



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

**BARYUM
2013**

Ce feuillet d'information présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le baryum en vue de la protection de l'environnement et de la santé humaine (tableau 1). Un document scientifique complémentaire, soutenant les recommandations présentées ici, est également disponible pour la santé humaine et la santé de l'environnement (CCME 2012; EC 1999).

Information générale

Le baryum (CAS 7440-39-3) est un métal alcalino-terreux (groupe IIA du tableau périodique) de couleur blanc argenté possédant un nombre atomique de 56 et une masse moléculaire relative de 137,33 g. Bien que 25 isotopes de baryum aient été identifiés (OMS (WHO) 1990), ce métal se trouve dans la nature sous la forme d'un mélange de 7 isotopes stables dont les poids

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

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation	750^a	500^a	2000^a	2000^a
RQS _{SH}	6800	6800	10 000	96 000
Voie limitant de la RQS _{SH}	Contact direct	Contact direct	Contact direct	migration hors site
RQS _{SH} provisoire	ND ^b	ND ^b	ND ^b	ND ^b
Voie limitant de la RQS _{SH} provisoire	ND	ND	ND	ND
RQS _E	NC ^c	NC ^c	NC ^c	NC ^c
Voie limitant de la RQS _E	ND	ND	ND	ND
RQS _E provisoire	NC ^c	NC ^c	NC ^c	NC ^c
Voie limitant de la RQS _E provisoire	ND	ND	ND	ND
Recommandation pour la qualité des sols (CCME 1999)	750	500	2000	2000
Critère provisoire de qualité des sols (CCME 1991)	750	500	2000	2000

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

^a Les données sont suffisantes ou adéquates pour permettre le calcul d'une RQS_{SH} seulement. Cette valeur est supérieure au critère provisoire de qualité des sols correspondant (CCME 1991). Par conséquent, le critère provisoire pour la qualité des sols (et recommandation pour la qualité des sols de 1999) a été conservée comme recommandation pour cette utilisation de terrain.

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

^c Les données sont insuffisantes ou inadéquates pour permettre le calcul d'une RQS_E, ou SQG_E provisoire pour cette utilisation de terrain.

Les recommandations qui figurent dans la présente fiche d'information sont fournies à titre d'indication générale. Les conditions propres aux sites doivent être prises en considération au moment de l'application de ces valeurs. Les recommandations peuvent être appliquées différemment selon la juridiction. Le lecteur doit communiquer avec les responsables de la juridiction appropriée avant d'appliquer les valeurs.

moléculaires en grammes sont de 130, 132, 134, 135, 135, 137 et 138 g. ayant des abondances respectives (en %) de 0,101, 0,097, 2,42, 6,59, 7,81, 11,32 et 71,66 % (Boffito 1991).

Le baryum s'oxyde facilement au contact de l'air et réagit au contact de l'eau. Il est présent dans la nature sous forme de cation divalent associé à d'autres éléments (CICAD 2001). À température ambiante, il s'associe facilement et exothermiquement avec l'oxygène et les halogènes et réagit de manière explosive avec l'eau pour former de l'hydroxyde de baryum ($\text{Ba}(\text{OH})_2$). À des températures élevées, il réagit avec l'hydrogène pour former de l'hydrure de baryum (BaH_2) et avec l'azote pour former du nitrure de baryum (Ba_3N_2) (Boffito 1991).

Les sels de baryum tels l'acétate, l'hydroxyde, le silicate, le chlorate, le nitrate, le thiocyanate, le cyanure, l'oxyde et les halogénures sont solubles dans l'eau. Les sels d'arséniate, de carbonate, de citrate, de fluorure, d'oxalate et de tartrate sont peu solubles dans l'eau, mais solubles dans les acides. Le chromate de baryum et le phosphate de baryum sont insolubles dans l'eau, mais solubles dans les acides tandis que le sulfate de baryum est insoluble dans l'eau et peu soluble dans les acides, nécessitant une forte concentration de H_2SO_4 pour se dissoudre. Tous les sels de baryum, à l'exception du sulfate, présentent une solubilité accrue à de plus faibles pH (WHO 1990).

Le baryum se combine avec la plupart des métaux pour former une vaste gamme d'alliages et de composés intermétalliques. Plusieurs composés de baryum sont facilement réduits par le Mg et le Ca pour produire des alliages de baryum (Boffito 1991).

Les composés organométalliques du baryum sont de nature ionique et s'hydrolysent facilement dans l'eau. Le baryum forme de faibles composés complexes en se liant avec des anions de chlorure, d'hydroxyde et de nitrate qui contribuent très peu aux concentrations de baryum total.

La formation de complexes de baryum ne se produit pas facilement. Les amines formées sont instables et les β -dicétones et les alcoolates ne sont pas bien caractérisés (WHO 1990).

Le baryum est présent dans plus de 80 minéraux, mais n'est jamais présent sous forme de métal libre dans la nature (Di Bello et coll., 1991). Il est présent en quantité importante uniquement dans la barite (BaSO_4) et la withérite (BaCO_3) (Boffito 1991; DiBello et coll. 1991).

Des gisements de barite ont été découverts dans toutes les provinces à l'exception de l'Alberta, de la Saskatchewan et de l'Île-du-Prince-Édouard. Le Canada compte plus de 150 gisements, dont plusieurs de petite taille possédant un

faible intérêt commercial. Certains gisements sont toutefois exploités. Le Canada possède quatre principaux gisements de barite, soit le gisement Walton en Nouvelle-Écosse, les gisements Giant Mascot et Mineral King en Colombie-Britannique et le gisement Buchans à Terre-Neuve-et-Labrador (Dumont 2007).

La production mondiale de barite pour 2006 était estimée à plus de 7,9 millions de tonnes (Mt), les principaux producteurs étant la Chine (4,4 Mt), l'Inde (1,0 Mt) et les États-Unis (589 000 t). La production canadienne de barite et de withérite était estimée, en 2007, à près de 7 196 tonnes, en baisse comparativement aux 19 597 tonnes enregistrées en 2006 (Dumont 2007). D'autre part, selon les estimations de Dumont (2007), environ 68 971 tonnes de barite et de withérite ont été utilisées au Canada en 2007, ce qui représente des importations approximatives de 62 172 tonnes.

Les minéraux et composés barytiques sont utilisés à grande échelle dans un certain nombre d'industries clés, et les propriétés physiques et chimiques du minéral brut permettent généralement d'établir le type d'utilisation qui en sera fait. Plus de 90 % du baryum est utilisé sous forme de minerai de barite préalablement enrichi (DiBello et coll. 1991). À l'échelle mondiale, 85 % de la barite est utilisée comme additif de fluide de forage, 10 % dans l'industrie chimique et 5 % comme matière de charge (Dumont 2007).

La barite est utilisée comme matière de charge dans les peintures, les plastiques et les produits en caoutchouc, car elle leur confère plusieurs propriétés souhaitables. La barite agit comme puits de chaleur dans les coussinets d'embrayage et les garnitures de frein. Elle est aussi employée comme fondant dans la fabrication du verre et de la céramique. On utilise également la barite pour la fabrication de divers produits (boules de quille, encre, toile cirée, papier photographique, ivoire artificiel, cellophane, papier peint, adhésifs, mastic, fibres polymères et résines); le raffinage du sucre; la fonte de métaux; la fabrication du chocolat; la production de béton lourd; la fabrication de feux d'artifice et le mélange pour la réparation de piscines (AENV 2004).

La barite est également utilisée comme matière première dans la production d'autres composés de baryum. En raison de sa forte densité et de sa faible solubilité et toxicité, le BaSO_4 est utilisé dans les radiographies diagnostiques (DiBello et coll. 1991; RNCAN 2003; AENV 2004). Le carbonate de baryum (produit par réduction thermique) est employé dans la fabrication de verre, d'argile et de briques. Le BaCO_3 est également utilisé dans la fabrication de ferrites de baryum (DiBello et coll. 1991).

L'hydroxyde de baryum est employé dans le raffinage du sucre, comme imperméabilisant et ignifugeant dans les matériaux de recouvrement et les produits de revêtement, dans la fabrication de mousses de polyuréthane et comme stabilisant dans les plastiques. En pyrotechnie, le nitrate de baryum sert à la production de fusées éclairantes vertes et de balles traçantes (DiBello et coll. 1991).

Le baryum métallique produit à partir du carbonate de baryum est utilisé pour éliminer les traces de gaz dans les tubes à vide et les tubes image; pour améliorer le rendement des grilles en alliage de plomb des batteries à électrolyte; comme lubrifiant dans les tubes à rayon X et comme composant de divers alliages nodularisants et désoxydants (Boffito 1991). Le baryum est aussi employé dans la production d'insecticides, de rodenticides, d'herbicides et de germicides agricoles et dans la fabrication de produits pharmaceutiques comme les vitamines, les coagulants sanguins, les hormones et les cosmétiques (Reeves 1986).

On emploie des alliages de baryum dans la production de fer pour définir la forme des inclusions de graphite nodulaire et comme réducteur pour éliminer l'oxygène de l'acier, du cuivre et d'autres métaux.

Des composés organométalliques du baryum sont utilisés pour réduire les émissions de fumée noire produites par la combustion de carburants diesel (Miner 1969; WHO 1990).

Les données sur les concentrations de baryum dans l'air proviennent du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) d'Environnement Canada (Environnement Canada 2011). La concentration moyenne de baryum dans l'air ambiant ($PM_{2,5}$) calculée à l'aide d'un spectromètre de masse à plasma inductif ICP-MS suivant une digestion acide est de $1,9 \text{ ng/m}^3$ (moyenne arithmétique, $ET = 3,2$, $n = 3054$) (Santé Canada 2011). Ce calcul est fondé sur des données recueillies par le RNSPA dans des emplacements urbains et ruraux en Colombie-Britannique, en Ontario, au Québec et au Nouveau-Brunswick (aucune donnée n'existe pour le moment pour les autres provinces et territoires).

La concentration de fond naturelle du baryum dans l'air intérieur a été établie à $2,7 \text{ ng/m}^3$ (moyenne arithmétique, $ET = 4,2$, $n = 40$) basée sur deux études nord-américaines, Alberta Health (1998) et Graney et coll. (2003) (Santé Canada 2011).

La teneur en métal dans la poussière domestique et les sols de jardin a été mesurée dans 10 zones de la ville d'Ottawa à l'aide d'un ICP-MS possédant une limite de détection du

baryum de 1 mg/kg . Une vaste gamme de concentrations de baryum ($n = 48$) s'échelonnant de 190 à 1480 mg/kg , avec une moyenne de 492 mg/kg et une médiane de 454 mg/kg (poids sec), a été enregistrée dans la poussière domestique (Rasmussen et coll. 2001). Selon cette étude canadienne et sur la base de données NHEXAS (*National Human Exposure Assessment Survey*) (US EPA 2009) la concentration de fond dans la poussière domestique a été établie à $305,3 \text{ mg/kg}$ (moyenne arithmétique $ET = 311,3$, $n = 165$).

Le baryum est omniprésent dans les sols à des concentrations variant de 15 à 3000 mg/kg (ATSDR 1992). Toutefois, les concentrations de baryum peuvent atteindre $37\,000 \text{ mg/kg}$ à proximité des gisements de barite (Adriano 1986). La Commission géologique du Canada (CGC) possède une importante base de données des fonds géochimiques des sols qui a été utilisée pour établir la concentration de fond du baryum dans le sol canadien. Il est reconnu que les concentrations de baryum dans le sol à l'échelle du Canada varient en fonction de la géologie et des apports anthropiques, cependant une concentration de fond unique est requise afin d'élaborer des recommandations pour la qualité des sols applicables à l'ensemble du Canada. La concentration moyenne de baryum dans le sol canadien est de 140 mg/kg (moyenne arithmétique, $ET = 120$, $n = 7397$) (Grunsky 2010). Cette valeur est fondée sur des données de la CGC provenant d'échantillons de till ($<63\mu\text{m}$) analysés à l'aide de la méthode AAS ou ICP-ES après digestion à l'eau régale (digestion partielle par HCl et HNO_3). Ces échantillons provenaient de Terre-Neuve-et-Labrador, du Québec, du Nouveau-Brunswick, du Nunavut, des Territoires du Nord-Ouest, du Manitoba, de la Saskatchewan, de l'Alberta et de la Colombie-Britannique.

Des rejets anthropiques dans l'eau surviennent lors de la transformation du minerai de baryum ou de procédés chimiques industriels subséquents impliquant du baryum (WHO 1990; ATSDR 1992). Des rejets de baryum provenant du traitement du charbon ont également été décelés dans l'eau. Selon les données recueillies par Hildebrand et coll. (1976), les eaux résiduelles d'une usine de transformation du charbon contenaient $20 \mu\text{g Ba/L}$.

D'importantes quantités de baryum peuvent s'accumuler dans les eaux souterraines sous l'effet de la lixiviation et de l'érosion de la roche sédimentaire (WHO 1990) et du charbon. Une plage de concentrations de 1200 à $10\,800 \mu\text{g Ba/L}$ et une concentration moyenne de $7300 \mu\text{g Ba/L}$ ont été enregistrées dans l'eau souterraine d'un projet de mine de charbon en Colombie-Britannique (Buchanan 1985).

Selon les données provenant du ministère de l'Environnement de l'Ontario (1998-2007), du ministère de l'Environnement de la Saskatchewan (2000-2009) et du ministère de l'Environnement et de la Conservation de Terre-Neuve-et-Labrador (2000-2009) (Santé Canada (HC) 2011), la concentration de fond du baryum dans l'eau potable canadienne est de 34,2 µg/L (moyenne arithmétique, ET = 68,6, n = 14 144). Les données des autres provinces et territoires n'étaient pas disponibles pour l'estimation d'une moyenne nationale.

La concentration de baryum dans le lait maternel a été établie à 3,61 µg/L (moyenne arithmétique, ET = 8,67, n = 495) (HC, 2011). Cette concentration porte sur le lait maternel à divers stades ou périodes de maturité.

La Direction des aliments de Santé Canada a fourni des estimations d'apports quotidiens de baryum provenant des aliments consommés par les Canadiens tirées de l'Étude sur l'alimentation totale (ÉAT) de Santé Canada (Dabeka et coll. 2010). Les taux d'absorption journaliers ont été fournis pour différents groupes d'âge de 2000 à 2007 (inclusivement) tel que présenté dans le tableau ci-dessous.

(µg/kg-j)	0-6m	7 m à 4 ans	5 à 11 ans	12 à 19 ans	20 an s et +
	H et F	H et F	H et F	H et F	H et F
moyenne arithmétique	19	21	16	9,1	7,0
écart type	3,0	2,5	1,8	1,1	1,1

Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Il n'existe actuellement aucune estimation des rejets au Canada, cependant des estimations de 1998 portant sur les composés de baryum provenant des installations de fabrication et de traitement américaines font état de rejets de 900 tonnes dans l'air, de 45 tonnes dans l'eau et de 9300 dans le sol (CICAD 2001).

Dans l'atmosphère, le baryum est associé aux particules de poussière et aux matières en suspension. Le baryum se retrouve surtout sous la forme du sulfate et du carbonate et, éventuellement, sous d'autres formes insolubles (WHO 1990; ATSDR 2007). Selon la taille des particules, le temps de séjour du baryum dans l'atmosphère peut être de plusieurs jours alors que les particules de plus grande taille se déposent plus rapidement (CICAD 2001). Les particules de composés de baryum sont généralement éliminées de l'atmosphère par dépôts humide et sec (HSDB 2003).

Les concentrations de baryum dans l'eau sont déterminées par la solubilité des sels de baryum et l'absorption du

baryum sur les surfaces actives. Les composés de baryum solubles sont mobiles dans l'environnement et ont été détectés dans les eaux de surface, les eaux souterraines, l'eau potable et les sédiments (HDDBS 2003). Les milieux aqueux contenant des anions de chlorure, de nitrate et de carbonate augmentent la solubilité du sulfate de baryum, et à un pH de 9,3 ou moins, l'ion Ba(II) sera l'espèce dominante déterminée selon la concentration d'ion sulfate (ATSDR 2007). Les eaux naturelles (c.-à-d. les eaux de surface) et les eaux traitées (c.-à-d. l'eau potable) renferment habituellement une quantité suffisante de sulfate pour limiter la concentration de Ba(II) à <1500 mg/L (ATSDR 2007). À des pH >9,3, le carbonate de baryum devient l'espèce dominante et limite la solubilité de l'ion Ba(II) (Bodek et coll. 1988). La concentration de baryum dans l'eau est liée à la dureté de l'eau, définie comme étant la somme des cations polyvalents présents, y compris les ions Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Ba et Zn (NAS 1977).

Le baryum est susceptible de s'adsorber aux argiles, aux oxydes de manganèse et aux minéraux zéolitiques, et on le retrouve également dans les nodules de manganèse abyssaux et les dépôts de manganèse d'eau douce. Les nodules de ferromanganèse observés sur les fonds océaniques constitueraient l'un des principaux puits de baryum (Adriano 1986). L'augmentation des concentrations de baryum dans le milieu marin en profondeur est peut être due à la présence de baryum dans les organismes de la zone euphotique et à leur sédimentation subséquente dans les eaux plus profondes (CICAD 2001).

Le baryum est présent à l'état naturel dans les sols. De fortes concentrations de ce métal sont ordinairement liées aux dépôts de calcaire, de feldspath et de schiste (WHO 1990). Les minéraux de baryum altérés, solubles en solution, peuvent entrer en contact avec des solutions de sulfate et se déposer dans des failles géologiques sous forme de BaSO₄. Toutefois, en cas de présence insuffisante de sulfate, le matériau constitutif du sol sera partiellement saturé de baryum susceptible de déplacer d'autres cations du sol (WHO 1990).

La mobilité du baryum dans les sols dépend des caractéristiques du sol et de la solubilité des composés de baryum formés (ATSDR 2007; CICAD 2001). Le baryum se précipite facilement sous forme de sulfates et de carbonates. Il réagit facilement avec les oxydes et les hydroxydes métalliques pour ensuite s'adsorber à la surface des particules du sol (Rai et coll. 1984). Le baryum tend à remplacer d'autres métaux alcalino-terreux adsorbés au MnO₂, au SiO₂ et au TiO₂ (Rai et coll. 1984) et à se substituer à l'ion K(I) (Adriano 1986). De plus,

l'adsorption peut se produire lors d'interactions électrostatiques selon la capacité du sorbant d'échanger des cations (WHO 1990). Le baryum est fortement adsorbé à la surface des minéraux argileux et dans des sols organiques et à structure fine (WHO 1990; ATSDR 2007). En général, le baryum possède une mobilité limitée en raison de sa tendance à former des sels insolubles dans l'eau et de son incapacité à former des complexes humiques et fulviques solubles (WHO 1990). Toutefois, dans des conditions acides, le baryum peut être transporté dans les eaux souterraines, car la solubilité des composés de baryum est inversement proportionnelle au pH (CICAD 2001; ATSDR 2007). Il est à noter que l'épandage de chaux ou de soufre sur le sol tend à immobiliser le baryum en provoquant la formation de $BaCO_3$ et de $BaSO_4$, composés qui ne sont que légèrement solubles (Adriano 1986).

Comportement et effets chez le biote

Processus microbiens des sols

Aucune donnée n'était disponible sur les effets du baryum sur les micro-organismes et les processus microbiens des sols.

Plantes terrestres

On trouve du baryum dans la plupart des plantes, mais il ne s'agirait pas d'un élément essentiel (WHO 1990). Bien qu'il y ait peu d'études disponibles sur la bioconcentration du baryum (ATSDR 2007), celle-ci est généralement faible dans les plantes terrestres compte tenu des quantités observées dans les sols (Schroeder 1970; WHO 1990), et aucune absorption de ce métal à partir de l'air n'a été enregistrée chez les plantes (WHO 1990). Le baryum est activement et fortement absorbé par les légumineuses, les pédoncules céréaliers, les plantes fourragères, les arbres (frêne rouge, noyer noir, caryer, bertholletie et Douglas taxifolié) et les plantes du genre *Astragalus* (Reeves 1986; WHO 1990). Mise à part la bertholletie, le baryum s'accumule dans les parties des plantes rarement consommées par les humains (WHO 1990). La distribution du baryum dans les tissus des plantes indique que les plus fortes concentrations se trouvent dans les racines. Chez le carex et le souchet comestible on a enregistré, respectivement, des concentrations de 97,6 et de 131,9 $\mu g Ba/g$ dans les racines, de 15,4 et de 37,5 $\mu g Ba/g$ dans les feuilles, de 10,0 et de 11,6 $\mu g Ba/g$ dans les graines ainsi que de 9,2 et de 11,1 $\mu g Ba/g$ dans les tiges (Cherry et Guthrie 1979).

Les concentrations en métaux dans les dépôts atmosphériques a été estimé par des données issues des échantillons des feuilles (poids sec) provenant de sites non-contaminés en Ontario et au Manitoba. En Ontario,

2,4 à 9,5 $\mu g/g$ baryum (poids sec) a été détecté dans l'érable argenté (n=63) de zones rurales (comtés Essex et Kent) (Gizyn 2002).

Diverses plantes terrestres se sont révélées sensibles au baryum, mais on a émis l'hypothèse que ce métal n'est toxique pour les plantes qu'en l'absence d'une certaine concentration de calcium (Robinson et Whetstone 1950). Chaudry et coll. (1977) ont exposé des plants de haricot (*Phaseolus vulgaris*) et d'orge (*Hordeum vulgare*) à des concentrations en $Ba(NO_3)_2$ variant de 0 à 2000 mg Ba/kg dans un sol loameux de Yolo. À une concentration de 500 mg Ba/kg, une baisse de rendement de 38 % par rapport aux plants témoins a été observée chez l'orge. À 2000 mg Ba/kg, une diminution relative de 63 % du rendement a été enregistrée chez les haricots. Davis (1972) a exposé de jeunes plants d'orge de printemps à des concentrations de chlorure de baryum dans des mélanges de sable argentifère et de nutriments en solution. Le baryum ne s'est révélé toxique qu'à de très fortes concentrations. Les solutions de chlorure de baryum entraînent des effets osmotiques néfastes ou des effets toxiques liés au chlorure à des concentrations en baryum inférieures à celles qui donnent lieu à des effets toxiques directement attribuables au baryum. Par contre, par rapport au groupe témoin, il n'y avait pas de différence d'accumulation du baryum dans la bête à carde et l'ivraie semées dans des sols amendés des boues de forage (Nelson et coll. 1984).

Des tests de toxicité ont été effectués sur des plants de radis (*Raphanus sativa*) et de laitue (*Lactuca sativa*) au moyen d'un sol artificiel traité au $BaCl_2 \cdot 2H_2O$ (Environnement Canada 1996). Pour ce qui est de l'émergence des semis chez la laitue, la CSEO était de 177 mg/kg, la CL_{25} , de 325 mg/kg et la CL_{50} , de 868 mg/kg. Pour les semis de radis, la CSEO, la CL_{25} et la CL_{50} s'établissaient, respectivement, à 1055 mg/kg, à 1064 mg/kg et à 2944 mg/kg. Les effets toxiques observés dans cette étude sont probablement attribuables à l'ion chlorure plutôt qu'à l'ion baryum, étant donné la dissociation du chlorure de baryum dans la solution de sol (Davis et coll. 1978).

Invertébrés terrestres

Bien que divers composés contenant du baryum aient été utilisés comme pesticides contre certains invertébrés terrestres (Grace 1990; Grace et Abdallay 1990), la documentation scientifique renferme peu d'information toxicologique portant précisément sur ce métal.

Environnement Canada (1996) a exposé des vers de terre (*Eisenia foetida*) à des sols artificiels à diverses concentrations en $BaCl_2$. Il en résulte des valeurs respectives de 2390 mg/kg, de 2894 mg/kg, de 2952 mg/kg

et de 3754 mg/kg pour la CSEO, la CMEO, la CL₂₅ et la CL₅₀. Il n'a pas été confirmé que les effets observés étaient seulement attribuables à l'ion baryum; ces effets pourraient plutôt provenir de l'ion chlorure présent dans la solution de sol.

Animaux d'élevage et faune sauvage

Chez les animaux, le baryum tend à se concentrer dans les os, où il dispute au calcium les sites d'échange (Bligh et Taylor 1963).

Chez les mammifères, la muqueuse intestinale est facilement perméable aux ions Ba⁺² et intervient dans le transfert rapide des sels solubles de baryum dans le sang et hors de celui-ci. Le baryum d'origine naturelle ne représente qu'environ 2 % de la teneur totale en baryum des aliments, car ce métal se présente sous des formes liées ou insolubles (Venugopal et Luckey 1978; Reeves 1986). Chez les humains et d'autres mammifères, les symptômes d'un empoisonnement par le baryum peuvent comprendre une salivation excessive, des vomissements, une colique, une diarrhée violente, des tremblements, une paralysie musculaire, des effets cardiotoxiques graves et une paralysie du système nerveux central (Venugopal et Luckey 1978; Pento 1979).

Borzelleca et coll. (1988) ont réalisé sur des rats dérivés du type Sprague-Dawley des tests de toxicité à court terme par gavage oral de BaCl₂. Les DL₅₀ (avec des limites de confiance à 95 %) pour les rats mâles et femelles étaient respectivement, de 419 (352-499) et de 408 (342-487) mg BaCl₂/kg. Tardiff et coll. (1980) ont exposé des rats de type Charles River à du chlorure de baryum ajouté à l'eau d'alimentation et ont enregistré une DL₅₀ de 220 mg/kg de poids corporel pour les rats sevrés et une DL₅₀ de 132 mg/kg de poids corporel pour les adultes. Johnson et coll. (1960) ont mesuré une DL₅₀ de 623 mg/kg de poids corporel chez des poulets ayant reçu par voie orale des caplets de Ba(OH)₂ et ont observé une inhibition de la croissance de 16 % chez des poulets ayant reçu des doses de 2000 mg Ba(OH)₂/kg de poids corporel ajoutées aux aliments

Comportement et effets chez les humains et les mammifères non humains

La majorité des données de toxicité pour le baryum provient d'études portant sur les formes solubles du baryum, alors que la forme la plus commune de baryum dans l'environnement est le sulfate de baryum (barite) insoluble qui n'est pas pris en compte dans cette RQS.

La toxicité du baryum est attribuée à l'ion baryum (Ba²⁺), et par conséquent la toxicité d'un composé de baryum est liée à la solubilité de ce composé (ATSDR 2007; US EPA

2005; CICAD 2001). La muqueuse intestinale des mammifères est très perméable aux ions baryum qui sont facilement absorbés par le tractus gastro-intestinal et les poumons. Les sels solubles de baryum passent rapidement dans le sang (DiBello et coll. 1991).

Le mécanisme de toxicité du baryum est lié à sa capacité de se substituer au calcium. La toxicité résulte de la stimulation des muscles lisses du tractus gastro-intestinal, du muscle cardiaque et des muscles volontaires entraînant une paralysie (DiBello et coll. 1991). La toxicité peut également être liée au baryum agissant comme un antagoniste physiologique envers les ions potassium qui possèdent un rayon ionique similaire. L'hypokaliémie est associée à la capacité du baryum de bloquer les canaux potassiques (Koch et coll. 2003).

L'ingestion intentionnelle ou accidentelle de composés solubles de baryum peut entraîner une intoxication aiguë au baryum. Les effets systémiques de la toxicité du baryum comprennent des douleurs abdominales, des nausées, des vomissements, de la diarrhée, de l'hypertension, de l'arythmie cardiaque, une paralysie musculaire et même la mort (US EPA 2005; Jourdan et coll. 2003; Koch et coll. 2003; Stockinger 1981). L'hypokaliémie est un élément clé de la toxicité du baryum (Koch et coll. 2003). Selon la dose et la solubilité du sel de baryum, la mort peut survenir en quelques heures ou quelques jours (Stockinger 1981).

En 1994, le NTP a réalisé une étude de toxicité subchronique portant sur le baryum chez des souris et des rats (10 animaux par groupe de dose par sexe). Des souris B6C3F1 mâles et femelles ont reçu du chlorure de baryum dihydrate dans l'eau potable à des concentrations journalières de 0, 125, 500, 1000, 2000 et 4000 mg/L pendant 13 semaines. Des effets toxicologiques importants (néphropathie et mortalité) ont été notés chez les souris mâles et femelles à une concentration de 4000 mg/L dans l'eau potable. Une concentration de 2000 mg/L dans l'eau potable (des débits de dose de 205 mg/kg pc/jour chez les mâles et de 200 mg/kg pc/jour chez les femelles) a été jugée représentative de la NOAEL subchronique (NTP 1994).

Dans la partie de l'étude réalisée sur des rats, des groupes de rats F344/N mâles et femelles ont été exposés à du chlorure de baryum dihydrate dans l'eau potable à des concentrations de 0, 125, 500, 1000, 2000 et 4000 mg/L pendant 13 semaines. Des effets toxicologiques importants (augmentation du poids des reins) ont été notés chez les rats femelles à des concentrations d'eau de 2000 mg/L (ou une dose de 115 mg/kg pc/jour : c.-à-d. le LOAEL) tandis que la NOAEL subchronique se situait à une concentration d'eau potable de 1000 mg/L (ou une

dose de débit de 65 mg/kg pc/jour pour les deux sexes) (NTP 1994).

Dans une étude de toxicité chronique (1994) réalisée par le NTP, des souris et des rats mâles et femelles ont été exposés à 0, 500, 1250 ou 2500 mg/L de chlorure de baryum dihydrate dans l'eau potable (souris : mâles = 103 semaines; femelles = 104 semaines; rats : mâles = 104 semaines; femelles = 105 semaines). Des effets toxicologiques importants (néphropathie grave et diminution de la survie) ont été signalés chez des souris mâles et femelles à 2500 mg/L dans l'eau potable (160 mg/kg pc/jour chez les mâles et 200 mg/kg pc/jour chez les femelles). Une concentration d'eau potable de 1250 mg/L (débits de dose de 75 mg/kg pc/jour chez les mâles et 90 mg/kg pc/jour chez les femelles) a été jugée représentative de la NOAEL chronique chez les souris. Chez les rats, l'effet toxicologique le plus important a été une augmentation du poids des reins. Les rats femelles ont été les plus touchés avec une LOAEL de 2500 mg/L (75 mg/kg pc/jour) alors que la NOAEL a été établie à 1250 mg/L (45 mg/kg pc/jour).

Le baryum n'est pas susceptible d'être cancérigène chez l'humain par voie orale (US EPA 1998). Il n'existe aucune preuve de cancérigénicité du baryum dans les essais biologiques de durée de vie extrêmement limitée réalisés sur des rats et des souris exposés à 5 mg/L dans l'eau potable, selon l'examen macroscopique des tumeurs à l'autopsie (Schroeder et Mitchener 1975a; b). De plus, le NTP (1994) n'a trouvé aucune preuve de cancérigénicité dans ses études de toxicité chronique menées chez les souris et les rats. L'US EPA (1998; 2004) a déclaré que les études chroniques par voie orale menées sur des rongeurs n'ont pas démontré de cancérigénicité et que le baryum n'était pas susceptible d'être cancérigène par cette voie. La voie de l'inhalation n'a pas été suffisamment évaluée pour juger de la cancérigénicité du baryum à cet égard.

Pour l'évaluation des expositions par voie orale, l'US EPA (2005) recommande une dose de référence (DRf) de 0,2 mg/kg pc/jour basée sur la néphropathie observée chez les souris dans l'étude réalisée en 1994 par la NTP. En s'appuyant sur la modélisation d'une dose repère, une BMDL₀₅ (Benchmark Dose - limite statistique inférieure de l'intervalle de confiance à 95% de la concentration/dose repère) de 63 mg/kg pc/jour a été choisie comme point de départ pour la DRf. Des facteurs d'incertitude 10 ont été appliqués pour l'extrapolation des différences interspécifiques et de la variation intraspécifique en plus d'un facteur d'incertitude 3 pour tenir compte des lacunes dans la base de données.

À l'heure actuelle, il n'existe pas de preuves suffisantes pour soutenir une biodisponibilité orale relative du baryum dans le sol de moins de 100 % aux fins de l'élaboration des présentes recommandations.

La qualité des études de toxicité par inhalation et par voie cutanée réalisées à ce jour chez les humains et les animaux est insuffisante pour établir des DJA propres à ces voies d'exposition pour le baryum.

Élaboration des recommandations

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont élaborées pour diverses utilisations de terrain selon la méthode décrite par le CCME (2006) en utilisant différents récepteurs et scénarios d'exposition propres à chaque vocation de terrain. Des explications détaillées sur l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols à l'égard du baryum sont présentées dans le document justificatif.

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

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement (RQS_E) sont fondées principalement sur des données relatives au contact avec le sol à partir d'études de toxicité sur les plantes et les invertébrés. Lorsqu'il est question de terrains à vocation agricole, des données de toxicité relatives à l'ingestion de sol et de nourriture par les mammifères et les oiseaux sont inclus afin de protéger le bétail et la faune. Afin d'élargir le champ de protection, on a calculé le résultat d'une vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie pour protéger les processus microbiens critiques. Pour les terrains à vocation industrielle, le résultat d'une vérification portant sur la migration hors-site a également été calculé pour protéger les terrains adjacents à vocation plus sensibles.

La mise à jour des recommandations pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement pour le baryum n'a pas été effectuée en 2012. Les conclusions des *Recommandations pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement* de 1999 (EC 1999; anglais seulement) demeurent en vigueur.

« En ce qui concerne le baryum, les données ou l'existence de facteurs confusionnels empêchent l'élaboration des valeurs préliminaires relatives au contact avec le sol et les valeurs de vérifications portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie. Les critères provisoires de qualité des sols (CCME 1991) ont donc été adoptés comme RQS_E pour toutes les utilisations des terrains (tableau 2). »

Pour de plus amples renseignements sur les recommandations canadiennes pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement pour le baryum et ses effets sur les récepteurs écologiques veuillez vous référer à EC (1999).

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

En ce qui concerne le contact direct (ingestion, inhalation et contact cutané) avec des contaminants à seuil d'effet, les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine exigent l'établissement d'une DJA pour le récepteur le plus sensible associé à l'utilisation du terrain visé. En l'absence d'une DJA de Santé Canada pour le baryum, la DJA de 0,2 mg/kg-j de l'US EPA (US EPA 2005) a été utilisée pour élaborer les recommandations pour la qualité des sols. Des recommandations ont été établies pour l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané associés à chacune des quatre utilisations de terrain définies par le CCME (2006). On suppose par défaut des facteurs d'absorption relative de 100 % pour l'inhalation et l'ingestion. Le facteur d'absorption relative pour l'exposition par voie cutanée est supposé être de 10 % (HC 2010).

Le CCME (2006) recommande d'adopter une démarche tenant compte des divers milieux pour l'élaboration des recommandations. Suivant cette démarche, une valeur par défaut de 20 % de la dose journalière admissible résiduelle (c.-à-d., 20 % x [DJA moins la dose journalière estimée ou DJE]) est attribuée au sol. Par conséquent, un facteur de 0,2 a été appliqué dans le calcul de la recommandation visant les sols.

Divers mécanismes de vérification sont appliqués, lorsque cela est approprié, aux recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine afin d'élargir la protection qu'elles assurent, notamment le potentiel d'effets nocifs sur l'eau souterraine, les récoltes agricoles et le bétail (voir le tableau 2).

Aucune recommandation n'a été formulée au sujet du baryum relativement à la protection de l'eau souterraine comme source d'eau potable en raison des contraintes du

modèle mathématique lorsqu'il est appliqué à des composés inorganiques (CCME 2006).

Une vérification de la migration hors site a été effectuée uniquement pour les terrains à vocation commerciale et industrielle. Le transfert de sols contaminés d'un site vers un autre peut se produire lors d'événements environnementaux comme l'érosion éolienne et hydrique (CCME 2006). La vérification de la migration hors site effectuée pour les terrains à vocation commerciale et industrielle a permis d'établir une valeur de 96 000 mg/kg (2 chiffres significatifs), ce qui est plus élevé que la RQS_{SH} pour les terrains à vocation commerciale (10 000 mg/kg) mais plus faible que la RQS_{SH} pour les terrains à vocation industrielle (130 000 mg/kg). Par conséquent, seule la RQS_{SH} pour les terrains à vocation industrielle doit être modifiée pour se protéger contre la migration hors site.

Aucun mécanisme de vérification n'a été effectué pour les produits de la terre, la viande et le lait, car une telle vérification porte sur des substances susceptibles de faire l'objet d'une bioconcentration ou d'une bioamplification. Les RQS_{SH} sont jugées protectrices dans la plupart des sites. Toutefois, certaines voies d'exposition n'ont pas été évaluées lors de l'élaboration des RQS_{SH} .

**Recommandations pour la qualité des sols
concernant le baryum**

Les recommandations pour la qualité des sols sont destinées à assurer la protection de la santé environnementale. Lorsque des données suffisantes et adéquates existent, les critères provisoires de qualité des sols (CCME 1991) sont remplacés.

Les données dont on dispose sont suffisantes pour établir une RQS_{SH} . Toutefois, les données sont insuffisantes ou inadéquates (tel qu'indiqué dans EC 1999) pour établir une SQE_E . Pour le baryum, les critères provisoires pour la qualité des sols (CCME 1991) sont plus faibles que la RQS_{SH} calculée dans ce rapport. Par conséquent les critères provisoires pour la qualité des sols ont été conservés comme RQS pour le baryum pour toutes les utilisations de terrain.

Tableau 2. Recommandations pour la qualité des sols et résultats de vérification relatifs au baryum (mg·kg⁻¹).

Recommandation	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation	750^a	500^a	2000^a	2000^a
Recommandations et résultats de vérification à l'égard de la santé humaine				
RQS _{SH}	6800 ^b	6800 ^b	10 000 ^b	96 000 ^b
Recommandation relative au contact direct	6800 ^c	6800 ^c	10 000 ^c	130 000 ^c
Vérification : inhalation de l'air intérieur	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d
Vérification : migration hors site	—	—	96 000	96 000
Vérification : eau souterraine (eau potable)	NC ^e	NC ^e	NC ^e	NC ^e
Vérification : produits de la terre, viande et lait	NC ^f	NC ^f	—	—
Recommandations et résultats de vérification à l'égard de l'environnement				
RQS _E	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g
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	NC
Vérification : eau souterraine (vie aquatique)	NC ^e	NC ^e	NC ^e	NC ^e
Recommandation pour la qualité des sols (CCME 1999)	750	500	2000	2000
Critère provisoire de qualité des sols (CCME 1991)	750	500	2000	2000

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

^a Les données sont suffisantes ou adéquates pour permettre le calcul d'une RQS_{SH} seulement. Cette valeur est supérieure au critère provisoire de qualité des sols correspondant (CCME 1991). Par conséquent, le critère provisoire pour la qualité des sols (et recommandation pour la qualité des sols de 1999) a été conservée comme recommandation pour cette utilisation de terrain.

^b La RQS_{SH} est la valeur la plus faible entre les recommandations pour la protection de la santé humaine et les valeurs de vérification.

^c La recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine relative au contact direct est fondée sur une exposition directe par ingestion, par contact cutané et par l'inhalation des particules.

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

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

^f Cette valeur de vérification a pour objet d'assurer une protection contre les produits chimiques qui pourraient être bioconcentrés dans les aliments destinés aux humains. On ne croit pas que le baryum puisse avoir un tel comportement, et cette voie n'a donc pas été évaluée.

^g Les données sont insuffisantes ou inadéquates pour permettre le calcul d'une RQS_E, ou d'une RQS_E provisoire pour cette utilisation de terrain. La mise à jour des recommandations pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement pour le baryum n'a pas été effectuée en 2012. Pour de plus amples renseignements sur la recommandation pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement pour le baryum veuillez vous référer à EC (1999).

Références

- Adriano, D.C. 1986. Barium. Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, Tokyo. pp. 494-496.
- AENV (Alberta Environment). 2004. Soil Quality Guidelines for Barite: Environmental Health and Human Health. Science and Standards Branch, Alberta Environment. ISBN No. 0-7785-3164-3. Disponible au : <http://www.environment.gov.ab.ca/info/library/6298.pdf>
- Alberta Health. 1998. Assessing Air Quality in High Level Report 1: A Preliminary Analysis of Physician Visits and Air Particulate Data. Prepared for Northwestern Health Services Region # 17.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1992. Public Health Assessment Guidance Manual. U.S. Department of Health and Human Services. PB92-147164.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2007. Toxicological Profile for Barium and Barium Compounds. U.S. Department of Health and Human Services: Disponible au : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp24.html>
- Boffito, C. 1991. Barium. In: Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology. 4th edition, vol. 3. John Wiley and Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto and Singapore. pp. 902-908.
- Borzelleca, J.F., L.W. Condie Jr., and J.L. Egle Jr. 1988. Short term toxicity (one-and ten day average) of barium chloride in male and female rats. J. Amer. College Tox. 7(5): 675-685.
- Buchanan, R.J. 1985. Personal communication. Water Management Branch, B.C. Ministry of Environment. In: CCREM, 1987.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1991. Interim Canadian Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites - The National Contaminated Sites Remediation Program. Report CCME EPC-CS34, September 1991.
- CCME. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - baryum (1999), dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.
- CCME. 2006. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. PN 1333. Winnipeg, Manitoba. Disponible au : http://www.ccme.ca/assets/pdf/sg_protocol_1333_f.pdf
- CCME 2013. Canadian Soil Quality Guidelines for Barium: Protection of Human Health. Scientific Criteria Document. Winnipeg.
- CCREM (Canadian Council of Resource and Environmental Ministers). 1987. Canadian Water Quality Guidelines. Prepared by the Task Force on Water Quality Guidelines of the Canadian Council of Resource and Environment Ministers. March 1987.
- Chaudry, F.M.A., A. Wallace and Mueller, R.T. 1977. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 8: 795-797. In: Adriano, 1986.
- Cherry, D.S. and R.K. Guthrie. 1979. The uptake of chemical elements from coal ash and settling basin effluent by primary producers II. Relation between concentrations in ash deposits and tissues of grasses growing on the ash. Sci. Total Environ. 13: 27.
- CICAD (Concise International Chemical Assessment Document) 33. 2001. Barium and Barium Compounds. United Nations Environment Programme, International Labour Organization, and World Health Organization. Geneva. Available at: <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad33.htm>.
- Dabeka, R.W., X.-L. Cao and J. Moisey. 2010. Dietary intakes of trace elements for the years 2003 – 2007 (unpublished data). Obtained from the Food Research Division, Bureau of Chemical Safety, Health Products and Food Branch.
- Davis, W.E. 1972. National Inventory of Sources and Emissions: Barium, Boron, Copper, Selenium and Zinc. U.S. Environmental Protection Agency, Washington., D.C. Report EPA-68-02-0100. P.56. In: WHO, 1990 and ATSDR, 1992.
- DiBello, P.M., J.L. Manganaro, and E.R. Aguinaldo. 1991. Barium compounds. In: Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology. 4th edition, vol. 3. John Wiley and Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto and Singapore. pp. 909-931.
- Dumont 2007. Barite and Witherite. Canadian Minerals Yearbook.
- EC (Environment Canada). 1996. The State of Canada's Environment - 1996, Environment Canada, Ottawa, Ontario. SBN 0-660-16368-3.
- EC (Environment Canada). 1999. Canadian Soil Quality Guidelines for Barium: Environmental Effects. Scientific Supporting Document. National Guidelines and Standards Office, Environment Canada, Ottawa.
- EC (Environment Canada). 2011. The National Air Pollution Surveillance Network. Disponible au: <http://www.etc-cte.ec.gc.ca/NapsAnnualRawData>. Mot de passe disponible de : Claire.Austin@ec.gc.ca.
- Grace, J.K. 1990. Oral toxicity of barium metaborate to the Eastern subterranean termite (Isoptera:Rhinotermitidae). J. Entomol. Sci. 25(1): 112-116.
- Grace, J.K. and A. Abdallay. 1990. Termiticidal activity of boron dusts (Isoptera, Rhinotermitidae). J. Appl. Ent. 109: 282-288.
- Graney, J.R., M.S. Landis and G.A. Norris. 2004. Concentrations and solubility of metals from indoor and personal exposure PM2.5 samples. Atmospheric Environment 38: 237-247
- Grunsky, E.C. 2010. Geochemical Background in Soil and Till from Selected Areas across Canada, including New Brunswick and the Maritime Provinces Soil Survey. Geological Society of Canada, Natural Resources Canada. 2010.
- Gizyn, W. I. 2002. Phytotoxicology 1999, 2000 and 2001 Investigations: Safety-Kleen Limited - Moore Township. Toronto, Ontario, Ontario Ministry of the Environment, Standards Development Branch, Ecological Standards and Toxicology Section.
- Health Canada. 2010. Preliminary Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada, Part II: Guidance on Human Health Preliminary Quantitative Risk Assessment (PQRA), Version 2.0. Contaminated Sites Division, Safe Environments Directorate, Health Canada, Ottawa.
- Health Canada. 2011. Draft Estimated Daily Intake Development Methodology – Barium. Contaminated Sites Division. Safe Environments Directorate, Health Canada, Ottawa.
- Hildebrand, S.G., R.M. Cushman and J.A. Carter, 1976. The potential toxicity and bioaccumulation in aquatic systems of trace elements present in aqueous coal conversion effluents. In: Trace Substances in Environmental Health, D.D. Hemphill (Ed.). University of Missouri, Columbia, Missouri.
- HSDB (Hazardous Substances Database). 2003. Barium Compounds. Disponible au : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB.2004>.
- Johnson, D., A.L. Mehring, and H.W. Titus. 1960. Tolerance of chickens for barium. PSEBM (Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine) 104:436-438.
- Jourdan S, M. Berton, P. Sergio, P. Michele and M. Rossi. 2001. Suicidal poisoning with barium chloride. Forensic Sci Int 119(2): 263-265.
- Koch M, O. Appoloni, V. Haufroid, J.L. Vincent and P. L'Heureux. 2003. Acute barium intoxication and hemodiafiltration. J Toxicol Clin Toxicol 41(4): 363-367.
- Miner, S. 1969. Preliminary air pollution survey of barium and its compounds. A literature review. Prepared under Contract No. PH 22-68-25 USDHEW, Public Health Service, National Air Pollution Control Administration, Raleigh, NC.
- NAS (National Academy of Sciences). 1977. Drinking water and health. Vol. 1. National Research Council, Washington, DC.

- Nelson, D.W., S.L. Liu and L.E. Sommers. 1984. Extractability and plant uptake of trace elements from drilling fluids. *J. Environ. Qual.* 13: 562.
- NRCan. 2003. Mining and Mineral Processing Operations in Canada, Natural Resources Canada. Disponible au : http://mmsd1.mms.nrcan.gc.ca/mmsd/producers/bycommodity_result_e.asp?material=Barite&category=N. 2004.
- NTP (National Toxicology Program). 1994. NTP Technical Report on the Toxicology and Carcinogenesis Studies of Barium Chloride Dihydrate in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (Drinking Water Studies). National Toxicology Program, Public Health Service, US Department of Health and Human Services, Research Triangle Park, NC. NIH Pub PB94-214178. Cited in: US EPA, 2004.
- Rai, D., J.M.Zachara, A.P. Schwab, R.A. Schmidt, C. Girvin and J.E. Rogers. 1984. Chemical Attenuation Rates, Coefficients, and Constants in Leachate Migration. Vol. 1: A Critical Review. Prepared by Pacific Northwest Laboratories, Richland, Washington. Report EA-3356. Electric Power Research Institute, Palo Alto, CA. In: ATSDR, 1992.
- Rasmussen, P. E., K. S. Subramanian and B. J. Jessiman. 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *Science of the Total Environment* 267(1-3): 125-140.
- Reeves, A.L. 1986. Barium. In: *Handbook on the Toxicology of Metals - Vol. II: Specific Metals*, L. Friberg, G.F. Nordberg and B. Velimir (Eds). Elsevier Science Publishers, Amsterdam, Oxford, New York. pp.84-93.
- Robinson, W.O., R.R. Whetstone and G. Edgington. 1950. The occurrence of barium in soils and plants. *U.S. Dept. Agric. Tech. Bull.* 1013: 1-36. In: WHO, 1990.
- Schroeder, H.A. and M. Mitchener. 1975a. Life-term studies in rats: Effects of aluminum, barium, beryllium and tungsten. *J. Nutr.* 105: 421.
- Schroeder, H.A. and M. Mitchener. 1975 b. Life-term effects of mercury, methyl mercury and nine other trace elements on mice. *J. Nutr.* 105: 452.
- Schroeder, H.A. 1970. Barium. American Petroleum Institute, Washington D.C. Air Monograph No. 70-12. In: WHO, 1990 and ATSDR, 1992.
- Stockinger, H.E. 1981. The metals. In: *Patty's industrial hygiene and toxicology*. Vol. II(A). G.D. Clayton and F.E. Clayton (eds.). J. Wiley, New York, NY. p. 1531.
- Taylor, D.M., P.H. Bligh and M.H. Duggan. 1962. The absorption of calcium, strontium, barium and radium from the gastrointestinal tract of the rat. *Biochem. J.* 83: 25.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 1998. Toxicological Review of Barium and Compounds. US Environmental Protection Agency, Washington, DC. March 1998 (with minor revisions January 1999).
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 2004. Integrated Risk Information System (IRIS) (on-line database). US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 2005. Toxicological Review of Barium and Compounds. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. June 2005 (reference does revised). Disponible au : <http://www.epa.gov/iris/toxreviews/0010-tr.pdf>.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 2009. Human Exposure Database System (HEDS) Disponible au : http://oaspub.epa.gov/heds/study_list_frame.
- Venugopal, B. and T.D. Luckey. 1978. *Metal Toxicity in Mammals: Chemical Toxicity of Metals and Metalloids*. Plenum Press, New York. In: WHO, 1990.
- WHO (Organisation mondiale de la Santé). 1990. Environmental Health Criteria 107: Barium. International Programme on Chemical Safety, Geneva. 121 pp.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2013. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine : Baryum*. Dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez communiquer avec :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
200, boul. Sacré-Coeur
Gatineau (QC) K1A 0H3
Téléphone: 819-953-1550
Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
<http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe>

Pour des copies supplémentaires, communiquez avec

www.ccme.ca

Also available in English.