



CHANGEMENTS CLIMATIQUES AU QUÉBEC MÉRIDIONAL

Analyse de la vulnérabilité
des installations québécoises
de production d'eau potable
aux cyanobactéries toxiques

Résumé

CONTEXTE

Cette étude, réalisée dans le cadre du Programme Santé du consortium Ouranos, et coordonnée par l'Institut national de santé publique du Québec, s'inscrit dans le volet « Qualité de l'eau »; elle a été financée par le consortium Ouranos ainsi que par le ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec.

Cette fiche-synthèse résume un rapport préparé à l'École Polytechnique de Montréal, qu'il est possible de consulter en version intégrale sur le site d'Ouranos, à l'adresse suivante :

<http://www.ouranos.ca/fr/publications/>

Section : Documents scientifiques

INTRODUCTION ET RAPPEL HISTORIQUE

Les cyanobactéries sont des bactéries photosynthétiques naturellement présentes dans les écosystèmes d'eau douce et d'eau marine de la planète; ce ne sont pas des algues, malgré leur appellation d'algues bleu-vert ou d'algues bleues. Depuis des millions d'années, ces micro-organismes ont été intimement associés au développement de la vie sur la Terre puisqu'ils ont contribué à enrichir l'atmosphère terrestre en oxygène. Par biosynthèse, elles produisent aussi plusieurs groupes de substances, notamment des cyanotoxines. Sur le plan de l'évolution, les cyanotoxines serviraient à accroître l'avantage compétitif des cyanobactéries, leur permettant de dominer le milieu aquatique dans lequel elles croissent. Le problème environnemental particulier engendré par les cyanobactéries depuis les années 1990 résulte d'une prolifération excessive dans les eaux de surface (étangs, lacs et cours d'eau), causée principalement par des apports excédentaires de substances nutritives comme l'azote, mais surtout le phosphore. Dans ce contexte, les installations de production d'eau potable s'approvisionnant en eau de surface pourraient être vulnérables aux proliférations de cyanobactéries en laissant passer dans le réseau de distribution d'eau (aqueduc) les cellules entières de cyanobactéries ou leurs toxines.

Les changements climatiques constituent un des facteurs à considérer au regard de la prolifération des cyanobactéries toxiques¹. Il existe cependant peu de données sur l'évolution de l'abondance des cyanobactéries au Québec mais, surtout, il n'existe pas de synthèse quant à la capacité de traitement des stations québécoises de production d'eau potable. Cette étude avait pour but de faire le point sur l'état des connaissances en ce qui concerne l'élimination des cyanobactéries ou de leurs toxines lors de la production d'eau potable au Québec.

MÉTHODOLOGIE

Quatre objectifs spécifiques ont été identifiés :

1. Compiler des données historiques sur l'occurrence des cyanobactéries et des cyanotoxines au Québec et ailleurs;
2. Définir des scénarios d'occurrence des cyanobactéries dans la perspective des changements climatiques;
3. Réaliser une revue critique des données scientifiques portant sur l'élimination des cyanobactéries et la réduction des cyanotoxines par les procédés de traitement utilisés en eau potable;
4. Évaluer la vulnérabilité des installations municipales de production d'eau potable (eau de surface) existantes à une augmentation des épisodes de prolifération de cyanobactéries toxiques.

Les trois premiers objectifs ont été principalement réalisés à partir d'une revue de la littérature scientifique; le choix des scénarios d'occurrence (objectif 2) a été réalisé suite à des rencontres et des discussions entre les partenaires à l'étude. Quant à l'évaluation de la vulnérabilité des installations municipales de traitement (objectif 4), elle a requis une collaboration particulière du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP) afin d'obtenir une participation active des responsables d'un échantillon de 29 installations municipales de production d'eau potable, approvisionnées par de l'eau de surface (lacs ou rivières). Le choix des installations a été effectué de manière à cibler des régions plus particulièrement affectées par les cyanobactéries, soit le sud de la province, au sud du fleuve Saint-Laurent. Ces installations ont aussi été choisies de

¹ La présente fiche-synthèse découle d'un rapport qui n'examinait que l'effet potentiel des changements climatiques. Au-delà de cet aspect important, le développement des cyanobactéries est d'abord lié à la présence de substances nutritives, notamment le phosphore, sans lequel il n'y aurait aucune croissance. Par ailleurs, des événements climatiques particuliers, comme des précipitations soudaines et intenses, peuvent accroître l'apport de substances nutritives dans le milieu aquatique et favoriser la prolifération des cyanobactéries. Bien que ces aspects ne soient pas traités dans le présent document, qui a une portée plus générale, il faut se rappeler qu'ils ont un rôle primordial sur les cyanobactéries.

manière à inclure un éventail des traitements couramment utilisés au Québec et qui peuvent être efficaces pour la gestion des cyanobactéries et de leurs toxines (ozonation, charbon actif en poudre, permanganate de potassium et chloration). Le calcul de la performance théorique d'élimination des cyanotoxines a été effectué sur la base de données techniques obtenues suite à l'envoi d'un questionnaire détaillé aux responsables des installations sélectionnées, ainsi que par les performances de traitement rapportées dans la littérature.

L'évaluation de la capacité d'enlèvement des cyanotoxines par les installations de traitement a été basée sur une concentration maximale admissible, établie par Santé Canada, de $1,5 \mu\text{g/L}$ de *microcystines totales dans l'eau potable*, alors que l'Institut national de santé publique du Québec suggère une concentration maximale d'anatoxine-a de $3,7 \mu\text{g/L}$ dans l'eau potable; cette dernière valeur est cependant provisoire.

RÉSULTATS

Occurrences observées des cyanobactéries et de leurs cyanotoxines

Plus de 2 000 espèces de cyanobactéries sont répertoriées, mais seulement une soixantaine d'entre elles ont été identifiées comme étant potentiellement capables de produire des cyanotoxines. Celles suscitant le plus d'intérêt sont les microcystines, l'anatoxine-a, la cylindrospermopsine et les saxitoxines.

Les microcystines comptent parmi les cyanotoxines les plus communes et elles sont hépatotoxiques. À partir d'une structure chimique de base, on compte au moins 60 analogues structuraux qui confèrent certaines variations dans la toxicité. La plus courante et la plus étudiée est la microcystine-LR (MC-LR). Quant aux anatoxines, ce sont des neurotoxines, agissant principalement sur le système nerveux. Parmi les quelques types connus, l'anatoxine-a est la plus répandue en Amérique du Nord. La présence des cyanotoxines et leur importance varient d'une région à l'autre, en fonction de l'occurrence et de la densité des populations de cyanobactéries. Il existe des carences importantes des connaissances relatives à la détection, à l'occurrence et à la toxicité de plusieurs formes de ces cyanotoxines. Bien que la toxicité aiguë de plusieurs d'entre elles soit maintenant établie, leurs effets subchroniques et chroniques restent encore à préciser.

Une étude effectuée dans 45 villes nord-américaines a révélé que la croissance des cyanobactéries a été associée, dans 80 % des 677 échantillons analysés, à la production de microcystines. Les échantillons positifs à l'eau brute ont toutefois révélé de très faibles concentrations, presque toujours inférieures à $1 \mu\text{g/L}$ de microcystines. Une autre étude a montré que la majorité des échantillons d'eau brute de 33 installations analysées contenaient des microcystines, mais seulement 7 % comptaient plus de $1 \mu\text{g/L}$.

Des cyanobactéries et leurs toxines ont souvent été identifiées au Canada, notamment dans l'eau potable. En Alberta, des toxines ont été détectées dans 67 % des échantillons d'eau brute d'installation d'eau potable, avec une concentration maximale de $14,8 \mu\text{g/L}$ de microcystines totales. Dans les Grands Lacs, des microcystines à des concentrations supérieures à $1 \mu\text{g/L}$ ont été observées à plusieurs endroits dans les lacs Huron et Érié. Dans d'autres secteurs des Grands Lacs, des concentrations de microcystines supérieures à $1 \mu\text{g/L}$ ont été observées dans 14 % de 2 513 échantillons analysés, mais la concentration d'anatoxine-a dépassait $1 \mu\text{g/L}$ dans moins de 1 % des échantillons.

Au Québec, deux études du MDDEP ont permis d'identifier des cyanobactéries et des cyanotoxines dans l'eau brute et l'eau potable (suivi de six installations de production d'eau potable pour la période de 2001 à 2003, et de sept installations de 2004 à 2006). Au total, 83 % des échantillons d'eau brute prélevés en 2006 contenaient une ou plusieurs espèces de cyanobactéries à potentiel toxique, comparativement à 30 % en 2004. Par ailleurs, de 0 à 83 % des échantillons d'eau brute contenant des cyanobactéries recelaient aussi des cyanotoxines. La concentration maximale de microcystines (toutes les formes) mesurée dans l'eau brute a été de 5,35 µg/L (période 2004-2006) alors que celle d'anatoxine-a était de 2,3 µg/L (période 2001-2003); pour la période 2004-2006, la concentration maximale mesurée d'anatoxine-a était de 0,24 µg/L. Les concentrations habituellement retrouvées dans l'eau traitée étaient toutefois bien inférieures, soit moins de 1,0 µg/L pour les microcystines alors que l'anatoxine-a était non détectée. Il faut noter que les concentrations mesurées dans l'eau traitée (potable) étaient 30 à 50 fois inférieures aux valeurs maximales recommandées dans l'eau potable (voir plus haut pour les concentrations admissibles).

Jusqu'à maintenant, les concentrations de toxines détectées dans l'eau brute sont donc relativement faibles, et très faibles dans l'eau traitée (potable). De plus, la plupart des prises d'eau potable au Québec ne sont pas situées près de lieux propices aux proliférations de cyanobactéries (près de la surface de l'eau ou de la rive). Cela étant, la concentration des cyanobactéries à potentiel toxique et celle des microcystines se sont accrues de 2001 à 2006. Il existe conséquemment une possibilité que ces concentrations s'accroissent encore, au point de représenter une difficulté pour certaines installations de production d'eau potable, surtout si l'on tient en compte la variabilité (chaleur et précipitations) liée aux changements climatiques.

Scénario d'occurrence et de prolifération des cyanobactéries dans une perspective de changements climatiques

Les changements climatiques pourraient modifier la dynamique des proliférations de cyanobactéries en accroissant :

- 1) leur fréquence d'apparition;
- 2) les quantités de cyanotoxines produites;
- 3) la durée des périodes à risque pour ce type d'événements (apparition plus tôt au printemps et plus tardivement à l'automne).

Ils pourraient aussi causer des changements dans la composition des espèces de cyanobactéries, en favorisant notamment celles qui sont productrices de toxines.

De manière générale, la littérature scientifique supporte l'hypothèse que les changements climatiques prévus pourraient favoriser la prolifération des cyanobactéries toxiques dans les cours et les plans d'eau des régions à climat tempéré, mais l'importance de cette augmentation est incertaine et imprécise. Au Québec, au moment de la réalisation de cette étude, il n'existe aucune étude sur les effets potentiels des changements climatiques sur la prolifération des cyanobactéries. De manière à évaluer la vulnérabilité des installations de production d'eau potable au Québec, trois scénarios ont été définis :

- le premier est basé sur les concentrations maximales de cyanotoxines mesurées au Québec à ce jour;
- le deuxième est fondé sur les recommandations du « 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 », préparé par le MDDEP;
- le troisième est basé sur les pires cas d'occurrence documentés dans des sources d'eau potable à l'extérieur du Québec.

Ces trois scénarios sont décrits en détail plus loin.

Une prémisse de cette étude a été que toutes les prises d'eau des installations municipales de production d'eau potable (à partir d'eau de surface) étaient susceptibles d'être affectées par des proliférations de cyanobactéries bien que, dans les faits, ce ne soit pas le cas. Cette prémisse surévalue donc largement la situation actuelle en extrapolant le risque à des secteurs ou à des installations où il n'existera probablement jamais, comme les prises d'eau dans le fleuve Saint-Laurent. Bien que l'on puisse penser que certaines installations ne seront jamais touchées, il est cependant intéressant d'évaluer le pire scénario afin de porter un jugement sur les interventions potentielles pour l'ensemble des installations du Québec.

Par ailleurs, tous les scénarios d'occurrence ont été définis en supposant que les toxines étaient présentes à 100 % sous forme dissoute dans l'eau (ou extracellulaire), c'est-à-dire non incluses dans les cellules de cyanobactéries (ou intracellulaire)².

Le rapport entre ces deux formes de toxines (intracellulaire et extracellulaire) est variable, selon la période, le lieu et le type de cyanobactéries. Ainsi, des cyanobactéries en croissance active pourront contenir plus de cyanotoxines intracellulaires alors que des événements entraînant leur mort provoqueront un relargage, les toxines devenant alors extracellulaires, expulsées de la cellule. L'enlèvement des toxines extracellulaires requiert généralement des traitements plus poussés.

Il est par ailleurs essentiel d'éviter de faire un lien direct entre les valeurs seuils des concentrations de toxines visées dans l'eau potable au Québec (soit 1,5 µg/L de microcystines - équivalent en microcystine-LR - et 3,7 µg/L d'anatoxine-a) et la densité des cellules de cyanobactéries mesurées dans l'eau brute. Une population de cyanobactéries est constituée d'un mélange d'espèces, produisant des cyanotoxines ou non, la proportion de celles capables de produire des toxines étant très variable. Par exemple, dans une région australienne, la proportion de l'espèce *Microcystis aeruginosa* produisant des microcystines a été évaluée à 56 %, alors que dans vingt-deux lacs du sud du Québec, des chercheurs ont relevé que la biomasse de cyanobactéries toxiques représentait moins de 1 % du total. La capacité de traitement des installations a conséquemment été évaluée en fonction des concentrations de cyanotoxines plutôt que des densités de cellules de cyanobactéries.

Les paragraphes qui suivent présentent en détail les trois scénarios d'occurrence de cyanotoxines retenus pour évaluer la vulnérabilité actuelle et future des installations de production d'eau potable.

Scénario « historique »

Le scénario « historique » est basé sur les concentrations maximales de cyanotoxines mesurées à ce jour dans une prise d'eau brute au Québec (données du MDDEP). À ce jour au Québec, la concentration maximale de microcystines (en équivalent microcystine-LR) mesurée a été de 5,35 µg/L alors que celle d'anatoxine-a était de 2,3 µg/L.

Scénario « MDDEP »

Le scénario « MDDEP » est basé sur une proposition de critères de conception d'ouvrages de traitement de l'eau potable par le MDDEP. Ces critères se présentent sous la forme de pourcentage d'enlèvement requis pour les deux groupes de cyanotoxines. Ainsi, pour les microcystines, un enlèvement de 95 % est proposé pour les prises d'eau peu profondes (< 5 mètres de la surface), ce qui se traduit par une concentration maximale admissible de 30 µg/L de microcystines dans l'eau brute (en considérant la recommandation de 1,5 µg/L dans l'eau traitée, soit 5 % de 30 µg/L). Ce scénario a été jugé très conservateur puisque la concentration maximale historique est environ cinq fois inférieure (5,35 µg/L). Pour l'anatoxine-a, un enlèvement maximum de 75 % est proposé par le MDDEP. Puisque la valeur maximale actuellement suggérée pour l'eau potable est de 3,7 µg/L, la concentration maximale admissible à traiter dans l'eau brute est de 15 µg/L (25 % de 15 µg/L = 3,7 µg/L).

² Une toxine intracellulaire peut être, dans certains cas, plus facile à éliminer puisque de nombreuses usines de traitement de l'eau possèdent un procédé de filtration (habituellement au sable), lequel est capable de retenir les cellules de cyanobactéries, incluant les cyanotoxines intracellulaires qu'elles contiennent. Quant aux toxines non incluses (extracellulaires), elles sont de très petites dimensions et, conséquemment, passent au travers de la filtration, sauf pour ce qui est de la nanofiltration et de l'osmose inverse. On doit conséquemment recourir à d'autres procédés de traitement pour les éliminer.

Scénario « changements climatiques »

À l'échelle mondiale, plusieurs études ont rapporté des concentrations de cyanotoxines dans diverses sources d'eau brute servant d'approvisionnement en eau potable. Les concentrations précisées ne sont pas nécessairement celles des cyanotoxines extracellulaires, mais le plus souvent celles des toxines totales (extracellulaires + intracellulaires) et elles ont été mesurées par différentes méthodes.

Le scénario « changements climatiques » repose sur une concentration maximale de 60 µg/L de microcystines à traiter dans une eau brute, soit environ la moyenne des concentrations maximales répertoriées dans la littérature. Pour l'anatoxine-a, il a été estimé que la concentration considérée dans le scénario « MDDEP » (15 µg/L) était déjà suffisamment élevée puisqu'aucune donnée de la littérature ne rapporte des concentrations supérieures. La concentration d'anatoxine-a n'a donc pas été augmentée pour le scénario « changements climatiques » et a été maintenue à 15 µg/L. Il faut donc convenir que les concentrations utilisées dans le cadre de ce scénario sont un peu arbitraires, ne résultant pas d'une analyse mathématique des données recueillies. Ces dernières sont en effet trop hétéroclites et leur fiabilité n'est pas toujours démontrée.

Performance générale des procédés de traitement de l'eau potable pour éliminer les cyanotoxines³

La forme sous laquelle les cyanotoxines sont présentes dans l'eau (intracellulaire ou extracellulaire) est une caractéristique importante à considérer. Certains traitements sont toutefois efficaces pour enlever l'une ou l'autre de ces formes, voire les deux dans le cas de certaines technologies de pointe comme les membranes nanofiltrantes ou d'osmose inverse. Une filière de traitement en eau potable⁴ est habituellement composée d'une chaîne de procédés sélectionnés en fonction de la qualité de l'eau à traiter. Pour le lecteur peu familier avec ces principaux traitements, une synthèse des procédés est présentée à l'annexe A du rapport intégral et peut être consultée à l'adresse suivante : http://www.drinking-water.org/flash/fr/water.html?_3_08_00.

Les principaux traitements de l'eau peuvent être regroupés dans les catégories suivantes :

1. les procédés d'enlèvement physique;
2. les procédés d'oxydation;
3. les procédés d'adsorption⁵ et
4. les procédés de biodégradation.

Seuls les procédés d'oxydation et de biodégradation détruisent les cyanotoxines, les autres permettant plutôt une rétention physique des cellules de cyanobactéries, incluant les cyanotoxines intracellulaires (par enlèvement des cyanobactéries) ou le « captage » des cyanotoxines extracellulaires (par exemple, par adsorption des toxines sur un matériau ayant des propriétés particulières, comme le charbon actif).

Les cellules entières de cyanobactéries (incluant les cyanotoxines intracellulaires) peuvent être enlevées par des barrières physiques telles la décantation et la filtration, alors que les toxines extracellulaires sont enlevées préférentiellement par des procédés d'oxydation ou d'adsorption. Ces procédés qui permettent l'enlèvement physique représentent une barrière de protection importante. Par contre, il est possible que les cyanotoxines intracellulaires soient libérées dans l'eau, notamment parce que les barrières physiques peuvent favoriser leur libération en induisant la rupture des parois cellulaires des cyanobactéries (phénomène appelé lyse cellulaire). Cela est notamment à l'origine de l'une des hypothèses de la présente analyse de vulnérabilité, qui repose sur l'enlèvement des toxines extracellulaires. Les traitements non efficaces pour les toxines extracellulaires n'ont donc pas été retenus.

³ Cette section est un condensé de l'information générique concernant l'efficacité des technologies de traitement présentées dans le rapport. Pour des informations spécifiques sur chacun des groupes de technologies, consulter la version intégrale du rapport.

⁴ Par filière, on entend l'ensemble des étapes ou des procédés utilisés pour produire de l'eau potable.

⁵ Ne pas confondre l'absorption et l'adsorption. Le premier terme s'applique par exemple à la pénétration d'un liquide dans une substance ou un matériau (eau absorbée par une éponge, par exemple) alors que l'adsorption désigne plutôt la rétention sur une surface (les cyanotoxines peuvent se fixer à la surface d'un grain de charbon actif sans pénétrer à l'intérieur).

La figure 1 schématise l'efficacité générale des principaux groupes de traitement permettant l'élimination des cyanobactéries et de leurs toxines. Tels qu'illustrés, les traitements de séparation physique (clarification, filtration, etc.) sont efficaces pour enlever les cyanobactéries (incluant les cyanotoxines intracellulaires), mais inefficaces pour retenir les cyanotoxines extracellulaires, à l'exception de l'emploi des technologies membranaires (osmose inverse et nanofiltration) capables de retenir les petites molécules. Parmi les traitements d'oxydation, l'ozone est le procédé le plus efficace, suivi par le permanganate de potassium. Quant au chlore, largement utilisé en désinfection, il est efficace pour une des deux familles de toxines étudiées, les microcystines.

Les traitements d'adsorption font appel à l'emploi du charbon actif en poudre (CAP) ou au charbon actif granulaire (CAG). L'utilisation du CAP permet une performance d'enlèvement très variable, de 15 % à 100 %, en fonction du type de charbon utilisé, de sa concentration, de celle des cyanotoxines, de la matière organique dissoute dans l'eau et de quelques autres paramètres. De manière générale, une concentration élevée, de l'ordre de 20 à 30 mg de CAP par litre d'eau à traiter, est cependant nécessaire pour atteindre un enlèvement de plus de 90 %. La filtration avec charbon actif granulaire (CAG) peut être très efficace, mais sa durée de vie très courte dans les usines de production d'eau potable (moins de 6 mois) limite grandement son utilisation. La biofiltration peut être un procédé efficace à condition qu'une biomasse bactérienne capable de dégrader les cyanotoxines se soit d'abord installée dans le biofiltre, ce qui semble être généralement le cas⁶.

FIGURE 1

Synthèse de l'efficacité des traitements pour enlever les cyanotoxines intracellulaires et extracellulaires

Traitements	Toxines			
	Intracellulaires	Extracellulaires		
		Microcystines	Anatoxine-a	Autres (saxitoxine cylindrospermopsine)
Enlèvement physique				
Décantation/filtration	■	■	■	■
Flottation/filtration	■	■	■	■
Filtration directe	■	■	■	■
Osmose inverse	■	■	■	■
Nanofiltration (<200 Da)	■	■	■	■
Oxydation				
Permanganate de potassium	■	■	■	■
Chlore	■	■	■	■
Ozone	■	■	■	■
Adsorption				
Charbon actif en poudre	■	■	■	■
Charbon actif en grain	■	■	■	■
Biodégradation				
Biofiltration	■	■	■	■
Ozone + biofiltration	■	■	■	■

■ Efficace ■ Efficace dans certaines conditions ■ Inefficace

⁶ En présence prolongée de cyanotoxines dans l'eau, se développent naturellement des bactéries capables de les détruire (en fait, de les métaboliser). La biofiltration implique de concentrer ces bactéries, de les faire croître sur un support inerte et d'y faire circuler l'eau à traiter.

Comparaison de la capacité des installations municipales québécoises de production d'eau potable pour enlever les cyanotoxines

La vulnérabilité d'une installation de production d'eau potable dépend principalement de deux variables : la qualité de l'eau l'approvisionnant et la performance globale des traitements en place. En termes de qualité de l'eau d'approvisionnement, l'hypothèse retenue veut que toutes les stations soient touchées par des fleurs d'eau de cyanobactéries, ce qui surestime volontairement la situation actuelle.

Pour caractériser la performance des traitements, le calcul de la performance théorique a été établi sur la base d'un échantillon sélectionné de 29 installations municipales de traitement qui s'approvisionnent en eau de surface au Québec (sur un total de 284 installations municipales, représentant ainsi un échantillon de 10 %). Cette approche technique et détaillée a été justifiée par le fait que la performance de certains procédés dépend des conditions spécifiques de traitement utilisées (concentration en chlore, en charbon actif ou le temps de contact de l'eau avec ces traitements, par exemple). Seuls les traitements estimés efficaces pour éliminer les cyanotoxines extracellulaires ont été considérés, tel que déjà mentionné, soit les traitements par oxydation (ozone, chlore et permanganate) et ceux par adsorption (charbon actif en poudre).

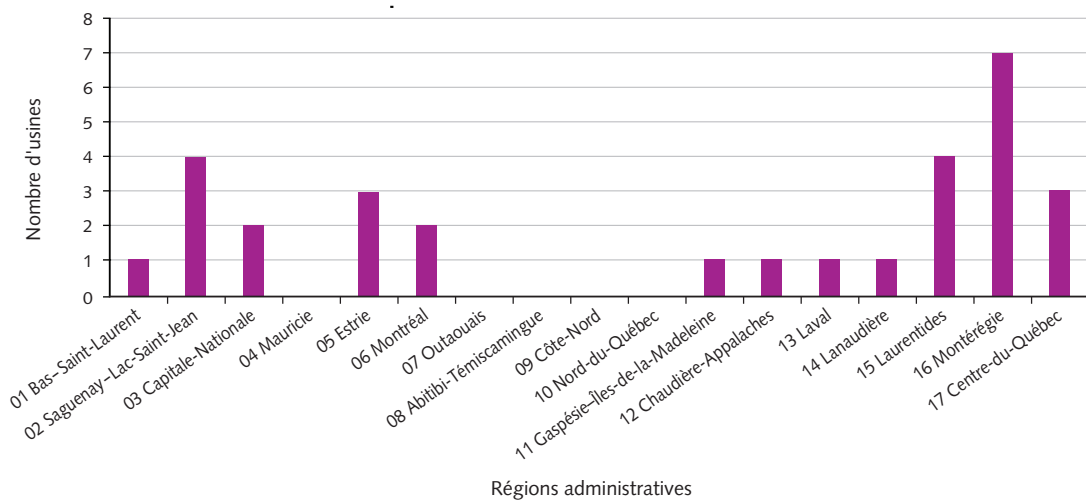
Dans le cadre de ce projet, le sous-ensemble des 284 usines municipales de production d'eau potable a été choisi de manière à représenter globalement :

- les principaux secteurs affectés par les cyanobactéries, soit les régions administratives suivantes : Laurentides, Lanaudière, Montérégie, Estrie, Centre-du-Québec, Québec, Saguenay-Lac-Saint-Jean, Charlevoix et Chaudière-Appalaches;
- l'ensemble des traitements efficaces contre les cyanotoxines (ozone, CAP, etc.);
- les sources d'approvisionnement en eau brute (rivières et lacs).

La figure 2 montre la répartition de ces 29 installations municipales selon les régions administratives du Québec. Certaines régions n'ont pas été représentées, soit parce que les personnes contactées n'ont pas répondu ou parce qu'il s'agissait de régions peu ou pas affectées par les proliférations de cyanobactéries (comme la Côte-Nord ou le Nord-du-Québec). Parmi les 29 installations retenues, 15 s'approvisionnaient dans un lac et 14 dans une rivière.

FIGURE 2

Répartition géographique des 29 installations municipales de production d'eau potable sélectionnées (échantillon) pour estimer la vulnérabilité face aux proliférations de cyanobactéries



Les types de traitements utilisés dans ces installations sont présentés au tableau 1. Toutes (29) ont une chloration, la filtration est utilisée dans 26 installations (dont 3 avec biofiltration), 7 ont une ozonation, 5 utilisent du permanganate de potassium (KMnO_4) et, finalement, 11 ont recours au charbon actif en poudre (CAP). Cet échantillon n'était cependant pas tout à fait proportionnellement représentatif des traitements utilisés dans l'ensemble des installations municipales québécoises, puisque les traitements les plus efficaces (moins répandus à l'échelle du Québec) ont été utilisés comme critère de sélection.

TABLEAU 1

Traitements utilisés dans les 29 installations retenues pour l'évaluation de la vulnérabilité face aux proliférations de cyanobactéries et dans l'ensemble des installations municipales en eau de surface du Québec

Traitements	Échantillon de cette étude (n = 29)		Stations du Québec (n = 284)	
	N	%	N	%
Total	29	100 %	284	100 %
Chlore	29	100 %	276	97 %
Ozone	8	28 %	42	15 %
CAP	11	38 %	32	11 %
KMnO_4	5	17 %	5	2 %
Filtration	26	90 %	136	48 %
Biofiltration	3	10 %	9	3 %

Capacité d'enlèvement des cyanotoxines par les 29 usines de production d'eau potable sélectionnées

La performance des traitements des 29 installations a été évaluée en fonction des trois scénarios d'occurrence précédemment décrits. Les conditions réelles d'utilisation des traitements ont été transposées dans l'évaluation. Cependant, en ce qui concerne le CAP, les concentrations maximales potentielles ont été utilisées dans l'évaluation puisque l'utilisation des concentrations réellement employées dans les installations (souvent très faibles) n'aurait pas permis d'estimer la capacité potentielle de traitement⁷. Le pourcentage de conformité aux trois scénarios d'occurrence pour chacun des traitements est présenté au tableau 2. À titre d'exemple, le CAP, à lui seul, permet à 5 des 11 stations ayant ce traitement (45 %), parmi les 29 étudiées, d'éliminer les microcystines dans le contexte du scénario historique.

⁷ Le charbon actif peut être employé en diverses concentrations dans l'eau à traiter. Dans plusieurs installations de traitement, on utilise une concentration de CAP inférieure à la capacité maximale parce qu'on vise une élimination des goûts et odeurs, ce qui demande un dosage inférieur à celui requis pour gérer les cyanotoxines. Cependant, en cas de problème important, comme la présence de cyanotoxines, il serait nécessaire d'employer la concentration maximale. C'est cette concentration maximale théorique qui a été considérée dans cette étude.

TABLEAU 2

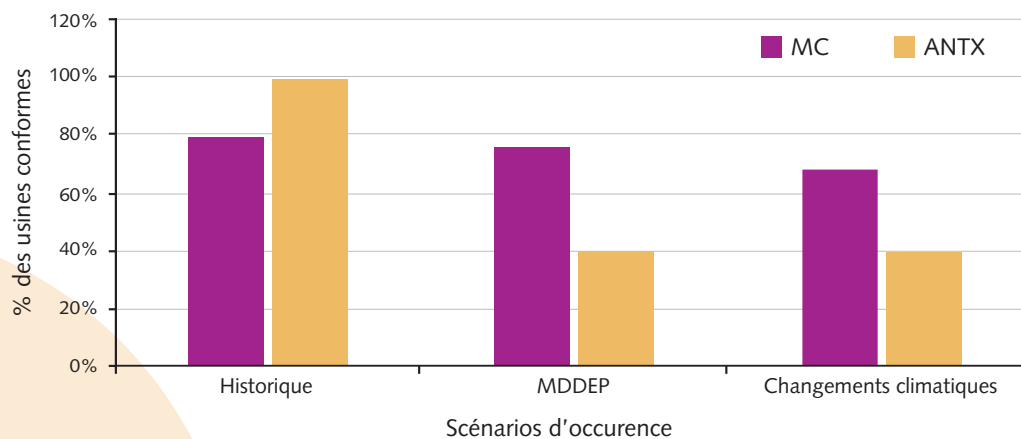
Pourcentage des installations municipales de production d'eau potable conformes, en considérant l'application des traitements unitaires⁸

Toxine	Scénario	Type de traitement		
		Ozone	Chlore	CAP
Microcystine-LR	Historique	100	75	45
	MDDEP	100	62	18
	Changements climatiques	100	55	9
Anatoxine-a	Historique	100	100	100
	MDDEP	100	0	45
	Changements climatiques	100	0	45

Le pourcentage global de conformité des 29 installations étudiées est présenté à la figure 3. Ainsi, pour le scénario historique, environ 80 % des installations étudiées devraient permettre de réduire la concentration de microcystine-LR sous la concentration maximale recommandée dans l'eau potable, soit 1,5 µg/L. Par ailleurs, les installations capables de traiter les concentrations du scénario historique (environ 75 %) pourraient, dans une large mesure, traiter aussi celles, beaucoup plus élevées, du scénario de changements climatiques.

FIGURE 3

Conformité des 29 installations municipales sélectionnées pour l'évaluation de la vulnérabilité face aux cyanotoxines pour les trois scénarios d'occurrence définis
MC : microcystine ANTX : anatoxine-a



⁸ L'évaluation de permanganate de potassium (KMnO₄) n'a pas été faite puisque seulement 2 % des installations (sur 284) utilisent ce traitement.

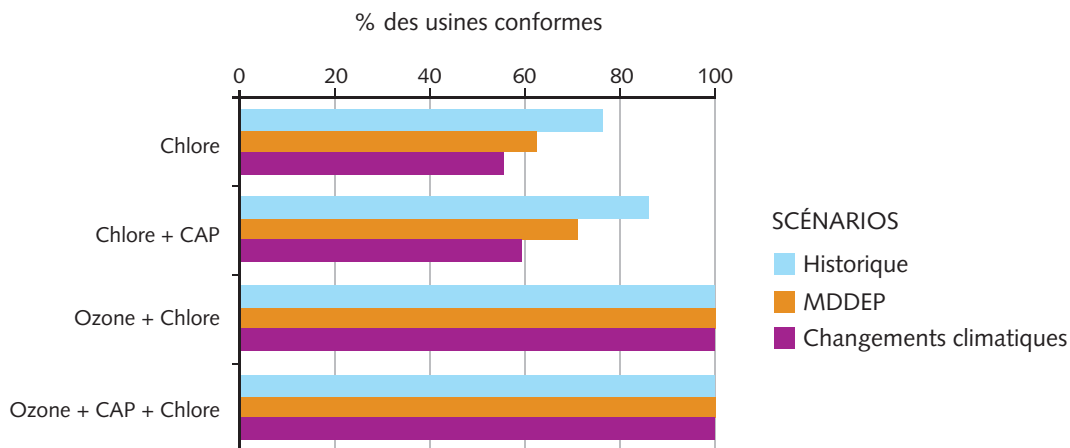
En ce qui concerne l'anatoxine-a, compte tenu que la concentration maximale mesurée au Québec à ce jour (2,3 µg/L) est inférieure à la valeur guide provisoire suggérée dans l'eau potable (3,7 µg/L), 100 % des 29 installations s'avèrent conformes pour le scénario historique. Toutefois, en considérant des concentrations plus élevées (scénarios MDDEP ou changements climatiques), il est prévu que seules les installations ayant des traitements efficaces contre cette cyanotoxine (soit l'ozone ou le CAP) permettraient de réduire la concentration sous la valeur provisoire suggérée dans l'eau traitée.

Estimation de la capacité de traitement de toutes les stations municipales de production d'eau potable du Québec (eau de surface)

De manière à pouvoir extrapoler les résultats des 29 installations sélectionnées à l'ensemble des stations municipales prélevant de l'eau de surface au Québec, une synthèse des traitements de ces 284 installations a été effectuée. À partir des efficacités de traitement calculées pour les 29 installations sélectionnées, la capacité de traitement de l'ensemble des usines a été estimée pour les trois scénarios d'occurrence.

La figure 4 montre que toute installation de traitement ayant de l'ozonation (ozone + chlore ou ozone + chlore + CAP) est assurée d'être conforme pour les concentrations résiduelles permises de microcystines parce que ce procédé d'oxydation est suffisamment puissant pour détruire les cyanotoxines. Par ailleurs, la chloration seule est suffisante pour assurer la conformité de 55 % des installations en considérant le scénario « changements climatiques » (dernier bâtonnet du premier groupe en haut de la figure 4). Ce dernier pourcentage pourrait cependant être haussé suite à la mise aux normes de plusieurs installations municipales de traitement (accroissement de la performance de la chloration, par exemple) devant se conformer à la réglementation d'ici quelques années. Quant à l'application de CAP en conjonction avec la chloration, elle permet d'augmenter la performance obtenue par le chlore seul de quelques pourcentages (de 4 à 11 % - deuxième groupe de bâtonnets comparativement au premier groupe de la figure 4).

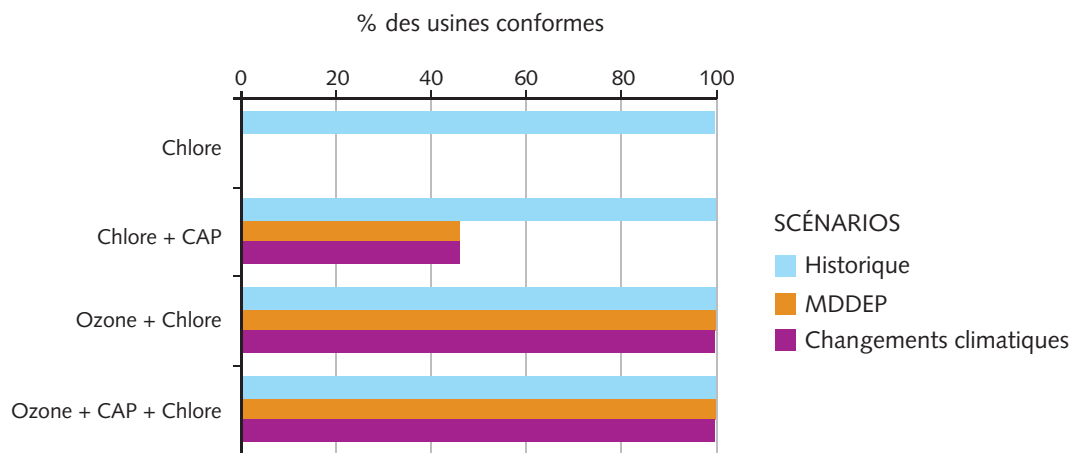
FIGURE 4
Capacité théorique de traitement des 284 installations municipales de production d'eau potable (eau de surface) en fonction des scénarios d'occurrence de microcystines



En ce qui concerne l'efficacité des traitements pour éliminer l'anatoxine-a (figure 5), l'emploi de la chloration seule ne permet pas sa destruction dans le contexte des scénarios « MDDEP » et « changements climatiques » (% des usines conformes nul). Quant à l'emploi du CAP, en ajout au chlore (deuxième groupe de bâtonnets), il permet à 45 % des installations d'être conformes à ces deux scénarios, mais en considérant la capacité maximale théorique d'application du charbon. Finalement, l'ozonation (seule ou ajoutée aux autres traitements, telle que montrée par les troisième et quatrième groupes de bâtonnets) permet une élimination totale de l'anatoxine-a.

FIGURE 5

Capacité théorique de traitement des 284 installations municipales de production d'eau potable (eau de surface) en fonction des scénarios d'occurrence d'anatoxine-a

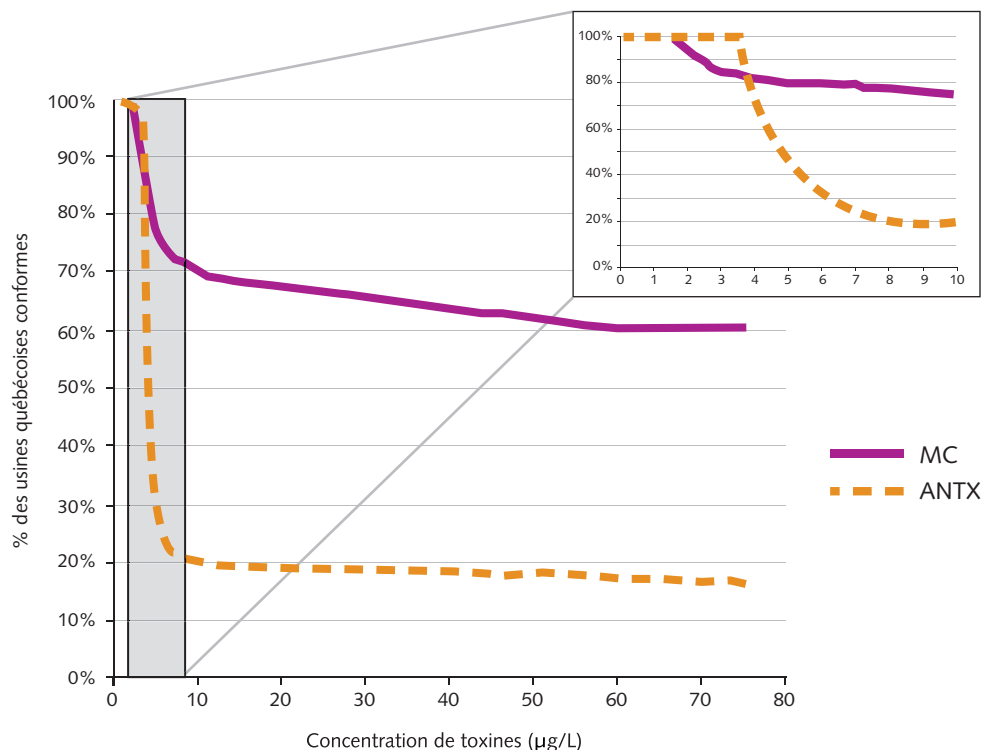


En considérant les traitements utilisés dans l'ensemble des 284 installations du Québec (tableau 1) et la capacité d'enlèvement des toxines de chacun des traitements (tableau 2, figures 4 et 5), la figure 6 montre la performance globale potentielle en fonction de diverses concentrations de cyanotoxines dans l'eau brute. Le constat est, qu'après une diminution importante du nombre d'installations conformes alors que la concentration des cyanotoxines passe de 0 à 10 µg/L, la capacité de traitement demeure relativement stable par la suite, malgré l'augmentation des concentrations de cyanotoxines. Cela s'explique par le fait qu'en absence d'un traitement adéquat, une installation de production d'eau potable sera inefficace dès l'apparition de plus de 5 à 10 µg/L de cyanotoxines. Cependant, en présence d'un traitement approprié (l'ozonation, par exemple), la capacité de traitement est conservée, même avec une hausse des concentrations de toxines. Cette figure met par ailleurs en évidence que les traitements actuellement utilisés seraient en mesure, dans la majorité des cas, de traiter des concentrations relativement élevées de microcystines dans l'eau brute.

Pour l'anatoxine-a, le pourcentage élevé de conformité au scénario historique (100 %) est uniquement attribuable au fait que la concentration maximale rapportée à ce jour dans l'eau brute (2,3 µg/L) est inférieure à la valeur guide temporaire suggérée (3,7 µg/L). Sans aucun traitement, toutes les installations sont donc conformes au moment de la réalisation de cette étude. Un fort pourcentage des stations de production d'eau potable (> 60 %) ne serait pas en mesure d'éliminer l'anatoxine-a au-delà de cette valeur guide (3,7 µg/L) en raison de l'inefficacité de la chloration qui est le traitement actuellement le plus répandu. C'est ce qui explique l'allure de la courbe qui accuse une chute brutale au-delà de 3,7 µg/L. L'ozone, le CAP ou le permanganate de potassium seraient alors des options de traitement à considérer au regard d'une augmentation potentielle de l'anatoxine-a. Il faut cependant rappeler que la valeur guide est susceptible d'être réévaluée au cours des prochaines années, à la lumière d'informations plus spécifiques quant à la toxicité de l'anatoxine-a. Par ailleurs, la mise à niveau des traitements de l'eau (accroissement de la performance) ne serait requise que pour les stations localisées dans des secteurs où la présence de cette cyanotoxine serait décelée dans l'eau brute de manière récurrente.

FIGURE 6

Schématisation du potentiel théorique de traitement des cyanotoxines extrapolé aux 284 installations municipales de production d'eau potable (eau de surface) au Québec, en fonction de la concentration de toxines dans l'eau brute (en tenant compte des concentrations acceptables de microcystine (MC) et d'anatoxine-a (ANTX) dans l'eau traitée)



CONCLUSION

Dans un contexte de changements climatiques appréhendés, les évaluations scientifiques préliminaires prévoient un accroissement possible des proliférations de cyanobactéries. Les effets précis pour le Québec sont actuellement impossibles à évaluer, mais les signalements de proliférations de cyanobactéries dans les eaux de surface ont augmenté au cours des dernières années.

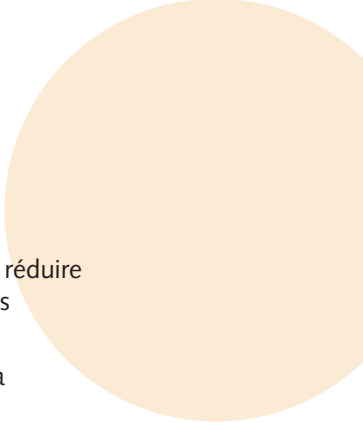
Contrôler le risque lié à la présence de cyanotoxines dans l'eau potable est possible en utilisant des procédés de traitement existants. L'ozone est le traitement le plus performant, tant pour les microcystines que l'anatoxine-a. Le chlore, traitement le plus répandu dans les installations québécoises, est efficace contre les microcystines mais pas pour éliminer l'anatoxine-a au-delà d'une certaine concentration. L'utilisation de charbon actif en poudre (CAP) peut être efficace dans une certaine mesure, mais ses capacités sont influencées par divers paramètres.

L'évaluation de la capacité d'enlèvement des cyanotoxines de 29 installations municipales de production précise d'eau potable a été extrapolée à l'ensemble des installations utilisant de l'eau de surface au Québec (284 installations). Cette généralisation sous-entend que l'ensemble des usines en eau de surface du Québec serait susceptible d'être affecté par des proliférations de cyanobactéries, ce qui n'est pas le cas, allant bien au-delà de ce qui a été observé jusqu'à maintenant. Cette approche a cependant été justifiée en absence de données permettant d'évaluer un pourcentage précis de stations potentiellement affectées. Une meilleure connaissance de la qualité de l'eau permettrait une évaluation plus réaliste.

Bien que la présente étude soit fondée sur une analyse théorique de la performance anticipée des installations, l'approche retenue s'apparente à celle utilisée en Amérique du Nord pour la conception des procédés de traitement de l'eau. L'hypothèse que les toxines seraient présentes à 100 % sous la forme plus difficile à traiter, soit extracellulaire, a servi de prémisse de base. En pratique, la proportion de toxines extracellulaires serait de l'ordre de 30 %, selon certaines études. Il est par ailleurs important de souligner que l'analyse de la performance des usines a été faite pour une température ambiante estivale de 20 °C, car la documentation scientifique recèle peu d'information à propos de l'influence de la température; cela s'explique aussi par le fait que les proliférations de cyanobactéries surviennent généralement en eaux chaudes. Au Québec, des proliférations ont cependant été observées aussi tardivement qu'en novembre. À noter aussi que la présente étude s'est limitée à une analyse détaillée de 29 installations municipales (ou 10 % des installations municipales du Québec en eau de surface), les résultats ayant été extrapolés à l'ensemble des 284 installations municipales s'approvisionnant en eau de surface; cela impose évidemment une part d'incertitude.

Une autre limite de l'étude concerne l'élaboration des scénarios utilisés, compte tenu que la concentration de cyanotoxines dans les eaux brutes alimentant les stations de traitement est peu connue et nécessairement variable. Les proliférations de cyanobactéries ne sont pas des événements stables, leur distribution spatio-temporelle étant très variable. Conséquemment, en présence de nombreuses variables, les scénarios sont susceptibles d'être revus ou révisés à mesure que l'état des connaissances se précisera.

Ce qu'il faut retenir, c'est qu'au moment de la réalisation de cette étude :

1. La grande majorité des installations de production d'eau potable au Québec ne puisent pas l'eau brute dans des secteurs où il y a des proliférations de cyanobactéries;
 2. Les proliférations connues sont très localisées et n'affectent que quelques installations;
 3. Les concentrations de cyanotoxines dans l'eau brute sont habituellement assez faibles;
 4. Les installations utilisant de l'eau brute contaminée par les cyanobactéries sont capables de réduire les concentrations de cyanotoxines à des valeurs de 30 à 50 fois inférieures à celles à ne pas dépasser dans l'eau potable;
 5. Il n'existe aucune donnée permettant d'affirmer que la prolifération des cyanobactéries sera un problème affectant l'ensemble du territoire québécois dans un avenir prévisible.
- 

AUTEURS

Benoit Barbeau¹, Annie Carrière¹, Michèle Prévost¹, Arash Zamyadi¹ et Pierre Chevalier²

¹ Chaire industrielle CRSNG en eau potable, École Polytechnique de Montréal

² Institut national de santé publique du Québec

MISE EN PAGE ET RÉVISION

Nicole Dubé, Institut national de santé publique du Québec

Ce résumé et le rapport intégral sont disponibles en format électronique (PDF) sur le site Web de l'Institut national de santé publique du Québec au : <http://www.inspq.qc.ca>.

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

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

N° de publication : 867

Dépôt légal - 4^e trimestre 2008

Bibliothèque et Archives nationales du Québec

Bibliothèque et Archives Canada

ISBN : 978-2-550-54677-1 (version imprimée)

ISBN : 978-2-550-54678-8 (PDF)

© Gouvernement du Québec (2008)