

110
47 **Ag**

FICHE RADIONUCLÉIDE

Argent 110m 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 : P. Calmon, J. Garnier-Laplace

Vérification : C. Fortin

Date de rédaction : 08/01/02

Caractéristiques

Chimiques

L'argent fait partie des métaux nobles. Il est très réactif et peut former de nombreux complexes en solution. Ses sels sont en général peu solubles, sauf le nitrate, le perchlorate, le fluorure, l'acétate et le chlorate. Le sel le moins soluble est Ag_2S . En ce qui concerne les composés solubles, la réaction avec les halogénures et halogénoïdes donne des complexes plus ou moins stables dont l'ordre de stabilité décroissante est le suivant : $\text{I} > \text{CN} > \text{Br} > \text{SCN} > \text{Cl} > \text{F}$. Des complexes peuvent également être formés avec des groupements sulfhydriles et aminés, avec les sulfures, le thiosulfate, ainsi qu'avec des composés organiques. L'argent peut présenter plusieurs états de valence, de 0 à +3. Ag^+ forme des complexes anioniques et cationiques très stables avec de nombreux composés minéraux et organiques. La forme Ag^{++} est très oxydante (Charlot, 1983).

Nucléaires

L'argent possède deux isotopes stables (107 et 109) qui constituent l'argent naturel avec des abondances relatives respectives de 51,35 % et 48,65 %. Il possède 48 radio-isotopes, mais seul l' $^{110\text{m}}\text{Ag}$ est détecté dans l'environnement .

	$^{110\text{m}}\text{Ag}$	
Période radioactive	249 jours	
Activité massique	$1,76 \times 10^{14} \text{ Bq.g}^{-1}$	
Émission(s) principale(s) par désintégration (rendement d'émission %)	β^-	$E_{\text{max}} = 84,1 \text{ keV (67,5 \%)}$
	γ	658 keV (94,7 %) ; 884,7 keV (72,9 %)

(Nuclides 2000, 1999)

Origines

Naturelle

L'argent naturel, métal très rare (63^{ème} rang dans l'ordre d'abondance des éléments de l'écorce terrestre) est disséminé sur toute la surface de la terre. Sa concentration moyenne dans la croûte terrestre est de 0,1 mg.kg⁻¹ (Förstner et Wittman, 1981). Les principales espèces minéralogiques considérées comme minerais possibles d'argent se répartissent en trois groupes : l'argent natif, les minerais sulfurés (argentite), séléniés et tellurés, les minerais halogénés dont le plus important est le chlorure (cérargyrite). Dans les eaux douces, la concentration moyenne en argent est de 0,15 µg.l⁻¹ (Coughtrey et Thorne, 1983). Les activités anthropiques conduisent à une redistribution importante de l'argent naturel (Petering et McClain, 1991). À titre d'illustration, les concentrations moyennes dans les boues de stations d'épuration sont de 20 mg.kg⁻¹ soit 200 fois plus importantes que dans la croûte terrestre en moyenne (Förstner et Wittmann, 1981). L'argent, élément non essentiel à la vie, est le plus souvent considéré comme l'un des métaux les plus toxiques sous la forme ionique, au second rang après le mercure, pour les organismes aquatiques ou terrestres (Ratte, 1999).

L'argent 110m est émis par les installations nucléaires en fonctionnement normal et peut être rejeté au cours d'accidents.

L'argent 110m est un produit d'activation de l'isotope 109. Dans les réacteurs à eau pressurisée, la principale source de l'^{110m}Ag résulte de l'usure des gaines contenant les crayons absorbants, constitués d'un alliage ternaire (Ag – In – Cd). Une faible proportion de l'^{110m}Ag peut également provenir des matériaux de corrosion du revêtement d'argent de certaines pièces du circuit primaire. En 2000, pour le parc électronucléaire français, l'^{110m}Ag représentait 25, 11 et 49 % de l'activité gamma totale rejetée sous forme liquide respectivement par les réacteurs à eau pressurisée 900 MW, 1300 MW et 1450 MW, soit une quantité totale d'environ 8,7 GBq pour l'année (EDF, 2000).

Dans le cas de l'accident de Tchernobyl, l'^{110m}Ag émis avait pour origine essentielle l'activation (n, g) de l'isotope 109 constituant l'argent naturel des 200 détecteurs neutroniques équipant le cœur du réacteur (Van Dam, 1986).

Artificielle

L'^{110m}Ag n'existe pas à l'état naturel.

Concentrations dans l'environnement et métrologie

En milieu terrestre, le bruit de fond engendré par l' ^{110m}Ag est négligeable et les connaissances relatives à son comportement sont essentiellement de nature expérimentale ou dérivées de celles acquises sur l'argent naturel. La plupart des mesures *in situ* supérieures aux limites de détection concernent le milieu aquatique continental, et plus particulièrement les sédiments et les végétaux aquatiques situées dans des zones soumises à l'influence de rejets d'effluents liquides radioactifs par les installations nucléaires. À titre d'illustration, en 2000, les concentrations mesurées en ^{110m}Ag dans divers échantillons collectés en aval des 16 centrales électronucléaires continentales françaises restaient inférieures à $4 \text{ Bq.kg}^{-1}\text{sec}$ pour les végétaux, à $1 \text{ Bq.kg}^{-1}\text{sec}$ pour les sédiments et le radionucléide n'était pas été détecté dans l'eau ou dans les poissons (Clavel *et al.*, 2001).

L' ^{110m}Ag se mesure aisément par spectrométrie gamma (pic principal à 658 keV, pics secondaires à 885 et 937 keV) ou par scintillation liquide (émission β).

Mobilité et biodisponibilité en milieu terrestre

Sols

L'argent présente une mobilité faible dans la plupart des types de sols (AIEA, 1994). La majorité de l'argent rejeté dans l'environnement (soit plus de 94 %) demeure dans les sols à proximité du lieu de l'émission (Shafer *et al.*, 1998).

Végétaux

Les valeurs des facteurs de transfert sol-plante sont relativement faibles, de 3×10^{-4} à $1,3 \times 10^{-3}$ (exprimés sur la base du poids sec) et les valeurs les plus élevées concernent les légumes racines (AIEA, 1994). Pour l'herbe et les plantes cultivées, les racines sont les tissus qui accumulent le plus, (environ 3 fois plus que la plante entière (Ratte, 1999).

Animaux

Le transfert de l'argent aux animaux et dans la chaîne alimentaire est généralement faible, du fait d'une absorption intestinale très limitée (environ 10 % de la quantité ingérée). Les valeurs des facteurs de transfert au lait et à la viande de ruminants (bovins, ovins) sont de l'ordre de 10^{-5} à 10^{-3} alors que ceux relatifs à la viande de porc et de volailles sont plus élevées, de plusieurs ordres de grandeur (AIEA, 1994). Lors d'une contamination des animaux, l'organe qui présente les concentrations maximales est le foie. Les autres organes, dont les muscles, présentent des concentrations 100 fois plus faibles (Beresford *et al.*, 1998).

L'argent peut être absorbé à travers la peau, par les poumons et le tractus gastro-intestinal. L'inhalation d'argent par des chiens entraîne une absorption pulmonaire et une redistribution ensuite vers le foie, le cerveau et les muscles (Phalen et Morrow, 1973). Il a été démontré que seulement 10 % d'une dose orale d'argent sous forme de sel soluble étaient absorbés à partir du tractus gastro-intestinal et que les 90 % restant étaient excrétés dans les fécès (Furchner *et al.*, 1968).

L'ion Ag^+ présente une grande affinité pour les groupements sulfhydriles et amines. Il forme rapidement des complexes avec les acides aminés, les bases purines et pyrimidiques, les nucléosides et les nucléotides aussi bien qu'avec les protéines, l'ADN et l'ARN. Ces caractéristiques suggèrent que l'argent a des potentialités chimiques toxiques, mais peut être aussi facilement détoxifié (Eichorn, 1973). Plusieurs études ont démontré l'antagonisme de l'argent avec plusieurs éléments essentiels, comme le cuivre, le sélénium et la vitamine E (Petering et McClain, 1991).

Mobilité et biodisponibilité dans les écosystèmes dulçaquicoles

Eaux

Dans les conditions de pH et d'oxydo-réduction des eaux douces naturelles, l'argent présente une spéciation complexe avec de multiples possibilités de liaisons (liaison covalente, formation de complexes, de colloïdes...) avec une variété importante de ligands (Shafer *et al.*, 1998). D'une manière générale, la spéciation de l'argent en solution est fortement influencée par la présence de chlorures si leur concentration atteint 10^{-4} M et de thiosulfates même à très faible concentration, de l'ordre du $\mu\text{g.l}^{-1}$ (Fortin, 2000). Les complexes successifs susceptibles de se former sont stables (AgCl , AgCl_2 - AgS_2O_3 - $\text{Ag}(\text{S}_2\text{O}_3)_2^{3-}$). Par ailleurs, la solubilité de l' AgCl atteint un minimum lorsque $[\text{Cl}^-] \sim 2$ mM. Au-delà de cette valeur, la formation de complexes AgCl_x ($x = 2, 3, 4$) favorise la solubilité de l'Ag. L'affinité de l'argent pour les sulfures est très élevée, induisant la formation de complexes très stables : AgHS , $\text{Ag}(\text{HS})_2$, qui domineront lorsque ces ligands sont présents à des concentrations égales ou supérieures à celle de l'argent. La solubilité de l'acanthite, $\text{Ag}_2\text{S}_{(s)}$ est très faible. Ses propriétés chimiques le classent dans les métaux « mous » thioloprives, *i.e.* présentant une haute affinité pour les groupements thiols. Ainsi, la complexation de l'argent par la matière organique dissoute naturelle joue un rôle clé dans la spéciation de l'argent dans les eaux naturelles (Hogstrand et Wood, 1998).

Sédiments

L'argent présente une forte affinité pour les matières en suspension et les sédiments. Cette affinité est particulièrement élevée pour le dioxyde de manganèse (81 à 90 % d'adsorption), la montmorillonite (60 %), l'hydroxyde ferrique fraîchement précipité (59 %) et l'illite (14 à 28 %) (Fournier-Bidoz et Garnier-Laplace, 1994). Les mécanismes de sorption ne sont pas clairement établis. La coprécipitation pourrait intervenir en eau douce légèrement basique. Différents auteurs ont montré expérimentalement que le pourcentage d'argent fixé sur les matières en suspension est constant jusqu'à pH 7, puis il augmente très rapidement jusqu'à pH 9 (85 % d'adsorption) (Fukay et Murray, 1973 ; Murray et Murray, 1973).

Végétaux

Parmi les organismes végétaux, le phytoplancton et le périphyton présentent un taux d'accumulation de l'argent en solution très important et rapide, fonction de l'espèce, de son stade de croissance et de la chimie du milieu. Par exemple, chez *Scenedesmus sp.*, algue verte unicellulaire représentative du phytoplancton d'eau douce, le facteur de concentration (poids frais) varie de 8×10^2 à 4×10^4

(Garnier et Baudin, 1989 ; Adam, 1997). Fortin (2000) démontre que la présence de thiosulfates dans le milieu augmente notablement la prise en charge de l'argent chez *Chlamydomas sp.* Les concentrations susceptibles d'engendrer des effets délétères, tels l'inhibition de la croissance, sont faibles. L'inhibition de 50 % du taux de croissance se produit pour des concentrations d'argent de 2 à 160 $\mu\text{g.l}^{-1}$, en fonction de l'espèce phytoplanctonique considérée (USEPA, 1987 ; Ratte, 1999 ; Fortin, 2000).

Chez les végétaux aquatiques supérieurs, la concentration moyenne de l'argent est de l'ordre de 0,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (poids sec) avec un facteur de concentration de l'ordre de 103 (Coughtrey et Thorne, 1983). L'accumulation de cet élément a été très peu étudiée chez les macrophytes. Les mousses aquatiques ont fait l'objet de quelques études plus poussées, en raison de leur utilisation comme bio-indicateurs de contamination. L' $^{110\text{m}}\text{Ag}$ présente des facteurs de concentration très élevés chez les mousses. Les niveaux d'accumulation sont globalement trois fois supérieurs chez l'espèce *Platyhypnidium sp.* par rapport à *Fontinalis sp.* ou *Cinclidotus sp.* Éclairement, température et émergence temporaire influent peu sur les niveaux de contamination en argent. Globalement, au bout de 7 jours d'exposition, le facteur de concentration (poids frais) est de l'ordre de 8 000 (Beaugelin-Seiller, 1994).

Animaux

La concentration moyenne de l'argent chez les crustacés et les mollusques est de l'ordre de 0,5 à 2 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (poids frais). Chez les cladocères (zooplancton) d'eau douce exposés à l'argent à partir de l'eau, la concentration d'argent toxique (létale pour 50 % de la population en expérience) est de 10 $\mu\text{g.l}^{-1}$, soit largement plus importante que les concentrations rencontrées dans les systèmes aquatiques. Cependant, une exposition par ingestion d'algues contaminées à partir d'une eau de concentration égale à 0,05 $\mu\text{g.l}^{-1}$ d'argent conduit à diminuer leur aptitude à la reproduction de 50 %, indiquant l'importance de la voie trophique dans l'expression d'effets biologiques chez un organisme (Hook et Fisher, 2001). Chez les crustacés, la carapace peut contenir jusqu'à 90 % de l'argent total en cas de contamination à partir de l'eau (Coughtrey et Thorne, 1983). L'hépatopancréas (ou la glande digestive chez les mollusques) constitue un organe cible lors de l'ingestion et sa contribution peut atteindre 80 % de la quantité totale dans l'animal. Dans le cas des mollusques, la coquille et le byssus représentent plus de 90 % de la contamination totale. Chez les poissons, l'argent est retrouvé essentiellement dans le foie (80 % de la quantité totale). Quelle que soit la voie de transfert, le muscle représente moins de 5 % de l'argent total (Garnier-Laplace, 1991 ; Adam, 1997).

Indépendamment de l'espèce animale, l'argent est séquestré sous une forme physico-chimique très stable Ag_2S et se localise principalement dans des structures extra-cellulaires telles les membranes basales, mais également dans les macrophages (Martoja *et al.*, 1988). D'après plusieurs auteurs, l'exposition à l'argent induit directement ou indirectement la synthèse de métallothionéines en

particulier dans le foie et les branchies dans le cadre de processus de détoxication (Cosson, 1994 ; Hogstrand *et al.*, 1996 ; Wood *et al.*, 1996). L'ion Ag^+ est très toxique chez les poissons d'eau douce, surtout lorsqu'il est présent principalement sous sa forme libre – Ag^+ (concentration létale à 50 %, CL_{50} , de l'ordre de 5 à $70 \mu\text{g.l}^{-1}$ en exposition aiguë). La présence de chlorures (CL_{50} à 96 h $>100 \mu\text{g.l}^{-1}$) ou de thiosulfates (CL_{50} à 96 h $> 100\,000 \mu\text{g.l}^{-1}$) modèrent cette toxicité. La toxicité résulte d'un dysfonctionnement de la balance ionique et une altération de l'homéostasie du Na^+ et du Cl^- . Chez les poissons d'eau douce, l'ion Ag^+ exerce sa toxicité sur le transport de Na^+ et Cl^- au travers des branchies en inhibant les activités Na^+/K^+ ATPase (Hogstrand et Wood, 1998 ; Wood *et al.*, 1999). La toxicité chronique varie de 0,1 à $5 \mu\text{g.l}^{-1}$ en fonction des conditions expérimentales et de l'effet biologique testé (Hogstrand et Wood, 1998).

Le transfert de $^{110\text{m}}\text{Ag}$ par la voie alimentaire est généralement faible (facteurs de transfert trophique de l'ordre de 0,01, en poids frais), hormis pour les transferts poisson proie → poisson prédateur (FTT de l'ordre de 0,2 en poids frais) (Garnier-Laplace, 1991 ; Adam, 1997). De plus, les possibilités de contamination de la chaîne alimentaire à partir du sédiment sont quantitativement non négligeables (Garnier-Laplace *et al.*, 1992 ; Ratte, 1999).

En résumé ...

Dans l'environnement terrestre, les paramètres radioécologiques caractérisant le transfert de l'argent 110m au long de la chaîne sol → plante → aliment sont assez bien connus, à l'inverse du transfert foliaire. Dans les sols, l'argent est très peu mobile et les transferts racinaires aux végétaux et dans la chaîne alimentaire sont généralement faibles.

Dans les conditions de pH et d'oxydo-réduction des eaux douces naturelles, la spéciation de l'argent en solution est fortement influencée par la présence de chlorures et de thiosulfates. L'affinité de l'argent pour les sulfures étant très élevée, des complexes très stables tels AgHS ou $\text{Ag}(\text{HS})_2$ domineront lorsque ces ligands sont présents. La complexation de l'argent par la matière organique dissoute naturelle joue un rôle clé dans la spéciation de l'élément dans les eaux naturelles. Dans les eaux douces, la mobilité de l'argent demeure faible, en raison de l'importance des réactions de sorption sur divers solides (dioxyde de manganèse, montmorillonite, hydroxyde ferrique, illite). Les principales caractéristiques du transfert de l' $^{110\text{m}}\text{Ag}$ au sein des chaînes trophiques aquatiques continentales ont été déterminées. Toutefois, à l'exception des mousses, la bioaccumulation chez les végétaux aquatiques supérieurs n'a pratiquement pas été abordée. Les effets biologiques et leurs mécanismes de mise en œuvre ont essentiellement été investigués chez des algues unicellulaires, des bivalves et des poissons.

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	90
Sol argileux	180
Sol limoneux ou texture moyenne	120
Sol organique (> 30 % de M.O.)	15 000

(IAEA, 1994)

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

Légumes feuilles (laitues)	$2,7 \times 10^{-4}$
Légumes fruits (tomates)	$8,0 \times 10^{-4}$
Légumes racines (radis)	$1,3 \times 10^{-3}$

(IAEA, 1994)

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

Lait de vache	5×10^{-5}
Lait de brebis	$< 6 \times 10^{-2}$
Viande de bœuf	3×10^{-3}
Viande de mouton	3×10^{-4}
Viande de porc	2×10^{-2}
Viande de volaille	2

(IAEA, 1994)

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	2×10^2
MES avec 50 % de matières organiques	7×10^4

(Fournier-Bidoz et Garnier-Laplace, 1994)

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

Plantes aquatiques en général	
Algues filamenteuses	
Algues non filamenteuses	
Seston	
Phytoplancton	
Chlorophycée (<i>Scenedesmus</i>)	885
Diatomée (<i>Cyclotella</i>)	535
Mousses	8 000
Pantes supérieures en général	1 000

(Adam, 1997 ; Beaugelin-Seiller, 1994 ; Coughtrey et Thorne, 1982)

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

Crustacés	gammare	$4,6 \times 10^2$
	daphnie	$1,1 \times 10^3$
Bivalves (Dreissène)	organisme entier	$1,9 \times 10^3$
	partie molle	$2,6 \times 10^2$
Poissons	Poissons en général (organisme entier)	30
	Carpe <i>Cyprinus carpio</i> (organisme entier)	50
	Carpe <i>Cyprinus carpio</i> (muscle)	1
	Truite (<i>Oncorhynchus mikiss</i>) (organisme entier)	4
	Truite (<i>Oncorhynchus mikiss</i>) (muscle)	0,8

(Adam, 1997 ; Coughtrey et Thorne, 1982 ; Fraysse et al., 2002)

Facteur de transfert trophique (Bq.kg⁻¹ de prédateur frais par Bq.kg⁻¹ de proie fraîche)

Crustacés (chlorophycée → daphnie)	0,11
Poisson juvénile (daphnie → carpe)	0,08
Poisson juvénile (gammare → carpe)	0,02
Poisson juvénile (larve de chironome → carpe)	0,13
Poisson adulte (carpe → truite)	0,24

(Adam, 1997 ; Garnier-Laplace, 1991)

Bibliographie succincte

Adam C (1997). *Cinétiques de transfert le long d'une chaîne trophique d'eau douce des principaux radionucléides rejetés par les centrales nucléaires en fonctionnement normal (^{137}Cs , ^{60}Co , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{54}Mn). Application au site de Civaux sur la Vienne*. Thèse Univ. Aix Marseille I.

AIEA (1994). *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments*. Technical report series 364, Vienne, Autriche.

Beaugelin-Seiller K (1994). *Caractérisation de mousses dulçaquicoles comme indicateurs de contamination radioactive*. Thèse Univ. Montpellier II.

Beresford NA., Crout NMJ, Mayes RW, Howard BJ et Lamb CS (1998). Dynamic distribution of radioisotopes of cerium, ruthenium and silver in sheep tissues. *J Environ Radioactiv*, 38: 317-338.

Charlot G (1983). *Les réactions chimiques en solution aqueuse et caractérisation des ions*. Masson (ed), Paris.

Clavel B, Biancetto A et Masson M (2001). *Suivi radioécologique de l'environnement terrestre, aquatique continental et marin des centrales nucléaires françaises – Année 2000*. IPSN, rapport DPRE/SERNAT 2001-30, Cadarache.

Cosson RP. (1994). Heavy metal intracellular balance and relationship with metallothionein induction in the gills of carp after contamination by silver, cadmium and mercury following pretreatment by zinc or not. *Biol Trace Element Res*, 46: 229-245.

Coughtrey PJ et Thorne MC (1983). *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems*. Vol 2. Balkema AA (eds), Rotterdam/Boston.

Eichorn GL (1973). Complexes of nucleotides and nucleosides. *In: Inorganic biochemistry*, vol. 2, pp 1191-1243. Elsevier, Amsterdam.

Electricité de France (200). *Nucléaire et environnement*. EDF-Production Nucléaire, Saint Denis.

Förstner U et Wittmann GTW (1981). *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer Verlag, New York, USA.

Fortin C. (2000). *Mécanismes de prise en charge et toxicité de l'argent chez une algue verte en relation avec la spéciation chimique*. Ph. D. Univ. de Québec, INRS-Eau.

Fournier-Bidoz V et Garnier-Laplace J (1994). *Etude bibliographique sur les échanges entre l'eau, les matières en suspension et les sédiments des principaux radionucléides rejetés par les centrales nucléaires*. Rapport IPSN, SERE 94/073, Cadarache.

Frayse B, Baudin JP, Garnier-Laplace J, Adam C et Boudou A (2002). Effects of Cd and Zn waterborne exposure on the uptake and depuration of ^{57}Co , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ and ^{134}Cs by the Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) and the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). I : whole organism study. *Environ Pollut*, sous presse.

- Fukay R et Murray CN (1973). Environmental behaviour of radiocobalt and radiosilver released from nuclear power station into aquatic systems. In: *Behaviour of Radionuclides released in the Nuclear Industry*, Aix-en-Provence, 14-18 may 1973, IAEA (ed), Vienna.
- Furchner JE, Richmond CR et Drake GA (1968). Comparative metabolism of radionuclides in animals, IV. Retention of silver-110m in the mouse, rat, monkey and dog. *Health Phys*, 15: 505-514.
- Garnier J. et Baudin JP (1989). Accumulation and depuration of ^{110m}Ag by a planktonic alga, *Scenedesmus obliquus*. *Wat Air Soil Pollut*, 45: 287-299.
- Garnier-Laplace J. (1991). *Etude des mécanismes de transfert de l'argent-110m en eau douce*. Thèse, Univ. de Montpellier II, rapport CEA-R-5549, 198 p.
- Garnier-Laplace J, Baudin JP et Foulquier L (1992). Experimental study of ^{110m}Ag transfer from sediment to biota in a simplified freshwater ecosystem. *Hydrobiologia* 235/236: 393-406.
- Hogstrand C et Wood CM (1998). Towards a better understanding of the bioavailability, physiology, and toxicity of silver in fish: implications for water quality criteria. *Environ Toxicol Chem*, 17: 547-561.
- Hogstrand C, Galvez F et Wood CM (1996). Toxicity, silver accumulation and metallothionein induction in freshwater rainbow trout during exposure to different silver salts. *Environ Toxicol Chem*, 15: 1102-1108.
- Hook SE et Fisher NS (2001). Sublethal effects of silver in zooplankton: importance of exposure pathways and implications for toxicity testing. *Environ Toxicol Chem*, 20: 568-574.
- Martoja R, Ballan-Dufrançais C, Jeantet AJ., Amiard JC, Amiart-Triquet C et Berthet B (1988). Effets chimiques et cytologiques de la contamination expérimentale de l'huître *Crassostrea gigas Thunberg* par l'argent administré sous forme dissoute et par voie alimentaire. *Can J Fish Aquat Sci*, 45 : 1827-1841.
- Murray CN et Murray L (1973). Adsorption-desorption equilibria of some radionuclides in sediment freshwater and sediment seawater systems. In: *Radioactive contamination of the marine environment*, 10-14 july 1972, Seattle, IAEA (Ed), Vienna.
- Nuclides 2000 (1999). *An electronic chart of the nuclides*. Institute for Transuranium Elements, Joint research center, European commission.
- Petering HG et McClain CJ (1991). Silver, II.26. In: Merian E (ed), *Metals and their compounds in the environment*, pp 1191-1201, VCH, Weinheim.
- Phalen, R.F. et Morrow, P.E. (1973). Experimental inhalation of metallic silver. *Health Physics*, 24, 509-518.
- Ratte HT (1999). Bioaccumulation and toxicity of silver compounds: A review. *Environ Toxicol Chem*, 18: 89-108.
- Shafer MM, Overdier JT, Armstrong DE (1998). Removal, partitioning and fate of silver and other metals in wastewater treatment plants and effluent-receiving streams. *Environ Toxicol Chem*, 17: 630-641.
- USEPA (1987). *Ambient aquatic life water quality criteria for silver*. EPA-440/5-87-011, Technical report, Washington DC.
- Van Dam H (1986). Silver from Chernobyl. *Nature*, 324: 216.
- Walker WF, Kirouac J et Rourke FM (1977). *Chart of the nuclides*. Educational Relations General Electric Company, Schenectady, N.Y. 12345, Naval reactors, US Department of Energy, 12th Ed.

Wood, CM, Hogstrand C, Galvez F et Munger RS (1996). The physiology of waterborne silver toxicity in freshwater rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) 1. The effects of ionic Ag^+ . *Aquat Toxicol*, 35: 93-109.

Wood CM, Playle RC et Hogstrand C (1999). Physiology and modeling of mechanisms of silver uptake and toxicity in fish. *Environ Toxicol Chem*, 18: 71-83