



Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique

COMPOSÉS CHLORÉS RÉACTIFS

La chimie du chlore en eau douce et en eau marine est très complexe, et de nombreux termes sont employés dans la documentation pour décrire les diverses formes réactives des composés chlorés et les aspects connexes de cette chimie. On utilise souvent dans les analyses, les tests de toxicité et les rapports de recherche, des simplifications et des généralisations pouvant semer la confusion et donner lieu à des simplismes ainsi qu'à des erreurs d'interprétation des résultats d'analyse et d'études toxicologiques.

Le chlore réactif représente la concentration combinée de diverses espèces chlorées capables de réagir et de s'interconvertir dans un système donné. Les termes chlore résiduel total (CRT), chlore résiduel combiné (CRC) et chlore disponible (CD) sont des synonymes de chlore réactif. Le chlore réactif comprend le chlore libre disponible (CLD; acide hypochloreux [HOCl] et ion hypochlorite [OCl⁻]; aussi appelé chlore libre résiduel [CLR]) et le chlore combiné (CC; chloramines organiques et inorganiques [NH₂Cl, NHCl₂ et NCl₃] ou *N*-chloramides). Dans les milieux d'eau douce, les composés chlorés réactifs dominants sont soit l'acide hypochloreux et ses anions hypochlorite, soit la monochloramine lorsque les quantités d'azote/d'ammoniaque sont suffisantes. Dans les eaux marines ou estuariennes, la présence d'ions bromure (Br⁻) entraîne rapidement le remplacement partiel ou complet du chlore par le brome (c.-à-d., la formation d'acide hypobromeux [HOBr] et de son anion hypobromite [OBr⁻], de bromamines et de bromochloramines). On appelle oxydants produits par le chlore (OPC), l'ensemble de ces composés chlorés et bromés. L'acide hypochloreux, l'ion hypochlorite et les chloramines sont chimiquement interconvertibles et peuvent se trouver en présence les uns des autres dans l'environnement; l'espèce dominante est déterminée par les conditions précises qui prévalent dans chaque emplacement. Il est difficile, voire parfois impossible, de réaliser des analyses propres à chaque espèce, en particulier aux faibles degrés de danger toxicologique (c.-à-d., à de faibles concentrations en microgrammes par litre). On a donc jugé qu'il n'était pas approprié d'élaborer des recommandations distinctes pour l'acide hypochloreux, qui correspond au CLD, et pour la monochloramine, qui correspond au CC. On a plutôt élaboré pour l'eau douce une recommandation visant les composés chlorés réactifs,

c'est-à-dire, le CRT, la combinaison du CLD et du CC, et pour l'eau de mer, une recommandation visant les OPC.

L'ajout de CLD à des eaux contenant de l'ammoniaque entraîne surtout la formation de monochloramine, mais de la dichloramine et, plus rarement, de la trichloramine peuvent également être produites (c.-à-d., du CC). Lorsqu'une quantité suffisante de CLD est ajoutée, l'ammoniaque disponible est oxydé séquentiellement en monochloramine, en dichloramine et en trichloramine puis en azote gazeux ou en nitrate (Environnement Canada, 1999). Un excès de chlore reste alors sous forme de CLD. Les conditions propres à l'emplacement, comme une température ou un pH élevés, une forte intensité lumineuse et une teneur élevée en carbone organique ou en azote organique, sont positivement corrélées au taux de dégradation des composés de chlore réactif.

Plusieurs mécanismes chimiques et physiques contribuent à la diminution des concentrations en chlore résiduel, notamment des réactions se produisant dans la colonne d'eau, la volatilisation, la photodégradation, l'adsorption et les interactions avec les organismes aquatiques et le benthos. La température, le pH, la profondeur du cours d'eau, le débit, la couverture de glace, la composition des sédiments, la turbidité, etc., ont tous une incidence sur la dégradation naturelle. Les vitesses de dégradation du chlore réactif varient considérablement, pouvant se

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour les composés chlorés réactifs (eau douce) et les oxydants produits par le chlore (eau marine) aux fins de la protection de la vie aquatique (Environnement Canada, 1999).

Vie aquatique	Recommandation (µg·L ⁻¹)
Dulcicole	
Composés chlorés réactifs	0,5*
Marine	
Oxydants produits par le chlore †	0,5*

* S'il est possible d'identifier spécifiquement les différentes espèces de composés, la recommandation s'applique à la somme des concentrations de tous les composés de chlore réactif (c.-à-d., acide hypochloreux, monochloramine et autres).

† La recommandation relative à l'eau de mer se rapporte aux oxydants produits par le chlore, qui correspondent essentiellement aux composés chlorés réactifs qui se forment dans des conditions marines.

mesurer en secondes, en minutes et en heures, voire en jours, selon le type d'effluent (eau potable, eaux usées, eau de refroidissement, etc.) et les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques locales du milieu récepteur (fleuve ou rivière, ruisseau, lac, océan).

Les composés chlorés réactifs contenus dans le ruissellement produit par les utilisations domestiques courantes de l'eau (p. ex., l'arrosage des pelouses, le lavage des voitures, la vidange des piscines et le rinçage des accès au garage et des voies de circulation) peuvent être transportés à une distance considérable et peuvent entraîner l'accumulation dans le réseau d'égout pluvial de concentrations mesurables de chlore et de chloramine. Des concentrations appréciables (0,5 mg·L⁻¹ pour de l'eau traitée aux chloramines, soit 37 % de la concentration initiale et 0,14 mg·L⁻¹ pour de l'eau chlorée, soit 21 % de la concentration initiale) étaient encore mesurables à près de 400 et de 200 m, respectivement, des lieux d'utilisation (Norecol Environmental Consultants Ltd. et Dayton and Knight Ltd., 1992). À la suite d'un déversement causé par la rupture d'une conduite maîtresse d'eau potable, de l'eau potable traitée aux chloramines s'est écoulée sur une route, sur la surface du sol et dans un égout pluvial pour enfin aller se jeter dans un ruisseau à environ 1 km de la rupture. Même si cette eau traitée aux chloramines (concentrations non mesurées) contenait une charge importante (bien que non quantifiée) de sédiments organiques (laissés sur la route après une opération de défrichage), son rejet dans le petit ruisseau a provoqué la mort de tous les poissons (Nikl et Nikl, 1992).

Dans les eaux marines et estuariennes, la présence d'ions bromure et la réactivité supérieure du bromure par rapport à celle du chlore déterminent la formation d'OPC. Le chlore réactif présent dans les eaux marines (sous forme de CLD ou de CRT) peut être réduit en OPC en < 10 secondes (Abarnou et Miossec, 1992). En eau douce, comme la concentration de bromure est ordinairement faible et la concentration d'ammoniaque, généralement forte, c'est la formation de monochloramine qui prédomine. En eau marine, la concentration de bromure est plus élevée (67 mg·L⁻¹ [0,8 mM]) dans 35 % d'eau de mer et l'acide hypobromeux (HOBr) est la principale espèce initialement produite (Bousher et coll., 1989; Bousher et coll., 1990). Selon les concentrations d'ammoniaque, de la monobromamine, de la dibromamine (NHBr₂), de la tribromamine et de la bromochloramine (NHBrCl) sont également produites. Les bromamines sont moins stables que la

monochloramine ou le brome, présentant des vitesses de décomposition élevées (Cooper et coll., 1985) et une forte toxicité pour les organismes aquatiques (Fisher et coll., 1999). Il en résulte, en bout de ligne, que le chlore affiche une réactivité accrue dans les eaux marines et estuariennes (Morris, 1978). Dans les eaux estuariennes, des situations intermédiaires peuvent se présenter étant donné que la salinité et donc la concentration de bromure sont plus faibles et que des teneurs élevées en ammoniacale dues à la pollution sont plus courantes. Ces eaux sont donc plus favorables à la formation de monochloramine que les eaux marines (Bousher et coll., 1989).

Les quatre principales sources de contamination du milieu naturel par les composés chlorés réactifs sont les eaux usées traitées, les eaux de refroidissement chlorées, les déversements dus à des ruptures dans le réseau de distribution d'eau potable et les rejets d'eau potable non récupérés.

En 1992, environ 61 % des effluents de 2800 usines de traitement des eaux usées urbaines au Canada (> 1 × 10⁷ m³·j⁻¹) ont été chlorés à des fins de désinfection avant d'être rejetés, surtout en Ontario, au Manitoba et en Colombie-Britannique. Les teneurs en composés chlorés réactifs observées dans les effluents finaux sont généralement inférieures à 1 mg·L⁻¹, mais peuvent se situer entre 3 et 7 mg·L⁻¹ dans certaines circonstances (Gouvernement du Canada, 1993; Environnement Canada, 1998).

Très peu de données ont été recueillies sur les teneurs en chlore résiduel des effluents industriels. La chloration des eaux usées ou de l'eau de refroidissement se pratique entre autres dans les usines de transformation de la viande, les usines de transformation du poisson et de la volaille, les usines de gaz naturel, les raffineries de pétrole, les usines de pâtes et papier et les usines pétrochimiques. Les teneurs des effluents produits par ces installations seraient toutefois faibles (Gouvernement du Canada, 1993).

La chloration de l'eau de refroidissement utilisée dans les installations industrielles (surtout les centrales énergétiques) se pratique couramment à Terre-Neuve, en Nouvelle-Écosse, au Québec, en Ontario, en Alberta et en Colombie-Britannique. Le chlore réactif est employé comme agent antisalissure ainsi que pour lutter contre la moule zébrée. On l'ajoute à l'eau de refroidissement soit de façon continue à une concentration d'environ 1 mg·L⁻¹,

soit de façon intermittente (par périodes de 30 minutes à 2 heures à intervalles réguliers ou irréguliers quotidiens, hebdomadaires, mensuels ou saisonniers) à des concentrations atteignant $3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour maintenir dans l'installation une teneur minimale en composés chlorés réactifs de $0,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Orvos et coll., 1986; Abarnou et Miossec, 1992). Le rejet de l'eau de refroidissement traitée s'effectue soit de façon continue, soit de façon intermittente, par courtes périodes, parfois deux ou trois fois par jour et dans la plupart des cas après une période totale d'ajout de chlore de $< 2 \text{ h}$ (Orvos et coll., 1986; Meyer et coll., 1995). La teneur en composés chlorés réactifs au point de rejet est ordinairement inférieure à $0,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, mais peut atteindre une valeur de $3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Gouvernement du Canada, 1993; Meyer et coll., 1995). Au moment du mélange avec les eaux réceptrices, les conditions propres à l'emplacement déterminent la concentration finale, la composition et la persistance future. La toxicité de ces rejets a fait l'objet de nombreuses études signalant des destructions de poisson et de phytoplancton dans les eaux réceptrices examinées (Mattice et Zittel, 1976).

Le chlore libre disponible est surtout utilisé comme désinfectant principal dans la purification de l'eau potable, tandis que les chloramines, dont la durée de vie est plus longue, sont surtout employées dans la désinfection secondaire pour maintenir un potentiel efficace de chloration à l'intérieur du réseau de distribution d'eau potable. À l'usine, les concentrations des composés chlorés réactifs varient ordinairement de $0,8$ à $4,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, ce qui assure une concentration minimale d'environ $0,2$ à $2,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ à chaque robinet du réseau de distribution. Les concentrations réelles varient selon la quantité de produit ajoutée à l'usine, la température de l'eau, les réactions secondaires qui se produisent dans les canalisations et le temps de séjour de l'eau dans les canalisations (Environnement Canada, 1998, 1999).

L'eau potable usée est ordinairement recueillie dans le circuit des eaux usées. Tout le chlore résiduel qu'elle renferme est rapidement consommé par la charge organique et n'est donc pas rejeté dans le milieu naturel. Des rejets directs d'eau potable dans l'environnement peuvent toutefois survenir à la suite de ruptures des canalisations du réseau de distribution. Ces fuites peuvent entraîner la contamination des cours d'eau par de l'eau traitée au chlore ou aux chloramines dont la concentration en Cl_2 se situe entre $0,2$ et $4,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et avoir des conséquences considérables sur l'environnement local.

Le rejet d'eau potable chlorée dans l'environnement peut également provenir des utilisations non confinées de cette eau, par exemple l'arrosage des pelouses, le lavage des voitures, le rinçage des accès au garage, le nettoyage des conduites maîtresses, le rinçage des voies de circulation et les opérations de lutte contre l'incendie. Les autres sources de contamination comprennent la vidange des piscines privées, le débordement des réservoirs de retenue et les rejets directs dus aux utilisations industrielles ou commerciales de l'eau. Dans certains cas, l'eau rejetée peut encore présenter une teneur en composés chlorés réactifs se situant dans la plage initiale de concentrations en Cl_2 de l'eau potable, c'est-à-dire entre $0,2$ et $4,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cl_2 .

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique établies pour les composés chlorés réactifs ont été élaborées selon le protocole de 1991 (CCME, 1991). Pour plus de détails, se reporter au document complémentaire (Environnement Canada, 1999).

Vie dulcicole

Étant donné que les divers composés chlorés peuvent exister simultanément et sont actuellement difficiles, voire impossibles à différencier à de faibles concentrations, la recommandation a été élaborée pour les composés chlorés réactifs. Une recommandation de $0,5 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ a été établie pour les composés chlorés réactifs aux fins de la protection de la vie dulcicole. S'il est possible d'opérer une distinction entre les différentes espèces de composés, la recommandation s'applique à la somme de tous les composés chlorés réactifs (c.-à-d. acide hypochloreux, monochloramine et autres).

Les teneurs relatives en CC et en CLD des solutions utilisées lors de tests de toxicité sont rarement précisées dans la documentation. Il est à noter que dans les rares études où l'on s'est intéressé au CLD exclusivement, on a souvent noté une contamination de l'eau d'analyse par le CC. Cette contamination est surtout attribuable aux déchets produits par les organismes expérimentaux (Brooks et Bartos, 1984; Cairns et coll., 1990; Fisher et coll., 1994). La façon dont les données toxicologiques sont présentées dans les sections qui suivent peut donc être trompeuse, aussi ces données doivent-elles être analysées avec discernement.

Acide hypochloreux

Pour l'acide hypochloreux, les valeurs de toxicité aiguë les plus faibles qui aient été signalées chez les poissons correspondent à des CL₅₀-24 h et 96 h de 16 et de 4 µg·L⁻¹, respectivement, pour le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) (Rosenberger, 1971) ainsi qu'à des CL₅₀-6 h et 11 h de 50 et de 20 µg·L⁻¹, respectivement, pour l'omble de fontaine (*Salmo trutta*) (Pike, 1971). Toutefois, la CL₅₀-96 h de 4 µg·L⁻¹ rapportée par Rosenberg (1971) pour le saumon coho n'a pas été utilisée dans l'élaboration de la recommandation à cause du manque de détails au niveau des méthodes analytiques utilisées et de la limite de détection applicable. À une époque plus récente, Fisher et coll. (1999) ont observé des CL₅₀-96 h de 59 µg·L⁻¹ pour la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) et de 304 µg·L⁻¹ pour *Notemigonus crysoleucas*. On a également mesuré une CL₅₀-48 h (2 h d'exposition, mortalité évaluée 48 h plus tard) de 100 µg·L⁻¹ chez le méné émeraude (*Notropis atherinoides*) (Brooks et coll., 1982) et une CL₆₀-11 h de 108 µg·L⁻¹ chez la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) (Basch et Truchan, 1974). Larson et coll. (1978) ont observé chez la truite fardée juvénile (*S. clarki*) plusieurs CL₅₀-96 h de 75, de 82 et de 94 µg·L⁻¹.

Chez les invertébrés, les valeurs de toxicité aiguë les plus faibles qui aient été signalées correspondent à des CL₅₀-24 h de 5 et de 6 µg·L⁻¹ pour le nouveau-né de la puce d'eau (*Ceriodaphnia dubia*) (Taylor, 1993). Cependant, le seuil de détection indiqué pour cette étude est de 10 µg·L⁻¹, et les concentrations expérimentales ont été estimées par dilution à partir d'une solution-mère. Ainsi, les résultats de l'étude de Taylor (1993) n'ont pas

été utilisés dans l'élaboration de la recommandation. On a par ailleurs observé une CL₅₀-48 h de 23 µg·L⁻¹ pour l'amphipode *Gammarus minus* (Gregg, 1974) et des CL₅₀-48 h de 27, de 9,3 et de 20 µg·L⁻¹ pour les éphéméroptères *Ephemerella lata* et *Isonychia* sp. et la perle *Peltaperla maria*, respectivement (Gregg, 1974). Fisher et coll. (1999) ont mesuré une CL₅₀-48 h de 32 µg·L⁻¹ pour la puce d'eau *Daphnia magna* ainsi qu'une CL₅₀-96 h de 78 µg·L⁻¹ pour l'amphipode *Hyaella azteca*.

Chez les plantes aquatiques, le miriophylle verticillé (*Myriophyllum spicatum*) a montré une importante inhibition de la croissance après une exposition de 96 h à une concentration de 50 µg·L⁻¹ (Watkins et Hammerschlag, 1984), tandis que *Chlorella pyreniodosa* a affiché une inhibition de la croissance de 50 % après une exposition de 24 h à une concentration de 180 µg·L⁻¹ (Kott et coll., 1966).

Chez les poissons, les valeurs de toxicité chronique les plus faibles qui aient été obtenues correspondent à une concentration létale de 10 µg·L⁻¹ pour des truites arc-en-ciel (*O. mykiss*) exposées pendant 12 j (Sprague et Drury, 1969) ainsi qu'à une concentration entraînant une activité réduite et à une CL₁₀₀ de 5 et de 40 µg·L⁻¹, respectivement, pour l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) après une exposition de 7 j (Dandy, 1972). Toutefois, ces études n'ont pas été utilisées aux fins de l'élaboration de la recommandation en raison du manque de détails concernant les méthodes analytiques et les protocoles d'essai utilisés.

Chez les invertébrés, les valeurs de toxicité chronique les plus faibles qui aient été obtenues correspondent à des concentrations de 24 et de 25 µg·L⁻¹ pour une diminution de la densité du zooplancton dans le milieu naturel et une réduction du nombre d'espèces protozoaires en laboratoire, respectivement, après une exposition de 28 j (Pratt et coll., 1988) et à une concentration de 2,7 µg·L⁻¹ pour une diminution de la diversité des espèces protozoaires après une exposition de 7 j (Cairns et coll., 1990). Toutefois, l'étude par Cairns et coll. (1990) n'a pas été utilisée aux fins de l'élaboration de la recommandation à cause du manque de détails au niveau des méthodes analytiques, de l'identité du composé toxique et des paramètres de mesure que de la non-pertinence de ces paramètres de mesure dans le cadre de l'élaboration d'une recommandation. On a par ailleurs mesuré une CL₅₀-375 j de 31 µg·L⁻¹ pour l'écrevisse *Pacifastacus trowbridgii* (Larson et coll., 1978) ainsi qu'un TL₅₀-12 j et une CL₁₀₀-37 j de 50 µg·L⁻¹ pour le bivalve asiatique

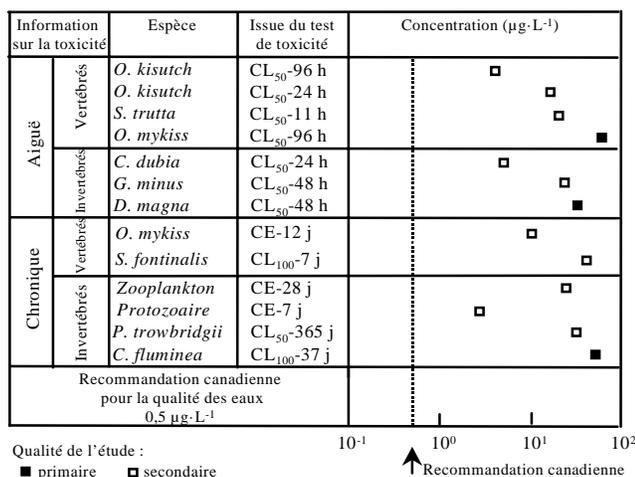


Figure 1. Données choisies sur la toxicité de l'acide hypochloreux pour les organismes d'eau douce.

Corbicula fluminea (Belanger et coll., 1991). Pratt et coll. (1988) ont en outre observé une diminution marquée de la teneur en chlorophylle *a* chez des chlorophycophytes (algues vertes) exposées pendant 28 j à une concentration de 2,1 µg·L⁻¹. Toutefois, cette étude n'a pas été utilisée aux fins de l'élaboration de la recommandation dû au manque de détails concernant les méthodes analytiques et de la non-pertinence des paramètres de mesure utilisés relativement à l'élaboration d'une recommandation.

Monochloramine

Pour la monochloramine, les valeurs de toxicité aiguë les plus faibles qui aient été mesurées chez des poissons correspondent à des CL₅₀-96 h de 14 à 29 µg·L⁻¹ pour la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) (MDNR, 1971), de 57 µg·L⁻¹ pour le saumon coho (*O. kisutch*) (Larson et coll., 1977a), de 82 µg·L⁻¹ pour le jeune omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) (Larson et coll., 1977b). De plus, on a mesuré un TL₅₀ de 90 µg·L⁻¹ pour la barbue de rivière (*I. punctatus*) (Roseboom et Richey, 1977). On a également mesuré une CL₅₀-48 h (2 h d'exposition) de 80 µg·L⁻¹ chez le méné émeraude (*N. atherinoides*) (Brooks et Bartos, 1984) et une CMEO-96 h de 23 µg·L⁻¹ pour un comportement de nage léthargique, une inhibition de la croissance et un retard du passage au stade du frai chez les alevins du saumon coho (*O. kisutch*) (Larson et coll., 1977a). Il est également à noter que Bogardus et coll. (1978) ont observé un comportement d'évitement après une exposition de 15 min à une concentration de 2 µg·L⁻¹ pour le gaspateau (*Alosa pseudoharengus*), de 10 µg·L⁻¹ pour la perchaude (*Perca flavescens*) et de 30 µg·L⁻¹ pour l'éperlan de lac (*Osmerus mordax*). Le comportement d'évitement ne constitue cependant pas un indicateur acceptable aux fins de l'élaboration de recommandations.

Chez les invertébrés, les valeurs de toxicité aiguë les plus faibles correspondent à une CL₅₀-48 h de 78 µg·L⁻¹ pour *C. fluminea* (Belanger et coll., 1991), à une CE₅₀-24 h (croissance) de 42 µg·L⁻¹ et à une CL₅₀-24 h de 84 µg·L⁻¹ pour le glochidium du mollusque *Villosa iris* (Goudreau et coll., 1993) ainsi qu'à des CL₅₀-96 h de 89 et de 80 µg·L⁻¹ pour les copépodes *Cyclops thomasi* et *C. bicuspedatus*, respectivement (Beeton et coll., 1976). On a également observé des CL₅₀-24 h de 12 et de 16 µg·L⁻¹ (à l'aide de tests en système statique et en système à renouvellement continu, respectivement) pour le nouveau-né de *Ceriodaphnia dubia* (Taylor, 1993) ainsi que des

CL₅₀-24 h de 11 et de 60 µg·L⁻¹ (Kaniewska-Prus, 1982) et une CL₅₀-1 h de 63 µg·L⁻¹ pour la puce d'eau *Daphnia magna* (Mattice et coll., 1981). Plus récemment, Fisher et coll. (1999) ont mesuré une CL₅₀-48 h de < 18 µg·L⁻¹ (soit la plus faible concentration testée) chez *D. magna*. Dans le cadre d'une étude exhaustive sur le devenir et le comportement, la chimie, la détection analytique et la toxicité de la monochloramine, le Centre des sciences environnementales du Pacifique (Environnement Canada, 1998) a évalué les TL₅₀ et les TL₁₀₀ du nouveau-né de *D. magna*. Des TL₅₀ se situant entre 8 et 24 h et entre 21 et 24 h ont été observés à la suite d'expositions à des concentrations nominales de 20 µg·L⁻¹ (les concentrations mesurées s'établissaient à 14 µg·L⁻¹ après 24 h et à < 10 µg·L⁻¹ après 21 h, respectivement, le seuil de détection se chiffrant à 10 µg·L⁻¹). Les TL₁₀₀ étaient de 72 et de 48 h, respectivement.

Grossnickle (1974) a mesuré une CL₅₀-1 h de 32 µg·L⁻¹, une CL₅₀-4 h de 27 µg·L⁻¹ et une CL₅₀-24 h de 13,5 µg·L⁻¹ chez le rotifère *Keratella cochlearis*. Toutefois, ces CL₅₀ peuvent être remises en question parce que les mortalités survenues dans le groupe témoin n'ont pas été prises en considération et qu'il manque des détails au niveau des méthodes analytiques utilisées et des limites de détection applicables.

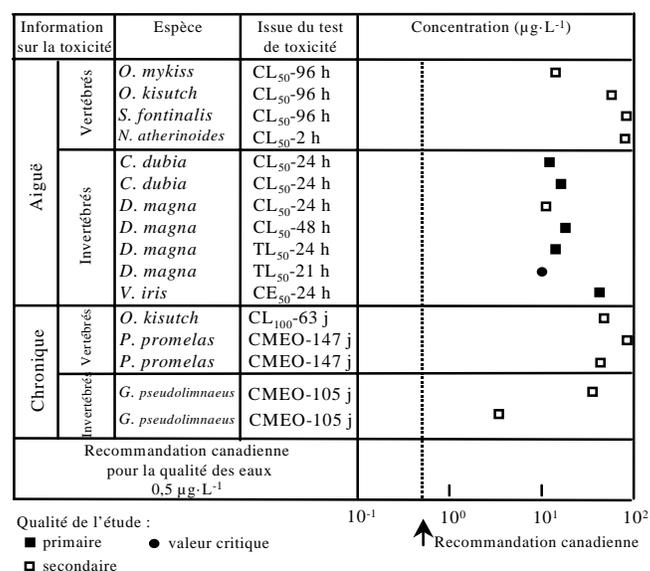


Figure 2. Données choisies sur la toxicité de la monochloramine pour les organismes d'eau douce.

Chez les poissons, les valeurs de toxicité chronique comprennent une CL_{100-63} j de $47 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les alevins du saumon coho (*O. kisutch*) (Larson et coll., 1977a) ainsi que des CMEO-147 j de $85 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (survie et croissance) et de $43 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (réduction du succès du frai) pour le tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (Arthur et Eaton, 1971). Arthur et Eaton (1971) ont également mesuré des CMEO-105 j de $35 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (survie) et de $3,4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (baisse de fécondité d'environ 90 %) chez l'amphipode invertébré *Gammarus pseudolimnaeus*. Carlson (1976) a observé une inhibition de la croissance chez une communauté périphytonique mixte exposée à une concentration en monochloramine de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Toutefois, ces deux dernières études n'ont pas été utilisées aux fins de l'élaboration de la recommandation compte tenu du manque de détails au niveau des méthodes analytiques et des protocoles d'essai utilisés.

Une étude documentaire récente, conjuguée avec les résultats de nouvelles études de toxicité (Environnement Canada, 1998) réalisées dans le cadre de l'évaluation de la chloramine (qui figure sur la Liste des substances d'intérêt prioritaire établie en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*) et utilisées conjointement avec la méta-analyse de données de toxicité publiées et non publiées sur le saumon royal, le saumon coho, l'omble de fontaine, la truite fardée et la truite arc-en-ciel, semble indiquer que le saumon coho et les premiers stades biologiques de la truite arc-en-ciel sont les organismes les plus sensibles au produit. Les CL_{50} aiguës et chroniques se situent entre 40 et $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Des analyses de données semblables effectuées sur les invertébrés donnent à penser que les ceux-ci sont en général plus sensibles que les poissons et que l'invertébré le plus sensible est la puce d'eau. *C. dubia* présente une CL_{50-24} h d'environ 15 à $20 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. La qualité de cette donnée a cependant été jugée faible. La puce d'eau *D. magna* semble être plus sensible que *C. dubia*, une exposition de 21 h à une concentration mesurée en chloramine de $< 10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (seuil de détection de $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) ayant entraîné une mortalité de 100 % après 28 h (données non publiées). Pour déterminer la concentration seuil produisant un effet toxique chez *D. magna*, il faudrait exécuter des tests de toxicité à des concentrations inférieures à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, mais il est difficile de doser la monochloramine avec précision dans cette plage de concentrations. Dans le cadre de travaux actuellement en cours, on effectue d'autres tests de toxicité et l'on élabore de nouvelles méthodes d'analyse (Environnement Canada, 1998).

Élaboration des recommandations pour le chlore réactif

Bien que l'on ait étudié en profondeur les composés chlorés réactifs, les données toxicologiques et analytiques présentent encore un niveau élevé d'incertitude, en particulier lorsque les concentrations d'exposition sont faibles, en raison des propriétés réactives et de la chimie complexe de ces composés. Ainsi, certaines valeurs de toxicité sont fondées sur des concentrations nominales tandis que d'autres reposent sur des concentrations mesurées. Quoiqu'il en soit, la plupart des valeurs obtenues, en particulier dans le cadre des études les plus anciennes, ont été déduites à l'aide de méthodes analytiques dont les seuils de détection étaient inadéquats (soit 100 à $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). À l'heure actuelle, le seuil de détection le plus faible est d'environ $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Taylor, 1993; Environnement Canada, 1998; Fisher et coll., 1999). Il n'existe par ailleurs pas de protocole normalisé de présentation des données. Des valeurs de toxicité ont été établies pour le CC, le CRC, le CLD, le CLR, la monochloramine, etc., mais les seuils de détection effectifs, la réactivité, l'interconvertibilité et la coexistence de différentes espèces chimiques n'ont souvent pas été pris en compte comme il se doit.

Néanmoins, les résultats obtenus indiquent dans l'ensemble que les concentrations seuils produisant des effets toxiques en acide hypochloreux (CLD) et en monochloramine (CC) se situent dans la plage de 1 à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, valeurs qui sont inférieures aux seuils de détection actuels. Ces résultats sont également étayés par l'évaluation menée récemment sur la chloramine, laquelle figure sur la Liste des substances d'intérêt prioritaire établie en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (Environnement Canada, 1998), à partir des documents scientifiques et de tests de toxicité connexes ainsi que par plusieurs études récemment publiées (p. ex., Fisher et coll., 1999; Taylor, 1993).

La recommandation canadienne pour la qualité des eaux établie pour les composés chlorés réactifs aux fins de la protection de la vie dulcicole a été déduite à partir du TL_{50} mesuré chez *D. magna* après une exposition de 21 à 24 heures à une concentration en monochloramine de $< 10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (concentration mesurée à 21 h) (Environnement Canada, 1998). On a retenu cet indicateur parce qu'il s'agit de la plus faible concentration mesurée dans des tests récents et donc la valeur la plus fiable compte tenu des difficultés que comporte le dosage

des composés chlorés réactifs à de faibles concentrations. On a multiplié le TL₅₀ de < 10 µg·L⁻¹ par le facteur d'exposition aiguë de 0,05 applicable aux substances non persistantes, ce qui a donné une recommandation de 0,5 µg·L⁻¹ aux fins de la protection de la vie dulcicole. Il est à noter que la plus faible limite de détection fiable est de 10 µg·L⁻¹, une valeur qui est plus élevée que la recommandation pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique. Ainsi, le fait de détecter des composés de chlore réactif dans un système aquatique indique que ces composés affectent potentiellement la vie aquatique de ce système de façon néfaste. Selon le protocole formel (CCME 1991), une recommandation pour la qualité de l'eau doit de préférence être élaborée à partir d'une étude d'exposition chronique acceptable. Cette préférence se fonde sur l'entendement que les concentrations rapportées dans une telle étude représentent également une protection adéquate dans le cadre de scénarios d'exposition à court terme. Ceci ne semble toutefois pas être vrai dans le cas des composés de chlore réactif. Ainsi, l'élaboration de la recommandation est fondée sur une étude d'exposition aiguë.

Vie marine

Une recommandation de 0,5 µg·L⁻¹ d'oxydants produits par le chlore a été retenue pour la protection de la vie marine.

La chimie du chlore, déjà complexe en eau douce, l'est encore davantage en eau marine à cause de la présence d'ions bromure (Br⁻). La recommandation pour la qualité des eaux marines a donc été déduite pour le groupe des oxydants produits par le chlore.

Chez les poissons, les concentrations les plus faibles obtenues dans des études de toxicité aiguë correspondent à deux CL₅₀-96 h de 24 µg·L⁻¹ (larve) et de 28 µg·L⁻¹ (adulte) pour la plie (*Pleuronectes platessa*) (Alderson, 1970), à des CL₅₀-48 et 96 h de 37 µg·L⁻¹ (Roberts et coll., 1975) et de 128 µg·L⁻¹ pour *Menidia beryllina*, respectivement (Fisher et coll., 1994), ainsi qu'à une CL₅₀-48 h de 40 µg·L⁻¹ pour le bar d'Amérique (*Morone saxatilis*) (Middaugh et coll., 1977). Holland et coll. (1960) a aussi mesuré une CL₅₀-96 h de 50 µg·L⁻¹ chez le jeune saumon rose (*Oncorhynchus gorbusha*) de même qu'une CL₄₀-24 h de 50 µg·L⁻¹ et une CL₁₀₀-72 h de 100 µg·L⁻¹ chez le jeune saumon chinook (*O. tshawytscha*). Fisher et coll. (1999) ont enregistré une CL₅₀-96 h de 65 µg·L⁻¹ pour *M. beryllina*.

Chez les invertébrés, les valeurs de toxicité aiguë les plus faibles qui aient été signalées correspondent à des CE₅₀-5 min (baisse du succès de fertilisation des œufs) de 2 µg·L⁻¹ pour le sperme du clypeaster (*Dendraster excentricus*) et de 5 µg·L⁻¹ pour le sperme de l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*) (Dinnel et coll., 1981), à une CL₅₀-48 h de 5 µg·L⁻¹ pour la larve de l'huître (*Crassostrea virginica*) et une CE₅₀-48 h (pourcentage de charnières droites) de 6 µg·L⁻¹ pour la larve de moule (*Mercenaria mercenaria*) (Roberts et coll. 1975), à une CL₂₀-8 min et à une CL₅₀-96 h de 10 µg·L⁻¹ (Patrick et McLean, 1971) pour le jeune crabe bleu (*Callinectes sapidus*) ainsi qu'à une CL₅₀-96 h de 24 µg·L⁻¹ pour la larve du crabe (*Panopeus herbstii*) (Roberts, 1977). On a en outre mesuré des CL₅₀-48 h de 29 µg·L⁻¹ chez le copépode *Acartia tonsa* et de 26 µg·L⁻¹ chez la larve de l'huître (*Crassostrea virginica*) (Roberts et Gleeson, 1978) de même qu'une CL₅₀-96 h de 73 µg·L⁻¹ pour *Mysidopsis bahia* (Fisher et coll., 1994). À une époque plus récente, Fisher et coll. (1999) ont observé une CL₅₀-96 h de 92 µg·L⁻¹ pour *M. bahia*. Dans le même ordre d'idées, Capuzzo (1979) a enregistré des CL₅₀ et des CL₁₀₀-30 min de 10 µg·L⁻¹ et de 160 µg·L⁻¹, respectivement, pour la larve de l'huître *C. virginica* et de 10 µg·L⁻¹ et de 190 µg·L⁻¹ pour le rotifère *Brachionus plicatilis*.

Chez les poissons, les valeurs les plus faibles de toxicité chronique qui aient été obtenues correspondent à une

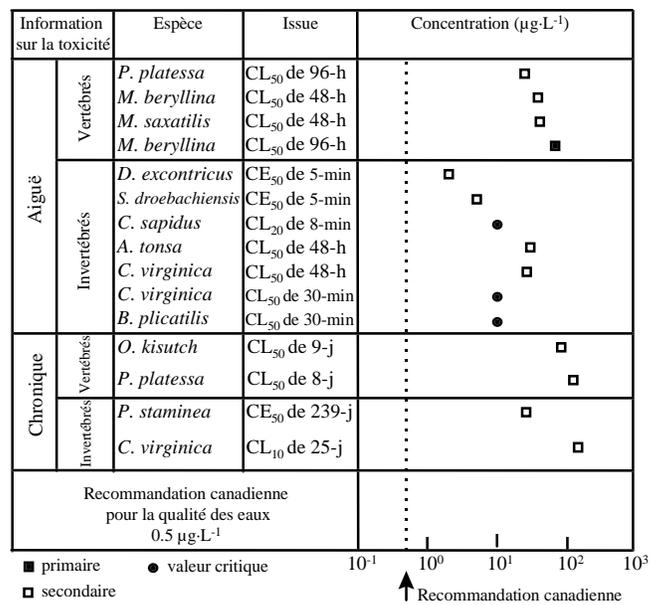


Figure 3. Données choisies sur la toxicité des oxydants produits par le chlore pour les organismes marins.

CL₅₀-9 j de 80 µg·L⁻¹ pour le saumon coho (*O. kisutch*) (Holland et coll., 1960) et à une CL₅₀-8 j de 120 µg·L⁻¹ pour les œufs de la plie (*P. platessa*) (Alderson, 1970). Dans des tests de toxicité chronique menés sur des invertébrés, on a obtenu une CE₅₀-239 j (inhibition de la croissance de la carapace) de 25 µg·L⁻¹ pour la palourde du Pacifique (*Protothaca staminea*) (Hillman et coll., 1980) et une CL₁₀-25 j de 140 µg·L⁻¹ pour l'huître (*C. virginica*) (Scott et Middaugh, 1978).

Pour les communautés phytoplanctoniques, les valeurs toxicologiques les plus faibles qui aient été obtenues comprennent une CE₅₀-24 h et une CE₂₀-24 h (inhibition de la photosynthèse) de 10 µg·L⁻¹ (Eppley et coll., 1976) et de 30 µg·L⁻¹ (Krock et Mason, 1971), respectivement. Maruyama et coll. (1988) ont rapporté une CE₅₀-10 j (croissance) de 16 µg·L⁻¹ et une CL₅₀-10 j de 30 µg·L⁻¹ pour l'algue marine *Porphyra yezoensis*. Par ailleurs, Sanders et Ryther (1980) ont observé une modification de la composition de la communauté phytoplanctonique après une exposition de 30 jours à 50 µg·L⁻¹, et Erickson et Freeman (1978) ont mesuré des CE₅₀ (division cellulaire) de 125 µg·L⁻¹ pour les algues *Skeletonema costatum*, *Thalassiosira pseudonana*, *Isochrysis galbana* et *Glenodinium halli*.

Il est généralement préférable de déduire les recommandations pour la qualité des eaux à partir d'une étude de toxicité chronique, mais un examen des données disponibles indique que l'on possède peu d'information sur les effets chroniques de ces substances et que les concentrations les plus faibles ayant un effet aigu sont le plus souvent inférieures aux concentrations les plus faibles qui produisent un effet chronique. La recommandation applicable aux oxydants produits par le chlore en milieu marin est donc fondée sur les concentrations les plus faibles ayant un effet aigu. Cependant, les quatre concentrations les plus faibles qui produisent des effets aigus, soit une baisse du succès de fertilisation des œufs pour le clypeaster et l'oursin vert à 2 et à 5 µg·L⁻¹, respectivement (Dinnel et coll., 1981), la CL₅₀-48 h de 5 µg·L⁻¹ pour la larve d'huître *C. virginica* et la CL₅₀-48 h de 6 µg·L⁻¹ pour la moule *M. mercenaria* (Roberts et coll. 1975) n'ont pas été considérées acceptables dans le cadre de l'élaboration de la recommandation à cause du manque de détails au niveau des méthodes analytiques et des protocoles d'essai utilisés. Plusieurs études portant sur les invertébrés et les végétaux ont révélé qu'une concentration légèrement supérieure, soit 10 µg·L⁻¹, avait des effets toxiques le crabe bleu (Patrick et McLean, 1971), l'huître (Capuzzo, 1979), le rotifère *B. plicatilis* (Capuzzo, 1979) et le phytoplancton (Eppley et coll.,

1976). On a élaboré la présente recommandation en multipliant cette concentration minimale par le facteur d'exposition aiguë de 0,05 applicable aux substances non persistantes, ce qui a donné une valeur de 0,5 µg·L⁻¹ pour la protection de la vie marine.

Il est à noter que la plus faible limite de détection fiable est de 10 µg·L⁻¹, une valeur qui est plus élevée que la recommandation canadienne pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique. Ainsi, le fait de détecter des composés de chlore réactif dans un système aquatique indique que ces composés affectent potentiellement la vie aquatique de ce système de façon néfaste.

Références

- Abarnou, A., et L. Miossec. 1992. Chlorinated waters discharged to the marine environment: Chemistry and environmental impact. An overview. *Sci. Total Environ.* 126:173-197.
- Alderson, R. 1970. Effects of low concentrations of free chlorine on eggs and larvae of plaice (*Pleuronectes platessa* L.), dans *Marine pollution and sea life*, M. Riuvo, éd. FAO, Fishing News (Books) Ltd., Surrey, Angleterre.
- Arthur, J.W., et J.G. Eaton. 1971. Chloramine toxicity to the amphipod (*Gammarus pseudolimnaeus*) and the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *J. Fish. Res. Board Can.* 28:1841-1845.
- Basch, R.E. et J.G. Truchan. 1974. Calculated residual chlorine concentrations safe for fish. Michigan Water Resources Commission, Bureau of Water Management, Water Quality Appraisal Section, Lansing, MI.
- Beeton, A.M., P.K. Kovacic et A.S. Brooks. 1976. Effects of chlorine and sulphite reduction on Lake Michigan invertebrates. EPA-600/3-76-036. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Belanger, S.E., D.S. Cherry, J.L. Farris, K.G. Sappington et J. Cairns Jr. 1991. Sensitivity of the Asiatic clam to various biocidal control agents. *Am. Water Works Assoc. J.* Octobre 79-87.
- Bogardus, R., D. Boies, T. Teppen et F. Horvath. 1978. Avoidance of monochloramine: Test tank results for rainbow trout, coho salmon, alewife, yellow perch, and spottail shiner, dans *Water chlorination: Environmental impact and health effects*, Vol. 2, R.L. Jolley, H. Gorchev et D.H. Hamilton Jr., éd. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI.
- Bousher, A., P. Brimblecombe et D. Midgley. 1989. Kinetics of reactions in solutions containing monochloramine and bromide. *Water Res.* 23:1049-1058.
- . 1990. Bromate production in chlorinated waters: Reaction of monochloramine and hypobromite. *Water Res.* 24:1285-1294.
- Brooks, A., et J. Bartos. 1984. Effects of free and combined chlorine and exposure duration on rainbow trout, channel catfish, and emerald shiners. *Trans. Am. Fish. Soc.* 113:786-793.
- Brooks, A.S., J.M. Bartos et P.T. Danos. 1982. Effects of chlorine on freshwater fish under various time and chemical conditions: Toxicity of chlorine to freshwater fish. DE82-905841. Nat. Tech. Info. Serv., Springfield, VA.
- Cairns, J., B. Niederlehner et J. Pratt. 1990. Evaluation of joint toxicity of chlorine and ammonia to aquatic communities. *Aquat. Toxicol.* 16:87-100.

- Capuzzo, J.M. 1979. The effect of temperature on the toxicity of chlorinated cooling waters to marine animals – A preliminary review. *Mar. Pollut. Bull.* 10:45–47.
- Carlson, A.R. 1976. Reproductive behaviour of the threespine stickleback exposed to chloramines. M.Sc. thesis. Oregon State University, Corvallis, OR.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991a. Annexe IX — Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique (avril 1991), dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Préparée par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. [Mise à jour et reprise avec de légères modifications de fond et d'autres au niveau de la forme dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 4, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- Cooper, W.J., R.G. Zitka et M.S. Steinhauer. 1985. Bromide-oxidant interactions and THM formation: A literature review. *Am. Water Works Assoc. J.* April:116–121.
- Dandy, J.W.T. 1972. Activity response to chlorine in the brook trout (*Salvelinus fontinalis*) (Mitchill). *J. can. Zool.* 50:405–410.
- Dinnel, P.A., Q.J. Stober et D.H. DiJulio. 1981. Sea urchin sperm bioassay for sewage and chlorinated seawater and its relation to fish bioassays. *Mar. Environ. Res.* 5:29–39.
- Environnement Canada. 1998. Development of a workplan for the Tier II and III risk assessment for the ecological assessment of inorganic chloramine. Proceedings of the workshop, May 28–29. 1998, Vancouver, BC. Préparé par Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, Vancouver.
- . 1999. Canadian water quality guidelines for reactive chlorine species: Hypochlorous acid and monochloramine. Supporting document. Environnement Canada, Direction de la qualité de l'environnement, Division des recommandations et des normes, Ottawa. Ébauche inédite.
- Eppley, R.W., E.H. Renger et P.M. Williams. 1976. Chlorine reactions with sea-water constituents and the inhibition of photosynthesis of natural marine phytoplankton. *Estuarine Coastal Mar. Sci.* 4:147–161.
- Erickson, S.J., et A.E. Freeman. 1978. Toxicity screening of fifteen chlorinated and brominated compounds using four species of marine phytoplankton, dans *Water chlorination: Environmental impact and health effects*, Vol. 2, R.L. Jolley, H. Gorchev et D.H. Hamilton Jr., éd. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI.
- Fisher, D.J., D.T. Burton, L.T. Yonkos, S.D. Turley, B.S. Turley, G.P. Ziegler et E. J. Zillioux. 1994. Acute and short-term chronic effects of continuous and intermittent chlorination on *Mysidopsis bahia* and *Menidia beryllina*. *Environ. Toxicol. Chem.* 13:1525–1534.
- Fisher, D.J., D.T. Burton, L.T. Yonkos, S.D. Turley et G.P. Ziegler. 1999. The relative acute toxicity of continuous and intermittent exposures of chlorine and bromine to aquatic organisms in the presence and absence of ammonia. *Water Res.* 33:760–768.
- Goudreau, S.E., R.J. Neves et R. J. Sheehan. 1993. Effects of wastewater treatment plant effluents on freshwater mollusks in the upper Clinch River, Virginia, USA. *Hydrobiol.* 252:211–230.
- Gouvernement du Canada. 1993. Eaux usées chlorées : Loi canadienne sur la protection de l'environnement, liste des substances d'intérêt prioritaire. Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, Ottawa.
- Gregg, B.C. 1974. The effects of chlorine and heat on selected stream invertebrates. Ph.D. thesis. Virginia Polytechnic Institute et State University, Blacksburg, VA.
- Grossnickle, N.E. 1974. The acute toxicity of residual chloramine to the rotifer *Keratalla cochlearis* (Gosse) and the effect of dechlorination with sodium sulfite. M.Sc. thesis. University of Wisconsin, Milwaukee, WI.
- Hillman, R.E., C.I. Gibson, P. Wilkinson et D.L. Woodruff. 1980. Growth and histological effects on *Protothaca staminea* (Littleneck clam) of long-term exposure to chlorinated seawater, dans *Water chlorination: Environmental impact and health effects*, Vol. 3, R.L. Jolley, W.A. Brungs et R.B. Cumming, éd. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI.
- Holland, G.A., J.E. Lasater, E.D. Newman et W.E. Eldridge. 1960. Chlorine and chloramine experiments. Part of toxic effects of organic and inorganic pollutants on young salmon and trout. *Res. Bull. Wash. St. Dept. Fish.* 5:198–216.
- Kaniewska-Prus, M. 1982. The effect of ammonia, chlorine, and chloramine toxicity on the mortality of *Daphnia magna* Straus. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 29(3–4):607–624.
- Kott, Y., G. Hershkovitz, A. Shemtob et J.B. Sless. 1966. Algicidal effect of bromine and chlorine on *Chlorella pyrenoidosa*. *Appl. Microbiol.* 14(1):8–11.
- Krock, H.J., et D.T. Mason 1971. Bioassays of lower trophic levels, dans *A study of toxicity and biostimulation in San Francisco Bay-Delta waters*, Vol. 6, State Water Rescues Control Board, éd. California Department of Water Resources, San Francisco.
- Larson, G.L., F.E. Hutchins et L.P. Lamperti. 1977a. Laboratory determination of acute and sublethal toxicities of inorganic chloramines to early life stages of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Trans. Am. Fish. Soc.* 106:268–277.
- Larson, G.L., F.E. Hutchins et D.A. Schlesinger. 1977b. Acute toxicity of inorganic chloramines to early life-stages of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *J. Fish Biol.* 11:595–598.
- Larson, G.L., C.W. Warren, F.E. Hutchins, L.P. Lamperti, D.A. Schlesinger et W.K. Siem. 1978. Toxicity of residual chlorine compounds to aquatic organisms. EPA-600/3-78-023. U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, OR.
- Maruyama, T., K. Ochiai, A. Miura et T. Yoshida. 1988. Effects of chloramine on the growth of *Porphyra yezoensis* (Rhodophyta). *Nippon Suisan Gakkaishi* 54(10): 1829-1834.
- Mattice, J.S., et H.E. Zittel. 1976. Site-specific evaluation of power plant chlorination. *J. Water. Pollut. Control Fed.* 48:2284–2308.
- Mattice, J.S., S.C. Tsai et M.B. Burch. 1981. Comparative toxicity of hypochlorous acid and hypochlorite ions to mosquitofish. *Trans. Am. Fish. Soc.* 110:519–525.
- MDNR (Michigan Department of Natural Resources). 1971. Chlorinated municipal waste toxicities to rainbow trout and fathead minnows. *Water Pollut. Control Res. Serv.*, 18050 GZZ. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Meyer, J.S., D. D. Gulley, M.S. Goodrich, D.C. Szmania et A.S. Brooks. 1995. Modeling toxicity due to intermittent exposure of rainbow trout and common shiners to monochloramine. *Environ. Toxicol. Chem.* 14:165–175.
- Middaugh, D.P., A.M. Crane et J.A. Couch. 1977. Toxicity of chlorine to juvenile spot, *Leiostomas xanthurus*. *Water Res.* 11:1089–1096.
- Morris, J.C. 1978. The chemistry of aqueous chlorine in relation to water chlorination, dans *Water chlorination: Environmental impact and health effects*, Vol. 2, R.L. Jolley, H. Gorchev et D.H. Hamilton Jr., éd. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI.
- Nikl, L., et D. Nikl. 1992. Environmental impacts associated with monochloramine-disinfected municipal potable water. National Conference on Drinking Water, Winnipeg.
- Norecol Environmental Consultants Ltd. et Dayton and Knight Ltd. 1992. Greater Vancouver water district environmental impact assessment of proposed secondary disinfection of drinking water. Préparé pour le Greater Vancouver Regional District. Baseline (Stage I) Report. Vancouver.

- Orvos, D.R., C.M. Sellers et N.E. Garrison. 1986. Effect of a single residual chlorine pulse upon subsequent in vitro protein synthesis by rainbow trout (*Salmo gairdneri*) liver. *Hydrobiol.* 131:249–255.
- Patrick, R. et R. McLean. 1971. Entrainment simulation studies on some estuarine organisms for the Potomac Electric Power Company. Academy of Natural Sciences, Philadelphia, Department of Limnology, Philadelphia.
- Pike, D.J. 1971. Toxicity of chlorine to brown trout. *N. Z. Wildl.* 33: 43.
- Pratt, J.R., N.J. Bowers, B.R. Niederlehner et J. Cairns Jr. 1988. Effects of chlorine on microbial communities in naturally derived microcosms. *Environ. Toxicol. Chem.* 7:679–687.
- Roberts, M.H., Jr. 1977. Effects of chlorinated seawater on decapod crustaceans, dans *Water chlorination: Environmental impact and health effects*, Vol. 1, R.L. Jolley, éd. Ann Arbor. Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI.
- Roberts, M.H., Jr., et R.A. Gleeson. 1978. Acute toxicity of bromochlorinated seawater to selected estuarine species with a comparison to chlorinated seawater toxicity. *Mar. Environ. Res.* 1:19–30.
- Roberts, M.H., Jr., R.J. Diaz, M.E. Bender et R.J. Huggett. 1975. Acute toxicity of chlorine to selected estuarine species. *J. Fish. Res. Board Can.* 32:2525–2528.
- Roseboom, D.P., et D.L. Richey. 1977. Acute toxicity of residual chlorine on bluegill and channel catfish in Illinois. *Trans. Ill. State Acad. Sci.* 69:385.
- Rosenberger, D.R. 1971. The calculation of acute toxicity of free chlorine and chloramines to coho salmon by multiple regression analysis. M.Sc. thesis. Michigan State University, East Lansing, MI.
- Sanders, J.G., et J.H. Ryther. 1980. Impact of chlorine on the species composition of marine phytoplankton, dans *Water chlorination; environmental impact and health effects*, Vol. 3, R.L. Jolley, W. Brungs et B. Cumming, éd. Ann Arbor. Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI.
- Scott, G.I., et D.P. Middaugh. 1978. Seasonal chronic toxicity of chlorination to the american oyster, *Crassostrea virginica* (G), dans *Water chlorination: Environmental impact and health effects*, Vol. 2, R.L. Jolley, H. Gorchev et D.H. Hamilton Jr., éd. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI.
- Sprague, J.B., et D.E. Drury. 1969. Avoidance reactions of salmonid fish to representative pollutants, dans *Advances in water pollution research*. Proc. 4th International Conference, Water Pollut. Res., Pergamon Press, Londres.
- Taylor, P. 1993. An evaluation of the toxicity of various forms of chlorine to *Ceriodaphnia dubia*. *Environ. Toxicol. Chem.* 12:925–930.
- Watkins, C.H., et R.S. Hammerschlag. 1984. The toxicity of chlorine to a common vascular aquatic plant. *Water Res.* 18:1037–1043.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — composés réactifs chlorés, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

Environnement Canada
Division des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez contacter :

Documents du CCME
a/s de Publications officielles du Manitoba
200, rue Vaughan
Winnipeg (Manitoba) R3C 1T5
Téléphone : (204) 945-4664
Télécopieur : (204) 945-7172
Courrier électronique : spcme@chc.gov.mb.ca