



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

ZINC

Le zinc (Zn) est un oligo-élément essentiel qui, à forte concentration, peut être toxique pour le biote aquatique. Le zinc pénètre dans les systèmes aquatiques par dépôt atmosphérique ou par ruissellement. Comme le zinc présente une forte affinité avec les particules aquatiques, en particulier avec les oxydes de fer et de manganèse, ainsi qu'avec les matières organiques, il se dépose dans les matériaux de fond en association avec ces substances (Campbell et Tessier, 1996). Comme les sédiments des systèmes aquatiques sont fréquentés par des organismes très divers, ils constituent une voie importante d'exposition au zinc 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 zinc pour évaluer dans quelle mesure une exposition au zinc contenu dans les sédiments est susceptible de produire des effets biologiques néfastes.

Les RPQS et les CEP canadiennes pour le zinc 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 zinc des 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 zinc proviennent d'études qui ont été réalisées sur des sédiments prélevés sur le terrain et qui ont permis de mesurer les concentrations de zinc 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, 1998). Les ensembles de données sur le contenu en zinc des sédiments d'eau douce et des sédiments marins sont vastes : celui relatif aux sédiments d'eau douce compte 88 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 369 entrées sur des concentrations à effet nul ; l'autre relatif aux sédiments marins compte 96 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 315 entrées sur des concentrations à effet nul (figures 1 et 2). La BEDS renferme des données

sur une vaste gamme de concentrations de zinc, 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, 1998).

Toxicité

Les effets biologiques néfastes répertoriés pour le zinc dans la BEDS comprennent une diminution de la diversité et de l'abondance des invertébrés benthiques, un accroissement de la mortalité ainsi que des modifications comportementales (Environnement Canada, 1998, annexes IIa et IIb). Des effets néfastes ont été observés dans divers taxons dulçaquicoles et marins, y compris les gastéropodes, les amphipodes, les chironomides, les échinodermes et les annélides. Par exemple, la diversité des espèces telles que les éphéméroptères, les plécoptères et les trichoptères était faible dans la baie de Quinte (lac Ontario), à des endroits où les sédiments présentaient une teneur moyenne en zinc de $293 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ce qui correspond à plus de deux fois la RPQS pour les sédiments d'eau douce. On a en revanche observé une diversité plus élevée à des endroits où les sédiments présentaient une teneur moyenne en zinc de $119 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, concentration inférieure à la RPQS pour les sédiments d'eau douce (Jaagumagi, 1988). Dans l'estuaire du ruisseau Curtis (à Baltimore, au Maryland), par ailleurs, la mortalité de l'amphipode *Hyaella azteca* affichait une hausse marquée à une teneur moyenne de $348 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, concentration supérieure à la CEP pour les sédiments

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

	Sédiments d'eau douce	Sédiments marins et estuariens
RPQS	123	124
CEP	315	271

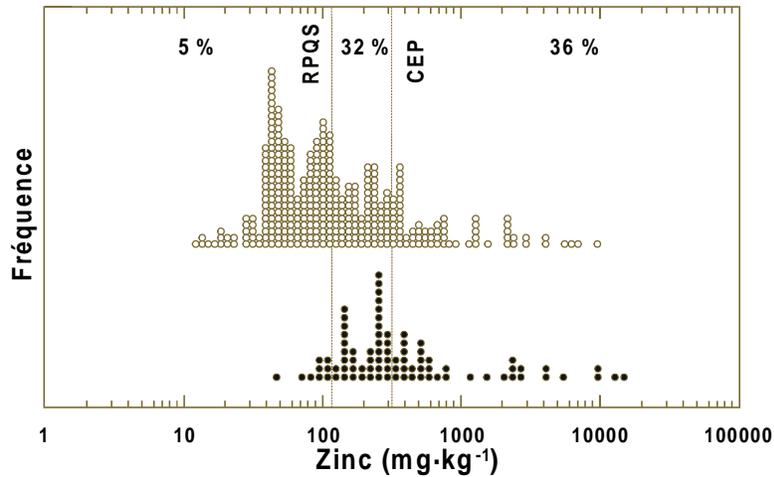


Figure 1. Distribution des concentrations de zinc dans les sédiments d'eau douce, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et au-delà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

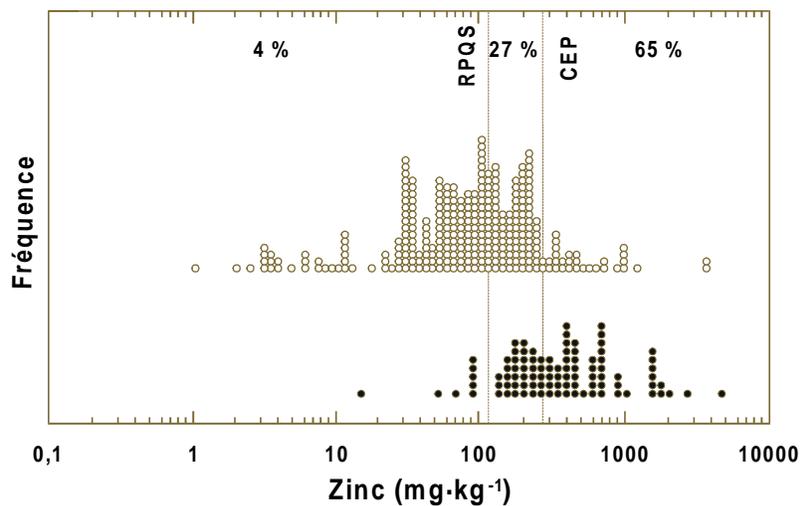


Figure 2. Distribution des concentrations de zinc dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la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

marins, tandis qu'aucun effet n'était observé à une teneur moyenne de 78,4 mg·kg⁻¹, concentration inférieure à la RPQS pour les sédiments marins (McGee et coll., 1993).

Des tests de toxicité des sédiments avec dopage indiquent que le zinc commence 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 zinc et non à des mélanges de produits chimiques renfermant du zinc (Environnement Canada, 1998). Ainsi, la CL_{25-28 j} calculée pour un amphipode d'eau douce, *Hyalella azteca*, était de 3531 mg·kg⁻¹, valeur à peu près 10 fois plus élevée que la CEP pour les sédiments d'eau douce (Borgmann et Norwood, 1997).

De plus, Oakden et coll. (1984) ont observé une mortalité inférieure à 50 % dans les amphipodes (*Rhepoxynius* spp.) après une exposition de 72 heures à des concentrations de zinc correspondant à peu près au double de la CEP pour les sédiments marins. Des amphipodes marins (*Rhepoxynius* spp.) sur lesquels on a effectué des tests de toxicité des sédiments avec dopage ont montré une préférence statistiquement significative pour des sédiments propres par rapport à des sédiments présentant une teneur en zinc de 51 mg·kg⁻¹, concentration inférieure à la RPQS pour les sédiments marins (Oakden et coll., 1984).

La toxicité du zinc contenu dans les sédiments peut être atténuée par diverses fractions sédimentaires qui semblent jouer un rôle protecteur (Environnement Canada, 1998). On a par exemple constaté que les matières organiques et les sulfures réduisaient la toxicité du zinc associé aux sédiments (Sibley et coll., 1996).

Les résultats des tests de toxicité des sédiments d'eau douce et des sédiments marins avec dopage indiquent que les concentrations de zinc 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 défavorables seront rarement observés. Ces études fournissent par ailleurs une preuve supplémentaire que les concentrations toxiques de zinc dans les sédiments sont comparables ou supérieures aux CEP, ce qui permet de conclure que des effets néfastes sont davantage susceptibles d'être observés lorsque les concentrations de zinc dépassent les CEP. Les RPQS et les CEP fixées pour le zinc devraient donc constituer de précieux outils d'évaluation de l'incidence écotoxicologique de cette substance dans les sédiments.

Concentrations

Au Canada, les concentrations de zinc dans les sédiments marins et les sédiments d'eau douce varient considérablement d'une région à l'autre (Environnement Canada, 1998). Les concentrations de fond moyennes en zinc, 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 104 mg·kg⁻¹ et de 107 mg·kg⁻¹ pour les sédiments lacustres et fluviaux (P.W.B. Friske, 1996, CGC, Ottawa, comm. pers.). Les RPQS et les CEP pour le zinc dans les sédiments d'eau douce correspondent au 77,8^e et au 97,8^e centile, respectivement lorsqu'elles sont comparées aux concentrations de fond en zinc dans les sédiments lacustres et marins, qui sont enregistrées dans la base de données du PEGP (n = 154 889) (R.G. Garrett, 1997, CGC, Ottawa, comm. pers.). Cette comparaison montre que les concentrations de fond de zinc dans la plupart des régions du Canada sont inférieures à la RPQS pour les sédiments d'eau douce, qui est de 123 mg·kg⁻¹. Dans les systèmes marins, les concentrations de fond moyennes en zinc, estimées pour les couches profondes de carottes de sédiments (> 10 cm) à partir des valeurs fournies dans diverses publications, variaient entre 13,1 et 1170 mg·kg⁻¹ (plage dont la limite inférieure se situe bien en deçà de la RPQS et la limite supérieure, bien au-dessus de la CEP pour les sédiments marins) (Environnement Canada, 1998).

Les concentrations de zinc 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 7366 mg·kg⁻¹ dans les sédiments de lacs d'eau douce situés à proximité d'installations minières et de fonderies et 5100 mg·kg⁻¹ dans les sédiments de ports maritimes recevant divers effluents industriels (Environnement Canada, 1998).

Autres considérations

Quelle que soit l'origine de la teneur en zinc des sédiments, des concentrations élevées de cette substance peuvent avoir un effet néfaste sur les organismes aquatiques exposés. Comme l'indiquent les figures 1 et 2, on ne peut prédire avec certitude les effets biologiques défavorables qu'entraînera une exposition au zinc 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 zinc à un endroit donné entraîne 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 et potentiel d'oxydo-réduction), géochimiques (p. ex., granulométrie et teneur en matières organiques, en oxydes métalliques et en sulfures) et biologiques (p. ex., comportement alimentaire et vitesse d'absorption) qui agissent sur la biodisponibilité du zinc (Environnement Canada, 1998).

Les organismes benthiques sont exposés, par contact superficiel et ingestion de sédiments, aux formes particulières et dissoutes du zinc dans les eaux interstitielles et sus-jacentes, ainsi qu'au zinc lié aux sédiments. Les formes dissoutes du zinc sont toutefois jugées les plus facilement assimilables (Campbell et Tessier, 1996). Le zinc associé aux fractions sédimentaires qui présentent un pouvoir d'échange cationique ou qui sont facilement réduites affiche généralement une plus grande biodisponibilité que le zinc associé aux autres fractions (Environnement Canada, 1998). De plus, 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 zinc associé aux phases inorganiques solides, aux oxydes de fer et de manganèse ainsi qu'aux matières organiques. En revanche, le zinc 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 zinc varie en fonction de divers facteurs, dont l'activité enzymatique et le pH du tube digestif (Environnement Canada, 1998).

Des modèles ont été proposés pour prédire l'absorption par les organismes aquatiques (et donc la toxicité) des métaux contenus dans les matériaux de fond. Tessier et coll. (1993) ont émis l'hypothèse qu'on peut prédire la biodisponibilité, mesurée en fonction de l'accumulation de zinc dans l'organisme, en calculant la teneur en métaux dissous des eaux interstitielles et sus-jacentes des sédiments oxydés. Cette prédiction tient compte de la quantité de zinc associée aux principaux puits, comme les matières organiques et les oxydes métalliques, ainsi que des facteurs physico-chimiques qui ont une incidence sur la répartition du zinc entre la phase dissoute et les phases susmentionnées. On a montré que les concentrations de métaux dissous des eaux interstitielles et sus-jacentes, calculées à l'aide de ce modèle, présentent une bonne corrélation avec les teneurs en métaux des tissus mous des

invertébrés benthiques (Couillard et coll., 1993; Tessier et coll., 1993; Hare et Tessier, 1996). Un autre modèle proposé tient compte de l'incidence des sulfures volatils en milieu acide (SVMA) sur la biodisponibilité de deux métaux simultanément extractibles (MSE), le cadmium et le nickel, dans les sédiments anoxiques (Di Toro et coll., 1992). Ce modèle s'applique également au zinc et aux autres métaux qui forment des sulfures. Les sulfures volatils en milieu acide 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 le modèle, lorsque le rapport molaire des MSE aux SVMA est inférieur à 1, les métaux ne seront pas assimilables en raison de leur complexation 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; Environnement Canada, 1998). De nouvelles recherches devront être menées sur les facteurs autres que géochimiques qui influent sur la biodisponibilité du zinc (p. ex., facteurs physiques, chimiques et biologiques). Il faudra tenir compte de ces renseignements ainsi que des RPQS et des CEP dans l'évaluation du zinc contenu dans les sédiments d'un emplacement donné.

À l'heure actuelle, on ne peut prédire avec certitude dans quelle mesure le zinc 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, un examen approfondi des données toxicologiques disponibles indique que la fréquence des effets biologiques néfastes d'une exposition au zinc 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 zinc seront donc utiles pour évaluer l'importance écotoxicologique du zinc contenu dans les sédiments.

Références

- Borgmann, U., et W.P. Norwood. 1997. Toxicity and accumulation of zinc and copper in *Hyalella azteca* exposed to metal-spiked sediments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54(5):1046-1054.
- Campbell, P.G.C., et A. Tessier. 1996. Ecotoxicology of metals in aquatic environments: Geochemical aspects. Dans : *Ecotoxicology: A hierarchical treatment*, M.C. Newman et C.H. Jagoe, éd. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- 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.]
- Couillard, Y., Campbell, P.G.C., et A. Tessier. 1993. Response of metallothionein concentrations in a freshwater bivalve (*Anodonta grandis*) along an environmental cadmium gradient. *Limnol. Oceanogr.* 38:299–313.
- 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.
- Environnement Canada. 1998. Canadian sediment quality guidelines for zinc: 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.
- Hare, L., et A. Tessier. 1996. Predicting animal cadmium concentrations in lakes. *Nature* 380:430–432.
- Hare, L., R. Carignan, et M.A. Huerta-Diaz. 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. 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.
- 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(3):577–587.
- Oakden, J.M., J.S. Oliver, et A.R. Flegal. 1984. Behavioural responses of a phoxocephalid amphipod to organic enrichment and trace metals in sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 14:253–257.
- Sibley, P.K., G.T. Ankley, A.M. Cotter, et E.N. Leonard. 1996. Predicting chronic toxicity of sediments spiked with zinc: An evaluation of the acid-volatile sulfide model using a life-cycle test with the midge, *Chironomus tentans*. *Environ. Toxicol. Chem.* 15(12):2102–2112.
- Tessier, A., Y. Couillard, P.G.C. Campbell, et J.C. Auclair. 1993. Modelling Cd partitioning in oxic lake sediments and Cd concentrations in the freshwater bivalve, *Anodonta grandis*. *Limnol. Oceanogr.* 38(1):1–17.

Comment citer ce document :

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