



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

## ARSENIC

L'arsenic (As) est un métalloïde jugé non essentiel aux organismes vivants. Il est stable dans quatre états d'oxydation (+5, +3, 0 et -3) qui, dans les systèmes aquatiques, peuvent coexister sous diverses formes inorganiques et organiques. La forme dominante de l'arsenic inorganique présent dans les eaux douces et salées oxygénées est l'arséniate ( $\text{As}^{5+}$ ;  $\text{AsO}_4^{3-}$ ). L'arsenic peut aussi se présenter sous forme d'arsénite ( $\text{As}^{3+}$ ;  $\text{AsO}_3^{3-}$ ) et d'espèces chimiques organiques, comme l'acide monométhylarsonique, l'acide diméthylarsonique et l'arsénobétaïne, un composé triméthylarsonique (Ferguson et Gavis, 1972; Cullen et Reimer, 1989; Shiomi, 1994). L'arsenic élémentaire ( $\text{As}^0$ ) est rarement observé, et les espèces chimiques réduites,  $\text{As}^{3-}$ , ne sont présentes que dans des conditions réductrices extrêmement faibles (Ferguson et Gavis, 1972).

La baisse mondiale de la production d'arsenic à laquelle on a assisté depuis les années 1980 est imputable à une sensibilisation accrue aux conséquences sur l'environnement de l'utilisation de produits à base d'arsenic. L'arsenic, d'origine naturelle ou anthropique, continue toutefois de pénétrer dans le milieu aquatique par dépôt atmosphérique ou ruissellement. Comme l'arsenic présente une forte affinité avec les particules présentes dans le milieu aquatique, en particulier les oxydes de fer et de manganèse, il tend à se déposer avec ces substances dans les matériaux de fond. Les sédiments constituent donc pour les organismes aquatiques une voie d'exposition importante à l'arsenic. Les recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (RPQS) et les concentrations produisant un effet probable (CEP) établies pour l'arsenic peuvent être utilisées pour évaluer dans quelle mesure une exposition à l'arsenic contenu dans les sédiments est susceptible de produire des effets biologiques néfastes.

Les RPQS et les CEP canadiennes pour l'arsenic 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 d'arsenic 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 l'arsenic proviennent d'études qui ont été réalisées sur des sédiments prélevés sur le terrain et qui ont permis de mesurer les concentrations d'arsenic et d'autres produits chimiques ainsi que leurs effets biologiques. Des données sur les effets biologiques de différentes concentrations d'arsenic dans les sédiments sont compilées dans la Biological Effects Database for Sediments (BEDS) (Environnement Canada, 1998). Les ensembles de données sur la teneur en arsenic des sédiments d'eau douce et des sédiments marins sont vastes : celui relatif aux sédiments d'eau douce renferme 53 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 189 entrées sur des concentrations à effet nul ; l'autre relatif aux sédiments marins compte 39 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 172 entrées sur des concentrations à effet nul (figures 1 et 2). La BEDS renferme des données relatives à une vaste gamme de concentrations d'arsenic, 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

En règle générale, la toxicité de l'arsenic pour les organismes aquatiques décroît dans l'ordre suivant : arsénite ( $\text{As}^{3+}$ ) > arséniate ( $\text{As}^{5+}$ ) > acide monométhylarsonique > acide diméthylarsonique >

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

	Sédiments d'eau douce	Sédiments marins et estuariens
RPQS	5,9	7,24
CEP	17,0	41,6

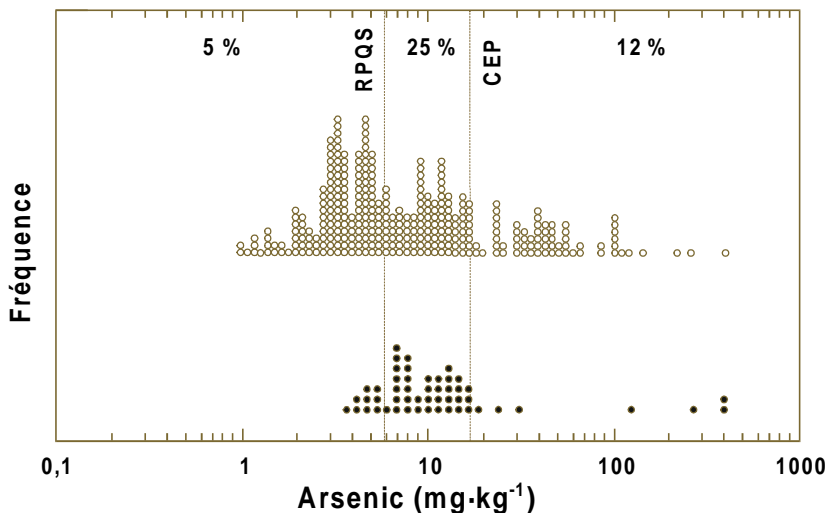


Figure 1. Distribution des concentrations d'arsenic dans les sédiments d'eau douce, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et la CEP et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

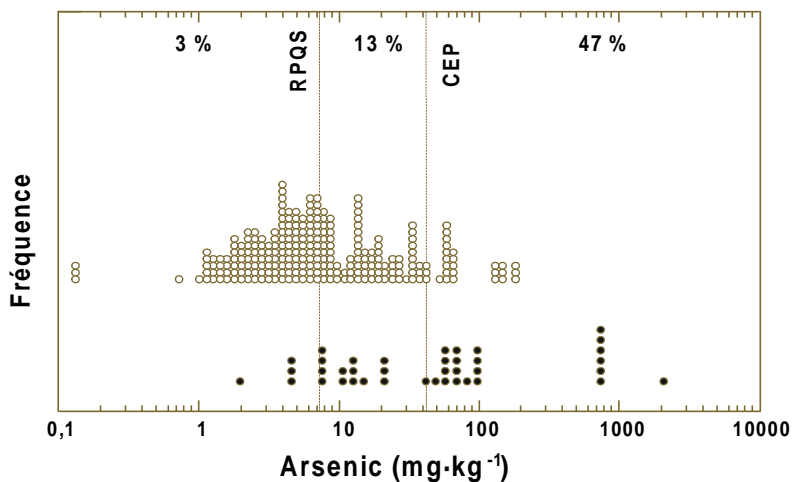


Figure 2. Distribution des concentrations d'arsenic dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes. Les pourcentages indiquent la proportion des concentrations ayant des effets dans les plages qui se situent en deçà de la RPQS, entre la RPQS et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

arsénobétaïne (Hindmarsh et McCurdy, 1986; Shiomi, 1994). Les organismes marins tendent à présenter de plus fortes concentrations d'arsenic que les organismes d'eau douce (Maeda et coll., 1990; Environnement Canada, 1998); toutefois, Francesconi et Edmonds (1993) ont observé que les concentrations plus élevées d'arsenic dans les organismes marins ne constituent pas un risque biologique puisque l'arsenic bioaccumulé aux niveaux trophiques supérieurs provient d'une forme organique relativement non toxique, comme l'arsénobétaïne.

Les effets biologiques néfastes répertoriés pour l'arsenic dans la BEDS comprennent une diminution de l'abondance des invertébrés benthiques, un accroissement de la mortalité ainsi que des modifications comportementales (Environnement Canada, 1998, annexes IIa et IIb). Ainsi, dans le port de Toronto, en Ontario, l'abondance des chironomidés était faible aux endroits où la concentration moyenne d'arsenic dans les sédiments atteignait  $6,87 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , valeur supérieure à la RPQS de  $5,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  fixée pour les sédiments d'eau douce, par rapport aux abondances observées aux endroits où les concentrations d'arsenic étaient moins élevées ( $1,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) (Jaagumagi, 1988; Jaagumagi et coll., 1989). Les concentrations qui produisent des effets biologiques néfastes chez les invertébrés d'eau douce sont toujours supérieures à la CEP pour les sédiments d'eau douce (Environnement Canada, 1998). Dans l'estuaire de Curtis Creek situé à Baltimore au Maryland, on a observé un accroissement de la mortalité chez les jeunes amphipodes *Leptocheirus plumulosus*, à  $8,17 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , valeur qui dépasse la RPQS pour les sédiments marins. Cependant, à  $3,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , valeur inférieure à cette RPQS, aucun effet n'a été observé chez les amphipodes (McGee et coll., 1993).

Les tests de toxicité des sédiments avec dopage peuvent permettre d'établir des relations quantifiables entre les réactions des organismes d'essai et les concentrations de produits chimiques dans les sédiments, dans des conditions de laboratoire déterminées. À l'heure actuelle, on ne dispose d'aucun résultat de tests de ce type pour l'arsenic contenu dans les sédiments marins ou les sédiments d'eau douce.

Les résultats des études mentionnées et d'autres travaux (Environnement Canada, 1998) indiquent que les concentrations d'arsenic qui dépassent les RPQS sont davantage susceptibles de produire des effets, ce qui confirme que les recommandations établies ci-dessus correspondent à des concentrations en deçà desquelles des effets biologiques néfastes seront rarement observés. Les RPQS et les CEP fixées pour l'arsenic devraient donc

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

## Concentrations

Au Canada, les concentrations d'arsenic 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 arsenic, 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 2,5 et de  $10,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  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 81,9<sup>e</sup> et au 94,7<sup>e</sup> centile, respectivement lorsqu'elles sont comparées aux concentrations de fond en arsenic dans les sédiments lacustres et marins, qui sont enregistrées dans la base de données du PEGP ( $n = 128\ 465$ ) (R.G. Garrett, 1997, CGC, Ottawa, comm. pers.). Cette comparaison montre que les concentrations de fond en arsenic dans la plupart des régions du Canada sont inférieures à la RPQS de  $5,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Dans les sédiments marins, les concentrations de fond moyennes en arsenic, estimées pour les couches profondes de carottes de sédiments ( $>10 \text{ cm}$ ) à partir des valeurs fournies dans diverses publications, variaient entre 5 et  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Environnement Canada, 1998), plage qui coïncide avec la RPQS de  $7,24 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  pour les sédiments marins.

Les concentrations d'arsenic 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). Les apports anthropiques d'arsenic ont déterminé une vaste plage de concentrations dans les sédiments de surface. Ainsi, dans la région des Grands Lacs, les concentrations varient entre 4 et  $35 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . De même, on a enregistré dans les sédiments marins du port de Halifax, en Nouvelle-Écosse, des concentrations qui atteignent  $64 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Environnement Canada, 1998).

## Autres considérations

Quelle que soit l'origine de la teneur en arsenic des sédiments, des concentrations élevées de cet élément peuvent avoir un effet néfaste sur les organismes aquatiques exposés. On ne peut prédire avec certitude les effets nuisibles sur le biote qu'entraînera une exposition à

l'arsenic 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 à l'arsenic en un endroit donné produise des effets biologiques néfastes est étroitement liée à la sensibilité de chaque espèce et aux paramètres examinés ainsi qu'à divers facteurs physico-chimiques (p. ex., pH et potentiel d'oxydo-réduction), géochimiques (p. ex., granulométrie, concentrations de phosphore et oxydes métalliques) et biologiques (p. ex., comportement alimentaire et vitesse d'absorption) qui agissent sur la biodisponibilité de l'arsenic (Environnement Canada, 1998).

Les organismes benthiques sont exposés, par contact superficiel et ingestion de sédiments, aux formes particulaires et dissoutes de l'arsenic dans les eaux interstitielles et sus-jacentes, ainsi qu'à l'arsenic lié aux sédiments. L'arsenic inorganique est la forme prédominante de l'arsenic dans les sédiments, la colonne d'eau et l'eau interstitielle. Dans les sédiments, le devenir et la persistance de l'arsenic sont intimement liés à ceux des oxydes de fer et déterminés par les conditions d'oxydo-réduction, de pH et d'activité microbienne dans les sédiments (Pierce et Moore, 1982; Thanabalasingam et Pickering, 1986; Singh et coll., 1988; DeVitre et coll., 1991; Korte et Fernando, 1991). En général, l'arsenic est associé aux fractions sédimentaires (comme les oxydes de fer) qui ne sont pas jugées facilement assimilables. L'arsenic peut cependant être libéré lorsque survient un changement dans les conditions environnementales ambiantes (p. ex., turbation des sédiments, baisse du pH et augmentation du potentiel d'oxydo-réduction). En revanche, l'arsenic fixé dans les réseaux cristallins de l'argile et de certains autres minéraux associés aux fractions sédimentaires résiduelles ou extractibles à l'acide est généralement tenu pour le moins facilement assimilable. Après ingestion, la biodisponibilité de l'arsenic dépend de divers facteurs, dont l'activité enzymatique et le pH du tube digestif (Environnement Canada, 1998).

Les micro-organismes présents dans les sédiments peuvent transformer l'arsenic inorganique en une forme organique qui pourra en bout de ligne s'accumuler dans les organismes aquatiques (Francesconi et Edmonds, 1993; Le et coll., 1994; Bright et coll., 1996). Les micro-organismes peuvent donc constituer le chaînon biochimique crucial du cycle de l'arsenic dans les systèmes aquatiques puisque les formes méthylées que l'on trouve dans les eaux interstitielles sont des sous-produits de l'activité microbienne (Reimer, 1989; Bright et coll., 1996).

À l'heure actuelle, on ne peut prédire avec certitude dans quelle mesure l'arsenic sera assimilable en des endroits donnés en se fondant uniquement sur les caractéristiques physico-chimiques des sédiments ou sur les particularités des organismes endémiques. Il faudra mener d'autres recherches sur les facteurs qui influent sur la biodisponibilité de l'arsenic (p. ex., facteurs chimiques, physiques et biologiques). Il faudra tenir compte de cette information ainsi que des RPQS et des CEP lors de l'évaluation des concentrations d'arsenic dans les sédiments d'un emplacement donné. Quoi qu'il en soit, un examen approfondi des données toxicologiques disponibles indique que la fréquence des effets biologiques néfastes d'une exposition à l'arsenic augmente en raison directe de la concentration pour une gamme précise de types de sédiments (figures 1 et 2). Les RPQS et les CEP pour l'arsenic seront donc utiles pour évaluer l'importance écotoxicologique de cette substance dans les sédiments.

## Références

- Bright, D.A., M. Dodd et K.J. Reimer. 1996. Arsenic in subarctic lakes influenced by gold mine effluent: The occurrence of organoarsenicals and hidden arsenic. *Sci. Total Environ.* 180(2):65-182.
- 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.]
- Cullen, W.R. et K.J. Reimer. 1989. Arsenic speciation in the environment. *Chem. Rev.* 89:713-764.
- DeVitre, R., N. Belzile et A. Tessier. 1991. Speciation and adsorption of arsenic on diagenetic iron oxyhydroxides. *Limnol. Oceanogr.* 36:1480-1485.
- Environnement Canada. 1998. Canadian sediment quality guidelines for arsenic: 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.
- Ferguson, J.F. et J. Gavis. 1972. A review of the arsenic cycle in natural waters. *Water. Res.* 6:1259-1274.
- Francesconi, K.A. et J.S. Edmonds. 1993. Arsenic in the sea. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 31:111-151.
- Friske, P.W.B. et E.H.W. Hornbrook. 1991. Canada's National Geochemical Reconnaissance Programme. *Trans. Inst. Min. Metall.* 100:B47-B56.
- Hindmarsh, J.T. et R.F. McCurdy. 1986. Clinical and environmental aspects of arsenic toxicity. *CRC Crit. Rev. Clin. Lab. Sci.* 23(4):315-347.
- 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.
- Korte, N.E. et Q. Fernando. 1991. A review of arsenic(III) in groundwater. *Crit. Rev. Environ. Control* 21(1):1-39.
- Le, S.X.C., W.R. Cullen et K.J. Reimer. 1994. Speciation of arsenic compounds in some marine organisms. *Environ. Sci. Technol.* 28:1598-1604.
- Maeda, S., A. Ohki, T. Tokuda et M. Ohmine. 1990. Transformation of arsenic compounds in a freshwater food chain. *Appl. Organomet. Chem.* 4:251-254.
- McGee, B.L., C.E. Schlekot et E. Reinhartz. 1993. Assessing sublethal levels of sediment contamination using the estuarine amphipod (*Leptocheirus plumulosus*). *Environ. Toxicol. Chem.* 12:577-587.
- Pierce, M.L. et C.B. Moore. 1982. Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron hydroxide. *Water. Res.* 16:1247-1253.
- Reimer, K.J. 1989. The methylation of arsenic in marine sediments. *Appl. Organomet. Chem.* 3:475-490.
- Shiomi, K. 1994. Arsenic in marine organisms: Chemical forms and toxicological aspects. Dans : *Arsenic in the environment: Part II, Human health and ecosystem effects*, J.O. Nriagu, éd. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Singh, D.B., G. Prasad, D.C. Rupainwar et V.N. Singh. 1988. As(III) removal from aqueous solution by adsorption. *Water Air Soil Pollut.* 42:373-386.
- Thanabalasingam, P. et W.F. Pickering. 1986. Effect of pH on interaction between As(III) or As(V) and manganese(IV) oxide. *Water Air Soil Pollut.* 29:205-216.

Comment citer ce document :

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