>1</sup> La zone photique est la profondeur de la colonne d'eau, à partir de la surface, où la lumière est suffisante pour permettre la photosynthèse.

Au Québec, on trouve plus de 275 stations de production d'eau potable qui s'approvisionnent à partir d'eau de surface (lac, réservoir, rivière, ruisseau ou fleuve) et qui sont de propriété municipale ou de régie intermunicipale. Une partie de ces installations ont des prises d'eau à moins de 3 m de profondeur (37 %), la majorité ont des prises d'eau à moins de 5 m de profondeur (près de 70 %) et la presque totalité de ces prises d'eau ont une profondeur inférieure à 10 m (environ 90 %).

### 5.1.2 Détermination des seuils d'enlèvement requis

En fonction de ce qui précède, il convient d'établir des critères d'enlèvement de cyanotoxines en fonction du type de toxine visé et de la profondeur minimale de la prise d'eau pendant la période propice à la présence de fleurs d'eau de cyanobactéries (de juin à décembre, généralement de juillet à octobre). Comme les valeurs généralement observées jusqu'à maintenant à des prises d'eau touchées sont faibles, il n'est pas possible de s'y référer pour établir le niveau d'enlèvement requis pour atteindre les valeurs cibles. Pour cette raison, le MDDEP doit établir un niveau d'enlèvement minimal à atteindre qui soit sécuritaire et qui permette de définir les paramètres de conception des traitements qui seront jugés adéquats. Le tableau 3 présente les réductions exigées en fonction du type de toxine visé et de la profondeur minimale de la prise d'eau.

Tableau 3 Réduction exigée en fonction des cyanotoxines visées et de la profondeur minimale de la prise d'eau

| Cyanotoxine                                | Niveau d'enlèvement requis en fonction de la profondeur minimale de la prise d'eau |          |              |
|--|--|----------|--------------|
|  | moins de 5 m   | 5 à 10 m | plus de 10 m |
| Anatoxine a                                | 75 %   | 50 %     | 50 %         |
| Microcystines totales (en microcystine LR) | 95 %   | 90 %     | 75 %         |

La concentration maximale permise de cyanotoxines dans l'eau brute permettant de respecter les critères retenus relativement à l'eau potable indiquée dans le tableau 4 est établie en fonction de ces niveaux d'enlèvement requis, selon la profondeur de la prise d'eau.

Les objectifs d'enlèvement établis au tableau 3 sont relativement sécuritaires. Ils tiennent compte des changements climatiques prévisibles dans les années à venir et de l'augmentation anticipée des épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries. De plus, considérant que des concentrations maximales acceptables ne sont disponibles que pour les toxines mentionnées aux tableaux 3 et 4, seules ces dernières font l'objet d'objectifs d'enlèvement. La présence des autres toxines mentionnées plus loin au tableau 7 n'a pas été observée au Québec jusqu'à maintenant, mais leur présence reste possible. Il est donc pertinent de tenir compte de leur enlèvement au moyen des différentes technologies utilisées.

Tableau 4 Concentration maximale dans l'eau brute permettant de respecter la réduction exigée en fonction des cyanotoxines visées et de la profondeur minimale de la prise d'eau

| Cyanotoxine   | Critères retenus pour l'eau potable ( $\mu\text{g/L}$ ) | Profondeur de la prise d'eau | Niveau d'enlèvement requis | Concentration maximale dans l'eau brute ( $\mu\text{g/L}$ ) |
|---|---|------------------------------|----------------------------|---|
| Anatoxine a   | 3,7   | Moins de 5 m                 | 75 %                       | 14,8  |
|   |   | De 5 à 10 m                  | 50 %                       | 7,4   |
|   |   | Plus de 10 m                 | 50 %                       | 7,4   |
| Microcystines totales (équivalent en microcystine LR) | 1,5   | Moins de 5 m                 | 95 %                       | 30,0  |
|   |   | De 5 à 10 m                  | 90 %                       | 15,0  |
|   |   | Plus de 10 m                 | 75 %                       | 6,0   |

## 5.2 Détermination de l'efficacité des traitements utilisés en production d'eau potable

Comme il a été observé dans l'analyse des données, la majorité des toxines se trouvent à l'intérieur des cellules et, de ce fait, il convient de mettre la priorité sur l'enlèvement des cellules, sans en provoquer la lyse<sup>2</sup>. Pour y arriver, le procédé de filtration demeure le meilleur moyen d'éliminer les cellules et de réduire de façon importante les cyanotoxines intracellulaires. C'est pourquoi une filtration efficace doit être mise en place pour gérer la problématique des cyanobactéries dans l'eau potable. Il est donc inacceptable que la gestion des cyanobactéries se fasse uniquement par des traitements chimiques. La section 5.3 présentera les éléments à considérer pour obtenir une filtration efficace.

Il existe cependant certaines situations favorisant la libération des toxines intracellulaires et la filtration est alors inefficace pour assurer l'enlèvement requis des cyanotoxines. Ainsi, en période de mortalité élevée des cyanobactéries (fin des fleurs d'eau, surtout pendant l'automne) ou à cause de la chaîne existante de traitement d'eau potable et de son mode opératoire (ajout d'un oxydant en tête de traitement, long séjour dans les boues de décantation, cycle de filtration prolongé, etc.), une quantité non négligeable de toxines est libérée lors de la lyse des cellules et la filtration ne peut plus retenir les toxines présentes. Pour cette raison, il convient d'équiper la station de production d'eau potable d'un traitement spécifique adéquat pour l'élimination des cyanotoxines.

Le tableau 5 présente les principaux procédés de traitement que l'on trouve dans les stations de production d'eau potable et leur efficacité relative dans la gestion des cyanobactéries et de leurs toxines.

Pour atteindre les niveaux d'enlèvement requis de cyanotoxines, la station de production d'eau potable doit donc opérer des équipements de traitement dont l'efficacité est reconnue. La liste suivante indique les traitements reconnus comme étant efficaces :

<sup>2</sup> La lyse est la destruction de la cellule avec libération de son contenu.

- nanofiltration et osmose inverse;
- ozonation;
- ajout de charbon actif en poudre;
- ajout de permanganate de potassium;
- filtration sur charbon actif en grain (en adsorption seulement);
- oxydation avancée;
- ajout de chlore.

Certains procédés de traitement présentent des avantages indéniables alors que d'autres sont moins intéressants ou moins documentés. Pour cette raison, il convient d'évaluer la mise en place de ces procédés de traitement en fonction des particularités du dossier à l'étude.

Le tableau 6 dresse la liste des avantages et des inconvénients des procédés utilisés en production d'eau potable en considérant leur efficacité, leur simplicité de mise en œuvre et leur coût.



Tableau 5 Efficacité des procédés de traitement généralement utilisés en production d'eau potable pour enlever les cyanobactéries et éliminer les cyanotoxines <sup>(A)</sup>

| <b>Traitement</b>   | <b>Efficacité contre les cyanobactéries</b>  | <b>Efficacité contre les cyanotoxines</b>                      | <b>Commentaires</b>   |
|---|--|--|---|
| Dégrillage, dessablage, tamisage, aération                    | Nulle  | Nulle  | -   |
| Microtamisage $\geq 35 \mu\text{m}$                           | Élimination de l'ordre de 30 à 40 % selon le type de cyanobactérie                         | Nulle  | -   |
| Préchloration (chlore ou bioxyde de chlore)                   | Amélioration de la coagulation, mais risque de lyse <sup>(B)</sup> des cyanobactéries      | Nulle : lyse des cyanobactéries                                | Risque de libération des toxines aux doses habituelles de 0,25 à 2,0 mg/L   |
| Ajout de permanganate de potassium en prétraitement           | Amélioration de la coagulation, mais risque de lyse des cyanobactéries                     | Nulle : lyse des cyanobactéries                                | Risque de libération des toxines aux doses habituelles de 1 à 5 mg/L  |
| Préozonation  | Amélioration de la coagulation, mais risque de lyse des cyanobactéries                     | Nulle à excellente selon la dose utilisée                      | Risque de libération des toxines sans les éliminer avec des faibles doses   |
| Coagulation, floculation, clarification, filtration classique | Élimination de 90 à 100 %, surtout liée à la filtration                                    | Faible   | Risque de lyse si les boues sont conservées plus de 24 heures   |
| Précipitation à la chaux, clarification, filtration           | Élimination de plus de 90 %  | Faible   | Risque de lyse si les boues sont conservées plus de 24 heures   |
| Adsorption sur charbon actif en poudre (CAP)                  | Nulle  | Élimination de 85 à 98 %                                       | Dosage élevé (ajusté en fonction de la présence de COT <sup>(C)</sup> ou d'autres contaminants organiques); doit être éliminé par clarification ou filtration |
| Filtration lente  | Élimination de 30 à 99 % selon le type de cyanobactérie; risque de lyse des cyanobactéries | Élimination de 30 à 80 % selon les toxines                     | Enlèvement des toxines par bio-adsorption et biodégradation (après une période d'adaptation de quelques semaines)   |
| Filtration sur charbon actif en grain (CAG)                   | Même résultat que la filtration directe ou classique, selon le cas                         | Élimination de 90 % tant que le filtre travaille en adsorption | Selon les temps de contact en fût vide généralement observés (La présence de COT ou de contaminants organiques peut diminuer la durée de vie.)                |
| Filtration biologique sur charbon actif en grain (CABG)       | Même résultat que la filtration directe ou classique, selon le cas                         | Élimination de 90 % tant que le filtre travaille en adsorption | Voir CAG. L'activité biologique augmente l'efficacité et la durée de vie.   |
| Filtration directe  | Élimination de plus de 60 % selon le type de cyanobactéries                                | Faible   | Risque de colmatage rapide des filtres (dose de coagulant élevée) et risque de lyse des cyanobactéries  |

<sup>A</sup> Inspiré de Sivonen et Jones (1999), de AWWA (2004) et de AFSSA/AFSET (2006)

<sup>B</sup> La lyse est la destruction de la cellule avec libération de son contenu.

<sup>C</sup> COT : carbone organique total

Tableau 5 (suite) Efficacité des procédés de traitement généralement utilisés en production d'eau potable pour enlever les cyanobactéries et éliminer les cyanotoxines

| <b>Traitement</b>   | <b>Efficacité contre les cyanobactéries</b>  | <b>Efficacité contre les cyanotoxines</b>          | <b>Commentaires</b>   |
|---|--|--|---|
| Filtration granulaire sous pression   | Non répertorié, mais probablement moindre que la filtration classique                                    | Nulle  | Risque de colmatage et de lyse des cyanobactéries   |
| Filtration sur cartouche, sac ou autre type de filtre $\leq 5 \mu\text{m}$  | Non répertorié, mais probablement efficace en fonction du type de cyanobactérie (efficacité à démontrer) | Nulle  | Risque de colmatage et de lyse des cyanobactéries   |
| Microfiltration   | Élimination de plus de 99 %  | Nulle  | Risque de colmatage et de lyse des cyanobactéries   |
| Ultrafiltration   | Élimination de plus de 99 %  | Nulle  | Risque de colmatage et de lyse des cyanobactéries   |
| Nanofiltration  | Élimination de plus de 99 %  | Élimination de plus de 95 %                        | Risque de colmatage   |
| Osmose inverse  | Élimination de plus de 99 %  | Élimination de plus de 95 %                        | Risque de colmatage   |
| Ajout de permanganate de potassium à l'eau clarifiée  | Risque de lyse des cyanobactéries si elles sont encore présentes   | Élimination de plus de 95 %                        | À faible dose seulement   |
| Ajout de permanganate de potassium après filtration   | -  | Élimination de plus de 95 %                        | Problématique d'eau rose et de manganèse  |
| Ozonation dans l'eau clarifiée ou après filtration  | Risque de lyse des cyanobactéries si elles sont encore présentes   | Élimination de plus de 95 %                        | Efficace une fois la demande en ozone satisfaite  |
| Chloration après filtration (chlore ou bioxyde de chlore)   | Risque de lyse des cyanobactéries si elles sont encore présentes   | Élimination élevée à nulle selon le type de toxine | Efficace pour certaines toxines, inefficace à de faibles doses ou si le pH > 8  |
| Chloramination après filtration   | Risque de lyse des cyanobactéries si elles sont encore présentes   | Nulle  | -   |
| Ajout de peroxyde d'hydrogène après filtration  | Risque de lyse des cyanobactéries si elles sont encore présentes   | Nulle  | -   |
| Rayonnement UV après filtration   | Risque de lyse des cyanobactéries si elles sont encore présentes   | Nulle  | Aux doses habituelles en production d'eau potable   |
| Oxydation avancée après filtration (ozone-UV, ozone-H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ou UV-H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ) | Risque de lyse des cyanobactéries si elles sont encore présentes   | Bonne élimination                                  | Dégradation des toxines amorcée par les radicaux hydroxyles. Présence de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> résiduel consommera beaucoup de chlore |

Tableau 6 Procédés de traitement en eau potable reconnus pour gérer la problématique des cyanotoxines

| Traitement  | Avantages   | Inconvénients  |
|---|---|--|
| <b>SOLUTIONS À PRIORISER</b>  |   |  |
| Nanofiltration ou osmose inverse                                    | <ul style="list-style-type: none"> <li>-efficace sur les cyanobactéries et les cyanotoxines</li> <li>-efficace sur un large éventail d'autres contaminants (bactériologiques, organiques ou inorganiques)</li> <li>-fonctionnement simple</li> <li>-robuste pour une qualité d'eau brute variable</li> <li>-idéale pour les nouvelles installations, surtout celles de petite taille</li> </ul>                     | <ul style="list-style-type: none"> <li>-coûteux et complexe à mettre en place dans une usine existante où les cyanobactéries sont la seule problématique à contrôler</li> </ul>  |
| Ozone   | <ul style="list-style-type: none"> <li>-efficace sur les cyanotoxines</li> <li>-efficace sur un large éventail d'autres contaminants (bactériologiques, organiques ou inorganiques)</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>-fonctionnement plus complexe</li> <li>-dosage ajusté selon la qualité de l'eau</li> <li>-coûteux et plus complexe à mettre en place que le CAP</li> </ul>  |
| Charbon actif en poudre (CAP)                                       | <ul style="list-style-type: none"> <li>-efficace sur les cyanotoxines</li> <li>-efficace sur un large éventail d'autres contaminants (organiques et inorganiques)</li> <li>-fonctionnement simple</li> <li>-plus simple et moins coûteux à mettre en place dans une usine existante que les membranes</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>-utilisé en combinaison avec une clarification et filtration pour éliminer le CAP de l'eau</li> <li>-durée réduite des cycles de filtration et quantité de boues produites plus élevée</li> <li>-dosage ajusté selon la qualité de l'eau et nécessairement plus important (coût important)</li> </ul> |
| Permanganate de potassium   | <ul style="list-style-type: none"> <li>-efficace sur les cyanotoxines</li> <li>-efficace sur un large éventail d'autres contaminants (organiques et inorganiques)</li> <li>-plus simple et moins coûteux à mettre en place dans une usine existante que le CAP</li> <li>-faible dosage en interoxydation si utilisé pour l'anatoxine a seulement</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>-dosage important à considérer si utilisé seul en prétraitement pour l'ensemble des toxines et risque de lyse des cyanobactéries</li> <li>-sous-produits formés moins bien connus</li> <li>-complexité de mise en œuvre et de suivi à considérer</li> </ul>   |
| <b>AUTRES SOLUTIONS POSSIBLES MAIS AVEC CONTRAINTES IMPORTANTES</b> |   |  |
| Charbon actif en grain (CAG)  | <ul style="list-style-type: none"> <li>-efficace sur les cyanobactéries et les cyanotoxines (en adsorption seulement)</li> <li>-efficace sur un large éventail d'autres contaminants (organiques et inorganiques mais en adsorption seulement)</li> <li>-fonctionnement simple</li> <li>-robuste pour une qualité d'eau brute variable</li> <li>-peut être intéressant pour une installation saisonnière</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>-durée de vie limitée en adsorption, surtout dans une eau très chargée en matière organique (habituellement moins d'un an)</li> <li>-coût de remplacement très élevé</li> <li>-suivi à mettre en place pour s'assurer que l'adsorption ou la biofiltration donne le rendement voulu</li> </ul>        |
| UV-H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>                                    | <ul style="list-style-type: none"> <li>-efficace sur les cyanotoxines</li> <li>-efficace sur un large éventail d'autres contaminants (organiques)</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>-dosage à ajuster selon la qualité de l'eau</li> <li>-dose UV plus élevée qu'en désinfection</li> <li>-dose de peroxyde élevée dont l'excédant doit être consommé avant distribution</li> <li>-plus complexe et coûteux à mettre en place que le CAP</li> </ul>                                       |

Ce classement est influencé par une approche générale qui vise à réduire le plus possible l'introduction de produits chimiques dans le traitement de l'eau, puisqu'il devient difficile de prévoir les interactions de ces produits entre eux et avec les contaminants présents dans l'eau et d'évaluer les impacts de ces interactions sur la santé humaine. Par contre, un seul procédé de traitement ne peut permettre d'éliminer tous les types de toxines; une approche

mixte est donc souhaitable. Le tableau 7 donne une idée générale de l'efficacité des différents traitements sur certaines toxines que l'on peut trouver dans l'eau.

Tableau 7 Efficacité des traitements pour éliminer certaines cyanotoxines

| Traitement                                  | Microcystines (sauf LA)                                       | Microcystine LA | Anatoxine a     | Nodularine         | Saxitoxines                         | Cylindrospermopsine |
|---|---|-----------------|-----------------|--------------------|-------------------------------------|---------------------|
| Charbon actif en grain (CAG) <sup>(A)</sup> | Élevée  | Faible          | Élevée          | -                  | Modérée <sup>(B)</sup>              | -                   |
| Charbon actif en poudre (CAP)               | Élevée  | Faible          | Élevée          | -                  | Faible à très élevée <sup>(B)</sup> | Modérée             |
| Chlore                                      | Élevée (pH<8)   | Modérée (pH<8)  | Faible (pH 6-7) | Très élevée (pH<8) | Élevée (pH ≈ 9)                     | Élevée (pH 6-9)     |
| Membrane (NF ou OI)                         | Probablement très élevée mais peu de données sont disponibles |                 |                 |                    |                                     |                     |
| Ozone                                       | Très élevée   | Très élevée     | Très élevée     | Très élevée        | Faible à modérée <sup>(B)</sup>     | Élevée              |
| Permanganate de potassium                   | Élevée  | Élevée          | Très élevée     | -                  | -                                   | Faible              |

<sup>A</sup> En adsorption

<sup>B</sup> L'efficacité dépend du type de saxitoxine dont il est question.

D'après le tableau précédent, l'ajout de chlore est un procédé de traitement efficace sur un bon nombre de toxines. Par conséquent, une chaîne de traitement qui s'avérerait efficace pour éliminer les deux classes de toxines visées (microcystine et anatoxine) devrait couvrir une large gamme de cyanotoxines, autant celles qui sont mesurées actuellement que celles qui ne sont pas suivies.

Afin d'assurer l'élimination des cyanotoxines, les procédés de traitement qui sont utilisés devront être fonctionnels durant toute la période propice à l'apparition de fleurs d'eau, c'est-à-dire de juin à décembre. Si ces équipements ne sont utilisés que durant cette période, leur opération pourra se limiter aux moments où une fleur d'eau de cyanobactéries se trouve à proximité de la prise d'eau (> 20 000 cellules/ml à moins de 200 m). Si une méthode analytique simple est utilisée pour le suivi des cyanotoxines dans le plan d'eau, les équipements de traitement saisonnier pourront alors être mis en opération pendant la période où la toxicité est détectée à la prise d'eau. Cette méthode analytique devra permettre de mesurer à la fois les cyanotoxines extra et intracellulaires.

### 5.3 Mise en place des solutions

Concernant toutes les interventions relatives à la problématique des fleurs d'eau de cyanobactéries, que ce soit la modification de la prise d'eau de surface, la mise en place d'une estacade, d'un aménagement en berge ou encore l'opération d'un équipement de traitement spécifique additionnel, l'exploitant d'une station de production d'eau potable doit contacter la direction régionale de l'analyse et de l'expertise du MDDEP de sa région afin de vérifier l'assujettissement de ces interventions à l'un ou l'autre des règlements et des lois en vigueur (Loi sur la qualité de l'environnement, Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune, Règlement sur les habitats fauniques, etc.).

La suite de cette section détaillera chacun des procédés de traitement en eau potable pouvant être retenus pour gérer la problématique spécifique des cyanotoxines, en précisant leurs critères de conception respectifs ainsi que le suivi à mettre en place (Barbeau et al. 2008).

#### 5.3.1 Filtration

##### **Efficacité**

Comme il a été mentionné au début de la section 5.2, une filtration efficace doit être en place pour que l'on puisse gérer la problématique des cyanobactéries. Bien que les cyanobactéries soient des organismes dont la taille est de l'ordre de quelques microns, elles forment des colonies qui s'agglomèrent pour atteindre des tailles de plusieurs dizaines de microns, voire du millimètre. Ce phénomène d'agglomération est d'autant plus important que la chaîne de traitement contient l'ajout d'un coagulant. Ainsi, les équipements de filtration assistée chimiquement que l'on trouve dans les stations d'eau potable sont suffisamment efficaces pour retenir les cellules de cyanobactéries.

Pour ce qui est des équipements de filtration sans assistance chimique, leur efficacité peut être très variable. Il devient alors très important de suivre l'efficacité de ces équipements afin de bien gérer l'élimination des cyanobactéries (donc, des cyanotoxines intracellulaires). Par contre, les membranes font exception puisqu'elles sont très efficaces à retenir les cyanobactéries, et ce, même sans assistance chimique. Le tableau 8 indique l'efficacité des différents équipements de filtration à retenir les cyanobactéries.

Tableau 8 Efficacité du système de filtration à retenir les cyanobactéries

| Équipement   | Efficacité élevée<br>(plus de 90 %) | Efficacité variable<br>(de 10 à 75 %) |
|--|-------------------------------------|---------------------------------------|
| Système de filtration assistée chimiquement (classique, directe, lente, lavage continu, membrane, biofiltration, etc.) | X                                   |                                       |
| Système de filtration sans assistance chimique (gravitaire, sous pression, cartouche, tamis, sac, etc.)                |                                     | X                                     |
| Membranes (microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration, osmose inverse)   | X                                   |                                       |

### **Suivi**

L'objectif de la filtration étant d'enlever les cyanobactéries intactes, une attention particulière doit être apportée au fonctionnement et à l'entretien des équipements pendant la période de fleurs d'eau de cyanobactéries afin d'éviter de provoquer la lyse des cellules lors du traitement. Ainsi, une précaution particulière doit être prise pour éviter l'accumulation de cellules à la surface des filtres en augmentant la fréquence des lavages et en réduisant si possible la charge à l'entrée des filtres. De plus, une attention doit être portée aux systèmes sous pression (microfiltration et ultrafiltration notamment) et aux systèmes avec accumulation de boues pour éviter des situations où la lyse des cellules serait favorisée. Dans le cas des systèmes de filtration, le suivi à mettre en place est le suivant :

- limiter la rétention au filtre en réduisant les cycles de filtration, en réduisant la pression sur les filtres ou en réduisant le temps de séjour des boues à travers la chaîne de traitement (clarificateurs, bassins de trempage des membranes immergées, etc.);
- porter une attention particulière aux clarificateurs. De récents événements ont montré la présence de fleurs d'eau de cyanobactéries directement dans les clarificateurs. Une surveillance visuelle accrue doit donc être maintenue pendant la période propice au développement de cyanobactéries, et ce, même en l'absence d'une fleur d'eau dans le plan d'eau servant de source d'alimentation;
- s'assurer d'une performance constante du système de traitement (suivi continu de la turbidité, de l'intégrité, de la perte de charge) en portant attention à toute situation hors de l'ordinaire (dégradation de la qualité de l'eau filtrée, perte de charge plus rapide ou plus lente, accumulation inhabituelle de particules sur le filtre, etc.);
- suivre la qualité de l'eau filtrée de façon hebdomadaire (cellules et toxines) lorsqu'une fleur d'eau peut toucher la prise d'eau (plus de 20 000 cellules/ml à moins de 200 m) et en l'absence d'un traitement spécifique pour les cyanotoxines.

#### **5.3.2 Nanofiltration et osmose inverse**

##### **Efficacité**

En plus de pouvoir retenir efficacement les cellules de cyanobactéries, les membranes de nanofiltration et d'osmose inverse peuvent aussi retenir les cyanotoxines. Dans le cas de la nanofiltration, le seuil de coupure doit être inférieur à 200 Da<sup>3</sup> pour être efficace à retenir les cyanotoxines. Par exemple, l'anatoxine a, qui est l'une des plus petites cyanotoxines, a une masse de 165 Da. Les autres cyanotoxines étant beaucoup plus grosses, elles seront retenues d'autant plus facilement.

La nanofiltration et l'osmose inverse sont vraiment des procédés de traitement de choix, puisqu'elles ne nécessitent aucun dosage de produit chimique en continu. De plus, les conséquences d'une accumulation de cellules à la surface des membranes sur la lyse des cellules seront moins critiques, puisque les membranes retiennent aussi les toxines. Il peut arriver toutefois que les cellules de cyanobactéries se retrouvent dans une gaine de biopolymères, ce qui peut occasionner un colmatage irréversible de certaines membranes. Un prétraitement adapté, ou un ajustement des stratégies de lavage pendant la période où le traitement est affecté par une fleur d'eau de cyanobactéries, pourront permettre de gérer cette problématique de colmatage. Il est donc important de vérifier ces éléments auprès du

---

<sup>3</sup> Le Da (dalton) est une unité employée pour mesurer la masse des atomes et des molécules et qui correspond à peu près à la masse d'un atome d'hydrogène.

fournisseur de membranes. De toute façon, il est généralement accepté que le traitement par membranes devrait être précédé d'une étape de préfiltration afin de prévenir un colmatage accéléré.

### **Suivi**

L'objectif de la nanofiltration et de l'osmose inverse étant d'enlever à la fois les cyanobactéries et les cyanotoxines, une attention particulière doit être apportée au fonctionnement et à l'entretien des équipements pendant la période de fleurs d'eau de cyanobactéries afin de s'assurer qu'il n'y a pas de bris d'intégrité des membranes. Dans le cas de ces systèmes, le suivi à mettre en place est le suivant :

- limiter l'accumulation de matière sur les membranes en réduisant les cycles de filtration, en réduisant le taux de récupération ou en augmentant la vitesse de recirculation lorsque applicable;
- s'assurer d'une performance constante du système de traitement (suivi continu de l'intégrité, de la perte de charge, etc.) en portant attention à toute situation hors de l'ordinaire (dégradation de la qualité de l'eau filtrée, perte de charge plus rapide ou plus lente, accumulation inhabituelle de particules sur le filtre, etc.);
- suivre la qualité de l'eau filtrée de façon hebdomadaire (cellules et toxines) s'il n'y a pas de système de suivi d'intégrité ou si l'on soupçonne un problème sur le système de traitement.

### **5.3.3 Ozonation**

#### **Efficacité**

L'ozone est un oxydant qui est généralement très efficace dans le traitement pour la production d'eau potable. Cette efficacité se confirme aussi en ce qui a trait à l'élimination des cyanotoxines. Le tableau 7 indique d'ailleurs que l'ozone est efficace pour éliminer la plupart des cyanotoxines, exception faite de certains types de saxitoxine. La réaction entre l'ozone et les toxines étant relativement rapide, le temps de contact nécessaire et les doses requises sont généralement faibles, de l'ordre de ceux requis pour la désinfection des *Giardia*. L'annexe A indique d'ailleurs les concentrations et les temps de contact requis (table de CT) pour atteindre l'élimination visée des cyanotoxines.

L'ozone peut être utilisé en prétraitement ou après la filtration. En prétraitement, l'ozone peut à la fois éliminer les cyanotoxines extracellulaires et provoquer la lyse des cellules intactes, libérant ainsi les toxines intracellulaires. Il faut donc exercer un excellent contrôle sur la dose d'ozone ajoutée en prétraitement. Il faut que la dose soit relativement faible pour éliminer les toxines extracellulaires sans provoquer la lyse des cellules intactes, ou assez élevée pour qu'il y ait suffisamment d'ozone après la lyse des cellules pour éliminer toutes les toxines. De plus, on cherche à optimiser le plus possible le dosage de l'ozone pour diminuer le coût de production et éviter d'avoir de l'ozone résiduel sur les filtres. Il devient donc difficile d'atteindre un bon équilibre entre l'élimination des toxines en prétraitement et une bonne optimisation de l'ozonation.

Par conséquent, il est préférable de réaliser l'ozonation dans l'eau filtrée pour éliminer les cyanotoxines. L'eau filtrée aura alors été libérée des cellules intactes et il sera plus facile de bien gérer l'ozonation en respectant les doses et les temps de contact indiqués dans

l'annexe A. L'ajout de l'ozone est toujours possible en prétraitement ou dans l'eau clarifiée, mais une surveillance accrue devra être exercée afin que la dose ajoutée soit suffisante pour éliminer aussi les toxines qui auront été libérées lors de la lyse des cyanobactéries.

### **Suivi**

L'objectif de l'ozonation étant d'éliminer les cyanotoxines, une attention particulière doit être apportée à la dose injectée et au temps de contact entre l'ozone et les toxines. Pour ce faire, lorsque l'ozone est ajouté au traitement, le suivi à mettre en place est le suivant :

- s'assurer que le système d'ozonation est fonctionnel lorsqu'une fleur d'eau peut toucher la prise d'eau (plus de 20 000 cellules/ml à moins de 200 m);
- s'assurer d'avoir une valeur d'ozone résiduel mesurable lorsque le temps de contact requis sera écoulé (moins de 10 minutes);
- utiliser l'ozonation après la filtration. Si l'ozone est utilisé en prétraitement ou dans l'eau clarifiée, s'assurer d'avoir une dose résiduelle suffisante une fois que la demande en ozone de la matière organique sera comblée (résiduel mesurable après le temps de contact requis).

Étant donné l'efficacité de l'ozone, le suivi de performance par un échantillonnage n'est pas nécessaire, tant qu'un résiduel mesurable est obtenu après le temps de contact nécessaire.

### **5.3.4 Charbon actif en poudre (CAP)**

#### **Efficacité**

Le CAP peut s'avérer une solution intéressante puisqu'il est relativement facile à mettre en place et peut être utilisé seulement en cas de besoin. Le départ et l'arrêt du dosage de CAP se font facilement. Par contre, certains éléments importants sont à considérer.

Tous les CAP ne sont pas efficaces de façon équivalente. Les CAP à base de bois semblent être les plus efficaces, surtout s'ils ont une structure régulière et un grand nombre de mésopores (de 2 à 50 µm). Ces caractéristiques les rendent moins sensibles au colmatage par les molécules organiques et plus efficaces à adsorber les cyanotoxines. Leur efficacité est élevée sur les microcystines et l'anatoxine a.

Concernant son utilisation, le CAP doit être ajouté en prétraitement afin de pouvoir être retiré de l'eau lors de la filtration. Idéalement, l'ajout du CAP se fait dans l'eau coagulée afin de minimiser l'impact de la matière organique tout en favorisant son incorporation dans le floc pour être retiré lors de la filtration. L'ajout du CAP est tout aussi efficace en amont d'un filtre granulaire qu'en amont d'un filtre membranaire. L'ajout de CAP, surtout à forte dose, va faire augmenter la fréquence des lavages et la quantité de boues générées. L'efficacité du CAP utilisé dans un décanteur à voile de boue augmente avec la quantité ajoutée et le temps de contact au décanteur.

Deux éléments sont importants à souligner lors de l'utilisation du CAP. D'abord, le CAP est considéré comme un produit explosif en suspension dans l'air. Il faut donc prévoir une salle à cet effet (équipement antidéflagration), généralement une salle ajoutée à la station existante. Puis, il faut prévoir une durée de stockage d'environ 1 mois pour pallier le délai de livraison du CAP.



Concernant le dosage, l'ajout du CAP vise plus spécifiquement l'élimination de l'anatoxine a, puisque le chlore pourra gérer davantage les microcystines. Le dosage de CAP peut être assez élevé, surtout si la concentration des toxines dans l'eau brute est élevée. Il faut donc prévoir les équipements de manière à pouvoir doser plus de 30 mg/L. Par contre, en considérant l'historique des fleurs d'eau au Québec et les objectifs fixés (tableaux 3 et 4), le dosage réel peut être ajusté en fonction du suivi de la qualité de l'eau. Un dosage initial de 10 mg/L et un temps de contact de 20 minutes pourront être utilisés au départ et un ajustement pourra se faire par la suite. De plus, si du permanganate de potassium est utilisé en prétraitement (voir la section 5.3.6), la dose de CAP pourra être diminuée de moitié tout en conservant le même temps de contact. S'il advenait que la CAP doive être ajouté à de fortes doses (plus de 10 mg/L), une attention spéciale devra être portée au dosage du coagulant puisque le CAP pourra avoir un effet sur l'efficacité de la coagulation.

### **Suivi**

L'objectif du CAP étant d'éliminer les cyanotoxines, une attention particulière doit être apportée au dosage et au temps de contact entre le CAP et les toxines. Pour ce faire, lorsque le CAP est ajouté en prétraitement, le suivi à mettre en place est le suivant :

- faire un suivi de la qualité de l'eau brute pour connaître le moment où le traitement devra être mis en route ou ajusté;
- s'assurer que le système de dosage de CAP est fonctionnel lorsqu'une fleur d'eau touche la prise d'eau (plus de 20 000 cellules/ml à moins de 200 m);
- utiliser du CAP à base de bois comportant une structure régulière et un grand nombre de mésopores (2 à 50 µm);
- fixer le dosage initial à 10 mg/L et l'ajuster en fonction des résultats obtenus (diminuer la dose initiale de moitié si du permanganate de potassium est aussi utilisé en prétraitement);
- tenir un registre des conditions de fonctionnement des équipements (produit utilisé, dosage, temps de contact, température, etc.) afin de pouvoir évaluer leur efficacité;
- suivre la qualité de l'eau filtrée (cellules et toxines) de façon sporadique (1 à 2 fois par mois ou plus fréquemment si des indices montrent que la fleur d'eau devient plus importante) pour s'assurer que le dosage de CAP et le temps de contact sont toujours suffisants, puisqu'ils sont basés sur des concentrations de cyanotoxines dans l'eau brute qui peuvent être dépassées lors de fleurs d'eau très importantes;
- ajuster au besoin le dosage ou le temps de contact du CAP selon les résultats obtenus;
- si le CAP est utilisé à un dosage supérieur à 10 mg/L, une attention spéciale devra être portée au dosage du coagulant puisque le CAP pourra avoir un effet sur l'efficacité de la coagulation.

### **5.3.5 Charbon actif en grain (CAG)**

#### **Efficacité**

Le CAG combine à la fois l'efficacité de la filtration pour retenir les cellules intactes et l'efficacité du charbon actif pour adsorber les cyanotoxines. Mais contrairement au CAP, qui est dosé de façon continue en fonction des besoins établis, la capacité d'adsorption du CAG

est limitée dans le temps, ce qui complique sa mise en œuvre. Ce processus de saturation progressive de la capacité d'adsorption du CAG peut être compensé par celui de la biodégradation des cyanotoxines, particulièrement si le CAG est précédé d'une ozonation. Par contre, si l'ozonation est déjà présente, l'ajout du CAG dans un filtre pour gérer les cyanobactéries devient superflu.

La durée de l'efficacité du CAG pour adsorber les cyanotoxines va dépendre de la qualité de l'eau et de l'importance de la fleur d'eau. Cette durée de vie peut aller de quelques jours seulement à quelques semaines, voire quelques mois. La durée de vie du CAG sera prolongée s'il est utilisé en aval d'une première étape de filtration. L'eau aura ainsi eu un traitement important de sorte que la charge au CAG sera réduite. À l'opposé, la durée de vie du CAG sera réduite s'il est utilisé en première étape de filtration, sur une eau plus chargée. À l'instar du CAP, le CAG à base de bois et disposant d'un grand nombre de mésopores sera le plus efficace. Précisons qu'après quelques semaines de fonctionnement (de 3 à 6 semaines), il peut se former une biomasse dans le CAG permettant une certaine biodégradation des cyanotoxines, et ce, même en l'absence d'ozone. Par contre, il est difficile de prévoir si la biomasse se développera de façon satisfaisante et si elle pourra procéder efficacement à la biodégradation des cyanotoxines présentes.

En processus d'adsorption, il faut assurer un temps de contact de 20 minutes comme c'est le cas avec le CAP. Le volume de CAG requis dépendra donc de l'espace disponible dans les filtres, de la capacité hydraulique de la chaîne de traitement, de la charge organique qui sera envoyée au CAG ainsi que de la durée de la période pendant laquelle la station peut être touchée par des fleurs d'eau de cyanobactéries. Pour éviter des coûts importants de remplacement de CAG qui ne peut pas être régénéré sur place, il faut idéalement être en mesure de ne changer le CAG qu'une seule fois par année. Cette fréquence annuelle de remplacement sera d'autant plus facile à gérer que la biodégradation des cyanotoxines par le CAG devient efficace. Mais il faudra quand même remplacer le CAG l'année suivante afin qu'il travaille d'abord en adsorption, le temps qu'une nouvelle biomasse adaptée se développe.

### **Suivi**

L'objectif du CAG étant d'éliminer les cyanotoxines, une attention particulière doit être apportée à sa durée de vie. Pour ce faire, lorsque le CAG est utilisé, le suivi à mettre en place est le suivant :

- s'assurer que du CAG vierge a été mis en place avant le début de la période propice à l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries, soit avant le mois de juillet;
- suivre la qualité de l'eau filtrée (cellules et toxines) de façon hebdomadaire en période de fleurs d'eau pour s'assurer que le CAG est toujours efficace, qu'il travaille en adsorption ou en biofiltration;
- garder sur place une quantité suffisante de CAG pour pouvoir le remplacer dans les filtres en usage s'il devient moins efficace.

### 5.3.6 Permanganate de potassium ( $\text{KMnO}_4$ )

#### **Efficacité**

Le  $\text{KMnO}_4$  est efficace pour éliminer les cyanotoxines, particulièrement l'anatoxine a (voir le tableau 7). Concernant cette toxine, les concentrations et les temps de contact nécessaires pour le  $\text{KMnO}_4$  sont du même ordre que ceux de l'ozone (voir l'annexe A). Il pourrait donc être une solution de choix, mais la mise en œuvre de ce traitement est particulièrement complexe.

Comme on vise particulièrement l'élimination des toxines, il y aurait avantage à l'injecter après la filtration, une fois que les cellules intactes ont été retirées de l'eau. Mais, bien que les doses requises pour éliminer les cyanotoxines soient très faibles, le  $\text{KMnO}_4$  a la particularité de donner une coloration rose à l'eau, et ce, même à de très faibles doses. Pour éviter ce désagrément, il faudra donc enlever tout résiduel de  $\text{KMnO}_4$  une fois le temps de contact minimal assuré. Pour ce faire, il faut utiliser un produit qui va non seulement réagir avec le  $\text{KMnO}_4$ , mais aussi avec le chlore, ce qui obligera à chlorer l'eau de nouveau. De plus, ces produits neutralisants sont, pour la plupart, à base de sulfites. Comme les sulfites peuvent provoquer des réactions allergiques chez certaines personnes, il faut donc éviter de les utiliser en production d'eau potable. Finalement, même s'il est neutralisé, le manganèse restera dans l'eau sous forme dissoute et pourra, sous l'effet du chlore, précipiter et donner une coloration grise à l'eau, ce qui n'est pas plus souhaitable.

Comme l'utilisation du  $\text{KMnO}_4$  est difficile dans l'eau traitée, il pourrait alors être utilisé en prétraitement. Cependant, il y a là aussi des problèmes de mise en œuvre. Le dosage devra être ajusté en fonction de la qualité de l'eau brute, puisque le  $\text{KMnO}_4$  réagira aussi avec les autres contaminants organiques dans l'eau. Contrairement au CAP, une surdose de  $\text{KMnO}_4$  provoquera une coloration rose de l'eau, ce qui amènera les mêmes problèmes que ceux décrits précédemment. De plus, la dose de  $\text{KMnO}_4$  injectée pourra provoquer la lyse des cellules, sans pour autant assurer l'élimination efficace des cyanotoxines.

Une autre option consiste à ajouter du  $\text{KMnO}_4$  à l'eau clarifiée, puisqu'elle aura été libérée d'une bonne partie des cellules de cyanobactéries et d'une bonne partie aussi d'autres contaminants qui pourraient réagir avec le  $\text{KMnO}_4$ . L'ajout du  $\text{KMnO}_4$  à cet endroit comporte les mêmes problèmes en ce qui a trait à la présence de manganèse et au risque de coloration de l'eau. Pour diminuer les effets indésirables provoqués par l'ajout de  $\text{KMnO}_4$ , celui-ci pourrait être ajouté seulement pour gérer la problématique de l'anatoxine a. La dose requise est alors beaucoup plus faible (40 fois moins que pour la microcystine LR, voir les tables de CT dans l'annexe A) et la présence systématique du chlore dans les installations de traitement en eau de surface pourrait compenser l'élimination de la microcystine (voir la section 5.3.8). Dans ces conditions, il serait possible d'ajouter 0,1 mg/L à l'eau clarifiée, une fois la demande en oxydant provoquée par la présence de matière organique satisfaite, pour obtenir un enlèvement satisfaisant d'anatoxine a, en considérant les enlèvements requis (voir les tableaux 3 et 4). C'est pourquoi cette option est envisagée, mais elle devra faire l'objet d'une étude de cas pour les premières installations qui voudront l'utiliser avant d'étendre cette solution de façon plus large. Il sera alors possible de vérifier son efficacité ainsi que le problème que pose sa mise en œuvre (suivi, impact sur les autres traitements et sur la qualité de l'eau produite, etc.).

En parallèle à son utilisation pour les cyanobactéries, il peut arriver qu'une station de traitement utilise déjà du  $\text{KMnO}_4$  pour gérer des problèmes de goûts et d'odeurs ou encore un problème de manganèse lié à la matière organique. Comme il a été mentionné plus haut, cette façon de faire n'est pas compatible avec la gestion des fleurs d'eau de cyanobactéries et en fonction de la variabilité de la quantité de matière organique dans l'eau brute. Bien que le  $\text{KMnO}_4$  réagisse quand même avec les cyanotoxines présentes dans l'eau, il n'est pas possible de se fier à ce seul ajout de  $\text{KMnO}_4$  en prétraitement pour s'assurer que les cyanotoxines seront bien toutes éliminées.

Au Québec, le nombre de stations qui se retrouvent dans cette situation est très faible et elles appliquent toutes un traitement utilisant du CAP. Dans leur cas, comme le  $\text{KMnO}_4$  aura aussi une certaine efficacité pour éliminer les cyanotoxines, le dosage de CAP requis pour éliminer les cyanotoxines pourra être réduit de moitié (voir la section 5.3.4). Par contre, étant donné le faible coût d'installation et de fonctionnement d'un système d'ajout de  $\text{KMnO}_4$  à l'eau clarifiée, cette solution pourra s'avérer intéressante pour les installations de traitement qui appliquent une filtration précédée d'une clarification.

### **Suivi**

Le suivi à mettre en place lors de l'ajout du  $\text{KMnO}_4$  sera différent s'il est utilisé en prétraitement, en conjonction avec le CAP ou seul dans une eau clarifiée.

Lorsqu'il est utilisé en prétraitement, en conjonction avec le CAP :

- s'assurer que le système de dosage de  $\text{KMnO}_4$  est fonctionnel lorsqu'une fleur d'eau touche la prise d'eau (plus de 20 000 cellules/ml à moins de 200 m);
- ajuster le dosage de  $\text{KMnO}_4$  à un minimum de 0,25 mg/L pendant toute la période de la fleur d'eau afin de pouvoir diminuer le dosage de CAP. Une vérification de l'interaction entre le  $\text{KMnO}_4$  et le CAP est à faire si ces deux produits sont injectés au même moment, et ce, afin d'éviter que le CAP adsorbe le  $\text{KMnO}_4$ . Dans ce cas, il serait préférable d'injecter d'abord la  $\text{KMnO}_4$  et lui laisser le temps d'agir avant d'injecter le CAP. Si ce n'est pas possible, l'utilisation du  $\text{KMnO}_4$  à l'eau clarifiée représente une alternative intéressante;
- vérifier tous les jours la coloration de l'eau filtrée et en mesurer régulièrement la concentration de manganèse (surdosage de  $\text{KMnO}_4$ );
- suivre la qualité de l'eau filtrée chlorée (cellules et toxines) de façon sporadique (1 à 2 fois par mois ou plus fréquemment si des indices montrent que la fleur d'eau devient plus importante) afin de s'assurer que le dosage de CAP et le temps de contact sont toujours suffisants, puisqu'ils sont basés sur des concentrations de cyanotoxines dans l'eau brute qui peuvent être dépassées lors de fleurs d'eau très importantes.

Lorsqu'il est utilisé seul dans une eau clarifiée, avant la filtration :

- s'assurer que le système de dosage de  $\text{KMnO}_4$  est fonctionnel lorsqu'une fleur d'eau touche la prise d'eau (plus de 20 000 cellules/ml à moins de 200 m);
- une fois la demande en oxydant satisfaite, fixer le dosage initial de  $\text{KMnO}_4$  à environ 0,1 mg/L et l'ajuster en fonction des résultats obtenus en évitant l'apparition d'eau rose dans l'eau distribuée;
- installer une prise d'eau au-dessus des filtres (environ 50 mm) afin de pouvoir mesurer le  $\text{KMnO}_4$  résiduel et de s'assurer ainsi d'un dosage suffisant;
- suivre la qualité de l'eau filtrée chlorée (cellules et toxines) de façon sporadique (1 à 2 fois par mois ou plus fréquemment si des indices montrent que la fleur d'eau devient

plus importante) afin de s'assurer que le dosage de  $\text{KMnO}_4$  et le temps de contact sont toujours suffisants, puisqu'ils sont basés sur des concentrations de cyanotoxines dans l'eau brute qui peuvent être dépassées lors de fleurs d'eau très importantes;

- vérifier la coloration de l'eau filtrée et en mesurer régulièrement la concentration de manganèse (surdosage de  $\text{KMnO}_4$ );
- convenir, avec le MDDEP, d'un suivi à mettre en place afin de documenter la mise en œuvre de cette solution.

### 5.3.7 Oxydation avancée (ozone-UV, $\text{H}_2\text{O}_2$ -ozone ou $\text{H}_2\text{O}_2$ -UV)

#### **Efficacité**

L'oxydation avancée fait référence à l'utilisation de radicaux hydroxyles pour réagir avec les cyanotoxines. Ces radicaux hydroxyles sont le résultat de l'utilisation combinée de deux des trois oxydants suivants : ozone, peroxyde d'hydrogène ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) et UV. Comme l'ozone seul est déjà efficace pour éliminer rapidement les cyanotoxines (voir la section 5.3.3), les combinaisons ozone-UV et  $\text{H}_2\text{O}_2$ -ozone seront aussi efficaces.

Pour ce qui est de la combinaison  $\text{H}_2\text{O}_2$ -UV, elle peut être aussi efficace pour éliminer les cyanotoxines, bien que l'efficacité individuelle de chacun de ces oxydants, utilisé séparément, soit assez faible. Cependant, plusieurs éléments documentés ne sont pas de nature à favoriser la mise en place d'une telle solution. Le temps de contact nécessaire pour être efficace est relativement court, mais les doses requises sont très élevées.

Ainsi, concernant les UV, alors que les doses requises pour assurer la désinfection de l'eau tournent autour de 40 à 80  $\text{mJ}/\text{cm}^2$ , la dose requise pour former des radicaux hydroxyles avec le  $\text{H}_2\text{O}_2$  sont de l'ordre de plusieurs centaines de  $\text{mJ}/\text{cm}^2$ , ce qui oblige à mettre en place de 2 à 5 fois plus de réacteurs UV que le nombre requis pour la désinfection.

Concernant le  $\text{H}_2\text{O}_2$ , les doses requises sont de l'ordre de 5 à 10  $\text{mg}/\text{L}$  et parfois davantage. De plus, seulement de 20 à 30 % de cette quantité sera transformée en radicaux hydroxyles. Le reste du  $\text{H}_2\text{O}_2$  devra être éliminé de l'eau par neutralisation chimique ou par adsorption sur charbon actif avant d'atteindre le réseau de distribution parce qu'il réagira notamment avec les autres oxydants qui seront ajoutés par la suite. Il réagira entre autres avec le chlore qui pourra être utilisé pour neutraliser le  $\text{H}_2\text{O}_2$ , mais ce phénomène pourrait doubler ou tripler la demande en chlore. L'utilisation du  $\text{H}_2\text{O}_2$  en traitement, pour la production d'eau potable, est dorénavant possible. Toutefois, l'obtention d'une autorisation pour son utilisation demeure conditionnelle au respect des éléments suivants :

- le peroxyde d'hydrogène ne peut être utilisé seul à titre de désinfectant à cause des concentrations élevées requises pour être efficace contre les microorganismes visés présents dans l'eau potable (parasites et virus). De ce fait, aucun crédit d'enlèvement (log) n'est accordé pour l'utilisation du peroxyde d'hydrogène dans l'eau potable;
- dans la chaîne de traitement, le peroxyde d'hydrogène doit être utilisé en oxydation avancée, et il doit nécessairement l'être en combinaison avec l'ozone ou la désinfection UV, pour gérer les problématiques de goûts, d'odeurs ou de micropolluants organiques (produits pharmaceutiques, cyanotoxines, pesticides, etc.);

- le produit utilisé doit être conçu pour une utilisation en eau potable (norme d'innocuité NQ3660-950) et contenir un stabilisant qui diminue la réactivité du peroxyde d'hydrogène au moment de sa manutention;
- la mise en place des équipements de transport, de manutention, d'entreposage et de dosage de peroxyde d'hydrogène doit se faire selon les règles de santé et de sécurité des travailleurs et doit aussi respecter la sécurité des résidents qui demeurent près de l'installation de traitement;
- dans les documents soumis pour l'obtention d'une autorisation, l'exploitant devra démontrer que le recours à une oxydation avancée avec peroxyde d'hydrogène, lorsque du chlore sera ajouté pour éliminer le peroxyde résiduel, ne provoquera pas la formation de sous-produits chlorés (THM ou AHA) ou de nitrites à des niveaux supérieurs aux valeurs cibles (voir l'annexe C pour le détail des démonstrations à fournir);
- la procédure de suivi des paramètres clés, pendant le fonctionnement des équipements installés, devra être incluse dans la demande d'autorisation et devra être acceptée par le MDDEP. Notamment, lorsque le chlore est utilisé pour gérer le résiduel de peroxyde d'hydrogène, l'exploitant devra démontrer que le point de mesure du chlore résiduel libre est suffisamment éloigné du point d'injection du chlore, en fonction du débit maximum et de la cinétique de réaction entre le chlore et le peroxyde d'hydrogène, pour permettre l'élimination complète du peroxyde d'hydrogène à la température de l'eau la plus froide.

### **Suivi**

L'objectif de l'ajout de  $H_2O_2$  étant d'éliminer les cyanotoxines, une attention particulière doit être portée au dosage et à la réaction de transformation du  $H_2O_2$  en radicaux hydroxyles. Pour ce faire, lorsque le  $H_2O_2$  est utilisé, le suivi à mettre en place est le suivant :

- s'assurer que le système de dosage de  $H_2O_2$  est fonctionnel lorsqu'une fleur d'eau touche la prise d'eau (plus de 20 000 cellules/ml à moins de 200 m);
- ajuster le dosage de  $H_2O_2$  selon les valeurs cibles déterminées par le fournisseur d'équipement ou par le concepteur;
- s'assurer que l'exploitant a à sa disposition un appareil permettant de mesurer la concentration de peroxyde d'hydrogène résiduelle dans l'eau traitée, dans la mesure où ce type d'appareil est disponible;
- suivre en continu le dosage du  $H_2O_2$  (ou effectuer un échantillonnage quotidien dans le cas des installations de moins de 500 personnes). Tout dosage au-delà des valeurs cibles déterminées par le fournisseur d'équipement ou par le concepteur, particulièrement si le dosage dépasse 10 mg/L, devra être expliqué, et le suivi devra montrer que le résiduel de  $H_2O_2$  a bien été géré;
- ajouter le peroxyde d'hydrogène le plus près possible des réacteurs UV (ou des bassins d'ozonation), à une distance suffisante toutefois pour assurer un mélange homogène dans l'eau;
- tenir un registre des conditions de fonctionnement des équipements (produit utilisé, dosage, temps de contact, température, etc.) afin de pouvoir évaluer leur efficacité;
- suivre la qualité de l'eau filtrée (cellules et toxines) de façon sporadique (de une à deux fois par mois ou plus fréquemment si des indices montrent que la fleur d'eau devient plus importante) pour s'assurer que le dosage de peroxyde d'hydrogène et l'intensité UV (ou le dosage d'ozone) sont toujours suffisants, puisqu'ils sont basés sur

des concentrations de cyanotoxines dans l'eau brute qui peuvent être dépassées lorsque les fleurs d'eau sont très importantes;

- ajuster au besoin le dosage de peroxyde d'hydrogène et l'intensité UV (ou le dosage d'ozone) selon les résultats obtenus;
- éliminer tout résiduel de peroxyde d'hydrogène de l'eau avant l'entrée dans le réseau d'eau potable. Un suivi en continu du chlore résiduel libre (ou un échantillonnage quotidien dans le cas des installations de moins de 500 personnes) devrait être suffisant pour s'en assurer. Toutefois, la présence de peroxyde d'hydrogène peut interférer dans la mesure du chlore résiduel libre. Des essais préalables seront donc nécessaires pour s'assurer que le peroxyde d'hydrogène aura été complètement éliminé et que le suivi du chlore résiduel libre sera fiable et valide.

### 5.3.8 Chlore

#### **Efficacité**

Le chlore est relativement efficace pour éliminer la plupart des cyanotoxines sauf pour ce qui est de l'anatoxine a, qui fait l'objet d'un critère d'intervention relatif à l'eau potable. Le chlore ne peut donc pas constituer la seule réponse pour gérer la problématique des cyanotoxines. Par contre, son efficacité sur les microcystines ainsi que plusieurs autres cyanotoxines fait en sorte que le chlore est un complément intéressant à la filtration et aux autres traitements dans la gestion des cyanobactéries et des cyanotoxines.

Les conditions d'utilisation du chlore pour l'élimination des cyanotoxines sont similaires à celles requises pour la désinfection. Le pH, la température et la toxine visée jouent un rôle sur la détermination de la dose de chlore requise et sur le temps de contact nécessaire. Comme le chlore pourrait être utilisé pour éliminer les microcystines, c'est sur cette toxine que sont bâties les tables de CT qui sont présentées dans l'annexe A. Ces tables ont été construites en fonction du pH et de la température.

#### **Suivi**

L'objectif de la chloration étant d'éliminer particulièrement les microcystines, une attention doit être apportée à la dose injectée et au temps de contact entre le chlore et les toxines. Pour ce faire, lorsque le chlore est ajouté à l'eau filtrée, le suivi à mettre en place est le suivant :

- s'assurer que le système de chloration est fonctionnel lorsqu'une fleur d'eau touche la prise d'eau (plus de 20 000 cellules/ml à moins de 200 m);
- s'assurer d'avoir la valeur de chlore résiduel libre visée lorsque le temps de contact requis sera écoulé (voir l'annexe A);
- utiliser la chloration après la filtration.

Étant donné l'efficacité du chlore, le suivi de performance par échantillonnage à une fréquence fixe n'est pas nécessaire, tant que la valeur de chlore résiduel libre après le temps de contact requis est suffisante (voir les tables de CT dans l'annexe A).

## 6 CONCLUSION

Afin de guider les propriétaires, les exploitants et les concepteurs d'installation de traitement pour la production d'eau potable aux prises avec des fleurs d'eau de cyanobactéries, le MDDEP a établi une stratégie d'intervention qui peut s'adapter selon l'ampleur de la problématique. Minimalement, il est recommandé de mettre en place un suivi de la qualité de l'eau dans le plan d'eau afin de documenter l'évolution de la situation. De plus, quelques mesures de protection peuvent aussi permettre de réduire l'impact des fleurs d'eau sur les prises d'eau servant à l'alimentation en eau potable.

Finalement, concernant les cas où la mise en place de procédés de traitement visant l'élimination des cyanotoxines s'avère nécessaire, le MDDEP a établi des niveaux d'enlèvement en fonction du type de toxine visée et de la profondeur de la prise d'eau lors la période propice au développement des fleurs d'eau de cyanobactéries. Bien que la filtration permette d'éliminer la majorité des cyanotoxines intracellulaires en retenant les cellules, elle n'est pas efficace pour enlever des cyanotoxines libérées lors de la mort des cyanobactéries en fin de fleurs d'eau dans le plan d'eau ou par la lyse des cellules en cours des procédés de traitement. Un traitement spécifique de l'élimination des cyanotoxines devra être mis en place pour atteindre des niveaux d'enlèvement de 75 % à 95 % pour la microcystine LR et de 50 % à 75 % pour l'anatoxine a. Ces niveaux d'enlèvement sont fonction de la profondeur de la prise d'eau. Les traitements retenus pour éliminer les cyanotoxines ont été établis et les paramètres de conception ont été précisés afin d'aider les concepteurs à mettre en place des solutions de traitement efficaces.



## 7 BIBLIOGRAPHIE

- AGENCE FRANÇAISE DE SÉCURITÉ SANITAIRE DES ALIMENTS et AGENCE FRANÇAISE DE SÉCURITÉ SANITAIRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DU TRAVAIL**, 2006. « Modalités de maîtrise des dangers », dans *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*, rapport conjoint, Paris, France, p. 111-128 [En ligne], page consultée le 23 mars 2007 : <http://www.afsset.fr/index.php?pageid=452&newsid=128&MDLCODE=news>.
- ACERO, J. L., E. RODRIGUEZ et J. MERILUOTO**, 2005. *Kinetics of reactions between chlorine and the cyanobacterial toxins microcystins*, Water Research, vol. 39, p. 1628-1638.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION RESEARCH FOUNDATION**, 2004. *Algae Detection and Removal Strategies for Drinking Water Treatment Plants*, rapport rédigé conjointement par l'Université de Caroline du Nord, les Travaux publics de High Points en Caroline du Nord et le Service des eaux de Philadelphie en Pennsylvanie, Denver, États-Unis, ISBN 1-58321-307-4, 444 pages et 3 annexes.
- BARBEAU, B., A. CARRIÈRE, P. CHEVALIER, A. ZAMYADI et M. PRÉVOST**, 2008. *Analyse de la vulnérabilité des installations québécoises de traitement de l'eau potable en prévision d'un accroissement des proliférations de cyanobactéries toxiques dans le cadre des changements climatiques*, projet Ouranos, 88 pages et 2 annexes. Le rapport est disponible en format PDF à l'adresse électronique suivante : [www.ouranos.ca/media/publication/54\\_Rapport\\_Barbeau\\_sante\\_2008.pdf](http://www.ouranos.ca/media/publication/54_Rapport_Barbeau_sante_2008.pdf).
- BLAIS, S.**, 2002. *La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001*, Agrosol 13 (2), p. 103-110.
- 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, 19 p. [En ligne], page consultée le 5 septembre 2007 : [www.inspq.qc.ca/pdf/publications/198-CartableEau/Cyanobacteries.pdf](http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/198-CartableEau/Cyanobacteries.pdf)
- GROUPE SCIENTIFIQUE SUR L'EAU**, 2005. *Propositions de critères d'intervention et de seuils d'alerte pour les cyanobactéries*, Institut national de santé publique du Québec, 4 p. [En ligne], page consultée le 5 septembre 2007 : <http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/348-CriteresInterventionCyanobacteries.pdf>
- 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 pages et 2 annexes.
- ROBERT, C., H. TREMBLAY et C. DEBLOIS**, 2004. *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, 58 pages et 3 annexes.

**RODRIGUEZ, E, M. E. MAJADO, J. MERILUOTO et J. L. ACERO**, 2007a. *Oxidation of microcystins by permanganate: Reaction kinetics and implications for water treatment*, Water Research, vol. 41, p. 102-110.

**RODRIGUEZ, E, G. D. ONSTAD, T. P. J. KULL, J. S. METCALF, J. L. ACERO et U. von GUNTEN**, 2007b. *Oxidative elimination of cyanotoxins: Comparison of ozone, chlorine, chlorine dioxide and permanganate*, Water Research, vol. 41, p. 3381-3393.

**SANTÉ CANADA**, 1<sup>er</sup> octobre 2004. *Les toxines cyanobactériennes – Les microcystines-LR. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : pièces à l'appui*, [En ligne], page consultée le 23 mars 2007 : [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc\\_sup-appui/cyanobacterial\\_toxins/index\\_f.html](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/cyanobacterial_toxins/index_f.html).

**SIVONEN, K. et G. JONES**, 1999. « Remedial Measures », dans *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*, Londres, Ed. Chorus, Ingrid et Jamie Bartram, au nom de l'Organisation mondiale de la santé, E & F Spon, ISBN 0-419-23930-8, p. 276-312 [En ligne], page consultée le 23 mars 2007 : [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/resourcesquality/toxiccyanbact/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/toxiccyanbact/en/).

## Annexe A

### VALEURS DE CT REQUIS POUR L'OZONE, LE PERMANGANATE DE POTASSIUM ET LE CHLORE AFIN D'ATTEINDRE LES OBJECTIFS D'ENLÈVEMENT DES CYANOTOXINES

Plusieurs documents ont été rendu disponibles récemment afin de pouvoir déterminer les doses et les temps de contact requis de plusieurs oxydants pour éliminer différentes cyanotoxines (Rodriguez et al. 2007a, Rodriguez et al. 2007b, Acero et al. 2005). Ces études ont permis d'établir une équation basée sur un concept similaire au CT (concentration et temps de contact), mais en considérant la concentration ajoutée plutôt que la concentration mesurée à la fin du temps de contact. Cette équation prend la forme suivante :

$$[toxine] = [toxine]_0 \exp^{-k.CT} \quad [Éq. 1]$$

où :

- [toxine] = concentration finale de la toxine à traiter
- [toxine]<sub>0</sub> = concentration initiale de la toxine à traiter
- k = constante de réaction de l'oxydation de la cyanotoxine visée par l'oxydant utilisé (L/mg.min)
- CT = concentration d'oxydant ajouté et temps de contact avec l'eau (mg.min/L)

Il s'agit donc d'appliquer cette équation pour les différents oxydants utilisés (ozone, permanganate de potassium et chlore) selon les cyanotoxines visées (microcystines et anatoxine a). La constante de réaction doit être ajustée en fonction de la température (réaction plus lente en température froide) et, dans le cas du chlore, doit être ajustée aussi en fonction du pH (réaction plus rapide à un pH plus faible pour les microcystines).

#### A.1 Ozone

Le tableau suivant donne les constantes de réaction pour l'élimination de la microcystine LR et de l'anatoxine a par l'ozone. On considère que la constante de réaction varie à peu près linéairement avec la température en étant environ 1,35 fois plus faible pour chaque baisse de température de 10 °C. On considère que le pH n'influence pas de façon importante ces constantes de réaction.

#### Constantes de réaction de l'ozone en fonction de la température pour l'élimination de la microcystine LR et de l'anatoxine a (pH supérieur à 6,0)

| Température de l'eau à traiter (°C) | Constante de réaction pour la microcystine LR (k en L/mg.min) <sup>(A)</sup> | Constante de réaction pour l'anatoxine a (k en L/mg.min) <sup>(A)</sup> |
|-------------------------------------|--|---|
| 0,5                                 | 281  | 17,2  |
| 5                                   | 330  | 20,1  |
| 10                                  | 379  | 23,3  |
| 15                                  | 446  | 27,4  |
| 20                                  | 512  | 31,4  |
| 25                                  | 601  | 36,9  |

<sup>A</sup> Inspiré de Rodriguez et al. (2007a et 2007b)

La constante de réaction de l'ozone pour l'élimination de l'anatoxine a est environ 10 fois plus faible que celle de la microcystine LR. Elle sera donc utilisée dans l'équation 1 pour déterminer les CT requis qui sont indiqués dans le tableau suivant.

**Table de CT pour l'ozone en fonction de la température pour l'élimination des cyanotoxines (pH supérieur à 6,0)**

| Niveau d'enlèvement requis | CT requis pour l'ozone (mg.min/L) |       |       |       |       |       |
|----------------------------|-----------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
|                            | 0,5 °C                            | 5 °C  | 10 °C | 15 °C | 20 °C | 25 °C |
| 95 %                       | 0,174                             | 0,149 | 0,129 | 0,109 | 0,095 | 0,081 |
| 90 %                       | 0,134                             | 0,115 | 0,099 | 0,084 | 0,073 | 0,062 |
| 75 %                       | 0,081                             | 0,069 | 0,060 | 0,051 | 0,044 | 0,038 |
| 50 %                       | 0,040                             | 0,035 | 0,030 | 0,025 | 0,022 | 0,019 |

Comme on peut le constater, les CT requis pour l'élimination des cyanotoxines par l'ozone sont très faibles. L'élimination se fait au maximum en quelques minutes, et ce, même en eau très froide. Ces CT sont aussi environ de 2 à 5 fois inférieurs à ceux requis pour l'inactivation de *Giardia*. C'est donc dire que l'ozone utilisé en désinfection serait largement suffisant pour éliminer les cyanotoxines, et ce, même lorsque l'ozone est utilisé en prétraitement.

Comme les CT requis pour l'ozone sont beaucoup plus faibles que ceux qu'on obtient avec le chlore (voir la section A.3), la contribution du chlore pour l'élimination des microcystines devient alors négligeable lorsque l'ozone est aussi utilisé.

## A.2 Permanganate de potassium

Dans l'article publié par Rodriguez et al. (2007a), la constante de réaction du permanganate de potassium avec les microcystines est dépendante de la température et de la nature de la microcystine, mais ne dépend pas du pH (entre 6,2 et 8,2). Cette constante est plus faible pour la microcystine LR que pour les microcystines YR ou RR. Donc, la constante de réaction de la microcystine LR est plus sécuritaire. Pour ce qui est de l'anatoxine a, on trouve la constante de réaction dans Rodriguez et al. (2007b). Les constantes de réaction en fonction de la température sont indiquées dans tableau suivant.

### Constantes de réaction du permanganate de potassium en fonction de la température pour l'élimination de la microcystine LR et de l'anatoxine a (pH supérieur à 6,0)

| Température de l'eau à traiter (°C) | Constante de réaction pour les microcystines (k en L/mg.min) <sup>(A)</sup> | Constante de réaction pour l'anatoxine a (k en L/mg.min) <sup>(B)</sup> |
|-------------------------------------|---|---|
| 0,5                                 | 0,059   | 3,80  |
| 5                                   | 0,075   | 4,83  |
| 10                                  | 0,089   | 5,74  |
| 15                                  | 0,113   | 7,28  |
| 20                                  | 0,135   | 8,70  |
| 25                                  | 0,166   | 10,70   |

<sup>A</sup> Inspiré de Rodriguez et al. (2007a)

<sup>B</sup> Inspiré de Rodriguez et al. (2007b)

En fonction de ces constantes de réaction et de l'équation 1, les CT requis en fonction du niveau d'enlèvement requis, de la profondeur de la prise d'eau et de la température sont indiqués dans le tableau suivant.

### Table de CT pour le permanganate de potassium en fonction de la température pour l'élimination des cyanotoxines (pH supérieur à 6,0)

| Cyanotoxine   | Profondeur de la prise d'eau | Niveau d'enlèvement requis | CT requis pour le KMnO <sub>4</sub> (mg.min/L) |      |      |      |      |      |
|---|------------------------------|----------------------------|--|------|------|------|------|------|
|   |                              |                            | Température (°C)                               |      |      |      |      |      |
|   |                              |                            | 0,5  | 5    | 10   | 15   | 20   | 25   |
| Anatoxine a   | Moins de 5 m                 | 75 %                       | 0,36   | 0,29 | 0,24 | 0,19 | 0,16 | 0,13 |
|   | De 5 à 10 m                  | 50 %                       | 0,18   | 0,14 | 0,12 | 0,10 | 0,08 | 0,07 |
|   | Plus de 10 m                 | 50 %                       | 0,18   | 0,14 | 0,12 | 0,10 | 0,08 | 0,07 |
| Microcystines totales (équivalent en microcystine LR) | Moins de 5 m                 | 95 %                       | 51   | 40   | 33,5 | 26,5 | 22   | 18   |
|   | De 5 à 10 m                  | 90 %                       | 39   | 31   | 26   | 20   | 17   | 14   |
|   | Plus de 10 m                 | 75 %                       | 23,5   | 18,5 | 15,5 | 12   | 10   | 8,5  |

Les CT requis pour les microcystines sont donnés à titre indicatif, puisque le permanganate de potassium ne sera ajouté que pour l'élimination spécifique de l'anatoxine a. Ce sont donc ces CT qui guideront le dosage du permanganate de potassium. Par exemple, en considérant un temps de contact de 10 minutes, les concentrations nécessaires de permanganate de potassium vont de 0,01 mg/L pour une eau à 25 °C dans une prise d'eau à plus de 10 m de profondeur à 0,04 mg/L pour une prise d'eau à moins de 5 m et une eau à 0,5 °C. Si le temps de contact est diminué de moitié (5 minutes), les concentrations nécessaires sont 2 fois plus élevées et si le temps de contact est doublé (20 minutes), les concentrations nécessaires sont 2 fois plus faibles. Dans l'eau clarifiée, la concentration à ajouter doit demeurer faible, idéalement inférieure à 0,15 mg/L, pour éviter les problèmes liés à l'utilisation du permanganate de potassium (eau rose et présence de manganèse).

### A.3 Chlore

Le tableau suivant indique les constantes de réaction pour l'élimination de la microcystine LR par le chlore. On considère que la constante de réaction varie à peu près linéairement en étant environ 1,35 fois plus faible pour chaque baisse de température de 10 °C. Par contre, la variation de cette constante de réaction en fonction du pH n'est pas linéaire et sa diminution s'accélère à un pH plus élevé. Toutefois, pour évaluer la constante de réaction pour des valeurs intermédiaires de pH, une intrapolation linéaire est acceptable.

#### Constantes de réaction du chlore en fonction du pH et de la température pour l'élimination de la microcystine LR

| Température de l'eau à traiter (°C) | Constante de réaction pour la microcystine LR (k en L/mg.min) <sup>(A)</sup> |          |          |
|-------------------------------------|--|----------|----------|
|                                     | pH = 6,0   | pH = 7,0 | pH = 8,0 |
| 0,5                                 | 0,0623   | 0,0429   | 0,0155   |
| 5                                   | 0,0723   | 0,0498   | 0,0180   |
| 10                                  | 0,0840   | 0,0578   | 0,0209   |
| 15                                  | 0,0976   | 0,0672   | 0,0243   |
| 20                                  | 0,1123   | 0,0773   | 0,0280   |
| 25                                  | 0,1294   | 0,0891   | 0,0323   |

<sup>A</sup> Inspiré de Acero et al. (2005)

Lorsque les constantes de réaction à différentes températures et à différents pH sont connues, il est possible de déterminer les CT requis pour éliminer la microcystine LR en utilisant l'équation 1.

#### Table de CT pour le chlore en fonction du pH et de la température pour l'élimination de la microcystine LR

| pH  | Profondeur de la prise d'eau | Niveau d'enlèvement requis | CT requis pour le chlore (mg.min/L en Cl <sub>2</sub> ) |      |      |      |      |      |
|-----|------------------------------|----------------------------|---|------|------|------|------|------|
|     |                              |                            | Température (°C)  |      |      |      |      |      |
|     |                              |                            | 0,5   | 5    | 10   | 15   | 20   | 25   |
| 6,0 | Moins de 5 m                 | 95 %                       | 48,1  | 41,4 | 35,7 | 30,7 | 26,7 | 23,2 |
|     | De 5 à 10 m                  | 90 %                       | 37,0  | 31,8 | 27,4 | 23,6 | 20,5 | 17,8 |
|     | Plus de 10 m                 | 75 %                       | 22,3  | 19,2 | 16,5 | 14,2 | 12,3 | 10,7 |
| 7,0 | Moins de 5 m                 | 95 %                       | 69,8  | 60,1 | 51,8 | 44,6 | 38,8 | 33,6 |
|     | De 5 à 10 m                  | 90 %                       | 53,7  | 46,2 | 39,8 | 34,2 | 29,8 | 25,8 |
|     | Plus de 10 m                 | 75 %                       | 32,3  | 27,8 | 24,0 | 20,6 | 17,9 | 15,6 |
| 8,0 | Moins de 5 m                 | 95 %                       | 193   | 166  | 143  | 123  | 107  | 92,7 |
|     | De 5 à 10 m                  | 90 %                       | 149   | 128  | 110  | 97,8 | 82,2 | 71,3 |
|     | Plus de 10 m                 | 75 %                       | 89,4  | 77,0 | 66,3 | 57,0 | 49,5 | 42,9 |

Les CT requis pour l'élimination de 1 log de microcystine LR par le chlore sont de l'ordre de ceux requis pour l'élimination de 1 à 2 logs de *Giardia*. On passe d'une équivalence de 1 log à des températures d'eau froide (< 5 °C) à une équivalence de 2 logs lorsque la température atteint 25 °C. De plus, lorsque le pH dépasse 7,0, les valeurs de CT augmentent de façon

importante, de sorte qu'à un pH de 8,0 et une température de 25 °C, le CT requis par le chlore pour éliminer 1 log de microcystine LR est équivalent à celui requis pour éliminer 3 logs de *Giardia*.

#### **A.4 Prise en considération de l'efficacité hydraulique**

Dans l'évaluation des CT pour l'ozone (section A.1), pour le permanganate de potassium (section A.2) et pour le chlore (section A.3), il est important de corriger les valeurs en considérant l'efficacité hydraulique des réservoirs de contact. Les valeurs de CT indiquées dans les sections A.1 à A.3 sont établies en considérant un réacteur piston, un réacteur ayant une efficacité hydraulique de 1,0. Comme l'efficacité hydraulique des réservoirs est généralement plus faible (de l'ordre de 0,2 à 0,6), les CT à considérer seront plus élevés (de l'ordre de 1,5 à 5 fois plus élevés que pour une efficacité hydraulique de 1,0). Il est toujours possible de consulter les chapitres 10 et 11 du *Guide de conception des installations de production d'eau potable* pour déterminer l'efficacité hydraulique des réservoirs de contact et pour corriger les valeurs de CT requis. Ce guide est accessible sur le site Internet du MDDEP à l'adresse suivante :

[www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/index.htm](http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/index.htm)

## Annexe B

### EXEMPLE D'UN REGISTRE POUR LE SUIVI DU PLAN D'EAU OU DE LA PRISE D'EAU

La page suivante présente un exemple de registre qui peut être utilisé au quotidien pour consigner les données sur le suivi visuel réalisé sur le plan d'eau. Le Protocole de suivi visuel d'une fleur d'eau d'algues bleu-vert fournit aussi un exemple de registre quotidien et sera accessible sous peu sur le site Internet du MDDEP à l'adresse suivante :

[www.mddep.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/algues.htm](http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/algues.htm)



**Suivi des cyanobactéries – Registre journalier**

|                           |  |                       |  |
|---------------------------|--|-----------------------|--|
| <b>Milieu aquatique :</b> |  | <b>Municipalité :</b> |  |
| <b>Date :</b>             |  | <b>Heure :</b>        |  |
| <b>Observateurs :</b>     |  |                       |  |

|  |                                       |
|--|---------------------------------------|
| <b>Température (eau brute) :</b>               | <b>pH (eau brute) :</b>               |
| <b>Turbidité (eau brute) :</b>                 | <b>Azote ammoniacal (eau brute) :</b> |
| <b>Test visuel (pot de verre, eau brute) :</b> |                                       |

**Météo**

|  |                    |          |         |
|--|--------------------|----------|---------|
| <b>Température °C (approximative de l'air)</b> |                    |          |         |
| <b>Vent : intensité</b>                        | Calme              | Moyen    | Fort    |
| <b>Vent : provenance (ex. : de l'ouest)</b>    |                    |          |         |
| <b>Temps</b>                                   | Ensoleillé         | Variable | Nuageux |
|  | Averses dispersées | Pluie    | Orage   |

**Conditions météorologiques (2 jours précédents)**

|  |  |
|--|--|
| Préciser les similitudes ou les différences par rapport à celles d'aujourd'hui |  |
|--|--|

**Fleur d'eau :** Non  Oui  Si oui :

|   |   |                         |                        |                  |
|---|---|-------------------------|------------------------|------------------|
| <b>Étendue par rapport aux usages et à l'ensemble du milieu aquatique</b> | <b>&lt; 200 m prise d'eau potable :</b> Non <input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> |                         |                        |                  |
| <b>Couleur</b>  | Vert  | Turquoise               | Rougeâtre              | Autre (préciser) |
| <b>Texture</b>  | « Soupe aux pois »  | Déversement de peinture | Agrégats (floc, boule) | Mini filaments   |
|   | Autre :   |                         |                        |                  |
| <b>Dimension approximative des particules</b>                             | mm  |                         | cm                     |                  |

**Écume en bordure de la rive :** Non  Oui  Si oui :

|  |                              |                              |
|--|------------------------------|------------------------------|
| <b>Étendue (périmètre) par rapport au rivage (décrire et indiquer son emplacement sur une carte)</b> | Mètres                       | Kilomètres                   |
| <b>Apparence :</b>   | Sur l'eau (cm de la surface) | Dépôt échoué sur la rive     |
| <b>Couleur :</b>   | Vert                         | Turquoise                    |
|  |                              | Autre (ex. : rouge préciser) |

**Photos** (description et emplacement) : \_\_\_\_\_**Autres mesures, observations ou remarques** (ex.: problèmes, autres données)

---



---



---

## Annexe C

### DÉMONSTRATION À FOURNIR SUR LA FORMATION DE SOUS-PRODUITS CHLORÉS OU DE NITRITES CAUSÉE PAR L'UTILISATION DU PEROXYDE D'HYDROGÈNE

#### C.1 Sous-produits chlorés

Afin de s'assurer que l'ajout de peroxyde d'hydrogène ne provoquera pas la formation de sous-produits chlorés, l'exploitant devra démontrer, dans sa demande d'autorisation, que l'ajout massif de chlore pour éliminer le peroxyde d'hydrogène résiduel ne formera pas de trihalométhanes (THM) ou d'acides haloacétiques (AHA) en quantité trop importante. Pour ce faire, l'exploitant devra réaliser les essais suivants :

- Prélever un échantillon d'eau par jour, et ce, trois jours différents :
  - ces échantillons doivent être prélevés avant toute chloration, juste en amont du point d'injection prévu pour le peroxyde d'hydrogène;
  - ces échantillons doivent être prélevés au moment où l'eau brute est la plus chargée en matière organique, pendant la période où le peroxyde d'hydrogène sera injecté (à l'automne pour les cyanotoxines, par exemple);
  - ces échantillons peuvent être conservés et envoyés en même temps au laboratoire pour que les essais soient réalisés en une seule fois. Vérifier le mode de conservation à respecter auprès du laboratoire;
- Sur chacun de ces trois échantillons, les essais suivants doivent être réalisés :
  - ajouter le chlore dans l'échantillon : la dose de chlore à ajouter doit être égale à 160 % de la dose de peroxyde d'hydrogène à ajouter avant les UV plus la dose de chlore usuelle prévue pour assurer la désinfection de l'eau et la présence d'un chlore résiduel libre dans le réseau de distribution (au moins 0,3 mg/L). Par exemple, s'il y a déjà 1,5 mg/L de chlore ajouté pour la désinfection de l'eau et le maintien d'un résiduel de chlore à l'entrée du réseau, et qu'il est prévu d'ajouter 8 mg/L de peroxyde d'hydrogène pour gérer les cyanotoxines, le chlore à ajouter dans l'échantillon sera de  $160\% \times 8 + 1,5 = 14,3$  mg/L de chlore;
  - laisser l'échantillon à la température de la pièce (environ 20 °C) : cette température est à la fois la plus favorable à la formation de sous-produits chlorés et la plus favorable à l'élimination du peroxyde d'hydrogène;
  - laisser l'échantillon au pH ambiant : ce pH est représentatif des conditions qui prévaudront à l'échelle réelle;
  - laisser le chlore réagir pendant un certain temps : ce temps de réaction doit être établi en fonction de la température de l'eau (environ 20 °C) et de la cinétique de réaction entre le chlore et le peroxyde d'hydrogène, en considérant leurs concentrations respectives. Ce temps de contact devra être suffisamment long pour éliminer totalement le résiduel de peroxyde d'hydrogène;
  - une fois que le temps établi est écoulé, ajouter du thiosulfate de sodium : cet ajout permet d'éliminer rapidement le chlore qui n'aura pas encore réagi;

- sur ces échantillons, réaliser une analyse de THM et de AHA; cette dernière est basée sur les cinq acides les plus courants (monochloroacétiques, dichloroacétiques, trichloroacétiques, monobromoacétiques et dibromoacétiques);
- pour être acceptable, chacun des résultats des trois échantillons doit permettre de respecter les valeurs établies en considérant aussi la formation de sous-produits chlorés dans le réseau. Bien que ces valeurs soient respectivement de 80 µg/L pour les THM et de 60 µg/L pour les AHA, l'utilisation de l'oxydation avancée avec peroxyde d'hydrogène et UV aux doses prévues provoquera une augmentation des précurseurs de THM ou de AHA. Pour cette raison, les valeurs cibles qu'il ne faut pas dépasser pour ces échantillons seront respectivement de 68 µg/L pour les THM et de 50 µg/L pour les AHA;
- ainsi, si la formation de sous-produits chlorés engendrée par l'ajout massif de chlore pour l'élimination du peroxyde d'hydrogène, lesquels s'ajouteront aux sous-produits chlorés qu'on retrouve normalement dans le réseau de distribution, fait en sorte que les valeurs cibles ne sont pas respectées, l'utilisation du peroxyde d'hydrogène dans le traitement ne sera pas acceptable ou la gestion du résiduel de peroxyde d'hydrogène devra être effectuée avec du charbon actif, ou par un autre moyen jugé acceptable.

## C.2 Nitrites

La problématique de formation de nitrites causée par l'ajout combiné du peroxyde d'hydrogène et du rayonnement UV ne sera prise en compte que dans les cas où toutes les conditions suivantes seront réunies :

- présence de nitrates, d'azote ammoniacal (l'azote ammoniacal peut se nitrifier en nitrates) ou d'une combinaison des deux à une concentration de plus de 10 mg/L (exprimée en azote) dans l'eau où sera ajouté le peroxyde d'hydrogène;
- ajout de 10 mg/L ou plus de peroxyde d'hydrogène;
- emploi de réacteurs UV utilisant des lampes polychromatiques;
- application de doses UV de 300 mJ/cm<sup>2</sup> ou plus.

Considérant l'information disponible sur la qualité des eaux de surface alimentant les installations d'eau potable, les cas où la concentration de nitrates, d'azote ammoniacal ou d'une combinaison des deux sera plus élevée que 10 mg/L (exprimée en azote) seront très exceptionnels.

Si le projet à l'étude réunit toutes ces conditions, deux solutions s'offrent à l'exploitant. La première solution est d'utiliser des manchons spéciaux sur les lampes UV, lesquels permettront de réduire considérablement les émissions à des longueurs d'onde de moins de 250 nm. Cette réduction de certaines longueurs d'onde n'aura pas d'impact majeur sur la performance de désinfection, ni sur le pouvoir de transformer le peroxyde d'hydrogène en ion hydroxyle pour l'oxydation avancée. La deuxième solution qui s'offre à l'exploitant est de changer de solution de traitement pour gérer la problématique des cyanotoxines.