



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

## URANIUM 2007

**L**e présent document offre des recommandations pour la qualité du sol concernant l'uranium (U) en vue de la protection de l'environnement et de la santé humaine (tableau 1). Un document scientifique complémentaire est aussi disponible (CCME, 2007).

### Informations générales

L'uranium (CAS 7440-61-1) est un métal radioactif argenté, luisant et dense qui, exposé à l'air, se ternit rapidement pour former ensuite un oxyde de couleur sombre. Son numéro atomique et sa masse atomique sont respectivement 92 et 238,03. L'uranium a un point de fusion de 1 132 °C, un point d'ébullition de 3 818 °C et une densité de 18,95 (Weast et Astle, 1982). Bien qu'il puisse se présenter sous cinq états d'oxydation (valence) (+2, +3, +4, +5 et +6), l'uranium tétravalent (+4) et l'uranium hexavalent (+6) sont les deux espèces les plus répandues et les deux seules jugées assez stables pour être d'une importance pratique (ATSDR, 1999).

L'uranium se présente surtout sous forme d'oxydes dans

les minéraux suivants : la pechblende, la carnotite, la torbernite, l'uraninite, l'uranophane, la davidite et l'autunite. Il est également présent dans la phosphorite, le lignite et les sables de monazite (Weast et Astle, 1982).

À l'état naturel, l'uranium se compose de trois isotopes :  $^{234}\text{U}$  (0,0055 % en masse),  $^{235}\text{U}$  (0,72 % en masse) et  $^{238}\text{U}$  (99,28 % en masse) (BEIR IV, 1988; Merck Index, 1989). Les trois isotopes sont radioactifs, ce qui signifie que le noyau des atomes se désintègre spontanément de sorte à former des atomes différents, plus stables. La radioactivité de l'uranium naturel vient surtout (à 97,8 %) des isotopes  $^{238}\text{U}$  (48,9 %) et  $^{234}\text{U}$  (48,9 %). Le parent de la famille radioactive de l'uranium est l'isotope  $^{238}\text{U}$  (dont  $^{234}\text{U}$  est un produit de désintégration), tandis que l'isotope  $^{235}\text{U}$  est le parent de la famille des actinides (ATSDR, 1999).

L'isotope  $^{235}\text{U}$  est utilisé dans les réacteurs nucléaires, car il est fissile et donc capable de subir une réaction nucléaire en chaîne sous le choc de neutrons d'énergie.

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

	Utilisation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
<b>Recommandation</b>	<b>23<sup>a</sup></b>	<b>23<sup>a</sup></b>	<b>33<sup>a</sup></b>	<b>300<sup>a</sup></b>
RQS <sub>SH</sub>	23	23	33	300
Voie limitant la RQS <sub>SH</sub>	Contact direct	Contact direct	Contact direct	Migration hors site
RQS <sub>E</sub>	33	500	2 000	2 000
Voie limitant la RQS <sub>E</sub>	Ingestion de sol et de nourriture	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	Aucune valeur	Aucune valeur	Aucune valeur	Aucune valeur

Notes : RQS<sub>E</sub> = recommandation pour la qualité des sols : environnement, RQS<sub>SH</sub> = recommandation pour la qualité des sols : santé humaine.

<sup>a</sup>Les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS<sub>SH</sub> et une RQS<sub>E</sub> pour cette utilisation de terrain. La RQS<sub>SH</sub> étant inférieure à la RQS<sub>E</sub>, elle est retenue comme recommandation pour la qualité des sols en l'absence d'un critère provisoire de qualité des sols correspondant (CCME, 1991).

Les recommandations de cette fiche d'information ne donnent qu'une orientation générale. Les conditions particulières à chaque lieu doivent être prises en considération dans l'utilisation des valeurs. Les recommandations peuvent être utilisées différemment selon les autorités. Les lecteurs sont priés de consulter l'autorité compétente avant d'appliquer ces valeurs.

Le procédé dit d'enrichissement est utilisé pour isoler l'isotope  $^{235}\text{U}$  du minerai d'uranium en vue de s'en servir comme combustible dans les réacteurs nucléaires. Le procédé produit de l'uranium enrichi (hexafluorure d'uranium dont la concentration en  $^{235}\text{U}$  est plus grande) et de l'uranium appauvri (hexafluorure d'uranium qui contient moins de  $^{235}\text{U}$ ). L'uranium enrichi est plus radioactif que l'uranium naturel, et l'uranium appauvri, moins (Weigel, 1983).

En masse, l'uranium appauvri (UA) se compose presque entièrement de  $^{238}\text{U}$  (99,8 %), presque tout de  $^{234}\text{U}$  (0,0006 %) et environ les deux tiers de  $^{235}\text{U}$  (0,2 %) ayant été enlevés. Sa radioactivité est de 60 % celle de l'uranium naturel, approximativement (Betti, 2003). Ses caractéristiques physiques, chimiques et toxicologiques sont les mêmes que celles de la forme métallique de l'uranium naturel (Harley et coll., 1999; OMS, 2001a,b).

L'uranium est une matière chimique et radioactive dont les formes chimiques et physiques varient. Il se mesure en unité de masse ou de radioactivité. Le becquerel, unité de mesure d'activité nucléaire (symb. Bq) correspond à la quantité de matière radioactive dans laquelle se produit une transformation (désintégration) par seconde (ATSDR, 1999). Les recommandations pour la qualité des sols présentées ici ne portent que sur les aspects et les risques chimiques de l'uranium naturel (exprimé en unité de masse), sans tenir compte des données sur la radioactivité. Les radionucléides naturels de l'uranium ont une longue demi-vie et donc une activité spécifique plutôt faible qui n'entraîne pas habituellement d'effets radiologiques sur la santé (Santé Canada, 1995).

Sa forte densité (deux fois celle du plomb) a conduit à utiliser l'UA dans les munitions et pour renforcer les véhicules militaires. Ses applications civiles englobent le lest dans les avions, les écrans de protection d'équipements médicaux, les catalyseurs chimiques, les verres et les céramiques et le matériel de dentisterie (Betti, 2003). L'UA sert aussi dans les projectiles perforants, les dispositifs de guidage interne et les gyrocompas, les contrepoids pour corps de rentrée des missiles, les écrans de protection radiologique et les cibles pour rayons X (Merck Index, 1989). Il peut être utilisé dans la préparation d'alliages qui sont ensuite transformés en acier (Environnement Canada, 1983). Il est utilisé en très petites quantités dans les ampoules électriques, les produits chimiques pour photographie et les produits ménagers (ATSDR, 1999).

L'uranium existe à l'état naturel dans le sol, prenant son origine dans les roches du manteau terrestre. Les sources naturelles d'uranium incluent la resuspension du sol et les

éruptions volcaniques (ATSDR, 1999; Kuroda et coll., 1984); les sources anthropiques d'uranium dans le milieu atmosphérique incluent le brûlage du charbon et d'autres combustibles. Les rejets d'uranium dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines sont principalement attribuables à la production de minerai et à l'élimination des résidus solides provenant des activités d'extraction minière, de broyage et de production.

Au Canada, on trouve le minerai d'uranium surtout dans le Nord de la Saskatchewan, en Ontario, au Québec, au Nouveau-Brunswick et dans les Territoires du Nord-Ouest. Il y a de petits gisements en Colombie-Britannique et au Labrador (Énergie, Mines et Ressources Canada, 1981). Les minerais riches du Nord de la Saskatchewan contiennent en moyenne 15 % d'uranium (G. Bird, Commission canadienne de sûreté nucléaire, communication pers., 2001). La dernière mine d'uranium en exploitation en Ontario a été fermée en 1996 (RNCAN, 2000).

La Saskatchewan a été le premier producteur mondial et le seul producteur canadien d'uranium en 2001 et en 2002. En 2001, la production totale a été de 12 586 tonnes (t), issue du bassin d'Athabasca dans le Nord de la province (lac Cluff, lac Mclean, lac Key/rivière McArthur et lac Rabbit). En 2002, l'exploitation a cessé à deux endroits (lac Clugg et lac Mclean), mais le minerai stocké a été concentré jusqu'à la fin de cette année-là. Une nouvelle mine (lac Cigar) doit entrer en production en 2007. La plus grande partie des réserves d'uranium dans le bassin d'Athabasca sont sous contrôle de la Corporation Cameco (57 %) et de COGEMA Resources Inc. (35 %) (RNCAN, 2003).

Au Canada, les concentrations naturelles de métaux dans les sols, les sédiments des rivières et l'eau peuvent être assez fortes, ce qui rend difficile la distinction entre les métaux provenant de la pollution anthropique et ceux des corps minéralisés. La concentration de fond moyenne d'uranium dans les sols de surface est d'environ  $2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (NCRP, 1984). En Ontario, les valeurs du 98<sup>e</sup> centile des échantillons de sol de vieux parcs urbains et de parcs ruraux sont de 1,9 et de  $2,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , respectivement (MEEQ, 1993). Dans la région de l'Okanagan, les sols contiennent, à l'état naturel, des concentrations élevées d'uranium variant entre 3 et  $572 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Van Netten et Morley, 1982). Dans les sols superficiels du Nord de la Saskatchewan, la concentration d'uranium va de 0,4 à  $6,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , la moyenne globale se situant à  $1,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Gordon, 1992). Dans les régions rurales du Nord du Manitoba, la teneur naturelle en uranium des sols de surface (n=6) s'étend de 0,43 à  $1,29 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , avec une moyenne globale de  $0,65 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (E. Yee, Conservation

Manitoba, communication pers.). Au Nouveau-Brunswick, les échantillons de sol de surface prélevés dans les jardins dans trois secteurs ont montré des concentrations d'uranium de  $1,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  ( $n=18$ ),  $1,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  ( $n=4$ ) et  $2,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  ( $n=2$ ) (Pilgrim et Schroeder, 1997). La concentration moyenne d'uranium dans la croûte terrestre varie de 3 à  $4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Statistique Canada, 1983).

Dans le Sud de l'Ontario, la concentration de fond d'uranium dans l'air est d'environ  $0,1 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$  (Tracy et Prantl, 1985). Les concentrations d'uranium dans l'air à proximité d'une raffinerie canadienne située à Port Hope variaient de 2 à  $4 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$  (Corporation Cameco, 2002).

On a rapporté une valeur médiane de  $2,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  et une valeur du 95<sup>e</sup> centile de  $21,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  d'uranium dans des échantillons de sédiments de lac et de rivière ( $n=222$  et 192, respectivement) recueillis un peu partout au Canada (dans le cadre du Programme d'exploration géochimique préliminaire) et au Québec (programme d'étude provincial) (Painter et coll., 1994). D'après les données recueillies, des concentrations d'uranium supérieures à  $20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  ont été relevées dans les sédiments prélevés au Nunavut, dans les T.N.-O., au Yukon, en C.-B., dans le Nord du Manitoba, le Nord de la Saskatchewan, le Sud de l'Ontario et le Nord du Québec et à Terre-Neuve-et-Labrador. Les concentrations moyennes dans les eaux de surface au Canada varient de 0,097 à  $2,14 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  (CCMRE, 1987). Environnement Canada et Santé Canada (2003) ont résumé des rapports qui présentaient des concentrations d'uranium dans les eaux de surface près d'installations nucléaires au Canada. Près de mines d'uranium en Saskatchewan, la moyenne géométrique de la concentration était de  $0,03 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  et la valeur du 90<sup>e</sup> centile était de  $0,85 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ . À une mine désaffectée dans le secteur du bassin de la rivière Serpent et du lac Elliot en Ontario, on a relevé une concentration de  $0,5$  à  $15,3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ . Les concentrations dans les eaux de surface relevées à des mines désaffectées dans le secteur du lac Beaverlodge en Saskatchewan allaient de 59 à  $168 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ . En général, les concentrations d'uranium dans les réserves d'eau potable sont inférieures à  $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , mais des concentrations allant jusqu'à  $700 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  ont été relevées dans un réseau d'eau privé en Nouvelle-Écosse (Moss et coll., 1983; Moss, 1985; MSNBES, 1985).

Divers chercheurs ont signalé des concentrations d'uranium mesurées dans la végétation (arbres, arbustes, lichens et plantations de jardin) et chez des petits mammifères et des oiseaux. Ces résultats sont résumés par CCME (2007).

Les méthodes chimiques utilisées pour l'analyse de l'uranium englobent la spectrophotométrie, la fluorimétrie et la phosphorescence cinétique. Récemment, diverses applications du spectromètre de masse, dont la spectrométrie de masse couplée à une source d'émission au plasma d'argon (ICP-MS), la spectrométrie d'émission atomique, la spectrométrie de masse et la spectrométrie de masse par accélérateur ont été employées. La spectrométrie alpha ( $\alpha$ ) est la méthode couramment utilisée pour la quantification isotopique (ATSDR, 1999). CCME (2007) résume les méthodes d'analyse de l'uranium dans divers milieux.

### Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

L'uranium présent dans les roches est mobilisé par suite de l'altération de l'uraninite ( $\text{UO}_2$ ). L'action des eaux de surface et des eaux souterraines entraîne la dissolution oxydative de l'uraninite en l'ion uranyle soluble ( $\text{UO}_2^{2+}$ ). Chaque année, les roches ignées, schisteuses, gréseuses et calcaires libèrent de 27 000 à 32 000 tonnes d'uranium par altération et érosion naturelle à l'échelle mondiale (Eriksson, 1960; Bowen, 1966; Environnement Canada, 1983). Les principales sources de rejets d'uranium d'origine anthropique dans le sol sont l'extraction, le broyage et le traitement des minerais d'uranium, l'extraction des phosphates, l'extraction des métaux lourds, l'utilisation du charbon et l'élimination des déchets de façon incorrecte (ATSDR, 1999).

Dans le sol, l'état de valence  $\text{U}^{4+}$  (habituellement sous la forme solide d' $\text{UO}_2$ ) de l'uranium se trouve dans des milieux très réducteurs. Il est le résultat de l'oxydation de la matière organique ou du fer présent dans le sol. L'uranium tétravalent forme des hydroxydes, des fluorures hydratés et des phosphates qui sont fortement adsorbés et immobiles dans les sols. L'uranium à l'état de valence  $\text{U}^{6+}$  se trouve dans des milieux oxydants ( $\text{UO}_2^{2+}$ ) et il est fortement adsorbé dans les sols, formant des complexes stables avec de nombreux ligands – notamment des carbonates – et des complexants organiques. De fortes concentrations de ligands peuvent donner une charge positive ou négative plus faible et augmenter la mobilité de l'uranium complexé (Sheppard et Evenden, 1987).

Certaines propriétés du sol jouent sur la mobilité de l'uranium, et sur son absorption ultérieure par le biote : l'aération (saturation en eau, forte demande biologique ou chimique d'oxygène), la teneur en carbonates (teneur en matière organique, pH, matériau d'origine, altération climatique) et la capacité d'échange cationique (texture, teneur en argile, matière organique, pH). Une grande

capacité d'échange cationique retient plus d'uranium, tandis que les carbonates augmentent la mobilité de l'uranium par la formation de complexes anioniques d'uranium et de  $\text{CO}_3$  (Allard et coll. 1982; Sheppard et Evenden, 1987). L'uranium ne migre pas beaucoup dans les sols limoneux, mais migre dans les sols sablonneux (Sheppard et coll., 1984). Sa migration prend quelques mois, selon la sorption, et se fait vers le haut s'il y a un déficit net d'eau ou vers le bas s'il y a un lessivage net (Sheppard et coll., 1984).

La mobilité de l'uranium et son accumulation dans les plantes sont augmentées dans des sols acides avec faible capacité d'adsorption, dans les sols alcalins contenant des minéraux carbonatés et en présence de chélates (acide citrique) (Shahandeh et Hossner, 2002).

Gordon (1992) signale des coefficients de partage, ou rapports de concentration (RC), en l'occurrence les taux de concentration maximale déterminés pour les transferts sol-à-eau souterraine des corps de minerai d'uranium en Colombie-Britannique et en Ontario. L'auteur donne des valeurs RC sol-à-eau souterraine de 4 588 pour le dépôt de Blizzard (C.-B.) et de 1 507 pour celui de South March (Ontario).

Les microorganismes peuvent dégrader les composés solubles organiques d'uranium dans le sol et les roches en utilisant les ligands comme source de carbone et d'énergie, ce qui augmente la précipitation et les dépôts d'uranium (Berthelin et Munier-Lamy, 1993). Des champignons (*Aspergillus ochraceus* et *Penicillium funiculosum*) ont absorbé dans leur mycélium de grandes quantités d'uranium soluble présent dans les roches (Berthelin et Munier-Lamy, 1983). L'absorption d'uranium augmente chez le champignon s'il y a carence en éléments nutritifs, si la teneur de la roche en uranium est élevée ou si le pH et la teneur de la roche en éléments minéraux sont faibles (Berthelin et Munier-Lamy, 1983). Les microorganismes aquatiques réduisent les formes solubles et oxydées d'uranium en formes insolubles (Lovley et coll., 1991).

### Comportement et effets dans le biote

L'uranium peut produire des effets chimiotoxiques et radiotoxiques. La radiotoxicité vient du rayonnement émis par l'uranium qui a été intégré dans les tissus de l'organisme (dose interne) ou par l'uranium qui se trouve à proximité de l'organisme (dose externe) (Environnement Canada et Santé Canada, 2003). Vu leur longue demi-vie et la lenteur avec laquelle ils se désintègrent, les isotopes de l'uranium devraient être assez peu radiotoxiques. Par conséquent, on peut

supposer que les effets nocifs observés dans les études qui suivent au sujet de la toxicité de l'uranium sont surtout imputables à la toxicité chimique et non radiologique.

### *Processus microbiens des sols*

L'uranium n'est pas très toxique pour les microorganismes comparativement à d'autres métaux lourds comme le cadmium (Berthelin et Munier-Lamy, 1993). Il semble que les microorganismes agissent comme des puits à uranium, lequel s'accumule et se concentre à des niveaux élevés dans les parois cellulaires (Berthelin et Munier-Lamy, 1993). De dix cultures fongiques aquatiques testées, cinq ont bioabsorbé plus de 90 % de l'uranium présent dans la solution aqueuse (Khalid et coll., 1993). L'étude de plusieurs espèces de bacilles présents dans un tas de résidus de mine d'uranium en Saxe (Allemagne) a montré que les bacilles accumulaient l'uranium de façon sélective, en sorbant environ 90 % de l'uranium qui se trouvait dans l'eau contaminée (Selenska-Pobell et coll., 1999). Les spores des bacilles ont montré un degré de sorption légèrement inférieur, mais ils semblaient aussi se lier à l'uranium de façon irréversible. Sheppard et coll. (1992) ont constaté une baisse considérable de l'activité des phosphatases dans 3 de 11 sols différents à une concentration d'uranium de  $1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , sans effet nocif observé à  $100\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Meyer et coll. (1998a) ont examiné les effets de l'uranium appauvri sur les processus microbiens du sol. L'UA était sous forme de schoepite [ $\text{UO}_2(\text{OH})_2\cdot\text{H}_2\text{O}$ ], qui avait été recueillie de munitions consommées et broyée finement avant d'être ajoutée au sol (Meyer et coll., 1998a). Les auteurs ont signalé une réduction de la respiration et de la décomposition à des concentrations d'uranium aussi basses que  $500\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . À une concentration d'uranium de  $25\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , la décomposition était inhibée, mais aucun effet n'a été relevé sur la minéralisation de l'azote (Meyer et coll., 1998). Ces résultats sont d'une application limitée aux conditions canadiennes, où il est peu probable de trouver de l'UA dans le sol. Néanmoins, la schoepite est présente à l'état naturel au Canada (Chatterjee, 1977). Il convient de noter aussi que cette forme d'uranium n'est pas très soluble et qu'elle devrait par conséquent être peu biodisponible. Aucune autre documentation concernant les incidences de l'uranium sur les processus microbiens des sols n'a été trouvée.

### *Plantes terrestres*

Selon certaines indications, il peut y avoir hormèse (propriété d'une substance de stimuler la croissance lorsqu'elle est administrée à petites doses) dans certaines

plantes exposées à l'uranium. Le phénomène a été observé chez une espèce dans le cadre d'une étude consacrée aux effets de l'UA sur la croissance de trois espèces de graminée (Meyer et coll., 1998b). Dans une étude menée par Gulati et coll. (1980), du blé exposé à des concentrations d'uranium de 1,5, 3,0 et 6,0 mg·kg<sup>-1</sup> a produit davantage que les cas témoins. La tendance n'a pas été observée chez la tomate, où même la concentration la plus faible, 1,5 mg·kg<sup>-1</sup>, a entraîné une réduction de 10 % du rendement (Gulati et coll., 1980). Cela dit, les augmentations de croissance observées chez les plantes exposées à des sols riches en uranium ont conduit des chercheurs à supposer que l'uranium pouvait jouer le rôle d'élément essentiel chez les plantes supérieures (Cannon, 1952; Morishima et coll., 1976); cette hypothèse n'est cependant pas appuyée par des preuves concluantes. Meyer et coll. (1998b) avancent que l'hormèse pourrait s'expliquer par une absorption accrue du phosphore en raison de la formation de complexes de l'uranium avec les phosphates (Meyer et coll., 1998b).

Le mécanisme de la phytotoxicité suppose une inhibition des systèmes enzymatiques et une liaison avec les acides nucléiques (Feldman et coll., 1967). Sheppard et coll. (1983) ont conclu que les effets toxiques de l'uranium étaient attribuables à la toxicité chimique plutôt qu'à la radiotoxicité, des radiations minimales ayant été mesurées dans le sol et l'air autour des plantes de laboratoire.

Il semble que la phytotoxicité de l'uranium varie d'une espèce à l'autre. À une concentration d'uranium de 100 mg·kg<sup>-1</sup> de sol, Sheppard et coll. (1984; 1985) n'ont observé aucun effet sur les productions de pousses de luzerne et de bettes à cardes ou sur la survie du pin sylvestre (*Pinus sylvestris*). Sheppard et coll. (2004) ont étudié les effets de l'uranium sur l'agropyre du Nord (*Elymus lanceolatus*) en exposant cette graminée à un sol limoneux naturel recueilli à Port Hope et à un sol sableux chaulé. Ils ont exposé les plantes à deux concentrations d'uranium, et prévu un témoin, dans les deux types de sol, et en ont fait pousser dans un sol artificiel de référence. Dans le sol de Port Hope, ils ont trouvé des valeurs sur 51 jours de 838 mg·kg<sup>-1</sup> pour la concentration sans effet observé (CSEO) et de 3 190 mg·kg<sup>-1</sup> pour la concentration minimale avec effet observé (CMEO) à l'égard de la longueur des pousses, de la longueur des racines et du poids anhydre de la plante complète. Aucun effet n'a été observé sur l'émergence de l'agropyre du Nord à la concentration d'essai la plus forte de 3 190 mg·kg<sup>-1</sup>. Dans le sol sableux chaulé, des valeurs CSEO et CMEO de 994 et 2 580 mg·kg<sup>-1</sup>, respectivement, ont été trouvées pour la longueur des racines. Aucun effet n'a été observé à la concentration d'essai la plus forte de 2 580 mg·kg<sup>-1</sup> pour l'émergence, la longueur des pousses

et le poids anhydre de la plante complète de l'agropyre du Nord élevé dans le sol sableux chaulé. Meyer et McLendon (1997) ont étudié les effets de l'UA sur la croissance de trois espèces de graminée. L'UA se présentait sous la forme du minéral schoepite. Il avait été obtenu en broyant le matériau altéré provenant de munitions consommées. Les auteurs ont montré que l'uranium n'était relativement pas toxique pour les graminées (herbe aux bisons, *Buchloe dactyloides*; schizachyrium à balais, *Schizachyrium scoparium*; et *Aristida purpurea*). Une diminution de la biomasse, de la fécondité et de la capacité de survie à long terme des plantes n'a été observée qu'à la concentration la plus élevée d'uranium (25 000 mg·kg<sup>-1</sup>). La faible toxicité observée s'explique peut-être par la faible biodisponibilité de l'uranium imputable à la faible solubilité de la schoepite. La concentration la plus faible à laquelle une diminution de la survie du bleuets (*Vaccinium angustifolium*) a été observée est 10 000 mg·kg<sup>-1</sup> d'uranium (Sheppard et Evenden, 1988). Dans le même ordre d'idée, l'émergence de haricots cultivés à l'extérieur dans des sols boréaux calcaires présentait une CSEO > 1 000 mg·kg<sup>-1</sup> d'uranium (Sheppard et coll., 1992). Dans la même étude, toutefois, les cultures de maïs (*Zea mays*), de laitue (*Lactuca sativa*), de tomate (*Lycopersicon esculentum*), de *Brassica rapa* et de pin blanc (*Pinus strobus*) exposées à 1 000 mg·kg<sup>-1</sup> d'uranium ont présenté une germination réduite significative (Sheppard et coll., 1992). Aery et Jain (1998) ont observé une inhibition de l'élongation des racines, de la biomasse des racines et de la biomasse des pousses (moins prononcée) du blé, même à la plus faible concentration d'uranium testée (1 mg·kg<sup>-1</sup> sol). Une diminution considérable du nombre d'épis, du nombre de graines et du poids des graines a également été observée à 1 mg·kg<sup>-1</sup> de sol. Les auteurs ont attribué ces diminutions à une extensibilité réduite de la paroi cellulaire, à une turgescence cellulaire réduite et/ou à une activité mitotique plus faible dans la zone méristématique. Considérant que Aery et Jain (1998) ont observé des effets nocifs à des concentrations d'uranium qui avaient jusqu'à deux ordres de grandeur de moins que les concentrations produisant des effets rapportées par beaucoup d'autres chercheurs, ces résultats devraient être considérés avec prudence. Les effets de l'uranium sur le blé ont aussi été étudiés par Gulati et coll. (1980). Les chercheurs ont exposé les plantes à un sol limoneux-sableux additionné de nitrate d'uranyle. À la plus forte concentration d'essai, 6 mg·kg<sup>-1</sup>, aucun effet nocif n'a été observé sur le rendement du blé. En fait, le rendement a été plus élevé que dans les cas témoins. Par contre, les plants de tomate ont été plus sensibles : leur rendement a diminué à une concentration d'uranium de 3,0 mg·kg<sup>-1</sup> (Gulati et coll., 1980).



L'uranium ne semble pas s'accumuler à un niveau significatif dans la végétation. Les facteurs de bioconcentration (FBC) (ou rapports de concentration) sol-à-plante de l'uranium varient entre les plantes et selon les propriétés des sols; ils peuvent varier de plusieurs ordres de grandeur entre <0,001 et 1,8, mais varient généralement de moins de un ordre, ce qui indique qu'il n'y a pas de bioaccumulation. (CCME, 2007).

#### *Invertébrés terrestres*

Sheppard et coll. (1992) ont tenté de déterminer le seuil de toxicité de l'uranium en regard de la survie et de la croissance des vers de terre. Dans un sol calcaire de la forêt boréale, les vers de terre exposés à une concentration de 1 000 mg·kg<sup>-1</sup> étaient visiblement plus petits et de couleur plus sombre après 14 jours que les vers dans le sol témoin, et n'ont pas survécu 75 jours. Sheppard et coll. (2004) ont examiné la toxicité de l'uranium chez le ver de terre *Eisenia andrei*. Ils ont effectué des essais avec trois types de sol différents, un sol limoneux naturel prélevé à Port Hope, une « terre de jardin » qui était un loam sableux fin enrichi de matière organique et, enfin, un sol sableux chaulé. Les auteurs ont rapporté après 14 jours des valeurs CSEO de >838, >994 et >1 120 mg·kg<sup>-1</sup> pour la survie dans le sol de Port Hope, la terre de jardin et le sol sableux, respectivement. Sur 56 jours, ils ont aussi obtenu des valeurs CSEO de >838, >994 et >1 120 mg·kg<sup>-1</sup> dans les trois sols pour le nombre de juvéniles, le nombre de cocons éclos, le nombre de cocons non éclos et le poids humide des juvéniles (Sheppard et coll., 2004). Sheppard et coll. (2004) ont par ailleurs étudié la toxicité de l'uranium chez deux espèces de collemboles, *Onychiurus folsomi* et *Folsomia candida*. Dans le sol de Port Hope, ils ont obtenu une valeur CSEO de 838 mg·kg<sup>-1</sup> et une valeur CMEQ de 3 190 mg·kg<sup>-1</sup> pour la survie des adultes, le nombre de juvéniles et la fécondité (nombre de juvéniles par adulte survivant). Dans le sol sableux chaulé, ils rapportent une valeur CSEO de 1 mg·kg<sup>-1</sup> et une valeur CMEQ de 994 mg·kg<sup>-1</sup> pour la survie des adultes et la fécondité. Des valeurs CSEO et CMEQ de 994 et 2 580 mg·kg<sup>-1</sup>, respectivement, sont données pour le nombre de juvéniles de *O. folsomi* exposés au sol sableux chaulé. Les chercheurs ont mené une deuxième série d'essais au cours desquels ils ont exposé *O. folsomi* et *F. candida* à une suite de 5 à 7 concentrations d'uranium dans divers types de sol. Pour *O. folsomi*, les valeurs de concentration efficace 20 (CE<sub>20</sub>) sur 35 jours pour la survie des adultes allaient de 92 à 480 mg·kg<sup>-1</sup> dans les divers sols. *F. candida* était généralement moins sensible, obtenant des valeurs CE<sub>20</sub> sur 28 jours pour la survie des adultes allant de 350 à 1 030 mg·kg<sup>-1</sup> dans divers sols. Il faut considérer ces

résultats avec prudence, car la survie des deux espèces dans un des sols témoins a été très mauvaise. Pour les deux espèces, Sheppard et coll. (2004) ont aussi déterminé les effets sur la reproduction en comptant le nombre de juvéniles après une exposition de 35 jours dans le cas de *O. folsomi* et de 28 jours dans celui de *F. candida*. Les valeurs CE<sub>20</sub> de reproduction de *O. folsomi* et de *F. candida* ont été de 150-1 030 et de 840-2 200 mg·kg<sup>-1</sup>, respectivement.

Les FBC sol-à-ver de terre varient de 0,089 à 2,38 pour l'uranium dans divers types de sols (Sheppard et Evenden, 1992).

#### *Animaux d'élevage et faune sauvage*

Il n'a pas été démontré que l'uranium était un élément essentiel pour les animaux (NRC, 1980; Puls, 1994). Mollenhauer et coll. (1986) ont conclu que la néphrotoxicité du nitrate d'uranium chez les oiseaux était attribuable à l'accumulation du nitrate dans les tubules distaux et les tubes collecteurs des reins. Les symptômes de toxicité de l'uranium chez les oiseaux incluent la biochimie anormale, les lésions rénales et hépatiques ainsi que les dépôts de protéines dans les reins. Chez les Canards noirs (*Anas rubripes*) ayant suivi un régime alimentaire contenant de l'uranium pendant 6 semaines, la dose sans effet nocif observé (DSENO) était supérieure à 1 600 mg·kg<sup>-1</sup>, selon les changements histopathologiques et l'évolution pondérale (Haseltine et Sileo, 1983); dans le cas de doses d'exposition uniques, la dose minimale produisant un effet nocif observé était de 0,04 mg·kg<sup>-1</sup> de poids corporel (pc) pour les lésions rénales chez la caille du Japon (*Coturnix coturnix japonica*) (Kupsh et coll., 1991). Sample et coll. (1996) ont recommandé une DSENO pour les oiseaux de 16 mg·kg pc<sup>-1</sup>·jour<sup>-1</sup>. Ils sont arrivés à cette valeur comme suit : ils ont pris une CSEO alimentaire de 1 600 mg·kg<sup>-1</sup> de nourriture pour les Canards noirs (Haseltine et Sileo, 1983), l'ont multipliée par un taux moyen de consommation de nourriture (125 g par jour), puis ont divisé le résultat par le poids moyen des canards (1,25 kg) et ont appliqué un facteur d'incertitude de 10 (Sample et coll., 1996).

Les données sur les effets de l'uranium chez les mammifères d'élevage et sauvages étaient insuffisantes. La majeure partie de l'uranium se dépose dans les os et a une demi-vie de 20 jours (CIPR, 1979), tandis que l'uranium présent dans les reins a une demi-vie de 2 à 17 jours chez les rats (Bentley et coll., 1985; Morrow et coll., 1982). Les symptômes de toxicité de l'uranium chez les animaux d'élevage incluent la modification de la morphologie des cellules sanguines, les troubles thyroïdiens, un métabolisme basal accru, la modification

de la fonction hépatique, la déficience hématopoïétique, les dommages rénaux et l'apparition d'albumine dans l'urine (Puls, 1994). La dose minimale produisant un effet nocif observé s'élevait à  $0,615 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ pc}\cdot\text{jour}^{-1}$  chez les bovins, qui ont présenté une détérioration générale de la santé pendant deux semaines (Garner, 1963).

### **Effets sur la santé des humains et des animaux de laboratoire**

Chez la population en général, la principale voie d'exposition à l'uranium est l'ingestion de nourriture et d'eau (ATSDR, 1999). L'exposition peut être plus élevée dans les populations vivant à proximité de sources ponctuelles d'uranium telles que les mines d'uranium, les usines de traitement de l'uranium ou les lieux de décharge non-contrôlés contenant de l'uranium. On a estimé la dose alimentaire d'uranium au moyen des données de concentration dans la nourriture d'une étude du régime total effectuée au Royaume-Uni en 2001 (UK FSA 2005) puisqu'en ce moment, il n'y a aucune étude canadienne à ce sujet. Les apports totaux quotidiens d'uranium par toutes les voies d'exposition (nourriture, eau, air et sol/poussière) ont été calculés par catégorie d'âge. Les doses journalières estimées (DJE) totales par toutes les voies pour les adultes, les adolescents, les enfants d'âge scolaire, et les tout-petits ont été établies à 1,6, 1,9, 1,7 et  $1,3 \mu\text{g U}\cdot\text{jour}^{-1}$ , respectivement. La nourriture constitue la principale source d'exposition à l'uranium, allant de 77 % (les tout-petits, âgés de 7 mois à 4 ans) à 89 % (adolescents, de 12 à 19 ans) de la DJE totale. Dans le cas des tout-petits, l'eau potable et le sol ensemble sont à l'origine de 22 % de l'exposition totale. Ces taux correspondent assez bien à ceux donnés par Taylor et Taylor (1997), qui ont estimé des doses entre 1 et  $5 \mu\text{g U}\cdot\text{jour}^{-1}$  pour des personnes vivant dans des régions non contaminées des États-Unis.

Il y a un large éventail d'estimations des facteurs d'absorption orale de l'uranium. L'absorption dépend de facteurs tels que la forme chimique, le véhicule (milieu) en question et l'espèce animale évaluée. La plupart des études connues portent sur l'ingestion de l'uranium contenu dans l'eau ou la nourriture. L'uranium trouvé dans le sol est peut-être moins absorbé, mais on n'a pas d'information à ce sujet. Par conséquent, on a utilisé la limite supérieure des taux estimatifs de l'absorption orale. Précisément, on a considéré égal à 1 le facteur d'absorption relative de l'uranium par voie orale sous toute forme chimique dans le sol par rapport à celui du nitrate d'uranyle présenté dans les études toxicologiques de l'eau potable menées par Gilman et coll. (1998a,b) – autrement dit, on a supposé le même degré d'absorption pour l'uranium dans le sol, quelle que soit son espèce

chimique, que celui déterminé dans les études toxicologiques. L'hypothèse, prudente, surestime peut-être la pénétration de l'uranium dans le corps humain lorsqu'il s'agit d'évaluer les risques que présentent des sites contaminés (on suppose essentiellement que tout l'uranium dans le sol se présente sous une forme chimique biodisponible, à l'instar du nitrate d'uranyle dans l'eau potable). Comme pour l'exposition orale, l'éventail des estimations des facteurs d'absorption par inhalation de l'uranium est vaste. L'absorption semble dépendre de plusieurs éléments dont il est difficile de rendre compte pour l'élaboration de recommandations relatives au contact direct. Aux fins de ces recommandations, le facteur d'absorption relative par inhalation de l'uranium sous toute forme chimique dans les matières en suspension a été considéré comme égal à 1 (autrement dit, on a supposé le même degré d'absorption pour l'uranium dans les matières en suspension que celui déterminé dans les études toxicologiques pour l'exposition par voie orale). Il est apparu que l'absorption cutanée de composés solubles d'uranium s'élevait à 0,1 % environ (Wrenn et coll., 1985). Aux fins de l'élaboration des recommandations relatives au contact direct, on a considéré comme égal à 0,05 le facteur d'absorption relative par voie cutanée de l'uranium sous toute forme chimique dans les matières en suspension – autrement dit, on a supposé que le degré d'absorption pour l'uranium dans les matières en suspension équivalait à 5 % de celui déterminé dans les études toxicologiques pour l'exposition par voie orale. Les formes solubles d'uranium (hexavalent) sont plus facilement absorbées que les formes insolubles (tétravalent) (ATSDR, 1999). Après absorption, environ 10 à 20 % de l'uranium est acheminé vers le squelette et autant vers les reins, tandis que le reste est éliminé dans l'urine (CIPR, 1979; ATSDR, 1999). L'uranium hexavalent est la principale forme d'uranium présente dans le squelette et les reins, où sa demi-vie est de 1 à 6 jours et de 20 jours, respectivement. Il a été estimé que la demi-vie générale d'élimination de l'uranium dans des conditions d'apport journalier normal se situait entre 180 et 360 jours chez les humains (Santé Canada, 1996).

Les effets d'une exposition aiguë à l'uranium sur la santé humaine ne sont pas connus (ATSDR, 1999). L'administration par voie intraveineuse de doses uniques d'uranium hexavalent de  $120 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ pc}$  ou plus à des patients atteints d'une tumeur au cerveau en phase terminale a été associée à une hausse de l'excrétion urinaire de catalase, d'albumine et d'azote non protéique ainsi qu'à des cylindres urinaires (Luessenhop et coll., 1958). Des changements traces ont été observés dans la catalase urinaire de patients ayant reçu des injections de  $55 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ pc}$  de nitrate d'uranyle (Hursh et Spoor, 1973).

Parmi les travailleurs exposés accidentellement à une concentration élevée d'hexafluorure d'uranium atmosphérique et de ses produits d'hydrolyse (y compris l'acide fluorhydrique, hautement toxique), les survivants présentaient des lésions aux yeux, aux voies respiratoires, à la peau et au tractus gastro-intestinal (Kathren et Moore, 1986). Lors d'un autre accident, un travailleur brièvement exposé à du tétrafluorure d'uranium par inhalation a par la suite présenté des symptômes de dommages aux reins (Zhao et Zhao, 1990). Selon des études menées chez des animaux, la néphrite serait le principal effet chimique de l'uranium (Gilman et coll., 1998a; 1998b). Les symptômes et les signes de toxicité aiguë de l'uranium chez les rats, les souris et les cobayes incluent les tremblements, l'horripilation, la réduction de la taille de la pupille, la perte de poids, les lésions hépatiques, la protéinurie rénale, la polyurie et la glucosurie (Leach et coll., 1984; Domingo et coll., 1987). Une étude des effets de la pénétration par la peau a démontré que l'uranium peut causer des lésions cutanées bénignes et une irritation modérée de la peau chez les rats et les lapins (Orcutt, 1949). Lopez et coll. (2000) ont signalé que les effets létaux de l'uranium appliqué topiquement à des rats (sous forme de nitrate d'uranyle) dépendaient de la dose, et que la superficie de peau exposée et la durée d'exposition jouaient aussi.

Les effets d'une exposition chronique à l'uranium sur la santé humaine sont également inconnus (ATSDR, 1999). En Nouvelle-Écosse, des résidents ayant consommé de l'eau de puits privés contenant jusqu'à  $0,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  d'uranium n'ont présenté aucune maladie rénale apparente attribuée à l'exposition (Moss et coll., 1983; Moss, 1985). Une relation dose-effet a été observée entre l'augmentation de l'excrétion de la  $\beta_2$ -microglobuline et l'augmentation de l'exposition à l'uranium, accompagnée de signes de réversibilité chez les personnes qui avaient arrêté d'utiliser l'eau contaminée à l'uranium (Moss et coll., 1983; Moss, 1985). Dans un article, Zamora et coll. (1998) ont actualisé ces études. Ils ont postulé que des apports de  $0,004$  à  $9 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{jour}^{-1}$  (par l'eau potable) affectaient la fonction rénale et que le tubule proximal, plutôt que le glomérule, était le siège de la perturbation. Les limites de l'étude ont empêché tous les grands organismes de santé considérés d'utiliser les résultats pour établir une dose journalière admissible (DJA) d'uranium.

Mao et coll. (1995) ont évalué la possible corrélation entre l'exposition à l'uranium et la microalbuminurie. Les auteurs ont analysé l'association entre les concentrations d'uranium dans l'eau potable et la microalbuminurie (indicateur biologique sensible de la dysfonction rénale). Leur évaluation a porté sur 100 participants de

3 collectivités en Saskatchewan. Ils ont trouvé une association positive entre l'exposition à l'uranium et la concentration d'albumine dans l'urine. Il est à noter que cette corrélation n'est pas nécessairement un indicateur de toxicité rénale, puisque les taux d'albumine dans l'urine demeuraient tout à fait normaux (c.-à-d. que le degré de microalbuminurie n'est pas apparu significatif sur le plan clinique). En outre, certaines des personnes dans les collectivités à l'étude ont été exposées à une concentration moyenne d'uranium dans l'eau potable de  $20 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  (valeur moyenne) et à une concentration maximale de  $50 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , ce qui est supérieur à l'actuelle recommandation canadienne de la qualité de l'eau potable ( $20 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  est la concentration maximale acceptable provisoire) pour l'uranium (Santé Canada 1999; 2006).

Plusieurs études ont rapporté une hausse des décès attribuables à des cancers du tissu lymphatique et hématopoïétique chez les ouvriers affectés au broyage de l'uranium et les travailleurs d'une usine d'enrichissement (Archer et coll., 1973b; Brown et Bloom, 1987). D'autres études chez des travailleurs d'usines d'enrichissement de l'uranium et d'installations d'armement n'ont cependant signalé aucune hausse de l'incidence des décès attribuables à des cancers du système immunitaire (Polednak et Frome, 1981; Acquavella et coll., 1985; Checkoway et Crawford-Brown, 1987).

Les symptômes de toxicité chronique de l'uranium par voie d'ingestion chez les animaux de laboratoire incluent des effets rénaux tels que la nécrose tubulaire, les lésions tubulaires et la dégénérescence des tubules; des effets hématologiques tels que l'anémie et l'augmentation des globules blancs; et d'autres effets comme la diminution de la prise pondérale (Maynard et Hodge, 1949; Maynard et coll., 1953). Les symptômes de toxicité chronique de l'uranium par voie d'inhalation chez les animaux de laboratoire incluent la fibrose du ganglion lymphatique, les lésions bénignes aux tubules des reins et la fibrose pulmonaire (Stokinger et coll., 1953; Leach et coll., 1970, 1973).

On a trouvé plusieurs études portant sur la proportion des sexes chez la progéniture des travailleurs des mines d'uranium (Müller et Ruzicka-Jaroslav Bakstein, 1967; Waxweiler et coll., 1981b; Wiese et Skipper, 1986). Dans ces études, aucun effet significatif n'a été constaté sur la proportion des sexes à la suite d'une exposition non radiologique, mais l'une des études a toutefois rapporté une augmentation des premiers-nés de sexe féminin chez les mineurs (Müller et Ruzicka-Jaroslav Bakstein, 1967). Les études n'ont rapporté aucun effet sur la fréquence de nouveau-nés présentant une insuffisance pondérale, sur la



fréquence de fausses couches et sur l'infertilité (Wiese et Skipper, 1986). Les souris et les rats femelles en gestation exposés à de l'uranium par voie d'ingestion ont présenté des effets reproducteurs et tératogènes tels que la baisse pondérale maternelle, l'augmentation de la résorption fœtale, l'arrêt de croissance du fœtus, les malformations squelettiques chez le fœtus, la mortalité chez les nouveau-nés et la diminution du nombre de nouveau-nés (Maynard et coll., 1953; Domingo et coll., 1989a,b; Paternain et coll., 1989). Les rats mâles exposés à de l'uranium par voie d'ingestion ont présenté des lésions aux testicules, une histopathologie testiculaire et une atrophie des testicules (Maynard et Hodge, 1949; Maynard et coll., 1953; Malenchenko et coll., 1978), mais aucun effet nocif sur la fonction testiculaire n'a été observé (Llobet et coll., 1991).

Des études épidémiologiques rétrospectives menées chez des travailleurs masculins d'usines de traitement des métaux et de l'uranium n'ont rapporté aucune hausse du nombre total de décès dus à une exposition à l'uranium et ont signalé une incidence réduite de certaines causes de décès (en raison de l'effet du « travailleur en bonne santé ») (Scott et coll., 1972; Archer et coll., 1973b; Polednak et Frome, 1981; Hadjimichael et coll., 1983; Waxweiler et coll., 1983; Acquavella et coll., 1985; Brown et Bloom, 1987; Checkoway et Crawford-Brown, 1987; Cragle et coll., 1988). Les décès dus à des maladies respiratoires étaient plus nombreux chez les travailleurs des usines de broyage de fabrication, de traitement et d'enrichissement de l'uranium que chez les sujets témoins (Archer et coll., 1976; Polednak et Frome, 1981; Hadjimichael et coll., 1983; Waxweiler et coll., 1983; Dupree et coll., 1987). Les maladies respiratoires incluaient la maladie pulmonaire obstructive (Hadjimichael et coll., 1983; Waxweiler et coll., 1983) et l'emphysème, la fibrose et les silicoses (Archer et coll., 1976; Waxweiler et coll., 1983). Les décès dus à une maladie du rein étaient plus nombreux chez les ouvriers affectés au broyage et les mineurs d'uranium que chez les sujets témoins (Waxweiler et coll., 1981a, 1983). Une augmentation des décès dus au cancer du poumon a été constatée chez des travailleurs d'une usine d'enrichissement de l'uranium qui n'avaient pas été exposés au radon (éliminant par conséquent les effets radiologiques du radon et de ses produits de désintégration) (Polednak et Frome, 1981).

L'uranium appartient à la classe des cancérigènes du groupe VA (données insuffisantes pour évaluation) (Santé Canada, 1996). L'évaluation de la cancérigénicité par la United States Environmental Protection Agency a été retirée dans l'attente d'un nouvel examen (USEPA, 2005). Pour le moment, l'ATSDR n'évalue pas le pouvoir

cancérigène ni n'effectue d'évaluation de risques de cancer. Bien que l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 2004) semble avancer que le cancer imputable à l'ingestion d'uranium n'a pas été prouvé, elle n'a fournie aucune évaluation officielle de cancer. On a noté que certains groupes travailleurs considèrent l'uranium comme un cancérigène avéré (ACGIH, 1998) ou potentiel (NIOSH, 1992); toutefois, leurs évaluations peuvent comprendre les effets radiologiques. Dans l'ensemble, aucun des grands organismes de santé considérés (Santé Canada, USEPA, OMS et ATSDR) ne classe actuellement l'uranium parmi les cancérigènes ni ne fournit de facteurs de pente relatifs au cancer à l'égard des propriétés chimiques de l'uranium. Cela étant, ces organismes semblent avoir pour position que les informations devraient être revues périodiquement en fonction des nouvelles données recueillies.

Il est difficile de déterminer si l'exposition à l'uranium naturel par inhalation peut causer le cancer chez les humains (ATSDR, 1999). Bien que des études rétrospectives menées chez des mineurs d'uranium aient constaté une hausse de la mortalité attribuable au cancer du poumon (Lundin et coll., 1969; Archer et coll., 1973a; Grace et coll., 1980; Gottlieb et Husen, 1982; Samet et coll., 1984; Howe et coll., 1986, 1987; Saccomanno et coll., 1986), il est pratiquement impossible d'isoler le risque de cancer pouvant être associé à ces travailleurs, qui sont simultanément exposés à d'autres cancérigènes présumés.

Santé Canada (1999) a calculé une DJA de  $0,6 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{pc}\cdot\text{jour}^{-1}$  pour l'uranium, d'après la pénétration par ingestion. La DJA donnée par Santé Canada pour l'exposition par voie orale a aussi été utilisée pour évaluer l'exposition par inhalation, cette façon de faire étant mathématiquement plus prudente que de considérer l'inhalation séparément (d'autant que les expositions par ingestion et par inhalation ont des effets sur le rein, indicateur le plus sensible de la toxicité). On note que l'utilisation d'une DJA qui n'est pas spécifique à l'inhalation n'a pas beaucoup ajouté à l'incertitude dans la démarche globale d'élaboration des recommandations (les concentrations dans les poussières considérées pour les recommandations relatives au contact direct étaient beaucoup plus faibles que les concentrations dans l'air jugées acceptables par l'ATSDR et l'OMS; elles n'ont donc pas beaucoup joué sur les valeurs calculées).

### **Élaboration des recommandations**

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont élaborées pour différentes utilisations de terrain, selon le protocole décrit dans CCME (2005), à partir de

différents récepteurs et scénarios d'exposition propres à chaque utilisation (tableau 1). Le détail de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols concernant l'uranium est présenté dans CCME (2007).

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

Les recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection 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. Dans le cas des terrains à vocation agricole, elles incluent des données de toxicité relatives à l'ingestion de sol et de nourriture par les mammifères et les oiseaux. Dans le but d'élargir le champ de protection, une vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie est incluse, si les données le permettent, pour toutes les utilisations de terrain. Une vérification portant sur la migration hors site est également calculée pour les terrains à vocation industrielle. Cette dernière vérification vise à assurer qu'un site industriel ne contamine pas les terrains adjacents à vocation résidentielle/parc ou commerciale.

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 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 devient la 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 relative au contact avec le sol.

Pour les terrains à vocation agricole, la valeur la plus faible entre la recommandation touchant le contact avec le sol et la recommandation touchant l'ingestion de sol et de nourriture est retenue 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 retenue comme  $RQS_E$ .

Dans le cas de l'uranium, il y avait assez de données pour élaborer des recommandations relatives au contact avec le

sol selon la méthode du poids de la preuve (CCME, 2005). Un total de 82 points de données acceptables ont été utilisés, représentant 11 espèces de plantes et 4 espèces d'invertébrés. Il n'y avait pas assez de données pour effectuer une vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie. Pour ce qui est des terrains à vocation agricole, il y avait assez de données pour élaborer une recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture, en utilisant les lapins comme espèce la plus sensible. En outre, il y avait suffisamment de données pour calculer une valeur de vérification relative à la migration hors site pour les terrains à vocation industrielle.

Pour les terrains à vocation agricole, une  $RQS_E$  a été calculée en fonction de la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture. Pour toutes les autres catégories d'utilisation de terrain, les  $RQS_E$  sont fondées sur les recommandations relatives au contact avec le sol (tableau 2). Le détail de l'élaboration des  $RQS_E$  pour l'ensemble des utilisations de terrain est présenté dans CCME (2007).

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

Les recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection de la santé humaine ( $RQS_{SH}$ ) visant les contaminants à seuil d'effets (substances non cancérigènes) sont calculées à partir de la dose journalière admissible (DJA) pour le récepteur le plus sensible désigné relativement à chaque utilisation de terrain.

Le protocole du CCME relatif aux sols recommande l'application de différents mécanismes de vérification, lorsque jugés pertinents, dans le but d'élargir le champ de protection. Parmi les différentes recommandations et vérifications, la valeur la plus faible est recommandée comme  $RQS_{SH}$  (tableau 2).

Pour l'ensemble des utilisations de terrain, des recommandations ont été calculées en fonction du contact direct avec le sol (y compris par ingestion, contact cutané et inhalation). Une vérification portant sur la migration hors site a également été calculée pour les terrains à vocation industrielle. CCME (2007) fournissent plus de détails sur ces calculs.

Par conséquent, dans le cas de l'uranium, les  $RQS_{SH}$  pour les terrains à vocation agricole, résidentielle/parcs et commerciale sont fondées sur les recommandations relatives au contact direct avec le sol. Pour ce qui est des terrains à vocation industrielle, la valeur résultant de la

vérification sur la migration hors site est inférieure aux valeurs des recommandations et devient donc la RQS<sub>SH</sub> (tableau 2).

### Recommandations pour la qualité des sols concernant l'uranium

Les recommandations pour la qualité des sols sont destinées à protéger aussi bien l'environnement que la santé humaine. Les recommandations pour la qualité des sols concernant l'uranium sont les valeurs les plus faibles parmi les RQS<sub>E</sub> et les RQS<sub>SH</sub> (tableau 1). Il n'existait pas de critères provisoires du CCME pour la qualité des sols concernant l'uranium (CCME, 1991).

Le document du CCME (1996) fournit des conseils sur les modifications qui peuvent être apportées aux recommandations finales pour la qualité des sols lorsqu'il s'agit d'établir des objectifs particuliers à un lieu.

### Bibliographie

ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists). 1998. Guide to Occupational Exposure Values – 1998. American Conference of Governmental Industrial Hygienists. Cincinnati, OH.

Acquavella, J.F., L.D. Wiggs, R.J. Waxweiler et coll. 1985. Mortality among workers at the Pantex Weapons Facility. *Health Phys.* 48:735-746. (Cité dans ATSDR, 1999.)

Aery, N.C. et G.S. Jain. 1998. Influence of uranium on the growth of wheat. *J. Environ. Biol.* 19(1):15-23.

Allard, B., U. Olofsson, B. Torstenfelt et coll. 1982. Sorption of actinides in well-defined oxidation states on geologic media. *Mater. Res. Soc. Symp. Proc.* 11:775-782 (Cité dans ATSDR, 1999)

Archer, V.E., J.K. Wagoner et F.E. Lundin. 1973a. Lung cancer among uranium miners in the United States. *Health Phys.* 25:351-371.

———. 1973b. Cancer mortality among uranium mill workers. *J. Occup. Med.* 15(1):11-14.

Archer, V.E., J.D. Gillman et J.K. Wagoner. 1976. Respiratory disease mortality among uranium miners. *Ann. NY. Acad. Sci.* 271:280-293.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1999. Toxicological Profile for Uranium. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Atlanta, GA.

BEIR IV. 1988. Health risks of radon and other internally deposited alpha emitters. Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations, National Research Council. Washington, DC: National Academy Press. (Cité dans ATSDR, 1997.)

Bentley, K.W., D.R. Stockwell, K.A. Britt et C.B. Kerr. 1985. Transient proteinuria and aminoaciduria in rodents following uranium intoxication. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 34:407-416.

Berthelin, J. et C. Munier-Lamy. 1983. Microbial mobilization and preconcentration of uranium from various rock materials by fungi. Dans : *Environmental Biogeochemistry*, R. Hallberg (dir.). *Ecol. Bull. (Stockholm)* 35:395-401.

———. 1993. Involvement of microorganisms in the degradation of organo-metallic complexes and accumulation of trace elements: An example with uranium. Dans : *Biohydrometallurgical Technologies. Volume II. Fossil Energy Materials Bioremediation, Microbial*

*Physiology*. A.E. Torma, M.L. Apel et C.L. Brierley (dir.). The Minerals, Metals, and Materials Society. pp 167-175.

Betti, M. 2003. Civil use of depleted uranium. *Journal of Environmental Radioactivity* 64: 113-119.

Bowen, H.J.M. 1966. Trace Elements in Biochemistry. Academic Press, London. (Cité dans Environnement Canada, 1983).

Brown, D.P., T. Bloom. 1987. Mortality among uranium enrichment workers. Report to National Institute for Occupational Safety and Health, Cincinnati, OH. NTIS PB87-188991. (Cité dans ATSDR, 1999)

Corporation Cameco. 2002. Annual environmental compliance report for Port Hope facility. Document présenté à la Commission canadienne de sûreté nucléaire. Cameco Corporation, Fuel Services Division. 24 pp.

Cannon, H.L. 1952. The effect of Uranium-Vanadium deposits on the vegetation of the Colorado Plateau. *Am. J. Sci.* 250:735-770. (Cité dans Aery et Jain, 1998).

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés. Préparé pour le Groupe de travail national sur les lieux contaminés du CCME. CCME EPC-CS34. Manitoba. Conseil canadien des ministres de l'environnement.

———. 1996. Document d'orientation sur l'élaboration d'objectifs particuliers à un site en vue d'améliorer la qualité du sol des lieux contaminés au Canada. Préparé par le Sous-comité sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Winnipeg, Manitoba.

———. 2005 [ÉBAUCHE pour consultation publique]. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et la santé humaine. Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des sols du CCME.

———. 2007. Canadian soil quality guidelines for uranium: environmental and human health. Scientific supporting document. CCME, Winnipeg.

CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Document établi par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.

Chatterjee, A.K. 1977. Uranium Mineralization at McLean Point, Cumberland County. Nova Scotia Dept. Mines Report 77-1.

Checkoway, H., D. Crawford-Brown. 1987. Metabolic modeling of organ-specific doses to carcinogens as illustrated with alpha-radiation emitting radionuclides. Dans : Symposium: Time-related factors in cancer epidemiology, Bethesda MD, April 15-16. *J. Chronic Dis.* 40(Suppl 2): 191S-200S.

CIRP (Commission internationale de protection radiologique). 1979. Limits for intakes of radionuclides by workers. ICRP Publication 30. Vol 3. No. 1-4. Oxford: Pergamon Press. (Cité dans ATSDR, 1999).

Cragle, D.L., R.W. McLain, J.R. Qualters, J.L.S. Hickey, G.S. Wilkinson, W.G. Tankersley et C.C. Lushbaugh. 1988. Mortality among workers at a nuclear fuels production facility. *Am. J. Ind. Med.* 14:379-401. (Cité dans ATSDR, 1999.)

Domingo, J.L., J.M. Llobet, J.M. Tomas et J. Corbella. 1987. Acute toxicity of uranium in rats and mice. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39:168-174.

Domingo, J.L., J.L. Paternain, J.M. Llobet et J. Corbella. 1989a. The developmental toxicity of uranium in mice. *Toxicology* 55:143-152.

Domingo, J.L., A. Ortega, J.L. Paternain et J. Corbella. 1989b. Evaluation of the perinatal and postnatal effects of uranium in mice upon oral administration. *Arch. Environ. Health* 44(6):395-398.

Dupree, E.A., D.L. Cragle, R.W. McLain, D.J. Crawford-Brown et M.J. Teta. 1987. Mortality among workers at a uranium processing facility, the Linde Air Products Company Ceramics Plant, 1943-1949. *Scand. J. Work Environ. Health (Finland)* 13:100-107. (Cité dans ATSDR, 1999).

Tableau 2. Recommandations pour la qualité des sols et valeurs de vérification concernant l'uranium ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

Recommandation	Utilisation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
	23 <sup>a</sup>	23 <sup>a</sup>	33 <sup>a</sup>	300 <sup>a</sup>
Recommandations pour la protection de la santé humaine/valeurs de vérification				
RQS <sub>SH</sub>	23 <sup>b</sup>	23 <sup>b</sup>	33 <sup>b</sup>	300 <sup>b</sup>
Recommandation : contact direct	23	23	33	510
Recommandation : inhalation d'air intérieur	NC <sup>c</sup>	NC <sup>c</sup>	NC <sup>c</sup>	NC <sup>c</sup>
Vérification : migration hors site	—	—	—	300
Vérification : nappe phréatique (eau potable)	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>
Vérification : produits agricoles, viande et lait	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>	—	—
Recommandations pour la protection de l'environnement/valeurs de vérification				
RQS <sub>E</sub>	33 <sup>e</sup>	500 <sup>f</sup>	2 000 <sup>f</sup>	2 000 <sup>f</sup>
Recommandation : contact avec le sol	500	500	2 000	2 000
Recommandation : ingestion de sol et de nourriture	33	—	—	—
Vérification : cycle des nutriments et de l'énergie	NC <sup>g</sup>	NC <sup>g</sup>	NC <sup>g</sup>	NC <sup>g</sup>
Vérification : migration hors site	—	—	—	7 100
Vérification : nappe phréatique (vie aquatique)	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	Aucune valeur	Aucune valeur	Aucune valeur	Aucune valeur

Notes : NC = non calculée; ND = non déterminée; RQS<sub>E</sub> = recommandation pour la qualité des sols : environnement, RQS<sub>SH</sub> = recommandation pour la qualité des sols : santé humaine. Le tiret indique une recommandation ou une valeur de vérification qui ne fait pas partie du scénario d'exposition pour cette utilisation du terrain et qui, par conséquent, n'est pas calculée.

<sup>a</sup>Les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS<sub>SH</sub> et une RQS<sub>E</sub> pour cette utilisation de terrain. La RQS<sub>SH</sub> est inférieure à la RQS<sub>E</sub> et est donc retenue comme recommandation.

<sup>b</sup>La RQS<sub>SH</sub> est la valeur la plus faible entre les recommandations pour la protection de la santé humaine, les valeurs de vérification et les recommandations provisoires.

<sup>c</sup>La vérification relative à l'inhalation d'air intérieur s'applique aux composés organiques volatils et n'est pas calculée pour les contaminants métalliques.

<sup>d</sup>S'applique uniquement aux composés organiques volatils et n'est pas calculée pour les contaminants métalliques. Les préoccupations suscitées par les contaminants métalliques doivent être réglées au cas par cas, en fonction du lieu en cause.

<sup>e</sup>La RQS<sub>E</sub> pour cette utilisation de terrain est la moins élevée entre la recommandation visant le contact avec le sol et celle visant l'ingestion de sol et de nourriture.

<sup>f</sup>La RQS<sub>E</sub> pour cette utilisation de terrain est fondée sur la recommandation visant le contact avec le sol.

<sup>g</sup>Les données sont insuffisantes/inadéquates pour calculer une valeur de vérification.



- Efroymson, R.A., M.E. Will, G.W. (Il) Suter et A.C. Wooten. 1997. Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants: 1997 revision. Prepared for the U.S. Department of Energy, Office of Environmental Management.
- Énergie, Mines et Ressources Canada. 1981. L'uranium au Canada : évaluation en 1980 de l'offre et des besoins. Report EP 81-3. (Cité dans Environnement Canada, 1983).
- Environnement Canada. 1983. Uranium. Dans : Guidelines for surface water quality. Volume I. Inorganic chemical substances. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.
- Environnement Canada et Santé Canada. 2003 Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation: Rejets de radionucléides des installations nucléaires (effets sur les espèces autres que l'être humain). Document établi par Environnement Canada et Santé Canada, Ottawa, Ontario. ISBN 0-662-35410-9, Cat. No. En40-215/67F.
- Eriksson E. 1960. The yearly circulation of chloride and sulfur in nature; meteorological, geochemical and pedological implications. *Tellus* 12:63-109. (Cité dans Environnement Canada, 1983).
- Feldman, I., J. Jones et R. Cross. 1967. Chelation of uranyl ions adenine nucleotides. *J. Am. Chem. Soc.* 89:49-55. (Cité dans Efroymson et coll., 1997).
- Garner, R.J. 1963. Environmental contamination and grazing animals. *Health Phys.* 9:597. (Cité dans NRC, 1980.)
- Gilman, A.P., D.C. Villeneuve, V.E. Secours, A.P. Yagminas, B.L. Tracy, J.M. Quinn, V.E. Valli et M.A. Moss. 1998a. Uranyl nitrate: 91-day toxicity studies in the New Zealand white rabbit. *Toxicol. Sci.* 41(1):129-137.
- Gilman, A.P., M.A. Moss, D.C. Villeneuve, V.E. Secours, A.P. Yagminas, B.L. Tracy, J.M. Quinn, G. Long et V.E. Valli. 1998b. Uranyl nitrate: 91-day exposure and recovery studies in the male New Zealand white rabbit. *Toxicol. Sci.* 41(1):138-151.
- Gordon, S. 1992. Link Between Ore Bodies and Biosphere Concentrations of Uranium. AERCB Project No. 5.140.1. Commission de contrôle de l'énergie atomique, Ottawa, Canada.
- Gottlieb, L.S., L.A. Husen. 1982. Lung cancer among Navajo uranium miners. *Chest* 81:449-452. (Cité dans ATSDR, 1999.)
- Grace, M., M. Larson, J. Hanson. 1980. Bronchogenic carcinoma among former uranium mine workers at Port Radium, Canada. *Health Phys.* 38:657-661. (Cité dans ATSDR, 1999.)
- Gulati, K.L., M.C. Oswal et K.K. Nagpaul. 1980. Assimilation of uranium by wheat and tomato plants. *Plant and Soil* 55:55-59.
- Hadjimichael, C.C., A.M. Ostfeld, D.A. D'Atri et R.E. Brubaker. 1983. Mortality and cancer incidence experience of employees in a nuclear fuels fabrication plant. *J. Occup. Med.* 25:48-61. (Cité dans ATSDR, 1999.)
- Harley, N.H., E.C. Foulkes, L.H. Hilborne, A. Hudson et C.R. Anthony. 1999. A Review of the Scientific Literature as it Pertains to Gulf War Illnesses, Volume 7: Depleted Uranium. RAND Corporation MR-1018/7-OSD. Consultable à : <http://www.rand.org/publications/MR/MR1018.7/index.html>
- Haseltine, S.D., L. Sileo. 1983. Response of American black ducks to dietary uranium: A proposed substitute for lead shot. *J. Wildl. Mgmt.* 47(4):1124-1129.
- Howe, G.R., R.C. Nair, H.B. Newcombe, A.B. Miller, J.D. Burch et J.D. Abbatt. 1986. Lung cancer mortality (1950-1980) in relation to radon daughter exposure in a cohort of workers at the Eldorado Beaverlodge Uranium mine (Saskatchewan, Canada). *J. Natl. Cancer Inst.* 77:357-362. (Cité dans ATSDR, 1999).
- . 1987. Lung cancer mortality (1950-1980) in relation to radon daughter exposure in a cohort of workers at the Eldorado Port radium uranium mine: possible modification of risk by exposure rate. *J. Natl. Cancer Inst.* 79:1255-1260. (Cité dans ATSDR, 1999).
- Hursh, J.B., N.L. Spoor. 1973. Data on man. Dans : Handbook of experimental pharmacology. Vol. 36. Uranium, plutonium, transplutonic elements. Springer-Verlag, Berlin. pp. 197-239. (Cité dans Santé Canada, 1996).
- Kathren, R.L. et R.H. Moore. 1986. Acute accidental inhalation of uranium: A 38-year follow-up. *Health Phys.* 51:609-620.
- Khalid, A.M., S.R. Ashfaq, T.M. Bhatti, M.A. Anwar, A.M. Shemsi et K. Akhtar. 1993. The uptake of microbially leached uranium by immobilized microbial biomass. Dans : Biohydrometallurgical technologies. Volume II. Fossil energy materials bioremediation, microbial physiology. Torma, A.E., Apel, M.L. et Brierley, C.L. (dir.) pp. 299-307.
- Kupsh, C.C., R.J. Julian, V.E.O. Valli et G.A. Robinson. 1991. Renal damage induced by uranyl nitrate and estradiol-17 $\beta$  in Japanese quail and Wistar rats. *Avian. Pathol.* 20(1):25-34.
- Kuroda, P.K., I.O. Essien, D.N. Sandoval. 1984. Fallout of uranium isotopes from the 1980 eruption of Mount St. Helens. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 84:23-32. (Cité dans ATSDR, 1999).
- Leach, L.J., E.A. Maynard, C.H. Hodge et coll. 1970. A five-year inhalation study with natural uranium dioxide dust - I. *Health Phys.* 18:599-612.
- Leach, L.J., C.L. Yuile, H.C. Hodge et coll. 1973. A five-year inhalation study with natural uranium dioxide (UO<sub>2</sub>) dust. II. Postexposure retention and biologic effects in the monkey, dog and rat. *Health Phys.* 25:239-258.
- Leach, L.J., R.M. Gelein, B.J. Panner et coll. 1984. The acute toxicity of the hydrolysis products of uranium hexafluoride (UF<sub>6</sub>) when inhaled by the rat and guinea pig. Final report. ISS K/SUB-81-9039-3. NTIS DE84011539.
- Llobet, J.M., J.J. Sirvent, A. Ortega et J.L. Domingo. 1991. Influence of chronic exposure to uranium on male reproduction in mice. *Fund. Appl. Toxicol.* 16(4):821-829.
- Lopez R., P.L. Diaz Sylvester, A.M. Ubios et R.L. Cabrini. 2000. Percutaneous toxicity of uranyl nitrate: its effect in terms of exposure area and time. *Health Phys.* 78:434-7.
- Lovley, D.R., E.J.P. Phillips, Y.A. Gorby, E.R. Landa. 1991. Microbial reduction of uranium. *Nature* 350:413-416.
- Luessenhop, A.J., J.C. Gallimore, W.H. Sweet, E.G. Struxness et J. Robinson. 1958. The toxicity in man of hexavalent uranium following intravenous administration. *Am. J. Roentgenol.* 79:83-100. (Cité dans ATSDR, 1999).
- Lundin, F.E., W. Lloyd, E.M. Smith et coll. 1969. Mortality of uranium miners in relation to radiation exposure, hard rock mining and cigarette smoking 1950 through September 1967. *Health Phys.* 16:571- 578. (Cité dans ATSDR, 1999).
- Malenchenko, A.F., N.A. Barkov et G.F. Guseva. 1978. Effect of uranium on the induction and course of experimental autoimmune orchitis and thyroiditis. *J. Hyg. Epidemiol., Microbiol., Immunol.* 22:268-277. (Cité dans ATSDR, 1999).
- Mao, Y., M. Desmeules, D. Schaubel, D. Bérubé, R. Duck, D. Brûlé et B. Thomas. 1995. Inorganic components of drinking water and microalbuminuria. *Environ. Research* 71: 135-140.
- Maynard, E.A., H.C. Hodge. 1949. Studies of the toxicity of various uranium compounds when fed to experimental animals. Dans : Voegtlin IC, Hodge HC (dir.), *Pharmacology and toxicology of uranium compounds*, National Nuclear Energy Series (VI). New York, NY: McGraw-Hill, 309-376. (Cité dans USEPA, 1998.)
- Maynard, E.A., W.L. Downs, H.C. Hodge. 1953. Oral toxicity of uranium compounds. Dans : Voegtlin C, Hodge HC (dir.) *Pharmacology and toxicology of uranium compounds*. New York, NY: McGraw-Hill.
- MEEQ (ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario). 1993. MEEQ. "Ontario Typical Range" of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow. Section de la phytotoxicologie, Direction de l'élaboration des normes. Version 1.0a.

- Merck Index. 1989. The Merck index. An encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals. Sous la dir. de S. Budavari, Onzième édition. Merck and Co., Inc., Rahway, NJ.
- Meyer, M.C., T. McLendon. 1997. Phytotoxicity of depleted uranium on three grasses characteristic of different successional stages. *J. Environ. Qual.* 26:748-752.
- Meyer, M.C., M.W. Paschke, T. McLendon et D. Price. 1988. Decreases in soil microbial function and functional diversity in response to depleted uranium. *J. Environ. Qual.* 27:1306-1311.
- Meyer, M.C., T. McLendon et D. Price. 1998b. Evidence of depleted uranium-induced hormesis and differential plant response in three grasses. *J. Plant Nutrition* 21(11): 2475-2484.
- Mollenhauer, H.H., R.B. Harvey, L.F. Kubena, R.E. Droleskey et R. Davis. 1986. Distribution and form of uranium-containing deposits in chickens treated with uranyl nitrate. *Vet. Pathol.* 23(6):706-711.
- Morishima, H., T. Koga, H. Kawai, Y. Honda et K. Katsurayama. 1976. Experimental studies on the movement of uranium in the soil to vegetables. *Radioisotopes* 25:773. (Cité dans Aery et Jain, 1998).
- Morrow, P.E., L.J. Leach, F.A. Smith, R.M. Gelein, J.B. Scott, H.D. Beiter, F.J. Amato, J.J. Picano, C.L. Yuile et T.G. Conslor. 1982. Metabolic fate and evaluation of injury in rats and dogs following exposure to the hydrolysis products of uranium hexafluoride: Implications for a bioassay program related to potential releases of uranium hexafluoride: Report period: July 1979-October 1981. Rochester Univ., NY. Dept. of Radiation Biology and Biophysics.
- Moss, M.A., R.F. McCurdy, D.C. Dooley, M.L. Givner, L.C. Dymod, J.M. Slayter et M.M. Courneya. 1983. Uranium in drinking water - report on clinical studies in Nova Scotia. Dans : *Chemical toxicology and clinical chemistry of metals*. S.S. Brown et J. Savory (dir.). Academic Press, London. pp. 149-152. (Cité dans Santé Canada, 1996).
- Moss, M.A. 1985. Chronic low level uranium exposure via drinking water - clinical investigations in Nova Scotia. Msc thesis. Dalhousie University, Halifax, NS. (Cité dans Santé Canada, 1996).
- MSNBES (Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social). 1985. La radioactivité ambiante au Canada (1975-1985). Bureau de la radioprotection, Direction générale de la santé environnementale, Ottawa (Cité dans Santé Canada, 1996).
- Müller, C. et L. Ruzicka-Jaroslav Bakstein. 1967. The sex ratio in the offsprings of uranium. *Acta Universitatis Carolinae Medica* 13(7/8):599-603. (Cité dans ATSDR, 1999).
- NCRP (National Council on Radiation Protection and Measurements) 1984. Exposures from the uranium series with emphasis on radon and its daughter. Protection and Measurements. National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, MD. NCRP Report No. 77:56-68. (Cité dans ATSDR, 1999).
- NIOSH 1992. National Institute for Occupational Safety and Health, U.S. Dept. of Health, Education, and National Institute of Occupational Safety and Health, U.S. Dept. of Health, Education, and Welfare DHHS #92-100,1992.
- NRC (National Research Council). 1980. Mineral Tolerance of Domestic Animals. National Academy of Sciences (NAS), Washington, DC.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 2001a. Depleted Uranium: Sources, Exposure and Health Effects. Department of Protection of the Human Environment, World Health Organization, Geneva, Switzerland. WHO/SDE/PHE/01.1.
- . 2001b. Background Material on Depleted Uranium (DU). Document établi par D<sup>r</sup> Repacholi. NATO Bulletin. World Health Organization. Mis à jour le 8 février 2001. Consulté le 26 octobre 2004 à : <http://www.nato.int/docu/d010108e.htm>
- . 2004. Uranium in Drinking-water. Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organization, Geneva, Switzerland. WHO/SDE/WSH/03.04/118.
- Orcutt, J.A. 1949. The toxicology of compounds of uranium following application to the skin. Dans : Voegtlin C, Hodge HC (dir.), *Pharmacology and toxicology of uranium compounds*. New York, NY: McGraw Hill Book Co, 377-414. (Cité dans ATSDR, 1999).
- Painter, S., Cameron, E.M., Allan, R. et J. Rouse. 1994. Reconnaissance Geochemistry and Its Environmental Relevance. *Journal of Geochemical Exploration* 51(3): 213-246.
- Paternain, J.L., J.L. Domingo, A. Ortega, and J.M. Llobett. 1989. The effects of uranium on reproduction, gestation, and postnatal survival in mice. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 17(3):291-296.
- Pilgrim, W. et B. Schroeder. 1997. Multi-media concentrations of heavy metals and major ions from urban and rural sites in New Brunswick, Canada. *Environmental Monitoring and Assessment* 47(1): 89-108.
- Polednak, A.P. et E.L. Frome. 1981. Mortality among men employed between 1943 and 1947 at a uranium-processing plant. *J. Occup. Med.* 23(3):169-178.
- Puls, R. 1994. Mineral levels in animal health. Diagnostic data (2<sup>nd</sup> Edition). Sherpa International, Clearbrook, BC.
- RNCAN (Ressources naturelles Canada). 2000. Uranium. Dans : *Annuaire des minéraux du Canada, 1999*. pp. 59-1 à 59-17. Secteur des minéraux et métaux, Secteur des ressources naturelles, Ressources naturelles Canada, Ottawa, ON.
- . 2003. Survol des tendances observées dans l'exploration minière canadienne 2002. Groupe de travail intergouvernemental canadien sur l'industrie minière. Direction de l'analyse économique et financière. Secteur des minéraux et des métaux. Ressources naturelles Canada. Ottawa, ON.
- Saccomanno, G., C. Yale, W. Dixon et coll. 1986. An epidemiological analysis of the relationship between exposure to radon progeny, smoking and bronchogenic carcinoma in the uranium-mining population of the Colorado Plateau (USA): 1960-1980. *Health Phys* 50:605-618. (Cité dans ATSDR, 1999).
- Samet, J.M., D.M. Kutvirt, R.J. Waxweiler et coll. 1984. Uranium mining and lung cancer in Navaho men. *New Engl. J. Med.* 310:1481-1484. (Cité dans ATSDR, 1999).
- Sample, B.E., D.M. Opresko et G.W. Suter. 1996. Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 Revision. Department of Energy U.S., Office of Environmental Management, Washington, DC.
- Santé Canada. 1995. Caractéristiques radiologiques. Documentation à l'appui. Dans : *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, Partie II*. Santé Canada, Ottawa, Ontario.
- . 1996. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*. 6<sup>e</sup> édition. Santé Canada, Ottawa, Ont.
- . 1999. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - pièce à l'appui pour l'uranium (révisée en janvier 2001)*. Établie par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable. Santé Canada.
- . 2006. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - tableau sommaire*. Préparé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement. Santé Canada, Ottawa, Ont.
- Scott, L.M., K.W. Bahler et A. De La Garza, et coll. 1972. Mortality experience of uranium and nonuranium workers. *Health Phys.* 23:555-557. (Cité dans ATSDR, 1999).
- Selenska-Pobell, S., P. Panak, V. Miteva, I. Boudakov, G. Bernhard, et H. Nitsche. 1999. Selective Accumulation of heavy metals by three indigenous *Bacillus* strains, *B. cereus*, *B. megaterium* and *B. sphaericus*, from drain waters of a uranium waste pile. *FEMS Microbiology Ecology* 29: 59-67.

- Shahandeh, H. et L. Hossner. 2002. Role of soil properties in phytoaccumulation of uranium. *Water, Air, and Soil Pollution* 141:165-180.
- Sheppard, M.I., T.T. Vandergraaf, D.H. Thibault et coll. 1983. Technetium and uranium: Sorption by and plant uptake from peat and sand. *Health Phys.* 44:635-644. (Cité dans ATSDR, 1999).
- Sheppard, M.I., S.C. Sheppard et D.H. Thibault. 1984. Uptake by plants and migration of uranium and chromium in field lysimeters. *J. Environ. Qual.* 13(3):357-361.
- Sheppard, M.I., D.H. Thibault et S.C. Sheppard. 1985. Concentrations and concentration ratios of U, As and Co in Scots Pine grown in a waste-site soil and an experimentally contaminated soil. *Water Air Soil Pollut.* 26:85-94.
- Sheppard, S. et W. Evenden. 1987. Review of effects of soil on radionuclide uptake by plants. Rapport de recherche établi pour la Commission de contrôle de l'énergie atomique. Ottawa, Canada, 31 mars 1987. INFO-0230.
- Sheppard, S.C. et W.G. Evenden. 1988. The assumption of linearity in soil and plant concentration ratios: an experimental evaluation. *J. Environ. Radioactivity* 7: 221-247.
- Sheppard, S.C. et W.G. Evenden. 1992. Bioavailability indices for uranium: effect of concentration in eleven soils. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23:117-124.
- Sheppard, S.C., W.G. Evenden et A.J. Anderson. 1992. Multiple assays of uranium toxicity in soil. *Environ Toxicol Water Qual* 7:275-294.
- Sheppard, S., M. Sheppard, B. Sanipelli, B. Dowsley, G. Stephenson, N. Feisthauer, R. Rowland et M-K. Gilbertson. 2004. Uranium concentrations in Port Hope soils and vegetation and toxicological effect on soil organisms. Rapport final. Établi par ECOMatters Inc., Stantec Consulting Ltd. et C. Wren and Associates pour la Commission canadienne de sûreté nucléaire sous le contrat n° 87055-01-0266-R161, 1<sup>er</sup> mars 2004.
- Statistique Canada. 1983. Imports: Merchandise Trade, Commodity Detail 1982. N° de cat. 65-207. (Cité dans CCMRE, 1987).
- Stokinger, H.E., R.C. Baxter, H.P. Dygent et coll. 1953. Toxicity following inhalation for 1 and 2 years. Dans : Voegtlin C, Hodge HC (dir.), *Pharmacology and toxicology of uranium compounds*. New York, NY: McGraw-Hill. (Cité dans ATSDR, 1999).
- Taylor, D.M. et S.K. Taylor. 1997. Environmental uranium and human health. *Rev Environ Health* 12:147-157.
- Tracy, B.L. et F.A. Prantl. 1985. Radiological impact of coal-fired power generation. *J. Envir. Radioactivity* 2:145-160. (Cité dans Tracy et Meyerhof, 1987).
- Tracy, B.L. et D.P. Meyerhof. 1987. Uranium concentrations in air near a Canadian uranium refinery. *Atmosph. Environ.* 21(1):165-172.
- UK FSA (United Kingdom Food Standards Agency) 2005. Uranium-238 in the 2001 Total Diet Study (TDS). *Food Survey Information Sheet 56/04*. Consulté le 15 avril 2005 à : <http://www.food.gov.uk/science/surveillance/fsis2004/branch/fsis5604>.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1998. Integrated risk information system. U.S. Environmental Protection agency.On-line.
- . 2005. Integrated Risk Information System. (IRIS) U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. On-line database.
- Van Netten, C. et D.R. Morley. 1982. Uptake of uranium and molybdenum from uranium rich soils by barley. *Int. J. Environ. Stud.* 19:43-45.
- Waxweiler, R.J., R.J. Roscoe, V.E. Archer, M.J. Thun, J.K. Wagoner et F.E. Lundin Jr.. 1981a. Mortality follow up through 1977 of white underground uranium miners cohort examined by the USPHS. Dans : Gomez M (dir.), *Radiation hazards in mining*. New York: Society of Mining Engineers of the AIMMPE Inc., 823-830. (Cité dans ATSDR, 1999).
- Waxweiler, R.J., R.J. Roscoe et V.E. Archer. 1981b. Secondary sex ratio of first-born offspring of U.S. uranium miners. Dans : Wiese W, (dir.), *Birth defects in the four corners area*. Transcription de la réunion du 27 février 1981, Albuquerque, NM, 37-50. (Cité dans ATSDR, 1999).
- Waxweiler, R.J., V.E. Archer, R.J. Roscoe et coll. 1983. Mortality patterns among a retrospective cohort of uranium mill workers. Presented at *Epidemiology Applied to Health Physics: Proceedings of the Health Physics Society*, 428-435. (Cité dans ATSDR, 1999).
- Weast, R.C. et M.J. Astle (dir.). 1982. *CRC Handbook Of Chemistry and Physics: A Ready-Reference Book Of Chemical And Physical Data* (63<sup>e</sup> édition.) CRC Press Inc., Boca Raton, FL.
- Weigel, F. 1983. Uranium and uranium compounds. Dans : Grayson M. (ed). *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*. Vol. 23, 3<sup>e</sup> édition. New York, NY: John Wiley & Sons, 502-547. (Cité dans ATSDR, 1999.)
- Wiese, W.H. et B.J. Skipper. 1986. Survey of reproductive outcomes in uranium and potash mine workers: Results of first analysis. *Ann. Am. Conf. Gov. Ind. Hyg.* 14:187-192. (Cité dans ATSDR, 1999).
- Wrenn, M.E., P.W. Durbin et B. Howard. 1985. Metabolism of ingested uranium and radium. *Health Phys.* 48:601-633. DOE/NV/10574-2. (Cité dans ATSDR, 1999).
- Zamora M.L., B.L. Tracy, J.M. Zielinski, D.P. Meyerhof et M.A. Moss. 1998. Chronic ingestion of uranium in drinking water: a study of kidney bioeffects in humans. *Toxicol Sci.* 43:68-77.
- Zhao, S. et F-Y. Zhao. 1990. Nephrotoxic limit and annual limit on intake for natural U. *Health Phys.* 58(5): 619-623.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine – uranium*. Dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

Environnement Canada  
Bureau national des recommandations et des normes  
351, boul. St-Joseph  
Gatineau (Qc) K1A 0H3  
Téléphone : 819- 953-1550  
Courriel : [ceqg-rcqe@ec.gc.ca](mailto:ceqg-rcqe@ec.gc.ca)  
Site Web : <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe>

Pour obtenir d'autres exemplaires du document, veuillez contacter :

Documents du CCME  
Sans frais : 1-800-805-3025  
[www.ccme.ca](http://www.ccme.ca)

