



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

CHROME

Le chrome (Cr) est un oligo-élément essentiel qui, à forte concentration, peut être toxique pour le biote aquatique. Dans les systèmes aquatiques, le chrome peut exister dans deux états d'oxydation : chrome hexavalent (Cr^{6+}) et trivalent (Cr^{3+}). On a réalisé des évaluations indépendantes du potentiel toxique du Cr^{6+} et du Cr^{3+} dans le milieu naturel canadien conformément aux dispositions de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE). L'évaluation menée aux termes de la LCPE a révélé que les formes dissoutes et solubles du Cr^{6+} pénètrent dans l'environnement en quantités, à des concentrations ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet néfaste sur le milieu (Gouvernement du Canada, 1994). On n'a cependant pas pu déterminer si les formes dissoutes et solubles du Cr^{3+} pénétraient dans l'environnement canadien dans les conditions mentionnées ci-dessus (Gouvernement du Canada, 1994). Le chrome pénètre dans les systèmes aquatiques par voie de dépôt atmosphérique ou de ruissellement puis s'associe à des particules pour se déposer dans les matériaux de fond. Comme les matériaux de fond sont fréquentés par divers organismes aquatiques, ils constituent une voie importante d'exposition au chrome. 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 chrome pour évaluer dans quelle mesure une exposition au chrome contenu dans les sédiments est susceptible de produire des effets biologiques néfastes.

Les RPQS et les CEP canadiennes pour le chrome 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 chrome 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 chrome sont tirées d'études qui ont été réalisées sur des sédiments prélevés sur le terrain et qui ont permis de mesurer les concentrations de chrome 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). Dans la plupart des études qui visaient à évaluer la distribution du chrome dans l'environnement, seul le chrome total a été mesuré; peu de renseignements ont été recueillis sur les espèces chimiques du chrome présentes dans les sédiments. Cependant les résultats d'études menées récemment au Canada et dans d'autres pays indiquent que le Cr^{6+} est la forme dominante en phase dissoute, tandis que la phase sédimentaire (à l'exclusion de la couche qui se trouve immédiatement sous l'interface entre les sédiments et les eaux aérobies sus-jacentes) renferme surtout du Cr^{3+} (Gouvernement du Canada, 1994).

Les ensembles de données sur la teneur en chrome des sédiments d'eau douce et des sédiments marins sont vastes : celui relatif aux sédiments d'eau douce renferme 68 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 384 entrées sur des concentrations à effet nul ; l'autre relatif aux sédiments marins compte 53 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 310 entrées sur des concentrations à effet nul (figures 1 et 2). La BEDS renferme des données relatives à une vaste gamme de concentrations de chrome, 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 chrome dans la BEDS comprennent une diminution de la diversité

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

	Sédiments d'eau douce	Sédiments marins et estuariens
RPQS	37,3	52,3
CEP	90,0	160

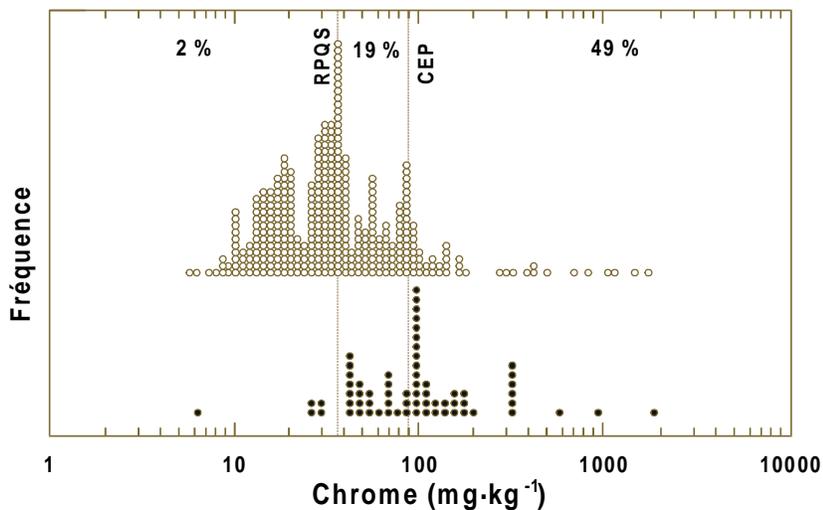


Figure 1. Distribution des concentrations de chrome dans les sédiments d'eau douce, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et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

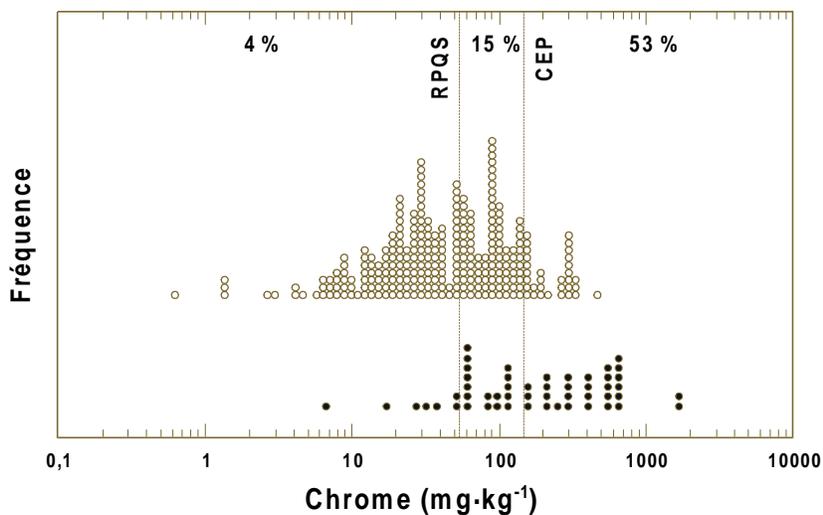


Figure 2. Distribution des concentrations de chrome dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et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

et de l'abondance, une baisse de la mortalité ainsi que des modifications comportementales chez les organismes benthiques, entre autres (Environnement Canada, 1998, annexes IIa et IIb). Ainsi, la diversité des espèces benthiques et l'abondance des amphipodes et des chironomidés dans le port de Toronto, en Ontario, étaient plus faibles aux endroits où la concentration moyenne de chrome s'établissait à $95 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeur qui dépasse la CEP pour les sédiments d'eau douce, qu'à des endroits où les concentrations de chrome variaient entre $10,2$ et $11 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, plage qui se situe en deçà de la RPQS pour les sédiments d'eau douce (Jaagumagi, 1988).

Pour ce qui est des sédiments marins, McGreer (1982) a observé qu'un coquillage estuarien de la famille des tellinidés, *Macoma balthica*, était absent dans des zones de l'estuaire du Fraser, en Colombie-Britannique, où les concentrations de chrome atteignaient $87,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; le coquillage était toutefois présent dans des zones où la concentration de chrome s'établissait à $42 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, valeur qui est inférieure à la RPQS pour les sédiments marins.

Un nombre limité de tests de toxicité des sédiments avec dopage ont été effectués pour le chrome (Environnement Canada, 1998). Dans les sédiments d'eau douce lacustres, Dave (1992) a enregistré pour *Daphnia magna* une CL_{50} -48 h de $195 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et de $167 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour le Cr^{3+} et le Cr^{6+} , respectivement. Dans les sédiments marins, Capuzzo et Sasner (1977) ont observé que les coefficients d'épuration de la moule bleue, *Mytilus edulis*, étaient sensiblement réduits après 24 semaines d'exposition à une concentration de $150 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de chrome. Aucune de ces études ne faisait état des divers facteurs qui peuvent avoir une incidence sur la toxicité observée.

Quoique peu nombreux, les résultats de ces tests de toxicité des sédiments d'eau douce et des sédiments marins avec dopage indiquent que les concentrations toxiques de chrome sont toujours supérieures aux RPQS, ce qui confirme que les recommandations énoncées ci-dessus 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 chrome 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 chrome dépassent les CEP (Environnement Canada, 1998). Les RPQS et les CEP fixées pour le chrome devraient donc constituer de

précieux outils d'évaluation de l'incidence écotoxicologique de cette substance dans les sédiments.

Concentrations

Au Canada, les concentrations de chrome 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 chrome, répertoriées 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 $47 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et de $81 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour les sédiments lacustres et fluviaux (R.G. Garrett, 1997, CGC, Ottawa, comm. pers.). Les RPQS et les CEP pour les sédiments d'eau douce correspondent au $38,6^{\circ}$ et au 83° centile, respectivement lorsqu'elles sont comparées aux concentrations de fond en chrome dans les sédiments lacustres et marins, qui sont enregistrées dans la base de données du PEGP ($n = 51\ 311$) (R.G. Garrett, 1997, CGC, Ottawa, comm. pers.). Presque partout au Canada, les concentrations de fond en chrome dépassent la RPQS, qui est de $37,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Cette situation est peut-être partiellement attribuable aux méthodes de digestion utilisées pour élaborer les RPQS et calculer les CEP, qui diffèrent des méthodes employées pour déterminer les concentrations de métaux inscrites dans la base de données du PEGP. Les RPQS et les CEP sont établies à partir d'études écotoxicologiques qui reposent sur des méthodes de digestion à l'acide faible destinées à n'extraire que la fraction assimilable des métaux. En revanche, le protocole employé par le PEGP pour déterminer les concentrations de métaux dans les sédiments s'appuie sur une méthode de digestion à l'acide fort qui extrait à la fois les fractions assimilables et résiduelles des métaux. Cette différence et le fait que le chrome est essentiellement associé à la fraction résiduelle du sédiment (soit les aluminosilicates) peuvent expliquer en partie pourquoi la RPQS coïncide avec le $38,6^{\circ}$ centile des concentrations de fond (R.G. Garrett, 1997, CGC, Ottawa, comm. pers.) Dans les systèmes marins, les concentrations de fond moyennes en chrome, estimées pour les couches profondes de carottes de sédiments ($> 10 \text{ cm}$) à partir des valeurs fournies dans diverses publications, variaient entre 20 et $85 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, plage dont la limite inférieure se situe en deçà de la RPQS et la limite supérieure correspond à environ 50% de la CEP pour les sédiments marins (Environnement Canada, 1998).

Les concentrations de chrome 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 atteignant $3712 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans les sédiments de lacs et de cours d'eau situés dans le voisinage d'usines de fabrication et $85,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans des ports maritimes recevant divers effluents industriels et eaux usées (Environnement Canada, 1998).

Autres considérations

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

Les organismes benthiques sont exposés, par contact superficiel et ingestion de sédiments, au chrome particulaire et dissous dans les eaux interstitielles et sus-jacentes, ainsi qu'au chrome lié aux sédiments. En phase dissoute, la forme prédominante est le Cr^{6+} , car elle est relativement inerte, son élimination étant déterminée par l'adsorption et la réduction en Cr^{3+} . Le Cr^{3+} , en revanche, est fortement adsorbé à la surface des particules aquatiques et peut s'accumuler et persister dans les sédiments. Le devenir du chrome dans le milieu aquatique variera donc selon la forme chimique, le Cr^{6+} étant la forme dominante dans les eaux oxygénées et le Cr^{3+} , la forme dominante dans les sédiments, les eaux anoxiques et les eaux présentant un faible pH (Environnement Canada, 1998).

On estime que dans les systèmes aquatiques, ce sont les métaux dissous qui sont les plus facilement assimilables (Campbell et Tessier, 1996). Comme on observe des concentrations relativement élevées de chrome dans les

sédiments, toutefois, ceux-ci constituent une source potentielle d'exposition pour certains organismes aquatiques. La biodisponibilité du chrome varie en fonction de sa répartition entre les phases dissoute et particulaire. On considère généralement que les métaux associés aux fractions sédimentaires qui ont un pouvoir d'échange cationique ou qui sont facilement réduites présentent une biodisponibilité plus élevée que ceux qui sont associés aux autres fractions (Environnement Canada, 1998). Cependant, la plupart des études ont montré que la biodisponibilité du chrome n'est pas liée aux fractions facilement réductibles des sédiments (Rule, 1985; Bryan et Langston, 1992). Lorsque des changements surviennent dans les conditions ambiantes (p. ex., turbation des sédiments, baisse du pH et augmentation du potentiel d'oxydo-réduction), on peut observer une augmentation de la biodisponibilité du chrome associé à certaines fractions sédimentaires, dont les phases solides inorganiques, les matières organiques ainsi que les oxydes de fer et de manganèse. En revanche, le chrome qui est 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 chrome est déterminée par divers facteurs, notamment l'activité enzymatique et le pH du tube digestif (Environnement Canada, 1998).

On connaît mal les facteurs qui ont une incidence sur la biodisponibilité et la toxicité du chrome. Il faudra donc mener d'autres recherches afin de vérifier si les liens établis pour d'autres métaux (p. ex., SVMA et matière organique) peuvent s'appliquer au chrome. Il faudra également déterminer les relations qui existent entre les espèces chimiques du chrome et les caractéristiques physiques, chimiques et géochimiques des systèmes aquatiques et des sédiments qui peuvent agir sur la biodisponibilité du chrome.

On ne peut, à l'heure actuelle, prédire avec certitude dans quelle mesure le chrome 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). Quoiqu'il en soit, un examen approfondi des données disponibles indique que la fréquence des effets biologiques néfastes associés à l'exposition au chrome augmente en raison directe de la concentration dans une gamme donnée de types de sédiments (figures 1 et 2). Les RPQS et les CEP canadiennes pour le chrome seront donc utiles pour évaluer l'importance écotoxicologique de cette substance dans les sédiments.

Références

- Bryan, G.W., et W.G. Langston. 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: A review. *Environ. Pollut.* 76:89–131.
- 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, édés. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Capuzzo, J.M., et J.J. Sasner Jr. 1977. The effect of chromium on filtration rates and metabolic activity of *Mytilus edulis* L. and *Mya arenaria* L. Dans: *Physiological responses of marine biota to pollutants*, F.J. Vernberg, A. Calabrese, F.P. Thurberg, et W.B. Vernberg, édés. Academic Press, New York.
- 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. 1992. Sediment toxicity in lakes along the river Kolbacksan, central Sweden. *Hydrobiol.* 235/236:419–433.
- Environnement Canada. 1998. Canadian sediment quality guidelines for chromium: 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.
- Gouvernement du Canada. 1994. Le chrome et ses composés : Loi canadienne sur la protection de l'environnement, liste des substances d'intérêt prioritaire — rapport d'évaluation. Environnement Canada et Santé Canada. Ottawa.
- 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.
- 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. Environ. Res.* 7:131–149.
- Rule, J.H. 1985. Chemical extractions of heavy metals in sediments as related to metal uptake by grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) and clam (*Mercenaria mercenaria*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 14:749–757.

Comment citer ce document :

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