



FICHE RADIONUCLÉIDE

Cérium 144 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. Colle, C. Murlon

Vérification : P. Henner

Date de rédaction : 08/01/03

Caractéristiques

Chimiques

De numéro atomique $Z = 58$, le cérium appartient à la série des lanthanides. De masse atomique 140,12 g, il est constitué par le mélange de quatre isotopes : trois isotopes stables de masse 136 (0,195 %), 138 (0,265 %) et 140 (88,45 %) et un isotope radioactif, de masse 142 (11,1 %), de période 5×10^{16} ans, qui est un émetteur α .

On connaît 15 isotopes artificiels et deux isomères nucléaires du cérium : les plus lourds d'entre eux ($A = 143$ à 148) sont des produits de fission, le plus important d'un point de vue radioécologique étant le cérium 144 (période : 284,5 jours).

Le cérium possède deux états d'oxydation : III et IV.

Nucléaires

	^{144}Ce
Période radioactive	285 jours
Activité massique	$1,18 \times 10^{14} \text{ Bq.g}^{-1}$
Émission(s) principale(s) par désintégration (rendement d'émission %)	β^- $E_{\max} = 0,32 \text{ MeV (77 \%)} ; E_{\max} = 0,19 \text{ MeV (20 \%)}$

(Pannetier, 1980)

Origines

Naturelle

Sans objet.

Artificielle

Le cérium 144 susceptible d'être trouvé dans le milieu naturel est d'origine essentiellement artificielle (Masse, 1997). Il peut provenir de trois sources :

- Explosions nucléaires atmosphériques

Pendant la période 1945-1962, les essais nucléaires atmosphériques ont libéré dans l'environnement de l'ordre de $2,2 \times 10^{19}$ Bq de cérium 144 et $3,15 \times 10^{20}$ Bq de cérium 141 (période radioactive : 32,5 jours), qui se sont répartis sur l'ensemble de la planète. Étant donné leur ancienneté, ces rejets ne sont plus détectables dans l'environnement.

- Émissions par les installations nucléaires

Actuellement, les sources de cérium proviennent des centrales nucléaires et des usines de retraitement du combustible. Pour un réacteur PWR en fonctionnement normal, les rejets de cérium 144 dans les effluents liquides sont de l'ordre de 3 MBq par MWe et par an. Dans ces effluents, le rapport $^{144}\text{Ce} / ^{141}\text{Ce}$ est de 10 pour un combustible ayant fonctionné un an.

À la Hague, le cérium 144 représente une part importante, de l'ordre de 12 %, des rejets β globaux. Pour Windscale, les rejets de radio-cérium ont été de 200 GBq par MWe et par an, au début des années 1970.

- Rejets accidentels

Pour chacun des deux isotopes 141 et 144, on estime à 1×10^{17} Bq les activités en cérium rejetées dans le milieu naturel lors de l'accident de Tchernobyl.

Concentrations dans l'environnement et métrologie

Le cérium est relativement abondant dans les roches mères. Une teneur moyenne de 90 ppm peut être avancée, mais on ne connaît pas sous quelles formes il existe dans ces matériaux. Dans les sols, les concentrations moyennes sont inférieures à celles des roches mères et la teneur de la croûte terrestre est estimée aux environs de 46 ppm (29^{ème} élément par ordre d'abondance).

Les concentrations relevées en eau douce vont de 0,006 à 0,7 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (Poston, 1986) voire 1 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (Coughtrey et Thorne, 1983).

Le cérium 144 est généralement mesuré par spectrométrie gamma à partir de la détection des émissions gamma à 694 keV de son fils, ^{144}Pd .

Mobilité et biodisponibilité en milieu terrestre

Sols

Dans les sols, le cérium est fortement retenu par le complexe argilo-humique et seule une très faible fraction demeure extractible (environ 5 % dans les sols courants). Toutefois, cette disponibilité augmente sensiblement avec une diminution de pH et dans le cas de sols à faible capacité d'échange. Ainsi, à la suite d'un dépôt de radio-cérium à la surface d'un sol, il est prévisible que celui-ci ne connaîtra pratiquement pas de migration et que la contamination restera localisée dans l'horizon supérieur (Coughtrey et Thorne, 1983).

Végétaux

Les teneurs en cérium des végétaux sont très faibles : moins de 0,1 ppm dans la matière sèche pour les feuilles ou les racines et moins de 0,05 ppm pour les fruits. Ces valeurs laissent prévoir une faible mobilité de l'élément dans les plantes. Des expérimentations sur solutions nutritives ont indiquées les répartitions relatives suivantes entre les différents organes de haricots :

Fruits/Feuilles = 0,344 ; Feuilles/Tiges = 1,34 ; Tiges/Racines = 0,045

À partir des teneurs en cérium stable mesurées dans les sols et dans les végétaux et des mesures effectuées sur les retombées des explosions nucléaires atmosphériques, il apparaît que les facteurs de transfert sol - plante sont faibles (Ng, 1982). Quelques travaux expérimentaux effectués à partir de radio-cérium ont confirmé la faible disponibilité de l'élément dans les sols.

La nature du complexe absorbant (teneur en argiles et en matière organique) joue un rôle capital dans l'absorption racinaire du cérium. Le pH peut également affecter, mais dans une moindre mesure, les niveaux de transfert par son action sur la solubilité de l'élément, celle-ci étant plus importante en conditions acides.

Animaux

Pour les animaux d'élevage les coefficients de transfert à la viande et au lait sont connus. Ils montrent que l'absorption intestinale du cérium à partir d'aliments contaminés est faible chez les animaux terrestres (IAEA, 1994).

Produits transformés

Les effets des transformations agro-alimentaires sur les activités des produits transformés ne sont pas documentés.

Mobilité et biodisponibilité dans les écosystèmes dulçaquicoles

Les transformations chimiques et les transferts du cérium aux organismes biologiques en milieu aquatique continental sont très peu connus.

Eaux et sédiments

Le cérium semble relativement insoluble. Les formes solubles dominantes pour des pH allant de 4 à 8 sont CeSO_4^+ et Ce_3^+ . En général, le cérium tend à s'associer aux particules et matières en suspension, et la sorption croît avec le pH (Poston, 1986). Le facteur de concentration généralement retenu pour le milieu marin et pour l'eau douce est de $1 \times 10^4 \text{ l.kg}^{-1}$; il pourrait être plus faible en milieu aquatique continental, en raison d'un lien moins fort avec les sédiments ou d'une plus grande solubilité (Coughtrey et Thorne, 1983 ; IAEA, 1994).

Végétaux

Il y a très peu de valeurs de facteur de concentration pour les plantes aquatiques. La valeur moyenne de 5×10^3 est le plus souvent proposée (sur la base du poids frais). L'accumulation par les plantes semble due à un effet d'adsorption surfacique, relativement rapide, avec un équilibre atteint en condition expérimentale entre 2 et 4 jours (Coughtrey et Thorne, 1983).

Animaux

Pour les organismes invertébrés, un facteur de concentration de 1×10^3 (sur la base du poids frais) est repris par plusieurs sources (RWMC, 1994). La voie de contamination directe semble prépondérante par rapport à la voie trophique dans les mécanismes de l'accumulation du cérium par les organismes considérés (Coughtrey et Thorne, 1983).

Pour les poissons, un facteur de concentration compris entre 30 et 50 est fréquemment rapporté (RWMC, 1994 ; IAEA, 1994 ; Coughtrey et Thorne, 1983) pour le poisson entier ou les parties comestibles du poisson, même si certains ont trouvé que l'accumulation dans le muscle du poisson serait plus faible, avec une valeur plus proche de 1 (Coughtrey et Thorne, 1983). À l'inverse, pour garantir un conservatisme, une valeur de 500 est suggérée (Poston, 1986), suite notamment à des mesures sur des poissons dans le Danube (facteur de transfert moyen de 60 pour ^{144}Ce et 150 pour ^{141}Ce , avec une valeur maximale de 560 pour ^{141}Ce). Cet écart d'un ordre de grandeur proviendrait de ce que les facteurs de concentration pour les isotopes radioactifs du cérium dépassent d'au moins un facteur 4 ceux observés pour le cérium stable, suggérant que les rejets en isotopes radioactifs du cérium atteignent lentement leur équilibre avec le cérium stable.

Enfin, une période de demi-vie biologique dans le poisson d'environ 3 jours est donnée par RWMC (1994).

En résumé ...

Il existe peu de données spécifiques au comportement du cérium 144 dans les écosystèmes continentaux. Il est peu mobile dans les sols. Son transfert dans les chaînes alimentaires d'origine terrestre est faible.

Paramètres radioécologiques usuels : milieu terrestre

Coefficient de distribution eau-sol Kd (Bq.kg⁻¹ de sol sec par Bq.l⁻¹ d'eau)

Sol sableux et/ou acide	$4,9 \times 10^2$
Sol argileux	$2,0 \times 10^4$
Sol limoneux ou texture moyenne	$8,1 \times 10^3$
Sol organique (> 30 % de M.O.)	$3,0 \times 10^3$

(IAEA, 1994)

Facteur de transfert racinaire (Bq.kg⁻¹ de végétal sec par Bq.kg⁻¹ de sol sec)

Céréales (grain)	2×10^{-4}
Légumes feuilles	3×10^{-1}
Légumes fruits (pois, haricots, tomates)	4×10^{-3}
Légumes racines (betterave, radis)	3×10^{-2}
Tubercules (pomme de terre)	6×10^{-3}

(Ng, 1982)

Facteur de transfert aux produits d'origine animale (j.kg⁻¹ ou j.l⁻¹)

Lait de vache	3×10^{-5}
Viande de bœuf	2×10^{-5}
Viande de mouton	2×10^{-4}
Viande de porc	1×10^{-4}
Viande de volaille	4×10^{-3}
Œufs (partie consommable)	9×10^{-5}

(IAEA, 1994)

Paramètres radioécologiques usuels : eaux douces

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

Valeur générale	1×10^4
-----------------	-----------------

(IAEA, 1994)

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

Plantes aquatiques en général	5×10^3
-------------------------------	-----------------

(Coughtrey et Thorne, 1983)

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

Invertébrés en général	1×10^3
Poissons en général (partie comestible)	30 (1 – 560)

(IAEA, 1994 ; Potson, 1986 ; Coughtrey et Thorne, 1983)

Bibliographie succincte

Coughtrey PJ et Thorne MC (1983). *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems*. Vol. 1. AA Balkema, Rotterdam. 425-454.

IAEA (1994). *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments*. Technical report series 364, Vienne, Autriche.

Ng YC ,Thompson SE et Colsher CS (1982). *Soil-to-plant concentration factors for radiological assessments*. Lawrence Livermore National Laboratory. NUREG/CR-2975. 82-89.

Masse R (1997). Terres rares radioactives, In : *Toxiques nucléaires*, P Galle, 2^{ème} édition (Masson Ed.) pp . 141-153.

Pannetier R (1980). *Vade-mecum du technicien nucléaire*, tome II. S.C.F. du Bastets.

Poston TM et Klopfer DC (1986). *A literature Review of the Concentration Ratios of Selected Radionuclides in Freshwater and Marine Fish*, PNL-5484, Pacific Northwest Laboratory.

RWMC (1994). *Concentration Factors of Radionuclides in Freshwater Organisms*. RWMC-94-P-15, Environmental Parameter Series 3, Radioactive Waste Management Center, Tokyo, Japan.