

Cobalt 60 et environnement

$^{60}_{27}\text{Co}$



Olivier Seignette/Mikael Lafontain/IRSN

Sommaire

Caractéristiques	3
Origines	3
Concentrations dans l'environnement	4
Métrologie, techniques d'analyse, limites de détection	5
Mobilité et biodisponibilité en milieu terrestre	6
Mobilité et biodisponibilité en milieu aquatique continental	8
Mobilité et biodisponibilité en milieu marin	9
Mobilité et biodisponibilité dans les écosystèmes semi-naturels	10
Dosimétrie environnementale	11
Toxicité environnementale	11
En résumé...	12
Paramètres radioécologiques usuels : milieu terrestre	13
Paramètres radioécologiques usuels : eaux douces	15
Paramètres radioécologiques usuels : milieu marin	16
Paramètres radiotoxicologiques	17
Bibliographie succincte	19

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. Adam, J. Garnier-Laplace, S. Roussel-Debet

Vérification : K. Beaugelin-Seiller

Date de rédaction : 26/07/01

Révision 1 : K. Beaugelin-Seiller, S. Roussel-Debet, P. Germain, O. Connan, D. Boust, B. Fiévet

Vérification : C. Colle

Date de révision : 20/01/05

Révision 2 :

Écosystème terrestre : F. Coppin,

Écosystème aquatique continental : B. Gagnaire

Écosystème marin : P. Laguionie, D. Boust

Métrologie : X. Cagnat, R. Vidal, J.L. Picolo

Concentrations dans l'environnement : P. Renaud

Vérification : K. Beaugelin-Seiller

Date de révision : 10/11/2010

Illustrations : Laurent Stefano

Ce document est la propriété intellectuelle de l'IRSN et ne peut être reproduit sans son autorisation

Caractéristiques

Chimiques

Le cobalt est un métal gris, brillant et ferromagnétique. Il ne réagit ni avec l'eau, ni avec l'air à température ambiante. Les sels de cobalt forment des complexes et sont des oxydants.

En solution, le cobalt peut exister aux états d'oxydation +II et +III, l'état +II (Co²⁺) étant considéré comme le plus stable dans la plupart des conditions environnementales. Cependant, certains complexants organiques peuvent stabiliser la forme +III, habituellement instable et éviter sa réduction (Krupa et Serne, 2002).

Nucléaires

Le cobalt possède 37 radio-isotopes de masse 47 à 75, parmi lesquels figure un unique isotope stable, le ⁵⁹Co. Parmi les trois isotopes les plus produits par les activités humaines (57, 58 et 60), seul le ⁶⁰Co a une période supérieure à l'année.

	⁶⁰ Co
Période radioactive	5,27 ans
Activité massique	4,19 x 10 ¹³ Bq.g ⁻¹
Précurseurs	^{60m} Co (issu du ⁶⁰ Fe)
Descendants	⁶⁰ Ni
Émission(s) principale(s) par désintégration (probabilité d'émission %)	β ⁻ 318 keV (99,9 %) γ 1 332 keV (100 %) et 1 173 keV (99,9 %)

(CE Nucleonica, 2009)

Origines

Naturelle

Le cobalt stable, ⁵⁹Co, est présent dans l'écorce terrestre, à une concentration variant entre 2 et 25 µg.g⁻¹, respectivement pour les roches carbonatées et les roches ignées (Coughtrey et Thorne, 1983). Ses principaux minerais sont des minerais sulfurés ou sulfuro-arséniatés (cobaltite, smaltite et linnéite). Le cobalt entre dans la composition de nombreux alliages utilisés dans les industries électrique et aéronautique ; il est employé dans la fabrication d'aimants permanents, de métaux réfractaires, de pigments et comme additif en agriculture (Hamilton, 1994).

Les teneurs en cobalt dans les eaux océaniques varient de 0,5 à 10 ng.L⁻¹ environ (Huynh Ngoc et Whitehead, 1986 ; Ellwood et Van der Berg, 2001). Dans les eaux côtières de surface de la mer du Nord, près des côtes anglaises, les teneurs en cobalt varient de 2 à 50 ng.L⁻¹ environ (Achterberg *et al.*, 2003). La concentration moyenne est de 1 µg.L⁻¹ dans les eaux douces et de 0,4 à 2,0 ng.m⁻³ dans l'air (ATSDR, 2004). Les origines naturelles principales de l'isotope stable sont l'érosion éolienne, les embruns, les éruptions volcaniques et les incendies de forêt. Les isotopes radioactifs résultent de l'activité humaine.

C'est un oligo-élément essentiel, notamment en tant que noyau de la vitamine B12 (cyanocobalamine), co-enzyme de nombreuses réactions enzymatiques dont celles de l'hématopoïèse.

Artificielle

Le cobalt 60 est un produit d'activation neutronique formé à partir des matériaux de structure des réacteurs nucléaires. Il peut aussi être produit industriellement à partir de l'activation neutronique du cobalt stable. Il est utilisé en médecine nucléaire.

On trouve les radiocobalts dans les réacteurs électronucléaires. Actuellement, les radiocobalts représentent environ 39 % de l'activité gamma totale rejetée sous forme liquide dans les effluents, à raison de 2,7 x 10⁹ Bq de ⁵⁸Co et 3,5 x 10⁹ Bq de ⁶⁰Co pour l'ensemble des centrales nucléaires EDF pour l'année 2007. Entre 2003 et 2007, les rejets ont diminué de 72 % pour le ⁵⁸Co et de 35 % pour le ⁶⁰Co (Bresson *et al.*, 2009).

Dans les usines de retraitement, le cobalt provient des assemblages combustibles sur lesquels se sont fixés des produits d'activation, sous forme d'oxydes. Il est rejeté essentiellement avec les effluents liquides. Les activités des effluents en ^{60}Co étaient en 2009 de $8,8 \times 10^{10}$ Bq pour l'usine de La Hague : cette installation a rejeté en mer $7,2 \times 10^{12}$ Bq de ^{60}Co depuis sa mise en service en 1967 - activité corrigée de la décroissance à la date du 01/01/2010 ; à Sellafield (UK), le rejet était en 2008 de $7,2 \times 10^{10}$ Bq. Par ailleurs, jusqu'en 1997, l'usine de Marcoule a rejeté de $2,5$ à $3,0 \times 10^{10}$ Bq.an $^{-1}$ de ^{60}Co dans le Rhône (Van der Stricht et Janssens, 2001). Enfin, le ^{60}Co fait partie des radionucléides présents dans les déchets nucléaires.

Concentrations dans l'environnement

En l'absence de ^{60}Co dans les retombées atmosphériques issues des essais d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl, il n'y a pas de « bruit de fond environnemental » pour ce radionucléide comme il en existe par exemple pour ^{90}Sr , ^{137}Cs ou les isotopes du plutonium. Sa présence dans l'environnement est donc essentiellement liée aux installations nucléaires.

Depuis une vingtaine d'années, les rejets atmosphériques autorisés de cobalt 60 par ces installations ne peuvent pas conduire à des activités de ce radionucléide suffisamment élevées pour qu'elles puissent être observées dans l'air ou dans l'environnement terrestre, sauf peut-être dans des conditions atmosphériques très particulières. Par exemple, les activités modélisées dans l'air du fait des rejets gazeux de l'usine AREVA de La Hague sont actuellement de l'ordre de 10^{-8} Bq.m $^{-3}$ d'air alors que les limites de détection les plus performantes sont supérieures à 10^{-7} Bq.m $^{-3}$. De même, les activités modélisées dans des denrées sensibles comme les salades sont de l'ordre de $5,0 \times 10^{-5}$ Bq.kg $^{-1}$ frais quand les meilleures limites de détection accessibles sont près de 1 000 fois supérieures ($2,0$ à $5,0 \times 10^{-2}$ Bq.kg $^{-1}$ frais ; Renaud et Gurrarian, 2009). Enfin, les rejets gazeux des autres installations nucléaires, notamment ceux des centres nucléaires de production d'électricité (CNPE), se situent à des niveaux au moins 10 fois plus faibles que ceux de l'usine AREVA de La Hague.

En revanche, le ^{60}Co est mesuré en milieu aquatique sous influence des rejets d'effluents liquides des installations nucléaires.

En milieu fluvial, il est mesuré jusqu'à 20 km en aval des CNPE dans les sédiments (10^{-1} à quelques Bq.kg $^{-1}$ sec) et des végétaux connus comme indicateurs biologiques de la contamination du milieu. En baisse régulière depuis 1983 (Eyrolle, 2009) parallèlement à la réduction des rejets (figure 1), la concentration en ^{60}Co de ces plantes est aujourd'hui dans plus de 70 % des cas inférieure à la limite de détection, comprise le plus souvent entre $5,0 \times 10^{-2}$ et $8,0 \times 10^{-1}$ Bq.kg $^{-1}$ frais. Le cobalt 60 n'a jamais été détecté dans la chair des poissons de rivière au cours des 20 dernières années, malgré des limites de détection de l'ordre de $3,0 \times 10^{-2}$ à $6,0 \times 10^{-2}$ Bq.kg $^{-1}$ frais. Enfin, il faut noter que lorsqu'ils sont détectés, les isotopes 58 et 60 du cobalt présentent en milieu fluvial, sous influence des CNPE, des gammes de concentration similaires, ce qui est cohérent avec des activités rejetées également très proches.

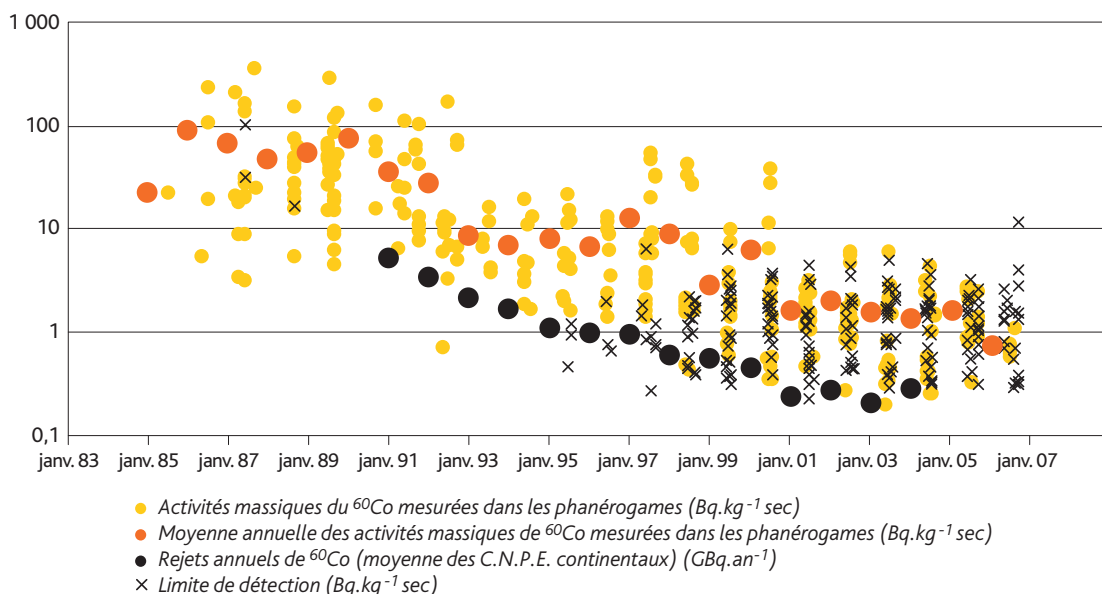


Figure 1 : évolution des rejets en ^{60}Co dans les effluents liquides et de sa concentration dans les végétaux d'eau douce prélevés par l'IRSN en aval des C.N.P.E. (1985-2006) d'après Eyrolle, 2009.

Dans les années 1980, les mesures de ^{60}Co réalisées en Manche sous influence des rejets liquides de l'usine AREVA de La Hague mettaient en évidence un marquage par ces rejets, les concentrations dans l'eau variant de 1 à 40 $\text{mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ (moyenne de 6 $\text{mBq}\cdot\text{L}^{-1}$). À partir des années 90, les niveaux ont considérablement diminué et sont maintenant difficilement détectables ; des mesures récentes indiquent des teneurs de l'ordre de 0,1 à 0,3 $\text{mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ à proximité immédiate de l'émissaire de l'usine. Ailleurs, les teneurs en ^{60}Co dans l'eau de mer ne sont pas détectables. La même tendance est observée sur les sédiments, dont les concentrations en ^{60}Co ont varié de quelques dixièmes à quelques centaines de $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ sec}$ (Boust, 1999), voire quelques milliers de $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ sec}$ à proximité immédiate de l'émissaire (IPSN, 1999 ; Germain *et al.*, 2004). Maximales en 1990, ces concentrations décroissent depuis. Dans des sédiments d'estran sablo-vaseux du Nord Cotentin, les concentrations sont ainsi passées de 40 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ sec}$ en 1993 à 1 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ sec}$ en 2003 (Fiévet et Germain, 2004). En mer d'Irlande, en 2008, les niveaux en ^{60}Co des sédiments étaient inférieurs à 2 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ sec}$, à proximité de l'usine de retraitement des combustibles usés de Sellafield (CEFAS, 2009).

Le ^{60}Co est l'un des rares radionucléides artificiels émetteurs gamma pouvant être détecté dans les végétaux marins en 2008 (avec le ^{137}Cs et parfois le ^{106}Rh). Depuis 1987, les concentrations ont diminué d'un facteur 90 environ dans les algues *Fucus serratus* (Germain *et al.*, 1990 ; Fiévet et Germain, 2004). Non détectables dans les algues du littoral atlantique et de la Manche occidentale, les concentrations de ^{60}Co décroissent à l'est du Nord Cotentin. En 2009, elles étaient inférieures à 0,3 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ sec}$ près du Pas de Calais. Les centrales électronucléaires côtières rejettent également un peu de ^{60}Co et de ^{58}Co , et participent à un léger marquage de l'environnement. En mer d'Irlande, en 2008, les niveaux en ^{60}Co des algues étaient inférieurs à 0,4 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais, à proximité de l'usine de Sellafield (CEFAS, 2009).

Sous influence des rejets de l'usine AREVA NC La Hague, les concentrations observées dans le Nord Cotentin étaient en 2009 inférieures à 1,5 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ sec}$ pour des chairs de mollusques (patelles). Comme pour l'ensemble du milieu marin, les concentrations ont diminué dans cette zone depuis les années 1980, en lien avec la réduction des quantités rejetées en mer. En 1987, les concentrations variaient en effet chez les moules de 20 à 60 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ sec}$ (Germain *et al.*, 1990). En mer d'Irlande à proximité de l'usine de Sellafield, les niveaux en ^{60}Co étaient en 2008 inférieurs à la limite de détection pour les poissons, et inférieurs à 2 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais pour les crustacés et mollusques (CEFAS, 2009).

Métrologie, techniques d'analyse, limites de détection

Compte tenu de l'énergie et de l'intensité d'émission élevées de son rayonnement photonique, quel que soit le type de détecteur gamma utilisé et la matrice solide, liquide ou gazeuse considérée (AFNOR, 2008 ; ISO, 2007), le ^{60}Co est en règle générale aisément mesurable par spectrométrie gamma dans les échantillons de l'environnement (figure 2).

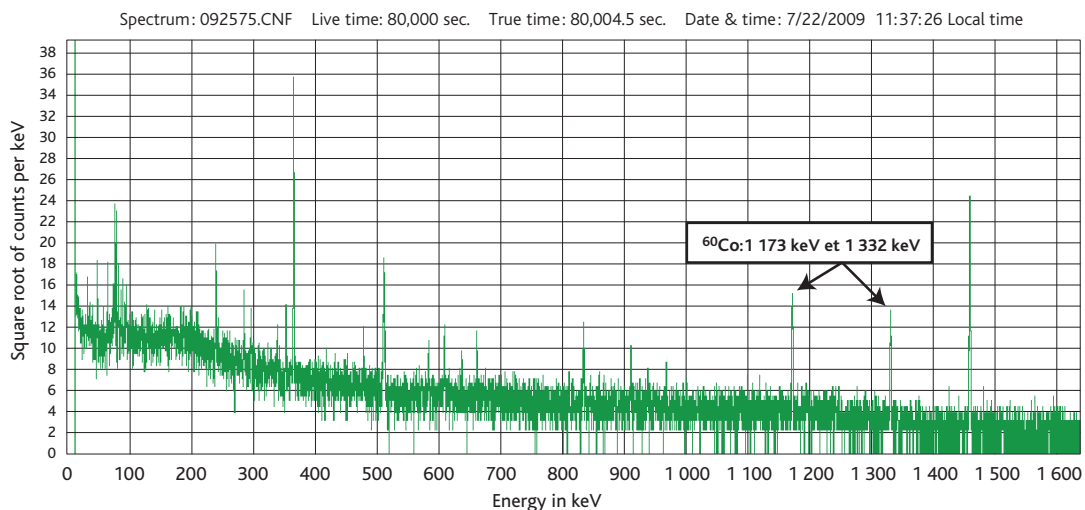


Figure 2 : exemple de spectre gamma obtenu sur un échantillon de l'environnement contenant du ^{60}Co .

À titre d'exemple, en surveillance de l'environnement, les limites de détection couramment atteintes par les laboratoires de mesure sont inférieures à 1 $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ ou kg^{-1} (échantillon en flacon de 500 mL, détecteur coaxial de type n, $\approx 50\%$ d'efficacité, 24 h de mesure). Ainsi les techniques standards ont des limites de détection de l'ordre de 200 $\text{mBq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais (Renaud, 2010).

Lors de mesures effectuées au contact du détecteur (cas le plus fréquent), un facteur correctif peut devoir être appliqué pour corriger du phénomène de pertes de comptage par effet de somme (Le Petit et Granier, 2002). Ce phénomène correspond à l'arrivée simultanée dans le détecteur des deux rayonnements gamma, émis en cascade par le ^{60}Co , dont les énergies s'additionnent, et qui, par conséquent, ne peuvent être prises en compte dans les fenêtres de détection de leurs énergies individuelles respectives. Pour un flacon de 500 mL, au contact d'un détecteur de 50 % d'efficacité, les corrections à appliquer peuvent être de l'ordre de 7 à 10 %. Elles sont indépendantes du taux de comptage.

Mobilité et biodisponibilité en milieu terrestre

Sols

Le cobalt stable est présent dans les sols à une concentration variant de 1 à 50 mg.kg^{-1} sec (Hamilton, 1994) ; des concentrations élevées ont été observées localement sur des zones hyperminéralisées (jusqu'à 5 000 mg.kg^{-1} sec) ou sur des sols formés sur serpentine (Coughtrey et Thorne, 1983). En France, les concentrations observées vont de 2 à 23 mg.kg^{-1} sec avec des valeurs extrêmes allant jusqu'à 150 mg.kg^{-1} sec dans des zones de « métallotectes » à fortes minéralisations, notamment dans le Morvan (Baize, 2000). Les sols agricoles de pâture sont souvent déficients en cobalt ($< 1 \text{ mg.kg}^{-1}$ sec) et doivent alors être supplémentés en cet oligo-élément pour assurer une nutrition correcte du bétail qui s'y nourrit (Hamilton, 1994).

De nombreuses études de spéciation et de sorption-désorption du cobalt ont été effectuées sur des milieux simples (oxydes métalliques en particulier) et pour des conditions applicables à certains stockages profonds (Brooks *et al.*, 1998 ; Brooks et Carroll, 2003 ; Khan *et al.*, 1995 ; Wang et Papenguth, 2001 ; Wang *et al.*, 2003). En revanche, les études concernant le comportement du cobalt dans des sols restent plus globales.

En termes de spéciation, dans les conditions de pH et de potentiel redox similaires à celles des sols « moyens », le cobalt serait essentiellement sous forme de Co^{2+} . Au-delà de pH 9,5, les hydroxydes de cobalt seraient dominants et tendraient à précipiter ; les sulfures n'apparaîtraient qu'en conditions réductrices ($E_h < -300 \text{ mV}$ à pH 7) (Krupka et Serne, 2002 ; Deltombe et Pourbaix, 1966). Le cobalt forme des complexes très stables avec les ligands organiques, notamment les acides humiques et fulviques (Glaus *et al.*, 2000), ce qui augmenterait sa mobilité. Il est reconnu que la chimie de l'élément est étroitement liée à celle du fer et du manganèse et qu'il est étroitement associé aux oxy-hydroxydes métalliques. Sa forte affinité pour les oxydes de fer induit une augmentation de sa mobilité en milieu réducteur, notamment hydromorphe ; cependant, le contrôle de sa mobilité dépend des oxy-hydroxydes métalliques, de la concentration en Ca^{2+} , mais aussi de la présence de ligands organiques (Bresson *et al.*, 2009 ; Krupka et Serne, 2002). La sorption du cobalt sur des phases minérales pures est modérée et décroît avec le pH en l'absence de ligands organiques, alors qu'en présence de complexants organiques la sorption du cobalt diminue par formation de complexes anioniques (Krupka et Serne, 2002 ; Wang *et al.*, 2002).

Bien que dans les sols, le cobalt soit moyennement mobile, ses formes complexées sont très mobiles et facilement disponibles pour les plantes. Il serait majoritairement, soit faiblement adsorbé sur les argiles, en liaison avec les oxydes de fer et de manganèse, soit complexé par les acides humiques. Seuls 5 à 10 % du cobalt total d'un sol sont hydrosolubles ou facilement extractibles (Colle *et al.*, 1991 ; 1996). Une évolution notable des fractions échangeables et des fractions très fortement fixées a été montrée par des extractions séquentielles sur des sols de rizière : le cobalt de ces deux fractions tendrait à diminuer en quelques mois, au profit d'une augmentation du cobalt associé aux oxydes de fer (Tagami et Uchida, 1998). Par ailleurs, l'augmentation de la teneur en argiles s'accompagne d'une augmentation du K_d : ainsi, Gutierrez et Fuentes (1991) ont observé, pour des concentrations de cobalt de 1 mg.L^{-1} dans la solution du sol, des K_d respectifs de 151 et 318 L.kg^{-1} sec pour des sols différant essentiellement par leur teneur en argile, *i.e.* 16 et 31 %.

La migration du cobalt dépend des caractéristiques du sol : en termes de pH, la mobilité diminue parallèlement à l'acidité ; dans les sols à faible capacité d'échange cationique (sablonneux acides, par exemple), le lessivage est modéré ; les sols ou horizons riches en matière organique fixeraient plus fortement et durablement le cobalt. La fraction remobilisable est dans ce cas d'environ 5 % par an avec une période (demi-vie) dans la couche humifère variant de 2 à 12 mois (Colle *et al.*, 1991 ; 1996). La structure du sol en place est également un facteur important : des phénomènes particuliers de migration préférentielle et une valeur de K_d plus forte du cobalt lorsqu'il est mesuré en système batch, par rapport à une migration en lysimètres ont été mis en évidence par Albrecht *et al.* (2003).

Végétaux

Le cobalt est un oligo-élément qui jouerait un rôle vis-à-vis des bactéries symbiotiques fixatrices d'azote et dont l'excès pourrait provoquer une diminution des chlorophylles et de l'absorption du fer (Chatterjee et Chatterjee, 2000). L'absorption du cobalt par les plantes est conditionnée par la concentration du cobalt mobile du sol, de celui présent sur les sites échangeables et par sa forme chimique. Par analogie avec le nickel, le transporteur dans les plantes semble être l'histidine (Bresson *et al.*, 2009). À l'exception de quelques plantes hyper-accumulatrices, la plupart des plantes terrestres ne montrent pas de bioconcentration du cobalt. Ses teneurs moyennes dans les plantes vont de 0,1 à 115 mg.kg⁻¹ sec. Des concentrations 10 à 20 fois plus élevées ont été observées dans des légumineuses sur des sols hydromorphes (Coughtrey et Thorne, 1983) ; sur des sols riches en cobalt, les concentrations des végétaux naturels peuvent atteindre de 100 à 1 000 mg.kg⁻¹sec, notamment chez l'espèce arborée *Nyssa sylvatica* (Chatterjee et Chatterjee, 2003).

Les facteurs de transfert racinaire moyens sont de l'ordre de 0,1 kg.kg⁻¹ (poids secs). Ils varient entre 10⁻⁴ et 5. La variabilité pour un même type de végétal est en moyenne de l'ordre d'un facteur 10 et elle peut être beaucoup plus forte selon le sol et entre différents végétaux.

L'absorption racinaire est réputée — comme pour la plupart des cations — augmenter faiblement avec la diminution du pH, ce qui apparaît dans les résultats de Gerzabek *et al.* (1994) ; à l'inverse, les résultats de Ban-nai et Muramatsu (2002) sur des radis cultivés sur 10 sols modérément acides (pH de 5,5 à 6,5) et ceux de Gerzabek *et al.* (1998) ne font pas apparaître de variation significative du transfert racinaire avec le pH du sol. Le fer, l'aluminium et le calcium influent sur l'absorption du cobalt par les végétaux par compétition sur les sites d'échange du sol (capacité d'échange). Dans une moindre mesure, la texture du sol et sa teneur en matière organique modifient l'intensité des transferts racinaires (Colle *et al.*, 1996 ; AIEA, 2010). Le transfert aux dicotylédones est supérieur (en moyenne d'un facteur 15) au transfert aux monocotylédones. L'influence d'un apport de cobalt stable au sol a été mesurée lors des essais de Colle *et al.* (1991) en lysimètres de grande taille (16 bacs x 200 kg de sol brun calcaire). Les conclusions montrent qu'un apport de cobalt stable au sol entraîne une augmentation du facteur de transfert racinaire. Pour un amendement de 50 g de cobalt stable par kg de sol sec, le transfert du ⁶⁰Co est approximativement multiplié par 8 pour les pailles de céréales et les gousses de haricots, par 4 pour les grains de céréales et par 2 pour les feuillages de légumes (salades, haricots, carottes). Un dépôt à la surface du sol augmente également le transfert comparativement à un apport incorporé de façon homogène dans la couche racinaire (Colle *et al.*, 1983 ; 1996).

L'étude de l'influence du mode d'apport montre que le dépôt global sur les organes aériens (aspersion sur les feuillages) est de loin le plus pénalisant, puisqu'il aboutit à une augmentation des facteurs de transfert (exprimés en Bq.kg⁻¹ de végétal par Bq.m⁻² de surface cultivée) d'un facteur 10² à 10³ relativement à un apport racinaire de même activité surfacique équivalente (Colle *et al.*, 1991). Ces résultats sont cohérents avec ceux de Sabbarese *et al.*, (2002) qui ont comparé les activités massiques de tomates irriguées par aspersion et à la raie : le ratio est de 6,5 environ pour les fruits, de 6,2 pour les tiges, de 5,3 pour les feuilles et de 2 pour les racines.

Lors d'une contamination foliaire occasionnelle, les résultats, rares, sont en outre très variables selon le stade végétatif lors de la contamination. Lors d'expérimentations sur les céréales contaminées par aspersion à divers stades végétatifs, Coughtrey et Thorne (1983) indiquent, classiquement, que le pourcentage initial de radionucléide retenu par le végétal au moment de la contamination dépend de la biomasse à ce stade alors que le pourcentage retenu par le végétal à la récolte est lié au délai séparant la récolte de la contamination. La contamination du grain passe par un maximum lorsque la contamination a lieu pendant la période de maturation puis diminue, alors que celle de la paille augmente lorsque la date de contamination s'approche de celle de la récolte. La translocation vers le grain s'effectuerait ainsi durant une courte période.

Animaux

La teneur moyenne des tissus des animaux en cobalt stable est d'environ 0,02 mg.kg⁻¹ frais. Le cobalt incorporé sous forme organique serait 10 à 100 fois plus transféré aux produits d'origine animale que lorsqu'il se trouve sous forme inorganique (Coughtrey et Thorne, 1983).

Très peu d'études mentionnent les facteurs de transferts aux produits animaux ; les valeurs retenues par l'AIEA (2010) (valeurs moyennes) et le NRPB (Green et Woodman, 2003) (valeurs par défaut) sont relativement proches. Cependant, cette lacune est minime du fait que le cobalt n'est que sporadiquement présent (ou absent) dans l'environnement terrestre. De plus les facteurs de concentration pour la viande et le lait sont relativement faibles, respectivement au plus de 0,4 et 0,008 sur la base du poids frais (AIEA 2010).

Produits transformés

Comme pour d'autres radionucléides, les concentrations en cobalt des aliments consommés dépendent des processus de transformation appliqués aux récoltes. Les transformations alimentaires permettent d'abaisser notablement la radioactivité des aliments, avec des activités résiduelles dans les aliments de l'ordre de 50 % (Roussel-Debet et Réal, 1995 ; Colle et Roussel-Debet, 1994).

Mobilité et biodisponibilité en milieu aquatique continental

Eaux

Dans les eaux naturelles, l'ion cobaltineux (Co^{2+}) et ses complexes solubles sont les formes dissoutes dominantes. La mobilité du cobalt est faible en raison de l'importance des processus de sorption et de précipitation et est conditionnée par son affinité pour les matières en suspension et les sédiments. La biodisponibilité du cobalt dépend de la concentration en ions Ca^{2+} et de la matière organique dissoute. La fraction échangeable du cobalt dans les écosystèmes aquatiques continentaux est faible. Cet élément est fréquemment associé au dioxyde de manganèse. Toutefois, sa solubilité peut être accrue en milieu à tendance acide (faibles pH) ou en présence de ligands organiques (ATSDR, 2004), qui forment avec le cobalt des complexes neutres ou chargés négativement.

La concentration moyenne en ^{59}Co dans les eaux douces est $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (ATSDR, 2004), mais des concentrations allant au-delà de $1\ 000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ont été mesurées très localement dans des cours d'eau situés dans des zones agricoles ou d'industrie minière. En France, entre 1990 et 2003, la concentration théorique moyenne en ^{60}Co de l'eau des grands cours d'eau a été estimée entre 0,02 et $1 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ (Eyrolle, 2009).

Sédiments

La concentration moyenne du cobalt dans les sédiments est inférieure à $20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec (CICAD, 2006). L'activité massique moyenne en ^{60}Co des sédiments aquatiques continentaux est de l'ordre du $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ poids sec (Eyrolle *et al.*, 2008).

La distribution du cobalt dans les compartiments abiotiques des écosystèmes aquatiques continentaux est caractérisée par une affinité importante pour les sédiments. Dans le cas de la colonne d'eau, les matières en suspension représentent 90 % de la contamination totale de l'eau brute par le cobalt, 10 % au plus du métal restant en solution (Albrecht, 2003).

Le cobalt s'associe aux particules sédimentaires et est donc activement extrait de la colonne d'eau. La sorption-désorption du cobalt sur les matières se joue en deux phases consécutives, l'une rapide et réversible caractérisée par un K_d , la seconde irréversible résultant de la fixation du métal sur des sites d'accès stérique difficile (Ciffroy *et al.*, 2001). Plus le temps de contact est prolongé entre les particules (suspension et sédiment) et le cobalt, plus la fraction irréversiblement fixée augmente (Bunker *et al.*, 2000). Seuls 10 % de la quantité fixée sont échangeables. La nature du sédiment joue un rôle prépondérant dans la rétention du cobalt et notamment ses teneurs en oxydes de fer et de manganèse, et en matière organique (Bunker *et al.*, 2000). L'adsorption est plus importante sur les sédiments fins ($< 0,1 \text{ mm}$). Les principaux processus de fixation sur le sédiment fin ($< 4 \mu\text{m}$) seraient, par importance croissante l'échange ionique, la co-précipitation et l'adsorption avec les oxy-hydroxydes de manganèse puis les carbonates, l'adsorption sur la matrice minérale et enfin les liaisons avec les oxydes et hydroxydes de fer ainsi qu'avec la matière organique et les sulfures (Borovec, 2000).

Les constantes de complexation du cobalt par des ligands organiques présents dans les eaux, comme l'acide tartrique, l'acide aspartique et la L-Cystéine ont été étudiées (Jensen et Jensen, 1988). La complexation du cobalt par les acides humiques montre une légère dépendance des constantes d'interaction avec le pH, la force ionique et la concentration en métal (Hummel *et al.*, 2000). Dans la fraction de granulométrie comprise entre 4 et $63 \mu\text{m}$, les processus dominants sont la fixation sur les carbonates (22 %) et sur la matrice minérale (32 %). Des études en laboratoire ont montré que le ^{60}Co se lie majoritairement (45 %) aux particules de taille supérieure à 450 nm , où se trouvent les dioxydes de manganèse et les hydroxydes de fer, puis à la partie dissoute ($< 2 \text{ nm}$; 30%) et enfin aux colloïdes (25 %) (AIEA, 2009). La grande variabilité de la densité des sites de sorption et de la concentration des particules en suspension expliquerait donc la large variation des K_d reportés dans la littérature (Albrecht, 2003). Bien que de nombreux auteurs postulent une forte tendance du cobalt à la sorption, il semble qu'*in situ* cette propension soit beaucoup plus réduite, du fait d'une charge particulaire généralement très inférieure à celle des expériences en laboratoire (Albrecht, 2003).

En raison du caractère hydrolysable du cobalt, le pH est l'un des facteurs les plus importants dans les processus de sorption-désorption. La fixation du cobalt est plus intense en présence d'une activité biologique (notamment les processus d'oxydation gouvernés par les microorganismes), en raison de son accumulation par les organismes vivants, mais également en raison de sa sorption sur des précipités de carbonates induits par l'activité photosynthétique du phytoplancton (Fournier-Bidoz et Garnier-Laplace, 1994). L'ensemble de ces caractéristiques explique la variation saisonnière des paramètres d'échange du cobalt avec les matières solides et notamment la matière organique particulaire (Ciffroy *et al.*, 2001 ; AIEA, 2010).

Végétaux

Les transferts aux végétaux sont gouvernés par un processus actif. La biosorption du cobalt est contrôlée par le mécanisme d'échange d'ions dans les algues, mais ce sont des processus métaboliques qui interviennent dans les champignons. L'accumulation du cobalt par les plantes est amplifiée par la lumière. La concentration moyenne du cobalt dans les plantes aquatiques est de $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (poids frais) (Adam, 1997). Le facteur de concentration des végétaux varie largement. Pour des algues unicellulaires, il est fait mention de valeurs allant de 2 300 à 40 000 en poids sec (ATSDR, 2004). Plus généralement et exprimé en poids frais, il est compris entre 20 et 2 800 (Coughtrey et Thorne, 1983 ; Beaugelin-Seiller *et al.*, 1995 ; Adam, 1997).

L'activité massique moyenne en ^{60}Co des végétaux des milieux aquatiques continentaux est de l'ordre du $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ poids sec (Eyrolle *et al.*, 2008). Les algues unicellulaires sont caractérisées par un facteur de concentration ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ poids sec/ $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ eau) de 18 000 (Corrisco et Carreiro, 1999) pour le ^{60}Co . Les facteurs de concentration (poids frais) de ce radionucléide varient entre 700 et 1 750 pour les autres végétaux (Adam, 1997).

Animaux

Généralement, le cobalt s'accumule peu dans les organismes d'eau douce. La concentration moyenne du cobalt dans les crustacés, mollusques et poissons est de l'ordre de $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (poids frais) (Adam, 1997). Chez les crustacés, après une contamination à partir de l'eau, le cobalt est principalement retrouvé dans la carapace et dans la glande digestive. Dans le cas des mollusques, la coquille représente plus de 95 % de la contamination totale et peu de cobalt se retrouve dans la partie comestible. Enfin, chez les poissons, le cobalt est retrouvé essentiellement dans les organes externes (peau, branchies), le foie et les reins, le muscle étant le tissu le moins contaminé. Cependant, le ^{60}Co n'a jamais été détecté dans la chair des poissons des systèmes aquatiques continentaux français. Le facteur de concentration est d'autant plus faible que le niveau trophique est élevé. Un facteur de concentration de 15 a été mesuré dans les moules d'eau douce (Nolan et Dahlgaard, 1991). Il varie de 265 pour des petits crustacés à 2 pour le muscle de la truite (Adam, 1997 ; Fraysse *et al.*, 2002). Toutefois, pour les poissons d'eau douce, il varie entre 10 et 1 000 (ATSDR, 2004). La présence d'autres éléments métalliques peut interférer avec l'accumulation du cobalt par les animaux aquatiques : la présence de zinc, par exemple, réduit de 40 % le facteur de concentration du ^{57}Co à un mollusque (Fraysse *et al.*, 2002).

Concernant le ^{60}Co , des facteurs de concentration ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ poids frais/ $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ eau) compris entre 2 et 2 000 ont été déterminés pour les animaux (Adam *et al.*, 2001). Le transfert du ^{60}Co par la voie alimentaire est très faible. Les facteurs de transfert trophique à l'équilibre varient de 0,01 à 0,2 (poids frais) pour les différents niveaux d'une chaîne trophique pélagique (Adam, 1997 ; Adam *et al.*, 2001).

Mobilité et biodisponibilité en milieu marin

Eaux

Dans l'eau de mer, le cobalt soluble est présent sous les formes ioniques Co^{2+} et CoCl^+ et sous les formes neutres CoCO_3 et CoSO_4 dans les proportions respectives de 54 %, 31 %, 7 % et 7 %. Le cobalt serait donc présent dans l'eau de mer à 85 % sous forme cationique. Cependant, les formes cationiques du cobalt réagissent avec les acides organiques présents dans l'environnement pour former des complexes anioniques ou neutres (Gaudaire, 1999).

Sédiments

Les particules sédimentaires apportées à l'océan par l'eau et le vent ont une concentration en cobalt analogue à celle de la croûte terrestre, de l'ordre de $20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Turekian et Wedepohl, 1961). Différents

processus (adsorption, coprécipitation...) ou sources intra-océaniques (hydrothermalisme) conduisent à une augmentation importante de la concentration en cobalt associé à différentes phases particulières : $74 \mu\text{g.g}^{-1}$ dans les argiles pélagiques (Li, 1991), de 100 à $400 \mu\text{g.g}^{-1}$ dans les sédiments hydrothermaux (Plank and Langmuir, 1998), jusqu'à $2\ 700 \mu\text{g.g}^{-1}$ dans les nodules polymétalliques (Li, 1991). Dans les régions concernées par des apports anthropiques, le cobalt s'associe aux particules sédimentaires ; il est, de ce fait, activement extrait de la colonne d'eau. Comme c'est le cas pour de nombreux métaux, les concentrations en cobalt fixé sur les sédiments dépendent de la surface spécifique des particules, donc de leur taille et de leur composition minéralogique : elles peuvent donc être très variables sur un même site.

Les concentrations dans les sédiments décroissent en fonction de la distance à l'émissaire ; les zones de sédimentation fine sont relativement plus marquées (estuaires et baies). Ce marquage a été mis à profit pour estimer les vitesses de déplacement des sédiments en Manche (Boust *et al.*, 1997) ; elles sont de l'ordre de quelques kilomètres à quelques dizaines de kilomètres par an.

Le cobalt a une forte affinité pour les oxy-hydroxydes de fer et de manganèse (Jenne, 1968 ; Murray, 1975). Dans les sédiments anoxiques, il s'associe aux sulfures de fer (Maes *et al.*, 2003). Sa réactivité au cours de la diagenèse des sédiments a été très tôt reconnue (Heggie et Lewis, 1983 ; Heggie *et al.*, 1983) ; il est cependant considéré comme un élément peu mobile après enfouissement (Gendron *et al.*, 1986). Lors de remises en suspension massives de sédiments anoxiques, il peut être émis dans la colonne d'eau. Martino *et al.* (2002) ont observé des concentrations en cobalt dissous de l'ordre de 2 à $4 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans la zone de turbidité maximum de l'estuaire de la Mersey.

Les coefficients de partage eau-sédiment (K_d , exprimés en $\text{L.kg}^{-1} \text{sec}$) proposés par l'AIEA sont de 3×10^5 pour les marges océaniques et de 5×10^7 pour les fonds océaniques (AIEA, 2004). Les travaux de synthèse du Groupe radioécologie Nord Cotentin (GRNC, 1999) recommandent une valeur de $4 \times 10^4 \text{L.kg}^{-1} \text{sec}$ pour les sédiments côtiers. Le K_d proposé par le GRNC a été déterminé à partir de mesures *in situ*, en tenant compte du stockage sédimentaire qui intègre l'influence des rejets des années antérieures. L'influence des rejets passés est corrigée de la décroissance radioactive du radionucléide et prend en compte une période d'intégration sédimentaire (GRNC, 1999).

Végétaux

Des travaux concernant le ^{60}Co chez les végétaux marins ont été menés dans une zone influencée par les rejets de l'usine de retraitement des combustibles usés d'AREVA NC La Hague. Entre 2005 et 2009, les concentrations observées dans le Nord Cotentin étaient de l'ordre de $3 \text{Bq.kg}^{-1} \text{sec}$ dans des algues brunes *Fucus serratus*, espèce indicatrice largement utilisée en radioécologie et pour la surveillance. Dans cette zone, les concentrations ont diminué dans le temps, ce fait étant lié à la diminution progressive des quantités rejetées en mer depuis les années 1980.

Les rapports des activités des algues prélevées dans cette zone et de celles prélevées dans le Pas de Calais varient de 6 à 13 (Germain *et al.*, 1990). Les valeurs de ce rapport sont supérieures à celles d'éléments essentiellement solubles tels ^{125}Sb , ^{137}Cs , ^{99}Tc et ^{90}Sr , traduisant ainsi l'influence de la forme physico-chimique de l'élément sur sa distribution spatiale dans des espèces marines.

Les facteurs de concentration (en L.kg^{-1} frais) recommandés par le GRNC (1999) et l'AIEA (2004) pour les algues sont de 6 000.

Animaux

Le cobalt est un élément biologique essentiel (fonctions catalytiques, activateur de nombreuses enzymes, constituant de métalloprotéines). Il peut être toxique pour certains organismes.

Le GRNC (1999) propose des facteurs de concentration de 5 000 pour les crustacés, de 2 000 pour les mollusques et 200 pour les poissons. L'AIEA (2004) recommande des valeurs de 700 pour les poissons, de 7 000 pour les crustacés, de 20 000 pour les mollusques (hors céphalopodes) et de 300 pour les céphalopodes.

Mobilité et biodisponibilité dans les écosystèmes semi-naturels

Ce paragraphe est basé sur la revue de littérature menée au plan international dans le cadre de la révision du guide relatif aux valeurs de paramètres pour la prédiction du transfert des radionucléides dans les environnements terrestres et aquatiques continentaux tempérés, entreprise à l'initiative de l'AIEA (AIEA, 2010).

Forêts

Il n'y a pas d'information particulière relative à la mobilité et à la biodisponibilité du cobalt dans les écosystèmes forestiers.

Écosystèmes arctiques

Il n'y a pas d'information particulière relative à la mobilité et à la biodisponibilité du cobalt dans les écosystèmes arctiques.

Écosystèmes alpins

Il n'y a pas d'information particulière relative à la mobilité et à la biodisponibilité du cobalt dans les écosystèmes alpins.

Dosimétrie environnementale

Les effets d'une exposition aux rayonnements ionisants sont caractérisés par la quantité d'énergie absorbée dans l'organisme cible, exprimée par un débit de dose ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$). Son évaluation est obtenue par l'application de coefficients de conversion de dose (DCC, $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{unité}^{-1}$ de masse ou de volume) aux concentrations du radionucléide dans les milieux d'exposition ou dans les organismes ($\text{Bq}\cdot\text{unité}^{-1}$ de masse ou de volume).

Les DCC caractéristiques de ^{60}Co ont été déterminés hors filiation et sans pondération en fonction du type de rayonnement (EBR⁽¹⁾ non considérée) avec le logiciel EDEN (Beaugelin-Seiller *et al.*, 2006) dans sa version 2.3, en considérant forme, dimension et composition chimique des organismes et de leurs milieux de vie, ainsi que leurs relations géométriques. Les espèces modèles considérées ont été choisies à titre d'illustration.

L'exposition interne est caractérisée par des DCC dont l'ordre de grandeur varie selon les organismes entre 10^{-6} et 10^{-3} $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

L'exposition externe est caractérisée par des DCC dont l'ordre de grandeur est majoritairement de 10^{-4} $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{unité}^{-1}$ de masse ou de volume, certains présentant toutefois des valeurs inférieures de deux ordres de grandeur.

Pour plus de détails sur la manière de calculer les DCC, consulter la fiche « dosimétrie environnementale ».

Toxicité environnementale

Chimiotoxicité de l'élément

Le cobalt est un microélément essentiel qui, lorsqu'il est présent en trop fortes concentrations, peut se révéler toxique pour les organismes vivants. Les données d'écotoxicité sont suffisantes pour qu'un certain nombre de critères de protection environnementaux aient été dérivés par diverses entités.

Ainsi, en France, l'INERIS (2006) propose pour les écosystèmes terrestres une valeur de PNEC_{sol} (concentration prédite sans effet) de $2,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ sec dérivée de mesures de toxicité sur des lombrics (concentration observée sans effet à 24 semaines - $\text{NOEC}_{24 \text{ semaines}}$ - de $240 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ sec, affectée d'un facteur d'extrapolation de 100), alors que l'INRA propose comme valeur de « seuil d'investigation » $30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ sec (Baize, 2000). Aux États-Unis, l'EPA (2005) a établi des valeurs guides (*i.e.* concentration de cobalt dans les sols protégeant les organismes cibles) variant de 120 à 1 300 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ sec pour les oiseaux et de 230 à 2 100 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ sec pour les mammifères.

Pour le milieu aquatique continental, l'INERIS (2006) a déterminé une PNEC de $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (facteur d'extrapolation de 10 appliqué à la plus faible des trois NOEC pour algues, poissons et invertébrés). Le CICAD (2006) présente une valeur guide de $8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans les milieux d'eau douce.

¹ Efficacité Biologique Relative : efficacité relative des différents types de rayonnement à produire un même effet biologique. Ce concept peut se traduire par l'emploi d'un facteur de pondération radiologique noté W_R .

Pour le milieu marin, l'INERIS (2006) a recensé des données chroniques pour deux niveaux trophiques (crustacés et poissons) en plus des données chroniques disponibles pour trois niveaux trophiques d'espèces d'eau douce. En appliquant un facteur d'incertitude de 50 à la plus faible des NOECs, l'INERIS détermine une PNEC eau marine de 0,1 µg.L⁻¹.

Radiotoxicité de l'isotope radioactif ⁶⁰Co

La radiotoxicité du cobalt 60 est essentiellement liée à ses émissions γ très énergétiques. Elle ne se distingue cependant pas par ses effets de celle d'autres émetteurs de même type. Ainsi, les connaissances relatives aux effets des situations d'exposition chronique aux rayonnements γ externes ont conduit à recommander au niveau européen un seuil de 10 µGy.h⁻¹, protecteur de 95 % des espèces d'un écosystème (ERICA, 2007 ; PROTECT, 2008).

En résumé...

Le cobalt 60 est un produit d'activation, artificiel, normalement présent (avec les isotopes de plus courte période, ⁵⁷Co et ⁵⁸Co) dans les rejets liquides des centrales électronucléaires et des usines de retraitement des déchets. Son isotope stable présent naturellement dans l'environnement, le ⁵⁹Co, participe à la nutrition azotée des végétaux de type légumineuses et joue un rôle important d'oligo-élément indispensable chez les animaux.

Les connaissances concernant le comportement des radio-cobalts, comme celui du cobalt stable dans la biosphère restent globales, contrairement aux études plus mécanistes qui concernent la géosphère. Dans l'environnement continental, le cobalt est un élément moyennement mobile et transférable. Son comportement dans les sols est intimement lié aux oxy-hydroxydes métalliques, et tout spécialement aux composés du fer et du manganèse. Sa mobilité est légèrement accrue dans les sols acides, alors qu'il peut être fortement immobilisé dans les sols organiques. Son transfert aux végétaux est moyen et varie, classiquement, avec le type de sol et de végétal et le mode d'apport. Les principaux paramètres radioécologiques du ⁶⁰Co dans la chaîne sol → plante → aliment apparaissent assez complets d'un point de vue opérationnel.

Dans le cas des écosystèmes aquatiques continentaux, la mobilité du cobalt est conditionnée par sa grande affinité pour les matières en suspension et les sédiments, compartiments qui ont fait l'objet de nombreuses recherches. Son comportement y est fortement similaire à celui qu'il a dans les sols. La fraction échangeable de ce métal est donc très réduite dans ces environnements et son transfert s'en trouve limité dans les chaînes trophiques, dont la plupart des niveaux, à l'exception des végétaux supérieurs, ont été étudiés. Les facteurs de concentration du cobalt diminuent en s'élevant dans la chaîne trophique, pour atteindre des valeurs de l'ordre de l'unité pour les maillons supérieurs (poissons prédateurs).

Dans le milieu marin, le cobalt est essentiellement présent sous forme cationique dans l'eau de mer. Il s'associe aux particules sédimentaires, et, de ce fait, il est activement extrait de la colonne d'eau. Sa réactivité au cours de la diagenèse des sédiments est reconnue, mais cependant il est généralement considéré comme un élément peu mobile après enfouissement. Il a une forte affinité pour les oxyhydroxydes de fer et de manganèse. À partir des années 1990, les niveaux de ⁶⁰Co ont considérablement diminué dans les diverses matrices de l'environnement, ce fait étant lié à la diminution progressive des quantités rejetées en mer. En Manche, c'est l'un des rares radionucléides artificiels émetteurs gamma pouvant être détectés en 2008. Le ⁶⁰Co présente des capacités de fixation assez importantes chez les espèces marines, variables selon les végétaux et les différents groupes d'animaux, exprimées par des facteurs de concentration situés entre 200 et 20 000, exprimés sur la base du poids frais.

Le cobalt, oligoélément essentiel, est cependant toxique en concentrations excessives. Les connaissances sur son écotoxicité permettent de dériver des critères de protection pour les écosystèmes terrestres et aquatiques. Sa composante radiotoxique est également connue pour ces milieux.

Paramètres radioécologiques usuels : milieu terrestre

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

Tous	4,8 x 10 ²
Sableux et/ou limoneux	6,4 x 10 ²
Argileux	3,8 x 10 ³
Organique (> 30 % de M.O.)	8,7 x 10 ¹
Co-facteur pH :	
pH < 5	1,2 x 10 ¹
5 < pH < 6,5	1,9 x 10 ³
pH > 6,5	4,6 x 10 ³

(AIEA, 2010)

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

Céréales	1,1 x 10 ⁻²
Légumes racines (carotte)	1,8 x 10 ⁻¹

(Colle *et al.*, 1996)

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

Céréales		
Grains	8,5 x 10 ⁻³	1
Grains	7,3 x 10 ⁻³	2
Tige et parties aériennes	1,1 x 10 ⁻¹	1
Maïs		
Grain	1,0 x 10 ⁻²	1
Tige et parties aériennes	3,5 x 10 ⁻²	1
Légumes feuilles (feuilles)		
Environnement tempéré*	1,7 x 10 ⁻¹	1
Environnement tropical	9,2 x 10 ⁻²	1
Environnement subtropical	1,1 x 10 ⁻¹	1
Légumes feuilles (salade et feuillages de légumes)	5 x 10 ⁻²	2
Légumes feuilles (racines)		
Environnement subtropical	4,7 x 10 ⁻²	1
Légumes feuilles (tiges et parties aériennes)		
Environnement subtropical	1,1 x 10 ⁻²	1
Autres Légumes (fruits, bourgeons, baies, têtes)		
Environnement tempéré	1,4 x 10 ⁻¹	1
Environnement tropical	3,1 x 10 ⁻¹	1
Environnement subtropical	7,9 x 10 ⁻¹	1
Légumineuse (graines, gousses)		
Environnement tempéré	3,6 x 10 ⁻²	1
Environnement tropical	6,6 x 10 ⁻¹	1
Environnement subtropical	1,1 x 10 ⁻¹	1
Légumineuse (tige et parties aériennes)	6,6 x 10 ⁻²	1
Légumes racines (racines)		
Environnement tempéré	1,1 x 10 ⁻¹	1
Environnement tropical	1,2 x 10 ⁻¹	1
Environnement subtropical	1,3 x 10 ⁻³	1
Légumes racines (carotte)	5 x 10 ⁻²	2

Légumes racines (feuilles)		
Environnement tempéré	$2,4 \times 10^{-1}$	1
Environnement subtropical	$1,3 \times 10^{-3}$	1
Tubercules (tubercules)		
Environnement tempéré	$5,4 \times 10^{-2}$	1
Environnement tropical	$3,7 \times 10^{-1}$	1
Herbe (tige et parties aériennes)		
Environnement tempéré	$7,7 \times 10^{-2}$	1
Environnement subtropical	$2,6 \times 10^{-1}$	1
Prairie (tige et parties aériennes)		
Environnement tempéré	$4,5 \times 10^{-2}$	1
Environnement subtropical	$2,8 \times 10^{-1}$	1
Riz (environnement non spécifié)	$5,1 \times 10^{-3}$	1
Riz (cobalt stable, environnement non spécifié)	$6,8 \times 10^{-4}$	1
Arbre fruitier (fruits, Bq.kg⁻¹ de fruit frais par Bq.kg⁻¹ de sol sec, environnement non spécifié)	$4,8 \times 10^{-3}$	1

*: si non précisé environnement tempéré ;

(¹ AIEA, 2010 ; ² Colle et al., 1991)

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

Lait de vache	6×10^{-5} (minéral)	1
	1×10^{-2} (organique)	1
	1×10^{-4}	2
	1×10^{-4}	3
Lait de chèvre	5×10^{-3}	2
Viande de bœuf	4×10^{-5} (minéral)	1
	7×10^{-2} (organique)	1
	$4,3 \times 10^{-4}$	2
	1×10^{-4}	3
Mouton	$1,2 \times 10^{-2}$	1
Viande de volaille	$9,7 \times 10^{-1}$	1
Œuf	$3,3 \times 10^{-2}$	1

(¹ Coughtrey et Thorne, 1983 ; ² AIEA 2010 ; ³ Green et Woodman, 2003)

Facteur de transfert par transformation alimentaire (Bq.kg⁻¹ frais de produit transformé par Bq.kg⁻¹ frais de produit brut)

Eau de surface → eau de boisson	0,4	1
Blé dur → semoule	0,60	2
Blé tendre → farine	0,2	2
Riz rond → riz blanchi	0,60	2
Riz long → riz blanchi	0,4	2
Légumes → conserve	0,3 (0,1 – 0,4)	2
Fruits → conserve (sirop)	0,6 (0,4 – 0,8)	3
Raisin → vin rosé	0,50	3
Raisin (grappes) → vin rouge	0,3	3

(¹AIEA, 2010 ; ²Roussel-Debet et Réal, 1995 ; ³Colle et Roussel-Debet, 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	3×10^4
Conditions oxydantes	5×10^3
Matières en suspension organiques (avec 50 % de matières organiques)	1×10^5
Absorption	$4,3 \times 10^4$
Désorption	$4,9 \times 10^5$
Valeurs mesurées <i>in situ</i>	$4,4 \times 10^4$

(Fournier-Bidoz et Garnier-Laplace, 1994 ; Albrecht, 2003 ; AIEA, 2010)

Facteur de concentration dans les végétaux ($L.kg^{-1}$ poids frais)

Phytoplancton : chlorophycée (<i>Scenedesmus</i>)	700
Diatomée (<i>Cyclotella</i>)	800
Algues	1 500
Mousses	1 750
Macrophytes	1 100
Macrophytes feuilles flottantes	350
Macrophytes feuilles émergentes	160
Plantes supérieures en général	710

(Adam, 1997 ; Beaugelin *et al.*, 1995 ; Coughtrey et Thorne, 1983 ; AIEA, 2009, 2010)

Facteur de concentration dans les animaux ($L.kg^{-1}$ poids frais)

Invertébrés	9,7-22
Crustacés : daphnie	265
écrevisse	2 000
Mollusques : partie molle	690
Bivalves : organisme entier	1 100
partie molle	200
Poissons : organisme entier	400
muscle	76
Poisson benthique : organisme entier	160
muscle	81
Poisson fouisseur : organisme entier	530
muscle	300
Poisson piscivore : organisme entier	390
muscle	55
Vairon (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	11
Perche (<i>Perca flavescens</i>)	18
Perche soleil (<i>Lepomis gibbosus</i>)	80
Museau noir (<i>Notropis heterolepsis</i>)	20

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

Crustacés ⁽¹⁾	5 x 10 ³
Crustacés ⁽²⁾	7 x 10 ³
Mollusques ⁽¹⁾	2 x 10 ³
Mollusques (hors céphalopodes) ⁽²⁾	2 x 10 ⁴
Mollusques céphalopodes ⁽²⁾	3 x 10 ²
Poissons ⁽¹⁾	2 x 10 ²
Poissons ⁽²⁾	7 x 10 ²

(¹ GRNC, 1999 ; ² AIEA, 2004)

Facteur de transfert par transformation alimentaire (Bq.kg⁻¹ frais de produit transformé par Bq.kg⁻¹ frais de produit brut)

Algue → satiagum	0,5
------------------	-----

(AIEA, 2010)

Paramètres radiotoxicologiques**Milieu terrestre****Coefficients de conversion de dose (DCC), exprimés en poids frais**

	DCC interne	DCC externe
Espèce modèle	(μGy.h ⁻¹ par Bq.kg ⁻¹)	(μGy.h ⁻¹ par Bq.kg ⁻¹ sol)
Lombric	6,17 x 10 ⁻⁵	6,08 x 10 ⁻⁴
Escargot	8,79 x 10 ⁻⁵	2,64 x 10 ⁻⁴
Mésange	1,27 x 10 ⁻⁴	nd*
Lapin	2,10 x 10 ⁻⁴	1,96 x 10 ⁻⁴
Fétuque	6,88 x 10 ⁻³	1,68 x 10 ⁻⁴

*nd : DCC non déterminables en raison de la distance

Eaux douces**Coefficients de conversion de dose (DCC), exprimés en poids frais**

	DCC interne	DCC externe	
Espèce modèle	(μGy.h ⁻¹ par Bq.kg ⁻¹)	Sédiment (μGy.h ⁻¹ par Bq.kg ⁻¹)	Eau (μGy.h ⁻¹ par Bq.L ⁻¹)
Algue	3,73 x 10 ⁻⁶	1,37 x 10 ⁻⁶	4,33 x 10 ⁻⁴
Daphnie	4,75 x 10 ⁻⁵	5,04 x 10 ⁻⁶	9,92 x 10 ⁻⁴
Chironome	4,17 x 10 ⁻⁵	5,42 x 10 ⁻⁴	2,34 x 10 ⁻⁴
Gardon	1,34 x 10 ⁻⁴	5,38 x 10 ⁻⁶	9,75 x 10 ⁻⁴
Carpe commune	3,49 x 10 ⁻⁴	1,89 x 10 ⁻⁴	6,96 x 10 ⁻⁴
Myriophylle	6,50 x 10 ⁻⁴	3,83 x 10 ⁻⁴	1,93 x 10 ⁻⁴

Eaux marines**Coefficients de conversion de dose (DCC), exprimés en poids frais**

Espèce modèle	DCC interne ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)	DCC externe	
		Sédiment ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Eau ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$)
Phytoplancton	$1,33 \times 10^{-5}$	$2,13 \times 10^{-6}$	$9,79 \times 10^{-4}$
Fucus (touffe)	$4,42 \times 10^{-4}$	$3,89 \times 10^{-5}$	$7,13 \times 10^{-4}$
Zooplancton	$5,63 \times 10^{-5}$	$3,01 \times 10^{-6}$	$9,33 \times 10^{-4}$
Homard	$2,38 \times 10^{-4}$	$1,97 \times 10^{-4}$	$4,58 \times 10^{-4}$
Plie	$1,70 \times 10^{-4}$	$3,18 \times 10^{-4}$	$4,79 \times 10^{-4}$
Maquereau	$1,72 \times 10^{-4}$	$3,95 \times 10^{-6}$	$9,21 \times 10^{-4}$

Bibliographie succincte

- Achterberg E.-P., Van der Berg C. M.-G. et Colombo C. (2003). High resolution monitoring of dissolved Cu and Co in coastal surface waters of the Western North Sea. *Cont Shelf research*, **23**: 611-623.
- 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 (¹³⁷Cs, ⁶⁰Co, ^{110m}Ag, ⁵⁴Mn)*. Application au site de Civaux sur la Vienne. Thèse doct. Univ. Aix Marseille I.
- Adam C., Baudin J.-P., Garnier-Laplace J. (2001). Kinetics of ^{110m}Ag, ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs and ⁵⁴Mn bioaccumulation from water and depuration by the crustacean *Daphnia magna*. *Water Air Soil Poll*, **125**: 171-188.
- AFNOR (2008). Mesurage de la radioactivité dans l'environnement - Sol - Partie 3 : mesurages des radionucléides émetteurs gamma (Indice de classement : M60-790-3). Norme NF-M60-790-3, 22 p.
- AIEA (2004). Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment. Technical reports series 422, AIEA, Vienne.
- AIEA (2009). *Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments*. TecDoc 1616. AIEA, Vienne. 616 p.
- AIEA (2010). *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments*. Technical reports series 472. AIEA, Vienne. 194 p.
- Albrecht A., Schultze U., Bugallo P.-B., Wydler H., Frossard E. et Fluhler H. (2003). Behavior of a surface applied radionuclide and a dye tracer in structured and repacked soil monoliths. *J Environ Radioactiv*, **68**(1): 47-64.
- Albrecht A. (2003). Validating riverine transport and speciation models using nuclear reactor-derived radiocobalt. *J. Environ. Radioactiv*, **66**(3): 295-307.
- ATSDR (2004). Toxicological profile for cobalt. *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*, Atlanta, GA: US. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp33.pdf>.
- Baize D. (2000). Teneurs totales en « métaux lourds » dans les sols français. Résultats généraux du programme ASPITET. *Le Courrier de l'environnement*, INRA, N° 39. (Disponible sur internet : <http://www.inra.fr>).
- Ban-nai T. et Muramatsu Y. (2002). Transfer factors of radioactive Cs, Sr, Mn, Co and Zn from Japanese soils to root and leaf of radish. *J Environ Radioactiv*, **63**(3): 251-264.
- Beaugelin-Seiller K., Baudin J.-P. et Casellas C. (1995). Experimental study of the effects of various factors on the uptake of ⁶⁰Co by freshwater mosses. *Arch Environ Contam Toxicol*, **28**: 125-133
- Beaugelin-Seiller K., Jasserand F., Garnier-Laplace J., Gariel JC (2006). Modelling the radiological dose in non-human species: principles, computerization and application. *Health Phys*, **90**: 485-493.
- Borovec Z. (2000). Elements in size-fractionated bottom sediments of the Elbe River in its Czech part. *Aquat Sci*, **62**: 232-251.
- Boust D. (1999). Distribution and inventories of some artificial and naturally occurring radionuclides in medium to coarse-grained sediments of the Channel. *Cont Shelf Res*, **19**: 1959-1975.
- Boust D., Colin C., Leclerc G. et Baron Y. (1997). Distribution and transit times of plutonium-bearing particles throughout the Channel « Radioprotection, Numéro spécial «Radionuclides in the Oceans, RADOc 96-97, Proceedings Part 1 «Inventories, behaviour and processes» Cherbourg-Octeville (France), 7-11 October, 1996. Edited by : P. Germain, J.-C. Guary, P. Guéguéniat et H. Métivier *Radioprotection - Colloques*, April 1997, Vol. 32, C2, pp. 123-128.
- Bresson C., Ansoborlo E., Malard V., Eyrolle F. and Fievet B. (2009). Cobalt. In: H.-. Lavoisier (Editor), *Toxicologie nucléaire environnementale et humaine*. Edition Tec&Doc, pp. 748.
- Brooks S.-C. et Carroll S.-L. (2003). Geochemical reactions governing the fate of Co-NTA in contact with natural subsurface materials. *Appl Geochem*, **18**(3): 423-433.
- Brooks S.-C., Herman J.-S., Hornberger G.-M. et Mills A.-L. (1998). Biodegradation of cobalt-citrate complexes: Implications for cobalt mobility in groundwater. *J Cont Hydro*, **32**(1-2): 99-115.
- Bunker D.-J., Smith J.-T., Livens F.-R. et Hilton J. (2000). Determination of radionuclide exchangeability in freshwater systems. *Sci Total Environ*, **263**: 171-183.
- CEFAS (2009). *Radioactivity in food and the environment*, 2008. RIFE-14, Environment Agency, Environment and Heritage Service, Food Standards Agency, Scottish Environment Protection Agency.

- Chatterjee J. et Chatterjee C. (2003). Management of phytotoxicity of cobalt in tomato by chemical measures. *Plant Sci*, **164**(5): 793-801.
- Chatterjee J. et Chatterjee C. (2000). Phytotoxicity of cobalt, chromium and copper in cauliflower. *Environ Pollut*, **109**(1): 69-74.
- CICAD (2006). *Cobalt and inorganic cobalt compounds*, Concise International Chemical Assessment Document 69.
- Ciffroy P., Garnier J.-M. et Pham M.-K. (2001). Kinetics of the adsorption and desorption of radionuclides of Co, Mn, Cs, Fe, Ag and Cd in freshwater systems: experimental and modelling approaches. *J Environ Radioactiv*, **55**: 71-91.
- Colle C., Siclet F. et Saas A. (1983). *Principaux facteurs de transfert sol-plante obtenus en France pour des sols prélevés à proximité des sites PWR*. In: Séminaire sur le transfert à l'homme des radionucléides libérés dans l'environnement par les installations nucléaires, Bruxelles, Belgique, 17-21 octobre 1983, 371-387.
- Colle C., Grauby A. et Delmas J. (1991). *Dépôt des radionucléides sur le sol et la végétation*. In : Euratom Radiation Protection Programme 1985-1989. EUR 15295 1 : 636-639.
- Colle C. et Roussel-Debet S. (1994). *The influence of processing on the radionuclide content of foodstuffs*. Euratom Radiation Protection Programme 1990-1992, EUR 15295, 1: 636- 639.
- Colle C., Roussel-Debet S. et Réal J. (1996) Transferts du radiocobalt en milieu terrestre. *Radioprotection*, **31**(3): 43-354.
- Commission européenne – CE (2009). Nucleonica...web driven nuclear science. (application accessible sur Internet, <http://www.nucleonica.net/Application/CommunityPortal.aspx>, page consultée le 23 novembre 2009).
- Corrisco J. A.-G., Carreiro M. C.-V. (1999). Co-60 transfer from water to the freshwater planktonic algae *Selenastrum capricornotum* Prinz. In : Anagnostopoulos P., Brebbia C. A., eds. *Water pollution V: Modeling, measuring, and prediction*. Boston, M. A., WIT Press, 427-436 (Progress in Water Resources, Vol. 1)
- Coughtrey P.-J. et Thorne M.-C. (1983). Cobalt. In: *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems: a critical review of data*. Volume II. Rotterdam. AA Balkema, 156-217.
- Deltombe E. et Pourbaix M. (1966). Cobalt. In: Pourbaix M. *Atlas of electrochemical equilibria in aqueous solutions*. Pergamon Press, London, 323-329.
- Ellwood M.-J. et Van der Berg C. M.-G. (2001). Determination of organic complexation of cobalt in seawater by cathodic stripping voltammetry. *Mar Chem*, **75**: 33-47.
- EPA (2005). Ecological soil screening levels for cobalt. Washington, DC, US EPA.
- ERICA (2007). D-ERICA: An INTEGRATED APPROACH to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation. Description of purpose, methodology and application (document disponible au 23 juillet 2010 à l'adresse : <https://wiki.ceh.ac.uk/display/rpemain/ERICA+reports>)
- Eyrolle F., Claval D., Gontier G., Antonelli C. (2008). Radioactivity level in major French rivers: summary of monitoring chronicles acquired over the past thirty years and current status. *J Environ Monitor*, **10**: 800-811.
- Eyrolle F. (2009). Chroniques des niveaux d'activité au sein des systèmes aquatiques fluviaux français – Radionucléides émetteurs gamma, ⁹⁰Sr et isotopes du plutonium. IRSN/DEI, rapport SESURE/09-29.
- Fiévet B. et Germain P. (2004). Observatoire Marin Atlantique – Manche. Bilan des résultats de mesure par spectrométrie gamma entre 1993 et 2003. IRSN/DEI, rapport SECRE/04-18.
- 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.
- Fraysse B., Baudin J.-P., Garnier-Laplace J., Adam C. et Boudou A. (2002). Effects of Cd and Zn waterborne exposure on the uptake and depuration of ⁵⁷Co, ^{110m}Ag and ¹³⁴Cs by the Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) and the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). Whole organism study. *Environ Pollut*, **118** (3): 297-306.
- Gaudaire J.-M. (1999). *Etude de la spéciation du ⁶⁰Co dans les effluents de l'usine de retraitement de combustibles irradiés de la Hague ; devenir après rejet dans les eaux de la Manche*. Thèse doct. Univ. Paris XI.
- Gendron A., Silverberg N., Sundby B. et Lebel J. (1986). Early diagenesis of cadmium and cobalt in sediments of the Laurentian Trough. *Geochim Cosmochim. Acta*, **50**: 741-747.

- Germain P., Masson M. et Baron Y. (1990). *Contribution aux recherches sur les mouvements des éléments à l'état de traces dans les eaux côtières de la Manche par l'étude de la distribution spatiale de traceurs radioactifs industriels dans les moules et les fucus*. Rapport CEA-R-5534.
- Germain P., Herbelet J., Merle-Szeremeta A., Thybaud E., Rommens C., Zerbib J.-C. et Sugier A. (2004). « Mises à jour » de données scientifiques suite aux recommandations du Groupe Radioécologie Nord Cotentin (GRNC) formulées en 1999. *Radioprotection*, **39** (1): 77-98.
- Gerzabek M.-H., Mohamad S.-A., Muck K. et Horack O. (1994). ^{60}Co , ^{63}Ni , ^{94}Nb soil-to-plant transfer in pots experiments. *J Environ Radioactiv*, **25**: 205-212.
- Gerzabek M.-H., Strelb F. et Temmel B. (1998). Plant uptake of radionuclides in lysimeter experiments. *Environ Pollut*, **99**(1): 93-103.
- Glaus M.-A., Hummel W. et Van Loon L.-R. (2000). Trace metal-humate interactions. I. Experimental determination of conditional stability constants. *Appl Geochem*, **15**(7): 953-973.
- Green R. et Woodman R. F.-M. (2003). *Recommended transfer factors from feed to animals products*. Rapport NRPB - W40. National Radiological Protection Board, Chilton, UK.
- GRNC Groupe Radioécologie Nord Cotentin (1999). *Modélisation des transferts dans l'environnement, validation modèles – mesures GT3*. Rapport final, volume 3. IRSN, Fontenay-aux-Roses.
- Gutierrez M. et Fuentes H.-R. (1991). Competitive adsorption of cesium, cobalt and strontium in conditioned clayey soil suspensions. *J Environ Radioactiv*, **13**(4): 271-282.
- Hamilton E.-I. (1994). The geobiochemistry of cobalt. *Sci Tot Environ*, **150**(1-3): 7-39.
- Heggie D. et Lewis T. (1983). Cobalt in pore waters of marine sediments. *Nature*, **311**: 453-455.
- Heggie D. Lewis T. and Saravo E. (1983). Early diagenesis of cobalt, nickel, manganese and iron in sediments. *EOS*, **64**: 1097.
- Hummel W., Glaus M.-A., Van Loon L.-R. (2000). Trace metal-humate interactions. II. The « conservative roof » model and its application. *Appl Geochem*, **15**: 975-1001.
- Huynh Ngoc L. et Whitehead N.-E. (1986). Nickel and cobalt determination in the North Western Mediterranean by differential pulse cathodic stripping voltammetry. *Oceanol Acta*, **9**(4): 433-438.
- INERIS (2006). Institut national de l'environnement industriel et des risques. *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Cobalt*. (disponible sur internet : <http://www.ineris.fr>).
- IPSN (1999). *Impact radioécologique des effluents radioactifs de l'usine de la Hague*, Compte rendu d'activité année 1998. Rapport SERNAT 99-8, IRSN, Fontenay aux Roses.
- ISO - Organisation Internationale de Normalisation (2007). Qualité de l'eau -- Détermination de l'activité volumique des radionucléides -Méthode par spectrométrie gamma à haute résolution. Norme ISO 10703:2007, 20 p.
- Jenne E.-A. (1968). Controls of Mn, Fe, Co, Ni, Cu and Zn concentrations in soils and water: the significant role of hydrous Mn and Fe oxides. *Adv Chem Ser*, **73**: 337-387.
- Jensen B.-S., Jensen H. (1988). Complexes formation of radionuclides with organic ligands commonly found in ground water. *Radiochim Acta*, **44**: 23-28.
- Khan S.-A., Reman RU et Khan M.-A. (1995). Adsorption of Cs(I), Sr(II) and Co(II) on Al_2O_3 . *J Radioan Nuc Chem Ar*, **190**(1): 81-96.
- Krupka K.-M. et Serne R.-J. (2002). *Geochemical Factors Affecting the Behavior of Antimony, Cobalt, Europium, Technetium, and Uranium in Vadose Sediments*. Rapport PNNL 14126, US. Department of Energy, Pacific Northwest Laboratory, Washington.
- Le Petit G., Granier G. (2002). Spectrométrie gamma appliquée aux échantillons de l'environnement. (Dossier de recommandation pour l'optimisation des mesures (DROP)) CEA/CETAMA Editions TEC & DOC, 238 p.
- Li YH (1991). Distribution Patterns of the Elements in the Ocean - a Synthesis. *Geochim Cosmochim Acta*, **55**(11): 3223-3240.
- Maes A., Vanthuyne M., Cauwenberg P. and Engels B. (2003). Metal partitioning in a sulfidic canal sediment: metal solubility as a function of pH combined with EDTA extraction in anoxic conditions. *Sci Total Environ*, **312**: 181-193.

- Martino M., Turner A., Nimmo M. et Millward G.-E. (2002). Resuspension, reactivity and recycling of trace metals in the Mersey Estuary, UK. *Mar Chem*, **77**: 171-186.
- Murray J.W. (1975). The interaction of cobalt with hydrous manganese dioxide. *Geochim. Cosmochim Acta*, **39**: 635-647.
- Nolan C., Dahlggaard H. (1991). Accumulation of Metal radiotracers by *Mytilus edulis*. *Mar Ecol Prog Ser*, **70**: 165-174.
- Plank T. et Langmuir C.-H. (1998). The geochemical composition of subducting sediment and its consequences for the crust and mantle. *Chem Geol*, **145**: 325-394.
- PROTECT (2008). Deliverable 5 Numerical benchmarks for protecting biota from radiation in the environment: proposed levels, underlying reasoning and recommendations. (document disponible au 23 juillet 2010 à l'adresse : <https://wiki.ceh.ac.uk/display/rpemain/Deliverable+reports>).
- Renaud P. et Gurriaran R. (2009). Réflexion sur l'évolution des concentrations en radionucléides artificiels dans l'environnement français, les doses associées et l'adaptation des techniques d'analyse aux besoins de la surveillance. *Radioprotection*, **44** (2): 169-186.
- Renaud P. (2010). Avis de l'IRSN sur la pertinence des analyses radiologiques environnementales pour la surveillance réglementaire effectuée par les exploitants d'installations nucléaires de base. IRSN/DEI, rapport SESURE/10-08.
- Roussel-Debet S. et Réal J. (1995). Effet de traitements alimentaires de légumes et de céréales sur la radioactivité des produits transformés. *Radioprotection*, **30**(3): 377-390.
- Sabbarese C., Stellato L., Cotrufo M.-F., D'Onofrio A., Ermice A., Terrasi F. et Alfieri S. (2002). Transfer of ¹³⁷Cs and ⁶⁰Co from irrigation water to a soil-tomato plant system. *J Environ Radioactiv*, **61**(1): 21-31.
- Tagami K. et Uchida S. (1998). Aging effect on bioavailability of Mn, Co, Zn and Tc in Japanese agricultural soils under waterlogged conditions. *Geoderma*, **84**(1-3): 3-13.
- Turekian K.-K. et Wedepohl K.-H. (1961). Distribution of the Elements in some major units of the Earth's crust. *Geol Soc Am Bull*, **72**: 175-192.
- Van der Stricht S. et Janssens A. (2001). Radioactive effluents from nuclear power stations and nuclear fuel reprocessing plants in the European Union, 1995-1999. *Radiation Protection 127, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg*.
- Wang Y. et Papenguth H.-W. (2001). Kinetic modeling of microbially-driven redox chemistry of radionuclides in subsurface environments: coupling transport, microbial metabolism and geochemistry. *J Cont Hydrol*, **47**(2-4): 297-309.
- Wang X.-K., Dong W.-M., Wang G. et Tao Z.-Y. (2002). Sorption and desorption of Co(II) on alumina: mechanisms and effect of humic substances. *Appl Radiat Isotopes*, **56**(6): 765-771.
- Wang X.-K., Dong W.-M. et Tao Z.-Y. (2003). A multitracer study on the adsorption of 32 elements on a natural hematite (α -Fe₂O₃): effects of pH and fulvic acid. *Colloid Surface A*, **223**(1-3): 135-143.