

133
Ba
56

FICHE RADIONUCLÉIDE

Baryum 133 et environnement

Cette fiche résume le comportement de l'élément chimique dans les principaux compartiments des écosystèmes terrestres et aquatiques, sous les deux hypothèses suivantes. La discrimination isotopique est négligeable, ce qui est vérifié pour la plupart des éléments traités. Lorsque l'élément possède des isotopes stables, l'analogie de comportement entre ses isotopes stables et radioactifs est admise implicitement, sachant toutefois que pour les éléments existant à l'état naturel, la forme chimique et le milieu d'émission des rejets anthropiques sont susceptibles d'impliquer des voies et processus de transfert autres que ceux identifiés pour l'élément stable naturel.

Le ou les isotopes radioactifs désignés dans l'intitulé de la fiche correspondent aux radionucléides d'importance radioécologique majeure, au sens des quantités et de la rémanence dans l'environnement, d'autres isotopes, radioactifs ou stables, pouvant être cités à titre complémentaire. Les informations, volontairement simplifiées, sont destinées à refléter l'état des connaissances sur le sujet à la date de mise à jour et à proposer des valeurs pour les principaux paramètres radioécologiques usuels permettant une estimation des transferts dans l'environnement et plus particulièrement au sein de la chaîne alimentaire.

Rédaction : C. Madoz-Escande, P. Boyer

Vérification : C. Mourlon

Date de rédaction : 17/07/02

Caractéristiques

Chimiques

Le baryum est un métal blanc argenté, malléable et, avec une densité de $3,59 \text{ g.cm}^{-3}$, est le plus dense des métaux alcalino-terreux. Il possède aussi le plus grand rayon atomique de cette classe : $2,78 \text{ \AA}$. Ses points de fusion et d'ébullition sont respectivement de 725 °C et 1640 °C . Il a 2 électrons de valence, qu'il perd facilement pour devenir un cation divalent. C'est un réducteur fort qui réagit violemment avec l'air, l'eau, les oxydants et les acides et de plus, il possède une grande affinité avec les halogènes, l'azote, l'hydrogène, le soufre et le phosphore ; il peut aussi avoir des liaisons ioniques avec le sélénium, le polonium et le tellure (Mahan,1967).

Nucléaires

Le baryum naturel est un mélange de 7 isotopes stables (130, 132, 134, 135, 136, 137 et 138). En outre, le baryum possède 22 isotopes radioactifs (Handbook, 1998). Le baryum 140, de période radioactive de 12,8 jours, est un produit de fission. Les émissions γ du ^{133}Ba et du ^{137}Ba sont utilisées comme standards en spectrométrie gamma.

	^{133}Ba
Période radioactive	10,53 ans
Activité massique	$9,46 \times 10^{12} \text{ Bq.g}^{-1}$
Émission(s) principale(s) par désintégration (rendement d'émission %)	γ 81 keV (34 %) ; 356 keV (62 %)

(Nuclides 2000, 1999)

Origines

Naturelle

Sous forme stable, le baryum est par importance le 14^{ième} élément constituant l'écorce terrestre ; celle-ci en contient 0,0425 % jusqu'à une profondeur de 16 km. on le rencontre dans de nombreux minéraux tels que : la baryte (BaSO_4), la norséthite ($\text{BaMg}(\text{CO}_3)_2$), la sambortite (BaSi_2O_5), la withérite (BaCO_3). 'autres minéraux contiennent du baryum, par exemple l'orthoclase (jusqu'à 4 % de BaO) et l'harmotome (une zéolithe contenant 20,6 % de BaO). Les principales régions d'exploitation se situent en Chine, en Russie, au Mexique, en Inde, en Turquie, aux Etats-Unis d'Amérique, en Irlande, en Thaïlande, en France, en Allemagne, en Italie, au Maroc, et en différents autres endroits en Afrique du Nord.

Le baryum 133 n'existe pas sous forme naturelle dans l'environnement.

Artificielle

Le baryum 133 est un produit d'activation à partir de réactions protons, neutrons respectivement du baryum-132 ou du césium-133. Il peut aussi être produit par filiation à partir du lanthane-133 (capture électronique).

Concentrations dans l'environnement et métrologie

Le baryum provient de l'érosion des roches et des minéraux et par des rejets anthropogéniques. Les principales sources de baryum dans l'atmosphère sont les émissions industrielles (ATSDR, 1992). Des concentrations atmosphériques en baryum de 2×10^{-4} à $2,8 \times 10^{-2} \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ont été détectées dans des zones urbaines de l'Amérique du Nord (ATSDR, 1992).

Dans les sols, la concentration de référence (NBS Standard Soil-5) est de $562 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Vertacnik *et al.*, 1995). Une pollution est admise pour un facteur d'enrichissement supérieur à 10, à condition que cet enrichissement ne soit pas lié à la composition minérale locale (Golchert *et al.*, 1991). Les sols américains ont une teneur en baryum naturel allant de 10 à 5 000 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Dobrovolsky, 1994). En Croatie, dans la région de Zagreb, les concentrations mesurées dans différentes couches aquifères du sol varient entre 335,8 et 75,6 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et sont attribuées à la présence de calcite-dolomite (Vertacnik *et al.*, 1995).

Le baryum est naturellement présent dans les eaux de surface et dans les réserves d'eau potable (de 1 à 20 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ aux États-Unis) (ATSDR, 1992). Au Royaume-Uni, les principales rivières qui alimentent l'estuaire Humber sont caractérisées par des concentrations dissoutes comprises entre 30 et 180 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ et la somme des contributions dissoutes et des contributions facilement mobilisables à l'acide varie de 40 à 250 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Neal *et al.*, 1997). Dans cette région, l'origine de cet élément est attribuée aux mines de plomb et de zinc. Sa présence sur les particules en suspension transportées par les rivières est conditionnée par les processus d'érosion et de ruissellement à l'échelle du bassin versant. Une étude comparative (Samecka-Cymerman *et al.*, 1998) menée entre des sites industrialisés de Pologne, de République Tchèque et des sites non industrialisés des Alpes (Suisse) montre des gammes de variations de la concentration dans l'eau des cours d'eau de 1,4 à 93 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ dans les Sudètes et de 1,1 à 27 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ dans les Alpes. Parallèlement, la concentration dans les bryophytes de ces mêmes cours d'eau varient respectivement de 23 à 371 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}_{\text{sec}}$ et de 2,6 à 106 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}_{\text{sec}}$ dans les Alpes Suisses. Pour les bryophytes et à titre de référence, on peut noter que le bruit de fond de la concentration en baryum mesurée dans des régions non polluées du Chili est 34 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}_{\text{sec}}$ (Wiersma *et al.*, 1990).

Le baryum se retrouve aussi dans des denrées diverses, mais, à l'exception des noix du Brésil (150-300 mg pour 100 g) le contenu en baryum de la plupart des denrées est relativement faible (< 3 mg pour 100g) (EPA, 1998 ; Lozak, 2002). Une teneur moyenne de l'ordre de $22,5 \times 10^{-4} \%$ (par rapport à la matière sèche)

a été trouvée dans des productions annuelles de végétation continentale (Dobrovolsky, 1994).

Aucune donnée concernant le baryum-133 n'a été trouvée.

Le baryum stable se mesure par spectrométrie d'absorption atomique ou par spectrométrie d'émission avec plasma induit par haute fréquence.

Le baryum-133 se mesure aisément par spectrométrie γ en se basant sur ses principales émissions γ .

Mobilité et biodisponibilité en milieu terrestre

Sols

La concentration du baryum dans des couches de sols arables ou issus de roches mères est sensiblement dans la même gamme. Sur une échelle mondiale, on relève des valeurs extrêmes de 19 et 2 368 ppm. Les histosols (en moyenne 175 ppm) ont une plus faible concentration que les autres sols (entre 330 et 520 ppm en moyenne). Les concentrations du baryum dans les solutions de sol montrent des variations importantes, de $43 \mu\text{m}\cdot\text{l}^{-1}$ (sols riches en matière organique) à $307 \mu\text{m}\cdot\text{l}^{-1}$ (sols sableux) (Kabata-Pendias *et al.*, 2001).

Le baryum issu de l'érosion des sols n'est pas très mobile car il est aisément précipité en tant que sulfate et carbonate, fortement absorbé par les argiles et spécifiquement absorbé sous forme d'oxyde et d'hydroxyde. Sa réactivité est telle qu'il peut prendre la place d'autres métaux alcalino-terreux sous forme d'oxyde. Dans quelques sols tropicaux il apparaît sous la forme mobile de hollandite ($\text{Ba}_2\text{Mn}_8\text{O}_{16}$) et est aisément disponible pour les plantes. Dans les zones climatiques tempérées humides il est préférentiellement fixé par les oxydes de fer et devient immobile.

Végétaux

Bien que le baryum soit reconnu pour être présent dans les plantes, il n'est pas un composant essentiel de leurs tissus. Les concentrations varient de $1 \text{ ppm}\cdot\text{kg}^{-1}_{\text{sec}}$ (graines et fruits) à $198 \text{ ppm}\cdot\text{kg}^{-1}_{\text{sec}}$ (feuilles de céréales et légumes). La toxicité du baryum pour les plantes peut être fortement réduite par addition, en milieu de croissance végétative, de sels de calcium, magnésium et soufre, du fait de réactions antagonistes entre ces éléments et le baryum, à la fois dans les sols et les tissus des plantes (Kabata-Pendias *et al.*, 2001).

Peu d'expérimentations ont été menées sur le ^{133}Ba .

Une étude concernant l'absorption par voie racinaire du baryum-133 montre qu'il est relativement peu absorbé par voie racinaire : les valeurs des facteurs de transferts (exprimés en poids sec) à divers végétaux tels que radis, haricots ou salades sont généralement comprises entre 10^{-2} et 10^{-1} (Colle *et al.*, 1983).

Le transfert par voie foliaire est également peu documenté. Les seules valeurs expérimentales répertoriées sont issues de quatre expérimentations (Madoz-Escande *et al.*, 2001), et concernent une contamination par aérosols de végétaux de type légume-fruit par apport unique : les valeurs de facteurs de transfert global sont comprises entre 2×10^{-3} et $1,8 \times 10^{-1} \text{ m}^2\cdot\text{kg}^{-1}\text{sec}$, suivant l'état végétatif de la

plante au moment de la contamination et pour deux régimes de pluie. On peut noter que pour une contamination de blé par aspersion à différents stades végétatifs, approximativement 5 % se retrouvent dans les grains, 85 % dans la paille et 10 % dans la balle contre 40 % dans les grains et 50 % dans la paille pour le césium (Aarkrog, 1972). La translocation du baryum aux grains est beaucoup moins élevée que pour le césium. De même, pour une contamination de plants de haricot à différents stades végétatifs (de jeune plantule à floraison), la translocation du baryum aux gousses est au moins 10 fois moindre que celle du césium, et donc comparable à celle du strontium ; de plus, au cours du temps entre le dépôt et la récolte, l'évolution de la concentration massique des feuilles est proche de celle du strontium.

Animaux

Les principaux paramètres concernant les transferts aux produits agricoles d'origine animale sont connus.

Produits transformés

Le transfert du baryum au cours des transformations agroalimentaires n'est pas documenté.

Mobilité et biodisponibilité dans les écosystèmes dulçaquicoles

Eaux

Le ^{133}Ba n'existe pas naturellement dans les cours d'eau. Sa présence provient essentiellement des effluents liquides (apports directs) et atmosphériques (apports indirects du bassin versant) des installations du cycle du combustible. Il n'existe aucune étude spécifique au comportement du ^{133}Ba au sein des hydrosystèmes aquatiques continentaux.

Le baryum est un élément très réactif. La variation de ses concentrations au long d'un cours d'eau dépend des processus d'oxydation de sulfure, de la précipitation des phases hydroxydes et des processus de dispersion physiques. Les phases particulières proviennent essentiellement des processus d'érosion à l'échelle du cours d'eau et du bassin versant (Neal *et al.*, 1997).

Sédiments

La valeur du coefficient de partage à l'équilibre entre les phases dissoute et particulaire, K_d , citée par Ashton et Sumerling (1988) est de $5 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{sec}}$. Des travaux sur le bassin versant de l'estuaire Humber au Royaume Uni, indiquent des valeurs qui varient entre 8 et $32 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{sec}}$ (Neal *et al.*, 1997) et qui restent cohérentes avec la référence précédente.

Végétaux

Pour les bryophytes présents dans les cours d'eau, une étude comparative menée entre les montagnes des Sudètes (Pologne et République Tchèque) et les Alpes Suisses donne un facteur de concentration entre la concentration dans les bryophytes et celle de l'eau qui est quasiment invariant entre 30 et $31 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{sec}}$ par $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ (Samecka-Cymerman *et al.*, 1998).

En résumé ...

Le comportement du baryum dans les écosystèmes terrestres et aquatiques continentaux a été très peu étudié. En l'absence de données plus précises, on peut admettre que le baryum se comporte sensiblement comme le strontium dans les sols et les végétaux. Toutefois il semblerait qu'il possède des facteurs de transfert sol-plante plus faibles que celui-ci.

Paramètres radioécologiques usuels : eaux douces

Coefficient de distribution eau-MES Kd (Bq.kg^{-1} de solide sec par Bq.l^{-1} d'eau)

Valeur générale	5
-----------------	---

(Ashton et Sumerling, 1988)

Facteur de concentration aux végétaux (Bq.kg^{-1} de végétal frais par Bq.l^{-1} d'eau)

Plantes d'eau douce (bryophytes)	$3,1 \times 10^4$
----------------------------------	-------------------

(Samecka-Cymerman *et al.*, 1998)

Facteur de concentration aux animaux (Bq.kg^{-1} d'animal frais par Bq.l^{-1} d'eau)

Poissons ¹	4
Poissons – tissus mous ²	20
Invertébrés ³	200

(¹ AIEA, 2001 ; ² AIEA, 1972 ; ³ Quinault et Grauby, 1984)

Bibliographie succincte

Aarkrog A (1972) *Direct contamination of barley with Be-7, Na-22, Cd-115, Sb-125, Cs-134, and Ba-133*. RISOE Report N° 256 Danish Atomic Energy Commission.

ATSDR (1992) *Toxicological profile for barium*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Public Health Service, US Dept of Health and Human Services TP-91-03, Atlanta.

AIEA (1972) *Évacuation des déchets radioactifs dans les cours d'eau, les lacs et les estuaires*. Collection Sécurité N°36 Agence Internationale de l'Énergie Atomique, Vienne.

AIEA (1994) *Handbook of parameter values for radionuclide transfers in temperate environment*. TRS-364, Agence Internationale de l'Énergie Atomique, Vienne.

AIEA (2001) *Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment*. SRS-19. Agence Internationale de l'Énergie Atomique, Vienne.

Ashton J et Sumerling TJ (1988) *Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals* (édition 1). DOE Report N°DOE/RW/88.083.

Colle C, Siclet F et Saas A (1983) *Principaux facteurs de transfert sol-plante obtenus en France pour les sols prélevés à proximité des sites PWR*. Séminaire sur le transfert à l'homme des radionucléides libérés dans l'environnement par les installations nucléaires. Bruxelles, 17-21 octobre 1983. IAEA-SR-85/22.

Dobrovolsky VV (1994) *Biogeochemistry of the world land*. CRC Press, Boca Raton, Florida.

EPA (1998). *Toxicological review of barium and compounds*. US Environmental Protection Agency Washington.

Golchert B, Landsberger S et Hopke PK (1991) Determination of heavy metals in the rock river (Illinois) through the analysis of sediments. *J Radioanal Nuc Chem Art*, 147: 363-370.

Handbook (1998) *Handbook of Chemistry and Physics*, 78th édition.

Kabata-Pendias A et Pendias H (2001) *Trace elements in soils and plants*, 3rd Edition. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Lozak A, Solyk K, Ostapczuk P et Fijalek Z (2002) Determination of selected trace elements in herbs and their infusions. *Sci Tot Environ*, 289: 33-40.

Madoz-Escande C, Henner P, Gonze MA, et Grasset G (2001) *Contamination foliaire par aérosols radioactifs : analyse et modélisation de l'influence d'un épisode pluvieux et du stade végétatif de la plante au moment du dépôt – cas du césium, strontium, baryum et tellure*. Rapport IPSN/DPRE/SERLAB 2001-43.

Mahan BH (1967). *Chimie*. Edition bilingue Addison-Wesley.

Neal C, Robson AJ, Jeffery HA, Harrow ML, Neal M, Smith CJ et Jarvie HP (1997) Trace element inter-relationships for the Humber rivers: inferences for hydrological and chemical controls. *Sci Tot Environ*, 321-343.

Ng YC (1982) A review of transfer factors for assessing the dose from radionuclides in agricultural products. *Nucl Saf*, 23: 57-71.

Nuclides 2000 (1999) *An electronic chart of the nuclides*. Institute for Transuranium Elements, Joint research center, European commission.

Quinault et Grauby A (1984) *Manuel de radioécologie*. CEA et EDF (ed).

Thibault DH, Sheppard MI et Smith PA (1990) *A critical compilation and review of default soil/liquid partition coefficients, K_d , for use in environmental assessments*. AECL-10125. Atomic Energy of Canada Limited.

Samecka-Cymerman A et Kempers AJ (1998) Comparison between natural background concentrations of heavy metals in bryophytes from the Sudety Mountains and Swiss Alps. *Chemosphere*, 36(12): 2661-2671.

Vertacnik A, Prohic E, Kozar S et Juracic M (1995) Behaviour of some trace elements in alluvial sediments, Zagreb water-well field area, Croatia. *Wat Res*, 29(1): 237-246.

Wiersma GB, Bruns DA, Boelcke C, Whitworth G et McAnulty L (1990) Elemental composition of mosses from a remote Nothofagus forest site in southern Chile. *Chemosphere*, 20: 569-583.