



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

MERCURE

Le mercure (Hg) est un oligo-élément non essentiel qui, à forte concentration, peut avoir des effets toxiques sur le biote aquatique. Aux termes de l'annexe I de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE, 1985), le mercure est considéré comme une substance toxique. On trouve dans l'environnement de nombreuses formes inorganiques et organiques de mercure. Le mercure présente trois valences stables : le mercure élémentaire ou métallique (Hg^0), l'ion mercureux (Hg_2^{2+}) et l'ion mercurique (Hg^{2+}) (Andren et Nriagu, 1979). L'identité chimique exacte du mercure organique n'est pas toujours connue, sauf dans le cas de l'association du cation de méthylmercure (CH_3Hg^+) avec des anions simples, comme le chlorure, ou de grosses molécules, comme les protéines (OMS, 1990). Le mercure possède un pouvoir élevé de chélation avec la matière organique (acides humiques et fulviques), avec laquelle il forme des complexes stables (Suzuki et coll., 1991). En raison de sa forte affinité avec les ligands organiques des particules et des colloïdes, le mercure est facilement transporté de la colonne d'eau vers les matériaux de fond (Stordal et coll., 1996). Les matériaux de fond étant habités ou fréquentés par de nombreux organismes, ils constituent une voie importante d'exposition pour le biote aquatique. On peut s'appuyer sur les recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (RPQS) et les concentrations produisant un effet probable (CEP) établies pour le mercure pour évaluer dans quelle mesure une exposition au mercure contenu dans les sédiments est susceptible de produire des effets biologiques néfastes sur le biote aquatique.

Les RPQS et les CEP canadiennes pour le mercure ont été établies à l'aide d'une variante de la démarche du National Status and Trends Program, démarche décrite dans le document du CCME (1995) (tableau 1). Les RPQS et les CEP se rapportent aux concentrations totales de mercure dans les sédiments de surface (couche supérieure de 5 cm), quantifiées par digestion à l'aide d'un acide fort (p. ex., acide nitrochlorhydrique, nitrique ou chlorhydrique) et analysées au moyen d'un protocole normalisé.

La majorité des données utilisées pour élaborer les RPQS et calculer les CEP pour le mercure proviennent surtout d'études qui ont été réalisées sur des sédiments prélevés

sur le terrain et qui ont permis de mesurer les concentrations de mercure et d'autres produits chimiques ainsi que leurs effets biologiques, résultats qui ont été compilés dans la Biological Effects Database for Sediments (BEDS) (Environnement Canada, 1997). Les ensembles de données sur la teneur en mercure des sédiments d'eau douce et des sédiments marins sont vastes : celui relatif aux sédiments d'eau douce renferme 85 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 280 entrées sur des concentrations à effet nul ; l'autre relatif aux sédiments marins compte 66 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 265 entrées sur des concentrations à effet nul (figures 1 et 2). La BEDS renferme des données sur une vaste gamme de concentrations de mercure, de types de sédiments et de mélanges de produits chimiques. Selon une évaluation du pourcentage des entrées sur des concentrations qui entraînent un effet et se situent sous les RPQS, entre les RPQS et les CEP et au-dessus des CEP (figures 1 et 2), ces valeurs définissent trois plages de concentrations chimiques : les concentrations ayant rarement, parfois ou souvent des effets biologiques néfastes (Environnement Canada, 1997).

Toxicité

Les effets biologiques néfastes répertoriés pour le mercure dans la BEDS comprennent la létalité, une diminution de la fécondation et un développement anormal dans les premiers stades de la vie des organismes benthiques. Ainsi, dans le port de Toronto, en Ontario, on a observé une diminution de l'abondance des gastéropodes et des chironomidés à des endroits où les concentrations moyennes de mercure atteignaient respectivement 0,987 et 1,09 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeurs qui

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des sédiments (RPQS) et concentrations produisant un effet probable (CEP) établies pour le mercure ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ps).

	Sédiments d'eau douce	Sédiments marins et estuariens
RPQS	0,17	0,13
CEP	0,486	0,70

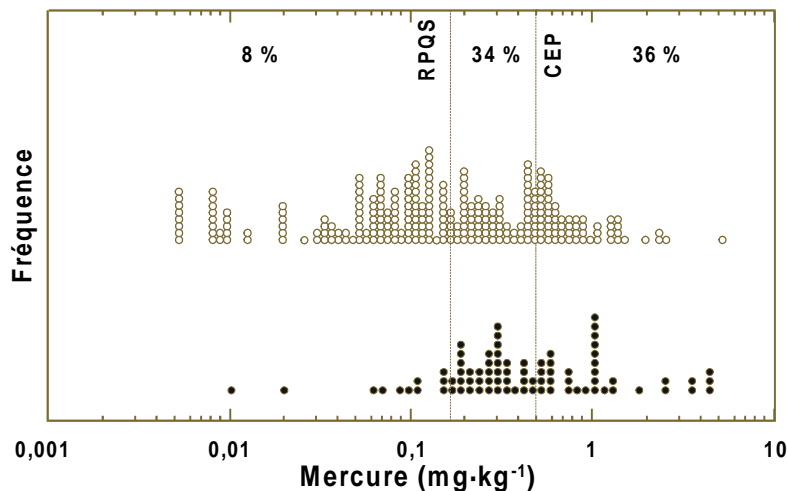


Figure 1. Distribution des concentrations de mercure dans les sédiments d'eau douce, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-dessus de la CEP.

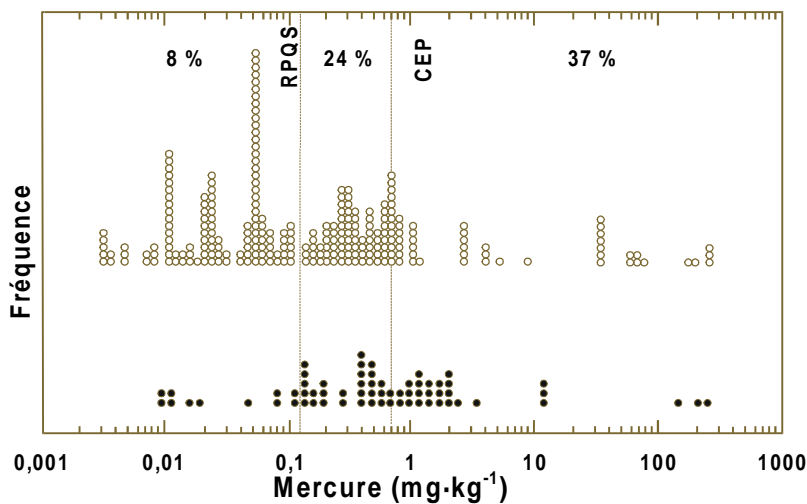


Figure 2. Distribution des concentrations de mercure dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-dessus de la CEP.

correspondent à plus de cinq fois la RPQS pour les sédiments d'eau douce (Jaagumagi, 1988; Jaagumagi et coll., 1989). Ces organismes étaient toutefois relativement abondants à des endroits où l'on enregistrait des concentrations moyennes de 0,013 et de 0,009 mg·kg⁻¹ respectivement, valeurs de beaucoup inférieures à la RPQS de 0,17 mg·kg⁻¹ établie pour les sédiments d'eau douce.

Dans les sédiments marins de la côte atlantique du Maryland, une concentration moyenne de mercure de 0,180 mg·kg⁻¹, valeur supérieure à la RPQS pour les sédiments marins, était liée à une mortalité importante chez l'amphipode *Leptocheirus plumulosus* (McGee et coll., 1993). La mortalité était en revanche beaucoup plus faible quand les sédiments présentaient une concentration moyenne de 0,050 mg·kg⁻¹ (McGee et coll., 1993), valeur qui se situe en deçà de la RPQS pour les sédiments marins.

Des tests de toxicité des sédiments avec dopage ont révélé que le mercure commençait à avoir des effets toxiques sur les organismes benthiques à des concentrations plus élevées que celles qui ont été observées dans les études sur le terrain. Cet écart est probablement attribuable aux temps d'exposition plus courts des études en laboratoire ainsi qu'à l'exposition des organismes au seul mercure et non à des mélanges de produits chimiques renfermant du mercure (Environnement Canada, 1997). Ainsi, on a calculé pour l'amphipode d'eau douce *Hyaella azteca* une CL₅₀-10 j de 15,2 mg·kg⁻¹, valeur qui correspond à plus de 100 fois la RPQS pour les sédiments marins (Swartz et coll., 1988).

Bien que leur nombre soit limité, les données toxicologiques disponibles indiquent que les concentrations de mercure qui entraînent des effets néfastes sont toujours supérieures aux RPQS, ce qui confirme que ces recommandations correspondent à des concentrations en deçà desquelles des effets biologiques néfastes seront rarement observés. Ces études fournissent par ailleurs une preuve supplémentaire que les concentrations toxiques de mercure dans les sédiments sont équivalentes ou supérieures aux CEP, ce qui permet de conclure que des effets néfastes sont davantage susceptibles d'être observés lorsque les concentrations de mercure dépassent les CEP. Les RPQS et les CEP fixées pour le mercure devraient donc constituer de précieux outils d'évaluation de l'incidence écotoxicologique de cette substance dans les sédiments.

Concentrations

Au Canada, les concentrations de mercure dans les sédiments d'eau douce et les sédiments marins varient considérablement d'une région à l'autre, les plus fortes concentrations ayant été enregistrées dans les zones industrielles et les ports (Environnement Canada, 1997). À l'heure actuelle, peu d'études ont permis de mesurer les concentrations de méthylmercure dans les sédiments au Canada; cependant, la fraction sédimentaire de méthylmercure ne correspond généralement qu'à entre 0,01 et 10 % du mercure total (Langston, 1982; Bernhard et George, 1986). Les données résumées ci-après portent donc uniquement sur les concentrations totales de mercure dans les sédiments.

Selon la base de données du Programme d'exploration géochimique préliminaire (PEGP) de la Commission géologique du Canada (CGC) (Friske et Hornbrook, 1991), les concentrations moyennes dans les sédiments lacustres et fluviaux sont de 0,074 et de 0,075 mg·kg⁻¹, respectivement (P.W.B. Friske, 1996, CGC, Ottawa, comm. pers.). Les concentrations les plus élevées de mercure ont été mesurées au Nouveau-Brunswick, en Ontario et en Colombie-Britannique, où les concentrations varient en fonction du type de roche de fond et des dépôts géochimiques locaux (Environnement Canada, 1997). La RPQS et la CEP pour les sédiments d'eau douce correspondent au 94^e et au 99,55^e centile, respectivement lorsqu'elles sont comparées aux concentrations de fond de mercure dans les sédiments lacustres et marins, qui sont enregistrées dans la base de données du PEGP (n = 131 658) (R.G. Garrett, 1997, CGC, Ottawa, comm. pers.). Cette comparaison montre que les concentrations de fond de mercure dans la plupart des régions du Canada sont inférieures à la RPQS pour les sédiments d'eau douce, qui est de 0,17 mg·kg⁻¹.

Dans les systèmes d'eau douce réputés contaminés, on a enregistré des concentrations atteignant 15 et 25 mg·kg⁻¹ dans des sédiments lacustres et fluviaux, respectivement, et 15,03 mg·kg⁻¹ dans des sédiments des Grands Lacs (Environnement Canada, 1997).

Dans les zones littorales canadiennes, les concentrations de fond de mercure observées varient entre 0,010 et 0,521 mg·kg⁻¹, les plus fortes concentrations ayant été enregistrées dans la région de l'Atlantique. Les concentrations de mercure dans les sédiments de surface situés à proximité de sources ponctuelles de contamination dépassent souvent les concentrations de fond estimées. Ainsi, on a mesuré des concentrations atteignant 22,9 mg·kg⁻¹ dans les sédiments de systèmes marins qui

reçoivent divers effluents industriels (Environnement Canada, 1997).

Autres considérations

Quelle que soit l'origine de la teneur en mercure des sédiments, des concentrations élevées de cette substance peuvent avoir un effet néfaste sur les organismes aquatiques exposés. Comme le montrent les figures 1 et 2, on ne peut prédire avec certitude les effets biologiques défavorables qu'entraînera une exposition au mercure en se fondant uniquement sur les données relatives aux concentrations, surtout dans les plages qui se situent entre les RPQS et les CEP. La probabilité qu'une exposition au mercure en un endroit donné produise des effets biologiques néfastes est liée à la sensibilité de chaque espèce exposée et aux paramètres examinés. Par ailleurs, le comportement du mercure dans les sédiments et sa biodisponibilité pour les organismes aquatiques sont déterminés par un certain nombre de facteurs physico-chimiques, dont le pH, le potentiel d'oxydo-réduction et la température (Environnement Canada, 1997). Ces facteurs agissent aussi sur le taux de méthylation et de déméthylation du mercure, processus cruciaux qui influent sur le devenir et la distribution du mercure dans les systèmes aquatiques. La composition géochimique des sédiments (p. ex., granulométrie et teneur en matière organique et en oxydes métalliques et en sulfures) et certains facteurs biologiques (p. ex., comportement alimentaire et vitesse d'absorption) ont également un effet sur la biodisponibilité du mercure (Environnement Canada, 1997).

Dans les sédiments, le mercure est généralement associé à de la matière organique ou à des sulfures (D'Itri, 1990; Suzuki et coll., 1991). Dans les sédiments anoxiques, le mercure se lie rapidement aux sulfures disponibles pour former du sulfure de mercure (HgS), un composé relativement stable qui demeure inerte dans des conditions anoxiques et tend à être adsorbé à la surface des sulfures volatils en milieu acide et de la pyrite ou à se coprécipiter avec ces substances. Le mercure lié à des sulfures est difficilement assimilable pour les organismes (Langston, 1982). Dans les sédiments oxiques, le sulfure de mercure peut se transformer par oxydation en sulfate, forme plus soluble dont l'ion mercurique peut être assimilé par les organismes vivants ou se lier avec des substances organiques dissoutes (p. ex., acides humiques et fulviques) (Environnement Canada, 1997).

Plusieurs genres de micro-organismes aérobies et anaérobies peuvent méthyler l'ion mercurique et

déméthyler le méthylmercure (Zhang et Planas, 1994). La méthylation de l'ion mercurique est un processus important, car le méthylmercure présente une plus grande biodisponibilité que les espèces inorganiques et est par conséquent plus facilement absorbé par les organismes aquatiques (Riisgard et Hansen, 1990; Saouter et coll., 1991). Bien que la fraction de méthylmercure présente dans les sédiments soit infime, ce composé forme la plus grande partie du mercure qui s'accumule dans le biote (Langston, 1982; Bernhard et George, 1986). En bout de ligne, la méthylation nette du mercure dans les sédiments est dictée par la disponibilité de l'ion mercurique pour la méthylation et l'activité des micro-organismes.

Les espèces inorganiques du mercure et le méthylmercure sont absorbés dans les tissus vivants et s'y accumulent dans des mesures différentes, ces écarts étant liés à divers facteurs, dont les voies d'excrétion, la période biologique et la capacité à traverser les membranes (Saouter et coll., 1991; Suzuki et coll., 1991; Mason et coll., 1995). Le méthylmercure a le pouvoir de se concentrer dans le réseau trophique, ce qui rend les organismes des niveaux trophiques les plus élevés, comme les poissons et les oiseaux piscivores, particulièrement vulnérables à l'accumulation de méthylmercure et à ses effets potentiellement toxiques.

On ne peut prédire avec certitude la biodisponibilité et la toxicité des espèces inorganiques et organiques du mercure en un endroit donné à partir des caractéristiques physico-chimiques des sédiments ou des particularités des organismes aquatiques endémiques. Quoi qu'il en soit, la fréquence des effets biologiques néfastes d'une exposition au mercure augmente en raison directe de la concentration dans une gamme donnée de types de sédiments (figures 1 et 2). Les RPQS et les CEP pour le mercure seront donc utiles pour évaluer l'importance écotoxicologique du mercure contenu dans les sédiments.

Références

- Andren, A.W. et J.O. Nriagu. 1979. The global cycle of mercury. Dans *The biogeochemistry of mercury in the environment*, J.O. Nriagu, éd. Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Amsterdam.
- Bernhard, M. et S.G. George. 1986. Importance of chemical species in uptake, loss, and toxicity of elements for marine. Dans *The importance of chemical "speciation" in environmental processes*, M. Bernhard, F.E. Brinkman et P.J. Sadler, éd. Dahlem Conference, Springer-Verlag, Heidelberg.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1995. Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique. CCME EPC-98F. Préparé par Environnement Canada, Division des

- recommandations, Secrétariat technique du CCME, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa. [Repris dans les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 6, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg, MB.]
- D'Itri, F.M. 1990. The biomethylation and cycling of selected metals and metalloids in aquatic sediments. Dans : *Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants*, R. Baudo, J.P. Giesy et G. Muntau, éd. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI.
- Environnement Canada. 1997. Canadian sediment quality guidelines for mercury: Supporting document. Service de la conservation de l'environnement, Direction générale de la science des écosystèmes, Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Division des recommandations et des normes, Ottawa.
- Friske, P.W.B. et E.H.W. Hornbrook. 1991. Canada's National Geochemical Reconnaissance Programme. *Trans. Inst. Min. Metall.* 100:B47–B56.
- Jaagumagi, R. 1988. The in-place pollutants program. Volume V, Partie B. Benthic invertebrates studies results. Ministère de l'environnement de l'Ontario, Direction des ressources en eau, Section de biologie aquatique, Toronto.
- Jaagumagi, R., D. Persaud et T. Lomas. 1989. The in-place pollutants program, Volume V, Partie A. A synthesis of benthic invertebrates studies. Ministère de l'environnement de l'Ontario, Direction des ressources en eau, Section de biologie aquatique, Toronto.
- Langston, W.J. 1982. The distribution of mercury in British estuarine sediments and its availability to deposit-feeding bivalves. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 62:667–684.
- LCPE (La Loi canadienne sur la protection de l'environnement). 1985. L.R., 1985. ch. 16 (4^e suppl.).
- Mason, R.P., J.R. Reinfelder et F.M.M. Morel. 1995. Bioaccumulation of mercury and methylmercury. *Water Air Soil Pollut.* 80:915–921.
- McGee, B.L., C.E. Schlekot et E. Reinharz. 1993. Assessing sublethal levels of sediment contamination using the estuarine amphipod *Leptocheirus plumulosus*. *Environ. Toxicol. Chem.* 12:577–587.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 1990. Methylmercury. Critère d'hygiène de l'environnement 101. Programme international sur la sécurité des substances chimiques. Organisation mondiale de la santé, Genève.
- Riisgard, H.U. et S. Hansen. 1990. Biomagnification of mercury in a marine grazing food-chain: Algal cells *Phaeodactylum tricorutum*, mussels *Mytilus edulis* and flounders *Platichthys flesus* studied by means of a stepwise-reduction—CVAA method. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 62:259–270.
- Saouter, E., F. Ribeyre, A. Boudou et R. Maury-Brachet. 1991. *Hexagenia rigida* (Ephemeroptera) as a biological model in aquatic ecotoxicology: Experimental studies on mercury transfers from sediment. *Environ. Pollut.* 69:51–67.
- Stordal, M.C., G.A. Gill, L.-S. Wen et P.H. Santschi. 1996. Mercury phase speciation in the surface waters of three Texas estuaries: Importance of colloidal forms. *Limnol. Oceanogr.* 41(1):52–61.
- Suzuki, T., N. Imura et T.W. Clarkson. 1991. Overview. Dans : *Advances in mercury toxicology*, T. Suzuki, N. Imura et T.W. Clarkson, éd. Plenum Press, New York.
- Swartz, R.C., P.F. Kemp, D.W. Schultz et J.O. Lamberson. 1988. Effects of mixtures of sediment contaminants on the marine infaunal amphipod, *Rhepoxynius abronius*. *Environ. Toxicol. Chem.* 7:1013–1020.
- Zhang, L. et D. Planas. 1994. Biotic and abiotic mercury methylation and demethylation in sediments. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 52:691–698.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique — mercure*, 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 : spccme@chc.gov.mb.ca