



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

CUIVRE

Le cuivre (Cu) est un oligo-élément essentiel qui, à forte concentration, peut être toxique pour le biote aquatique. Le cuivre pénètre dans les systèmes aquatiques par voie de dépôt atmosphérique ou de ruissellement. En raison de son affinité avec les particules, en particulier les fractions d'oxydes de fer et de manganèse et de matières organiques, le cuivre tend à s'accumuler dans les sédiments (Campbell et Tessier, 1996). Comme les matériaux de fond sont habités ou fréquentés par divers organismes, ils constituent une voie importante d'exposition du 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 cuivre pour évaluer dans quelle mesure une exposition au cuivre contenu dans les sédiments est susceptible de produire des effets biologiques néfastes.

Les RPQS et les CEP canadiennes pour le cuivre 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 cuivre 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 cuivre proviennent d'études qui ont été réalisées sur des sédiments prélevés sur le terrain et qui ont permis de mesurer les concentrations de cuivre 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 la teneur en cuivre des sédiments d'eau douce et des sédiments marins sont vastes : celui relatif aux sédiments d'eau douce renferme 116 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 370 entrées sur des concentrations à effet nul ; l'autre relatif aux sédiments marins compte 105 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 335 entrées sur des concentrations à effet nul (figures 1 et 2). La BEDS renferme des données sur une vaste gamme de concentrations, 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 cuivre dans la BEDS comprennent une diminution de la diversité des invertébrés benthiques, une baisse de l'abondance, un accroissement de la mortalité ainsi que des modifications comportementales (Environnement Canada, 1998, annexes IIa et IIb). Ainsi, dans la Niagara, en Ontario, l'escargot, un gastéropode relativement sensible, était moins abondant aux endroits où la concentration moyenne de cuivre dans les sédiments atteignait $52,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ qu'aux endroits où cette concentration s'établissait à $26,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeur qui se situe en deçà de la RPQS (Jaagumagi, 1988). Par ailleurs, Ferraro et coll. (1991) ont observé qu'à Palos Verdes, en Californie, les échinodermes (p. ex., les étoiles de mer et les oursins) étaient peu abondants dans les sédiments marins aux endroits où la concentration moyenne atteignait $109 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et très abondants aux endroits où cette concentration s'établissait à $18,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeur qui se situe en deçà de la RPQS pour les sédiments marins.

Des tests de toxicité des sédiments avec dopage indiquent que le cuivre 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

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

	Sédiments d'eau douce	Sédiments marins et estuariens
RPQS	35,7	18,7
CEP	197	108

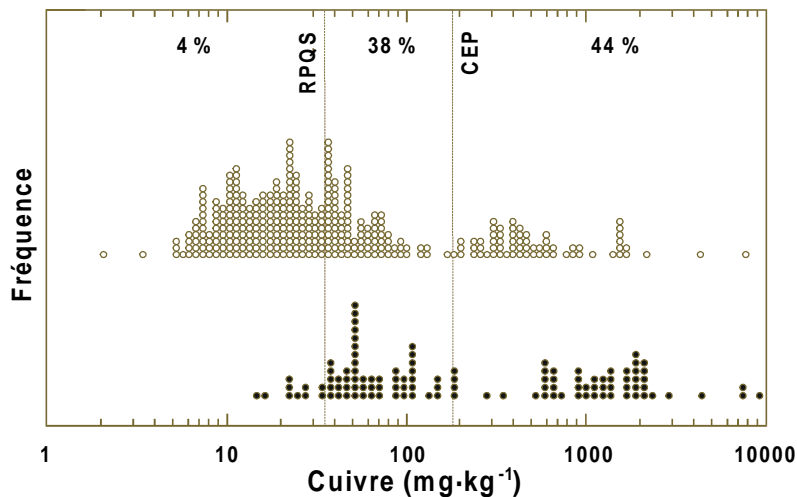


Figure 1. Distribution des concentrations de cuivre dans les sédiments d'eau douce, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et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

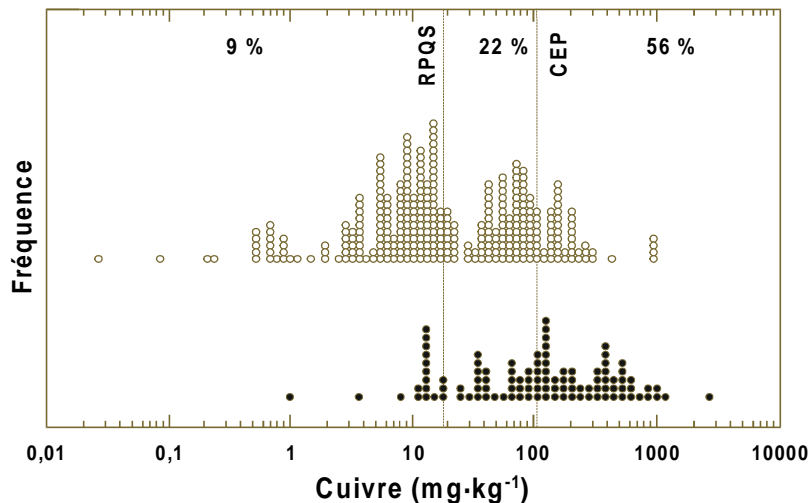


Figure 2. Distribution des concentrations de cuivre dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et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

terrain. Cet écart est probablement attribuable aux temps d'exposition plus courts des études en laboratoires ainsi qu'à l'exposition des organismes au seul cuivre et non à des mélanges de produits chimiques renfermant du cuivre (Environnement Canada, 1998). Ainsi, pour l'amphipode d'eau douce *Hyalella azteca*, la CL_{50-14} j était de $380 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, soit à peu près deux fois la CEP pour les sédiments d'eau douce, tandis que pour le moucheron *Chironomus tentans*, la CL_{50-10} j était de $1110 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeur environ six fois plus élevée que la CEP pour les sédiments d'eau douce (Milani et coll., 1996). De même, la CL_{25-48} j pour le coquillage marin *Protothaca staminea* s'établissait à $38,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, soit deux fois la RPQS pour les sédiments marins (Phelps et coll., 1985).

Dans des tests de toxicité sublétales des sédiments avec dopage, on a observé que la croissance d'un amphipode d'eau douce, *H. azteca*, et d'un moucheron, *C. tentans*, était considérablement réduite à des concentrations de $89,8$ et de $496 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivement (Milani et coll., 1996). D'autres tests de toxicité des sédiments d'eau douce avec dopage n'ont pas permis d'établir que le cuivre produisait des effets néfastes aux concentrations mesurées dans les milieux aquatiques (Environnement Canada, 1998). Les effets sublétaux du cuivre sur les organismes marins observés au cours de tests de toxicité des sédiments avec dopage comprennent une réaction tardive d'évitement des prédateurs (enfouissement) dans les coquillages *P. staminea* et *Mya arenaria*. Bien que le temps d'enfouissement ait augmenté dans *P. staminea* à une concentration de cuivre de $4,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeur inférieure à la RPQS pour les sédiments marins, on a observé des écarts statistiquement significatifs dans les temps de réenfouissement mesurés à des concentrations variant entre $13,6$ et $23,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Phelps et coll., 1985).

La toxicité du cuivre dans les sédiments peut être atténuée par diverses fractions sédimentaires (Environnement Canada, 1998). Ainsi, Malueg et coll. (1986) ont observé que la CL_{50} pour *Daphnia magna* augmentait lorsque de la tourbe (matière organique) était ajoutée au système. De même, Austen et coll. (1994) ont observé une plus grande abondance de nématodes dans les sédiments à forte teneur en matières organiques que dans les sédiments moins riches en matières organiques mais présentant des concentrations comparables de cuivre. Ces résultats donnent à penser que les matières organiques peuvent réduire la toxicité du cuivre pour les organismes benthiques marins et les organismes benthiques d'eau douce.

Les résultats des tests de toxicité des sédiments d'eau douce et des sédiments marins avec dopage indiquent que les concentrations de cuivre 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 cuivre dans les sédiments sont comparables aux CEP, ce qui permet de conclure que des effets néfastes sont davantage susceptibles d'être observés lorsque les concentrations de cuivre dépassent les CEP (Environnement Canada, 1998). Les RPQS et les CEP fixées pour le cuivre devraient donc constituer de précieux outils d'évaluation de l'incidence écotoxicologique de cette substance dans les sédiments.

Concentrations

Au Canada, les concentrations de cuivre 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 cuivre, 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 31 et de $32 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour les sédiments lacustres et fluviaux (P.W.B Friske, 1996, CGC, Ottawa, comm. pers.). Les RPQS et les CEP pour les sédiments d'eau douce correspondent au 74^e et au 98,44^e centile, respectivement lorsqu'elles sont comparées aux concentrations de fond en cuivre dans les sédiments lacustres et marins, qui sont enregistrées dans la base de données du PEGP ($n = 84$ 089) (R.G. Garrett, 1997, CGC, Ottawa, comm. pers.). Ces données montrent que, presque partout au Canada, les concentrations de fond en cuivre sont inférieures à la RPQS, qui est de $35,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Dans les systèmes marins, les concentrations de fond moyennes en cuivre, estimées pour les couches profondes de carottes de sédiments ($> 10 \text{ cm}$) à partir des valeurs fournies dans diverses publications, variaient entre $4,5$ et $123 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, plage dont la limite inférieure se situe en deçà de la RPQS et la limite supérieure, légèrement au-dessus de la CEP pour les sédiments marins (Environnement Canada, 1998).

Les concentrations de cuivre dans les sédiments de surface situés à proximité de sources ponctuelles de contamination dépassent souvent les concentrations de fond (Environnement Canada, 1998). Ainsi, on a mesuré des concentrations moyennes atteignant $1581 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

dans les sédiments de lacs d'eau douce situés à proximité d'installations minières et de fonderies et $440 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans des ports maritimes recevant divers effluents industriels (Environnement Canada, 1998).

Autres considérations

Quelle que soit l'origine de la teneur en cuivre 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 cuivre 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 cuivre en 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 granulométrie), biologiques (p. ex., comportement alimentaire et vitesse d'absorption) et géochimiques (p. ex., teneur en matières organiques, en oxydes métalliques et en sulfures) qui agissent sur la biodisponibilité du cuivre (Environnement Canada, 1998).

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

On a proposé des modèles pour prédire l'absorption dans les organismes aquatiques (et donc la toxicité) des métaux contenus dans les matériaux de fond. L'un des modèles proposés 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 cuivre 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 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 (Ankey et coll., 1993; 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 cuivre (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 cuivre contenu dans les sédiments d'un emplacement donné.

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

Références

- Ankley, G.T., V.R. Mattson, E.N. Leonard, C.W. West et J.L. Bennett. 1993. Predicting the acute toxicity of copper in freshwater sediments: Evaluation of the role of acid-volatile sulfide. *Environ. Toxicol. Chem.* 12:315-320.

- Austen, M.C., A.J. McEvoy et R.M. Warwick. 1994. The specificity of meiobenthic community responses to different pollutants: Results from microcosm experiments. *Mar. Pollut. Bull.* 28(9):557–563.
- 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.]
- 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 copper: 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.
- Ferraro, S.P., R.C. Swartz, F.A. Cole et D.W. Schults. 1991. Temporal changes in the benthos along a pollution gradient: Discriminating the effects of natural phenomena from sewage-industrial wastewater effects. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* 33(4):383–407.
- Friske, P.W.B. et E.H.W. Hornbrook. 1991. Canada's National Geochemical Reconnaissance Programme. *Trans. Inst. Min. Metall.* 100:B47–B6.
- 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.
- Malueg, K.W., G.S. Schuytema et D.F. Krawczyk. 1986. Effects of sample storage on a copper-spiked freshwater sediment. *Environ. Toxicol. Chem.* 5:245–253.
- Milani, D., K.E. Day, D.J. McLeay et R.S. Kirby. 1996. Recent intra- and inter-laboratory studies related to the development and standardization of Environment Canada's biological test methods for measuring sediment toxicity using freshwater amphipods (*Hyalella azteca*) or midge larvae (*Chironomus riparius*). Préparé pour Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Centre de technologie environnementale, Section de l'élaboration et de l'utilisation des méthodes. Juillet, 1996.
- Phelps, H.L., W.H. Pearson et J.T. Hardy. 1985. Clam burrowing behaviour and mortality related to sediment copper. *Mar. Pollut. Bull.* 16(8):309–313.

Comment citer ce document :

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