



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

CHROME
chrome total 1997
chrome hexavalent (VI) 1999

Ce feuillet d'information présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le chrome total (Cr) en vue de la protection de l'environnement et de la santé humaine (tableau 1), et les recommandations pour la qualité des sols concernant le chrome hexavalent (Cr(VI)) en vue de la protection de l'environnement (tableau 2). Des documents scientifiques plus élaborés, soutenant les recommandations présentées ici, sont également disponibles (Environnement Canada, 1996a; Santé Canada, 1996).

Information générale

Le chrome (CAS 7440-47-3) est un métal brillant qui fond à 1903 ± 10 °C. Bien que le chrome soit un élément naturel, le chrome élémentaire ne se trouve pas dans la nature (Shupak, 1991). Il est plutôt trouvé sous forme de complexes avec l'oxygène, le fer ou le plomb, formant des oxydes comme la chromite (FeOCr_2O_3), la chromitite ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{Cr}_2\text{O}_3$) et la crocité (PbCrO_4) (Williams, 1988). Bien que le chrome puisse exister en neuf états différents d'oxydation (valence), le chrome trivalent (III) et

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

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation	64^a	64^a	87^a	87^a
RQ _{SH}	220	220	630	2300
Voie limitant la RQ _{SH}	Ingestion de sol	Ingestion de sol	Ingestion de sol	Migration hors-site
RQ _{SH} provisoire	NC ^b	NC ^b	NC ^b	NC ^b
Voie limitant la RQ _{SH} provisoire	ND	ND	ND	ND
RQ _E	64 ^c	64 ^c	87	87
Voie limitant la RQ _E	Cycles des nutriments et de l'énergie	Cycles des nutriments et de l'énergie	Cycles des nutriments et de l'énergie	Cycles des nutriments et de l'énergie
RQ _E provisoire	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d
Voie limitant la RQ _E provisoire	ND	ND	ND	ND
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	750	250	800	800

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

^aLes données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQ_{SH} et une RQ_E. Par conséquent, la recommandation pour la qualité des sols 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.

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

^cLa RQ_E, pour cette utilisation du terrain, est la moyenne géométrique de la valeur préliminaire relative au contact avec le sol (CSE ou PFCE).

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

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

Tableau 2. Recommandations pour la qualité des sols concernant le chrome hexavalent ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation	0,4^a	0,4^a	1,4^a	1,4^a
RQS _{SH}	NC ^b	NC ^b	NC ^b	NC ^b
Voie limitant la RQS _{SH}	ND	ND	ND	ND
RQS _{SH} provisoire	NC ^c	NC ^c	NC ^c	NC ^c
Voie limitant la RQS _{SH} provisoire	ND	ND	ND	ND
RQS _E	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d
Voie limitant la RQS _E	ND	ND	ND	ND
RQS _E provisoire	0,4 ^e	0,4 ^e	1,4 ^e	1,4 ^e
Voie limitant la RQS _E provisoire	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	8	8	Aucune valeur	Aucune valeur

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 ne sont suffisantes et adéquates que pour calculer une RQS_E provisoire, qui est inférieure au critère provisoire existant de qualité des sols (CCME, 1991). Par conséquent, la recommandation pour la qualité des sols remplace le critère provisoire de qualité des sols pour cette utilisation du terrain.

^bPrésentement, il n'y a pas de RQS_{SH} pour cette utilisation du terrain.

^cPrésentement, il n'y a pas de RQS_{SH} provisoire pour cette utilisation du terrain.

^dLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour calculer une RQS_E pour cette utilisation du terrain.

^eLes données ne sont suffisantes et adéquates que pour calculer une RQS_E provisoire pour cette utilisation du terrain.

hexavalent (VI) sont les deux états les plus communs (Langård, 1982; OMS, 1988; Shupak, 1991). Le chrome trivalent est généralement considéré comme la forme la plus stable d'un point de vue thermodynamique sous les conditions ambiantes d'oxydoréduction. Le Cr(VI) n'est pas stable d'un point de vue thermodynamique et se comporte comme un agent oxydant fort. Alors que les complexes de Cr(III) existent en milieu naturel et sont omniprésents dans l'environnement, la principale source de Cr(VI) dans l'environnement est la pollution anthropique; le Cr(VI) n'existe que rarement en milieu naturel à cause de son affinité à réagir avec la matière organique et les autres substances réductrices (USEPA, 1984a; Jaworski, 1985; Bartlett et James, 1988).

Le chrome est utilisé à profusion dans l'industrie métallurgique pour la production d'alliages de fer-chrome

comme l'acier inoxydable, l'acier rapide, les alliages de fonte et les alliages non ferreux. Le chrome est aussi utilisé dans la fabrication de briques réfractaires, de revêtements intérieurs de fournaies, de mortiers et de produits mis en forme par moulage, de même que dans les matériaux de revêtement pour fermer les pores et pour joindre les briques dans les fournaies. Un autre usage important du chrome est dans les applications chimiques comme la finition des métaux (Cr(VI)), le contrôle de la corrosion (Cr(III)), le tannage (Cr(III)) et la finition du cuir, le traitement du bois (Cr(VI)) et la production de pigments (Cr(VI) et Cr(III)) (Langård, 1982; USEPA, 1984b; Nriagu, 1988; ATSDR, 1989). Le chrome a été détecté dans un large éventail de milieux à la grandeur du Canada. Des niveaux élevés de chrome ont été observés en association avec les industries qui produisent ou utilisent des produits du chrome.

Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Le degré auquel le Cr(III) peut interagir avec les autres composants du sol est limité par le fait que la plupart du Cr(III) est présent sous forme de précipités insolubles d'oxyde de chrome. Ainsi le Cr(III) est relativement stable dans la plupart des sols (Kabata-Pendias et Pendias, 1984), bien que l'oxydation du Cr(III) en Cr(VI) puisse survenir sous des conditions environnementales spécifiques. Les facteurs qui influencent le taux d'oxydation du chrome incluent le pH du sol, la concentration de Cr(III), la présence d'ions métalliques compétiteurs, la disponibilité des oxydes de manganèse, la présence d'agents de chélation (c'est-à-dire des composés organiques à faible masse moléculaire) et l'activité de l'eau dans le sol.

L'oxydation du Cr(III) est favorisée par des conditions acides (Bartlett et James, 1979; Bartlett, 1986; Fendorf et coll., 1992). Ce comportement est attribuable à la solubilité accrue du Cr(III) à des pH plus faibles, ce qui permet un contact accru avec les agents oxydants (Bartlett, 1991). Le Cr(III) doit être sous une forme mobile pour subir une oxydation sur les surfaces des oxydes de manganèse (Bartlett, 1991). Outre l'augmentation résultant d'une diminution de pH, la solubilité du Cr(III) est aussi augmentée par la chélation de ce dernier à des composés à faible masse moléculaire comme les acides citriques et fulviques (Bartlett et James, 1988).

Il existe relativement peu d'oxydants reconnus pour provoquer l'oxydation du Cr(III) dans le sol car le potentiel d'oxydoréduction du couple Cr(VI)/Cr(III) est passablement élevé (Rai et coll., 1989). Les agents oxydants typiques incluent l'oxygène dissous et les oxydes de manganèse.

Les facteurs qui influencent la réduction du Cr(VI) en Cr(III) dans le sol incluent le pH du sol, la présence de donneurs d'électrons tels que la matière organique et les ions ferreux, et les teneurs du sol en oxygène. Plusieurs études ont démontré que la réduction du Cr(VI) augmente avec la diminution du pH du sol (Bartlett et Kimble, 1976; Bloomfield et Pruden, 1980; Bartlett, 1991; Eary et Rai, 1991). Le pH du sol affecte le degré de charge positive et négative sur les surfaces des colloïdes du sol, influençant directement la disponibilité des donneurs d'électrons (Bartlett et James, 1988). Rai et coll. (1989) ont conclu que les solutions acides du sol augmentent la libération d'ions de fer divalent [Fe(II)] à partir des minéraux du sol, ce qui augmente la réduction du Cr(VI). Les auteurs ont aussi noté que l'action réductrice de la

matière organique sur le chrome augmente avec la diminution de pH.

La réduction du Cr(VI) en Cr(III) est retardée significativement dans les sols pauvres en donneurs d'électrons appropriés tels que les minéraux ferreux, les silices, les formes réduites de sulfure et la matière organique (Palmer et Wittbrodt, 1991). Bartlett et Kimble (1976) n'ont trouvé aucune indication de réduction du Cr(VI) dans les sols à très faible teneur en matières organiques (<0,05 %). De façon similaire, Ottabong (1989) a observé que la réduction du chrome augmentait linéairement avec l'augmentation de la teneur en humus du sol. La réduction du Cr(VI) par le Fe(II) pourrait être un processus de devenir important dans les sous-sols où les teneurs en matières organiques sont typiquement faibles (Bartlett et James, 1988; Eary et Rai, 1991).

La réduction du chrome est augmentée en conditions anaérobies, comme par exemple dans les sols saturés d'eau (Bloomfield et Pruden, 1980; Bartlett, 1991; Losi et coll., 1994a). Étant donné que l'oxygène est un capteur d'électrons, on croit qu'il inhibe la réduction du Cr(VI) par compétition directe pour les donneurs d'électrons (Losi et coll., 1994b). Il est aussi possible que les sols saturés d'eau augmentent la réduction du chrome à cause de l'augmentation de rétention du CO₂, qui tend à diminuer le pH du sol (Losi et coll., 1994a). L'activité microbienne du sol peut influencer indirectement la réduction du Cr(VI) en diminuant les concentrations d'oxygène du sol et en augmentant les niveaux de CO₂.

Le Cr(III) est fortement adsorbé par les particules argileuses, la matière organique du sol, les oxyhydroxydes métalliques et les autres particules chargées négativement. À un pH inférieur à 4, le Cr(III) est fortement adsorbé par les argiles kaolinite et montmorillonite. À des pH entre 4 et 5, une combinaison d'adsorption et de précipitation rend cette forme immobile dans la plupart des sols (CNRC, 1976; Jaworski, 1985). Comme la charge négative des surfaces argileuses augmente avec l'augmentation de pH, l'adsorption du Cr(III) par les minéraux argileux augmente avec l'augmentation du pH du sol.

Bien que le Cr(VI) ne soit pas facilement adsorbé sur la plupart des surfaces, il est adsorbé par les minéraux argileux qui possèdent des groupes hydroxyles inorganiques exposés, y compris les oxydes de fer et d'aluminium (Rai et coll., 1989; Zachara et coll., 1989). L'adsorption du Cr(VI) augmente avec la diminution du pH en raison de la protonation des sites hydroxyles de surface. Le processus d'adsorption peut être décrit comme

une réaction produisant un complexe de surface entre la forme Cr(VI) et un site hydroxyle en surface soit sur les oxydes de fer ou d'aluminium, ou au bord des couches de silicate (Zachara et coll., 1989). Ainsi l'adsorption du Cr(VI) augmente proportionnellement aux concentrations d'oxydes de fer et d'aluminium. D'autre part, la présence de SO_4^{2-} et de carbone inorganique dissous réduit l'adsorption du Cr(VI) (Zachara et coll., 1989). En général, les vieux sols (sol du sud) dominés par des colloïdes riches en oxydes adsorbent plus le Cr(VI) que les jeunes sols acides (plus au nord) (Bartlett et James, 1988; Bartlett, 1991).

Il est important de noter que les processus d'adsorption et de réduction du chrome peuvent survenir simultanément dans la matrice du sol. Il est donc difficile de distinguer quel processus est responsable d'un déclin observé expérimentalement des niveaux de Cr(VI) dans le sol. Ceci peut avoir des implications significatives pour les efforts de réhabilitation des sites contaminés, puisque le Cr(VI) adsorbé peut être remis en circulation par des changements géochimiques de la sous-surface (p. ex., changements de pH à la suite de l'épandage de chaux ou d'engrais riches en phosphate).

Les solides du Cr(III), comme l'oxyde de Cr(III) (Cr_2O_3) et les complexes phosphatés de Cr(III), sont pratiquement insolubles à des pH >4 et n'ont donc pas tendance à être lessivés de la matrice du sol vers la nappe phréatique (Calder, 1988). Excédant rarement $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, le Cr(III) constitue un très faible pourcentage du chrome total retrouvé dans les eaux souterraines naturelles et contaminées.

Les solides du Cr(VI), sauf le BaCrO_4 , sont solubles à l'intérieur des conditions existant dans les sols. L'adsorption du Cr(VI) par les argiles, les sols et les matériaux naturels des aquifères va de faible à modéré dans les conditions typiques de pH de la nappe phréatique (p. ex., pH 6,8). À un pH >8,5, le Cr(VI) est totalement mobile et peut facilement être lessivé du sol vers la nappe phréatique. Le Cr(VI) peut être stabilisé dans le profil du sol par la réduction en Cr(III) relativement immobile ou par l'adsorption aux minéraux solides. Toutefois, le Cr(VI) qui n'est pas adsorbé ou réduit en Cr(III) demeure fortement mobile dans le profil du sol.

Comportement et effets chez le biote

Processus microbiens des sols

La toxicité du Cr(III) et du Cr(VI) envers les processus du sol contrôlés par les micro-organismes a été comparée par

Fenke (1977), qui a déterminé que le Cr(VI) est un inhibiteur plus efficace de la nitrification que le Cr(III). Le Cr(VI) a temporairement inhibé la nitrification à des concentrations de 60 et de $120 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec, mais le taux de nitrification est redevenu normal après 100 j d'incubation. Cependant, le traitement avec $240 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec de Cr(VI) a inhibé la nitrification au-delà de 100 j. Par comparaison, une dose de $180 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec de Cr(III) a provoqué une légère augmentation de la nitrification entre le jour 14 et le jour 100. Liang et Tabatabai (1978) ont observé que la nitrification était inhibée de 59 à 96 % jusqu'à 10 j après le traitement dans trois sols différents traités avec 50 μmoles de CrCl_3 .

La CE_{50} induisant une réduction de la respiration dans le sol dans cinq types de sol était $>5000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec (Doelman et Haanstra, 1984). Skujinš et coll. (1986) ont mesuré une CE_{50} pour l'inhibition de la respiration dans le sol après une incubation de 20 j à $>200 \mu\text{g Cr(III)}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec. Chang et Broadbent (1981) ont observé une diminution de 45 % dans l'évolution cumulative du CO_2 à $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec. Drucker et coll. (1979) ont noté que 1 mg de $\text{Cr(VI)}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec réduisait significativement la respiration après 13 j d'exposition. Après 24 j, la CSEO était de 10 mg $\text{Cr(VI)}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec, la respiration étant réduite significativement à 100 mg $\text{Cr(VI)}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec.

Plantes terrestres

Le chrome est une composante naturelle des tissus végétaux, quoique les concentrations varient considérablement selon les différentes espèces de plante, les différents tissus végétaux et les différents types de sol. Les niveaux dans les pousses des plantes cultivées dans des sols non contaminés n'excèdent habituellement pas $0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec. Des concentrations dans l'ensemble de la plante $\geq 3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec indiquent une contamination possible et/ou une accumulation accrue (Williams, 1988; Janus et Krajnc, 1989). Il y a des cas rapportés de plantes qui, croissant dans des sols serpentins, ont accumulé des concentrations de chrome aussi élevées que $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec, mais les plantes excèdent rarement cette valeur (Brookes, 1987).

Bien qu'il ait été clairement établi que le Cr(III) est essentiel à la nutrition animale, il n'a pas été démontré que le chrome soit essentiel aux plantes. Des concentrations détectables de chrome sont présentes dans les plantes, et certaines observations soutiennent que le Cr(III) a des effets stimulants sur la croissance et le rendement des plantes (Mertz, 1969; OMS, 1988).

Plusieurs études ont démontré que la translocation de chrome aux cellules des plantes et l'absorption de chrome à partir des sols ou de solutions nutritives sont très faibles. Ainsi, les concentrations de chrome dans les portions comestibles des plantes demeurent faibles même lorsqu'elles croissent dans un sol contaminé au chrome (Patterson, 1971; Cunningham et coll., 1975a, 1975b, 1975c; Cary et coll., 1977a, 1977b; Dowdy et Ham, 1977; Lahouti et Peterson, 1979; Sykes et coll., 1981; de Haan et coll., 1985). En général, les racines contiennent des concentrations plus élevées de chrome que les tiges, les feuilles ou les fruits (Williams, 1988).

Les symptômes visuels de toxicité du chrome sur les plantes incluent la chlorose, une croissance réduite, des feuilles recourbées et décolorées, et des systèmes racinaires peu développés (CNRC, 1976).

Les concentrations les plus faibles de chrome total dans les sols pour lesquelles des effets phytotoxiques ont été observés sont de 21 et 31 mg·kg⁻¹. Ces concentrations ont produit des réductions de 50 % des récoltes de tomates et d'avoine, respectivement. La germination des graines de radis et de laitue est réduite de 50 % à des concentrations allant de 81 à 397 mg·kg⁻¹.

Les concentrations les plus faibles de Cr(VI) dans les sols pour lesquelles des effets phytotoxiques ont été observés sont de 1,8 et 6,8 mg·kg⁻¹. Ces concentrations ont produit des réductions de 50 % des récoltes de laitue et de tomates, respectivement (Adema et Henzen, 1989). Des réductions de 50 % chez plusieurs indicateurs de croissance surviennent à des concentrations allant de 1,8 à 67 mg de Cr(VI)·kg⁻¹.

Invertébrés terrestres

Les métaux lourds sont généralement absorbés à travers la paroi intestinale. Certains métaux (p. ex., plomb) sont aussi absorbés à travers la peau. Hall (1988) a avancé que le revêtement mucoïde qui entoure le ver de terre *Acini fatuity* peut lier et retenir les métaux lourds. En fait, il se peut que ce mucus prévienne l'exposition cuticulaire aux métaux lourds (Hall, 1988).

Ma (1982) a étudié l'absorption de métaux lourds par trois espèces de vers de terre (*Allolobophora caliginosa*, *Lumbricus rubellus* et *Dendrobaena rubida*) dans six sols différents. Le chrome s'est comporté de la même façon dans tous les sols et ne s'est accumulé significativement dans aucune des trois espèces de vers. Ma (1982) a conclu

que la faible accumulation de chrome découlait de sa biodisponibilité réduite pour les vers de terre.

Van Gestel et coll. (1993) ont examiné la bioaccumulation et l'élimination du nitrate de Cr(III) [Cr(NO₃)₃] chez *Acini andrei* dans un substrat de sol artificiel. Les concentrations dans les tissus (variant de 0,8 à 18 mg·kg⁻¹ de poids sec) aux trois niveaux de chrome les plus élevés étaient significativement différentes de celles chez les vers de terre témoins. Les valeurs du FBC variaient entre 0,031 et 0,019 (de la plus faible à la plus forte dose) pour les vers exposés; le FBC était de 0,048 dans le sol témoin. Après trois semaines de récupération, les concentrations de chrome étaient redevenues normales dans tous les groupes (de 0,3 à 1,1 mg Cr·kg⁻¹ de poids sec).

La croissance et la production de cocon du ver de terre *Eisenia andrei* sont significativement réduites à 1000 mg de Cr·kg⁻¹. Les concentrations induisant, dans les sols, une mortalité de 50 % chez le ver de terre *Eisenia foetida* variaient de 671 à 1400 mg·kg⁻¹.

Aucune étude portant sur les effets toxicologiques du Cr(VI) sur les invertébrés du sol n'a été repérée.

Animaux d'élevage et faune sauvage

L'ingestion de nourriture est la source principale d'exposition au chrome pour les oiseaux et les mammifères sauvages. L'absorption gastro-intestinale de chrome est généralement faible (Taylor et Parr, 1978; Halford et coll., 1983). Les composés de Cr(VI) sont généralement absorbés plus efficacement à partir du tube digestif (2 à 10 % de la dose) que les composés inorganiques de Cr(III) (0,5 à 3 %).

En général, l'inhalation représente une voie d'exposition moins importante que les sources alimentaires. Cependant, l'absorption de chrome inhalé semble être plus élevée que l'absorption du chrome ingéré. Approximativement 12 % du Cr(III) inhalé et 30 % du Cr(VI) sont absorbés par l'épithélium des poumons (Outridge et Scheuhammer, 1993).

À la suite d'une exposition par voie orale au Cr(III), le foie est le principal site d'accumulation. À l'opposé, le Cr(VI) se répartit plus largement dans les reins, la rate, le foie, les poumons et les os (Outridge et Scheuhammer, 1993). L'exposition prolongée au chrome résulte en une accumulation significative de chrome dans les tissus osseux (Fitzgerald et coll., 1985).

CHROME

chrome total et chrome hexavalent (VI)

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

Peu d'études ont traité des effets toxicologiques du chrome sur les mammifères sauvages, les oiseaux ou les animaux d'élevage à partir d'observations provenant d'expériences contrôlées, et aucune de ces études n'a comporté l'exposition d'animaux à partir du sol.

Les CSENO pour le chrome varient de 5,5 mg·kg⁻¹ de masse corporelle par jour pour des changements histopathologiques chez le chien, le chat et le lapin à 200 mg·kg⁻¹ de poids frais pour le stimulus de peur chez le canard noir (Environnement Canada, 1996).

Comportement et effets sur les humains et les animaux de laboratoire

Les effets pharmacocinétiques et toxiques du chrome et des composés du chrome ont été l'objet d'une revue extensive dans le rapport d'évaluation du chrome et de ses composés dans le cadre de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (Gouvernement du Canada, 1994).

À cause du manque d'information spécifique sur la forme de chrome rencontrée dans les différents milieux, il n'a pas été possible de faire des estimations séparées d'exposition pour le Cr(III) et le Cr(VI); ainsi, les doses journalières estimées réfèrent au chrome total.

Il est estimé que les adultes, les adolescents, les enfants d'âge scolaire, les enfants d'âge préscolaire et les bébés (que l'on présume être nourris exclusivement au sein) sont exposés respectivement à 0,31, 0,43, 0,69, 1,43 et 0,22 µg de Cr·kg⁻¹ de masse corporelle par jour, les enfants d'âge préscolaire ayant l'apport estimé le plus élevé.

La nourriture est la plus importante voie d'exposition, constituant de 60 à 81 % de la dose totale quotidienne estimée pour tous les groupes d'âge, à l'exception des bébés nourris au sein. Généralement, la consommation de céréale/grain et de produits laitiers semble fournir le plus de chrome dans les doses alimentaires quotidiennes. Les doses alimentaires estimées que l'on a utilisées dans cette évaluation sont quelque peu inférieures aux doses alimentaires courantes aux États-Unis, lesquelles varient de 28 à 48 µg par jour (Anderson et Kozlowsky, 1985; Parr et coll., 1991; Anderson et coll., 1992). De plus, toutes ces valeurs sont nettement inférieures aux doses alimentaires quotidiennes jugées sécuritaires et adéquates par la U.S. National Academy of Sciences (NAS, 1989).

À l'exception des bébés, les expositions estimées à partir du sol et de la poussière combinés vont de 6 à 29 % de la

dose quotidienne totale; les doses provenant de l'eau varient de 10 à 17 %; et l'exposition par la voie de l'air est négligeable, représentant moins de 1 %. À cause de la faible dose de chrome dans le lait maternel, la contribution alimentaire chez les bébés nourris au sein n'est que de 13 %, alors que le sol et la poussière contribuent pour 87 %.

Aucune donnée fiable n'est disponible pour estimer l'exposition des populations vivant dans des régions minéralisées ou à proximité d'activités industrielles reliées au chrome. Toutefois, des expositions au chrome au-dessus de la moyenne peuvent être estimées pour les fumeurs. Dans l'hypothèse d'une exposition directe de 0,147 µg par cigarette (Labstat Incorporated, 1992), les adultes et les adolescents qui fument un paquet de cigarettes par jour (20) seraient exposés à des doses additionnelles de 0,042 et 0,052 µg de Cr·kg⁻¹ de masse corporelle par jour, respectivement.

Chrome trivalent

Le Cr(III) est considéré comme un élément trace essentiel dans la nutrition des animaux et des humains (Langård et Norseth, 1986). Une dose sous-optimale de chrome peut induire une tolérance réduite au glucose, des niveaux élevés d'insuline, de cholestérol et de triglycérides dans la circulation sanguine, et une fréquence accrue de plaques aortiques (Anderson, 1981).

Les besoins diététiques minimums de chrome pour les adultes et les bébés n'ont pas été établis par Santé et Bien-être social Canada (SBSC, 1990) à cause de données et d'informations insuffisantes. Cependant, la Food and Nutrition Board de l'U.S. National Research Council (NAS, 1989) a provisoirement recommandé une dose alimentaire quotidienne jugée sécuritaire et adéquate (estimated safe and adequate daily dietary intake [ESADDI]) allant de 50 à 200 µg par jour pour les adultes (0,7 à 2,9 µg·kg⁻¹ de masse corporelle par jour, sur la base d'une masse corporelle moyenne de 70 kg). Pour les groupes d'âge plus jeunes, les recommandations provisoires suivantes ont été élaborées par extrapolation, en se basant sur la consommation de nourriture prévue : de la naissance à 6 mois, 10 à 40 µg par jour; de 6 mois à 1 an, 20 à 60 µg par jour; de 1 an à 3 ans, 20 à 80 µg par jour; de 4 à 6 ans, 30 à 120 µg par jour; et de 7 à 11 ans de même que pour les enfants plus âgés, 50 à 200 µg par jour (NAS, 1989).

Le gouvernement du Canada (1994) a classé les composés du Cr(III) dans le Groupe VI, « inclassable en ce qui

concerne la cancérogénicité pour les humains », selon le système de classification de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement, à cause de la base de données insuffisante portant sur la cancérogénicité chez les animaux de laboratoire et de la base de données restreinte provenant des populations humaines exposées. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC, 1990) a classé le chrome métallique et les composés du Cr(III) comme « inclassables en ce qui concerne leur cancérogénicité » (Groupe 3).

Le gouvernement du Canada (1994), dans son évaluation du chrome et de ses composés, a indiqué que les données disponibles sur les effets non néoplasiques du Cr(III), mesurés au cours des études épidémiologiques et expérimentales conduites à ce jour sur des animaux, sont limitées et inadéquates pour déterminer des niveaux causant des effets; par conséquent, aucune DJA n'a été élaborée pour cette forme de chrome administrée par voie orale.

En l'absence d'une DJA fiable pour les composés du Cr(III), il est proposé que soient adoptées les valeurs supérieures de la plage des ESADDI recommandées par le U.S. National Research Council (NAS, 1989) pour les adultes et les jeunes enfants (de 1 à 3 ans) comme DJA en vue de l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols relativement à la santé humaine. Comme les valeurs supérieures de la plage des ESADDI pour le chrome excèdent les doses journalières estimées (DJE) pour les jeunes enfants et les adultes par une marge suffisante, l'utilisation des ESADDI ne semble pas excessivement prudente dans ce cas.

Chrome hexavalent

L'ensemble du groupe des composés du Cr(VI) a été classé comme « cancérogène pour les humains » (Groupe 1) sur la base de la cancérogénicité observée chez les populations humaines exposées par inhalation en milieu de travail (Gouvernement du Canada, 1994). Le CIRC (1990) a aussi catégorisé le Cr(VI) comme cancérogène pour les humains (Groupe 1).

Une dose de référence de $5 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de masse corporelle par jour a été établie par la USEPA pour les sels solubles de Cr(VI), en se fondant sur les résultats d'une étude chronique restreinte (K_2CrO_4 dans l'eau potable) menée par Mackenzie et coll. (1958) sur des rats. Toutefois, la USEPA a indiqué que le niveau de confiance dans cette dose de référence était faible (Santé Canada, 1996).

Ni Santé Canada ni l'Organisation mondiale de la santé n'ont élaboré une DJA par voie orale pour le Cr(VI) dans l'établissement de leurs recommandations pour l'eau potable relatives au chrome. De plus, le gouvernement du Canada (1994) n'a identifié aucune étude expérimentale de longue durée sur des animaux pouvant servir de base adéquate pour évaluer la cancérogénicité du Cr(VI) ou pour déterminer un niveau produisant des effets sur les récepteurs non néoplasiques à la suite de l'administration de composés de Cr(VI) par ingestion ou inhalation. Par conséquent, il ne serait pas pertinent d'adopter la dose de référence de la USEPA pour les sels solubles de Cr(VI). Ainsi, il n'y a pas de DJA pouvant servir de base à l'élaboration de recommandations pour la qualité des sols relativement au Cr(VI) (Santé 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 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 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

CHROME

chrome total et chrome hexavalent (VI)

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

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 .

Chrome total

En ce qui concerne le chrome total, la RQS_E pour les terrains à vocation agricole et résidentielle/parc est fondée sur la moyenne géométrique de la valeur préliminaire relative au contact avec le sol et de la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie. Pour les terrains à vocation commerciale et à vocation industrielle, la RQS_E est fondée sur la recommandation relative au contact avec le sol (tableau 3).

Chrome hexavalent

Les données sont insuffisantes pour élaborer quelque recommandation ou valeur de vérification que ce soit pour la protection de l'environnement relativement au Cr(VI). Cependant, les données sont suffisantes pour élaborer une RQS_E provisoire fondée sur le contact des plantes avec le sol (tableau 4).

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

Chrome total

Les recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection de la santé humaine (RQS_{SH}) relativement au chrome total sont élaborées à partir d'une DJA pour le

récepteur le plus sensible désigné pour une utilisation donnée du terrain. Pour le chrome total, les valeurs supérieures de la plage des ESADDI recommandées par le U.S. National Research Council (NAS, 1989) pour les adultes et les jeunes enfants (âgés entre 1 et 3 ans) sont adoptées comme DJA afin de permettre l'élaboration des RQS_{SH} .

Le Comité des normes et des recommandations du Bureau des dangers des produits chimiques, Santé Canada, a approuvé comme RQS_{SH} provisoire les recommandations relatives à l'ingestion de sol concernant le chrome total. Toutefois, 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} .

Par conséquent, les RQS_{SH} pour les terrains à vocation agricole, résidentielle/parc et commerciale sont fondées sur les recommandations relatives à l'ingestion de sol. Pour les terrains à vocation industrielle, la RQS_{SH} est fondée sur la vérification portant sur la migration hors-site (tableau 3).

Chrome hexavalent

Il n'y a pas, actuellement, de recommandations ni de valeurs de vérification relatives au Cr(VI) pour la protection de la santé humaine (tableau 4).

Recommandations pour la qualité des sols concernant le chrome total

Les recommandations pour la qualité des sols sont les valeurs les plus faibles parmi les RQS_{SH} et les RQS_E . Pour toutes les utilisations de terrain, la recommandation pour la qualité des sols concernant le chrome total est la concentration dans le sol calculée pour la RQS_E , laquelle est fondée sur la recommandation relative au contact avec le sol (tableau 3).

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 et élaborées à partir du protocole sur les sols (CCME, 1996a). Les critères provisoires de qualité des sols

Tableau 3. Recommandations pour la qualité des sols et résultats des calculs de vérification concernant le chrome total (mg·kg⁻¹).

Recommandation	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
	64^a	64^a	87^a	87^a
Recommandations pour la protection de la santé humaine/résultats des calculs de vérification				
RQS _{SH}	220 ^b	220 ^b	630 ^b	2 300 ^b
Recommandation relative à l'ingestion de sol	220	220	630	6 700
Vérification : inhalation de l'air intérieur	NC ^c	NC ^c	NC ^c	NC ^c
Vérification : migration hors-site	—	—	—	2 300
Vérification : nappe phréatique (eau potable)	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d
Vérification : produits agricoles, viande et lait	NC ^e	NC ^e	—	—
RQS _{SH} provisoire	NC ^f	NC ^f	NC ^f	NC ^f
Voie limitant la RQS _{SH} provisoire	ND	ND	ND	ND
Recommandations pour la protection de l'environnement/résultats des calculs de vérification				
RQS _E	64	64	87	87
Recommandation relative au contact avec le sol	64 ^g	64 ^g	87	87
Recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture	NC ^h	—	—	—
Vérification : cycles des nutriments et de l'énergie	52	52	NC ⁱ	NC ⁱ
Vérification : migration hors-site	—	—	—	91
Vérification : nappe phréatique (vie aquatique)	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d
RQS _E provisoire	NC ^j	NC ^j	NC ^j	NC ^j
Voie limitant la RQS _E provisoire	ND	ND	ND	ND
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	750	250	800	800

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

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

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

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

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

^gLa recommandation relative au contact avec le sol est la moyenne géométrique de la valeur préliminaire relative au contact avec le sol (CSE ou PFCE) et de la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie pour cette utilisation du terrain.

^hLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour calculer la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture pour cette utilisation du terrain.

ⁱLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour calculer la valeur de vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie pour cette utilisation du terrain.

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

Tableau 4. Recommandations pour la qualité des sols et résultats des calculs de vérification concernant le chrome hexavalent ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation	0,4^a	0,4^a	1,4^a	1,4^a
Recommandations pour la protection de la santé humaine/résultats des calculs de vérification ^b				
RQS _{SH}	NC	NC	NC	NC
Recommandation relative à l'ingestion de sol	NC	NC	NC	NC
Vérification : inhalation de l'air intérieur	NC	NC	NC	NC
Vérification : migration hors-site	—	—	—	NC
Vérification : nappe phréatique (eau potable)	NC	NC	NC	NC
Vérification : produits agricoles, viande et lait	NC	NC	—	—
RQS _{SH} provisoire	NC ^c	NC ^c	NC ^c	NC ^c
Voie limitant la RQS _{SH} provisoire	ND	ND	ND	ND
Recommandations pour la protection de l'environnement/résultats des calculs de vérification ^d				
RQS _E	NC	NC	NC	NC
Recommandation relative au contact avec le sol	NC	NC	NC	NC
Recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture	NC	—	—	—
Vérification : cycles des nutriments et de l'énergie	NC	NC	NC	NC
Vérification : migration hors-site	—	—	—	NC
Vérification : nappe phréatique (vie aquatique)	NC	NC	NC	NC
RQS _E provisoire	0,4	0,4	1,4	1,4
Voie limitant la RQS _E provisoire	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	8	8	Aucune valeur	Aucune valeur

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 représente 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 ne sont suffisantes et adéquates que pour calculer une RQS_E provisoire, qui est inférieure aux critères provisoires existants de qualité des sols (CCME, 1991). Par conséquent, la recommandation pour la qualité des sols remplace le critère provisoire de qualité des sols pour cette utilisation du terrain.

^bPrésentement, il n'y a pas de recommandations, ni de vérifications pour la protection de la santé humaine.

^cPrésentement, il n'y a aucune RQS_{SH} provisoire pour cette utilisation du terrain.

^dLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour calculer quelques recommandations ou valeurs de vérification que ce soit pour la protection de l'environnement. Toutefois, les données sont suffisantes et adéquates pour calculer des RQS_E provisoires.

(CCME, 1991) relativement au chrome total sont remplacés par les recommandations pour la qualité des sols.

Recommandations pour la qualité des sols concernant le chrome hexavalent

Les recommandations pour la qualité des sols sont les valeurs les plus faibles parmi les RQSE provisoires et les critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1991) (tableau 2).

Terrain à vocation agricole et résidentielle/parc

Les RQSE provisoires sont inférieures aux critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1991) relativement aux terrains à vocation agricole et résidentielle/parc. Par conséquent, les recommandations pour la qualité des sols concernant le Cr(VI) remplacent les critères provisoires de qualité des sols pour ces utilisations de terrain.

Terrain à vocation commerciale et industrielle

Il n'y a pas de critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1991) relativement au Cr(VI) pour les terrains à vocation commerciale et industrielle, et il n'est présentement possible d'élaborer que des RQSE provisoires. Par conséquent, les recommandations pour la qualité des sols pour ces utilisations de terrain sont les RQSE provisoires.

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

- Adema, D.M.M. et L. Henzen. 1989. A comparison of plant toxicities of some industrial chemicals in soil culture and soilless culture. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 18:219–229.
- Anderson, R. 1981. Nutritional role of chromium. *Sci. Total Environ.* 17:13–28. (Cité dans Gouvernement du Canada 1994.)
- Anderson, R. et A. Kozłowsky. 1985. Chromium intake, absorption and excretion of subjects consuming self-selected diets. *Am. J. Clin. Nutr.* 41:1177–1183. (Cité dans Santé et Bien-être social Canada 1993.)
- Anderson, R.A., N.A. Bryden et M.M. Polansky. 1992. Dietary chromium intake: Freely chosen diets, institutional diets, and individual foods. *Biol. Trace Elem. Res.* 32:117–121.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1989. Toxicological profile for chromium. ATSDR/TP-88/10. Syracuse Research Corporation pour ATSDR en collaboration avec U.S. Public Health Service.
- Bartlett, R.J. 1986. Chromium oxidation in soils and water: Measurements and mechanisms, dans *Proceedings of Chromium Symposium 1986: An Update*, D.M. Serrone, éd. Industrial Health Foundation, Inc., Pittsburgh, PA.
- . 1991. Chromium cycling in soils and water: Links, gaps, and methods. *Environ. Health Perspect.* 92:17–24.
- Bartlett, R.J. et J.M. Kimble. 1976. Behaviour of chromium in soils: II, Hexavalent forms. *J. Environ. Qual.* 5:383–386.
- Bartlett, R. et B. James. 1979. Behaviour of chromium in soils: III, Oxidation. *J. Environ. Qual.* 8:31–35.
- Bartlett, R.J. et B.R. James. 1988. Mobility and bioavailability of chromium in soils, dans *Chromium in the natural and human environments*, J.O. Nriagu et E. Nieboer, éd. John Wiley and Sons, Toronto.
- Bloomfield, C. et G. Pruden. 1980. The behaviour of Cr(VI) in soil under aerobic and anaerobic conditions. *Environ. Pollut. (Sér. A)* 23:103–114.
- Brookes, R.R. 1987. *Serpentine and its vegetation*. Croom Helm, Londres.
- Calder, L.M. 1988. Chromium contamination of groundwater, dans *Chromium in the natural and human environments*, J.O. Nriagu et E. Nieboer, éd. John Wiley and Sons, Toronto.
- Cary, E.E., W.H. Allaway et O.E. Olson. 1977a. Control of chromium concentrations in food plants: 1, Absorption and translocation of chromium in plants. *J. Agric. Food Chem.* 25:300–304.
- . 1977b. Control of chromium concentrations in food plants: 2, Chemistry of chromium in soils and its availability to plants. *J. Agric. Food Chem.* 25:305–309.
- 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.]
- Chang, F.H., et F.E. Broadbent. 1981. Influence of trace metals on carbon dioxide evolution from a Yolo soil. *Soil Sci.* 132:416–421.
- CIRC (Centre international de recherche sur le cancer). 1990. Chromium, nickel and welding. Vol. 49. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Lyon, France.
- CNRC (Conseil national de recherches du Canada). 1981. Les effets du nickel sur l'environnement canadien, n° de publ. 18569, Ottawa, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement.
- Cunningham, J.D., D.R. Keeney et J.A. Ryan. 1975a. Phytotoxicity and uptake of metals added to soils as inorganic salts or in sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 4:460–462.
- Cunningham, J.D., D.R. Keeney et J.A. Ryan. 1975b. Yield and metal composition of corn and rye grown on sewage sludge-amended soil. *J. Environ. Qual.* 4:448–454.
- Cunningham, J.D., J.A. Ryan et D.R. Keeney. 1975c. Phytotoxicity in and metal uptake from soil treated with metal-amended sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 4:455–459.

- de Haan, S., H. Bethfeld et W. van Driel. 1985. Acceptable levels of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils. Haren (Gr), Pays-Bas. (Rapport 9-85). (Cité dans Janus et Krajnc 1989.)
- 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.
- Dowdy, R.H. et G.E. Ham. 1977. Soybean growth and elemental content as influenced by soil amendments of sewage sludge and heavy metals: Seedling studies. *Agron. J.* 69:300–303.
- Drucker, H., T.R. Garland et R.E. Wildung. 1979. Metabolic response of microbiota to chromium and other metals, dans trace metals in health and disease, N. Kharasch, éd. Raven Press, New York.
- Eary, L.E. et D. Rai. 1991. Chromate reduction by subsurface soils under acidic conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:676–683.
- Environnement Canada. 1996. Canadian soil quality guidelines for chromium: Environmental. Supporting document — Final draft. December 1996. Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Division des recommandations, Ottawa.
- Fendorf, S.E., M. Fendorf, D.L. Sparks et R. Gronsky. 1992. Inhibitory mechanisms of Cr(III) oxidation by δ -MnO₂. *J. Colloid Interface Sci.* 153:37–55.
- Fenke, K.H. 1977. Die chromaufnahm durch Kultur-pflanzen bei Verwendung chromhaltiger Düngemittel. (Cité dans Williams 1988.)
- Fitzgerald, P.R., J. Peterson et C. Lue-Huing. 1985. Heavy metals in fluids and tissues of fetal calves and in young calves of nursing cows exposed or not exposed to anaerobically digested wastewater sludge. *Am. J. Vet. Res.* 46:165–168.
- Gouvernement du Canada. 1994. Le chrome et ses composés. Loi canadienne sur la protection de l'environnement, Liste des substances d'intérêt prioritaire : rapport d'évaluation. Environnement Canada et Santé Canada, Ottawa.
- Halford, D.K., O.D. Markham et G.C. White. 1983. Biological elimination rates of radioisotopes by mallards contaminated at a liquid radioactive waste disposal area. *Health Physics* 45:745–756.
- Hall, R.B.T. 1988. The effects of chromium loading on earthworms in an amended soil. Thèse soumise au Département des sciences du sol, Université de l'Alberta, Edmonton.
- Janus, J.A. et E.I. Krajnc. 1989. Integrated criteria document chromium: Effects. (Appendice au rapport n° 758701001.) National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Pays-Bas.
- Jaworski, J.F. 1985. Le chrome, mise à jour 1984 : effets environnementaux et nutritionnels du chrome, CNRC n° 23917, Ottawa, Conseil national de recherches du Canada, Comité associé des critères scientifiques concernant l'état de l'environnement.
- Kabata-Pendias, A. et H. Pendias. 1984. Trace elements in soils and plants. CRC Press Inc., Boca Raton, FL.
- Labstat Incorporated. 1992. An evaluation of changes in the chromium content of whole tobacco from Canadian cigarettes during the period 1968–1988. Préparé pour Santé et Bien-être social Canada. Inédit. (Cité dans Gouvernement du Canada 1994.)
- Lahouti, M. et P.J. Peterson. 1979. Chromium accumulation and distribution in crop plants. *J. Sci. Food Agri.* 30:136–142.
- Langård, S. 1982. Absorption, transport and excretion of chromium in man and animals, dans *Biological and Environmental Aspects of Chromium*, S. Langård, éd. Elsevier Biomedical Press, Amsterdam.
- Langård, S. et T. Norseth. 1986. Chromium, dans *Handbook on the toxicology of metals*, 2^e éd., L. Friberg, G.F. Nordberg et V. Vonk, éds. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam.
- Liang, C.N. et M.A. Tabatabai. 1978. Effects of trace elements on nitrification in soils. *J. Environ. Qual.* 7:291–293.
- Losi, M.E., C. Amrhein et W.T. Frankenberger, Jr. 1994a. Factors affecting chemical and biological reduction of hexavalent chromium in soil. *Environ. Toxicol. Chem.* 13:1727–1735.
- . 1994b. Bioremediation of chromate-contaminated groundwater by reduction and precipitation in surface soils. *J. Environ. Qual.* 23:1141–1150.
- 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.
- MacKenzie, R.D., R.U. Byerrum, C.F. Decker, C.A. Hoppert et R.F. Langham. 1958. Chronic toxicity studies: II, Hexavalent and trivalent chromium administered in drinking water to rats. *Am. Med. Assoc. Arch. Ind. Health* 18:232–234.
- Mertz, W. 1969. Chromium occurrence and function in biological systems. *Physiol. Rev.* 49:163–239.
- NAS (National Academy of Science). 1989. Recommended dietary allowances. 10^e éd. National Academy Press, Washington, DC.
- Nriagu, J.O. 1988. Production and uses of chromium, dans *Chromium in the natural and human environment*, J.O. Nriagu et E. Nieboer, éds. John Wiley and Sons, Toronto.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 1988. Chromium. Critère d'hygiène de l'environnement 61. Genève.
- Ottabong, E. 1989. Chemistry of CR in some Swedish soils: 1, Chromium speciation in soil extracts — A comparison of different methods. *Acta Agric. Scand.* 39(2):119–129.
- Outridge, P.M. et A.M. Scheuhammer. 1993. Bioaccumulation and toxicology of chromium: Implications for wildlife. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 130:31–77.
- Palmer, C.D. et P.R. Wittbrodt. 1991. Processes affecting the remediation of chromium-contaminated sites. *Environ. Health Perspect.* 92:25–40.
- Parr, R.M., M. Abdulla, N.K. Aras, A.R. Byrne, C. Camara-Rica, S. Finnie, A.G. Gharib, G. Ingraio, G.V. Iyengar, F.A. Khangi, S.S. Krishnan, J. Kumpulainen, S. Liu, R. Schelenz, S. Srianjata, J.T. Tanner et W. Wolf. 1991. Proceedings of the TEMA-7 symposium in Dubrovnik, 20–25 mai, 1990, B. Momčilović, éd. IMI, Zagreb.
- Patterson, J.B.E. 1971. Metal toxicities arising from industry. *Tech. Bull. Min. Agric. Fish. Food Agric. Develop. Adv. Serv.*, Cambridge, Angleterre 21:193–207. (Cité dans Williams 1988.)
- Rai, D., L.E. Eary et J.M. Zachara. 1989. Environmental chemistry of chromium. *Sci. Total Environ.* 86:15–23.
- Santé Canada. 1996. Canadian soil quality guidelines for chromium: Human health. Direction de l'hygiène du milieu, Section de l'air et des déchets, Ottawa. Ébauche.
- Santé et Bien-être social Canada. 1990. Recommandations sur la nutrition : rapport du Comité scientifique de révision – 1990, n° cat. H49-42/1990F, Approvisionnement et Services Canada.
- . 1993. Canadian Environmental Protection Act, Priority Substances List, Supporting documentation, Health-related sections: Chromium and its compounds (version non éditée). Mai 1993.
- Shupack, S.I. 1991. The chemistry of chromium and some resulting analytical problems. *Environ. Health Perspect.* 92:7–11.
- Skujinš, J., H.-O. Nohrstedt et S. Odén. 1986. Development of a sensitive biological method for the determination of a low-level toxic contamination in soils: 1, Selection of nitrogenase activity. *Swed. J. Agric. Res.* 16:113–118.
- Sykes, R.L., D.R. Corning et J. Earl. 1981. The effect of soil-chromium III on the growth and chromium absorption of various plants. *J. Am. Leather Chem. Assoc.* 76:102–126.
- Taylor, F.G. et P.D. Parr. 1978. Distribution of chromium in vegetation and small mammals adjacent to cooling towers. *J. Tenn. Acad. Sci.* 53:87–91.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1984a. Health effects assessment for hexavalent chromium. EPA/540/1-86/019. Office of Research and Development, Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Washington, DC.

- . 1984b. Health assessment document for chromium. Rapport final. EPA-600/8-83-104F. Environmental Criteria and Assessment Office, US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- van Gestel, C.A.M., E.M. Dirven-van-Breemen et R. Baerselman. 1993. Accumulation and elimination of cadmium, chromium and zinc and effects on growth and reproduction in *Eisenia andrei* (Oligochaeta, Annelida). *Sci. Total Environ. Supplément* 1993, partie I, 585–597.
- Williams, J.H. 1988. Chromium in sewage sludge applied to agricultural land. Office of Official Publications for the Commission of the European Communities, Bruxelles.
- Zachara, J.M., C.C. Ainsworth, C.E. Cowan et C.T. Resch. 1989. Adsorption of chromate by subsurface soil horizons. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53:418–428.

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 — chrome (total 1997) (VI 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