

FICHE RADIONUCLÉIDE

Polonium 210 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 : F. Coppin, S. Roussel-Debet

Vérification : J. Garnier-Laplace

Date de rédaction : 24/03/03

Révision : K. Beaugelin-Seiller, O. Connan, P. Germain, S. Roussel-Debet

Vérification : C. Colle

Date de révision : 19/02/04

Caractéristiques

Chimiques

Le polonium, de numéro atomique $Z = 84$, de masse atomique voisine de 209, est un métal du groupe VI du tableau périodique. Il possède plusieurs états d'oxydation : $-II$, $+II$, $+IV$, $+VI$. Pour des conditions naturelles dans l'environnement, le polonium sera vraisemblablement à l'état $+IV$ sous la forme d'ions polonates PoO_3^{2-} .

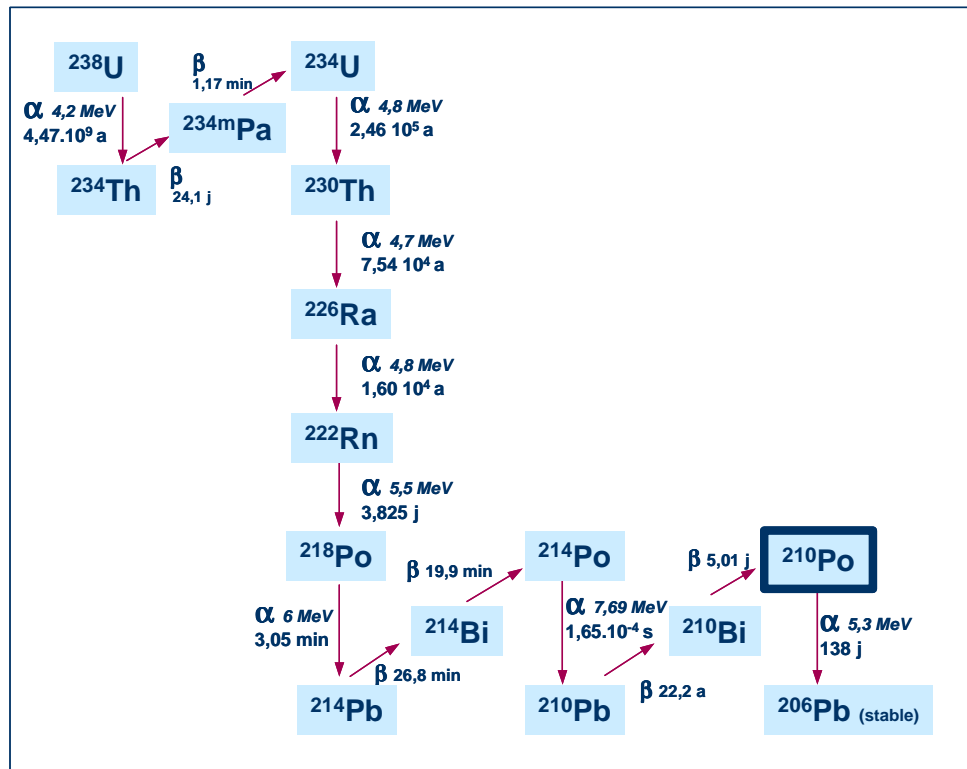
Nucléaires

Le polonium possède 29 isotopes connus, du numéro 190 au numéro 218, tous radioactifs. Sept d'entre eux sont présents dans les trois familles radioactives naturelles. Le plus abondant naturellement est le ^{210}Po émetteur alpha de période radioactive de 138,4 jours qui appartient à la filiation de l'uranium ^{238}U .

Le ^{218}Po et le ^{214}Po sont eux aussi des émetteurs alpha appartenant à la famille radioactive naturelle de l'uranium 238, mais de période beaucoup plus courte.

	^{210}Po « Radium F »	^{214}Po « Radium C' »	^{218}Po « Radium A »
Période radioactive	138,4 j	$1,65 \times 10^{-4}$ s	3,05 min
Activité massique ($Bq \cdot g^{-1}$)	$1,66 \times 10^{14}$	$1,18 \times 10^{25}$	$1,05 \times 10^{19}$
Émission(s) principale(s) par désintégration (rendement d'émission %)	α E = 5 304,5 keV (100 %)	α E = 7 687,1 keV (99,90 %)	α E = 6 002,6 keV (99,98 %)

(Nuclides 2000, 1999)



Origines

Naturelle

Le ^{210}Po est d'origine exclusivement naturelle.

Sa présence dans l'atmosphère découle de plusieurs phénomènes d'importance variable : apports d'aérosols stratosphériques qui contribueraient à enrichir faiblement (1 à 5 %) les couches atmosphériques inférieures (Nho-Kim, 1996), émissions volcaniques qui correspondraient à environ 50 % du ^{210}Po des couches atmosphériques inférieures (Sabroux, 1998) et, surtout, décroissance de l'uranium 238, *via* l'exhalation du radon ^{222}Rn à partir des couches superficielles de la croûte terrestre. Celui-ci décroît vers ^{210}Pb puis ^{210}Bi à l'origine du ^{210}Po . Le plomb et le bismuth se fixent rapidement sur les aérosols et retombent à la surface de la terre et des océans et le ^{210}Po suit le même chemin que ses précurseurs.

D'autres sources indirectes existent également : échange air ↔ océan des espèces bio-volatiles de ^{210}Po , émissions des fumées de feux de biomasses (6 % du ^{210}Po atmosphérique) et remise en suspension des dépôts.

De plus, l'activité anthropique peut indirectement faire augmenter très fortement les concentrations locales de ^{210}Po dans l'air, notamment lors des activités minières ou de forage. Selon l'UNSCEAR (2000), les rejets mondiaux atmosphériques annuels de ^{210}Po liés aux activités humaines seraient de l'ordre de 660 GBq.an^{-1} , dont 490 GBq.an^{-1} pour l'industrie des phosphates. Notons en particulier les mines d'uranium, à l'origine de « sur-concentrations » de polonium dans leur voisinage.

Dans le milieu marin, le ^{210}Po est produit par la décroissance du ^{210}Pb , lui-même descendant du ^{226}Ra dissous dans l'eau de mer, ou introduit directement de l'atmosphère (décroissance du ^{222}Rn). De plus, les concentrations peuvent être localement augmentées du fait de rejets industriels, notamment de déchets de phosphogypses d'usines produisant des engrais phosphatés.

Artificielle

Le ^{210}Po peut être produit dans un réacteur nucléaire par bombardement neutronique de bismuth 209, générant ainsi du bismuth 210 qui se transforme alors, par émission bêta, en polonium 210 selon une période physique de 5 jours.

Concentrations dans l'environnement et métrologie

Dans l'écorce terrestre, le ^{210}Po se trouve à l'équilibre avec le ^{210}Pb , à un niveau voisin de quelques dizaines de Bq.kg^{-1} , alors qu'en surface du sol, l'activité massique est plus élevée (cf. § « Sols »).

Dans un environnement non perturbé, la concentration moyenne du ^{210}Po atmosphérique est de l'ordre de $50 \mu\text{Bq.m}^{-3}$, avec des fluctuations importantes, en relation avec la variabilité spatio-temporelle de l'exhalation du ^{222}Rn , de la zone considérée, soumise ou non à un apport particulier (volcan, feux, zone côtière, sur-concentration locale d'origine anthropique) et des conditions atmosphériques qui affectent le dépôt et la remise en suspension (pluie, vent...).

Après son séjour dans l'atmosphère, le ^{210}Po se dépose à la surface de la planète sous forme d'aérosols secs ou humides. Les concentrations du ^{210}Po dans les eaux de pluies varient entre environ 1 mBq.l^{-1} et $0,1 \text{ Bq.l}^{-1}$ (Coppin et Roussel-Debet, 2004).

Les concentrations de ^{210}Po varient habituellement de 1 à 5 Bq.m^{-3} environ dans les eaux marines. Cependant, le ^{210}Po est très fortement concentré dans les organismes marins où des facteurs de concentration moyens de $10^4 \text{ l.kg}^{-1}_{\text{animal frais}}$ sont communs pour les animaux entiers.

Le ^{210}Po se mesure en spectrométrie alpha, après une séparation radiochimique qui peut être assez simple (traceurs utilisés : ^{208}Po ou ^{209}Po ; dépôt spontané sur des disques d'argent). Un des points importants de cette séparation est la nécessité de ne pas trop chauffer l'échantillon durant la phase de minéralisation, le polonium étant lentement volatil dès 55°C . La scintillation liquide est utilisable mais seulement sur des échantillons d'origine expérimentale ou préalablement purifiés. De nombreuses variantes des procédures de préparation et d'analyses sont publiées (notamment : Chen *et al.*, 2001 ; Germain *et al.*, 1995-a ; Miura *et al.*, 1999 ; Skwarzec, 1997).

Mobilité et biodisponibilité en milieu terrestre

Sols

L'activité massique du ^{210}Po présent dans les sols varie de plusieurs ordres de grandeur, en fonction de la localisation géographique du sol, de sa nature et de la profondeur considérée ; elle va d'environ 10 à 200 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sol sec}}$. Ces valeurs sont très fortement influencées par la présence d'activités « génératrices » de polonium, particulièrement à proximité de sites de stockage des résidus d'extraction des mines d'uranium, où l'activité massique du ^{210}Po peut atteindre 15 000 à 22 000 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sol sec}}$ (Lapham *et al.*, 1989 ; Thomas, 2000).

La profondeur pour laquelle la totalité du radon est exhalée (profondeur de « relaxation ») se situe entre 20 cm et 1 m (Pradel *et al.*, 2001). L'activité massique du ^{210}Po dans les profils de sol présente systématiquement une valeur plus élevée en surface (environ 0–10 cm) qu'en profondeur, ce qui montre l'importance des retombées atmosphériques. La présence d'une litière végétale aboutit, entre autres, à augmenter les concentrations d'un facteur 4 à 5 en sol forestier par rapport à un sol cultivé. Ce phénomène résulte aussi du lessivage et du mélange, par les pratiques agricoles, des sols cultivés. Dans les profils de sol, l'activité massique diminue rapidement à partir de 10 à 25 cm environ de profondeur pour se stabiliser aux alentours de quelques dizaines de $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sec}}$ en deçà de cette couche. Cette distribution caractéristique est toujours observée, y compris sur les sites miniers présentant des « sur-concentrations » en surface (Karunakara *et al.*, 2000 ; Thomas, 2000).

Pour des conditions moyennes des horizons superficiels, le polonium se trouve vraisemblablement à l'état d'oxydation +IV. Il peut s'hydrolyser, se complexer avec certains ligands organiques et co-précipiter, notamment avec les sulfures et les oxydes métalliques (Fe, Mn...). Il s'adsorbe sur les surfaces minérales de façon quasi irréversible, notamment sur les sites amphotères de bordure des argiles.

Dans l'ensemble, le ^{210}Po est un élément peu mobile dans les sols ; son Kd varie entre 10 et 7 000 l.kg^{-1} , une estimation « moyenne » étant de l'ordre de 500 l.kg^{-1} .

Végétaux

La gamme mondiale des activités massiques du ^{210}Po dans les végétaux varie d'environ 2 ordres de grandeur, entre 0,1 et 160 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{végétal sec}}$ pour la plupart des végétaux (Coppin et Roussel-Debet, 2004).

La voie de contamination majoritaire de la végétation par le ^{210}Po est le transfert foliaire (Francis *et al.*, 1968 ; Pietrzak-Flis et Skowronska-Smolak, 1995 ; Skwarzec *et al.*, 2001). Son importance dépend surtout de paramètres non spécifiques au ^{210}Po (période végétative, importance des précipitations et des dépôts, taille et morphologie des feuilles). L'incorporation proprement dite du ^{210}Po dans les feuilles est faible et, corrélativement, une grande partie (jusqu'à 65 %) du dépôt foliaire peut être lessivée ; le facteur de transfert foliaire est, en moyenne, de $0,86 \text{ m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{sec}}$ pour les parties aériennes des plantes et environ 10 fois moins élevé pour les parties protégées du dépôt direct et des particules remises en suspension.

La relative faiblesse du transfert racinaire du ^{210}Po (ainsi que sa forte rétention par les sols) associée à une translocation quasiment négligeable font que le ^{210}Po est principalement concentré dans les feuilles des plantes. Sur des végétaux protégés des dépôts foliaires, les facteurs de transfert (équivalents à des facteurs racinaires) sont de l'ordre de $2 \times 10^{-3} \text{ kg}_{\text{sol sec}} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{végétal sec}}$. Sur des végétaux non protégés, ce facteur (qui intègre, dans ce cas, le dépôt foliaire) varierait de 8×10^{-3} à 5×10^{-1} respectivement pour des tubercules (pommes de terre) et pour *Spartina densiflora* (herbe des marais). Logiquement, du fait de la faiblesse de la translocation, les transferts aux parties protégées des dépôts foliaires (tubercules, grain...) restent inchangés, que les plantes soient soumises ou non au dépôt direct. Si l'on s'intéresse spécifiquement aux parties souterraines des plantes (bulbes, tubercules, racines...), c'est la concentration du ^{210}Po dans le sol et le facteur de transfert racinaire, qui importeront, notamment lorsque du ^{210}Po est apporté avec les engrais — qui ont des teneurs en polonium allant jusqu'à plusieurs centaines de Bq par kg. Le transfert foliaire dans ce cas ne sera pas un facteur déterminant au vu de la faiblesse de la translocation.

Animaux

De nombreux travaux à but médical ont concerné l'incorporation du ^{210}Po par les animaux dans le cadre d'études sur l'effet des émetteurs alpha sur le métabolisme (par exemple : Rencova *et al.*, 1997 ; Stannard et Casarett, 1964). En ce qui concerne les transferts alimentation → animaux, les publications comportent beaucoup de mesures, mais peu d'explications des résultats.

Les activités massiques du ^{210}Po dans les animaux varient de 4 ordres de grandeur suivant les espèces et les organes sélectionnés : de $3,7 \times 10^{-2} \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{frais}}$ pour le muscle de bœuf (Globe et Muth, 1980) à $332 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{frais}}$ pour le foie de caribou (Thomas et Gates, 1999). Ce large intervalle est lié à la quantité de ^{210}Po ingérée par l'animal (végétaux et particules de sol) et à la durée de vie des espèces animales (apport par décroissance du ^{210}Pb au sein des organismes). La demi - vie biologique du ^{210}Po est de l'ordre de quelques mois et varie suivant les organes et les espèces.

L'activité massique du ^{210}Po est généralement plus élevée dans les tissus mous (foie, reins, estomac) et dans les os des animaux que dans les muscles. D'autre part, le facteur de transfert à l'animal est proportionnellement plus faible pour les sites proches des mines d'uranium que pour les sites non perturbés, en raison, semble-t-il, d'une moindre biodisponibilité pour les plantes et les animaux du ^{210}Po associé aux grosses particules issues des activités minières (Thomas, 2000). Pour du bétail, par exemple, le coefficient de transfert végétation \rightarrow corps entier est de 0,012 à 0,049 $\text{kg}_{\text{végétal sec}} \cdot \text{kg}_{\text{frais}}^{-1}$ à proximité d'une mine d'uranium (Lac Ambrosia, USA) contre 0,112 pour un site témoin (Lapham *et al.*, 1989).

Produits transformés

Aucune donnée n'est relative au transfert du polonium lors de la transformation des aliments d'origine terrestre.

Mobilité et biodisponibilité en milieu aquatique continental

Pour ce qui concerne les eaux douces, la documentation est relativement pauvre ; en effet, malgré des facteurs de concentration élevés, le faible niveau de contamination des eaux douces conduit à des valeurs minimales dans les organismes dulçaquicoles (Clulow *et al.*, 1998 ; Haridasan *et al.*, 2001).

Néanmoins, les valeurs mesurées dans l'ensemble des écosystèmes marins, estuariens ou d'eau douce, ainsi que les observations et les interprétations effectuées par les différents auteurs sont cohérentes entre elles, ce qui montre une grande homogénéité du comportement du polonium dans les hydrosystèmes.

Eaux

Le ^{210}Po est généralement présent dans les eaux naturelles sous la forme de Po(IV) , très peu soluble, et présente une très forte affinité pour la phase particulaire. Cependant, dans le cas des pH les plus bas ou dans des conditions anoxiques, le ^{210}Po peut être sous forme de Po(II) , qui lui est soluble (mais précipitable, cf. § ci-après).

Sédiments

Les activités massiques du ^{210}Po sont beaucoup plus élevées dans les sédiments que dans l'eau, et ceci y compris dans les zones de « sur-concentration » ; le ^{210}Po se retrouverait essentiellement piégé dans les sédiments (Haridasan *et al.*, 2001). De plus, seulement 1 à 2 % du ^{210}Po seraient sous forme de particules de masse moléculaire inférieure à 5 kD, considérées comme réellement solubles par Lehto *et al.* (1999). Le ^{210}Po est adsorbé sur la phase particulaire et sur les colloïdes minéraux ou organiques. Le paramètre majeur de contrôle de la sorption / désorption est l'état d'oxydoréduction, avec une forte diminution du ^{210}Po particulaire lorsque l'on passe des eaux de surface, oxydées, à celles plus profondes, anoxiques (Balistreri *et al.*, 1995). Ceci peut s'expliquer par le fait que le ^{210}Po s'adsorberait sur les oxydes de manganèse, et serait libéré lorsque Mn(IV) est réduit en Mn(II) . En outre, Benoit et Hemond (1988) estiment que le Po(IV) non soluble est réduit à l'état de Po(II) soluble presque en même temps que le manganèse (Balistreri *et al.*, 1995) et, dans ces conditions anoxiques, il peut précipiter sous forme de sulfure de polonium (Swarzenski *et al.*, 1999). Dans les eaux de forte salinité — milieux marins ou estuariens — la fraction de ^{210}Po soluble est beaucoup plus importante, probablement du fait d'une compétition

entre le sodium (Na^+) et le polonium pour les sites d'adsorption (Carvalho, 1997 ; Lehto *et al.*, 1999).

Il n'existe pas, à notre connaissance, d'études spécifiques relatives à la détermination des K_d du ^{210}Po entre l'eau et les MES (ou les sédiments), pour les eaux douces. Une valeur par défaut de $1 \times 10^4 \text{ Bq.kg}^{-1}_{\text{sec}}$ par Bq.l^{-1} est utilisée par le NRPB (Simmonds *et al.*, 1995), ce qui est en accord avec la sorption importante de cet élément.

Végétaux

L'accumulation de ^{210}Po dans les plantes aquatiques d'eau douce est peu documentée. Les activités massiques mesurées dans les végétaux aquatiques sont relativement élevées, notamment dans le phytoplancton (environ $20 \text{ Bq.kg}^{-1}_{\text{frais}}$) avec des facteurs de concentration de l'ordre de 1×10^3 à 1×10^4 (Shaheed *et al.*, 1997; Hameed *et al.*, 1997) ; pour les plantes enracinées, le facteur de concentration serait beaucoup plus important pour les eaux stagnantes que pour les eaux courantes, en raison du fait que dans le premier cas, les dépôts atmosphériques qui descendent dans la colonne d'eau se déposent sur les racines des végétaux.

Animaux

Les activités massiques en ^{210}Po des organismes d'eau douce varient d'environ 2 à $100 \text{ Bq.kg}^{-1}_{\text{frais}}$, avec des facteurs de concentration de l'ordre de $1 \times 10^4 \text{ l.kg}^{-1}_{\text{frais}}$ (Coppin et Roussel-Debet, 2004).

L'activité massique du ^{210}Po est beaucoup plus importante chez les invertébrés que pour les poissons. Pour les mollusques, le polonium se concentre dans les tissus mous. En outre, les carapaces (chitineuses) des crustacés accumulent plus le ^{210}Po que les coquilles (carbonates de calcium) des bivalves, du fait de la forte affinité du ^{210}Po pour la matière organique (Cherry et Heyraud, 1981). Chez les poissons, les tissus mous en contact avec l'appareil digestif et les branchies ont une activité en ^{210}Po plus élevée que les muscles et les écailles, l'incorporation résultant classiquement de leur régime alimentaire, ainsi que de la filtration de l'eau par les branchies.

Les facteurs de concentration dans les mollusques et dans les poissons sont très importants, de l'ordre de $1 \times 10^4 \text{ l.kg}^{-1}_{\text{frais}}$. On notera la discordance des valeurs relevées dans la bibliographie (facteurs évalués à partir de mesures *in situ*) avec le facteur générique de $50 \text{ l.kg}^{-1}_{\text{frais}}$ proposé par l'AIEA, qui semble donc sous-estimé.

Mobilité et biodisponibilité en milieu marin

Le polonium 210 a été mesuré dans des espèces de différentes mers et océans en particulier parce qu'il représente la source majeure d'irradiation interne d'origine naturelle des organismes marins ; il est également responsable pour une part importante des doses reçues par les êtres humains du fait de la consommation de produits de la mer. Le ^{210}Po des organismes marins consommés par l'homme serait à l'origine d'une dose variant de 5 à 10 $\mu\text{Sv}\cdot\text{an}^{-1}$ par personne et contribuerait à environ 80 % de la dose collective reçue par une population consommant des animaux marins (Aarkrog *et al.*, 1997 ; Pollard *et al.*, 1998).

Il est connu que le ^{210}Po est transféré le long des chaînes marines trophiques, avec l'ingestion comme mode principal d'entrée dans les organismes, certains organes, tels l'hépatopancréas des crustacés, les glandes digestives de mollusques, le foie de poissons, pouvant concentrer des quantités élevées de ce radionucléide.

Eaux

Le ^{210}Po dans les eaux marines peut exister à l'état d'oxydation -II, +II, +IV et +VI. Dans les conditions oxiques, l'état le plus stable est la forme tétravalente +IV sous la forme $\text{Po}(\text{OH})_4$. Dans des conditions légèrement acides ou neutres, le polonium est hydrolysé sous les formes $\text{PoO}(\text{OH})^+$, $\text{PoO}(\text{OH})_2$, PoO_2 . En milieu alcalin, PoO_3^{2-} est la forme prépondérante. Le polonium dans les eaux naturelles est très peu soluble, et tend à former des colloïdes ou à s'adsorber sur les substances humiques, les particules en suspension, les oxy-hydroxydes de fer et de manganèse.

Les concentrations de ^{210}Po varient habituellement de 1 à 5 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ dans les eaux marines. Stepnowski et Skwarzec (2000) rapportent des concentrations de $0,20 \pm 0,02 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ pour des eaux marines du Spitsberg. Masqué *et al.* (2002) indiquent des teneurs moyennes de $0,27 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ et $1,09 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ respectivement pour les phases particulaire et dissoute ($< 0,2 \mu\text{m}$) en Méditerranée nord-occidentale. Dans des eaux de mer côtières de la Manche, Germain *et al.* (1995-a) indiquent une teneur moyenne de $1,52 \pm 0,41 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ dans la fraction dissoute ($< 0,45 \mu\text{m}$) et des valeurs variant de 0,7 à 16 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ pour des eaux non filtrées. Le ^{210}Po présentant une forte affinité pour les particules en suspension, ses teneurs varient fortement dans des zones de turbidité variable. Dans les estuaires, de 38 à 100 % du ^{210}Po pourraient être associés à la phase particulaire selon la turbidité. Des concentrations de ^{210}Po quasi-nulles dans la fraction dissoute ($< 0,01 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) ont ainsi été rapportées au niveau d'une zone de forte turbidité

dans l'estuaire du Tage (Carvalho, 1997). En zone océanique de forte salinité, la majeure partie du ^{210}Po se trouve sous forme dissoute (73 à 82 % : Carvalho, 1997 ; Masqué *et al.*, 2002).

Sédiments

Il existe peu de données sur les concentrations en ^{210}Po dans les sédiments marins ; elles varient habituellement de 9 à 125 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sec}}$ avec des différences significatives selon les sites, mais pas de variations saisonnières sur un site donné (Germain *et al.*, 1995-b). Les teneurs rapportées pour les sédiments océaniques sont généralement inférieures à 50 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sec}}$ (Mc Donald *et al.*, 1996). Dans les estuaires, des valeurs de 57 à 328 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sec}}$ ont été mesurées dans le Tage (Carvalho, 1997). Dans les sédiments de zones influencées par l'industrie des phosphates, des concentrations de 12 à 238 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sec}}$ ont été mesurées avec cependant des valeurs pouvant être beaucoup plus élevées très localement, de l'ordre de 1 000 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sec}}$ (Haridasan *et al.*, 2001 ; Germain *et al.*, 1995-a). La mesure du rapport $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ dans les sédiments semble indiquer un léger excès de ^{210}Po par rapport à l'équilibre avec le ^{210}Pb , suggérant des processus actifs au niveau des particules (Germain *et al.*, 1995-b). Carvalho (1997) indique la possibilité de re-dissolution du ^{210}Po à partir des sédiments des estuaires.

Peu de données sont disponibles concernant les Kd ; des valeurs (exprimées en $\text{l.kg}^{-1}_{\text{sec}}$) de 12×10^4 à 200×10^4 (Masqué *et al.*, 2002) et de 1×10^4 à 4×10^4 (Carvalho, 1997) ont été calculées pour des eaux océaniques. Pour les estuaires, des valeurs de Kd de 1×10^5 à 9×10^5 ont été proposées (Carvalho, 1997). Mc Donald *et al.* (1996) indiquent des Kd dans les sédiments variant de 5×10^2 à 22×10^3 tandis que l'IAEA (1985) présente une gamme de 10^5 à 5×10^7 avec une valeur recommandée de 2×10^7 .

Algues

Peu d'études rapportent des concentrations en ^{210}Po mesurées dans les algues. Des suivis pluri-annuels sur des algues brunes (*Fucus vesiculosus*) ont montré des variations selon les sites de prélèvements sans qu'aucun cycle saisonnier ne soit mis en évidence pour cette espèce ; les concentrations relevées se situent entre 3 et 22 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sec}}$ en Manche occidentale (Germain *et al.*, 1995-a), entre 3 et 50 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sec}}$ sur les sites côtiers autour de l'Irlande et de la Grande Bretagne (Mc Donald *et al.*, 1996 ; Ryan *et al.*, 1997). Les mesures des rapports $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ indiquent des valeurs proches de l'unité, confortant l'idée que peu d'échanges ont lieu entre l'algue et son environnement. Des mesures sur une algue verte (*Ulva lactuca*) montrent des concentrations variant de 10 à 60 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sec}}$, sans variation saisonnière nette (Wildgust *et al.*, 1998). Les facteurs de concentration calculés par Mc Donald *et al.* (1996) varient de 70 à 2 585, ce qui est cohérent avec la valeur de 1 000 recommandée par l'IAEA (1985).

Animaux

De nombreuses études ont été menées sur le ^{210}Po chez les animaux marins. Il se dégage que l'activité massique du ^{210}Po varie en relation étroite avec les différences de régime alimentaire des diverses espèces (Cherry *et al.*, 1987 ; Heyraud *et al.*, 1988).

Mollusques

Les activités massiques de ^{210}Po dans les mollusques marins varient habituellement de 150 à 600 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sec}}$ chez les moules, de 80 à 1 200 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sec}}$ chez les pétoncles, de 30 à 120 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sec}}$ chez les patelles et de 10 à 80 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sec}}$ chez les bigorneaux (Bustamante *et al.*, 2002 ; Germain *et al.*, 1995-a ; Mc Donald *et al.*, 1996 ; Ryan *et al.*, 1997 ; Stepnowski et Skwarzec, 2000 ; Wildgust *et al.*, 1998). Des variations saisonnières ont été montrées pour les moules (teneurs maximales de mars à juin) et les bigorneaux (teneurs maximales d'avril à juillet) notamment. Chez ces espèces, l'activité maximale se retrouve dans les glandes digestives, puis dans les branchies, et dans les muscles. Il a aussi été montré chez les moules une forte relation entre la teneur en ^{210}Po et le poids avec de plus fortes concentrations trouvées dans les plus petites moules en un site donné (Ryan *et al.*, 1999).

Des exceptions concernant la répartition de l'activité dans les divers organes de mollusques ont cependant été relevées dans des conditions environnementales particulières, avec des teneurs exceptionnellement faibles dans les organes digestifs (environnement de type arctique, Stepnowski et Skwarzec, 2000).

Les facteurs de concentration (FC, en $\text{l.kg}^{-1}_{\text{animal frais}}$) proposés par l'IAEA (1985) sont de 1×10^4 pour les mollusques. Pour les moules, la littérature indique des facteurs de concentration de 2×10^3 à 5×10^5 (Germain *et al.*, 1995-a ; Mc Donald *et al.*, 1996 ; Stepnowski et Skwarzec, 2000). Pour les pétoncles, Stepnowski et Skwarzec (2000) proposent un FC de 72×10^3 . Pour les bigorneaux, Mc Donald *et al.* (1996) proposent un FC variant de 2×10^3 à 30×10^3 .

Crustacés

Les activités massiques de ^{210}Po rapportées pour les crustacés peuvent être très élevées ; des valeurs de 15 à 1 700 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sec}}$ ont été mesurées pour différentes espèces de crevettes issues de milieux côtiers et océaniques (Cherry et Heyraud, 1981) avec des maxima de 26 000 et 150 000 $\text{Bq.kg}^{-1}_{\text{sec}}$ mesurés respectivement pour des crevettes entières et pour l'hépatopancréas chez certaines espèces (Heyraud *et al.*, 1988). Les activités sont plus élevées dans le domaine marin océanique que dans le domaine côtier ou estuarien et elles augmentent chez les

espèces benthiques dont le régime alimentaire comprend plus de particules en suspension et de pelotes fécales (Cherry et Heyraud, 1981). En milieu océanique, pour l'espèce d'amphipode *Eurythenes gryllus*, les valeurs varient de 7 à 286 Bq.kg⁻¹_{sec} (Hargrave *et al.*, 1992 ; Charmasson *et al.*, 1998).

Le facteur de concentration proposé par l'IAEA (1985) pour les crustacés est de 5×10^4 l.kg⁻¹_{animal frais}. Germain *et al.* (1995-b) indiquent des facteurs de concentration (en l.kg⁻¹_{animal frais}) pour la crevette de 4×10^4 pour l'animal entier et de $1,2 \times 10^4$ à 9×10^4 en considérant la chair de l'abdomen et le céphalothorax, respectivement. Charmasson *et al.* (1998) proposent des facteurs de concentration (en l.kg⁻¹_{animal frais}) pour les amphipodes *Eurythenes gryllus* de 6×10^3 à 8×10^3 pour l'organisme entier et de 4×10^4 à 10^5 pour les tractus digestifs.

Poissons

Les activités massiques de ²¹⁰Po reportées pour les poissons sont de l'ordre de 1 à 4 Bq.kg⁻¹_{sec} (1,8 Bq.kg⁻¹_{sec}, morue ; 2,0 Bq.kg⁻¹_{sec}, hareng ; 4,3 Bq.kg⁻¹_{sec}, carrelet, en Mer du Nord ; Dahlgard, 1996). Dans la chair de sole et de flet, les activités mesurées varient de 2 à 25 Bq.kg⁻¹_{sec} en Manche (Germain *et al.*, 1995-b). Le ²¹⁰Po se concentre préférentiellement dans le foie et les intestins avec des activités plus élevées variant de 57 à 297 Bq.kg⁻¹_{sec} (Germain *et al.*, 1995-b).

Des facteurs de concentration (l.kg⁻¹_{animal frais}) variant de 2×10^3 dans les muscles à 25×10^3 dans le foie ont été calculés pour un poisson d'estuaire, le flet (*Platichthys flesus*) (Germain *et al.*, 1995-b). La valeur recommandée par l'IAEA (1985) est de 2×10^3 l.kg⁻¹_{animal frais}.

Distribution dans les tissus

Les études sur la distribution sub-cellulaire d'un élément dans les tissus d'un organisme peuvent apporter des informations sur ses transferts internes chez les individus d'une espèce, sur sa mobilité et sa biodisponibilité, ainsi que des explications sur les différences de comportement entre radionucléides. En ce qui concerne le ²¹⁰Po, ce type d'étude n'est pas fréquent en milieu marin. Ainsi, Bustamante *et al.* (2002) indiquent que près de 40 % du ²¹⁰Po fixé par la glande digestive de *Chlamys varia* sont dans la fraction cytosolique, suggérant une forte biodisponibilité de cette fraction vers les niveaux trophiques plus élevés. Durand *et al.* (1999), étudiant la distribution subcellulaire du ²¹⁰Po dans le foie du maquereau atlantique (*Scomber scombrus*), trouvent que la majorité du ²¹⁰Po se situe également dans le cytosol (80 %) des cellules, et qu'il existe, en particulier, un lien important avec la ferritine et les métallothionéines ; l'absence de ce type de liaison pour le ²¹⁰Pb, explique les rapports élevés ²¹⁰Po / ²¹⁰Pb dans ces tissus.

En résumé ...

Le polonium est un radioélément naturel omniprésent dans l'environnement, avec ses précurseurs, le radon 222 et le plomb 210. L'exposition de l'homme au ^{210}Po par ingestion de végétaux (et, localement, de produits de la mer) apparaît significative par rapport à celle induite par l'incorporation d'autres radionucléides naturels ou artificiels. L'importance des sources du ^{210}Po dans l'atmosphère varie avec la localisation géographique et la présence ou l'absence d'activités minières et d'industries des phosphates.

Dans les sols, le polonium se retrouve essentiellement dans les premiers centimètres, du fait des retombées atmosphériques provoquées par l'exhalation du radon et du dépôt d'aérosols de ^{210}Pb . Le ^{210}Po s'adsorbe sur les surfaces minérales de façon quasi irréversible et peut (co)précipiter avec les (oxy)hydroxydes métalliques ou sous forme de sulfure. C'est un élément peu mobile. La voie d'entrée majoritaire du ^{210}Po dans la végétation est le transfert foliaire qui n'est pas, ou peu, suivi d'incorporation ni de translocation ; il reste principalement concentré sur les feuilles. Le transfert du ^{210}Po aux animaux s'effectue principalement par ingestion. Les facteurs de transfert sont relativement importants et, contrairement au cas des plantes, il est nécessaire de tenir compte de la décroissance radioactive du ^{210}Pb incorporé dans les organismes, lors de l'évaluation de leur contamination.

Dans les hydrosystèmes d'eau douce, comme dans les sols, le ^{210}Po est généralement immobilisé sous forme de Po(IV) insoluble et associé à la phase particulaire ou colloïdale. Les sédiments constituent un puits pour le ^{210}Po , qui peut s'adsorber sur les particules, (co)précipiter avec des phases minérales ou précipiter sous forme de sulfure. Les organismes aquatiques, en particulier le plancton et les invertébrés, ont la capacité de concentrer le ^{210}Po présent dans l'eau — dans les tissus mous et les viscères pour les animaux. Chez le poisson, les activités massiques les plus faibles sont mesurées au niveau de la chair, qui constitue la partie consommée par l'homme.

Dans les eaux marines, le ^{210}Po présente une forte affinité pour les matières en suspension. La voie principale d'entrée chez les animaux est l'ingestion. Le ^{210}Po se concentre fortement dans les animaux marins où des activités très élevées peuvent être observées dans certains organes, glande digestive des mollusques, hépatopancréas des crustacés, foie des poissons. Au niveau cellulaire, le ^{210}Po est présent dans la fraction cytosolique, suggérant une forte biodisponibilité de cette fraction vers les niveaux trophiques plus élevés. Il contribue par cette voie à une part importante des doses reçues par les êtres humains du fait de la consommation de produits de la mer.

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 ¹	150 (6 – 3 600)
Sol argileux ¹	2 700
Sol limoneux ou texture moyenne ¹	400 (30 – 5 400)
Sol organique (> 30% de M.O.) ¹	6 600
Valeur générique ² sols agricoles argileux, de pH compris entre 4,5 et 9	540

(¹ IAEA, 1994 ; ² Baes *et al.*, 1984)

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

Végétaux (parties aériennes)	0,86
Céréales (grain)	0,025
Légumes racines (betterave, radis)	0,069

(Pietrzak-Flis et Skowronska-Smolak, 1995)

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

Fourrage (valeur générique) ¹	1,0 × 10 ⁻¹
Cultures (valeur générique) ¹	2,0 × 10 ⁻³
Tous végétaux : parties aériennes (valeur générique) ²	2,5 × 10 ⁻³
Tous végétaux : parties racinaires (valeur générique) ²	4,0 × 10 ⁻⁴

(¹ IAEA, 2001 ; ² Baes *et al.*, 1984)

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

Lait de vache (valeur générique) ¹	$3,0 \times 10^{-3}$
Lait de vache (valeur générique) ²	$3,5 \times 10^{-4}$
Viande de bœuf (valeur générique) ¹	$5,0 \times 10^{-3}$
Viande de bœuf (valeur générique) ²	$9,5 \times 10^{-5}$

(¹ IAEA, 2001 ; ² Baes *et al.*, 1984)

Facteur de transfert par transformation alimentaire

Aucune valeur

Paramètres radioécologiques usuels : eaux douces

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

Valeur générique	1,0 × 10 ⁻⁴
------------------	------------------------

(Simmonds *et al.*, 1995)

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

Phytoplancton	2,2 × 10 ⁴
Jacinthe d'eau <i>Eichhornia Crassipes</i>	
Partie aérienne	3 × 10 ³ – 5 × 10 ³
Racines	7 × 10 ³ – 2,2 × 10 ⁴

(Shaheed *et al.*, 1997 ; Hameed *et al.*, 1997)

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

Invertébrés (valeur générique) ¹	2,0 × 10 ⁴
Gastéropodes : tissus mous (<i>in situ</i>) ³	3 × 10 ⁴ – 4 × 10 ⁴
Bivalves : tissus mous (<i>in situ</i>) ³	4 × 10 ⁴ – 8 × 10 ⁴
Crustacés : tissus mous (<i>in situ</i>) ³	1,5 × 10 ⁴
Poissons : muscle (valeur générique) ²	5 × 10 ¹
Poissons : muscle (<i>in situ</i>) ³	2 × 10 ³ – 2 × 10 ⁴

(¹ IAEA, 1982 ; ² IAEA, 2001 et IAEA, 1994 ; ³ Shaheed *et al.*, 1997 ; Hameed *et al.*, 1997 ; Clulow *et al.*, 1998 ; Stepnowski et Skwarzec, 2000)

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

Aucune valeur	
---------------	--

Paramètres radioécologiques usuels : milieu marin

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

Méditerranée occidentale ¹	$1,2 \times 10^5 - 2,0 \times 10^6$
Milieu océanique ²	$1 \times 10^4 - 4 \times 10^4$
Milieu estuarien ²	$1 \times 10^5 - 9 \times 10^5$
Sédiments côtiers ³	$5 \times 10^2 - 2,2 \times 10^4$
Sédiments côtiers ⁴	$1 \times 10^5 - 5 \times 10^7$

(¹ Masqué *et al.*, 2001 ; ² Carvalho, 1997 ; ³ McDonald *et al.*, 1996 ; ⁴ IAEA, 1985)

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

<i>Fucus vesiculosus</i> ¹	$7,0 \times 10^1 - 2,6 \times 10^3$
Macro-algues ²	1×10^3

(¹ McDonald *et al.*, 1996 ; ² IAEA, 1985)

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

Zooplancton ¹	3×10^4
Phytoplancton ¹	3×10^4
Mollusques ¹	1×10^4
Moules (chair) ²	$2 \times 10^3 - 5 \times 10^5$
Pétoncles (chair) ³	$7,2 \times 10^4$
Bigorneaux (chair) ⁴	$2 \times 10^3 - 30 \times 10^3$
Crustacés ¹	5×10^4
Crevettes (animal entier) ⁵	4×10^4
Crevettes (céphalothorax) ⁵	9×10^4
Crevettes (chair) ⁵	$1,2 \times 10^4$
Crustacés amphipodes <i>Eurythenes gryllus</i> (entier) ⁶	$6 \times 10^3 - 8 \times 10^3$
Crustacés amphipodes <i>Eurythenes gryllus</i> (tractus digestif) ⁶	$4 \times 10^4 - 1 \times 10^5$
Poissons ¹	2×10^3
Poissons (intestins) ⁵	$2,2 \times 10^4$
Poissons (branchies) ⁵	8×10^3
Poissons (muscles) ⁵	2×10^3
Poissons (foie) ⁵	$2,5 \times 10^4$

(¹ IAEA, 1985 ;

² Mc Donald *et al.*, 1996 ; Stepnowski et Skwarzec, 2000 Germain *et al.*, 1995-b ;

³ Stepnowski et Skwarzec, 2000 ;

⁴ Mc Donald *et al.*, 1996 ;

⁵ Germain *et al.*, 1995-b ; Charmasson *et al.*, 1998)

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

Aucune valeur

Bibliographie succincte

Aarkrog A, Baxter MS, Bettencourt AO, Bojanowski R, Bologna A, Charmasson S, Cunha I, Delfanti R, Duran E, Holm E, Jeffrey R, Livingston HD, Mahapanyawong S, Nies H, Osvath I, Pingyu L, Povinec PP, Sanchez A, Smith JN et Swift D (1997). A comparison of Doses from ^{137}Cs and ^{210}Po in Marine Food, a major international study. *J Environ Radioactiv*, 34(1): 69-90.

Baes III CF, Sharp R, Sjoreen AL et Shor RW (1984). *A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture*, Oak Ridge National Lab., Tenn. (USA), ORNL-5786, September 1984.

Balistreri LS, Murray JW et Paul B (1995). The geochemical cycling of stable Pb, ^{210}Pb , and ^{210}Po in seasonally anoxic Lake Sammamish, Washington, USA. *Geochim Cosmochim Acta*, 59(23): 4845-4861.

Benoit G et Hemond HF (1988). *The biogeochemistry of ^{210}Pb and ^{210}Po in fresh waters and sediments*. 14-08-0001-G1132, Department of Civil Engineering, Cambridge.

Bustamante P, Germain P, Leclerc G et Miramand P (2002). Concentration and distribution of ^{210}Po in the tissues of the scallop *Chlamys varia* and the mussel *Mytilus edulis* from the coasts of Charente-Maritime (France). *Mar Pollut Bull*, 44: 997-1002.

Carvalho FP (1997). Distribution, cycling and mean residence time of Ra-226, Pb-210 and Po-210 in the Tagus estuary. *Sci Tot Environ*, 196(2) : 151-161.

Charmasson S, Germain P et Leclerc G (1998). ^{210}Po as a tracer of variations of trophic input to deep-sea benthic ecosystems: a study of the deep-sea amphipod *Eurythenes gryllus* from the tropical Atlantic. *Radiat Prot Dosim*, 75 (1-4): 131-138.

Chen QJ, Hou XL, Dahlgaard H, Nielsen SP et Aarkrog A (2001). A rapid method for the separation of Po-210 from Pb-210 by TIOA extraction. *J Radioanal Nuc Chem*, 249(3): 587-593.

Cherry RD et Heyraud M (1981). Polonium-210 content of marine shrimp: variation with biological and environmental factors. *Mar Biol*, 65: 167-175.

Cherry MI, Cherry RD et Heyraud M (1987). Polonium-210 and lead-210 in Antarctic marine biota and sea water. *Mar Biol*, 96 : 441-449.

Clulow FV, Dave NK, Lim TP et Avadhanula R (1998). Radionuclides (lead-210, polonium-210, thorium-230, and -232) and thorium and uranium in water, sediments, and fish from lakes near the city of Elliot Lake, Ontario, Canada. *Environ Pollut*, 99(2): 199-213.

Coppin F et Roussel-Debet S (2004). Comportement du ^{210}Po en milieu terrestre : revue bibliographique. *Radioprotection*, 39: (sous presse).

Dahlgaard H (1996). Polonium-210 in Mussels and Fish from the Baltic-North Sea Estuary. *J Environ Radioactiv*, 31(1-2) : 91-96.

Durand JP, Carvalho FP, Goudard F, Pieri J, Fowler SW et Cotret O (1999). ^{210}Po binding to metallothioneins and ferritin in the liver of teleost marine fish. *Mar Ecol - Prog Ser*, 177: 189-196.

Francis CW, Chesters G et Erhardt WH (1968). ^{210}Po entry into plants. *Environ Sci Technol*, 2(9): 691-695.

Germain P, Leclerc G, et Simon S (1995-a). Transfer of polonium-210 into *Mytilus Edulis* (L.) and *Fucus vesiculosus* (L.) from the baie de Seine (Channel coast of France). *Sci Total Environ*, 164: 109-123.

Germain P, Boust D et Leclerc G (1995-b). Progress report on studies undertaken for contract n°CEC F 13-P-CT 92 00 35 (years 1993-1995).

- Globel B et Muth H (1980). *Natural radioactivity in drinking water, foodstuffs and man in Germany*. In: C Luxembourg (Editor), Seminar on Radiological burden of man from natural radioactivity in the countries of the CEC, Le Vésinet, Paris, France: 331-348.
- Hameed PS, Shaheed K et Somasundaram SSN (1997). A study on distribution of natural radionuclide polonium-210 in a pond ecosystem. *J Biosciences*, 22(5): 627-634.
- Hargrave B T, Germain P, Philippot JC, Hemon G et Smith JN (1992). Stable elements and ^{210}Po in the deep-sea amphipod *Eurythenes gryllus*. *Deep-Sea Research*, 39 (1): 37-44.
- Haridasan PP, Paul AC et Desai MVM (2001). Natural radionuclides in the aquatic environment of a phosphogypsum disposal area. *J Environ Radioactiv*, 53(2): 155-165.
- Heyraud M, Domanski P, Cherry RD et Fasham MJR (1988). Natural tracers in dietary studies: data for ^{210}Po and ^{210}Pb in decapod schrimp and other pelagic organisms in the Northeast Atlantic Ocean. *Mar Biol*, 97: 507-519.
- IAEA (2001). *Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment*. International Atomic Energy Agency, IAEA Safety Reports Series N° 19, Vienne.
- IAEA (1994). *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments*. International Atomic Energy Agency, IAEA Technical reports Series N° 364, Vienne.
- IAEA (1985). *Sediment K_d s and concentration factors for radionuclides in the marine environment*. International Atomic Energy Agency, IAEA Technical reports Series N° 247, Vienne.
- IAEA (1982). *Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Release*. International Atomic Energy Agency, IAEA Safety Series N° 57, Vienne.
- Karunakara N, Avadhani DN, Mahesh HM, Somashekarappa HM, Narayana Y et Siddappa K (2000). Distribution and enrichment of ^{210}Po in the environment of Kaiga in South India. *J Environ Radioactiv*, 51(3): 349-362.
- Lapham SC, Millard JB et Samet JM (1989). Health implications of radionuclide levels in cattle raised near U mining and milling facilities in Ambrosia Lake, New Mexico. *Health Phys*, 56(3): 327-340.
- Lehto J, Kelokaski P, Vaaramaa K et Jaakkola T (1999). Soluble and particle-bound Po-210 and Pb-210 in groundwaters. *Radiochim Acta*, 85(3-4): 149-155.
- Mc Donald P, Baxter MS et Scott EM (1996). Technological Enhancement of Natural Radionuclides in the Marine Environment. *J Environ Radioactiv*, 32(1-2): 67-90.
- Masqué P, Sanchez-Cabeza JA, Bruach JM, Palacios E et Canals M (2002). Balance and residence times of ^{210}Pb and ^{210}Po in surface waters of the northwestern Mediterranean Sea. *Cont Shelf Res*, 22: 2127-2146.
- Miura T, Hayano K et Nakayama K (1999). Determination of Pb-210 and Po-210 in environmental samples by alpha ray spectrometry using an extraction chromatographic resin. *Anal Sci*, 15(1): 23-28.
- Nho-Kim EY (1996). *Le polonium-210 dans les aérosols : contribution à l'étude des feux de savanes et des émissions volcaniques*. Thèse, Jussieu-Paris VII, Paris.
- Nuclides 2000 (1999). *An electronic chart of the nuclides*. Institute for Transuranium Elements, Joint research center, European commission.
- Pietrzak-Flis Z et Skowronska-Smolak M (1995). Transfer of ^{210}Pb and ^{210}Po to plants via root system and above-ground interception. *Sci Tot Environ*, 162(2-3): 139-147.
- Pollard D, Ryan TP et Dowdall A (1998). The dose to irish seafood consumers from ^{210}Po . *Radiat Prot Dosim*, 75(1-4): 139-142.
- Pradel J, Zettwoog P, Deller N et Beutier D (2001). Le polonium 210, un repère naturel important en radioprotection. *Radioprotection*, 36(4): 401-416.

- Rencova J, Svoboda V, Holusa R, Volf V, Jones MM et Singh PK (1997). Reduction of subacute lethal radiotoxicity of polonium-210 in rats by chelating agents. *Int J Radiat Biol*, 72(3): 341-348.
- Ryan TP, Germain P, Dowdall AM, Leclerc G et Pollard D (1997). A comparison of ^{210}Po in *Mytilus edulis* and *Fucus vesiculosus* in French and Irish Coastal Waters. *Radioprotection*, 32, C2: 345-352.
- Ryan TP, Dowdall AM, Mc Garry AT, Pollard D et Cunningham JD (1999). ^{210}Po in *Mytilus edulis* in the Irish marine environment. *J Environ Radioactiv*, 43(3): 325-342.
- Sabroux JC (1998). *Le radon, traceur de phénomènes naturels*. In : Mettievier H et Robé MC, *Le radon de l'environnement à l'homme*. Collection IRSN, EDP Sciences, Les Ulis (France): 31-49.
- Shaheed K, Somasundaram SSN, Hameed PS et Iyengar MAR (1997). A study of polonium-210 distribution aspects in the riverine ecosystem of Kaveri, Tiruchirappalli, India. *Environ Pollut*, 95(3): 371-377.
- Skwarzec B, Struminska DI, Ulatowski J et Golebiowski M (2001). Determination and distribution of Po-210 in tobacco plants from Poland. *J Radioanal Nuc Chem*, 250(2): 319-322.
- Skwarzec B (1997). Polonium, uranium and plutonium in the southern Baltic Sea. *Ambio*, 26(2): 113-117.
- Simmonds JR, G Lawson et A Mayall (1995). *Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment*. Report EUR 15760, Radiation Protection 72, National Radiological Protection Board, 350 p.
- Stannard JN et Casarett GW Editors (1964). *Metabolism and biological effect of an alpha emitter polonium-210*, S.5. Radiation Research, Academic Press, New York and London, 442 p.
- Stepnowski P et Skwarzec B (2000). A comparison of ^{210}Po accumulation in molluscs from the southern Baltic, the coast of Spitsbergen and Sasek Wielki Lake in Poland. *J Environ Radioactiv*, 49(2): 201-208.
- Swarzenski PW, McKee BA, Sorensen K et Todd JF (1999). Pb-210 and Po-210, manganese and iron cycling across the $\text{O}_2/\text{H}_2\text{S}$ interface of a permanently anoxic fjord: Framvaren, Norway. *Mar Chem*, 67(3-4): 199-217.
- Thomas PA (2000). Radionuclides in the terrestrial ecosystem near a Canadian uranium mill. *Health Phys*, 78(6): 614-640.
- Thomas PA et Gates TE (1999). Radionuclides in the Lichen-Caribou-Human Food Chain Near Uranium Mining Operations in Northern Saskatchewan, Canada. *Environ Health Persp*, 107(7): 527-537.
- UNSCEAR (2000). *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. Volume I : Sources. Annex B : Exposures from natural radiation sources, pp 84-141. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Vienne.
- Wilgust MA, McDonald P et White KN (1998). Temporal changes of ^{210}Po in temperate coastal waters. *Sci Total Environ*, 214(1): 1-10.