



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

**CADMIUM
1999**

Ce feuillet d'information présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le cadmium (Cd) 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, 1996).

Information générale

Le cadmium (CAS 7440-43-9), un métal luisant d'un blanc doux, teinté de bleu, rarement trouvé à l'état pur, existe dans la nature sous forme de cation divalent (Cd^{2+}). Le cadmium a une masse atomique de 112,40 et une pression de vapeur de 1,4 mm Hg. Avec un point d'ébullition de 765 °C, il est peu probable que le

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

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation	1,4^a	10^{a, b}	22^a	22^a
RQS _{SH}	1,4	14	49	192
Voie limitant la RQS _{SH}	Ingestion de sol	Ingestion de sol	Ingestion de sol	Migration hors-site
RQS _{SH} provisoire	NC ^c	NC ^c	NC ^c	NC ^c
Voie limitant la RQS _{SH} provisoire	ND	ND	ND	ND
RQS _E	3,8	10	22	22
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 ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d
Voie limitant la RQS _E provisoire	ND	ND	ND	ND
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	3	5	20	20

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 correspondant de qualité des sols (CCME, 1991) est remplacé par la recommandation pour la qualité des sols.

^bLa voie d'exposition sol-plantes-humains n'est pas prise en considération dans cette recommandation. Si des jardins potagers sont présents ou prévus, un objectif particulier au terrain devrait être élaboré de façon à tenir compte du potentiel de bioaccumulation (p. ex., la recommandation pour la vocation agricole pourrait être adoptée comme objectif). La valeur de la vérification portant sur la migration hors-site devrait être recalculée en conséquence.

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

^dComme 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.

cadmium se volatilise, sauf sous des conditions extrêmes (p. ex., volcans et feux de forêt) (Eisler, 1985). La forme élémentaire du cadmium est insoluble dans l'eau, alors que la solubilité des sels de cadmium varie de 0,00013 à 140 g·100 mL⁻¹ (Lide, 1992).

Le cadmium est récupéré des vapeurs produites durant le grillage des minerais et des concentrés de zinc, de même que des précipités obtenus durant la purification du sulfate de zinc (Brown, 1977). La production globale de cadmium métallique raffiné en 1990 est estimée à 21 800 t, ce qui représente une augmentation d'environ 5 % par rapport à 1989 (Hoskin, 1991). Le Canada est le quatrième plus grand producteur mondial de cadmium, avec une production d'environ 1865 t en 1991 (Koren, 1992). La production annuelle canadienne de cadmium a été relativement stable depuis 1984, avec un niveau moyen pour cette période de près de 1570 t annuellement (Koren, 1992). En 1990, environ 75 % de la production canadienne de cadmium a été exportée, surtout aux États-Unis, au Japon et en France (Hoskin, 1991). Les importations de cadmium au Canada en 1991 ont été estimées à 116,3 t (Koren, 1992). De façon conservatrice, on peut avancer que la quantité totale de cadmium métallique mise en circulation au Canada sous forme de production domestique non exportée et de produits importés en 1990 était approximativement de 700 t.

Le cadmium a cinq usages industriels principaux : les piles de nickel/cadmium, les revêtements, les pigments, les alliages, et les agents stabilisateurs dans les plastiques et les produits synthétiques (Hoskin, 1991). La consommation industrielle domestique au Canada a constamment augmenté aux cours des dernières années : de 18,9 t en 1987 à 35,2 t en 1990 (Hoskin, 1991; Koren, 1992). Les composés de cadmium sont utilisés dans la production de chlorure de polyvinyle (PVC) et de lampes écrans pour les télévisions. Le cadmium est aussi présent dans les soudures cadmium-argent, les fils téléphoniques et les fils de tramway, les feuilles de métal pour les radiateurs d'automobiles, les tiges et les boucliers de contrôle pour les réacteurs nucléaires, les huiles à moteur et les agents de traitement pour le caoutchouc (CCMRE, 1987). Au Canada, la galvanoplastie représente de 61 à 77 % de la consommation totale, alors que la soudure, les alliages, les produits chimiques et les pigments constituent le reste (Hoskin, 1991).

Le cadmium est enregistré conformément à la *Loi sur le contrôle des pesticides* comme fongicide pour utilisation dans la production de gazon. Actuellement, trois pesticides contenant du cadmium comme ingrédient actif

sont commercialisés au Canada (Agriculture Canada, 1992).

Les données disponibles indiquent que les concentrations de fond de cadmium au Canada varient de non détectables (Whitby et coll., 1978) jusqu'à des niveaux aussi élevés que 8,1 mg·kg⁻¹ (Frank et coll., 1986). En Ontario, on a mesuré les concentrations de cadmium dans les échantillons de sols de surface prélevés dans des parcs ruraux et des vieux parcs urbains qui n'ont pas été affectés par des sources ponctuelles locales de pollution. Les concentrations représentant le 98^e centile pour chacun de ces deux groupes de parcs respectivement sont de 0,71 et 0,84 mg·kg⁻¹ (MEEQ, 1993).

Les données canadiennes disponibles mettent aussi l'accent sur les effets potentiels des activités anthropiques sur les niveaux de cadmium dans le sol. Alors que les plus fortes concentrations ont été mesurées dans le voisinage des fonderies de plomb-zinc, des niveaux élevés de cadmium ont aussi résulté du rejet de boues d'épuration, de l'utilisation de combustibles fossiles et de l'érosion des métaux galvanisés. En Colombie-Britannique, des niveaux élevés de cadmium ont été observés dans les sols de la vallée du fleuve Columbia près de la fonderie de plomb-zinc Cominco. Les concentrations moyennes de cadmium dans la litière superficielle à l'intérieur d'un rayon de 10 km de la fonderie étaient de 17,1 mg·kg⁻¹ (John, 1975). Les données recueillies à proximité d'une fonderie de cuivre à Flin Flon au Manitoba révèlent une contamination significative au cadmium. La concentration moyenne dans les sols de jardin de cette région était de 5,19 mg·kg⁻¹ et variait de 3,2 à 13 mg·kg⁻¹ (Pip, 1991). Alors que les concentrations de fond de cadmium dans les sols ontariens sont relativement faibles, des niveaux élevés ont été observés près de sources connues de cadmium, telles que les tours de transmission électriques (Jones et coll., 1988), les sites d'épandage de boues d'épuration (Frank et coll., 1976; Webber et Shamess, 1987) et les routes urbaines (Van Loon et coll., 1973). Les données recueillies à proximité de la fonderie de Rouyn-Noranda au Québec indiquent que les sols sont fortement contaminés au cadmium. Dans un rayon de 1 à 3,7 km de la fonderie, les niveaux de cadmium variaient de 54 à 66 mg·kg⁻¹ dans les 15 premiers centimètres de sol.

Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Une variété de facteurs influencent la mobilité du cadmium dans les sols; les plus importants sont

probablement le pH et le type de sol (y compris la taille des particules ; la teneur en oxydes, hydroxydes et oxyhydroxydes de métal ; et la teneur en matière organique). De nombreuses études ont identifié le pH du sol comme un facteur important influençant la mobilité du cadmium dans le sol (Chanmugathas et Bollag, 1987; Christensen, 1989b; Eriksson, 1989; Lodenius et Autio, 1989), et la plupart des études soutiennent qu'un mouvement significatif de cadmium dans la matrice du sol et vers d'autres milieux est probable dans des conditions acides. Un certain nombre de processus, notamment le transport éolien (érosion éolienne), le transport fluvial, le lessivage et l'absorption par des organismes terrestres, ont aussi le potentiel d'affecter le devenir du cadmium dans les sols.

Les sols sont particulièrement importants dans l'atténuation du cadmium puisqu'ils ont à la fois des composantes minérales et organiques qui interviennent dans la rétention des métaux (Evans, 1989). Plusieurs études ont démontré que les minéraux argileux (McBride et coll., 1981 ; Inskip et Baham, 1983 ; Christensen, 1984a, 1984b), les oxydes, les hydroxydes et les oxyhydroxydes de métal (Benjamin et Leckie, 1981a, 1981b; Bruemmer et coll., 1988; Fu et coll., 1991), et la matière organique (Blume et Brummer, 1991) contribuent à l'immobilisation du cadmium dans les sols. Toutefois, la présence de concentrations élevées de matière organique dissoute dans les produits de lixiviation du sol peut aussi augmenter la mobilité du cadmium et ainsi représenter un risque pour la qualité de l'eau de la nappe phréatique (Bollag et Czaban, 1989; Christensen, 1989a; Singh, 1990).

Les micro-organismes peuvent avoir soit un effet inhibant ou stimulant sur la mobilité du cadmium dans le sol. Les substances organiques produites par certains micro-organismes du sol peuvent agir comme chélate et immobiliser effectivement le cadmium (Bollag et Czaban, 1989). De plus, la production microbienne de sulfure d'hydrogène peut induire la formation de sulfures de cadmium insolubles, lesquels sont très stables (Bollag et Czaban, 1989). Toutefois, la décomposition microbienne de la matière organique ou des sulfures de métaux peut induire le largage de cadmium à partir de complexes stables et ainsi augmenter sa mobilité globale (Cole, 1979). Le degré de mobilisation dépend du type de sol, de l'aération et de la teneur en humidité.

En certaines circonstances, il a été démontré que le transport latéral, y compris le transport éolien et le transport fluvial, est un processus environnemental important qui affecte le devenir du cadmium dans les sols.

Bell et coll. (1991) ont observé des pertes significatives de cadmium en moins d'un an dans des sols traités aux boues d'épuration ou aux sels métalliques et ont suggéré que le mélange du sol superficiel avec les sols de subsurface et le transport latéral sont les plus importants facteurs qui contribuent à ces pertes. McGrath et Lane (1989) ont aussi suggéré que le transport latéral causé par la machinerie agricole et l'érosion peut affecter significativement le devenir du cadmium dans les sols. Nriagu et Pacyna (1988) ont calculé que l'érosion éolienne des sols constitue un des plus grands flux naturels de cadmium vers l'atmosphère.

Comportement et effets chez le biote

Processus microbiens des sols

La taille des populations de bactéries et de champignons a été réduite dans des sols contenant aussi peu que 2,9 mg de Cd·kg⁻¹ (Naidu et Reddy, 1988; Kobus et Kurek, 1990). La minéralisation de l'azote a été réduite de 17 à 39 % à 5 mg de Cd·kg⁻¹ de sol (Liang et Tabatabai, 1977). Une réduction de 60 % de la nitrification a été observée à 1000 mg·kg⁻¹, et la production de dioxyde de carbone dans le sol a été réduite de 17 à 47 % par des concentrations allant de 10 à 8000 mg·kg⁻¹ (Cornfield, 1977; Bewley et Stotzky, 1983; Lighthart et coll., 1983; Doelman et Haanstra, 1984).

Plantes terrestres

Les taux d'absorption du cadmium par les plantes sont variables et dépendent de l'espèce de plante (Kuboi et coll., 1986; Kim et coll., 1988), de la concentration de cadmium dans le sol de même que des autres facteurs ayant une influence sur la biodisponibilité du cadmium. La translocation du cadmium n'est pas universelle parmi les plantes; des études ont révélé une accumulation de cadmium dans les racines chez certaines plantes (Carlson et Ragsdale, 1988; Mench et coll., 1989) et dans les feuilles chez d'autres (Kim et coll., 1988; Boon et Soltanpour, 1992).

Environnement Canada a calculé des FBC sol-à-plante pour différents tissus de plantes et a rapporté des valeurs de FBC de 1,81, 1,07 et 15,22 pour les feuilles, les pousses et les racines, respectivement, à partir des résultats de plusieurs études (Kelly et coll., 1979; Burton et Morgan, 1984; Wadge et Hutton, 1986; Kim et coll., 1988; Bache et Lisk, 1990). Toutefois, en faisant la moyenne géométrique de tous les FBC calculés pour ces

tissus végétaux, un FBC global de 2,65 est obtenu (Environnement Canada, 1996).

Les concentrations les plus faibles de cadmium dans les sols pour lesquelles des effets phytotoxiques ont été observés sont de 2,5 et 4 mg·kg⁻¹. Ces concentrations ont produit une réduction de 21 % de la récolte de blé (Haghiri, 1973), une réduction de 14 % de la récolte de fèves soya (Haghiri, 1973), une réduction de 25 % de la production de pousses d'épinard (Bingham et coll., 1975) et une réduction de 28 % de la croissance des pousses de maïs (Miller et coll., 1977). La littérature scientifique révèle qu'une variété d'indicateurs de croissance sont réduits de 25 % à des concentrations allant de 4 à >640 mg·kg⁻¹. Des réductions de 50 % de certains indicateurs de croissance surviennent à des concentrations allant de 16 à 205 mg·kg⁻¹.

Invertébrés terrestres

Plusieurs études ont démontré qu'une absorption et qu'une accumulation de cadmium par les vers de terre surviennent dans les sols contaminés (Hartenstein et coll., 1981; Simmers et coll., 1983; Pietz et coll., 1984; Kruse et Barrett, 1985). Au cours d'une expérience sur le terrain, Ma (1982) a démontré que le pH du sol et la capacité d'échange cationique (CEC) affectent tous deux l'absorption de cadmium par les vers de terre. Une corrélation négative significative a été calculée entre le facteur de concentration et le pH du sol. Cette corrélation est conséquente puisqu'une diminution de pH entraîne une désorption accrue des cations métalliques. Une deuxième corrélation négative significative a été calculée entre le facteur de concentration et la CEC du sol, révélant l'importance générale de la disponibilité du métal plutôt que de sa concentration totale dans le sol.

Les valeurs de DL₅₀ pour les vers de terre (*Eisenia foetida*) varient de 253 à 1843 mg·kg⁻¹ (Neuhauser et coll., 1985; van Gestel et coll., 1991). Pour les collembolés, les valeurs de DL₅₀ varient de 778 à 893 mg·kg⁻¹ (Crommentuijn et coll., 1993). Les indicateurs plus sensibles tels que la production de cocon, la croissance et le développement sexuel des vers de terre sont réduits de 50 % à 46, 33 et 27 mg·kg⁻¹, respectivement (van Gestel et coll., 1991; Spurgeon et coll., 1994).

Animaux d'élevage et faune sauvage

Dans la plupart des circonstances, la plus importante voie d'exposition est probablement l'ingestion. Chez les

mammifères et les oiseaux, l'absorption de cadmium est influencée par plusieurs facteurs incluant la dose, l'âge, l'alimentation et la présence d'autres substances, comme le calcium (USEPA, 1988). Des effets nocifs de l'ingestion de cadmium ont été observés chez différentes espèces de mammifère et d'oiseau à des niveaux variant de 15 à 1350 mg·kg⁻¹ de masse corporelle (Environnement Canada, 1996). Les effets observés incluent une réduction de la consommation de nourriture et du taux de croissance, une capacité de reproduction altérée et la mortalité. Il a été démontré que le cadmium se répartit à travers tout le corps et s'accumule surtout dans le foie et le cortex rénal. Les animaux ont une capacité limitée à éliminer le cadmium assimilé (Santé et Bien-être social Canada, 1978).

Les effets sur le bétail varient d'une diminution de 21 % du gain de masse corporelle chez les agneaux à 4,56 mg·kg⁻¹ par jour à une diminution de 96 % du gain de masse corporelle chez les porcs à 140 mg·kg⁻¹ par jour (Cousins et coll., 1973; Doyle et coll., 1974).

Effets sur la santé des humains et des animaux de laboratoire

Le cadmium est absorbé par les poumons, le tube digestif et la peau autant chez les humains que chez les animaux de laboratoire. L'exposition de courte durée au cadmium a été associée à un large éventail d'effets nocifs sublétaux sur les mammifères. Les symptômes de toxicité du cadmium à la suite d'une exposition aiguë incluent la nausée, les vomissements, la diarrhée, les crampes musculaires et la salivation (USEPA, 1988). Des gastro-entérites aiguës ont été rapportées à la suite d'une exposition alimentaire à des doses aussi faibles que 0,25 à 0,50 mg·kg⁻¹ de masse corporelle (Santé et Bien-être social Canada, 1978). La dose orale aiguë estimée de cadmium pour les humains est de l'ordre de 5 à 500 mg·kg⁻¹ de masse corporelle (USEPA, 1988). Après le cortex rénal et le foie, ce sont le pancréas, la thyroïde, la vésicule biliaire et les testicules qui accumulent les concentrations les plus élevées de cadmium (OMS, 1974).

La plupart des aliments consommés au Canada contiennent du cadmium. Dans l'étude la plus détaillée, la teneur en cadmium de 218 produits alimentaires a été mesurée dans le cadre du programme Apport alimentaire total (Total Diet Program) de Santé Canada. Les concentrations moyennes dépassaient 20 ng·g⁻¹ de poids frais dans plusieurs des aliments analysés, et certains contenaient >90 ng·g⁻¹ de poids frais (Dabeka et McKenzie, 1992, 1995). Des effets nocifs sur le système

nerveux, les reins, le foie, les os, les systèmes hématopoïétiques, cardio-vasculaires et immunitaires, ainsi que sur la croissance, la reproduction et le développement, ont été observés chez différents mammifères et oiseaux à la suite d'une exposition orale chronique de faible niveau au cadmium (USEPA, 1988). De plus, l'exposition de longue durée à des doses plus fortes de cadmium a été associée à la tératogénicité, la mutagénicité et la cancérogénicité (OMS, 1984). Le mauvais fonctionnement rénal semble être un indicateur relativement sensible de la toxicité du cadmium; en effet la protéinurie était évidente chez des rats exposés au cadmium à des doses aussi faibles que $2,15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de masse corporelle par jour dans l'eau potable (Kotsonis et Klassen, 1978). Les effets toxiques du cadmium apparaissent probablement lorsque la quantité de métallothionéine présente dans le foie est insuffisante pour se lier avec le cadmium absorbé (Piscator, 1964).

Une autre source majeure d'exposition pour la population générale est le tabagisme. Le fardeau corporel de cadmium est plus élevé chez les fumeurs (Santé Canada, 1996).

Les valeurs de DL_{50} orales chez les rats pour le chlorure de cadmium, l'oxyde de cadmium et le sulfate de cadmium varient de 88 à $357 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de masse corporelle. Par inhalation, la CL_{50} pour une exposition de 15 min à l'oxyde de cadmium est d'environ $29 \text{ mg Cd}\cdot\text{m}^{-3}$ pour les rats.

Dans la plupart des quelques études sur des populations exposées au cadmium dans l'environnement, il n'y a aucune indication consistante d'un risque accru de cancer en général ou de types spécifiques de cancer, dont le cancer du rein, des voies urinaires, de la vessie, de l'estomac, du foie, du sein, des poumons, du tube digestif ou de la prostate. Les limites des études (surtout écologiques) effectuées à ce jour n'ont pas permis une évaluation de la cancérogénicité du cadmium dans les populations exposées au cadmium dans l'environnement général. Les indications d'autres effets chez les populations exposées au cadmium dans l'environnement général sont restreintes.

La génotoxicité des composés de cadmium a été examinée au cours de plusieurs études. Le chlorure de cadmium s'est révélé génotoxique *in vitro*, le plus souvent sous forme d'altérations cytogénétiques ou de dommages à l'ADN des cellules des mammifères, y compris celles des humains (USEPA, 1985). Dans la plupart des études disponibles, la fertilité des rats ou des souris mâles ou femelles n'était pas affectée par une

exposition gestationnelle ou subchronique par voie orale à des doses entre 1,5 et $10 \text{ mg de Cd}\cdot\text{kg}^{-1}$ de masse corporelle par jour, le plus souvent sous forme de chlorure de cadmium (Santé Canada, 1996). Le développement neurocomportemental était affecté chez les nouveau-nés de rats à la suite de l'administration orale aux femelles d'aussi peu que $0,04 \text{ mg de Cd}\cdot\text{kg}^{-1}$ de masse corporelle par jour sous forme de chlorure de cadmium (Baranski et coll., 1983). Il n'y a aucune preuve convaincante d'effets sur la reproduction ou le développement associés à l'exposition au cadmium en milieu de travail (ATSDR, 1993).

Chez les humains, la demi-vie pour l'élimination du cadmium a été estimée entre 10 et 33 ans (Friberg et coll., 1974; Shaikh et Smith, 1980). Seulement de faibles proportions de cadmium sont éliminées, surtout dans l'urine et les selles. Des quantités négligeables sont éliminées par les cheveux, les ongles et la sueur.

Il a été démontré que le cadmium s'accumule dans les organismes. Des FBC sol-à-plante variant de 1,07 à 15,22 ont été calculés pour différents tissus végétaux. Un FBC sol-à-invertébré de 8,30 a été calculé pour une variété d'espèces de ver de terre et de types de sol (Environnement Canada, 1996).

En se basant surtout sur les résultats d'études d'inhalation chez les animaux et sur la documentation traitant de génotoxicité, le gouvernement du Canada (1994) a classé les composés inorganiques du cadmium dans le Groupe II comme « probablement cancérogènes pour les humains », c'est-à-dire comme des substances pour lesquelles il semble y avoir des possibilités d'effets nocifs sur la santé quel que soit le niveau d'exposition. Toutefois, il n'y a aucune preuve que les composés inorganiques du cadmium soient cancérogènes à la suite d'une administration par voie orale et aucune preuve claire de la génotoxicité du cadmium (Environnement Canada, 1996).

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 élaborations détaillées des recommandations pour la qualité des sols concernant le cadmium 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. Pour la voie d'exposition par contact direct avec le sol, des données suffisantes sont disponibles pour permettre l'utilisation de la procédure 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 a aussi été 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 cadmium, la RQS_E pour les terrains à vocation agricole est fondée sur la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture; pour toutes les autres utilisations de terrain, elle 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 pour la qualité des sols en vue de la protection de la santé humaine (RQS_{SH}) pour les contaminants à seuil d'effets requièrent une DJA pour le récepteur le plus sensible désigné en fonction d'une 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).

Par conséquent, les RQS_{SH} concernant le cadmium 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).

Le protocole sur les sols (CCME, 1996a) ne traite pas directement du phénomène d'accumulation de contaminants métalliques dans les produits agricoles. Or, une documentation considérable existe et démontre que le cadmium est l'un des contaminants métalliques du sol les plus facilement mobilisés et assimilables. Dabeka (1995) rapporte que les légumes, les pains et les céréales sont les sources principales par lesquelles les Canadiens sont exposés au cadmium alimentaire. En effet, il est connu que les légumes à feuilles alimentaires, en particulier, accumulent le cadmium. La relation entre l'absorption de cadmium par les légumes à feuilles alimentaires et le pH du sol a été résumée par C.C. Ferguson (1994, Nottingham-Trent University, R.-U., comm. pers.). L'analyse de cet auteur indique que les FBC pour ces plantes peuvent être plus grands que 10 dans les sols à pH inférieur à 5.5. Ainsi, l'accumulation de cadmium dans les produits agricoles et l'exposition humaine subséquente ne peuvent être ignorées, spécialement au niveau de la recommandation pour les terrains à vocation agricole. C'est pour cette raison qu'un facteur de sécurité de 10 a été appliqué à la RQS_{SH} pour les terrains à vocation agricole.

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

Recommandation	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
	1,4 ^a	10 ^{a, b}	22 ^a	22 ^a
Recommandations pour la protection de la santé humaine/ résultats des calculs de vérification				
RQS _{SH}	1,4 ^{c, d}	14 ^c	49 ^c	192 ^c
Recommandation relative à l'ingestion de sol	1,4 ^d	14	49	2090
Vérification : inhalation de l'air intérieur	NC ^e	NC ^e	NC ^e	NC ^e
Vérification : migration hors-site	—	—	—	192
Vérification : nappe phréatique (eau potable)	NC ^f	NC ^f	NC ^f	NC ^f
Vérification : produits agricoles, viande et lait	NC ^g	NC ^g	—	—
RQS _{SH} provisoire	NC ^h	NC ^h	NC ^h	NC ^h
Voie limitant la RQS _{SH} provisoire	ND	ND	ND	ND
Recommandations pour la protection de l'environnement/ résultats des calculs de vérification				
RQS _E	3,8 ⁱ	10 ^j	22 ^j	22 ^j
Recommandation relative au contact avec le sol	10	10	22	22
Recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture	3,8	—	—	—
Vérification : cycles des nutriments et de l'énergie	54	54	195	195
Vérification : migration hors-site	—	—	—	132
Vérification : nappe phréatique (vie aquatique)	NC ^f	NC ^f	NC ^f	NC ^f
RQS _E provisoire	NC ^k	NC ^k	NC ^k	NC ^k
Voie limitant la RQS _E provisoire	ND	ND	ND	ND
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	3	5	20	20

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. Par conséquent, 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 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 voie d'exposition sol-plantes-humains n'est pas prise en considération dans cette recommandation. Si des jardins de légumes sont présents ou prévus, un objectif particulier au terrain devrait être élaboré de façon à tenir compte du potentiel de bioaccumulation (p. ex., la recommandation pour la vocation agricole pourrait être adoptée comme objectif). La valeur de la vérification portant sur la migration hors-site devrait être recalculée en conséquence.

^cLa RQS_{SH} est la moins élevée des valeurs entre les recommandations et les vérifications pour la protection de la santé humaine.

^dLa voie d'exposition sol-plantes-humains est prise en considération dans cette recommandation.

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

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

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

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

ⁱLa RQSE est fondée sur la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture.

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

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

Recommandations pour la qualité des sols concernant le cadmium

Les recommandations pour la qualité des sols sont les valeurs les plus faibles parmi les RQS_{SH} et les RQS_E . Pour les terrains à vocation agricole, la recommandation pour la qualité des sols concernant le cadmium est la concentration dans le sol calculée pour la RQS_{SH} , laquelle est fondée sur l'ingestion de sol. Pour toutes les autres 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, les recommandations pour la qualité des sols représentent des recommandations nouvelles entièrement intégrées, élaborées 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

- Agriculture Canada. 1992. Regulatory information on pesticide products containing cadmium. Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail, Ottawa.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1993. Toxicological profile for cadmium: Update. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- Bache, C.A. et D.J. Lisk. 1990. Heavy-metal absorption by perennial ryegrass and Swiss chard grown in potted soils amended with ashes from 18 municipal refuse incinerators. *J. Agric. Food Chem.* 38:190–194.
- Baranski, B., I. Stetkiewicz, K. Sitarek et W. Szymczak. 1983. Effects of oral, subchronic cadmium administration on fertility, prenatal and postnatal progeny development in rats. *Arch. Toxicol.* 54:297–302.
- Bell, P.F., B.R. James et R.L. Chaney. 1991. Heavy metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt-amended soils. *J. Environ. Qual.* 20:481–486.
- Benjamin, M.M. et J.O. Leckie. 1981a. Competitive adsorption of Cd, Cu, Zn and Pb on amorphous iron oxyhydroxide. *J. Colloid Interface Sci.* 83:410–419.
- . 1981b. Multiple-site adsorption of Cd, Cu, Zn and Pb on amorphous iron oxyhydroxide. *J. Colloid Interface Sci.* 79:209–221.
- Bewley, R.J.F. et G. Stotzky. 1983. Effects of cadmium and simulated rain on ammonification and nitrification in soil. *Arch. Contam. Toxicol.* 12:285–291.
- Bingham, F.T., A.L. Page, R.J. Mahler et T.J. Ganje. 1975. Growth and cadmium accumulation of plants grown on a soil treated with a cadmium-enriched sewage-sludge. *J. Environ. Qual.* 4:207–211.
- Blume, H.-P. et G. Brummer. 1991. Prediction of heavy metal behaviour in soil by means of simple field tests. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 22:164–174.
- Bollag, J.-M. et J. Czaban. 1989. Effect of microorganisms on extractability of cadmium from soil with sodium hydroxide and DTPA. *J. Soil Sci.* 40:451–460.
- Boon, D.Y. et P.N. Soltanpour. 1992. Lead, cadmium and zinc contamination of Aspen garden soils and vegetation. *J. Environ. Qual.* 21:82–86.
- Brown, D.H. 1977. Cadmium, dans *Annuaire des minéraux du Canada 1976*, Ottawa, Direction des ressources minérales, Énergie, mines et ressources Canada. (Cité dans CCMRE 1987.)
- Bruemmer, G.W., J. Gerth et K.G. Tiller. 1988. Reaction kinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite. I. Adsorption and diffusion of metals. *J. Soil Sci.* 39:37–52.
- Burton, K.W. et E. Morgan. 1984. The influence of heavy metals upon the growth of sitka-spruce in South Wales forests. *Plant Soil* 78:271–282.
- Carlson, C.L. et H.L. Ragsdale. 1988. Effects of simulated acid precipitation on cadmium and zinc-amended soil and soil-pine systems. *Water Air Soil Pollut.* 42:329–340.
- 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.]
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux*. Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa, ON.
- Chanmugathas, P. et J.M. Bollag. 1987. Microbial mobilization of cadmium in soil under aerobic and anaerobic conditions. *J. Environ. Qual.* 16:161–167.
- Christensen, T.H. 1984a. Cadmium soil sorption at low concentrations: I, Effect of time, cadmium load, pH, and calcium. *Water Air Soil Pollut.* 21:105–114.
- . 1984b. Cadmium soil sorption at low concentrations: II, Reversibility, effect of changes in solute composition, and effect of soil ageing. *Water Air Soil Pollut.* 21:115–125.
- . 1989a. Cadmium soil sorption at low concentrations: VII, Effect of stable solid waste leachate complexes. *Water Air Soil Pollut.* 44:43–56.
- . 1989b. Cadmium soil sorption at low concentrations: VIII, Correlation with soil parameters. *Water Air Soil Pollut.* 44:71–82.
- Cole, M.A. 1979. Solubilization of heavy metal sulfides by heterotrophic bacteria. *Soil Sci.* 127:313–317.
- 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.
- Cousins, R.J., A.K. Barber et J.R. Trout. 1973. Cadmium toxicity in growing swine. *J. Nutr.* 103: 964–972.
- Commenttijn, T., J. Brils et N.M. Van Straalen. 1993. Influence of cadmium on life-history characteristics of *Folsomis candida* (Willem) in an artificial soil substrate. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 26:216–227.

- Dabeka, R.W. 1995. Cadmium in the Canadian food supply, dans Proceedings: National Workshop on Cadmium Transport into Plants. 20–21 juin, 1995, Ottawa.
- Dabeka, R.W. et A.D. McKenzie. 1992. Total diet study of lead and cadmium in food composites: preliminary investigations. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* 75:386–394.
- . 1995. Survey of lead, cadmium, fluoride, nickel, and cobalt in food composites and estimation of dietary intakes of these elements by Canadians in 1986–1988. *J. Assoc. Off. Anal. Chem. Int.* 78:897–909.
- Doelman, P. et L. Haanstra. 1984. Short-term and long-term effects of cadmium, chromium, copper, nickel, lead and zinc on soil microbial respiration in relation to abiotic soil factors. *Plant Soil* 79:317–327.
- Doyle, J.J., W.H. Pfander, S.E. Grebing et J.O. Pierce. 1974. Effects of cadmium on growth, cadmium absorption and cadmium tissue levels in growing lambs. *J. Nutr.* 104: 160–166.
- Eisler, R. 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. Rapport 85(1.2). U.S. Department of the Interior, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Environnement Canada. 1996. Canadian soil quality guidelines for cadmium: Environmental. Supporting document — Final draft. December 1996. Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Division des recommandations, Ottawa.
- Eriksson, J.E. 1989. The influence of pH, soil type and time on adsorption and uptake by plants of cadmium added to the soil. *Water Air Soil Pollut.* 48:317–336.
- Evans, L.J. 1989. Chemistry of metal retention by soils. *Environ. Sci. Technol.* 23:1046–1056.
- Frank, R., K. Ishida et P. Suda. 1976. Metals in agricultural soils of Ontario. *Can. J. Soil Sci.* 56:181–196.
- Frank, R., K.I. Stonefield, H. Luyken et P. Suda. 1986. Survey of elemental contents in two organs of slaughtered bovine, porcine, and avian specimens, Ontario, Canada 1980–83. *Environ. Monit. Assess.* 6:259–265.
- Friberg, L., M. Piscator, G.E. Nordberg et T. Kjellstrom. 1974. Cadmium in the environment. 2^e éd. CRC Press, Cleveland, OH.
- Fu, G., H.E. Allen et C.E. Cowan. 1991. Adsorption and copper by manganese oxide. *Soil Sci.* 152:72–81.
- Gouvernement du Canada. 1994. Le cadmium et ses composés : Liste des substances d'intérêt prioritaire – rapport d'évaluation, Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Environnement Canada et Santé Canada, Ottawa.
- Haghiri, F. 1973. Cadmium uptake by plants. *J. Environ. Qual.* 2:93–96.
- Hartenstein, R., E.F. Neuhauser et J. Collier. 1981. Effects of heavy metals and other elemental additives to activated sludge on growth of *Eisenia foetida*. *J. Environ. Qual.* 10(3):372–376.
- Hoskin, W.M.A. 1991. Cadmium. Énergie, Mines et Ressources Canada, Secteur de la politique minière, Ottawa. Rapport non publié.
- Inskip, W.P. et J. Baham. 1983. Adsorption of Cd(II) and Cu(II) by Na-montmorillonite at low surface coverage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47:660–665.
- John, M.K. 1975. Transfer of heavy metals from soils to plants. *Int. Conf. Heavy Metals. Environ.* 2:365–378.
- Jones, R., K. Prohaska et M.S. Burgess. 1988. Zinc and cadmium in corn plants growing near electrical transmission towers. *Water Air Soil Pollut.* 37:355–363.
- Kelly, J.M., G.R. Parker et W.W. McFee. 1979. Heavy metal accumulation and growth of seedlings of five forest species as influenced by soil cadmium level. *J. Environ. Qual.* 8:361–364.
- Kim, S.J., A.C. Chang, A.L. Page et J.E. Warneke. 1988. Relative concentrations of cadmium and zinc in tissue of selected food plants grown on sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.* 17:568–573.
- Kobus, J. et E. Kurek. 1990. Effect of cadmium contained in plant residues on their microbial decomposition. *Zentralbl. Mikrobiol.* 145:283–291.
- Koren, E. 1992. Cadmium, dans *Annuaire des minéraux du Canada 1991*. Énergie, Mines et Ressources Canada, Ottawa.
- Kotsonis, F.N. et C.D. Klassen. 1978. The relationship of metallothionein to the toxicity of cadmium after prolonged oral administration to rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 46:39–54.
- Kruse, E.A. et G.W. Barrett. 1985. Effects of municipal sludge and fertilizer on heavy metal accumulation in earthworms. *Environ. Pollut. Ser. A Ecol. Biol.* 38:235–244.
- Kuboi, T., A. Noguchi et J. Yazaki. 1986. Family-dependent cadmium accumulation characteristics in higher plants. *Plant Soil* 92:405–415.
- Liang, C.N. et M.A. Tabatabai. 1977. Effects of trace elements on nitrogen mineralization in soils. *Environ. Pollut.* 12:141–147.
- Lide, D.R. (éd.). 1992. CRC handbook of chemistry and physics. 72^e éd. CRC Press, Cleveland, OH.
- Lighthart, B., J. Bahim et V.V. Volk. 1983. Microbial respiration and chemical speciation in metal-amended soils. *J. Environ. Qual.* 12:543–548.
- Lodenus, M. et S. Autio. 1989. Effects of acidification on the mobilization of cadmium and mercury from soils. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18:261–268.
- Ma, W.C. 1982. The influence of soil properties and worm-related factors on the concentration of heavy metals in earthworms. *Pedobiologia* 24:109–119.
- McBride, M.B., L.D. Tyler et D.A. Hovde. 1981. Cadmium adsorption by soils and uptake by plants as affected by soil chemical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45:739–744.
- McGrath, S.P. et P.W. Lane. 1989. An explanation for the apparent losses of metals in a long-term field experiment with sewage sludge. *Environ. Pollut.* 60:235–256.
- 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.
- Mench, M., J. Tancogne, A. Gomez et C. Juste. 1989. Cadmium bioavailability to *Nicotiana tabacum* L., *Nicotiana rustica* L., and *Zea mays* L. grown in soil amended or not amended with cadmium nitrate. *Biol. Fertil. Soils* 8:48–53.
- Miller, J.E., J.J. Hassett et D.E. Koeppel. 1977. Interactions of lead and cadmium on metal uptake and growth of corn plants. *J. Environ. Qual.* 6:18–20.
- Naidu, C.K. et T.K. Reddy. 1988. Effect of cadmium on microorganisms and microbe-mediated mineralization process in the soil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 41:657–663.
- Neuhauser, E.F. R.C. Loehr, D.L. Milligan et M.R. Malecki. 1985. Toxicity of metals to the earthworm *Eisenia foetida*. *Biol. Fertil. Soils* 1:149–152.
- Nriagu, J.O. et J.M. Pacyna. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333:134–139.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 1974. Environmental health criteria for cadmium. Genève.
- . 1984. Guidelines for drinking water. vol. 2, Health criteria and other supporting information. Genève.
- Pietz, R.I., J.R. Peterson, J.E. Prater et D.R. Zenz. 1984. Metal concentrations in earthworms from sewage sludge-amended soils at a strip mine reclamation site. *J. Environ. Qual.* 13:651–654.
- Pip, E. 1991. Cadmium, copper, and lead in soils and garden produce near a metal smelter at Flin Flon, Manitoba. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 46:790–796.
- Piscator, M. 1964. On cadmium in normal human kidneys together with a report on the isolation of metallothionein from livers of cadmium exposed rabbits. *Nord. Hyg. Tidskr.* 45:76.

- Santé Canada. 1996. Canadian soil quality guidelines for cadmium: Human health. Direction de l'hygiène du milieu, Section de l'air et des déchets, Ottawa. Ébauche.
- Santé et Bien-être social Canada. 1978. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Pièce à l'appui, préparé par le Sous-comité fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail, Ottawa.
- Shaikh, Z.A. et J.C. Smith. 1980. Metabolism of orally ingested cadmium in humans, dans *Mechanisms of toxicity and hazard evaluation*, B. Holmstedt, R. Lauwerys, M. Mercier et M. Roberfroid, éd. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam.
- Singh, B.R. 1990. Cadmium and fluoride uptake by oats and rape from phosphate fertilizers in two different soils: Cadmium and fluoride uptake by plants from phosphorus fertilizers. *Norw. J. Agric. Sci.* 4:239–250.
- Simmers, J.W., R.G. Rhett et C.R. Lee. 1983. Application of a terrestrial animal bioassay for determining toxic metal uptake from dredged material, dans *Heavy metals in the environment*. International Conference, Heidelberg, septembre 1983. vol. 2. CEP Consultants Ltd., Edinburgh.
- Spurgeon, D.J., S.P. Hopkin et D.T. Jones. 1994. Effects of cadmium, copper, lead, and zinc on growth, reproduction, and survival of the earthworm *Eisenia foetida* (Savigny): Assessing the environmental impact of point-source metal contamination in terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.* 84:123–130.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1985. Updated mutagenicity and carcinogenicity assessment of cadmium. EPA/600/8-83/025F. Office of Health and Environmental Assessment, Washington, DC.
- . 1988. Cadmium, dans *Reviews of environmental contamination and toxicology*. vol. 107. Springer-Verlag, New York.
- van Gestel, C.A.M., W.A. van Dis, E.M. Dirven-van Breeman, R. Sparenburg et R. Baerselman. 1991. Influence of cadmium, copper, and pentachlorophenol on growth and sexual development of *Eisenia andrei* (Oligochaeta; Annelida). *Biol. Fertil. Soils* 12:117–121.
- Van Loon, J.C., J. Lichwa et D. Ruttan. 1973. A study of the determination and distribution of cadmium in samples collected in a heavily industrialized and urbanized region (Metropolitan Toronto). *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 3:147–160.
- Wadge, A. et M. Hutton. 1986. The uptake of cadmium, lead, and selenium by barley and cabbage grown on soils amended with refuse incineration fly ash. *Plant Soil* 96:407–412.
- Webber, M.D. et A. Shames. 1987. Heavy metal concentrations in Halton Region soils: An assessment for future municipal sludge utilization. *Can. J. Soil Sci.* 67:893–904.
- Whitby, L.M., J. Gaynor et A.J. MacLean. 1978. Metals in soils of some agricultural watersheds in Ontario. *Can. J. Soil Sci.* 58:325–330.

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 — cadmium (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 : spcme@chc.gov.mb.ca