



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

THALLIUM 1999

Ce feuillet d'information présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le thallium (Tl) 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 (Santé Canada, 1995; Environnement Canada, 1998).

Information générale

Le thallium (numéro atomique 81; CAS 7440-28-0) est un élément qui existe à l'état naturel et est largement

distribué dans la croûte terrestre. Le thallium pur est un métal lourd insipide et inodore, mou et malléable et d'une couleur blanc grisâtre. L'éclat métallique qu'il présente lorsqu'il est fraîchement coupé se ternit rapidement en un gris bleuâtre. Le thallium existe dans deux principaux états d'oxydation, l'ion thalleux (Tl(I)) et l'ion thallique (Tl(III)), le premier étant le plus abondant et le plus stable. Une forme bivalente (Tl(II)) rare et très instable est également connue. Le thallium est récupéré à des fins commerciales comme sous-produit dans les usines d'acide sulfurique, les raffineries de cadmium ainsi que les fonderies de cuivre, de zinc et de plomb. Comme le thallium et ses composés sont hautement toxiques, ils sont

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

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation	1^a	1^b	1^b	1^b
RQS _{SH}	NC ^c	NC ^c	NC ^c	NC ^c
Voie limitant la RQS _{SH}	ND	ND	ND	ND
RQS _{SH} provisoire	1	1	1	1
Voie limitant la RQS _{SH} provisoire	Ingestion de sol	Ingestion de sol	Ingestion de sol	Ingestion de sol
RQS _E	1	1,4	3,6	3,6
Voie limitant la RQS _E	Ingestion de sol et de nourriture	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)	1	Aucun	Aucun	Aucun

Notes : NC = non calculé; ND = non déterminé; RQS_E = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine.

^aLes données sont suffisantes et adéquates pour permettre le calcul d'une RQS_{SH} provisoire et d'une RQS_E. La RQS_{SH} provisoire étant égale à la RQS_E et au critère provisoire de qualité des sols existant (CCME, 1991), a été retenue comme recommandation pour la qualité des sols et remplace à ce titre le critère provisoire de qualité des sols pour cette utilisation de terrain.

^bLes données sont suffisantes et adéquates pour permettre le calcul d'une RQS_{SH} provisoire et d'une RQS_E. La RQS_{SH} provisoire étant inférieure à la RQS_E a été retenue comme recommandation pour la qualité des sols pour cette utilisation de terrain.

^cLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour permettre le calcul d'une RQS_{SH} pour cette utilisation de terrain. Elles sont cependant suffisantes et adéquates pour permettre le calcul d'une RQS_{SH} provisoire.

^dLes données étant suffisantes et adéquates pour permettre le calcul d'une RQS_E pour cette utilisation de terrain, une RQS_E provisoire n'a pas été 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.

d'une utilité limitée dans l'industrie, en agriculture et en médecine. Le thallium n'est plus produit commercialement en Amérique du Nord, mais la production mondiale de ce métal se situerait, selon les estimations, entre 10 et 15 tonnes par année (Kemper et Bertram, 1991). Moins de 23 kg de thallium et de composés de thallium ont été importés au Canada entre janvier 1991 et février 1993 (O. Soucy, 1993, Statistique Canada, Ottawa, comm. pers.).

Dans le passé, le sulfate de thallium a été utilisé à grande échelle comme rodenticide et comme insecticide, mais les empoisonnements accidentels et l'usage à mauvais escient des préparations de ce produit dans les suicides et les homicides ont mené, dans la plupart des pays, à l'interdiction ou à la réglementation de tous les pesticides à base de thallium. Au Canada, le seul usage agricole homologué du thallium, la production d'appâts empoisonnés au $TlSO_4$ pour pièges à fourmis, a cessé en 1974 (L. Lang, 1993, Agriculture Canada, Ottawa, comm. pers.). Aux États-Unis, les rodenticides et les insecticides contenant le thallium ont été prohibés en 1972 (ATSDR, 1992). Les sels de thallium étaient autrefois prescrits à grande échelle pour traiter la syphilis, la gonorrhée et la tuberculose ainsi que comme dépilatoire dans le traitement des infections teigneuses chez les enfants. Ces usages ont toutefois été abandonnés en raison de leurs effets secondaires extrêmement toxiques et souvent mortels (Smith et Carson, 1977).

De nos jours, les alliages de thallium sont utilisés dans les plaques anodiques, les interrupteurs et les joints d'étanchéité des systèmes à basse température, les roulements et les contacts (Hui, 1983; Marcus, 1985; Hammond, 1990). Les sels de thallium sont employés dans les rupteurs et les joncteurs à semi-conducteurs, les thermomètres gamme basse, les systèmes optiques, les détecteurs à infrarouge et les cellules photoélectriques ainsi que comme intermédiaire dans la production de thallium métallique et d'autres composés de thallium (Hammond, 1990; ATSDR, 1992). Divers composés de thallium entrent par ailleurs dans la fabrication des spectrophotomètres, des cellules photoélectriques, des lentilles à haut pouvoir de réfraction, du verre fondant à basse température, des pierres précieuses artificielles, des lentilles en céramique, des formulations photographiques et xérogaphiques ainsi que des pièces pyrotechniques (Hammond, 1990; ATSDR, 1992). Les composés organiques de thallium sont des réactifs importants dans la synthèse des produits chimiques organiques (Smith et Carson, 1977; Hui, 1983). Présentement, le thallium radioactif (^{201}Tl) est utilisé à des fins de diagnostic, comme en scintigraphie myocardique (Kemper et

Bertram, 1991; ATSDR, 1992). On trouve par ailleurs de nouvelles applications pour le thallium dans les supraconducteurs expérimentaux à haute température (Waldrop, 1988).

Sous l'effet de l'altération atmosphérique naturelle, quelque 2400 t de thallium sont libérées chaque année dans l'environnement global (Bowen, 1979), cette substance étant facilement mobilisée avec les métaux alcalins (Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Les activités humaines entraînent cependant la mobilisation d'une quantité supplémentaire de 2000 à 7000 t de thallium par année à l'échelle mondiale (Ewers, 1988; Nriagu et Pacyna, 1988). Les principales sources de rejet dans l'environnement sont les émissions et les déchets produits par la combustion de combustibles fossiles, la fusion de métaux ferreux et non ferreux, le traitement des métaux et la fabrication du ciment. Les industries qui utilisent le thallium ne devraient pas, selon les prévisions, être à l'origine de rejets importants de ce métal (Schoer, 1984; ATSDR, 1992).

Des traces de thallium variant de 0,010 à 0,020 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ont été mesurées dans de l'eau de mer non polluée (Smith et Carson, 1977; Bruland, 1983; Flegal et Patterson, 1985). De plus fortes concentrations ont été enregistrées dans de l'eau douce non polluée (0,01 à 14 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (Kazantzis, 1986; Kemper et Bertram, 1991). Korkisch et Steffan (1979) ont mesuré de faibles concentrations dans des eaux hydrothermales d'Europe ($<0,6 \mu\text{g Ti}\cdot\text{L}^{-1}$) et des concentrations beaucoup plus importantes dans des eaux de champ pétrolifère des États-Unis (12,9 à 672,0 $\mu\text{g Ti}\cdot\text{L}^{-1}$). Aucune donnée n'était disponible sur les concentrations de thallium dans les eaux souterraines du Canada.

Des traces de thallium variant de 0,13 à 0,27 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec et de 0,14 à 0,30 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec ont été mesurées dans les sédiments de surface et de subsurface, respectivement, dans quatre lacs éloignés du Rocky Mountain National Park (Heit et coll., 1984). De plus fortes concentrations en thallium ont été enregistrées dans les sédiments de surface (plage : 5,8 à 10,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec) et de subsurface (plage : 5,7 à 11,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec) de deux lacs des Adirondacks (Heit et coll., 1981).

Les données sur la teneur en thallium des sols canadiens sont rares. En Ontario, on a analysé des échantillons prélevés dans des parcs en milieu urbain et en milieu rural en vue de déterminer la plage ontarienne type. Cette valeur, qui correspond au 98^e centile des concentrations mesurées, s'établit à 0,81 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour les parcs en milieu rural et à 0,77 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour les vieux parcs en milieu

urbain (MEEQ, 1993). Ces concentrations de fond en thallium sont du même ordre de grandeur que celles observées en Grande-Bretagne dans les sols de 8 des 9 emplacements échantillonnés (0,03 à 0,35 mg de Tl extractible au HNO_3 par kg de sol), la seule anomalie étant celle relevée à Shipham (plage : 0,42 à 0,99 mg de Tl extractible au HNO_3 par kg de sol) (Alloway, 1990). Ure et coll. (1979) ont enregistré une concentration moyenne de $0,3 \text{ mg Tl}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour les sols d'Écosse (plage : $0,1$ à $0,8 \text{ mg Tl}\cdot\text{kg}^{-1}$), et Tremel et coll. (1997) ont calculé une moyenne de $1,51 \text{ mg Tl}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour les sols de France (médiane = $0,29 \text{ mg Tl}\cdot\text{kg}^{-1}$; 90^e centile = $1,54 \text{ mg Tl}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Le CCME (1993) recommande l'utilisation de « la spectroscopie d'émission de plasma induit par haute fréquence » (Méthode 6010, révision 0, de l'USEPA) pour mesurer les concentrations de thallium dans les eaux souterraines, le sol, la boue, les sédiments et les déchets solides. Le seuil de détection pour cette méthode est de $40 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Par conséquent, en supposant qu'un échantillon de sol de 1 g est digéré dans une solution de 100 mL, on obtient un seuil de détection dans le sol de $4 \text{ mg Tl}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol. La quantité mesurée de thallium total, comme celle des autres métaux dosés dans les échantillons de sol, varie selon le type de traitement d'extraction appliqué aux échantillons avant l'analyse. Il importe donc, au moment de rapporter les résultats d'une analyse, de préciser le type de traitement d'extraction utilisé.

Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Le comportement du thallium dans l'atmosphère a fait l'objet d'analyses de l'USEPA (1988) et de l'ATSDR (1992). Les composés de thallium émis dans l'atmosphère sous l'effet des activités humaines ne sont pas volatils et sont éliminés par les précipitations, la dispersion atmosphérique et la sédimentation gravitationnelle (ATSDR, 1992). Bien que certains composés de thallium, comme le TlCl , soient photosensibles, rien n'indique que les réactions photochimiques jouent un rôle déterminant dans l'évolution du thallium dans l'atmosphère (ATSDR, 1992).

Le devenir du thallium dans les milieux aquatiques a été étudié par Callahan et coll. (1979), le CCMRE (1987) et l'ATSDR (1992). Dans la plupart des eaux naturelles aérées, l'ion thalleux (Tl(I)) est la forme prédominante et la plus stable de thallium ionique. Dans les eaux fortement oxygénées, l'ion thallique (Tl(III)) peut être présent (Callahan et coll., 1979). Dans les milieux réducteurs, l'ion Tl(I) peut se précipiter sous la forme

métallique ou, en présence de soufre, sous la forme du sulfure insoluble Tl_2S . Dans des conditions oxydantes, l'ion Tl(III) en solution peut être éliminé par la formation de Tl(OH)_3 , un composé précipitable.

Le thallium peut passer de la phase aqueuse à la phase sédimentaire (ATSDR, 1992) et se sorber à certains minéraux argileux et oxydes métalliques hydratés (Zitko et coll., 1975; Callahan et coll., 1979; Frantz et Carlson, 1987). On a donc émis l'hypothèse que les sédiments pourraient constituer un puits actif pour le thallium dans les milieux aquatiques (Callahan et coll., 1979).

Le devenir du thallium dans les sols a été analysé par Alloway (1990) de même que par Kabata-Pendias et Pendias (1992). Dans les formations géochimiques, le thallium se présente dans trois états d'oxydation : Tl(I) , Tl(II) et Tl(III) . Le cation Tl(I) , surtout incorporé dans le sulfure, est hautement associé au potassium et au rubidium, et son comportement géochimique est analogue à celui du potassium (Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Cependant, peu de données sont disponibles sur la forme chimique que prend le thallium dans les sols. Néanmoins, on croit généralement que l'espèce présente dans les sols est le Tl(I) et que c'est sous cette forme que l'élément est mis en solution (Alloway, 1990). Le thallium est le plus souvent fixé in situ par les argiles et les gels (colloïdes) de manganèse et d'oxydes de fer, mais la sorption du thallium par les matières organiques, en particulier dans des conditions réductrices, a également été observée (Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Le sulfate de thallium serait fortement lié dans la couche supérieure de 10 cm de divers types de sols et hautement résistant à la lixiviation dans les horizons inférieurs (Alloway, 1990). Dans les sols, le thallium anthropique semble être très soluble et donc facilement assimilable par les plantes (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

Comportement et effets chez le biote

Processus microbiens des sols

Les effets du thallium sur les micro-organismes varient considérablement d'une espèce à l'autre. Les bactéries de la famille *Acheloplasmataceae* sont inhibées à de faibles concentrations de thallium, tandis que la croissance des bactéries de la famille *Mycoplasmataceae* n'est presque pas touchée (Kunze, 1973). D'autres micro-organismes, comme *Proteus mirabilis*, *Streptococcus pyogenes* A., *Listeria monocytogenes*, *Escherichia coli*, *Klebsiella*, *Salmonella typhimurium*, *Micrococcus lysodeicticus*, *Aeromonas drophila*,

Bacterium subtilis et *Pseudomonas aeruginosa*, sont fortement inhibés (Kunze, 1972).

Le thallium peut être absorbé activement ou passivement par les micro-organismes. Dans la plupart des cas, la toxicité du thallium est inversement proportionnelle à la concentration de potassium (Sager, 1994).

Ajouté à du limon à raison de 1943 mg·kg⁻¹, le sulfate de thallium a retardé de 5,8 % la formation de nitrates (McCool, 1933), tandis que la nitrification par *Nitrobacter agilis* a été inhibée à des concentrations variant de 0,8 à 8 ppm (Tandon et Mishra, 1968).

Plantes terrestres

La teneur en thallium des plantes est, dans une certaine mesure, fonction de la concentration en thallium du sol dans lequel elles poussent (Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Le thallium est facilement absorbé par les racines de la plupart des plantes, probablement en raison de la similitude qui existe entre son comportement et celui du potassium (Sherlock et Smart, 1986). Des études menées par Logan et coll. (1983) ont montré que les sels de Tl(I) sont absorbés plus rapidement que les sels de Tl (III). Lehn et Bopp (1987) ont observé que le thallium de source anthropique est plus disponible pour les plantes que le thallium d'origine géologique. Le thallium est également absorbé par les feuilles (Schoer, 1984). Les légumes verts, en particulier les légumes crucifères et ombellifères, semblent présenter des concentrations de thallium beaucoup plus élevées que les autres végétaux (Tooze, 1980; Sherlock et Smart, 1986). Parmi les différents stades de vie des plantes, c'est toujours au stade jeune que les concentrations en thallium sont les plus fortes (Lehn et Bopp, 1987).

Le fait de saupoudrer les feuilles d'une plante de sulfate de thallium entraîne l'apparition de taches chlorotiques pâles et rondes, sur toute la surface des feuilles. En revanche, l'absorption de thallium par les racines provoque une altération de la couleur attribuable à la dégradation de la chlorophylle qui commence à la base de la nervure de la feuille, progresse le long de cette nervure, en atteint l'extrémité et s'étend sur tout le limbe jusqu'à ce qu'il soit complètement recouvert de chlorose intercostale (Schoer, 1984). Les effets peuvent également comprendre des nécroses et des chutes saisonnières de tissus causées par la formation au bout de la tige d'une matière cicatricielle identique à celle qui se développe avant la chute normale de tissus de l'automne (Prinz et coll., 1979).

Dans du limon sableux, une concentration de 2 ppm de sulfate de thallium (1,6 mg Tl·kg⁻¹ de sol) retarde la croissance des parties érigées et des racines du maïs, entraînant une diminution de 19 % de la hauteur des plants (McCool, 1933; Lachover et coll., 1958). Dans les mêmes conditions, la hauteur des plants de tomate est réduite de 13 % (Lachover et coll., 1958). Dans du limon silteux, une concentration de 2 ppm de sulfate de thallium réduit de 32 % le rendement du sarrasin (McCool, 1933), tandis que dans du limon argileux, cette même concentration réduit de 24 % la hauteur des plants de haricots (Lachover et coll., 1958). Dans du limon sableux, une concentration de 1,7 ppm de sulfate de thallium (1,4 mg Tl·kg⁻¹ de sol) suffit pour endommager le soja, le blé, le sarrasin, la luzerne et le ray-grass (McCool, 1933). Le haricot jaune semble plus résistant aux effets toxiques du thallium lorsqu'il est cultivé dans du limon sableux, n'affichant aucune diminution appréciable de la hauteur des plants à une concentration de 6 ppm de sulfate de thallium (4,8 mg Tl·kg⁻¹ de sol). Un retard de développement des racines et des parties aériennes a été observé à une concentration de 8,5 ppm de sulfate de thallium (6,9 mg Tl·kg⁻¹ de sol) (Lachover et coll., 1958; McCool, 1933).

Invertébrés terrestres

Très peu d'information est disponible sur les effets du thallium sur les invertébrés terrestres. Popenoe (1926) a observé que le thallium, lorsqu'il est offert à des fourmis pharaons (*Monomorium pharaonis*) dans un sirop, détruisait des colonies entières en une période de 3 sem. à un mois. Environnement Canada (1996) a signalé que dans un test de toxicité de 14 j effectué à l'aide de sol artificiel, aucune mortalité n'a été observée chez le ver de terre à une concentration de 12 mg Tl·kg⁻¹ de sol. Cette expérience a permis de mesurer une CMEO (mortalité) de 27 mg Tl·kg⁻¹ de sol et une CL₅₀ de 30 mg Tl·kg⁻¹ de sol.

Animaux d'élevage et faune sauvage

Le thallium a été utilisé à grande échelle comme rodenticide et comme insecticide. Il a également été employé, dans une moindre mesure, afin de lutter contre d'autres espèces. Un grand nombre d'animaux sauvages et domestiques ont subi un empoisonnement accidentel par le thallium (Environnement Canada, 1998).

Pour les mammifères et les oiseaux, la DL₅₀ se situe généralement entre 5 et 70 mg·kg⁻¹ de poids corporel. La sensibilité aux effets toxiques du thallium ne varie pas

sensiblement d'un mammifère à l'autre (Schoer, 1984). Chez les rats, le thallium est facilement absorbé et rapidement distribué dans l'ensemble de l'organisme, et un passage placentaire important détermine des concentrations de thallium semblables dans les organes de la mère et du fœtus. Une intoxication subaiguë entraîne la perte de poils ou du pelage, la mue du plumage, des lésions cutanées sanglantes, un tremblement et une paralysie musculaire (Landauer, 1931a; Pile, 1956; Mather et Low, 1960; Lennox, 1966; Sager, 1994). Chez la souris femelle, une intoxication thallique chronique entraîne une atrophie complète du tractus génital (Champy et coll., 1958), tandis que chez les oiseaux, les oisillons engendrés par un mâle ayant subi une intoxication thallique chronique présentent un taux de mortalité plus élevé au cours des 3 premières semaines après l'éclosion que les oisillons engendrés par un mâle normal (Landauer, 1931b). Pour les embryons de poulet, le thallium est hautement tératogène in ovo (Ridgway et Karnofsky, 1952; Hall, 1972; Sager, 1994). Lorsqu'il est administré en quantités infimes, le thallium est surtout excrété par les selles (80 %); l'excrétion totale par les reins ne représentant que 16 % de la quantité absorbée. Le thallium est également excrété dans le lait (Potter et coll., 1971).

Effets sur la santé des humains et des animaux de laboratoire

Les Canadiens sont probablement exposés à de petites quantités de thallium présentes dans les aliments, l'air ambiant, l'eau potable et le sol. Les aliments (surtout les légumes verts) constituent la principale voie d'absorption. Les DJA estimées pour les Canadiens sont de 0,15, 0,21, 0,15, 0,09 et 0,08 $\mu\text{g TI}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel pour les nourrissons, les enfants d'âge préscolaire, les enfants d'âge scolaire, les adolescents et les adultes, respectivement. Ces valeurs estimées d'exposition au thallium sont semblables à celles qui ont été enregistrées dans les autres pays industrialisés. La fumée de cigarette pourrait être une source d'exposition pour les fumeurs. En Allemagne, des populations vivant à proximité de certaines cimenteries ont été exposées à des quantités importantes de thallium, principalement par la consommation de fruits et de légumes jardiniers cultivés sur place dans des sols contaminés au thallium, et non pas par inhalation d'air contaminé par le thallium.

Le thallium est un toxique général lent mais persistant qui est rapidement et presque complètement absorbé dans le tube digestif. Il est aussi facilement absorbé à la suite de son inhalation ou de son contact avec la peau (Kanzantis,

1986). Les concentrations en thallium de divers tissus et liquides organiques humains, comme le sang, l'urine, les poils, les cheveux et les ongles, ont été mesurées (Singh et coll., 1975; Brockhaus et coll., 1981; Apostoli et coll., 1988; Ewers, 1988). Des études ont montré que la teneur en thallium de l'urine constitue l'indicateur le plus fiable de l'absorption de ce métal et un critère utile dans le dépistage des expositions ambiantes et professionnelles de faible intensité (Singh et coll., 1975; Apostoli et coll., 1988; Ewers, 1988). Aucune donnée sur les concentrations en thallium des tissus et des liquides organiques des Nord-Américains n'a été relevée. Des études menées en Europe ont montré que les teneurs urinaires moyennes en thallium chez des sujets exposés à des concentrations naturelles de thallium sont généralement $<1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, la limite supérieure normale s'établissant à $0,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Brockhaus et coll., 1981). Bien que le thallium et le ^{201}Tl soient sécrétés dans le lait humain (ICRP, 1975; Murphy et coll., 1989), leurs concentrations précises dans ce liquide organique n'ont pas été mesurées.

Le thallium traverse la barrière placentaire de même que la barrière hémato-encéphalique (Stokinger, 1981; Formigli et coll., 1983). Les deux principales voies d'élimination du thallium sont le tube digestif et les reins (Lund, 1956). Lie et coll. (1960) ont noté que le schéma d'excrétion ne variait pas en fonction du mode d'administration. Chez des rats ayant reçu par gavage une dose de $10 \text{ mg TI}\cdot\text{kg}^{-1}$ sous forme de sulfate de thallium, 32 % de la dose administrée a été éliminée dans les selles et 21 %, dans l'urine après une période de 8 j (Lehman et Favari, 1985).

La dose létale minimale pour les humains se situe entre 0,2 et 1 g de thallium. Chez l'humain, la charge corporelle a été estimée à $0,002 \text{ mg TI}\cdot\text{kg}^{-1}$, ce qui correspond à 0,14 mg de thallium pour un adulte pesant 70 kg. Les effets d'une intoxication thallique aiguë chez les humains touchent principalement le système nerveux central, le tube digestif, les reins, les poumons, le cœur et le foie. Des lésions de la peau et des muqueuses ainsi que des dommages aux poils, aux cheveux et aux ongles ont également été observés (Kemper et Bertram, 1991). Les conséquences d'une intoxication thallique chronique peuvent comprendre une chute temporaire des cheveux et des poils (alopécie), un mauvais état général de santé et la paresthésie. On n'a trouvé aucune étude sur la cancérogénicité chez les humains du thallium absorbé par quelque voie d'exposition que ce soit. On a donc classé le thallium dans le Groupe Vib, « inclassable pour ce qui est du pouvoir cancérigène chez l'homme ».

Dans une étude de 90 j au cours de laquelle des rats ont absorbé par gavage des doses quotidiennes de 8,1, de 40,5 ou de 202,4 $\mu\text{g TI}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel, Stoltz et coll. (1986) ont enregistré une DSENO de 0,20 $\text{mg TI}\cdot\text{kg}^{-1}$ par jour. Une augmentation apparemment proportionnelle à la dose pour la perte de poils a été observée, de même que des variations liées à la dose modérées pour des indicateurs sanguins (c.-à-d., la transaminase glutamo-oxalo-acétique, la lactico-déshydrogénase, le sodium et le sucre sériques). Seule une alopécie a été observée à la nécropsie, et les examens microscopiques n'ont révélé aucune modification histologique. La Environmental Protection Agency des États-Unis a dérivé une dose de référence de 0,07 $\mu\text{g TI}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel par jour à partir de la plus faible DSENO enregistrée dans la documentation, une valeur de 0,20 $\text{mg TI}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel par jour mesurée par Stoltz et coll. (1986), et d'un facteur d'incertitude de 3000 (10 pour les effets intraspécifiques, 10 pour les effets interspécifiques, 10 pour une période d'étude inférieure à la longévité et un facteur d'incertitude supplémentaire de 3 pour l'absence d'études sur la cancérogénicité ainsi que pour l'éventuel pouvoir tératogène du thallium, ses effets potentiels sur la reproduction et sa capacité à traverser la barrière placentaire). Cette dose de référence a été adoptée au Canada comme DJA afin d'élaborer des recommandations pour la qualité des sols fondées sur la santé relatives au thallium dans les lieux contaminés du pays.

Élaboration des recommandations

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols ont été élaborées pour différentes utilisations des terrains selon la méthode décrite dans CCME (1996a) à partir de différents récepteurs et scénarios d'exposition propres à chaque utilisation des terrains (tableau 1). Des explications détaillées sur l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols à l'égard du thallium sont présentées dans Environnement Canada (1998) et Santé Canada (1995).

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 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 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 thallium, la RQS_E pour les terrains à vocation agricole correspond à la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture. La valeur préliminaire qui a été calculée pour la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture était inférieure aux niveaux de fond type. Par conséquent, il n'a pas été possible d'élaborer une RQS_I supérieure aux niveaux de fond. On propose donc à l'égard du thallium une RQS_I de 1 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Cette valeur équivaut au 98^e centile de la plage des concentrations types de cet élément dans les sols ontariens. Pour toutes les autres utilisations de terrain, la RQS_E correspond à 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 visant la protection de la santé humaine (RQS_{SH}) applicables aux contaminants avec concentration seuil produisant un effet

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

Recommandation	Vocation du terrain			
	Agricole 1 ^a	Résidentielle/ parc 1 ^b	Commerciale 1 ^b	Industrielle 1 ^b
Recommandations et résultats de vérification à l'égard de la santé humaine				
RQS _{SH}	NC ^c	NC ^c	NC ^c	NC ^c
Recommandation relative à l'ingestion de sol	NC	NC	NC	NC
Vérification : inhalation de l'air intérieur	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d
Vérification : migration hors-site	—	—	—	NC
Vérification : eau souterraine (eau potable)	NC ^e	NC ^e	NC ^e	NC ^e
Vérification : produits de la terre, viande et lait	NC ^f	NC ^f	—	—
RQS _{SH} provisoire	1	1	1	1
Voie limitant la RQS _{SH} provisoire	Ingestion de sol	Ingestion de sol	Ingestion de sol	Ingestion de sol
Recommandations et résultats de vérification à l'égard de l'environnement				
RQS _E	1 ^g	1,4 ^h	3,6 ^h	3,6 ^h
Recommandation relative au contact avec le sol	1,4	1,4	3,6	3,6
Recommandation relative à l'ingestion de sol	1 ⁱ	—	—	—
Vérification : cycles des nutriments et de l'énergie	NC ^j	NC ^j	NC ^j	NC ^j
Vérification : migration hors-site	—	—	—	140
Vérification : eau souterraine (vie aquatique)	NC ^e	NC ^e	NC ^e	NC ^e
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)	1	Aucun	Aucun	Aucun

Notes : NC = non calculé; ND = non déterminé; RQS_E = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine. Le tiret indique une recommandation ou un résultat de vérification qui n'est pas visé par le scénario d'exposition pour cette utilisation de terrain et qui, par conséquent, n'a pas été calculé.

^aLes données sont suffisantes et adéquates pour permettre le calcul d'une RQS_{SH} provisoire et d'une RQS_E. La RQS_{SH} provisoire étant égale à la RQS_E et au critère provisoire de qualité des sols existant (CCME, 1991), a été retenue comme recommandation pour la qualité des sols et remplace à ce titre le critère provisoire de qualité des sols pour cette utilisation de terrain.

^bLes données sont suffisantes et adéquates pour permettre le calcul d'une RQS_{SH} provisoire et d'une RQS_E. La RQS_{SH} provisoire étant inférieure à la RQS_E a été retenue comme recommandation pour la qualité des sols pour cette utilisation de terrain.

^cLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour permettre le calcul d'une RQS_{SH} pour cette utilisation de terrain. Elles sont cependant suffisantes et adéquates pour permettre le calcul d'une RQS_{SH} provisoire.

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

^eS'applique aux composés organiques et n'est pas calculé pour les contaminants métalliques. Les préoccupations relatives aux contaminants métalliques doivent être examinées en fonction des caractéristiques précises de chaque emplacement.

^fS'applique aux composés organiques non polaires et n'est pas calculé pour les contaminants métalliques. Les préoccupations relatives aux contaminants métalliques doivent être examinées en fonction des caractéristiques précises de chaque emplacement.

^gCorrespond à la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture.

^hCorrespond à la recommandation relative au contact avec le sol.

ⁱLa valeur préliminaire qui a été calculée pour la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture était inférieure aux niveaux de fond type. Par conséquent, il n'a pas été possible d'élaborer une RQS_{SH} supérieure aux niveaux de fond. On propose donc à l'égard du thallium une RQS_{SH} de 1 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Cette valeur équivaut au 98^e centile de la plage des concentrations types de cet élément dans les sols ontariens.

^jLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour permettre le calcul du résultat d'une vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie pour cette utilisation de terrain.

^kLes données étant suffisantes et adéquates pour permettre le calcul d'une RQS_E pour cette utilisation de terrain, une RQS_E provisoire n'a pas été calculée.

sont élaborés à partir d'une DJA pour le récepteur le plus sensible identifié pour une utilisation de terrain. Pour le thallium, une DJA provisoire a été utilisée au lieu d'une DJA définitive.

La DJA estimée du thallium dépasse la DJA provisoire pour l'ensemble des Canadiens, tous âges confondus. Il est donc impossible de déduire une concentration acceptable de thallium dans les sols supérieure à la concentration de fond type. On propose donc à l'égard du thallium une recommandation provisoire pour la qualité des sols de $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol sec pour toutes les utilisations de terrain. Cette valeur équivaut au 98^e centile de la plage de concentrations types de cet élément dans les sols ontariens. Par conséquent, les recommandations pour la qualité des sols fondées sur la santé humaine proposées pour le thallium (total) pour toutes les utilisations de terrain correspondent à la concentration type dans le sol (tableau 2).

Recommandations pour la qualité des sols établies pour le thallium

Les recommandations pour la qualité des sols sont destinées à assurer la protection tant de l'environnement que de la santé humaine. Lorsque des données suffisantes et adéquates sont disponibles pour ces deux domaines de protection, les critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1991) peuvent être remplacés.

Les données sont suffisantes et adéquates pour permettre le calcul de RQS_{SH} provisoires et de RQS_{E} . Les RQS_{SH} provisoires sont inférieures aux RQS_{E} et égales aux critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1991) et sont donc adoptées comme recommandations. Les recommandations pour la qualité des sols remplacent donc les critères provisoires de qualité des sols pour toutes les utilisations de terrain.

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

Références

- Alloway, B.J., dir. 1990. Heavy metals in soils. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- Apostoli, P., G. Maranelli, C. Minioia, A. Massola, C. Baldi et L. Marchiori. 1988. Urinary thallium: Critical problems, reference values and preliminary results of an investigation in workers with suspected industrial exposure. *Sci. Total Environ.* 71:513–518.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1992. Toxicological profile for thallium. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- Bowen, H.J.M. 1979. Environmental chemistry of the elements. Academic Press, Londres. (Cité dans Jaworski 1982; Mathis et Kevern 1975).
- Brockhaus, A., R. Dolger, U. Ewers, U. Krämer, H. Soddemann et H. Wiegand. 1981. Intake and health effects of thallium among a population living in the vicinity of a cement plant emitting thallium containing dust. *Int. Arch. Environ. Health* 8:375–389.
- Bruland, K.W. 1983. Trace elements in seawater. *Chem. Oceanogr.* 8:173–197. (Cité dans Kemper et Bertram 1991.)
- Callahan, M.A., M.W. Slimak, N.W. Gabel, I.P. May et C.F. Fowler. 1979. Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. vol. I. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water Planning and Standards, Office of Water and Waste Management. Washington, DC.
- 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, Sommaires 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.]
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux. Préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa, ON.
- Champy, C., S. Hatem et J. Tharanne. 1958. Végétation du tractus génital de la souris après intoxication thallique ménagée. *C. R. Soc. Biol.* 152:906–907.
- Environnement Canada. 1996. Seedling emergence and earthworm toxicity tests on barium and thallium. Direction générale de la conservation des écosystèmes, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Division des recommandations, Ottawa. Inédit.
- . 1998. Canadian soil quality guidelines for thallium: Environmental. Supporting document — Final draft. October 1998. Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Division des recommandations, Ottawa.
- Ewers, U. 1988. Environmental exposure to thallium. *Sci. Total Environ.* 71:285–292.
- Flegal, A.R. et C.C. Patterson. 1985. Thallium concentrations in water. *Mar. Chem.* 15:327–331. (Cité dans Kemper et Bertram 1991).
- Formigli, L., E. Sabbioni et L. Manzo. 1983. Metabolism and toxicity of thallium (I) in the developing rat. *Subst. Alcohol Actions-Misuse* 4:260–261.
- Frantz, G. et R.M. Carlson. 1987. Effects of rubidium, cesium, and thallium on interlayer potassium release from Transvaal vermiculite. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51(2):305–308.
- Hall, B.K. 1972. Achondroplasia in the embryonic chick: Its potentiation by cortisone acetate and alleviation by vitamin C. *Can. J. Zool.* 50:1527–1536.

- Hammond, C.R. 1990. The elements, dans CRC handbook of chemistry and physics, 71^e éd., D.R. Lide, éd. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Heit, M., Y.L. Tan, C. Klusek et J.C. Burke. 1981. Anthropogenic trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbon levels in sediment cores from two lakes in the Aridondack acid lake region. *Water Air Soil Pollut.* 15:441–464.
- Heit, M., C. Klusek et J. Baron. 1984. Evidence of deposition of anthropogenic pollutants in remote Rocky Mountain lakes. *Water Air Soil Pollut.* 22:403–416.
- Hui, B.C. 1983. Thallium and thallium compounds, dans Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology, 3^e éd. John Wiley and Sons, New York.
- ICRP (International Commission on Radiological Protection). 1975. Report of the Task Group on Reference Man. A report by a Task Group Committee 2 of the International Commission on Radiological Protection. Pergamon Press, Oxford.
- Jaworski, J.F. 1982. Fiches de données sur certains éléments toxiques. Conseil national de recherches du Canada, comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement du CNRC. N^o de publ. CNRC 19253.
- Kabata-Pendias, A. et H. Pendias. 1992. Trace elements in soils and plants. 2^e éd. CRC Press, Inc., Londres.
- Kazantzis, G. 1986. Thallium, dans Handbook on the toxicology of metals, Vol. II, Specific metals, 2^e éd., L. Friberg, G.F. Nordberg et V.B. Vouk, éd. Elsevier, New York.
- Kemper, F.R. et H.P. Bertram. 1991. Thallium, dans Metals and their compounds in the environment — Occurrence, analysis, and biological relevance, E. Merian, éd. VCH, New York.
- Korkisch, J. et I. Steffan. 1979. Determination of thallium in natural waters. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 6:111–118.
- Kunze, M. 1972. Sensitivity of *Staphylococcus aureus* and *Staphylococcus epidermidis* to thallium. *Zentralbl. Bakteriol. Parasitenkd. Infektionskr. Hyg. Abt. I Orig. Reihe A* 222(4):548–551. (Cité dans Sager 1994.)
- . 1973. In vitro v CSSR 2(1):155–159. (Cité dans Sager 1994.)
- Lachover, D., M. Plaut et S. Angel-Malachi. 1958. Some effects of thallium sulfate on plant growth, and its behavior in the soil. Ministry of Agriculture, State of Israel, KTAVIM, Records of the Agricultural Research Station, vol. 8(1–2):1–10.
- Landauer, W. 1931a. Influence of thallium salts upon the molting mechanism of fowls. *J. Agric. Res. (Washington)* 43(1):67–72.
- . 1931b. Über den Einfluß der Thalliumvergiftung des Vaters auf die Nachkommenschaft. *Archiv. Gewerbepathol. Gewerbehyg.* 1:791–792.
- Lehman, P.A. et L. Favari. 1985. Acute thallium intoxication: Kinetic study of the relative efficacy of several antidotal treatments in rats. *Arch. Toxicol.* 57:56–60.
- Lehn, H. et M. Bopp. 1987. Prediction of heavy-metal concentrations in mature plants by chemical analysis of seedlings. *Plant Soil* 101:9–14.
- Lennox, W.J. 1966. Thallium poisoning. *Can. Vet. J.* 7(5):113–116.
- Lie, R., R.G. Thomas. et J.K. Scott. 1960. Distribution and excretion of thallium²⁰⁴ in the rat with suggested MPC's and a bioassay procedure. *Health Phys. J.* 2:334–340.
- Logan, P.G., N.W. Lepp et D.A. Philipps. 1983. Thallium uptake by higher plants. Proceedings of the 4th International Conference on Heavy Metals in the Environment, pp. 642–643. (Cité dans Sherlock et Smart 1986.)
- Lund, A. 1956. Distribution of thallium in the organism and its elimination. *Acta Pharmacol. Toxicol.* 12:251–259.
- Marcus, R.L. 1985. Investigation of a working population exposed to thallium. *J. Soc. Occup. Med.* 35(1):4–9.
- Mather, W. et G. Low. 1960. Thallium intoxication in dogs. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 137(9):544–549.
- Mathis, B.J. et N.R. Kevern. 1975. Distribution of mercury, cadmium, lead and thallium in a eutrophic lake. *Hydrobiologia* 46(2–3):207–222.
- McCool, M.M. 1933. Effect of thallium sulphate on the growth of several plants and on nitrification in soils. *Contrib. Boyce Thompson Inst.* 5:289–296.
- 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.
- Murphy, P.H., C.W. Beasley, W.H. Moore et M.G. Stabin. 1989. Thallium-202 in human milk: Observations and radiological consequences. *Health Phys.* 56(4):539–541.
- Nriagu, J.O. et J.M. Pacyna. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333(6169):134–139.
- Pile, C.H. 1956. Thallium poisoning in domestic felines. *Aust. Vet. J.* Jan. 1956:18–20.
- Popenoe, C.H. 1926. Thallium as insecticide. *Science* 64:525.
- Potter, G.D., G.M. Vattuone et D.R. McIntyre. 1971. The fate and implications of ingested ²⁰⁴Tl in a dairy cow and calf. *Health Phys.* 20:657–661.
- Prinz, B.G., G.H. Krause et H. Stratmann. 1979. Thalliumschäden in der Umgebung der Dyckerhoff-Zementwerke AG in Lengerich, Westfalen. *Staub-Reinhalt. Luft* 39:457–462.
- Ridgway, L.P. et D.A. Karnofsky. 1952. The effects of metals on the chick embryo: Toxicity and production of abnormalities in development. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 55:203–215.
- Sager, M. 1994. Thallium. *Toxicol. Environ. Chem.* 45:11–32.
- Santé Canada. 1995. Canadian soil quality guidelines for contaminated sites: Human health effects — Thallium. Rapport final. Avril 1995. Direction de l'hygiène du milieu, Section de l'air et des déchets, Ottawa. Inédit.
- Schoer, J. 1984. Thallium, dans Handbook of environmental chemistry, vol. 3, partie C, p. 143–214, O. Huzinger, éd. Springer, New York. (Cité dans Ewers 1988.)
- Sherlock, J.C. et G.A. Smart. 1986. Thallium in foods and the diet. *Food Addit. Contam.* 3(4):363–370.
- Singh, N.P., J.D. Bogden et M.M. Joselow. 1975. Distribution of thallium and lead in children's blood. *Arch. Environ. Health* 30:557–558.
- Smith, I.C. et B.L. Carson. 1977. Trace elements in the environment. vol. 1, Thallium. Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI.
- Stoking, H.E. 1981. Thallium, Tl, dans Patty's industrial hygiene and toxicology, vol. 2A, Toxicologie, G.D. Clayton et F.E. Clayton, éd. John Wiley and Sons, Toronto.
- Stoltz, M.L., M.A. Stedhan, L.K. Brown, L. Laber et A.M. El-hawari. 1986. Midwest Research Institute. Rapport final. Subchronic (90-day) toxicity of thallium (I) sulfate (CAS NO. 7446-18-6) in Sprague-Dawley rats. Projet n^o 8702-L(18). 21 novembre, 1986 (Cité dans USEPA 1990.)
- Tandon, S.P. et M.M. Mishra. 1968. Effect of some rare elements on nitrification by nitrate-forming bacteria in tale medium. *Agrochimica* 12:365.
- Tooze, S. 1980. A thallium affair. *Ecologist* 10:163–164.
- Tremel, A., P. Masson, T. Sterckeman, D. Baize et M. Mench. 1997. Thallium in French agrosystems: I, Thallium contents in arable soils. *Environ. Pollut.* 95(3):293–302.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1988. Health and environmental effects document for thallium and compounds. ECAO-CIN-G031. Office of Solid Waste and Emergency Response, Cincinnati, OH. (Cité dans ATSDR 1992.)
- . 1990. Drinking water document for thallium (revised). NTIS Publ. No. PB90-214958. Mis à jour et révisé par Dynamac

Corporation, Rockville, MD, pour U.S. Environmental Protection Agency, Office of Drinking Water, Criteria and Standards Division, Washington, DC.

Ure, A.M., J.R. Bacon, M.L. Berrow et J.J. Watt. 1979. The total trace element content of some Scottish soils by spark source mass

spectrophotometry. *Geoderma* 22:1–23 (Cité dans Sherlock et Smart 1986.)

Waldrop, M.M. 1988. Thallium superconductor reaches 125K. *Science* 239:1243.

Zitko, V., W.V. Carson et W.G. Carson. 1975. Thallium: Occurrence in the environment and toxicity to fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 13(1):23–30.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — thallium (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