



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

PLOMB

Le plomb (Pb) est un oligo-élément non essentiel qui, à forte concentration, est toxique pour le biote. Le plomb à l'état élémentaire (Pb⁰) est rarement observé dans le milieu naturel; le plus souvent, il est présent à l'état monovalent (Pb¹⁺), bivalent (Pb²⁺) et tétravalent (Pb⁴⁺), le plomb bivalent étant le plus commun. Le plomb peut également former des composés organométalliques, notamment le plomb tétraéthyle, qui constituait la principale source de plomb atmosphérique avant 1990, lorsqu'il était encore utilisé comme agent antidétonant dans l'essence (Lavallée et Fedoruk, 1989). Le plomb qui pénètre dans les systèmes aquatiques par dépôt atmosphérique ou ruissellement se dépose dans les matériaux de fond en s'associant avec des particules, dont les oxydes de fer et de manganèse, ou en se précipitant avec des carbonates et des sulfures (Eisler, 1988; Prosi, 1989). Les sédiments constituent donc pour les organismes aquatiques une voie importante d'exposition au plomb. Le plomb fait partie des substances toxiques inscrites à l'annexe I de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE). Aux termes de la LCPE, une substance est réputée toxique si elle pénètre dans l'environnement canadien en quantités, à des concentrations ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet néfaste sur le milieu. 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 plomb pour évaluer dans quelle mesure une exposition à la concentration de plomb dans les sédiments est susceptible de produire des effets biologiques néfastes.

Les RPQS et les CEP canadiennes pour le plomb 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 se rapportent aux concentrations totales de plomb 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 plomb proviennent d'études qui ont été réalisées sur des sédiments prélevés sur le terrain et qui ont permis de mesurer les concentrations de

plomb et d'autres produits chimiques ainsi que leurs effets biologiques. Des données sur les effets biologiques de différentes concentrations de plomb dans les sédiments sont compilées dans la Biological Effects Database for Sediments (BEDS) (Environnement Canada, 1998). Les ensembles de données sur le plomb contenu dans les sédiments d'eau douce et les sédiments marins sont vastes : celui relatif aux sédiments d'eau douce renferme 83 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 357 entrées sur des concentrations à effet nul ; l'autre relatif aux sédiments marins compte 95 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 307 entrées sur des concentrations à effet nul (figures 1 et 2). Les deux ensembles de données portent sur une vaste gamme de concentrations de plomb, de types de sédiments et de mélanges de produits chimiques. Selon une évaluation du pourcentage des entrées sur des concentrations entraînant un effet qui 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, 1998).

Toxicité

Les effets biologiques néfastes répertoriés pour le plomb dans la BEDS comprennent un accroissement de la mortalité, une diminution de l'abondance et de la diversité des invertébrés benthiques ainsi qu'un développement anormal (Environnement Canada, 1998, annexes IIa et IIb). Ainsi, dans le port de Toronto, en Ontario, Jaagumagi et coll. (1989) ont observé une forte abondance d'amphipodes aux endroits où la concentration moyenne de plomb dans les sédiments s'établissait à

Tableau 1. Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (RPQS) et concentrations produisant un effet probable (CEP) établies pour le plomb (mg·kg⁻¹ ps).

	Sédiments d'eau douce	Sédiments marins et estuariens
RPQS	35,0	30,2
CEP	91,3	112

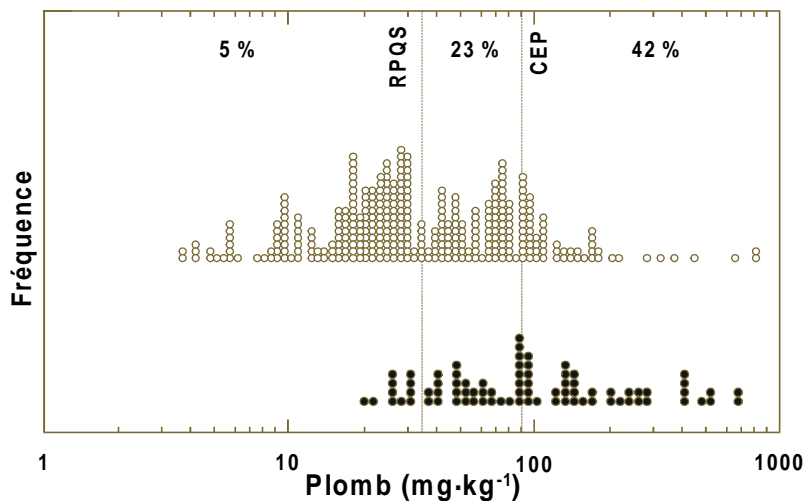


Figure 1. Distribution des concentrations de plomb dans les sédiments d'eau douce, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et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

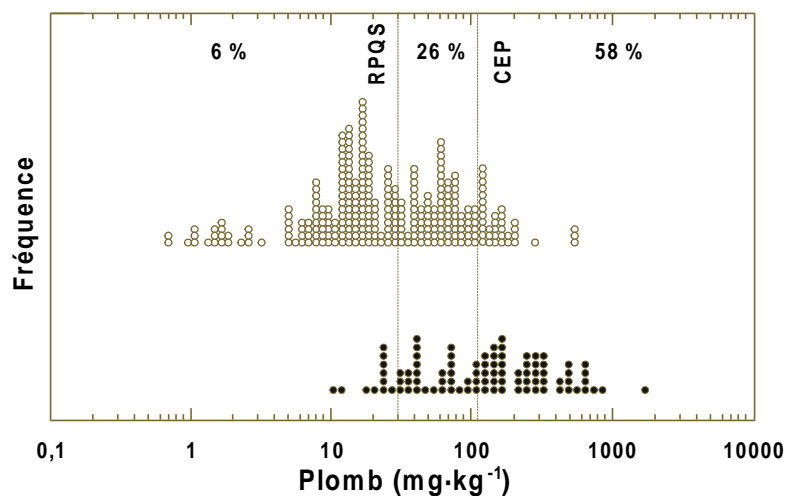


Figure 2. Distribution des concentrations de plomb dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la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

10,8 mg·kg⁻¹, valeur qui est inférieure à la RPQS pour les sédiments d'eau douce. En revanche, les amphipodes étaient peu abondants aux endroits où l'on enregistrait une concentration moyenne de 398 mg·kg⁻¹, valeur qui dépasse la CEP pour les sédiments d'eau douce. Dans les sédiments marins, McGreer (1982) a observé que *Macoma balthica*, un bivalve estuarien, était absent aux endroits de l'estuaire du Fraser, en Colombie-Britannique, où la concentration de plomb atteignait 81,7 mg·kg⁻¹, alors que ces organismes étaient présents aux endroits où l'on enregistrait une concentration de 14 mg·kg⁻¹, 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 plomb 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 plomb et non à des mélanges de produits chimiques renfermant du plomb (Environnement Canada, 1998). Ainsi, Bird et coll. (1995) ont enregistré un taux de mortalité de 100 % dans *Chironomus tentans* après une exposition de 14 jours à des sédiments d'eau douce dopés présentant une concentration de plomb de 31 900 mg·kg⁻¹, soit environ 350 fois la CEP et 900 fois la RPQS pour les sédiments d'eau douce.

Dans un test de toxicité sublétales effectué sur des sédiments dopés à l'aide d'un mélange de plomb et d'autres métaux traces, on a observé une réduction importante de la mobilité dans le moucheron dulçaquicole *Daphnia magna* après une exposition de 24 heures à 13 400 mg·kg⁻¹ de plomb et une exposition de 48 heures à 7000 mg·kg⁻¹ de plomb (Dave, 1992a, 1992b).

La synthèse des composés organiques du plomb procède essentiellement de l'activité humaine (Prosi, 1989). Bien que les composés organiques du plomb soient généralement plus toxiques que le plomb inorganique, leur distribution dans l'environnement est ordinairement limitée (Neves et coll., 1990; Bunce, 1994). Le niveau de toxicité des formes organiques du plomb est proportionnel à leur degré d'alkylation, de telle sorte que les plombs tétra-alkyles sont les plus toxiques (Thayer, 1984). Par ailleurs, les sources naturelles de plomb tétra-alkyle sont formées par méthylation du plomb organique et, dans une moindre mesure, du plomb inorganique (Thayer, 1984). On n'a pas encore déterminé si les

mécanismes de méthylation naturelle étaient biotiques ou abiotiques.

Bien que leur nombre soit limité, les résultats des tests de toxicité des sédiments d'eau douce et des sédiments marins avec dopage indiquent que les concentrations toxiques de plomb 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 plomb dans les sédiments sont équivalentes ou supérieures aux CEP (Environnement Canada, 1998). Les RPQS et les CEP fixées pour le plomb devraient donc constituer de précieux outils d'évaluation de l'incidence écotoxicologique de cette substance dans les sédiments.

Concentrations

Au Canada, les concentrations de plomb dans les sédiments d'eau douce et les sédiments marins varient considérablement d'une région à l'autre (Environnement Canada, 1998). Les concentrations de fond moyennes en plomb, indiquées dans la base de données du Programme d'exploration géochimique préliminaire (PEGP) de la Commission géologique du Canada (CGC) (Friske et Hornbrook, 1991), sont respectivement de 6 mg·kg⁻¹ et de 12,7 mg·kg⁻¹ pour les sédiments lacustres et fluviaux (R.G. Garrett, 1997, CGC, Ottawa, comm. pers.). La RPQS et la CEP pour les sédiments d'eau douce correspondent au 97,0^e et au 99,54^e centile, respectivement lorsqu'elles sont comparées aux concentrations de fond en plomb dans les sédiments lacustres et marins, qui sont enregistrées dans la base de données du PEGP (n = 154 886) (R.G. Garrett, 1997, CGC, Ottawa, comm. pers.). Cette comparaison montre que les concentrations de fond de plomb dans la plupart des régions du Canada sont inférieures à la RPQS, qui est de 35,0 mg·kg⁻¹. Dans les systèmes marins, les concentrations de fond moyennes en plomb, estimées pour les couches profondes de carottes de sédiments (> 10 cm) à partir des valeurs fournies dans diverses publications, variaient entre 7 et 23,4 mg·kg⁻¹ (valeurs qui se situent bien en deçà de la RPQS pour les sédiments marins) (Environnement Canada, 1998).

Les concentrations de plomb dans les sédiments de surface situés à proximité de sources ponctuelles de contamination dépassent souvent les valeurs estimées des

concentrations de fond (Environnement Canada, 1998). Ainsi, on a mesuré des concentrations moyennes atteignant $3000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans des sédiments lacustres et fluviaux près de certaines usines de fabrication et $15\,400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans des ports maritimes qui reçoivent divers effluents industriels et des eaux usées (Bailey, 1988; Goyette et Boyd, 1989; Léger, 1993; Bird et coll., 1995).

Autres considérations

Quelle que soit l'origine de la teneur en plomb des sédiments, des concentrations élevées de cette substance peuvent avoir un effet néfaste sur les organismes aquatiques exposés. On ne peut prédire avec certitude les effets biologiques défavorables qu'entraînera une exposition au plomb en se fondant uniquement sur les données relatives aux concentrations, surtout dans les plages qui se situent entre les RPQS et les CEP (figures 1 et 2). La probabilité qu'une exposition au plomb à un endroit donné produise des effets biologiques néfastes est liée à la sensibilité de chaque espèce exposée et aux paramètres examinés ainsi qu'à divers facteurs physico-chimiques (p. ex., pH, potentiel d'oxydo-réduction et espèces chimiques présentes), biologiques (p. ex., comportement alimentaire et vitesse d'absorption) et géochimiques (p. ex., phosphore, matières organiques et oxydes métalliques) qui agissent sur la biodisponibilité du plomb (Environnement Canada, 1998).

Les organismes benthiques sont exposés, par contact superficiel et ingestion de sédiments, aux formes particulaires et dissoutes du plomb dans les eaux interstitielles et sus-jacentes, ainsi qu'au plomb lié aux sédiments. Le plomb associé aux fractions sédimentaires qui présentent un pouvoir d'échange cationique ou qui sont facilement réduites est généralement plus facilement assimilable que le plomb associé aux autres fractions (Environnement Canada, 1998). Par ailleurs, certains changements dans les conditions environnementales ambiantes (p. ex., turbation des sédiments, baisse du pH et augmentation du potentiel d'oxydo-réduction) peuvent accroître la biodisponibilité du plomb associé aux phases inorganiques solides, aux oxydes de fer et de manganèse et aux matières organiques. De tous les métaux traces (p. ex., cuivre, zinc, cadmium et nickel) et autres phases sédimentaires, le plomb est l'élément qui présente la plus forte affinité avec les oxydes (Tessier, 1992). Le plomb fixé dans les réseaux cristallins de l'argile et de certains autres minéraux associés à des fractions sédimentaires résiduelles ou extractibles à l'acide est généralement tenu pour le moins facilement assimilable. Après ingestion, la

biodisponibilité du plomb dépend de divers facteurs, dont l'activité enzymatique et le pH du tube digestif (Environnement Canada, 1998).

La biodisponibilité du plomb dans les sédiments peut aussi être atténuée par les sulfures (Environnement Canada, 1998). On a récemment proposé des modèles qui tiennent compte de l'incidence des sulfures volatils en milieu acide (SVMA) sur la biodisponibilité des métaux simultanément extractibles (MSE) contenus dans les sédiments anoxiques (Di Toro et coll., 1992; Casas et Creclius, 1994). Les sulfures volatils en milieu acide, comme le sulfure de fer, appartiennent à une fraction sédimentaire renfermant un stock réactif de sulfures en phase solide susceptibles de se lier aux métaux bivalents et de les rendre ainsi non assimilables par le biote aquatique. Selon ces modèles, lorsque le rapport des MSE aux SVMA est inférieur à 1, les métaux ne seront pas assimilables en raison de leur complexion avec les sulfures disponibles. Lorsque ce rapport est supérieur à 1, la biodisponibilité des MSE devrait être élevée. Cependant, dans un rapport supérieur à 1, le modèle est quelque peu limité puisqu'il ne tient pas compte de l'importance des autres phases de liaison qui limitent également la biodisponibilité d'un métal (Hare et coll., 1994; Ankley et coll., 1996; Environnement Canada, 1998). Il faudra néanmoins tenir compte du rôle des SVMA et d'autres facteurs qui influent sur la biodisponibilité du plomb ainsi que des RPQS et des CEP dans l'évaluation de cette substance dans les sédiments d'un emplacement donné.

À l'heure actuelle, on ne peut prédire avec certitude dans quelle mesure le plomb sera assimilable en des endroits donnés en se fondant sur les caractéristiques physico-chimiques des sédiments ou sur les particularités des organismes endémiques (Environnement Canada, 1998). Quoi qu'il en soit, la fréquence des effets biologiques néfastes d'une exposition au plomb 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 plomb seront donc utiles pour évaluer l'importance écotoxicologique de cette substance dans les sédiments.

Références

- Ankley, G.T. 1996. Evaluation of metal/acid-volatile sulfide relationships in the prediction of metal bioaccumulation by benthic macroinvertebrates. *Environ. Toxicol. Chem.* 15(12):2138-2146.
- Bailey, H.S. 1988. A heavy metal study of three river basins in Atlantic Canada influenced by mining activities. IW/L-AR-WQB-88-138. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures,

- région de l'Atlantique, Direction de la qualité des eaux. Moncton, NB.
- Bird, G.A., W.J. Schwartz et D.L. Joseph. 1995. The effect of ^{210}Pb and stable lead on the induction of menta deformities in *Chironomus tentans* larvae and on their growth and survival. *Environ. Toxicol. Chem.* 14(12):2125-2130.
- Bunce, N. (éd.). 1994. *Metals in the environment*. Dans: *Environmental chemistry*. Wuerz Publishing Ltd., Winnipeg.
- Casas, A.M. et E.A. Crecelius. 1994. Relationship between acid volatile sulfide and the toxicity of zinc, lead and copper in marine sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 13(3):529-536.
- 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.]
- Dave, G. 1992a. Sediment toxicity and heavy metals in eleven lime reference lakes of Sweden. *Water Air Soil Pollut.* 63:187-200.
- . 1992b. Sediment toxicity in lakes along the river Kalbäcksån, central Sweden. *Hydrobiologia* 235/236:419-433.
- Di Toro, D.M., J.D. Mahony, D.J. Hansen, K.J. Scott, A.R. Carlson et G.T. Ankley. 1992. Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. *Environ. Sci. Technol.* 26:96-101.
- Eisler, R. 1988. Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. *Biol. Rep.* 85(1.14). U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Laurel, MD.
- Environnement Canada. 1998. *Canadian sediment quality guidelines for lead: 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. Ébauche.
- Friske, P.W.B. et E.H.W. Hornbrook. 1991. Canada's National Geochemical Reconnaissance Programme. *Trans. Inst. Min. Metall.* 100:B47-B56.
- Goyette, D. et J. Boyd. 1989. Distribution and environmental impact of selected benthic contaminants in Vancouver Harbour, British Columbia: 1985 to 1987. Environnement Canada, Conservation and Protection, Environmental Protection, Pacific and Yukon Region, Vancouver.
- Hare, L., R. Carignan et M.A. Huerta-Díaz. 1994. A field study of metal toxicity and accumulation by benthic invertebrates: Implications for the acid-volatile sulfide (AVS) model. *Limnol. Oceanogr.* 39:1653-1668.
- 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.
- Lavallée, F.C. et L.P. Fedoruk. 1989. Élimination de l'essence au plomb : répercussions sur les moteurs à essence en usage au Canada après 1990. SPE 3/TS/1. Environnement Canada, Ottawa.
- Léger, D.A. 1993. Data summary report on lead in Atlantic Canada (1962-1991). WRD-AR-MEB-93-182. Environnement Canada, Conservation and Protection Branch, Water Resources Directorate, Monitoring and Evaluation Branch, Atlantic Region, Moncton, NB.
- McGreer, E.R. 1982. Factors affecting the distribution of the bivalve, *Macoma balthica* (L.) on a mudflat receiving sewage effluent, Fraser River estuary, British Columbia. *Mar. Pollut. Bull.* 10:259-262.
- Neves, A.G., A.G. Allen et R.M. Harrison. 1990. Determination of the concentration of alkyllead compounds in fish and water. *Environ. Technol.* 11:877-882.
- Prosi, F. 1989. Factors controlling biological availability and toxic effects of lead in aquatic organisms. *Sci. Total Environ.* 79:157-169.
- Tessier, A. 1992. Sorption of trace metals on natural particles in oxic environments. Dans : *Environmental Particles*, J. Buffle et H.P. van Leeuwen, éd. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Thayer, J.S. 1984. Toxicology of organometallic compounds. Dans : *Organometallic compounds and living organisms*, P.M. Maitlis, F.G.A. Stone et R. West, éd. Academic Press, Inc., Orlando, FL.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique — plomb*, 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