



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

CUIVRE 1999

Ce feuillet d'information présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le cuivre (Cu) (total) pour la protection de l'environnement et de la santé humaine (tableau 1). Un document scientifique plus élaboré, soutenant les recommandations présentées ici, est également disponible (CCME, 1997).

Information générale

Le cuivre (CAS 7440-50-8) est un métal qui se rencontre sous quatre états d'oxydation (Cu, Cu¹⁺, Cu²⁺ et Cu³⁺) dont Cu²⁺ est la forme la plus fréquente. Le numéro atomique du cuivre est le 29 et sa masse moléculaire est de 63,546. Le cuivre a une masse spécifique de 8,96 à 20 °C, un

point de fusion de 1083 °C et un point d'ébullition de 2695 °C (CCME, 1997).

Le cuivre est utilisé abondamment dans la fabrication de textiles, de peintures antisalissure, de conducteurs électriques, de tuyaux et d'accessoires de plomberie, de pièces de monnaie et de batteries de cuisine. Certains composés du cuivre sont aussi des ingrédients actifs dans les préservatifs du bois, les pesticides et les fongicides; enfin, le sulfate de cuivre est parfois inclus dans les engrais comme micro-élément nutritif (CCME, 1997).

Le cuivre est présent dans un large éventail de types de dépôts minéraux en tant que minéral primaire et secondaire. Le cuivre métallique à l'état élémentaire existe dans la nature, mais la plupart du cuivre est présent

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des sols concernant le cuivre total (mg·kg⁻¹).

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation	63^a	63^a	91^a	91^a
RQS _{SH}	1100	1100	4000	16 000
Voie limitant la RQS _{SH}	Ingestion de sol	Ingestion de sol	Ingestion de sol	Migration hors-site
RQS _{SH} provisoire	NC ^b	NC ^b	NC ^b	NC ^b
Voie limitant la RQS _{SH} provisoire	ND	ND	ND	ND
RQS _E	63	63	91	91
Voie limitant la RQS _E	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol
RQS _E provisoire	NC ^c	NC ^c	NC ^c	NC ^c
Voie limitant la RQS _E provisoire	ND	ND	ND	ND
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	150	100	500	500

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

^aLes données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_{SH} et une RQS_E. Par conséquent, la recommandation pour la qualité des sols est la plus faible valeur des deux et représente une recommandation nouvelle entièrement intégrée pour cette utilisation de terrain, élaborée à partir du protocole sur les sols (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 RQS_{SH} pour cette utilisation de terrain, aucune RQS_{SH} provisoire n'est calculée.

^cComme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_E pour cette utilisation du terrain, aucune RQS_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.

sous forme de minéraux sulfurés, particulièrement la chalcopryrite (CuFeS_2), ainsi que la chalcocite (Cu_2S), la bornite (Cu_5FeS_4) et la tétraédrite ($(\text{CuFe})_{12}\text{Sb}_4\text{S}_{13}$). L'altération chimique météorique de ces minéraux primaires de sulfure de cuivre peut entraîner la formation de minéraux secondaires, y compris la cuprite oxydée (Cu_2O), la malachite carbonée ($\text{Cu}_2(\text{CO}_3)(\text{OH})_2$) et l'azurite carbonée ($\text{Cu}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$), ainsi que la brochantite sulfatée ($\text{Cu}_4\text{SO}_4(\text{OH})_6$) et l'antlérite sulfatée ($\text{Cu}_3\text{SO}_4(\text{OH})_4$) (CCME, 1997).

Les concentrations de cuivre dans le sol varient considérablement selon le type de sol, les amendements du sol, la proximité de sources anthropiques, la proximité de filons naturels de minerai et la composition de la roche mère et du matériau parental, entre autres facteurs. En général cependant, la concentration moyenne de cuivre dans le sol canadien est estimée à $20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, variant de 2 à $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique, 1992). McKeague et Wolynetz (1980) ont observé que les teneurs en cuivre les plus élevées ($46 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) se rencontrent en général dans la région de la Cordillère, alors que le Bouclier canadien présente les plus faibles concentrations ($11 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). L'analyse de 173 échantillons provenant de toutes les régions canadiennes a révélé une concentration moyenne de cuivre de $22 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (McKeague et Wolynetz, 1980). En Ontario, les valeurs du 98^e centile des concentrations de cuivre dans les sols de parcs ruraux et de vieux parcs urbains, qui n'ont pas été affectés par des sources ponctuelles locales de pollution, sont respectivement de 41 et $65 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (MEEO, 1993). Des échantillons de sol prélevés dans les horizons A et C dans le sud et l'ouest du Manitoba avaient une concentration moyenne de cuivre de $25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Mills et Zwarich, 1975). Dans les échantillons de sol prélevés en zone rurale en Alberta, avant l'épandage de boues d'épuration municipales, la concentration moyenne de cuivre variait de 17 à $19 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (G. Lutwick, 1995, Protection de l'environnement de l'Alberta, Direction de la protection des sols, comm. pers.).

Les sols de surface à proximité immédiate de fonderies de cuivre sont fortement contaminés par les retombées atmosphériques. Les concentrations moyennes totales de cuivre y excèdent souvent $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Hutchinson et Whitby, 1974; Hazlett et coll., 1983; Kuo et coll., 1983).

Les concentrations moyennes de cuivre dans les sols en bordure de route à Moncton au Nouveau-Brunswick sont de $45 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et vont de 6 à $162 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Cool et coll.,

1980). En règle générale, les poussières des rues et des grandes routes montrent des concentrations de cuivre plus élevées que les sols correspondants en bordure de ces routes. De plus, on a constaté que les niveaux de cuivre sont plus élevés dans les poussières des localités plus urbanisées et industrialisées. Par exemple, les poussières des rues de Halifax en Nouvelle-Écosse contiennent en moyenne $86,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de cuivre, allant de 54 à $119 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Ferguson et Ryan, 1984), alors que les niveaux de cuivre dans les poussières des rues du Cincinnati métropolitain en Ohio étaient beaucoup plus élevés (intervalle des moyennes 910-1883 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Tong, 1990).

La méthode analytique recommandée par le CCME pour le cuivre total est la méthode 6010 révision 0 de l'EPA des É.-U. intitulée « spectroscopie d'émission avec plasma induit par haute fréquence ». Cette méthode est recommandée pour la détection des éléments traces dans la nappe phréatique, les sols, les boues d'épuration, les sédiments et certains autres déchets solides (CCME, 1993). La limite de détection de cette méthode est de $0,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol.

Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Le cuivre est fortement adsorbé aux particules du sol; par conséquent, il est beaucoup moins mobile que d'autres éléments traces (Alloway, 1990). Il en résulte que le cuivre déposé tend à s'accumuler dans le sol (Slooff et coll., 1989). Les différents types de sol ont des capacités de rétention limitées pour les ions de cuivre, et un lessivage peut survenir lorsque les niveaux de cuivre épandus ou déposés excèdent cette capacité (Adriano, 1986).

Les facteurs qui influencent la disponibilité du cuivre dans les sols sont le pH, la capacité d'échange de cations (CEC), la teneur en matières organiques, la présence d'oxydes de fer, de manganèse et d'aluminium et le potentiel d'oxydoréduction (Adriano, 1986; Slooff et coll., 1989).

Adriano (1986) a démontré que la capacité du sol à adsorber le cuivre augmente avec l'augmentation du pH, la capacité maximale de rétention étant obtenue dans des conditions de pH neutre ou légèrement alcalin (pH 6,7-7,8). De plus, les sols alcalins favorisent la précipitation du cuivre; ainsi, le cuivre est plus mobile sous des conditions acides que sous des conditions alcalines.

En général, plus la CEC est élevée, plus le sol peut adsorber de cuivre (Adriano, 1986). Les sols ayant une CEC élevée ont la capacité de retirer les cations de métaux traces de la solution du sol (Fuller, 1977). La CEC dépend du type et de la quantité d'argile présents, de la quantité de matière organique présente, et du pH du sol (CCME, 1997).

Le cuivre a une très grande affinité pour la matière organique et s'y lie plus fortement que les autres éléments traces (Nriagu, 1979; Adriano, 1986; Sloof et coll., 1989; Alloway, 1990). Cette forte capacité d'adsorption de la matière organique est vraisemblablement due à sa CEC élevée et à sa capacité de chélation (Adriano, 1986; Hunter et coll., 1987). Le cuivre présent dans les solutions de sol est souvent lié à la matière organique dissoute et ne sera relâché sous forme ionique que sous de fortes conditions d'oxydation ou par la décomposition microbienne de la matière organique (Fuller, 1977; Gibson et Farmer, 1984). Bien que la matière organique contribue généralement à l'immobilité du cuivre en formant de fortes liaisons, elle peut aussi augmenter la solubilité du cuivre par la formation de complexes solubles (CCME, 1997).

Le cuivre est adsorbé spécifiquement par les oxydes de fer, d'aluminium et de manganèse (Alloway et Jackson, 1991). À l'exception possible du plomb, le cuivre est le plus fortement adsorbé de tous les métaux divalents, qu'ils soient des métaux de transition ou des métaux traces, sur les oxydes et les oxyhydroxydes de fer et d'aluminium (Adriano, 1986).

La teneur en eau des sols influence la capacité de rétention du cuivre par des réactions biotiques et abiotiques d'oxydoréduction. La réduction du cuivre donne lieu à une plus grande solubilité (Adriano, 1986). D'après Reddy et Patrick (1983), la réduction peut entraîner la solubilisation du cuivre adsorbé spécifiquement sur les oxydes et les oxydes hydratés de fer et de manganèse.

Comportement et effets chez le biote

Le cuivre est un élément essentiel à la bonne santé et au bon fonctionnement de certains processus biologiques des plantes et des animaux. Une surexposition au cuivre ou une déficience en cet élément peuvent toutes deux induire des effets néfastes sérieux. Puls (1988) a établi les concentrations quotidiennes minimales recommandées de cuivre pour les veaux, les visons et les poules à 10 mg·kg⁻¹ de matière sèche, 4,5 à 6,0 mg·kg⁻¹ de matière sèche et 8 à 10 mg·kg⁻¹ de matière sèche, respectivement.

Les concentrations toxiques de cuivre s'étalent entre 40 et 100 mg·kg⁻¹ de masse corporelle, >200 mg·kg⁻¹ de masse corporelle et 250 et 500 mg·kg⁻¹ de masse corporelle pour les veaux, les visons et les poules, respectivement (Puls, 1988).

Processus microbiens des sols

La concentration de cuivre la plus faible ayant un effet négatif sur l'évolution du dioxyde de carbone dans une population microbienne a été rapportée par Cornfield (1977). Une diminution de 25 % de l'évolution du CO₂ a été observée à une concentration de 100 mg Cu·kg⁻¹.

Plantes terrestres

La concentration la plus faible de cuivre dans le sol pour laquelle des effets phytotoxiques ont été observés est de 50 mg Cu·kg⁻¹ de sol sec; il en résulte une diminution de 18 % de l'allongement des racines du bouleau blanc (*Betula papyrifera*). Aucun effet n'a été enregistré sur le pin blanc (*Pinus strobus*), l'épinette blanche (*Picea glauca*) et le pin rouge (*Pinus resinosa*) lorsqu'ils ont été exposés à 50 mg Cu·kg⁻¹ de sol sec (Patterson et Olson, 1982). Les symptômes typiques de la toxicité du cuivre chez les plantes incluent l'apparition de feuillage vert foncé suivie par l'induction d'une chlorose ferrique, des racines épaisses, courtes ou barbelées et un enracinement réduit (Kabata-Pendias et Pendias, 1991). Le cuivre ne se bioaccumule qu'à un faible degré. Un FBC sol-à-plante de 0,2645 a été calculé à partir de données sur plusieurs espèces de plantes (CCME, 1997).

Invertébrés terrestres

Les concentrations les plus faibles de cuivre pour lesquelles des effets négatifs surviennent chez les invertébrés du sol ont été révélées par une étude de Ma (1988) sur la production de cocon par trois différents types de vers de terre (*Aporrectodea caliginosa*, *Allolobophora chlorotica* et *Lumbricus rubellus*). Chez *A. caliginosa* et *A. chlorotica*, la production de cocon a commencé à diminuer à une concentration dans le sol de 28 mg Cu·kg⁻¹, alors que chez *L. rubellus* une réponse n'est apparue qu'à une concentration dans le sol de 80 mg Cu·kg⁻¹. Des valeurs de CE₅₀ respectives de 51 mg·kg⁻¹, 68 mg·kg⁻¹ et 122 mg·kg⁻¹ ont été mesurées pour *A. chlorotica*, *A. caliginosa* et *L. rubellus*. Un FBC sol-à-invertébré de 0,47 a aussi été calculé à partir de données tirées de la littérature (CCME, 1997).

Animaux d'élevage et faune sauvage

Les animaux d'élevage et la faune sauvage réagissent négativement, autant à des concentrations trop élevées qu'à des concentrations insuffisantes de cuivre. Les moutons sont particulièrement sensibles aux interactions complexes qui existent entre le cuivre, le soufre, le molybdène et à un moindre degré le zinc et le fer (CCME, 1997). Le National Research Council (NRC) a décrit les nombreuses difficultés entourant l'établissement des besoins minimums de cuivre chez les moutons, difficultés causées par les différences génétiques entre les races, les différences individuelles à l'intérieur d'une même race, le type de fourrage et la composition nutritionnelle de l'alimentation (NRC, 1985). La frontière qui sépare l'hypocuprémie de la toxicité au cuivre chez les moutons est très mince. Les niveaux de cuivre qui peuvent produire des déficiences chez les moutons sous certaines conditions environnementales spécifiques peuvent être toxiques pour ces moutons sous d'autres conditions environnementales, telle une diminution de la teneur en molybdène et en soufre dans l'alimentation. Les chercheurs ont observé des toxicoses aiguës à des concentrations de cuivre alimentaire de 16 à 20 mg·kg⁻¹ chez des agneaux nourris avec des aliments faibles en molybdène (Adamson et coll., 1969; White et coll., 1989). Les symptômes de toxicité au cuivre chez les animaux d'élevage et la faune sauvage peuvent inclure, sans y être limités, la dépression, l'anorexie, le besoin fréquent de se coucher, l'inconfort abdominal, la jaunisse, l'hémolyse, l'hémoglobinurie et l'hémoglobulinémie.

Effets sur la santé humaine et les animaux de laboratoire

La base de données actuelle sur les concentrations de cuivre dans l'environnement canadien est très vaste. En conséquence, les évaluations de l'exposition pour la population canadienne en général sont bien documentées. L'ingestion quotidienne totale de cuivre (cuivre total) pour les Canadiens est évaluée à environ 22 et 74 µg·kg⁻¹ de masse corporelle par jour pour les adultes et pour les bébés nourris au lait maternisé, respectivement. On estime que les enfants âgés de 6 mois à 4 ans ingèrent en moyenne 66 µg Cu·kg⁻¹ de masse corporelle par jour. Pour toutes les classes d'âge, l'alimentation est la source principale de cet élément, l'eau potable en fournissant des quantités passablement inférieures. Il a été démontré que le sol, la poussière et l'air sont des sources négligeables d'exposition (CCME, 1997).

Il a été démontré par plusieurs études sur les humains de même que par des études pertinentes sur des animaux de laboratoire que le cuivre est un élément essentiel, et ce, à plusieurs réactions enzymatiques. Bien que les données soient insuffisantes pour permettre de recommander des taux quotidiens d'ingestion alimentaire, Santé et Bien-être social Canada (1990) a établi une liste de doses alimentaires de cuivre qui « semblent adéquates et sécuritaires », soit 30 µg·kg⁻¹ de masse corporelle par jour (2,0 mg·j⁻¹) chez les adultes et de 50 à 100 µg·kg⁻¹ de masse corporelle par jour chez les enfants de 3 à 11 ans. La déficience en cuivre est plutôt rare chez les humains. Des effets négatifs sur la santé, dont certains sont très sérieux (anémie hypochrome et perturbations du système nerveux central et du système cardiovasculaire) ont été observés chez des enfants souffrant d'une déficience grave en cuivre et chez des adultes volontaires soumis à une déficience en cuivre induite expérimentalement (CCME, 1997).

Le maintien de l'équilibre du cuivre dans le corps semble être contrôlé à la fois par des mécanismes d'absorption et d'excrétion. L'absorption du cuivre est fortement dépendante des niveaux de cuivre dans l'alimentation. Quand les niveaux alimentaires de cuivre sont faibles, l'absorption de cet élément augmente. Inversement, à des niveaux alimentaires élevés, l'absorption diminue et une augmentation de l'excrétion endogène de cuivre pour maintenir l'homéostasie est observée. La proportion de cuivre relative à d'autres composants alimentaires (p. ex., zinc, fer et molybdène) est probablement aussi importante que la teneur réelle de cuivre dans l'alimentation. Chez les humains, on a évalué un taux d'absorption global de 25 à 40 % pour un apport alimentaire contenant de 1 à 3 mg Cu·j⁻¹. Les facteurs qui affectent l'absorption du cuivre incluent la compétition avec d'autres métaux (zinc et cadmium), la quantité de cuivre dans l'estomac, la présence de certains composants alimentaires (p. ex., acide ascorbique, phytate et fibres) et la forme de cuivre. Les rapports des doses de cuivre et de molybdène semblent très importants et sont probablement liés à l'absorption intestinale (CCME, 1997).

Les rapports d'empoisonnement aigu au cuivre chez les humains sont rares à cause des fortes propriétés émétiques de cet élément; des doses aussi faibles que 0,12 mg·kg⁻¹ de masse corporelle par jour peuvent provoquer la nausée et le vomissement chez certains individus. L'ingestion de quantités de l'ordre des grammes de sels de cuivre inorganique est habituellement mortelle chez les humains, mais il y a une variabilité considérable entre les sensibilités individuelles (plage de la dose létale : 50-500 mg Cu·kg⁻¹ de masse corporelle par jour) (CCME, 1997).

Les effets sur la santé de l'exposition chronique à des concentrations alimentaires élevées de cuivre chez les humains ne sont pas bien connus. Il est rare que l'exposition chronique par voie orale provoque des effets néfastes sur la santé. Une revue de la documentation a permis d'identifier trois sous-groupes de la population qui sont plus enclins à une surexposition/accumulation chronique de cuivre : les patients atteints de la maladie de Wilson (maladie héréditaire); les individus souffrant de déficiences en déshydrogénase glucose-6-phosphate; et les jeunes enfants, surtout ceux de moins de 12 mois, possiblement à cause de leur capacité limitée à excréter les métaux (CCME, 1997).

Des données restreintes sur les humains et les animaux de laboratoire révèlent que le cuivre ne semble pas être tératogénique ni carcinogène. Des tests de mutation microbienne avec différents composés du cuivre se sont avérés négatifs. Toutefois, des résultats contradictoires entre des études in vivo et des études in vitro sur le système mammalien suggèrent que le cuivre est peut-être mutagène (CCME, 1997).

Il n'y a pas eu de DJA élaborée pour le cuivre puisque l'utilisation d'une CSENO globale n'est pas pertinente dans ce cas. Trop de facteurs peuvent modifier le potentiel toxique du cuivre (p. ex., la forme chimique, l'interaction potentielle avec d'autres micro-éléments et d'autres composants de l'alimentation, la santé et les habitudes alimentaires des individus, etc.). Les doses alimentaires minimales de cuivre qui « semblent adéquates et sécuritaires » (Santé et Bien-être social Canada, 1990) sont donc adoptées comme DJA provisoires pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols relativement à la santé humaine (CCME, 1997).

Élaboration des recommandations

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont élaborées en fonction de différentes utilisations des terrains selon le processus décrit dans CCME (1996a) à partir de différents récepteurs et scénarios d'exposition propres à chaque utilisation des terrains. Les élaborations détaillées des recommandations par la qualité des sols concernant le cuivre sont présentées dans CCME (1997).

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

direct avec le sol à partir de 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 aussi incluses. Dans le cas de l'exposition par contact avec le sol, il y a suffisamment de données pour permettre l'utilisation de la méthode préférable du poids de la preuve. 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 cuivre, la RQS_E proposée pour toutes les utilisations de terrain est fondée sur la recommandation relative au contact avec le sol (tableau 2).

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

Les recommandations préliminaires pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine pour les

Tableau 2. Recommandations pour la qualité des sols et résultats des calculs de vérification concernant le cuivre total ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation	63^a	63^a	91^a	91^a
Recommandations pour la protection de la santé humaine/résultats des calculs de vérification				
RQS _{SH}	1100 ^b	1100 ^b	4000 ^b	16 000 ^b
Recommandation relative à l'ingestion de sol	1100	1100	4000	20 000
Vérification : inhalation de l'air intérieur	NC ^c	NC ^c	NC ^c	NC ^c
Vérification : migration hors-site	—	—	—	16 000
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} provisoire	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				
RQS _E	63 ^g	63 ^g	91 ^g	91 ^g
Recommandation relative au contact avec le sol	63	63	91	91
Recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture	300	—	—	—
Vérification : cycles des nutriments et de l'énergie	350	350	350	350
Vérification : migration hors-site	—	—	—	610
Vérification : nappe phréatique (vie aquatique)	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d
RQS _E provisoire	NC ^h	NC ^h	NC ^h	NC ^h
Voie limitant la RQS _E provisoire	ND	ND	ND	ND
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	150	100	500	500

Notes : NC = non calculée; ND = non déterminée; RQS_E = 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 RQS_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 à partir du protocole sur les sols (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 des vérifications.

^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.

^eS'applique aux composés organiques non polaires et n'est pas calculée pour les contaminants métalliques.

^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 RQS_E est fondée sur la valeur de la recommandation relative au contact avec le sol.

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

contaminants ayant un seuil d'effets sont élaborées à partir d'une DJA applicable au récepteur le plus sensible identifié pour une utilisation donnée du terrain. Pour le cuivre, une DJA provisoire est utilisée plutôt qu'une DJA conventionnelle.

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 pour le cuivre 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} .

Par conséquent, les RQS_{SH} pour les terrains à vocation agricole, résidentielle/parc et commerciale sont fondées sur les recommandations relatives à l'ingestion de sol. Pour les terrains à vocation industrielle, la RQS_{SH} est fondée sur la vérification portant sur la migration hors-site (tableau 2).

Recommandations pour la qualité des sols concernant le cuivre

Les recommandations pour la qualité des sols sont les valeurs les plus faibles parmi les RQS_{SH} et les RQS_E . Pour toutes les utilisations de terrain, la recommandation pour la qualité des sols est la concentration dans le sol calculée pour la RQS_E , laquelle est fondée sur la recommandation relative au contact avec le sol (tableau 1).

Comme il existe suffisamment de données pour calculer une RQS_{SH} et une RQS_E pour chaque utilisation de terrain, la recommandation pour la qualité des sols représente une recommandation nouvelle entièrement intégrée pour chaque utilisation de terrain, élaborée à partir du protocole sur les sols (CCME, 1996a). Les critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1991) relativement au cadmium sont remplacés par les recommandations pour la qualité des sols.

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

Références

Adamson, A.H., D.A. Valks, M.A. Appleton et W.B. Shaw. 1969. Copper toxicity in housed lambs. *Vet. Rec.* 85: 368.

- Adriano, D.C. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag, New York.
- Alloway, B.J. 1990. Soil processes and the behaviour of metals, dans Heavy metals in soils, B.J. Alloway, éd. Blackie and Son Ltd., Glasgow.
- Alloway, B.J. et A.P. Jackson. 1991. The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils. *Sci. Total Environ.* 100:151-176.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés. CCME, Winnipeg.
- . 1993. Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés. Vol. II : Sommaire des méthodes d'analyse. 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.]
- . 1997. Canadian soil quality guidelines for copper: Environmental and human health. Ébauche.
- Cool, M., F. Marcoux, A. Paulin et M.C. Mehra. 1980. Metallic contaminants in street soils of Moncton, New Brunswick, Canada. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 25:409-415.
- Cornfield, A.H. 1977. Effects of addition of 12 metals on CO₂ release during incubation of an acid sandy soil. *Geoderma* 19:199-203.
- Ferguson, J.E. et D.E. Ryan. 1984. The elemental composition of street dust from large and small urban areas related to city type, source and particle size. *Sci. Total Environ.* 34:101-116.
- Fuller, W.H. 1977. Movement of selected metals, asbestos, and cyanide in soil: Applications to waste disposal problems. EPA-600/2-77-020. Préparé pour le Municipal Environmental Research Lab, Cincinnati, OH.
- Gibson, M.J. et J.G. Farmer. 1984. Chemical partitioning of trace metal contaminants in urban street dirt. *Sci. Total Environ.* 33:49-57.
- Hazlett, P.W., G.K. Rutherford et G.W. van Loon. 1983. Metal contaminants in surface soils and vegetation as a result of nickel/copper smelting at Coniston, Ontario, Canada. *Reclam. Reveng. Res.* 2:123-137.
- Hutchinson, T.C. et L.M. Whitby. 1974. Heavy-metal pollution in the Sudbury mining and smelting region of Canada: I, Soils and vegetation contamination by nickel, copper, and other metals. *Environ. Conserv.* 1(2):123-132.
- Hutchinson, T.C. et L.M. Whitby. 1974. Heavy-metal pollution in the Sudbury mining and smelting region of Canada: I, Soils and vegetation contamination by nickel, copper, and other metals. *Environ. Conserv.* 1(2):123-132.
- Hunter, B.A., M.S. Johnson et D.J. Thompson. 1987. Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem: I, Soil and vegetation contamination. *J. Appl. Ecol.* 24:573-586.
- Kabata-Pendias, A. et H. Pendias. 1991. Trace elements in soils and plants. 2^e éd. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Kuo, S., P.E. Heilman et A.S. Baker. 1983. Distribution of copper, zinc, cadmium, iron, and manganese in soils near a copper smelter. *Soil Sci.* 135(2):101-109.
- Ma, W. 1988. Toxicity of copper to lumbricid earthworms in sandy agricultural soils amended with Cu-enriched organic waste materials. *Ecol. Bull.* 39:53-56.

- McKeague, J.A. et M.S. Wolynetz. 1980. Background levels of minor elements in Canadian soils. *Geoderma* 24:299–307.
- 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.
- Mills, J.G. et M.A. Zwarich. 1975. Heavy metal content of agricultural soils in Manitoba. *Can. J. Soil. Sci.* 55:295–300.
- Ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique. 1992. Toxicology of copper and chromium for contaminated sites. n° réf. 107-10/grf92-1. Division pour la protection de l'environnement, Victoria, CB.
- NRC (National Research Council). 1985. Nutrient requirements of sheep. 6^e éd., Washington (D.C.), National Academy Press.
- Nriagu, J.O. 1979. The global copper cycle, dans *Copper in the environment: Part 1, Ecological cycling*, J.O. Nriagu, éd. John Wiley and Sons, Toronto.
- Patterson W.A., III et J.J. Olson. 1982. Effects of heavy metals on radicle growth of selected woody species germinated on filter paper, mineral and organic soil substrates. *Can. J. For. Res.* 13:233–238.
- Puls, R. 1988. Mineral levels in animal health: Diagnostic data. Sherpa International, Clearbrook, CB.
- Reddy, K.R. et W.H. Patrick, Jr. 1983. Effects of aeration on reactivity and mobility of soil constituents, dans *Chemical mobility and reactivity in soil systems*, SSSA Special Publication Number 11. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Madison, WI.
- Santé et Bien-être social Canada. 1990. Recommandations sur la nutrition : rapport du Comité scientifique de révision – 1990, n° cat. H49-42/1990F, Approvisionnement et Services Canada.
- Slooff, W., R.F.M.J. Clevan, J.A. Janus et J.P.M. Ros. 1989. Integrated criteria document copper. Rapport n° 758474009. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Pays-Bas.
- Tong, S.T.Y. 1990. Roadside dusts and soils contamination in Cincinnati, Ohio, U.S.A. *Environ. Manage.* 14(1):107.
- White, C.L., T.K. Cadwalader, W.G. Hoeskstra et A.L. Pope. 1989. The metabolism of ⁷⁵Se-selenomethionine in sheep given supplementary copper and molybdenum. *J. Anim. Sci.* 67:2400–2408.

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 — cuivre (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 : spccme@chc.gov.mb.ca