

POSITION TECHNIQUE
SUR LE REJET D'EAUX CHLORÉES
DANS LE MILIEU AQUATIQUE

Service des avis et expertises (SAVEX)
Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSEE)
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs

Rédaction : mai 2004
Révision : avril 2007 et novembre 2009

RÉDACTION : *Lise Boudreau*
 Sylvie Cloutier
 Isabelle Guay

RÉVISION ET COLLABORATION : *Denis Brouillette*
 Martine Gélinau
 France Pelletier
 Lucie Wilson

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2009
ISBN 978-2-550-57764-5 (PDF)

Position technique sur le rejet d'eaux chlorées dans le milieu aquatique

Contexte

Certaines industries ont recours aux produits oxydants, dont le chlore, pour protéger leurs infrastructures contre la prolifération de bactéries et de divers microorganismes. Le chlore est notamment utilisé dans les eaux des tours de refroidissement, régulièrement purgées, ce qui entraîne un rejet d'eaux chlorées dans l'environnement.

Ces effluents contiennent du chlore résiduel à des concentrations dommageables pour l'environnement. Le chlore étant toxique et pouvant former des composés organochlorés ou des chloramines, il est nécessaire d'en limiter les concentrations dans les effluents.

Le présent avis réunit les recommandations de la Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSEE) du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs en matière de gestion des rejets d'eaux chlorées industrielles. Il ne concerne pas la gestion des eaux usées domestiques, car leur désinfection au chlore est proscrite au Québec (MENV, 1999)¹.

Les rejets d'eaux chlorées liés au contrôle de la moule zébrée peuvent être considérés comme des rejets industriels et gérés selon les recommandations du présent avis, en remplacement de la section 14.2 du document *La moule zébrée – Lignes directrices pour les directions régionales du MENVIQ* (MENVIQ, 1993). Des renseignements supplémentaires sur l'utilisation du chlore et d'autres produits pour le contrôle de la moule zébrée pourront être fournis par la DSEE, au besoin.

Les eaux de vidange des piscines peuvent également contenir du chlore à des concentrations néfastes pour la vie aquatique. Le *Guide d'exploitation des piscines et autres bassins artificiels* (MDDEP, 2005, p. 38) précise que, s'il est nécessaire d'effectuer une vidange dans le milieu naturel, il faut neutraliser le désinfectant présent dans l'eau. Par ailleurs, tout rejet destiné au réseau pluvial doit être préalablement autorisé. Les recommandations du présent avis peuvent être appliquées à la vidange des piscines.

Utilisation du chlore

Dans l'eau, le chlore produit l'acide hypochloreux (HOCl) et, lorsque le pH de l'eau est supérieur à 7, l'ion hypochlorite (OCl⁻). L'acide hypochloreux ayant un pouvoir oxydant

¹ Comme il est indiqué dans le document *Position du ministère de l'Environnement sur le traitement des eaux usées traitées*, seuls les moyens de désinfection qui n'ont pas d'effets nocifs sur la vie aquatique et qui ne génèrent pas de sous-produits indésirables pour la santé publique sont admis pour la désinfection des eaux usées traitées dans une station ou une unité d'épuration. L'ozonation, le rayonnement ultraviolet, le lagunage et les systèmes de filtration font partie des moyens de désinfection admis.

environ 100 fois supérieur à celui de l'ion hypochlorite, le traitement au chlore est plus efficace lorsque les conditions sont acides.

Les quantités de chlore nécessaires au contrôle des microorganismes ainsi que la fréquence et la durée des applications requises varient selon le type d'utilisation et les conditions du milieu. Les quantités de chlore nécessaires diminuent avec la diminution du pH de l'eau, car le pouvoir oxydant du chlore augmente lorsque le pH diminue.

Le brome peut également être utilisé avec le chlore pour accroître le pouvoir oxydant du traitement, en particulier lorsque le pH de l'eau est supérieur à 7,5. La combinaison du brome et du chlore dans un ratio molaire 1:1 permet de réduire la quantité totale d'oxydants utilisés.

Problèmes environnementaux causés par le rejet d'eaux chlorées

Le chlore pose des problèmes environnementaux, d'une part, parce qu'il est très toxique pour les organismes aquatiques et, d'autre part, parce qu'il réagit avec la matière organique présente dans l'eau pour former des composés organochlorés, tels les trihalométhanes (THM) et les acides haloacétiques (AHA), également toxiques pour l'environnement. La formation de THM augmente avec le pH de l'eau, ce qui n'est pas le cas des AHA. Le chlore peut en outre se combiner avec les substances azotées présentes dans l'eau pour former des chloramines (NH_2Cl , NHCl_2 et NCl_3).

Les THM sont lipophiles et s'accumulent dans les tissus adipeux. Plusieurs THM, notamment le trichlorométhane (chloroforme), le bromodichlorométhane et le tribromométhane (bromoforme), sont considérés comme des *substances cancérigènes probables* chez les humains d'après des preuves suffisantes provenant d'études menées sur des animaux, alors que le dibromochlorométhane est considéré comme une *substance cancérigène possible* chez les humains d'après des preuves limitées provenant d'études menées sur des animaux (IRIS, EPA, 2003). Parmi les AHA, l'acide dichloroacétique et l'acide trichloroacétique sont considérés comme des substances respectivement *cancérigène probable* et *cancérigène possible* chez les humains (IRIS, EPA, 2003). Les chloramines ne sont pas considérées comme cancérigènes (IRIS, EPA 2003), mais sont toxiques pour les organismes aquatiques (Environnement Canada, 2003).

Recommandations

1. Utilisation de quantités minimales de chlore

Les quantités de chlore, ainsi que la fréquence et la durée des traitements, doivent être réduits au minimum de façon à limiter les quantités de chlore résiduel rejetées dans les eaux de surface. Lorsque les infrastructures peuvent tolérer une certaine salissure, quelques traitements de courte durée sont préférables à un traitement continu. De même, lorsqu'ils permettent de réduire les quantités de chlore rejetées dans l'environnement, les traitements intermittents sont souvent préférables aux traitements continus.

Lorsque le brome est utilisé avec le chlore, les concentrations d'oxydants doivent aussi être réduites au minimum afin de réduire la toxicité envers les organismes aquatiques non ciblés.

Dans tous les cas, les quantités de chlore rejetées sont évaluées au regard des valeurs seuils déterminées selon la durée du rejet, tel qu'il est précisé à la section suivante.

2. Détermination des valeurs seuils des concentrations de chlore résiduel dans les effluents – valeurs à ne pas dépasser au moment du rejet des eaux chlorées dans le milieu aquatique

Généralement, les risques d'effets sur la vie aquatique associés au rejet d'eaux usées sont évalués au regard de deux types de valeurs : 1) les objectifs environnementaux de rejet (OER) et 2) la mesure de la toxicité aiguë et chronique à l'effluent, réalisée à l'aide d'essais de toxicité standard (MDDEP, 2007). Toutefois, le caractère volatil et instable du chlore réduit la fiabilité des essais de toxicité, si bien que ces derniers sont peu adaptés aux effluents d'eaux chlorées, à moins que des conditions expérimentales particulières ne soient mises en place.

Les risques d'effets sur la vie aquatique associés au rejet d'eaux chlorées sont donc évalués au regard de ces deux valeurs : 1) la valeur aiguë finale à l'effluent (VAF_e), qui correspond à une concentration de chlore pouvant tuer 50 % des organismes sensibles exposés; 2) l'OER du chlore, établi suivant le critère de vie aquatique chronique (CVAC). Comme il est précisé ci-dessous, selon qu'il s'agisse d'un rejet de courte durée ou d'un rejet continu, le seuil de chlore résiduel dans l'effluent à ne pas dépasser est la VAF_e ou l'OER.

Dans le cas d'un rejet d'eaux chlorées de courte durée, la concentration de chlore résiduel total (CRT)² dans l'effluent ne devrait pas dépasser la VAF_e, déterminée en fonction de la durée de l'exposition³ (MDDEP, 2008). Le tableau 1 présente les valeurs de la VAF_e calculées pour un rejet dont la durée varie de 20 à 120 minutes.

Tableau 1 – Valeurs aiguës finales (VAF_e) du chlore résiduel total dans l'effluent (exprimées en mg/L) en fonction de la durée de l'exposition

Durée de l'exposition* (minutes/jour)	Eau douce**	Eau saumâtre et eau salée***
20	0,10	0,0061
30	0,087	0,0052
60	0,052	0,0040
120	0,031	0,0030

* La durée de l'exposition est limitée à 120 minutes par période de 24 heures consécutives. Lorsque la durée de l'exposition est supérieure à cette limite, les mesures de protection de la vie aquatique doivent tenir compte des effets chroniques.

** La concentration de chlore résiduel total ne doit jamais dépasser 0,1 mg/L.

*** Les valeurs s'appliquent aux oxydants induits par la présence du chlore (OIC); la concentration ne doit jamais dépasser 0,04 mg/L.

² Le chlore résiduel total est composé du chlore libre (Cl₂, HOCl et OCl⁻) et du chlore combiné. Le chlore combiné représente les chloramines produites par la combinaison du chlore avec les produits azotés présents dans l'eau.

³ http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0099

Dans le cas d'un rejet continu d'eaux chlorées, la concentration de chlore résiduel total (CRT) dans l'effluent ne devrait pas dépasser la valeur la plus contraignante entre l'OER chronique et la VAF_e calculée pour un rejet de 2 heures (0,031 mg/L). L'OER chronique est calculé à partir du CVAC³ et de la dilution allouée au mélange dans les eaux réceptrices (MDDEP, 2007). Le CVAC a été établi à 0,002 mg de chlore par litre (mg/L) en eau douce et à 0,003 mg/L en eau salée (MDDEP, 2008).

Lorsque le brome est utilisé avec le chlore, les rejets sont gérés de la même manière que lorsqu'on utilise le chlore seul. Toutefois, étant donné que le brome est plus toxique que le chlore, on utilise les valeurs seuils du brome plutôt que celles du chlore, soit une VAF_e de 0,0048 mg/l et un CVAC de 0,00027 mg/L⁴ (MDDEP, 2008).

Dans la pratique, pour s'assurer que les effluents ne contiennent pas d'oxydants résiduels totaux à des concentrations supérieures aux valeurs seuils, il est recommandé de viser l'absence de détection dans la plupart des cas. L'absence de détection est assurée par la déchloration⁵.

3. Déchloration (ou déhalogénéation) de l'effluent avant son rejet dans le milieu récepteur

En principe, il faut procéder à une déchloration lorsque la concentration de CRT dans l'effluent dépasse le seuil d'effets aigus ou l'OER chronique. Toutefois, lorsque la valeur seuil (aiguë ou chronique) est inférieure à la limite de détection de 0,02 mg/L⁶, c'est le dépassement de la limite de détection qui impose une déchloration.

Selon les volumes d'eau à traiter, la méthode de déchloration utilisée peut être de type passive ou chimique.

Déchloration passive : volatilisation naturelle du chlore

Étant donné que le chlore est volatil, il est souhaitable de retenir les eaux chlorées avant leur rejet de façon à ce qu'une partie du chlore résiduel puisse s'évaporer. Lorsqu'il est possible de laisser séjourner l'eau durant plusieurs jours dans un bassin ouvert, avant de rejeter l'eau dans l'environnement, la déchloration passive est parfois suffisante pour réduire les concentrations de chlore résiduel à un niveau acceptable. La déchloration passive est recommandée, entre autres, avant la vidange d'une piscine⁷. Dans tous les cas, il faut mesurer la concentration de CRT avant de rejeter l'eau dans l'environnement. Dans le cas d'un rejet ponctuel, on peut utiliser des analyseurs portables colorimétriques⁸. Il peut être nécessaire de compléter la déchloration

⁴ http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0075

⁵ Dans le cas d'eaux relativement chargées en matière organique, la déchloration ne permet pas toujours d'éliminer complètement le chlore résiduel (Helz et Nweke, 1995).

⁶ Actuellement, la limite de détection des analyseurs en continu les plus performants varie de 0,01 à 0,035 mg/L. Des analyseurs en continu plus performants pourront éventuellement permettre de mesurer de plus faibles concentrations d'oxydants totaux dans l'effluent et d'abaisser par conséquent le seuil de déhalogénéation.

⁷ Un document présentera sous peu des directives de vidange et de nettoyage des filtres de piscines et de bains hydromasseurs résidentiels.

⁸ La limite la plus faible que permettent de détecter actuellement les appareils portables colorimétriques est de 0,02 mg/L.

passive par une déchloration chimique pour amener les concentrations de CRT sous les valeurs seuils recommandées.

Déchloration chimique

La déchloration chimique des eaux chlorées est généralement effectuée à l'aide de sulfites ou de dioxyde de soufre. Par rapport au poids, il faut 0,9 partie de dioxyde de soufre (SO₂), 1,46 partie de bisulfite de sodium (NaHSO₃) ou encore 1,34 partie de métabisulfite de sodium (Na₂S₂O₅) pour déchlorer 1 partie de chlore résiduel total (U.S. EPA, 2000). Pour effectuer la déchloration chimique des eaux d'une piscine, il est recommandé d'utiliser les pastilles vendues à cette fin.

Pour mesurer les concentrations de CRT, les échantillons d'eaux chlorées doivent être contenus dans des récipients hermétiques et analysés le plus rapidement possible en raison du caractère volatil du chlore. Idéalement, l'analyse du CRT dans l'effluent, avant et après la déchloration, est réalisée sur place. Des analyseurs colorimétriques au DPD⁹ (N, N-diéthyl-p-phénylénédiamine) permettent de mesurer sur place, en continu, la concentration de chlore résiduel dans les eaux usées¹⁰. Il est alors possible de réguler la déchloration de façon à maintenir la concentration de CRT sous la limite de détection.

La déchloration chimique vise l'élimination du chlore résiduel total (CRT) en évitant toutefois une utilisation excessive de sulfite ou de dioxyde de soufre. Il faut éviter un excès de soufre dans l'effluent, car le soufre entraîne une baisse significative du taux d'oxygène dissous dans l'eau et peut donc nuire à la vie aquatique (U.S. EPA, 2000).

Lorsqu'un mélange brome-chlore est utilisé, la déhalogénéation se fait de la même manière que la déchloration. En principe, on exige une déhalogénéation lorsque la concentration des oxydants résiduels totaux (ORT) dans l'effluent dépasse le seuil d'effets aigus (0,0048 mg/L) ou l'OER chronique du brome (section *Critères de qualité pour la protection de la vie aquatique*). Toutefois, lorsque la valeur seuil (aiguë ou chronique) est inférieure à la limite de détection de 0,02 mg/L, c'est le dépassement de cette limite qui impose une déhalogénéation.

⁹ La méthode d'analyse au DPD est explicitée dans le document *Standard Methods* (Clesceri et coll., 1998).

¹⁰ Pour mesurer en continu la concentration de chlore résiduel total dans les eaux usées, la méthode d'analyse colorimétrique peut être préférable à la méthode ampérométrique étant donné la susceptibilité des sondes à l'encrassement.

Synthèse

Si le chlore est utilisé seul, il faut procéder à une déchloration de l'effluent lorsque les concentrations d'oxydants dans l'effluent ne respectent pas :

- le seuil d'effets aigus du chlore (VAF_e), dans le cas d'un rejet de courte durée ou d'un rejet continu;
- l'objectif environnemental de rejet (OER) chronique du chlore, dans le cas d'un rejet continu.

Si un mélange de brome et de chlore est utilisé, il faut procéder à une déhalogénéation de l'effluent lorsque les concentrations d'oxydants dans l'effluent ne respectent pas :

- le seuil d'effets aigus du brome (VAF_e), dans le cas d'un rejet de courte durée ou d'un rejet continu;
- l'objectif environnemental de rejet (OER) chronique du brome, dans le cas d'un rejet continu.

En pratique, il faut procéder à une déchloration ou à une déhalogénéation lorsqu'il y a dépassement de la limite de détection (0,02 mg/L).

4. Vérification de la toxicité des effluents à l'aide d'essais de toxicité

Dans le cas d'effluents chlorés contenant d'autres substances toxiques que le chlore ou le brome, il faut procéder à des essais de toxicité si les conditions nécessaires à la bonne conduite de ces essais sont réunies (rapidité des opérations, volatilisation réduite, renouvellement des solutions, etc.). Le laboratoire devra être averti de la présence de chlore et des mesures à prendre.

Les essais de toxicité les plus appropriés pour évaluer la toxicité du chlore sont ceux effectués sur de petits volumes de solution (MDDEP, 2007).

Essai de toxicité aiguë

- Détermination de la toxicité létale chez les microcrustacés (*Daphnia magna*)

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), 2007. *Méthode d'analyse. Détermination de la toxicité létale CL50 48 h Daphnia magna*, Québec, MDDEP (MA 500 – D. mag. 1.1.).

Essais de toxicité chronique

- Essai de reproduction et de survie sur le cladocère *Ceriodaphnia dubia*.

Environnement Canada, 1997. *Méthode d'essai biologique. Essai de reproduction et de survie sur le cladocère Ceriodaphnia dubia*, Ottawa, Environnement Canada, Conservation et Protection (SPE 1/RM/21; modifié en novembre 2007).

- Détermination de la toxicité – Inhibition de la croissance chez l'algue *Pseudokirchneriella subcapitata*.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), 2005b. *Détermination de la toxicité. Inhibition de la croissance chez l'algue Pseudokirchneriella subcapitata*, Québec, MDDEP (MA 500 – P. sub. 1.0).

Références

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ), 2007. *Méthode d'analyse. Détermination de la toxicité létale CL₅₀ 48 h Daphnia magna*, Québec, MDDEP (MA 500 – D. mag. 1.1.).

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ), 2005b. *Détermination de la toxicité. Inhibition de la croissance chez l'algue Pseudokirchneriella subcapitata*, Québec, MDDEP (MA 500 – P. sub. 1.0).

CLESCERI, L.S., A.E. GREENBERG et A.D. EATON (sous la dir. de), 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20^e édition), American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) et Water Environment Federation (WEF), 1220 p.

ENVIRONNEMENT CANADA, 2003. *Review of Municipal Effluent Chlorination/Dechlorination Principles, Technologies and Practices*, Associated Engineering, (B.C.) Ltd., Victoria, B.C., Environnement Canada, région Pacifique et Yukon. <http://www.pyr.ec.gc.ca/Georgiabasin/reports/chlorination/EC-GB-03-73.pdf> (page consultée le 14 septembre 2006)

ENVIRONNEMENT CANADA, 1997. *Méthode d'essai biologique. Essai de reproduction et de survie sur le cladocère Ceriodaphnia dubia*, Ottawa, Environnement Canada, Conservation et Protection (SPE 1/RM/21; modifié en novembre 2007).

HELTZ, G., et A.C. NWEKE, 1995. « Incompleteness of Wastewater Dechlorination », *Environ. Sci. Technol.*, 29, 1018-1022.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS, 2007. *Méthode de calcul des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique*, Québec, MDDEP, Direction du suivi de l'état de l'environnement, <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/oer/index.htm>.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS, 2008. *Critères de qualité de l'eau de surface*, Québec, MDDEP, Direction du suivi de l'état de l'environnement, http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS, 2005. *Guide d'exploitation des piscines et autres bassins artificiels*, Québec, MDDEP, Direction des politiques de l'eau. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/piscine/guide-exploitation.pdf>

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 1999. *Position du ministère de l'Environnement sur la désinfection des eaux usées traitées*, Québec, MENV, Direction des politiques du secteur municipal, Service de l'assainissement des eaux et du traitement des eaux de consommation, 13 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 1993. *La moule zébrée. Lignes directrices pour les directions régionales du MENVIQ*, Québec, MENV, Comité moules zébrées du MENVIQ, 14 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2000. *Wastewater Technology Fact Sheet. Dechlorination*, Washington, D.C., U.S. EPA, Office of Water (EPA 832-F-00-022).