

Cadmium 109

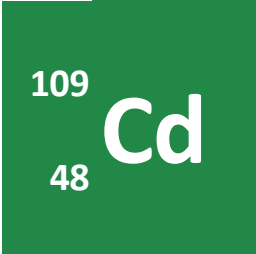
et environnement

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.



109
Cd
48

RÉDACTION :

**A. Martin-Garin,
O. Simon**

VÉRIFICATION :

C. Adam

DATE DE RÉDACTION :

18/10/04

CARACTÉRISTIQUES

CHIMIQUES

Le cadmium est un métal blanc argent, légèrement bleuté. Cet élément, appartenant à la famille des métaux de transition, possède 8 isotopes naturels stables de masse atomique 106 (1,2 %), 108 (0,9 %), 110 (12,4 %), 111 (12,9 %), 112 (23,8 %), 113 (12,3 %), 114 (28,8 %) et 116 (7,7 %). Ses propriétés chimiques présentent beaucoup de similitudes avec celles du zinc. Il possède une résistance à la corrosion dans diverses atmosphères et plus particulièrement en milieu marin et s'utilise comme moyen de protection contre les neutrons thermiques. En solution, il se trouve principalement sous la forme de cation, à l'état d'oxydation +II (Tricot, 1999). Le rayon de cet ion et sa configuration électronique ressemblent pour beaucoup à ceux du calcium. Cette analogie se traduit par des comportements en solution et une réactivité aux interfaces solide/solution voisins (ex. système carbonate : Stipp *et al.*, 1992 ; Van Cappellen *et al.*, 1993).

Le cadmium n'est pas essentiel au développement des organismes animaux ou végétaux et ne participe pas au métabolisme cellulaire. En revanche, ses propriétés physiques et chimiques, proches de celles du calcium, lui permettent de traverser les barrières biologiques et de s'accumuler dans les tissus.

NUCLÉAIRES

Le cadmium compte 14 isotopes radioactifs. Les isotopes 109, 113m et 155m présentent les périodes les plus longues : 1,3 ans (462,6 jours), 14 ans et 44 jours respectivement. L'isotope radioactif ^{109}Cd est utilisé comme traceur isotopique et comme source d'irradiation pour l'analyse du plomb. La désintégration du ^{109}Cd (capture électronique) conduit à la formation de l'argent-109m (métastable) puis de l'argent-109 (Pannetier, 1980).

^{109}Cd

Période radioactive	462,6 jours
Activité massique	$9,6 \times 10^{13} \text{ Bq.g}^{-1}$
Émission(s) principale(s) par désintégration (rendement d'émission %)	γ 88,03 keV (3,7 %)

(Pannetier, 1980)

ORIGINES

NATURELLE

Le cadmium (stable) est un élément relativement rare présent dans l'écorce terrestre à des concentrations faibles. Ces principales formes cristallines sont : le greenockite et l'hawleyite (CdS), l'otavite (CdCO_3), le montéponite (CdO) et la cadmosélite (CdSe). La source de dispersion naturelle du cadmium dans l'atmosphère est principalement liée à l'activité volcanique. L'enrichissement en cadmium des sols et des systèmes aquatiques résulte de l'altération des matériaux de la croûte terrestre et des retombés atmosphériques.

ARTIFICIELLE

Les principales sources de dispersion du cadmium dans l'atmosphère, les sols et les systèmes aquatiques sont liées aux nombreuses activités industrielles et à l'épandage d'engrais phosphatés faisant intervenir cet élément.

Les principaux domaines d'utilisation du cadmium (18 882 tonnes en 1994, dans le monde) sont la galvanoplastie, les accumulateurs alcalins, les alliages et, dans une moindre mesure, l'industrie nucléaire. La réaction de fission nucléaire contrôlée au sein des centrales nucléaires nécessite de réguler le flux de neutrons initiant et maintenant les réactions nucléaires. Ainsi des barres de commandes composées d'argent, d'indium et de cadmium, présentant de fortes capacités à absorber les neutrons sont introduites au centre du réacteur pour contrôler et entretenir la réaction (EDF, 1995). Des plaques de cadmium 113 sont généralement utilisées et s'activent sous le flux de neutrons en ^{114}Cd .

Parmi les autres applications, la galvanoplastie ou cadmiage (ajout d'un revêtement de cadmium sur divers métaux), a représenté l'activité principale en termes de production entre 1922 et 1980 ; elle s'appuie sur les propriétés de résistance du cadmium en milieu chaud et humide. La fabrication d'accumulateurs cadmium / nickel est une source importante d'utilisation du cadmium depuis 1980.

Les pigments de cadmium (à base de sulfures) représentent une branche importante de l'utilisation industrielle de cet élément. Le sulfure de cadmium a la propriété de former des solutions solides avec des produits de même nature chimique (le sulfure de zinc ; le séléniure de cadmium ; le sulfure de mercure). Ainsi les pigments de cadmium se retrouvent dans de nombreux produits industriels en matières plastiques, dans la peinture, dans le verre et les émaux pour garantir des nuances vives de colorations, une excellente dispersibilité et une forte résistance à la lumière et à la chaleur.

CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT ET MÉTROLOGIE

Le cadmium stable est présent à l'état naturel dans l'écorce terrestre aux concentrations moyennes comprises entre 0,1 et 1 mg.kg⁻¹ (Das *et al.*, 1997). Les teneurs naturelles de cet élément varient peu dans la plupart des roches : de 0,05 à 0,3 mg.kg⁻¹ (Bourrellet et Berthelin, 1998).

La mesure du cadmium dans les matrices simples (eau) ou complexes (solutions de sol chargées, organismes) peut s'effectuer par spectrophotométrie d'absorption atomique (four graphite, flamme) ou spectrométrie d'émission de plasma à couplage inductif (ICP-AES ou ICP-MS).

En ce qui concerne l'isotope 109 radioactif, la mesure s'effectue par spectroscopie gamma (88 keV).

MOBILITÉ ET BIODISPONIBILITÉ EN MILIEU TERRESTRE

SOLS

Les concentrations naturelles de cadmium dans les horizons supérieurs des sols cultivés sont comprises entre 0,2 et 0,4 mg.kg⁻¹ (Bourrellet et Berthelin, 1998 ; Alloway, 1990). Elles peuvent atteindre des valeurs supérieures à 150 mg.kg⁻¹ sur certains sites pollués suite, par exemple, à l'épandage de boues contaminées (Jackson et Alloway, 1992). Dans les sédiments, on estime le stock de cadmium naturel à une teneur inférieure à 0,2 mg.kg⁻¹.

Dans les sols, le cadmium est considéré comme un élément relativement mobile par rapport à d'autres métaux en traces tels que le cuivre ou le plomb (Bourrellet et Berthelin, 1998). Son comportement dans la solution du sol (disponibilité au transport ou immobilisation) et aux interfaces solution/solide et solution/plante (phytodisponibilité) dépend d'un grand nombre de paramètres bio-géochimiques liés à la nature du sol, au contexte micro-biologique, et aux formes chimiques du métal dans la solution du sol et associé à la phase solide. En conséquence, la distribution du cadmium dans le système et sa toxicité ne peuvent pas s'expliquer simplement par la connaissance de la concentration totale de cet élément dans le milieu.

Les principales formes du cadmium présentes en solution sont Cd^{2+} , CdSO_4^0 , CdCl^+ et CdHCO_3^+ en l'absence de ligands organiques (Sposito, 1989). Le cadmium forme des complexes avec les principaux acides organiques carboxyliques (acide citrique, oxalique, malique, etc.) susceptibles de se trouver dans les zones superficielles des sols cultivés. Ces associations modifient son comportement aux interfaces et peuvent faciliter, dans certaines conditions (formations de complexes stables), son entraînement avec la phase liquide. Le très faible produit de solubilité du carbonate de Cd (CdCO_3) limite fortement la concentration du métal en solution dans les sols calcaires. Dans ce cas, les carbonates (CaCO_3 , $(\text{Ca}_x, \text{Mg}_y)\text{CO}_3\dots$) constituent également une phase de sorption dominante qui contrôle la distribution de l'élément et sa mobilité dans le milieu (McBride, 1980 ; Martin-Garin, 2000). D'autres constituants solides du sol sont susceptibles d'interférer avec le cadmium et de limiter sa mobilité. On retiendra principalement le rôle joué par la matière organique et par les argiles (par ordre croissant d'affinité kaolinite < illite < smectite) ainsi que l'importance du pH et de la composition cationique de la solution du sol (notamment Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} et Fe^{3+}) dans le contrôle de ces réactions aux interfaces solide/solution.

VÉGÉTAUX

Les taux d'absorption du cadmium varient énormément en fonction de l'espèce considérée, de la concentration du cadmium biodisponible dans le sol et de nombreux facteurs bio-physico-chimiques (pH notamment). Les feuilles sont souvent présentées comme un organe cible privilégié. Les concentrations suivantes sont données à titre indicatif bien que les études correspondantes aient été menées à partir de sols relativement contaminés en cadmium (concentrations très supérieures à la concentration envisageable de ^{109}Cd) : pour une même concentration dans le sol : laitue et épinard : $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (poids sec) ; avoine et orge $0,02$ à $0,03 \text{ mg.kg}^{-1}$ (poids sec) (Jackson et Alloway, 1992).

Le facteur de transfert racinaire du cadmium aux végétaux est compris entre $0,1$ et 10 (Alloway, 1990) et généralement supérieur à celui de la plupart des métaux traces. En outre, il existe une importante variabilité de ce paramètre entre les différents types de plantes : il a été observé que les légumes feuilles (salades, épinards), les légumes racines (carotte, radis) ou les tubercules (pomme de terre) ont un taux de transfert 3 à 5 fois supérieur à celui des céréales (Jackson et Alloway, 1992). La répartition du cadmium dans la plante est hétérogène et l'organe cible privilégié est la feuille.

Conjointement aux variations d'affinité des constituants du sol pour le cadmium en fonction du pH (l'adsorption augmente lorsque le pH augmente), l'accumulation du cadmium dans les plantes varie amplement en fonction de ce paramètre. De la même façon, d'autres paramètres caractéristiques du sol (concentration totale du cadmium, teneur en matière organique, argiles et hydroxydes de fer, carbonates, concentrations cationiques de la solution...) jouent un rôle dominant dans les mécanismes d'absorption racinaires. A titre d'exemple, l'augmentation de la concentration en calcium dans le sol entraîne la diminution de l'absorption du cadmium chez les végétaux compte tenu des processus de compétition impliquant ces deux cations.

La toxicité du cadmium est directement liée aux capacités élevées de translocation des racines vers le reste de la plante (transport actif, transport *via* les métaux essentiels ou absence de séquestration dans les racines). La capture intracellulaire du cadmium serait réalisée par des phytochélatines (PC), comparables aux métallothionéines (observées chez les animaux) mais aussi par d'autres ligands tels que Cd-BPI, (Das *et al.*, 1997).

Les phytochélatines sont de petits peptides riches en sulfures (γ Glut-Cyst)_n-X)¹, qui présentent une forte affinité pour les métaux divalents dont le Cd²⁺. La nature de l'acide aminé (X) varie en fonction des végétaux et détermine les isoformes des phytochélatines (Jumarie *et al.*, 2001 ; Stolt *et al.*, 2003). En présence de cadmium, ces peptides sont fortement synthétisés par une enzyme du cytoplasme.

La liaison Cd-PC permet de réduire la toxicité du cadmium. Pour la plupart des enzymes des végétaux, un tel complexe est 1 000 fois moins toxiques que l'ion libre Cd²⁺. Dans les feuilles de tabac, les complexes Cd-PC sont accumulés préférentiellement dans les vacuoles des racines, ce mécanisme retarde la translocation du cadmium vers les parties aériennes de la plante, *via* le xylème. En présence de cadmium, chez les plantes « résistantes », l'activité de la phosphatase acide et de la peroxydase est augmentée, et celles-ci accumulent préférentiellement le cadmium dans les racines comparées aux plantes non tolérantes. Selon certains auteurs (Das *et al.*, 1997), l'efficacité de l'accumulation des métaux dont le cadmium serait dépendante de l'architecture racinaire (quantité et taille des racines).

Aux concentrations rencontrées en milieu naturel, la toxicité du cadmium chez les plantes s'observe par l'apparition de retard dans le développement des jeunes pousses, de la chlorose et de perturbations de la photosynthèse. La chlorose est une conséquence de la perturbation du métabolisme foliaire du fer et du zinc. Ainsi, la présence de cadmium dans le milieu de culture conduit à la diminution de l'absorption du fer et à la modification du rapport fer/zinc dans la feuille. A de fortes concentrations en cadmium (1,5 à 10 mg.l⁻¹) pendant 24 heures, l'accumulation du cadmium chez la jacinthe (*Eichornia crassipes*), conduit à des dommages physiologiques et génétiques.

Les végétaux présentant de fortes capacités à séquestrer les métaux pourraient être utilisés pour dépolluer les eaux des cours d'eau et du sol en milieux naturels, ce procédé de phyto-rémediation et son optimisation par biologie moléculaire font actuellement l'objet d'études ; le genre *Brassicaceae* (la moutarde indienne), les saules et les peupliers présentent d'importantes capacités d'accumulation des métaux (cadmium, chlore, nickel, zinc, cuivre) et pourraient être utilisées pour la phyto-extraction des métaux présents dans les sols (Vandecasteele *et al.*, 2002).

MOBILITÉ, BIODISPONIBILITÉ ET TOXICITÉ DU CADMIUM CHEZ L'HOMME

Le cadmium est notamment présent dans l'eau de boisson, les aliments, la fumée de cigarette. Il présente de fortes capacités à se retrouver dans les fumées et s'accumule après inhalation. La demi-vie biologique chez l'homme est estimée à 20 ans ; les principaux sites d'accumulation et de toxicité sont les reins et le foie. Il a été mesuré une forte relation entre les concentrations de cadmium et de zinc dans le foie, cette affinité ne se retrouvant pas dans les reins. Le cadmium s'accumule dans d'autres organes tels que la rate, le cerveau, les poumons, le muscle, le sang. La toxicité du cadmium est liée à la perturbation du métabolisme du zinc et secondairement d'autres éléments essentiels tels que le calcium, le fer et le cuivre. Le cadmium est aussi considéré comme un agent carcinogène (Waalkes, 2000).

MOBILITÉ ET BIODISPONIBILITÉ DANS LES ÉCOSYSTÈMES DULÇAQUICOLES

EAUX ET SÉDIMENTS

Dans les écosystèmes aquatiques, les concentrations mesurées dépendent du bruit de fond géochimique (autour de 0,05 µg.l⁻¹) et des activités anthropiques. Ainsi, dans la région de Decazeville (Aveyron) où l'activité de traitement du minerai de zinc a été importante, les concentrations en élément dissous dans l'eau sont de l'ordre

¹ La cystéine possède par sa fonction thiol la propriété de lier les ions divalents. X représente différents acides aminés tels que la glycine, la sérine, la β-alanine, le glutamate.

de 10 $\mu\text{g.l}^{-1}$ à proximité de cette usine et de 1 $\mu\text{g.l}^{-1}$ dans le panache de mélange avec les eaux de la rivière Lot (Baudrimont, 1997). De nombreuses études insistent sur les capacités élevées du cadmium à se fixer sur les particules en suspension dans la colonne d'eau et à former des dépôts sédimentaires contenant d'importantes concentrations en cadmium ; en 1992, la quantité de cadmium piégée dans les sédiments du Lot était évaluée à 190 t (Lapaquellerie *et al.*, 1995).

Il est important d'insister sur la prise en compte de la spéciation physique et chimique de cet élément en solution. Celle-ci considère les complexes organiques (acides humiques, fulviques), les complexes inorganiques (carbonates, hydroxydes, sulfates) et l'ion libre. Un cas d'école illustrant cette spéciation est rapporté dans l'étude du comportement du cadmium dans l'estuaire de la Gironde. Le cadmium particulaire (> 90 % du cadmium total) issu d'une usine de traitement de zinc est transporté sur 400 km *via* le Lot jusqu'à l'embouchure de la Gironde. L'augmentation de la salinité dans l'embouchure du fleuve entraîne la libération du cadmium fixé sur les particules et l'apparition (95 %) de l'ion libre (Cd^{2+}). Lorsque la concentration en sels augmente, de nouveaux complexes se forment CdCl^+ , CdCl_2 (Jouanneau *et al.*, 1990). Ainsi, l'estuaire de la Gironde présente de fortes concentrations en ion libre, forme chimique biodisponible, responsable de la toxicité de cet élément. De forts niveaux d'accumulation sont observés chez les huîtres présentes dans l'estuaire de la Gironde, rendant celles-ci impropres à la commercialisation.

ORGANISMES

Le modèle de l'ion libre (Free Ion Activity Model, FIAM - Morel, 1983) permet de décrire la biodisponibilité du cadmium qui détermine l'efficacité du transfert à travers les membranes biologiques. Celle-ci dépend alors de la forme chimique du métal. Tessier *et al.* (1993) mettent en évidence une relation linéaire entre le cadmium bio-accumulé dans les branchies et l'activité du Cd^{2+} , calculée à partir de modèles thermodynamiques chez le bivalve *Anadonta grandis*. De plus, la diffusion facilitée du Cd^{2+} serait assurée par des canaux calciques potentiels—dépendant au niveau des branchies de mollusques, le cadmium se comportant comme un analogue du calcium (rayon ionique $\text{Ca}^{2+} = 0,97 \text{ \AA}$ et $\text{Cd}^{2+} = 0,99 \text{ \AA}$). En conséquence, l'accumulation et les effets induits sont étroitement dépendant des conditions d'exposition déterminant la spéciation du cadmium. La dureté et le pH, facteurs abiotiques de la colonne d'eau sont deux paramètres majeurs régissant l'entrée du Cd (Markich et Jeffrey, 1994 ; Jumarie *et al.*, 2001).

La forme Cd^{2+} peut être ensuite prise en charge par de nombreuses ligands intracellulaires dont le glutathion ², les HMBP ³ (Heavy Metal Binding Protein) ou les métallothionéines ⁴ (MT). Les MT participent à la régulation des concentrations cellulaires en métaux libres essentiels (Zn^{2+} , Cu^{2+}) et jouent le rôle de réservoir à zinc, (Dallinger *et al.*, 1987 ; Kagi, 1991). L'exposition des organismes au cadmium conduit à l'induction de ces petites protéines cytosoliques. Ainsi, la forte affinité du cadmium pour les métallothionéines (la liaison Cd- α domaine de la MT est thermodynamiquement stable) entraîne le déplacement du Zn^{2+} (initialement fixé sur la MT) et perturbe l'absorption et le transport du zinc. Ce métal essentiel participe à de nombreuses fonctions physiologiques (croissance, développement) et cellulaires (co-facteur d'enzymes et régulation d'enzymes intervenant dans la réplication et la transcription). En parallèle de ce mécanisme de séquestration protéique, le cadmium peut être dirigé vers les lysosomes et précipité sous forme de structures granuleuses, composés de phosphates de magnésium ou de calcium. Ces dernières peuvent ensuite être extrudées hors des cellules et contribuent aux mécanismes de décontamination. Les tissus cibles comprennent les barrières biologiques (branchies, tractus digestif) et les organes de détoxification (rein et foie), le muscle n'apparaît pas comme un site de stockage de cet élément.

² Peptide ayant le plus petit poids moléculaire des cellules de mammifères (γ Glu-Cys-Gly).

³ Structure comparable aux MTs.

⁴ Protéines cytosoliques (6-7 kDa) riches en cystéines (1/3 des acides aminés).

Si la compréhension de l'entrée du Cd^{2+} à partir du milieu extérieur suit le modèle de l'ion libre, certains auteurs supposent que la traversée de la barrière intestinale répond au même mécanisme. En effet, le taux de transfert gastro-intestinal est faible, de l'ordre de 5 %. Cette faible efficacité de transfert est associée à la présence de nombreux ligands dans le tractus digestif qui réduit la quantité relative de Cd^{2+} . D'autres approches montrent cependant que le Cd^{2+} n'est pas la seule espèce chimique à être absorbée par des cellules intestinales en culture ; des complexes Cd-glutathion (ou Cd-PC) possèdent la capacité de traverser les barrières biologiques, les mécanismes de transport étant toutefois différents de ceux utilisés pour le transport des espèces inorganiques (Jumarie *et al.*, 2001).

D'autres études montrent que le cadmium présent dans des proies (macrophytes ou bivalve) peut être accumulé après transferts trophiques chez des prédateurs (invertébrés ou poisson) (Munger et Hare, 1997 ; Simon, 2000 ; Wallace et Lopez, 1997). Ce transfert trophique (1 à 5 %) entraîne cependant d'importants niveaux d'accumulation dans les prédateurs compte tenu des fortes capacités d'accumulation du cadmium chez de telles proies.

EN RÉSUMÉ...

Le cadmium 109 n'a quasiment pas été étudié, contrairement au cadmium stable.

Le cadmium est un élément non-essentiel quelque soit l'organisme considéré.

Compte tenu de sa mobilité dans le sol et de son transfert vers les végétaux généralement importants, il est l'un des éléments polluants les plus problématiques pour la protection des écosystèmes. Les principales sources de contamination en cadmium proviennent des retombées atmosphériques (fumées industrielles contaminées), de l'utilisation d'engrais fertilisants ou de l'épandage de boues de stations de traitement d'eaux usées.

La répartition du cadmium et sa bio-disponibilité au sein des systèmes sol - solution du sol - plantes dépendent d'un grand nombre de paramètres tels que le pH, la concentration de Ca^{2+} ou la composition du sol. En règle générale, la bio-disponibilité du cadmium diminue lorsque le pH du sol et/ou que la concentration en calcium augmente.

Au sein des milieux aquatiques continentaux d'eau douce, ce xénobiotique est considéré comme un des métaux les plus toxiques et représente un risque pour les organismes aquatique. La toxicité du métal stable est attribuée principalement à la perturbation de certaines métallo-enzymes, le Cd^{2+} se substituant aux métaux essentiels tels que le zinc, le cuivre et le calcium. L'évaluation du risque, exprimée en termes de facteurs de transfert ou de niveaux de bio-accumulation doit prendre en compte la spéciation de cet élément.

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	74
Sol argileux	540
Sol limoneux ou texture moyenne	40
Sol organique (> 30 % de M.O.)	810

(IAEA, 1994)

Facteur de transfert foliaire (Bq.kg⁻¹ de végétal sec par Bq.m⁻²)

Aucune valeur

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

Saule <i>Salix caprea</i> (<i>in situ</i>) ¹	5 – 13
Légumes feuilles ²	0,3 – 7,7
Légumes racines ²	0,2 – 1,7
Légumes fruits ²	0,2 – 1,5

(¹ Vandecasteele *et al.*, 2002 ; ² Ineris, 2000, Coughtrey et Thorne, 1982)

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

Valeur par défaut	1 x 10 ⁻⁴
-------------------	----------------------

(Coughtrey et Thorne, 1982)

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 sédiments ¹	500 – 4 000
Valeur générale MES ²	3 200 – 81 000

(¹ Coughtrey et Thorne, 1982 ; ² Turner et Millward, 2002)

Facteur de concentration aux végétaux (Bq.kg⁻¹ de végétal frais par Bq.l⁻¹ d'eau)

Macrophytes <i>Elodea densa</i> : feuilles (7 jours)	0,5 – 0,7
--	-----------

(Simon, 2000, 2001)

*Facteur de concentration aux animaux (µg.g⁻¹ d'animal frais par µg.l⁻¹ d'eau)
(expérience de terrain)*

<i>Corbicula fluminea</i> : organisme entier (30 jours)	0,3-0,9
<i>Hyridella depressa</i> : organisme entier (10 jours)	0,2
<i>Velesunio ambiguus</i> : organisme entier (10 jours)	0,8
<i>Astacus leptodactylus</i> : organisme entier (30 jours)	0,04 – 0,05
<i>Astacus leptodactylus</i> : branchies (30 jours)	0,14
<i>Ctenopharyngodon idella</i> : organisme entier (30 jours)	0,01
<i>Ctenopharyngodon idella</i> : branchies (30 jours)	0,04 – 0,06

(Markich et Jeffre, 1994 ; Simon, 2000, 2001)

*Facteur de transfert trophique (Bq.kg⁻¹ de prédateur frais par Bq.kg⁻¹ de proie fraîche)
(après 30 jours d'exposition des prédateurs par la voie trophique)*

<i>Ctenopharyngodon idella</i> / <i>Elodea densa</i>	0,02
<i>Astacus astacus</i> / <i>Corbicula fluminea</i>	0,07 – 0,15

(Simon, 2000, 2001)

BIBLIOGRAPHIE

- AIEA (1994). *Handbook of parameter values for radionuclide transfers in temperate environment*. Technical report series, Vienne, Autriche.
- Alloway BJ (1990). "Cadmium", In: Alloway BJ *Heavy Metals in soils*. Blackie & Son, Glasgow. pp 100-121.
- Baudrimont M (1997). Etude du rôle des métallothionines à l'égard des mécanismes de bioaccumulation du cadmium, du mercure et du zinc par les organismes aquatiques (mollusques bivalves d'eau douce : *Corbicula fluminea*, poissons Cyprinidés). Approches expérimentales et *in situ*. Thèse de doctorat, Bordeaux 1, N° 1821, Talence, France.
- Bourrelier PH, Berthelin J (1998). Contamination des sols par les éléments traces : les risques et leur gestion. *CR Acc Sci*, 42. Ed. Lavoisier, Paris.
- Brzoska MM, Moniuszko-Jakoniuk J (2001). Interactions between cadmium and zinc in the organism. *Food Chem Toxic*, 39:, 967-980.
- Coughtrey PJ et Thorne MC (1982). Cadmium. In: AA Balkema, *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems*. Rotterdam, Vol II, 405-466.
- Das P, Samantaray S et Rout R (1997). Studies on cadmium toxicity in plants: a review. *Environ Pollut*, 98: 29-36.
- Dallinger R, Prosi F, Segner H et Back H. (1987). Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. *Oecologia*, 73: 91-98.
- EDF (1995). *Nucléaire et environnement. Guide pratique pour le contrôle des effluents et de l'environnement*. DSRE (Eds).128 p.
- INERIS (2000). Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Cadmium et ses dérivés. Ineris-DRC-01-25590-V1, décembre 2000.
- Jackson AP, Alloway BJ. (1992). "The transfer of Cadmium from agricultural soils to the human food chain", In: Adriano DC, *Biogeochemistry of trace metals*, Lewis Publishers.
- Jouanneau JM, Boutier B, Chiffolleau JF, Latouche C et Philips I (1990). Cadmium in the Gironde fluvioestuarine system: behavior and flow. *Sci Tot Environ*, 98: 465-479.
- Jumarie C, Fortin C, Houde, M, Campbell, PGC et Denizeau F (2001). Cadmium uptake by Caco-2 cells: effects of complexation by chloride, glutathione and phytochelatins. *Toxicol Appl Pharmacol*, 170 : 29-38.
- Kagi JHR (1991). Overview of Metallothionien. In: Abelson JN et Simon MI *Methods in enzymology*, Academic Press, Inc., San Diego, pp 613-626.
- Lapaquellerie Y, Jouanneau JM, Maillet N et Latouche C (1995). Cadmium pollution in sediments of the Lot River France, estimate of the mass of cadmium. *Environ Technol*, 16: 1145-1154.
- Markich SJ, Jeffree AR. (1994). Absorption of divalent trace metals as analogues of calcium by Australian freshwater bivalves: an explanation of how water hardness reduces metal toxicity. *Aquat Toxicol*, 29 : 257-290.
- Martin-Garin A (2000). *Méthodologie d'étude et modélisation du transport des éléments traces dans les aquifères. Application à la migration du Cadmium dans un milieu saturé riche en calcite*. Thèse de doctorat, Université Grenoble I.
- McBride MB (1980). Chemisorption of Cd on calcite surfaces. *Soil Sci Soc Am J*, 44(1): 26-33.
- Morel FMM (1983). *Principles of aquatic chemistry*. Wiley-Interscience, New-York. 301 p.
- Munger C et Hare L (1997). Relative importance of water and food as cadmium sources to an aquatic insect (*Chaoborus punctipennis*): implication for predicting Cd bioaccumulation in nature. *Environ Sci Technol*, 31 : 891-895.
- Pannetier R (1980). *Vade-Mecum du technicien nucléaire* Tome II, 2nd Ed. SCF du Bastet, Massy, France.
- Simon O, Ribeyre F et Boudou A. (2001). Comparative experimental study of cadmium and methylmercury trophic transfers between the Asiatic clam *Corbicula fluminea* and the crayfish *Astacus astacus*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 3, 317-326.
- Simon O (2000). *Etude des voies de contamination - directe et trophique - des organismes aquatiques continentaux par les métaux - mercure, cadmium, zinc -. Approches expérimentales au laboratoire et in situ*. Université Bordeaux 1, N° 2244, 171 p.
- Sposito G (1989). *The chemistry of soils*. Oxford Univ. Press, 277 p.
- Stipp SL, Hochella MF, Parks GA et Leckie JO (1992). Cd²⁺ uptake by calcite, solid-state diffusion, and the formation of solid-solution: Interface processes observed with near-surface sensitive techniques (XPS, LEED and AES). *Geochim Cosmochim Acta*, 56: 1941-1954.
- Stolt JP, Sneller FEC, Bryngelsson T, Lundborg T et Schat H (2003). Phytochelatins and cadmium accumulation in wheat. *Environ Exp Bot*, 49: 21-28.

- Tessier L, Couillard Y, Campbell PGC et Auclair JC (1993). Modeling Cd partitioning in oxic lake sediments and Cd concentrations in the freshwater bivalve *Anadonta grandis*. *Limnol Oceanogr*, 38: 1-17.
- The Time Network (2002). *Literature review of environmental toxicity of mercury, cadmium, selenium and antimony in metal mining effluents*. Beak international Incorporated (Eds), Ontario, 67 p.
- Tricot A (1999). *Le cadmium*. Encyclopaedia Universalis, France.
- Turner A et Millward GE (2002). Suspended Particles: Their Role in Estuarine Biogeochemical Cycles. *Estuar Coast Mar Sci*, 55: 857-883.
- Van Cappellen P, Charlet L, Stumm W, Wersin P (1993) A surface complexation model of the carbonate mineral-aqueous solution interface. *Geochim Cosmochim Acta*, 57 : 3505-3518.
- Vandecasteele B, De Vos B et Tack FMG. (2002). Cadmium and zinc uptake by volunteer willow and elder rooting in polluted dredged sediment disposal sites. *Sci. Tot. Environ.* 299, 191-205.
- W.H.O. (1992). *Environmental Health Criteria*, 134, Cadmium. ICPS, Geneva.
- Waalkes MP (2000). Cadmium carcinogenesis in review. *J Inorg Biochem*, 79: 241-244.
- Wallace WG et Lopez GR (1997). Bioavailability of biologically sequestered cadmium and the implications of metal detoxification. *Mar Ecol Prog Ser*, 147: 149-157.