



Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine

MERCURE (INORGANIQUE) 1999

Ce feuillet d'information présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le mercure (Hg) en vue de la protection de l'environnement et de la santé humaine (tableau 1). Des documents scientifiques plus élaborés, soutenant les recommandations présentées ici, sont également disponibles (Environnement Canada, 1996; Santé Canada, 1993).

Information générale

Le mercure (CAS 7439-97-6) est un métal dense, blanc argenté, qui se retrouve à l'état liquide, à la température de la pièce. Il est aussi caractérisé par une faible résistance électrique, une tension de surface élevée et une

conductivité thermique élevée (Andren et Nriagu, 1979; Environnement Canada, 1981).

Le comportement environnemental du mercure est fortement déterminé par deux propriétés, dont la pression de vapeur élevée du mercure liquide qui engendre des concentrations de vapeurs dangereuses, et la solubilité relativement faible des formes ioniques et organiques. Le mercure peut exister sous trois états d'oxydation stables : le mercure élémentaire (Hg^0 , $\text{Hg}(0)$), l'ion mercureux (Hg_2^{2+} , Hg(I)), et l'ion mercurique (Hg^{2+} , Hg(II)).

Le mercure (II) peut être oxydé soit en sels inorganiques, soit en sels organiques, tels les chlorures, les sulfates et les composés organo-mercuriques. Il existe dans l'environnement un large éventail de composés organo-

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des sols concernant le mercure inorganique ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation	6,6^a	6,6^a	24^a	50^a
RQ _{SH} Voie limitant la RQ _{SH}	6,6 Ingestion de sol	6,6 Ingestion de sol	24 Ingestion de sol	99 Migration hors-site
RQ _{SH} provisoire Voie limitant la RQ _{SH} provisoire	NC ^b ND	NC ^b ND	NC ^b ND	NC ^b ND
RQ _E Voie limitant la RQ _E	12 Contact avec le sol	12 Contact avec le sol	50 Contact avec le sol	50 Contact avec le sol
RQ _E provisoire Voie limitant la RQ _E provisoire	NC ^c ND	NC ^c ND	NC ^c ND	NC ^c ND
Critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1991)	0,8	2	10	10

Notes : NC = non calculée; ND = non déterminée; RQ_E = recommandation pour la qualité des sols : environnement; RQ_{SH} = recommandation pour la qualité des sols : santé humaine.

^aLes données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQ_{SH} et une RQ_E. C'est pourquoi la recommandation pour la qualité des sols est la valeur la plus faible des deux et représente une nouvelle recommandation entièrement intégrée pour cette utilisation du terrain, élaborée selon la procédure décrite dans le protocole connexe (CCME, 1996a). Le critère provisoire de qualité des sols correspondant (CCME, 1991) est remplacé par la recommandation pour la qualité des sols.

^bComme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQ_{SH} pour cette utilisation du terrain, aucune RQ_{SH} provisoire n'est calculée.

^cComme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQ_E pour cette utilisation du terrain, aucune RQ_E provisoire n'est calculée.

Les recommandations de ce feuillet d'information ne donnent qu'une orientation générale. Les conditions particulières à chaque lieu doivent être prises en considération dans l'utilisation de ces valeurs. Les recommandations peuvent être utilisées différemment selon les autorités concernées. Le lecteur est prié de consulter l'autorité appropriée avant d'appliquer ces valeurs.

mercuriques qui sont caractérisés par une liaison entre le mercure et un ou deux atomes de carbone formant des composés de type R-Hg-X et R-Hg-R', où R et R' représentent la composante organique et X représente un halogène. Cette composante organique peut être constitué d'un radical alkyle, phényle ou méthoxyéthyle (OMS, 1976). Une sous-classe d'alkyles mercuriaux à chaîne courte, dont le mercure monométhylé (CH_3Hg^+) et le diméthylmercure ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$), sont les composés organo-mercuriques prédominants des systèmes naturels. Le diméthylmercure est moins stable et plus volatile que les composés monométhylés (Environnement Canada, 1981). Les autres formes organiques du mercure comprennent l'acétate phénylmercurique (APM), le chlorure phénylmercurique (CPM), le dicyandiamide de méthylmercure (DMM), l'acétate de méthylmercure (AMM), et le chlorure de méthylmercure (CMM).

La pression de vapeur du mercure dépend fortement de la température. De plus, la tendance du mercure liquide à former de petites gouttelettes augmente son taux d'évaporation. Le mercure ne se trouve pas dans l'environnement sous forme de métal liquide; on le retrouve plutôt sous forme d'amalgames et de sels inorganiques qui ont des pressions de vapeur inférieures à celle du mercure élémentaire (Andren et Nriagu, 1979). La solubilité des composés de mercure dans l'eau augmente selon l'ordre suivant : mercure élémentaire < chlorure mercurieux < chlorure de méthylmercure < chlorure mercurique. Les formes inorganiques sont généralement moins toxiques que les composés organiques de mercure. Parmi les formes inorganiques, la toxicité augmente avec le niveau de solubilité dans les lipides (Halbach, 1990).

Un certain nombre de composés de mercure ont été appliqués à grande échelle dans le domaine de l'agriculture, la médecine, et l'industrie au Canada. Cette utilisation a contribué à la contamination environnementale. Cependant, il n'y a pas eu de production de mercure au Canada depuis 1975. On estime que le total des émissions anthropiques totales vers l'atmosphère est 39 855 kg, au Canada; la source principale étant la récupération de métaux de base (40 %) (Environnement Canada, 1981). En 1989, le Canada a importé 32 442 kg de mercure et en a consommé 27 364 kg (Énergie, Mines et Ressources Canada, 1990). Les valeurs représentant la production mondiale de mercure indiquent une utilisation généralement en déclin (Fergusson, 1990; ATSDR, 1994).

La concentration moyenne de mercure dans les sols de l'environnement canadien se situe dans la plage de 0,01 à

0,4 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Jonasson et Boyle, 1972; Gracey et Stewart, 1974; McKeague et Kloosterman, 1974; Environnement Canada, 1979; MEEQ, 1994) sauf dans les zones de dépôts de minerais, de déversements, d'enfouissement et d'accidents survenus dans les usines de transformation de métal.

Frank et coll. (1976) ont mesuré une plage de concentrations de mercure de 0,01 à 1,14 mg de $\text{Hg}\cdot\text{kg}^{-1}$, avec une moyenne de 0,11 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, dans des sols agricoles en Ontario. Les valeurs du 98^e centile des mesures de concentration de mercure dans les échantillons de sol de surface provenant de zones n'ayant pas été affectées par des sources locales ponctuelles de pollution en Ontario sont de 0,13 et 0,18 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans des parcs ruraux et de vieux parcs urbains, respectivement (MEEQ, 1993).

Des niveaux de fond de mercure de 0,01 à 0,135 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ont été mesurés dans les sols en Alberta (Dudas et Pawluk, 1976; Dudas et Cannon, 1983; George et coll., 1994). Des concentrations élevées de mercure sont habituels en Colombie-Britannique, en raison des dépôts de cinabre. Des concentrations élevées de mercure dans le sol ont aussi été observés au Québec et en Ontario à proximité de zones connues de minéralisation d'or, de cuivre ou de zinc (Environnement Canada, 1979).

Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Les principaux paramètres du sol qui déterminent le devenir et le comportement du mercure sont le pH, la teneur en matières organiques et en argile, le potentiel d'oxydoréduction, la capacité d'échange de cations (CEC), l'aération, et la texture. Les principaux processus qui déterminent la mobilité et la répartition du mercure dans l'environnement terrestre sont l'adsorption, les réactions chimiques, le lessivage, la volatilisation, la photolyse, et la biodégradation. Ces processus dépendent des paramètres du sol mentionnés précédemment.

Dans les sols, le mercure existe surtout en état de valence Hg^0 ou Hg^{2+} . Selon les conditions d'oxydo-réduction, l'ion dimère (Hg_2^{2+}) peut aussi exister. La spéciation du mercure dans les sols dépend aussi du pH et de la concentration d'ions chlorure. En conditions naturelles, la majorité du Hg^{2+} dans le sol est soit lié dans les minéraux du sol, ou soit adsorbé à des particules organiques ou inorganiques; seulement une faible partie du mercure existe en solution dans le sol (Steinnes, 1995).

Le processus dominant qui détermine le devenir du mercure dans l'environnement terrestre est l'adsorption (Hogg et coll., 1978). Ce processus dépend de la forme chimique du mercure, du pH du sol, des colloïdes, de la CEC et du potentiel d'oxydoréduction (Hogg et coll., 1978; Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Comme l'adsorption augmente en présence de matières organiques en raison de la complexation du mercure avec les acides humiques et fulviques, l'adsorption est plus grande dans les horizons de surface où la teneur en humus est élevée (Lodenius et coll., 1987). L'adsorption atteint son maximum à un pH de 4 à 5 (Semu et coll., 1986; Thanabalasingam et Pickering, 1985) et diminue en présence d'ions Cl⁻ (Andersson, 1979). Dans les sols neutres et à faible teneur en matières organiques, elle dépend du fer et des minéraux argileux en tant que sites importants d'adsorption (OECD, 1993). Lorsqu'ajouté sous forme élémentaire, cationique, ou anionique, le mercure est fortement adsorbé dans les sols (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

Le mercure est méthylé par les bactéries aérobies et anaérobies (CNRC, 1979; OMS, 1991). Les composés de méthylmercure sont mobiles, biodisponibles et fortement toxiques (Lexmond et coll., 1976; Bigham et Henry, 1993). En conditions réductrices, le mercure et les ions sulfure forment HgS, un sel insoluble et résistant à la méthylation. En conditions aérobies, HgS est oxydé en sulfate HgSO₄, et peut alors subir la méthylation. L'action bactérienne peut causer la déméthylation des composés de méthylmercure. La concentration de chlorure et le pH du sol déterminent la composition chimique des complexes d'ions mercure monométhylé (CNRC, 1979).

Le lessivage du mercure survient dans les sols ayant une texture légère et contenant peu ou pas de matières organiques. Les complexes de chlorure de mercure sont solubles et, par conséquent, susceptibles d'être lessivés. Dans les sols acides, le mercure est lessivé sous forme liée à la matière organique, alors que dans les sols neutres et alcalins, le mercure est lessivé sous forme inorganique active (Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Les pluies acides augmentent le lessivage du mercure (Lodenius et coll., 1987). Le plus important taux de lessivage de mercure survient au printemps et à l'automne (Jonasson et Boyle, 1972).

La volatilisation est due aux transformations chimiques et biologiques que subissent les composés de mercure dans les sols (Frear et Dills, 1967; Rogers et McFarlane, 1979). Le mercure existe dans l'air principalement sous forme de mercure élémentaire, mais peut aussi s'y trouver sous forme de diméthylmercure (Lindberg et coll., 1987;

OMS, 1989). La volatilisation augmente avec le pH et la température, mais dépend aussi de la teneur en matières organiques, du potentiel d'oxydoréduction, de la teneur en eau et de la porosité du sol (Frear et Dills, 1967). En conditions favorables, 50 % du mercure ajouté se sera volatilisé en moins d'une semaine (Gilmour et Miller, 1973).

Le mercure monométhylé peut être photolysé en mercure élémentaire et en radicaux méthyles (CNRC, 1979). Le diméthylmercure peut être transformé en mercure monométhylé par la lumière ultraviolette, lorsque le pH est bas (Jernelov, 1975). La photolyse des composés de chlorure de mercure peut produire des ions de méthylmercure, du diméthylmercure et du mercure métallique (Jewett et coll., 1975).

Le mercure est sujet aux transformations biotiques et abiotiques dans les sols (Andersson, 1979; Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Le mercure élémentaire peut être converti en mercure monométhylé, puis en diméthylmercure, à la fois par les micro-organismes aérobies qu'anaérobies du sol. D'autre part, les micro-organismes du sol peuvent aussi convertir le mercure organique en mercure élémentaire, toutefois, ce processus se déroule plus lentement (Kabata-Pendias et Pendias, 1992). En conditions anaérobies, les espèces de *Clostridium* transforment plusieurs formes de mercure (sauf HgS) en méthylmercure (Yamada et Tonomura, 1972). Les espèces de *Pseudomonas* sont principalement responsables de la dégradation des composés organiques et inorganiques de mercure en mercure métallique (Furukawa et Tonomura, 1972). Le méthylmercure est stable dans les sols (Rundgren et coll., 1992).

Comportement et effets sur le biote

Processus microbiens du sol

Von Stadelmann et Santschi-Fuhrmann (1987) ont observé que la plus faible concentration de mercure total à laquelle des effets peuvent être détectés, dont 25 % de réduction de la respiration microbienne, se situe dans la plage de 0,06 à 0,08 mg de Hg·kg⁻¹ de sol. Wilke (1988) a noté des effets similaires à 1,3 mg de Hg·kg⁻¹ dans les sols. Dans les deux études, les fractions solubles étaient les mêmes, soit 0,02 mg Hg·kg⁻¹ (Lindqvist et coll., 1991).

Les concentrations de mercure pour lesquelles une réduction de la production microbienne de CO₂ dans le sol a été observée, s'étendent de 0,1 mg·kg⁻¹ pour une

réduction de 16 %, jusqu'à 400 mg·kg⁻¹ pour une réduction de 69 % (Van Faassen, 1973; Cornfield, 1977; Landa et Fang, 1978; Zelles et coll., 1985, 1986; Tu 1988).

Des réductions de la minéralisation de l'azote dans le sol ont été rapportées pour des concentrations allant de 6 à 1003 mg de Hg·kg⁻¹ (Van Faassen, 1973; Liang et Tabatabai, 1977; Wilke, 1989).

Des études ont aussi démontré que la nitrification a été réduite de 8 % à 50 mg de Hg·kg⁻¹ de sol, de 21 % à 200 mg de Hg·kg⁻¹ de sol, et de 94 à 98 % à 1003 mg de Hg·kg⁻¹ de sol (Liang et Tabatabai, 1978; Wilke, 1989).

Plantes terrestres

Les symptômes habituels de la toxicité du mercure chez les plantes sont l'inhibition de la photosynthèse, la croissance inhibée des racines, et la présence de pousses rabougries, entraînant, par conséquent, une diminution de la récolte. Certaines études ont démontré que l'accumulation de mercure dans les racines inhibe l'absorption d'autres éléments, comme le potassium (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

Les plus faibles concentrations auxquelles des effets phytotoxiques ont été observés sont de 7 et 8 mg de Hg·kg⁻¹ provoquant une réduction de 50 % de la première floraison des navets et une croissance retardée (non quantifiable) de l'herbe dite des Bermudes (Weaver et coll., 1984; Sheppard et coll., 1993).

Il a été démontré dans la littérature scientifique qu'une variété d'indicateurs de croissance diminuent de 50 % lors d'expositions à des concentrations allant de 7 à 1000 mg de Hg·kg⁻¹ de sol (Sheppard et coll., 1993; Environnement Canada, 1995). Des réductions de 25 % de l'émergence de semis de laitue et de radis surviennent à 11 et 73 mg·kg⁻¹ de sol, respectivement (Environnement Canada, 1995).

Macnicol et Beckett (1985) ont établi que le seuil critique de concentration de mercure dans les tissus, qui induit une réduction de récolte, se trouve entre 1 et 8 mg·kg⁻¹ de poids sec de tissu pour l'orge, le chou, le maïs et l'avoine.

Invertébrés terrestres

Le mercure s'accumule dans les invertébrés terrestres, même à des concentrations peu élevées dans le sol

(Rundgren et coll., 1992). Talmage et Walton (1993) ont mesuré des concentrations de mercure dans les invertébrés allant de 0,79 mg·kg⁻¹ pour l'insecte faucheur (*Phalangida*), à 15,5 mg·kg⁻¹ pour les vers de terre (*Oligochaeta*) à un site contaminé par le mercure. Les coefficients de transfert moyens dans une chaîne alimentaire, définis comme étant le rapport entre la concentration de mercure dans le corps entier et la concentration de mercure dans la nourriture de l'organisme, sont de 0,88 chez les invertébrés herbivores/omnivores et de 2,35 chez les invertébrés carnivores.

Des vers de terre ont subi 25 % de mortalité dans un sol contenant de 130 à 250 mg de Hg·kg⁻¹, alors que 50 % de mortalité a été provoqué par des concentrations de mercure allant de 60 à 700 mg·kg⁻¹, selon différents types de sol (Fisher et Koszorus, 1992; Sheppard et coll., 1993; Environnement Canada 1995).

Animaux d'élevage et faune sauvage

Chez les mammifères et les oiseaux, le mercure est habituellement absorbé au niveau du tube digestif et des poumons (OMS, 1976; CNRC, 1979). Les niveaux de mercure sont généralement plus élevés dans les tissus rénaux et hépatiques (CNRC, 1979; OMS, 1989). Le tissu cérébral absorbe aussi les vapeurs et les formes organiques du mercure (Aschner et Aschner, 1990). Les principales voies d'élimination du mercure absorbé sont l'urine et les selles.

Hill et Soares (1984) ont mené la seule étude toxicologique sur le mercure inorganique. La CL₅₀ pour *Coturnix* (*Coturnix japonica*) était de 1751 mg·kg⁻¹ de masse corporelle par jour. Toutes les autres études sur les animaux d'élevage et la faune sauvage portaient sur les effets toxicologiques des composés organiques du mercure.

Effets sur la santé des humains et des animaux de laboratoire

Les effets pharmacocinétiques et toxicologiques des composés inorganiques du mercure ont été l'objet de revues exhaustives par Santé et Bien-être social Canada (1986), OMS (1991), et ATSDR (1994), et ne seront donc pas repris ici.

Le groupe de travail CIRC sur l'évaluation des risques cancérigènes pour les humains a classé les composés

inorganiques du mercure comme étant « inclassable en ce qui a trait à leur cancérogénicité pour les humains » (Groupe 3) en raison de preuves insuffisantes de la cancérogénicité du mercure et des composés du mercure pour les humains et de preuves limitées de la cancérogénicité du chlorure mercurique pour les animaux de laboratoire (CIRC 1993). Bien qu'utilisant le même poids de la preuve que l'OMS (OMS, 1993), la USEPA (IRIS 1996) a récemment classifié le chlorure mercurique comme étant potentiellement cancérogène pour les humains (Groupe C). Les composés inorganiques du mercure n'ont pas été classifiés par Santé Canada en ce qui concerne leur cancérogénicité pour les humains.

Le rein est l'organe critique suivant l'ingestion de sels inorganiques divalents de mercure (OMS, 1991; NTP, 1993). L'effet nocif le plus sensible au niveau des reins au cours d'expériences sur les animaux est la formation de glomérulonéphrites auto-immunes induites par le mercure; la production et le dépôt d'anticorps IgG (immunoglobuline G) sur la membrane glomérulaire inférieure en est la première étape (OMS, 1991; IRIS, 1996). Cet effet a été observé régulièrement dans les études utilisant le rat brun norvégien, qui est considéré comme la race la plus sensible pour cet indicateur (OMS, 1991; IRIS, 1996). De plus, des études en laboratoire sur des souris (Hultman et Enestrom, 1992) et des lapins (Lindqvist et coll., 1974), ainsi que des études cliniques (OMS, 1991), ont démontré ce même effet critique suivant l'exposition aux sels inorganiques divalents de mercure, à des doses relativement faibles, par différentes voies d'exposition.

En 1995, à la suite de discussions en ateliers de travail et d'une revue exhaustive sur l'ensemble de la banque de données provenant d'études sur les composés inorganiques du mercure, la USEPA a reconfirmé la dose orale de référence (RfD) pour le mercure inorganique (chlorure mercurique) établie en 1985 (IRIS, 1996). Cette RfD orale de 0,0003 mg·kg⁻¹ de masse corporelle par jour est fondée sur un rétrocalcul à partir d'un niveau équivalent dans l'eau potable (NÉEP) de 0,10 mg·L et suppose un taux moyen de consommation d'eau de 2 L par jour et une masse corporelle moyenne de 70 kg. Le NÉEP a été recommandé sur la base du poids de la preuve à partir de trois études clés, menées sur le rat brun norvégien (Druet et coll., 1978; Bernaudin et coll., 1981; Andres, 1984), et d'études restreintes sur des tissus humains. Dans ces études, le chlorure mercurique a été administré par injection sous-cutanée (Druet et coll., 1978) ou par gavage d'eau (Bernaudin et coll., 1981; Andres 1984) chez les rats bruns norvégiens. Les CMENO mesurées était de 0,226 mg·kg⁻¹ de masse corporelle par jour (après

conversion de la voie sous-cutanée [100 % d'absorption] à la voie orale [7 %]; Santé Canada, 1996), de 0,317 mg·kg⁻¹ de masse corporelle par jour (Bernaudin et coll., 1981) et de 0,633 mg·kg⁻¹ de masse corporelle par jour (Andres, 1984). Un facteur d'incertitude de 1000 a été appliqué (10 pour l'utilisation d'études subchroniques, 10 pour la combinaison de l'extrapolation de l'animal à l'humain et les populations humaines sensibles, et 10 pour l'utilisation de CMENO au lieu de CSENOs); aucun facteur de modification n'a été utilisé.

D'autres organismes comme l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 1993) et Santé et Bien-être social Canada (1986) ont fondé, de façon conservatrice, leurs recommandations pour la qualité de l'eau potable concernant le mercure (total) sur les effets neurologiques du méthylmercure chez les populations humaines. Par conséquent, aucune DJA a été établie pour le mercure inorganique. La RfD orale de 0,0003 mg·kg⁻¹ de masse corporelle par jour sous forme de mercure inorganique divalent, récemment confirmée par la USEPA (IRIS, 1996), est donc adoptée comme DJA par voie orale afin de permettre l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection de la santé humaine.

Élaboration des recommandations

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont élaborées pour différentes utilisations des terrains selon la procédure décrite dans CCME (1996a) à partir de différents récepteurs et scénarios d'exposition propres à chaque utilisation des terrains (tableau 1). Les détails méthodologiques de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols concernant le mercure sont présentées dans Environnement Canada (1996) et Santé Canada (1996).

Recommandations pour la qualité des sols : protection de l'environnement

Les recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement (RQS_E) sont fondées sur le contact avec le sol à partir des données provenant d'études de toxicité sur les plantes et les invertébrés. En ce qui concerne les terrains à vocation agricole, des données de toxicité relatives à l'ingestion de sol et de nourriture par les mammifères et les oiseaux sont incluses. Dans le but d'élargir le champ de protection, une vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie est effectuée. Pour les terrains à vocation industrielle, une vérification portant sur la migration hors-site est aussi effectuée.

Pour toutes les utilisations de terrain, la valeur préliminaire relative au contact avec le sol (aussi appelée concentration seuil produisant un effet [CSE] ou plus faible concentration produisant un effet [PFCE], selon la vocation du terrain) est comparée à la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie. Si la valeur résultant de la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie est inférieure à la valeur préliminaire relative au contact avec le sol, la moyenne géométrique de ces valeurs est calculée comme recommandation pour la qualité des sols concernant le contact avec le sol. Si la valeur résultant de cette vérification est supérieure à la valeur préliminaire, cette dernière devient la recommandation liée au contact avec le sol.

Pour les terrains à vocation agricole, la valeur la plus faible entre la recommandation liée au contact avec le sol et la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture est recommandée comme RQS_E .

Pour les terrains à vocation résidentielle/parc et à vocation commerciale, la recommandation liée au contact avec le sol devient la RQS_E .

Pour les terrains à vocation industrielle, la valeur la plus faible entre la recommandation liée au contact avec le sol et la vérification portant sur la migration hors-site est recommandée comme RQS_E .

En ce qui concerne le mercure, les recommandations relatives au contact avec le sol sont proposées comme RQS_E pour toutes les utilisations de terrain (tableau 2).

Recommandations pour la qualité des sols : protection de la santé humaine

Les recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection de la santé humaine (RQS_{SH}) pour les contaminants à seuil requièrent une DJA pour le récepteur le plus sensible désigné selon l'utilisation donnée du terrain.

Le CCME recommande l'application de différents mécanismes de vérification, lorsque jugés pertinents, dans le but d'élargir le champ de protection. Parmi les valeurs telles la recommandation relative à l'ingestion de sol, la vérification portant sur l'inhalation d'air intérieur, celle sur la migration hors-site et celle sur la nappe phréatique (eau potable), la valeur la plus faible est recommandée comme RQS_{SH} (tableau 2).

Recommandations pour la qualité des sols concernant le mercure inorganique

Les recommandations pour la qualité des sols concernant le mercure sont les valeurs les plus faibles parmi les RQS_{SH} et les RQS_E pour toutes les utilisations de terrain. (tableau 1).

On trouvera dans le document du CCME (1996b) des conseils sur les modifications qui peuvent être apportées à la recommandation proposée pour la qualité des sols lors de l'établissement d'objectifs particuliers à chaque site.

Références

- Andersson, A. 1979. The biogeochemistry of mercury in the environment. Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Amsterdam.
- Andren, A.W. et J.O. Nriagu. 1979. The global cycle of mercury, dans The biogeochemistry of mercury in the environment, J.O. Nriagu, éd. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam.
- Andres, P. 1984. IgA and IgG disease of the intestine of brown Norway rats ingesting mercuric chloride. Clin. Immunol. Immunopathol. 30:488-494.
- Aschner, M. et J.L. Aschner. 1990. Mercury neurotoxicity: Mechanisms of blood-brain barrier transport. Neurosci. Biobehav. Rev. 14:169-176.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1994. Toxicological profile for mercury: Update. TP-93-10. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- Bernaudin, J.F., E. Druet, P. Druet et R. Masse. 1981. Inhalation or ingestion of organic or inorganic mercurials produces auto-immune disease in rats. Clin. Immunol. Immunopathol. 20:129-135.
- Bigham N.G. et A.E. Henry. 1993. Mercury in sediments: How clean is clean? Dans : Mercury and arsenic wastes. U.S. Environmental Protection Agency. Pollution Technology Review No. 214:11-13.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés. CCME, Winnipeg.
- . 1996a. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. CCME, Winnipeg. [Un résumé du protocole figure au chapitre 7 des Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- . 1996b. Document d'orientation sur l'établissement d'objectifs particuliers à un terrain en vue d'améliorer la qualité du sol des lieux contaminés au Canada. CCME, Winnipeg. [Repris dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, chapitre 7, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- CIRC (Centre international de recherche sur le cancer). 1993. Mercury and mercury compounds. Dans IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. vol. 58, Beryllium, cadmium, mercury and the exposures in the glass manufacturing industry. Organisation mondiale de la santé, Genève.

Tableau 2. Recommandations pour la qualité des sols et résultats des calculs de vérification concernant le mercure inorganique (mg·kg⁻¹).

Recommandation	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation	6,6^a	6,6^a	24^a	50^a
Recommandations pour la protection de la santé humaine/ résultats des calculs de vérification				
RQS _{SH}	6,6 ^b	6,6 ^b	24 ^b	99 ^b
Recommandation relative à l'ingestion de sol	6,6	6,6	24	690
Vérification : inhalation de l'air intérieur	NC ^c	NC ^c	NC ^c	NC ^c
Vérification : migration hors-site	—	—	—	99
Vérification : nappe phréatique (eau potable)	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d
Vérification : produits agricoles, viande et lait	NC ^e	NC ^e	—	—
RQS _{SH} provisoires	NC ^f	NC ^f	NC ^f	NC ^f
Voie limitant la RQS _{SH} provisoire	ND	ND	ND	ND
Recommandations pour la protection de l'environnement/résultats des calculs de vérification				
RQ _{SE}	12 ^g	12 ^g	50 ^g	50 ^g
Recommandation relative au contact avec le sol	12	12	50	50
Recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture	NC ^h	—	—	—
Vérification : cycles des nutriments et de l'énergie	20	20	52	52
Vérification : migration hors-site	—	—	—	142
Vérification : nappe phréatique (vie aquatique)	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d
RQ _{SE} provisoire	NC ⁱ	NC ⁱ	NC ⁱ	NC ⁱ
Voie limitant la RQ _{SE} provisoire	ND	ND	ND	ND
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	0,8	2	10	10

Notes : NC = non calculée; ND = non déterminée; RQ_{SE} = recommandation pour la qualité des sols : environnement; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols : santé humaine. Le tiret indique une recommandation ou un résultat des calculs de vérification qui ne fait pas partie du scénario d'exposition pour cette utilisation du terrain et qui, par conséquent, n'est pas calculé.

^aLes données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_{SH} et une RQ_{SE}. C'est pourquoi la recommandation pour la qualité des sols est la valeur la plus faible des deux et représente une nouvelle recommandation entièrement intégrée pour cette utilisation du terrain, élaborée selon la procédure décrite dans le protocole connexe (CCME, 1996a). Le critère provisoire de qualité des sols correspondant (CCME, 1991) est remplacé par la recommandation pour la qualité des sols.

^bLa RQS_{SH} est la valeur la plus faible entre les recommandations pour la protection de la santé humaine et les valeurs de vérification.

^cNe s'applique qu'aux composés organiques volatils et n'est pas calculée pour les contaminants métalliques.

^dS'applique aux composés organiques et n'est pas calculée pour les contaminants métalliques. Les préoccupations soulevées par les contaminants métalliques à un lieu donné seront examinées cas par cas.

^eS'applique aux composés organiques non polaires et n'est pas calculée pour les contaminants métalliques. Les préoccupations soulevées par les contaminants métalliques à un lieu donné seront examinées cas par cas.

^fComme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_{SH} pour cette utilisation du terrain, aucune RQS_{SH} provisoire n'est calculée.

^gLa RQ_{SE} est fondée sur la recommandation relative au contact avec le sol.

^hLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour permettre le calcul d'une recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture pour cette utilisation du terrain.

ⁱComme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQ_{SE} pour cette utilisation du terrain, aucune RQ_{SE} provisoire n'est calculée.

- CNRC (Conseil national de recherches du Canada). 1980. Les effets du mercure dans l'environnement Canadien, n° de publ. 16742. Comité associé des critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Sous-comité des métaux lourds et de certains autres éléments, Ottawa.
- Cornfield, A.H. 1977. Effects of addition of 12 metals on carbon dioxide release during incubation of an acid sandy soil. *Geoderma* 19:199–203.
- Druet, P., E. Druet, F. Potdevin et C. Sapin. 1978. Immune type glomerulonephritis induced by HgCl₂ in the brown Norway rat. *Ann. Immunol.* 129C:77–792. (Cité dans IRIS 1996.)
- Dudas, M.J. et S. Pawluk. 1976. The nature of mercury in chernozemic and luvisolic soils in Alberta. *Can. J. Soil Sci.* 56:413–423.
- Dudas, M.J. et K. Cannon. 1983. Seasonal changes in background levels of mercury in surface horizons of forested soils in Alberta. *Can. J. Soil Sci.* 63:397–400.
- Énergie, Mines et Ressources Canada. 1990. Mercure. Dans: *Annuaire des minéraux du Canada 1990*. Énergie, Mines et Ressources Canada, Ottawa.
- Environnement Canada. 1979. Mercury in the Canadian environment. EPS 3-EC-79-6. Direction pour la lutte contre les dangers pour le milieu, Ottawa.
- . 1981. National inventory of natural sources and emissions of mercury compounds. Direction générale de l'assainissement de l'air, Ottawa.
- . 1995. Toxicity testing of National Contaminated Sites Remediation Program priority substances for the development of soil quality criteria for contaminated sites. Service de la conservation de l'environnement, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Division des recommandations, Ottawa. Inédit.
- . 1996. Canadian soil quality guidelines for mercury: Environmental. Supporting document — Final draft. December 1996. Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Division des recommandations, Ottawa.
- Fergusson, J.E. 1990. The heavy elements. Chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press, Oxford.
- Fisher, E. et L. Koszorus. 1992. Sublethal effects, accumulation capacities and elimination rates of As, Hg and Se in the manure worm, *Eisenia fetida* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Pedobiologia* 36:172–178.
- Frank, R., K. Ishida et P. Suda. 1976. Metals in agricultural soils of Ontario. *Can. J. Soil Sci.* 56:181–196.
- Frear, D.E.H. et L.E. Dills. 1967. Mechanism of the insecticidal action of mercury and mercury salts. *J. Econ. Entomol.* 60:970–974.
- Furukawa, K. et K. Tonomura. 1972. Metallic mercury-releasing enzyme in mercury resistant *Pseudomonas*. *Agric. Biol. Chem.* 36:217–226.
- George, L.M., S. Ramamoorthy et L.Z. Florence. 1994. Geochemistry of mercury in watersheds of southern Alberta. *Chemosphere* 28:1871–1882.
- Gilmour, J.T. et M.S. Miller. 1973. Fate of mercuric-mercurous chloride fungicide added to turfgrass. *J. Environ. Qual.* 2:145–148.
- Gracey H.I. et J.W.B. Stewart. 1974. Distribution of mercury in Saskatchewan soils and crops. *Can. J. Soil Sci.* 54:105–108.
- Halbach, S. 1990. Mercury compounds: Lipophilicity and toxic effects on isolated myocardial tissue. *Arch. Toxicol.* 64:315–319.
- Hill, E.F. et J.H. Soares. 1984. Subchronic mercury exposure in *Coturnix* and a method of hazard evaluation. *Environ. Toxicol. Chem.* 3:489–502.
- Hogg, T.J., J.W.B. Stewart et J.R. Bettany. 1978. Influence of the chemical form of mercury on its adsorption and ability to leach through soils. *J. Environ. Qual.* 7(3):440–445.
- Hultman, P. et S. Enestrom. 1992. Dose–response studies in murine mercury-induced autoimmunity and immune-complex disease. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 113:199–208.
- IRIS (Integrated Risk Information System). 1996. Mercuric chloride. Base de données en ligne du USEPA produite par Micromedex. vol. 28. Échu le 30 avril, 1996.
- Jernelov, A. 1975. A microbial alkylation of metals. Article présenté à la Conférence internationale sur les métaux lourds dans l'environnement, Toronto, 27 octobre, 1975.
- Jewett, K.L., F.E. Brinkman et J.M. Bellama. 1975. Symposium on marine chemistry in the coastal environment. T. Church, éd. American Chemical Society, Washington, DC.
- Jonasson, I.R. et R.W. Boyle. 1972. Geochemistry of mercury and origins of natural contamination of the environment. *Can. Mining Metallurgical Bull.* 65(717):32–39.
- Kabata-Pendias A. et H. Pendias. 1992. Trace elements in soils and plants. 2^e éd. CRC Press, London.
- Landa, E.R. et S.C. Fang. 1978. Effect of mercuric chloride on carbon mineralization in soils. *Plant Soil* 49:179–183.
- Lexmond, T.M., F.A.M. DeHaan et M.J. Frissel. 1976. On the methylation of inorganic mercury and the decomposition of organomercury compounds. A review. *Neth. J. Agric. Sci.* 24:79–97.
- Liang, C.N. et M.A. Tabatabai. 1977. Effects of trace elements on nitrogen mineralization in soils. *Environ. Pollut.* 12:141–147.
- . 1978. Effects of trace elements on nitrification in soils. *J. Environ. Qual.* 7:291–293.
- Lindberg, S., P.M. Stokes, E. Goldberg et C. Wren. 1987. Mercury, dans Mercury, cadmium and arsenic in the environment, T.C. Hutchinson et K.M. Meema, éd. Wiley and Sons Ltd., Toronto.
- Lindqvist, K.J., W.J. Makene, J.K. Shaba et V. Nantulya. 1974. Immunofluorescence and electron microscopic studies of kidney biopsies from patients with nephrotic syndrome, possibly induced by skin lightening creams containing mercury. *East Afr. Med. J.* 51:168–169.
- Lindqvist, O., K. Johansson, M. Aastrup, A. Anderson, L. Bringmark, G. Hovsenius, L. Håkanson, Å. Iverfeldt, M. Meili et B. Timm. 1991. Mercury in the Swedish environment – Recent research on causes, consequences and corrective measures. Section 9, Mercury in terrestrial ecosystems — Bioavailability and effects. *Water Air Soil Pollut.* 55:101–108.
- Lodenius, M., A. Seppanen et S. Autio. 1987. Sorption of mercury in soils with different humus content. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39:593–600.
- Macnicol, R.D. et P.H.T. Beckett. 1985. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant Soil* 85:107–129.
- McKeague, J.A. et B. Kloosterman. 1974. Mercury in horizons of some soil profiles in Canada. *Can. J. Soil Sci.* 54:503–509.
- MEEO (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario). 1993. Ontario typical range of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow. Version 1.0a. PIBS 2792. Division de l'élaboration des normes, Section de phytotoxicologie, Toronto.
- . 1994. Proposed guidelines for the clean-up of contaminated sites in Ontario. Toronto.
- NTP (National Toxicology Program). 1993. NTP technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of mercuric chloride (CAS no 7487-94-7) in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies). NTP TR 408. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Toxicology Program. National Institute of Health, Research Triangle Park, NC.
- OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques). 1993. Co-operative risk production activities for certain dangerous chemicals: Mercury. Draft Status Report. Environment Directorate.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 1976. Mercury. Critère d'hygiène de l'environnement 1. Genève.
- . 1989. Mercury: Environmental aspects. Critère d'hygiène de l'environnement 86. Genève.

- . 1991. Inorganic mercury. Critère d'hygiène de l'environnement 118. Genève.
- . 1993. Guidelines for drinking-water quality. vol. 1, Recommendations. 2^e éd. Genève.
- Rogers, R.D. et J.C. MacFarlane. 1979. Factors influencing volatilization of Hg from soil. J. Environ. Qual. 8:255–260.
- Rundgren, S., A. Ruhling, K. Schluterand et G. Tyler. 1992. Mercury in soil-distribution, speciation and biological effects. Nordic Council of Ministers, Nord 1992: 3. (Cité dans OCDE 1993.)
- Santé Canada. 1996. Canadian soil quality guidelines for inorganic mercury: Human health. Direction de l'hygiène du milieu, Section de l'air et des déchets, Ottawa. Ébauche.
- Santé et Bien-être social Canada. 1986. Mercury. Dans Supporting documentation for guidelines for Canadian drinking water quality. 4^e éd. Préparé par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail. (Mise à jour de septembre 1986). Approvisionnement et Services Canada et Santé et Bien-être social Canada.
- Semu, E., B.R. Singh et A.R. Selmer-Olsen. 1986. Adsorption of mercury compounds by tropical soils. Water Air Soil Pollut. 27:19–27.
- Sheppard, S.C., W.G. Evenden, S.A. Abboud et M. Stephenson. 1993. A plan life-cycle bioassay for contaminated soil, with comparison to other bioassays: Mercury and zinc. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 25:27–35.
- Steinnes, E. 1995. Mercury, dans Heavy metals in soils, 2^e éd., B.J. Alloway, éd. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- Talmage, S.A. et B.A. Walton. 1993. Food chain transfer and potential renal toxicity of mercury to small mammals at a contaminated terrestrial field site. Ecotoxicology 2:243–256.
- Thanabalasingam, P. et W.F. Pickering. 1985. The sorption of mercury II by humic acids. Environ. Pollut. (Series B) 9:267.
- Tu, C.M. 1988. Effects of selected pesticides on activities of invertase, amylase and microbial respiration in sandy soil. Chemosphere 17:159–163.
- Van Faassen, H.G. 1973. Effects of mercury compounds on soil microbes. Plant Soil. 38:485–487.
- Von Stadelmann, F.X. et E. Santschi-Fuhrmann. 1987. Beitrag zur absteuung von schwermetall - richtwerten im boden mit hilfe bodenatmungsmessungen. Swiss federal research station for agricultural chemistry and hygiene of environment, Liebfeld, CH-3097. (Cité dans Lundqvist et coll. 1991.)
- Weaver, R.W., J.R. Melton, DeShine Wang et R.L. Duble. 1984. Uptake of arsenic and mercury from soil by bermudagrass *Cynodon dactylon*. Environ. Pollut. (Série A) 33:133–142.
- Wilke B.B. 1988. Langzeitwirkungen potentieller anorganischer schadstoffe auf die mikrobielle Aktivitateiner sandigen Braunerde. Z. Pflanzenernahr. Bodenk. 151:131–136. (Cité dans Lundqvist et coll. 1991.)
- Wilke, B.M. 1989. Long-term effects of different inorganic pollutants on nitrogen transformations in a sandy cambisol. Biol. Fertil. Soils 7:254–258.
- Yamada, M. et K. Tonomura. 1972. Formation of mercury compounds from inorganic mercury by *Clostridium cochlearum*. J. Ferment. Technol. 50:159–166.
- Zelles, L., I. Scheudert et F. Korte. 1985. Side effects of some pesticides on non-target soil microorganisms. J. Environ. Sci. Health B20:457–488.
- . 1986. Comparison of methods to test chemicals for side effects on soil microorganisms. Ecotoxicol. Environ. Saf. 12:53–69.

Ce feuillet d'information a initialement été publié dans le document de travail intitulé « Recommandations canadiennes pour la qualité des sols » (Conseil canadien des ministres de l'environnement, mars 1997, Winnipeg). Il a été revu et édité avant d'être présenté ici.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — mercure (inorganique) (1999), 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 : sppcme@chc.gov.mb.ca