

Niobium 94

et environnement

FICHE RADIONUCLÉIDE

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.



94
Nb
41

RÉDACTION :

**J. Réal,
P. Santucci**

VÉRIFICATION :

S. Roussel-Debet

DATE DE RÉDACTION :

05/12/02

CARACTÉRISTIQUES

CHIMIQUES

Le niobium, également appelé « colombium », de numéro atomique $Z = 41$ et de masse atomique 93 fait partie des métaux de transition. Son état d'oxydation principal est (+V), mais il peut exister à l'état (+ II), (+III) et (+ IV). Les propriétés chimiques du niobium sont similaires à celles du tantale. Le métal, qui à l'état pur présente de nombreuses propriétés (ductile, supraconducteur) est utilisé comme adjuvant à divers aciers, notamment pour la fabrication de matériaux destinés à des appareillages chimiques et électroniques, ainsi qu'en technologie nucléaire (gainés de combustible).

Le niobium est peu réactif à température ambiante ; il ne s'oxyde à l'air qu'à partir de 200 °C, il n'est pas attaqué par les acides sauf l'acide fluorhydrique, seul ou en mélange avec l'acide nitrique. Il peut être attaqué lentement par les bases. Le niobium réagit à chaud, avec les halogènes fluor, chlore, brome et iode (Lide, 1999).

NUCLÉAIRES

L'isotope stable du niobium est le ^{93}Nb . Parmi ses 8 radio-isotopes, quatre ont des périodes radioactives supérieures à quelques heures : ^{91}Nb ($T = 700$ ans), ^{92}Nb ($T = 3,7 \times 10^7$ ans), ^{95}Nb ($T = 35$ j) et ^{94}Nb dont les caractéristiques nucléaires sont résumées ci-après.

^{94}Nb

Période radioactive	2×10^4 ans
Activité massique	$7,04 \times 10^9$ Bq.g ⁻¹
Émission(s) principale(s) par désintégration (rendement d'émission %)	β^- $E_{\max} = 2\,045$ keV (100 %) γ 702,6 keV (100 %) ; 871,1 keV (100 %)

(Nuclides 2000, 1999)

ORIGINES

NATURELLE

À l'état naturel le niobium est étroitement lié au tantale, et très souvent ils coexistent en quantité importante dans le même minéral. Les minerais principaux sont les niobite, niobite-tantalite dit « coltan », pyrochlore et euxénite. La teneur en niobium de l'écorce terrestre est estimée à $24 \mu\text{g.kg}^{-1}$, celle des sols se situe aux alentours de $20 \mu\text{g.kg}^{-1}$ avec des variations, observées aux USA et en Russie, allant de 5,3 à $35 \mu\text{g.kg}^{-1}$. Les engrais phosphatés naturels comportent également du niobium, (Coughtrey et Thorne 1983).

ARTIFICIELLE

Utilisé en tant que matériau de structure dans les réacteurs de fusion, il pourra être présent dans les déchets de ces installations (Kumar *et al.*, 1995 ; Easterly et Shank, 1977). Ainsi, après 10 ans de fonctionnement l'activité induite du niobium serait de $3,7 \times 10^{20}$ Bq pour une puissance de réacteur de 5 000 MWt.

Le niobium est aussi présent dans les gainés de combustible des réacteurs nucléaires. D'autre part, en cas d'accident avec feu de lithium, le niobium pourrait s'enflammer à 1 500 °C et être rejeté dans l'environnement.

CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT ET MÉTROLOGIE

Dans la base de données SYLVESTRE de l'IRSN, regroupant des valeurs de mesures réalisées dans l'environnement en France de 1972 à 1980, ^{95}Nb est mesuré dans les végétaux avec une gamme de concentrations allant de 0,2 Bq.kg⁻¹sec (maïs) à 460 en Bq.kg⁻¹sec (herbe), pour une valeur moyenne de 4,4 Bq.kg⁻¹sec. Sa présence est due aux retombées des tirs atmosphériques et il cesse d'être détecté en 1981.

Par contre, ^{94}Nb n'est pas détecté dans l'environnement.

L'isotope ^{94}Nb est mesurable en spectrométrie γ sur ses raies d'énergies les plus intenses, c'est à dire 702,6 et 871,1 keV.

MOBILITÉ ET BIODISPONIBILITÉ EN MILIEU TERRESTRE

La plupart des rares travaux relatifs au radio-niobium dans l'environnement portent sur l'ensemble zirconium 95 – niobium 95 (^{95}Nb étant l'élément fils du ^{95}Zr , de période 65 j), sans distinction de l'un ou l'autre de ces radio-isotopes, souvent mesurés ensemble. Par ailleurs, en l'absence de données spécifiques au niobium, et du fait que ^{95}Zr et ^{95}Nb sont souvent « confondus », on admet communément et abusivement que le niobium présente le même comportement que le zirconium. De plus, les études concernant l'isotope ^{95}Nb sont difficilement extrapolables sans précautions à l'isotope ^{94}Nb , de période beaucoup plus élevée, car des transferts dans l'environnement non constatés pour ^{95}Nb pourraient avoir lieu, à plus long terme, pour les radio-isotopes à vie longue du niobium. Enfin, la seule étude assez complète, relative au comportement du niobium dans l'environnement, est un document bibliographique (Easterly et Shank, 1977) faisant état de rares travaux qui, du fait de leur ancienneté, n'ont généralement pas pu être consultés directement.

SOLS

Les quelques travaux cités par Easterly et Shank (1977, *in* Roussel-Debet, 2001) tendraient à montrer que le niobium serait très fortement retenu dans les sols, soit par adsorption sur les argiles, soit en tant qu'oxydes ou hydroxydes insolubles. La grande majorité des dépôts issus des retombées serait restée dans la couche superficielle des sols. L'effet du pH a été étudié par Prout (Prout, 1959 *in* Roussel-Debet, 2001) sur des colonnes de sol (20 % d'argiles et 80 % de sable), portées à pH 4 et 8. Les résultats montrent que Zr-Nb est rapidement adsorbé par le sol, et que cette adsorption est inhibée par un ajout d'oxalate 0,001 M pour les sols à pH 4, alors que l'effet de l'oxalate est négligeable à pH 8.

Les seuls travaux expérimentaux récents sur le niobium dans les sols sont ceux réalisés, par Echevarria avec du ^{95}Nb (Echevarria, 1996 *in* Roussel-Debet, 2001). Ces expérimentations ont été conduites sur deux horizons supérieurs de sols caractéristiques, d'une part de la bordure Est du bassin parisien : sol brun colluvial prélevé en Moselle, limoneux (60 % de limons) de pH_{eau} 6,4, comportant 1,3 % de matière organique (MO) et d'autre part, d'un sol brun prélevé dans le Haut Jura, de pH_{eau} 7,0 et ayant 7,3 % de MO. Un sol considéré comme résultant d'une évolution du sol brun sous climat froid (pH_{eau} 6,3, argilo-limoneux, 12 % de MO) a aussi été étudié. Les coefficients de distribution, K_d , du niobium (l.kg⁻¹_{sol}sec) sur ces sols ont été évalués. Le K_d du sol brun serait de 1 030 celui du sol colluvial serait de 350 ; l'effet simulé d'un refroidissement conduirait à une légère diminution du K_d (930). D'autre part, des essais d'extraction du niobium fixé sur les sols bruns, par de la soude ou de l'acide chlorhydrique, montrent que seule une solution très basique (pH 14) permet d'extraire quelques *pour mille* du niobium fixé sur le sol. L'ensemble de ces travaux montre ainsi que le niobium est fixé sur le sol de façon irréversible.

VÉGÉTAUX

Le niobium ne jouerait aucun rôle biologique dans le métabolisme des végétaux. En moyenne ceux-ci contiennent du niobium à raison de $0,57 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}_{\text{sec}}$; les céréales et les graines en contiennent $1,12 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}_{\text{sec}}$ (Easterly et Shank, 1977, *in* Roussel-Debet, 2001).

En ce qui concerne les relations sol - plante il semble que le niobium soit davantage assimilé par les végétaux et qu'il y soit un peu plus mobile que le zirconium (10 à 20 % de la quantité absorbée par les racines se retrouverait dans les parties aériennes) ; le transfert aux végétaux du niobium est toutefois faible et il est possible qu'il s'agisse surtout d'adsorption sur la surface externe des racines (Coughtrey et Thorne, 1983). Par ailleurs, il semble qu'il y ait une différence — inexplicée — entre l'absorption racinaire du niobium stable et radioactif, l'absorption racinaire du niobium stable étant 10 fois plus élevée que celle du ^{95}Nb (Easterly et Shank, 1977 ; Coughtrey et Thorne, 1983).

Les résultats obtenus par Gerzaberk (Gerzaberk *et al.*, 1994 *in* Roussel-Debet, 2001) lors d'une étude effectuée sur deux sols de pH 6,4 (sol brun sableux) et 8,2 (tchernoze), faiblement contaminés en ^{94}Nb , montrent que le transfert racinaire du niobium aux végétaux est plus prononcé sur le sol acide que sur le sol basique ; ceci est attribué à l'augmentation avec le pH du sol de la rétention, liée à la formation de complexes entre le niobium et la matière organique. Les mesures effectuées, montrent que la translocation aux parties aériennes des végétaux est nulle, et que, pour la gamme de contamination du sol (200 à $400 \text{ kBq}\cdot\text{kg}^{-1}_{\text{sol sec}}$) le niobium mesuré sur les racines était exclusivement adsorbé extérieurement, avec les particules de sol, sans aucune incorporation racinaire. Des cultures hydroponiques ont permis de vérifier ce résultat. L'ensemble de ces travaux montre que le niobium est fixé sur le sol et n'est pas transféré aux végétaux.

La quantité maximum de niobium absorbé directement par des feuilles de choux est comprise entre 5 et 10 % du dépôt apporté par pulvérisation (Easterly et Shank, 1977).

ANIMAUX

Les concentrations de niobium seraient de $0,94 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour la viande et la volaille et de $0,90 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour les produits laitiers (Easterly et Shank, 1977 *in* Roussel-Debet, 2001).

Le transfert du niobium aux animaux et dans la chaîne alimentaire est très faible du fait d'une absorption intestinale très limitée (toujours inférieure à 0,01). On ne retrouverait pas de niobium dans le lait des bovins mais seulement dans les urines, selon Coughtrey (1983), ce qui contredit les données d'Easterly.

Des facteurs de transfert par défaut sont proposés par Baes (Baes *et al.*, 1984) et par l'IAEA (2001) pour le lait et la viande de bovins.

MOBILITÉ ET BIODISPONIBILITÉ DANS LES ÉCOSYSTÈMES DULÇAQUICOLES

Peu de données existent concernant le comportement du niobium dans les eaux et les sédiments. De fait, les quelques chiffres disponibles résultent souvent d'hypothèses relatives au comportement du ^{95}Zr et de la valeur du ratio $^{95}\text{Zr} / ^{95}\text{Nb}$.

EAUX

D'après Coughtrey et Thorne (1983), le comportement du niobium dans l'eau est assez proche de celui du zirconium, à la différence près qu'il doit plus facilement se lier aux particules, aux colloïdes et aux substances organiques complexes.

SÉDIMENTS

Il n'y a pratiquement pas de données concernant l'accumulation de niobium dans les sédiments. Ashton et Sumerling (1988) proposent cependant la valeur opérationnelle de $1 \times 10^4 \text{ l.kg}^{-1}$ comme valeur de Kd, un ordre de grandeur inférieure à celle avancée par Coughtrey et Thorne (1983).

VÉGÉTAUX

Là encore, il n'y a pratiquement pas de données concernant l'accumulation du niobium dans ces compartiments. De plus, les quelques études relatives à la distribution dynamique du niobium font référence au ^{95}Nb en soulignant qu'il était difficile de différencier la part relative aux transferts de la part générée par filiation du ^{95}Zr . Une valeur de facteur de concentration de $5 \times 10^2 \text{ l.kg}^{-1}$ est proposée par Coughtrey et Thorne (1983).

ANIMAUX

Les rares études disponibles pour les invertébrés concernent surtout les invertébrés marins. Quelques recoupements effectués par Coughtrey et Thorne (1983) leur permettent de proposer des valeurs de facteurs de concentration de 5×10^1 à $5 \times 10^2 \text{ l.kg}^{-1}$, ce qui est proche de la valeur $1 \times 10^2 \text{ l.kg}^{-1}$ avancée par Ashton et Sumerling (1988).

Ce sont surtout les poissons marins qui ont fait l'objet des quelques études directes disponibles. Il est cependant possible de proposer des valeurs de facteurs de concentration pour les poissons d'eau douce, allant de 1×10^1 à $1 \times 10^2 \text{ l.kg}^{-1}$ de façon générique selon Coughtrey et Thorne (1983) et de $3 \times 10^2 \text{ l.kg}^{-1}$ spécifiquement pour les eaux douces selon Ashton et Sumerling (1988), cette dernière valeur recoupant exactement la valeur préconisée par l'IAEA (1994 ; 2001).

EN RÉSUMÉ...

Les données radioécologiques relatives au niobium sont rares, voire absentes. Les données sur le zirconium, souvent confondu avec le niobium, sont également parcellaires ; bien que ces deux éléments, qui coexistent habituellement dans l'équilibre radioactif ^{95}Zr - ^{95}Nb , ne soient pas chimiquement comparables, ils présentent des caractéristiques réputées assez voisines, relativement à leur comportement dans les sols et les végétaux.

Les rares travaux existants indiquent que ces éléments sont particulièrement peu réactifs et donc probablement peu mobiles dans l'environnement. Ceci se traduit, pour le niobium par une fixation très importante et très forte sur le sol et par un transfert racinaire probablement nul, avec une simple adsorption sur les racines des végétaux et pas de translocation. On ignore quels mécanismes sont en jeu dans le caractère « immobile » du niobium et quel rôle y jouent, notamment, les composantes argileuses ou organiques du sol.

La rareté des données est confirmée pour les compartiments du domaine eau douce. Ainsi, les valeurs proposées sont souvent le fruit de recoupements indirects et seront donc à manier avec précaution dans une étude d'impact où le niobium serait important.

PARAMÈTRES RADIOÉCOLOGIQUES USUELS : MILIEU TERRESTRE

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

Sol brun colluvial (60 % de limons), pH 6,4	350	1
Sol brun, pH 7,0	1 030	
Sol brun argilo-limoneux, pH 6,3	930	
Sol (valeur générique)	350	2

(¹ Echevarria, 1996, valeurs après un temps de contact de 1 mois ; ² Baes *et al.*, 1984)

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

Légumes feuilles (plantules d'orge)		1
• sol limoneux	0,019	
• sol sableux	0,0039	
Légumes fruits (petits pois)	0,001	2
Légumes racines (carottes)	0,06	
Végétaux (valeur générique)	0,020	3

(¹ Rediske *et al.*, 1953 ; ² Vlamis et Person, 1950 ; ³ Baes *et al.*, 1984)

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

Lait de vache	0,02
Viande de bœuf	0,25

(Baes *et al.*, 1984)

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 par défaut	1×10^4
Conditions oxydantes	

(Ashton et Sumerling, 1988)

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

Invertébrés en général ¹	1×10^2
Poissons en général (organisme entier) ²	3×10^2

(¹ Ashton et Sumerling, 1988 ; ² IAEA, 1994)

BIBLIOGRAPHIE

- Ashton J et Sumerling TJ (1988). *Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals*. UK Department of the Environment, DOE Report DOE/RW/88.083.
- Baes III CF, Sharp R, Sjoreen AL et Shor RW (1984). *A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture*, Oak Ridge National Lab., Tenn. (USA), ORNL-5786, September 1984.
- Coughtrey PJ et Thorne MC (1983). *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems*. Vol. 1, AA Balkema, Rotterdam (ed).
- Easterly CE et Shank KE (1977). *Metabolic and environmental aspects of fusion reactor activation products: niobium*. Oak Ridge National Lab., Tenn. (USA), Nov 1977. ORNL/TM-5496, 81 p.
- Echevarria G (1996). *Contribution à la prévision des transferts sol-plante des radionucléides*. Thèse de Doctorat, Université de Lorraine, INPL, ENSAIA, 21 nov 1996.
- Gerzabeck MH, Mohamad SA, Much K et Horack O (1994). ^{60}Co , ^{63}Ni , ^{94}Nb soil-to-plant transfer in pots experiments. *J Environ Radioactiv*, 25: 205-212.
- IAEA (1994). *Handbook of parameters values for the prediction of radionuclide transfer in the terrestrial and freshwater environment*. International Atomic Energy Agency, Technical Report series N°364, 74 p.
- IAEA (2001). *Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment*. International Atomic Energy Agency, Safety Reports Series, N°19. 216 p.
- Kumar A, Abdou MA, Barnes CW, Kugel HW et Loughlin MJ (1995). Radioactivity measurements of ITER materials using the TFTR D-T neutron field. *Fusion engineering & Design*, 28: 415 – 428 (résumé).
- Lide DR (1999). *Handbook of chemistry and physics*. 79th edition. Chemical Rubber Company CRC press, Florida, USA.
- Nuclides 2000 (1999). *An electronic chart of the nuclides*. Institute for Transuranium Elements, Joint research center, European commission.
- Prout W.E. (1959). *Adsorption of fission products by Savannah River Plant soil*. DP-394. Radioactive waste TID 4500, 14 th. ed, USAEC, Contract AT 07-2, 15 p.
- Rediske JH, Cline JF et Selders AA (1953) *The absorption of fission products by plants*. Rapport HW -36734.
- Roussel-Debet S (2001). *Niobium et Protactinium. Rôle des micro-organismes sur le comportement de divers éléments dans le système sol-plante*. Rapport IPSN/DPRE/SERLAB- 2001-11.
- Vlamis J et Pearson G. (1950) Absorption of radioactive zirconium by plant roots and its theoretical significance. *Science*, 112 (page non signalée).