

Strontium 90

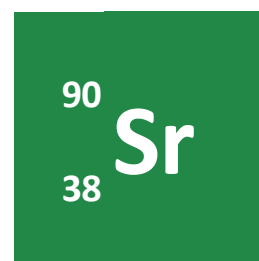
et environnement

FICHE RADIONUCLÉIDE

Cette fiche résume le comportement de l'élément chimique dans les principaux compartiments des écosystèmes terrestres et aquatiques, sous les deux hypothèses suivantes.

- La discrimination isotopique est négligeable, ce qui est vérifié pour la plupart des éléments traités.
- Lorsque l'élément possède des isotopes stables, l'analogie de comportement entre ses isotopes stables et radioactifs est admise implicitement, sachant toutefois que pour les éléments existant à l'état naturel, la forme chimique et le milieu d'émission des rejets anthropiques sont susceptibles d'impliquer des voies et processus de transfert autres que ceux identifiés pour l'élément stable naturel.

Le ou les isotopes radioactifs désignés dans l'intitulé de la fiche correspondent aux radionucléides d'importance radioécologique majeure, au sens des quantités et de la rémanence dans l'environnement, d'autres isotopes, radioactifs ou stables, pouvant être cités à titre complémentaire. Les informations, volontairement simplifiées, sont destinées à refléter l'état des connaissances sur le sujet à la date de mise à jour et à proposer des valeurs pour les principaux paramètres radioécologiques usuels permettant une estimation des transferts dans l'environnement et plus particulièrement au sein de la chaîne alimentaire.



RÉDACTION :
S. Roussel-Debet,
K. Beaugelin

VÉRIFICATION :
C. Colle

DATE DE RÉDACTION :
25/07/05

CARACTÉRISTIQUES

CHIMIQUES

Le strontium est un alcalino-terreux dont les propriétés physico-chimiques sont intermédiaires entre celles du calcium et celles du baryum. En solution, il est le plus souvent sous forme de sels très solubles, notamment chlorures ou nitrates (Lide, 1999).

Le strontium naturel est composé de quatre isotopes stables : ^{88}Sr (82,53 %), ^{86}Sr (9,87 %), ^{87}Sr (7,04 %) et ^{84}Sr (0,56 %). L'abondance naturelle du ^{87}Sr varie légèrement en raison de sa production *via* la décroissance du ^{87}Rb , présent naturellement dans l'écorce terrestre. Cette variation isotopique est utilisée pour dater la formation de certaines roches (chronostatigraphie) et tracer l'évolution de phénomènes biogéochimiques, notamment pédogenèse et altération des sols (Capo *et al.*, 1998).

NUCLÉAIRES

Parmi les 16 isotopes radioactifs connus, les plus importants sont les isotopes 85, 89 et 90. L'isotope 85 est utilisé dans la recherche. Le strontium 89 et le strontium 90 résultent de la désintégration du rubidium. Le ^{90}Sr conduit par désintégration β^- à l'yttrium 90, lui-même émetteur β^- de période radioactive courte (2,67 jours), qui décroît vers le zirconium 90 stable.

	^{85}Sr	^{89}Sr	^{90}Sr
Période radioactive	64,8 jours	50,5 jours	29,14 ans
Activité massique ($\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$)	$8,78 \times 10^{14}$	$1,08 \times 10^{15}$	$5,05 \times 10^{12}$
Émission(s) principale(s) par désintégration (rendement d'émission %)	β^+ 550 (99,0)	β^- 1 492 (100)	β^- 546 (100)
	γ 514 (100)		

(Nuclides 2000, 1999)

ORIGINES

NATURELLE

Le strontium stable existe à l'état naturel dans les roches mères, à raison d'une dizaine de ppm dans les grès et jusqu'à 450 ppm dans les roches carbonatées. Les principaux minerais du strontium sont la strontianite (SrCO_3) et la célestite (SrSO_4). On le trouve aussi en faible concentration dans les minerais de calcium et de baryum et, à l'état de traces, dans l'eau de mer (Lide, 1999). Le strontium stable présent dans les eaux de surface provient très majoritairement de l'érosion des sols et des roches, le dépôt de poussières atmosphériques n'intervenant que très peu (ATSDR, 2004). Les concentrations associées sont généralement inférieures à $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$; occasionnellement elles peuvent être plus élevées en fonction de la nature des bassins versants.

ARTIFICIELLE

Le strontium 90 est en quasi-totalité d'origine artificielle. C'est l'un des principaux radionucléides issus des retombées des essais nucléaires militaires atmosphériques. Il entre, pour une faible part, dans les rejets d'effluents des centrales nucléaires et, en proportion plus grande, dans les effluents liquides des usines de retraitement. De plus, le strontium 90 peut être émis lors d'accidents d'installations nucléaires.

Explosions nucléaires atmosphériques

De 1945 à 1980, les explosions nucléaires atmosphériques ont conduit à la dispersion de 622 PBq de ⁹⁰Sr dans l'atmosphère. L'activité totale déposée est estimée à 470 PBq pour l'hémisphère nord (soit une densité de dépôt surfacique de 3 440 Bq.m⁻²) et à 142 PBq pour l'hémisphère sud (UNSCEAR, 2000).

Installations de retraitement du combustible

Le ⁹⁰Sr est créé par fission au sein des réacteurs et l'essentiel de ses rejets s'effectue par voie liquide, lors du retraitement des combustibles irradiés. En 1997, les rejets respectifs des usines de La Hague et de Sellafield se sont élevés à 3,7 TBq et 37 TBq (UNSCEAR, 2000).

Accidents d'installations nucléaires

En 1957, l'accident de Windscale (Royaume-Uni) a libéré 74 GBq de strontium 90 (Galle, 1997). Les rejets de routine et surtout l'accident de l'usine Mayak près de Kychtym dans la région de Tcheliabinsk (Oural) ont dispersé 58 PBq de ⁹⁰Sr, entraînant une contamination des sols du bassin de la rivière Techa allant de 3,7 à 74 x 10³ kBq.m⁻² (UNSCEAR, 2000 ; Kryshev, 1998).

Lors de l'accident de Tchernobyl (1986), environ 8 000 TBq de ⁹⁰Sr ont été rejetés dans l'atmosphère (IRSN, 2003) ; dans le voisinage du site, la densité de dépôt a été de l'ordre de 1 MBq.m⁻² (Bossew *et al.*, 2004) alors qu'en France les retombées ont été de l'ordre de 1 à 600 Bq.m⁻², le dépôt humide ayant représenté au moins les 2/3 du dépôt total (Renaud *et al.*, 1999).

CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT ET MÉTROLOGIE

En France, l'exposition au ⁹⁰Sr est négligeable et provient essentiellement du reliquat des retombées des essais nucléaires atmosphériques. Les mesures de strontium 90 dans l'environnement sont assez rares à l'heure actuelle, parce que, d'une part, il n'est pas mesurable simplement et, d'autre part, les activités massiques sont généralement très faibles, voire non détectables.

Dans les sols, les mesures systématiques effectuées par l'IRSN indiquent en général des activités massiques de l'ordre du becquerel par kilogramme de sol sec. L'existence de sols présentant une activité détectable en ⁹⁰Sr est par ailleurs probable, notamment sur les reliefs des Alpes et du Jura. En effet, des mesures effectuées sur des prairies d'altitude en Autriche (Gatsberger, 2000) ainsi qu'en Suisse (Froidevaux *et al.*, 2004) indiquent des activités respectives de l'ordre ¹ de 0,3 à 10 Bq.kg⁻¹ de sol sec. Des mesures effectuées dans la province de Bisquay (Espagne) font état de valeurs allant d'environ 0,2 à 9 Bq.kg⁻¹ dans les sols (Herranz *et al.*, 2001).

¹ Valeur estimée à partir des mesures de densité de dépôt, compte tenu d'une masse de sol par unité de surface évaluée à 280 kg.m⁻² (sol sec) sur les 20 premiers centimètres du sol.

Les concentrations du ^{90}Sr en rivière sont principalement liées aux retombées atmosphériques ; elles sont généralement inférieures à 10 mBq.l^{-1} (Matsunaga *et al.*, 2004 ; Pujol et Sanchez-Cabeza, 2000 ; Monte *et al.*, 1997).

Le strontium 90 est mesuré, dans les échantillons de l'environnement par comptage β de son descendant ^{90}Y , en scintillation liquide ou sur compteur proportionnel. La procédure nécessite une radiochimie préalable pour extraire le strontium 90 de l'échantillon et le séparer de l'yttrium 90 initialement présent. La mesure est effectuée après environ 14 jours, délai au bout duquel l'yttrium est quasiment à l'équilibre isotopique avec le strontium (*e.g.*, Wang *et al.*, 2004 ; Grahek *et al.*, 1999).

MOBILITÉ ET BIODISPONIBILITÉ EN MILIEU TERRESTRE

SOLS

Dans la solution du sol, le strontium se trouve essentiellement sous forme de cation divalent Sr^{2+} qui peut se substituer au calcium Ca^{2+} dans les minéraux et les carbonates, mais aussi au potassium K^+ dans les argiles lorsque la silice est substituée par l'aluminium (Cole *et al.*, 2000).

La concentration moyenne du strontium stable dans les sols est de 240 ppm et peut varier de moins de 10 à plus de 1 000 ppm ; il est assez fortement retenu sur les argiles et la matière organique, avec une fraction labile allant de 0,1 à 1 % (Capo *et al.*, 1998). En revanche, la fraction échangeable du radio-strontium — exogène — déterminée par des extractions séquentielles atteint plusieurs dizaines de pour cent, voire davantage dans les sols organiques soumis à quelques mois de vieillissement (Forsberg *et al.*, 2001).

Le strontium est majoritairement sorbé de façon réversible par échange cationique (Liu *et al.*, 1995). Les isothermes de sorption sont modélisables par une loi de Freundlich (Hakem *et al.*, 2000 ; Gutierrez et Fuentes, 1991). Il s'adsorbe sur les hydroxydes d'aluminium Al_2O_3 (Khan *et al.*, 1995) ou de manganèse alors que sa sorption sur les oxydes de fer est réputée moindre que celle d'autres métaux divalents (Trivedi et Axe, 1999). Il est susceptible de co-précipiter par voie abiotique et surtout biotique par réduction dissimilative du fer et précipitation de carbonate de fer en milieu alcalin (Roden *et al.*, 2002).

La vitesse de sorption sur le sol est assez rapide : 4 à 48 heures (Gutierrez et Fuentes, 1991 ; Hakem *et al.*, 2000). Sur des phases pures, des équilibres plus compliqués peuvent se manifester. Ainsi, Trivedi et Axe (1999) montrent que la sorption du strontium sur les oxydes de fer, aluminium et manganèse serait un phénomène à 2 vitesses : une adsorption externe instantanée et réversible suivie d'une réaction lente de diffusion à l'intérieur des particules d'oxydes, ces sites internes constituant 90 % des sites de sorption. D'autre part, la sorption sur des colloïdes naturels et artificiels (argiles, silice) dure de 1 h à 37 jours (Vilks et Baik, 2001) et la désorption (incomplète) est beaucoup plus lente, jusqu'à 90 jours (Lu et Mason, 2001).

Les facteurs qui influencent la partition du strontium entre phase solide et phase liquide du sol sont essentiellement la capacité d'échange cationique, le pH et, surtout, la présence et la quantité du compétiteur Ca^{2+} dans la solution du sol (Camps *et al.*, 2004 ; Szenknect, 2003 ; Lu et Mason, 2001 ; Page, 1999 ; Yasuda *et al.*, 1995). Secondairement interviennent aussi la surface spécifique du solide, la teneur en oxydes métalliques et la conductivité de la solution (Rosentreter *et al.*, 1999).

Le strontium fait partie des radionucléides moyennement mobiles dans les sols ; une compilation des valeurs de K_d dans les sols montre une distribution dans laquelle environ 2/3 des données sont inférieures à 40 l.kg^{-1} pour un intervalle de valeurs variant de 0,03 à $1\,150 \text{ l.kg}^{-1}$ et une moyenne géométrique de 17 l.kg^{-1} (Roussel-Debet et Colle, 2005).

VÉGÉTAUX

Le strontium stable est naturellement présent dans les végétaux à une concentration moyenne de l'ordre de 25 ppm (en poids sec), avec une variabilité importante, la gamme observée allant de moins de 0,2 ppm dans le grain de maïs à 320 ppm dans des champignons (Coughtrey et Thorne, 1983). Les facteurs de transfert racinaire varient de 0,4 à 10 (en poids sec) et il ne semble pas exister de différence notable entre le comportement du radiostrontium et celui de l'isotope stable. Les facteurs de transfert racinaire présentent une relative variabilité, imputable, d'une part, aux différences entre les espèces (Coughtrey et Thorne, 1983) et, d'autre part, aux interactions entre le strontium et le calcium (et le magnésium) de la solution du sol (Ehlken et Kirchner, 2002). Ainsi, par exemple, Camps *et al.* (2004) montrent qu'il est possible de modéliser le facteur de transfert racinaire du strontium en faisant intervenir les concentrations en Ca^{2+} et Mg^{2+} , échangeables et totaux, de la solution du sol. Choi *et al.* (2004) montrent aussi l'effet compétiteur d'un amendement calcaire sur le transfert du strontium au riz. Une revue bibliographique des facteurs de transfert racinaire aux fruits a été effectuée par Carini (2001). Pour le strontium, ces facteurs varient entre $1,2 \times 10^{-3}$ et $2,1 \times 10^{-1}$ (Bq.kg^{-1} de végétal sec par Bq.kg^{-1} de sol sec) et dépendent du type de végétal (arbre, buisson, végétaux herbacés). Contrairement au césium, il n'y a pas de différence flagrante entre les valeurs observées en zone tempérée et celles relatives aux végétaux d'origine tropicale. Outre les caractéristiques du végétal, la variabilité observée provient du type de sol — en particulier sa teneur en calcium échangeable qui joue un rôle compétiteur avec le strontium.

En plein champ, le transfert foliaire des particules remises en suspension dans l'air participerait, pour environ 1 à 10 %, à la contamination totale du végétal, selon l'ancienneté et les caractéristiques de la contamination du sol, l'adhésion de sol représentant environ 1 % (Malek *et al.*, 2002).

Des essais de contamination foliaire par aérosols effectués par l'IRSN permettent de donner des ordres de grandeur des facteurs de transfert foliaire global (exprimés en Bq.kg^{-1} frais de végétal à la récolte par Bq.m^{-2}), pour différents végétaux consommés. Les valeurs, qui varient selon le végétal et le stade végétatif au moment du dépôt, sont de l'ordre de 10^{-1} pour les feuilles et de 10^{-4} à 10^{-3} pour les fruits ; les facteurs de translocation (Bq.kg^{-1} frais de fruit par Bq.kg^{-1} frais de végétal entier) sont en général inférieurs d'un ordre de grandeur à ceux du césium, montrant la moindre mobilité du strontium dans le végétal (Madoz-Escande et Santucci, 2004).

Quel que soit le mode de contamination, foliaire ou racinaire, le strontium tendrait à s'accumuler dans les feuilles et les pétioles des végétaux, sans redistribution ultérieure et (Coughtrey et Thorne, 1983 ; von Fircks *et al.*, 2002). La translocation dans le végétal, notamment vers les fruits, est faible, inférieure à 5 % de l'activité totale du végétal pour la tomate (Brambilla *et al.*, 2002) et de l'ordre de 0,1 % pour des grains de blé contaminés par voie foliaire (Vandecasteele *et al.*, 2001).

ANIMAUX

Dans les organismes animaux, le métabolisme du strontium est également étroitement lié à celui du calcium. À ce titre, le ^{85}Sr est parfois utilisé en radiodiagnostic du comportement du calcium. Sur un écosystème naturel, West *et al.* (2001) montrent que l'accumulation du strontium dans les organismes de la mésofaune du sol (insectes, mollusques...) est d'autant plus importante que l'animal tend à accumuler le calcium, sans toutefois observer une proportionnalité constante entre calcium et strontium.

Aucun rôle essentiel n'a été mis en évidence pour le strontium alors que son excès (à doses extrêmement élevées) est susceptible d'entraîner une hypocalcémie (Pors et Nielsen, 2004). Dans l'organisme, le strontium se fixe préférentiellement (90 %) sur les tissus osseux, et le reste se retrouve assez uniformément sur l'ensemble des tissus mous (Coughtrey, et Thorne, 1983).

Les facteurs de transferts aux principaux produits animaux ont été déterminés ; leurs valeurs varient entre 10^{-3} et 10^{-1} (Bq.kg^{-1} par Bq.j^{-1}).

PRODUITS TRANSFORMÉS

L'effet des principales transformations alimentaires sur la concentration en strontium des produits transformés a été étudié. Les facteurs de transfert obtenus sont variables selon les transformations et, pour les transformations de végétaux, vont généralement dans le sens d'une diminution des concentrations : les préparations culinaires (lavage, pelage...) de légumes racines contaminés par transfert racinaire n'ont, par exemple, que peu d'effet sur l'activité finale des produits (Adriano *et al.*, 2000) ; en revanche, la vinification se traduit par un enrichissement en strontium. On peut, enfin, noter des valeurs fortes pour ce qui concerne la fabrication de fromages, en particulier à partir du lait de chèvre.

MOBILITÉ ET BIODISPONIBILITÉ EN MILIEU AQUATIQUE CONTINENTAL

EAUX

Le strontium existe dans l'eau sous l'état d'oxydation +II ; il forme différentes espèces de solubilité variable, ce qui influe sur sa mobilité (ATSDR, 2004). Présent en solution sous forme de cation hydraté, de complexes ioniques et de sels, le strontium possède principalement deux espèces dissoutes typiques, Sr^{2+} et SrOH^+ . À l'opposé, sulfates et carbonates de strontium sont pratiquement insolubles dans les eaux naturelles. Toutefois, le strontium tend à ne former que des complexes organiques et inorganiques faibles, qui affectent peu sa spéciation (EPA, 1999). Les formes dissoutes représentent ainsi généralement plus de 90 % du strontium présent en milieu aquatique (Smith *et al.*, 2004 ; Strand *et al.*, 1999 ; Matsunaga *et al.*, 1998 ; Monte *et al.*, 1997). Parmi celles-ci, les colloïdes de très faible taille moléculaire (< 1kDa) sont ceux associés à la très grande majorité (plus de 80 %) du strontium colloïdal (Matsunaga *et al.*, 2004).

La demi-vie du ^{90}Sr a été généralement estimée en eau douce aux alentours de 7 ans (Hanslik *et al.*, 2005).

MATIÈRES EN SUSPENSION

L'adsorption du strontium sur les matières en suspension relève essentiellement de liaisons réversibles avec des phases géochimiques telles que les carbonates, par échange cationique (Strand *et al.*, 1999). La répartition du strontium dans les fractions non résiduelles a été estimée ainsi : environ 70 % avec la phase échangeable dont les carbonates, 20 % avec les hydroxydes de fer et manganèse et de l'ordre de 10 % au plus avec la phase organique (Xu et Marcantonio, 2004). L'adsorption est contrôlée par le pH et les concentrations des ions compétiteurs (EPA, 1999).

Les Kd rapportés pour les matières en suspension montrent une grande variabilité, selon les sites : de 1 400 à 8 500 l.kg⁻¹ dans les rivières autour de Tchernobyl, les valeurs chutent entre 60 et 120 l.kg⁻¹ pour des sites localisés aux Etats-Unis (Matsunaga *et al.*, 1998).

SÉDIMENTS

Comme le calcium, le strontium présente une mobilité modérée dans les sédiments (Strandring *et al.*, 2002 ; ATSDR, 2004). Si les pourcentages de strontium adsorbé sur les différentes fractions du sédiment varient en fonction du temps, l'ordre d'importance de ces fractions demeure globalement stable (Bunker *et al.*, 2000). À court terme (24 h), la fraction échangeable contient la plus grande part du strontium fixé, suivie de la fraction carbonate, puis des oxydes de fer et de manganèse, et enfin de la fraction organique. À plus long terme, le

strontium fixé apparaît majoritairement dans la fraction résiduelle, au détriment des fractions échangeable et organique. Ce processus d'immobilisation est toutefois moins significatif que pour le cobalt et le césium.

Contrairement à la plupart des métaux, la concentration en strontium fixé augmente avec le diamètre des particules, au moins dans la gamme allant de moins de 4 à 63 μm (Borovec, 2000). La distribution observée dans cette étude entre les différentes fractions du strontium (fraction liée aux carbonates > fraction échangeable > fraction liée aux hydroxydes de manganèse > fraction liée à la matière organique > fraction liée à la matrice minérale > fraction liée aux hydroxydes de fer) était proche de celle proposée par Bunker *et al.* (2000). Le strontium présente une moindre sorption sur les oxydes de fer que les autres cations métalliques et donc une mobilité supérieure (Roden *et al.*, 2002). Ces auteurs indiquent, par contre, que des processus biogéniques peuvent conduire à une immobilisation substantielle du strontium dans les sédiments riches en carbonates, en conditions anaérobies.

En solution aqueuse, le cation Sr^{2+} , fortement hydraté, est étroitement coordonné à au moins 6 molécules d'eau. Cette sphère d'hydratation participe à son adsorption, notamment sur les minéraux argileux, par lessivage de la silice amorphe et des oxydes de fer (Sahai *et al.*, 2000). Elle intervient également dans l'attraction électrostatique permettant la sorption du strontium sur la calcite. La perte de cette hydratation permettrait à l'ion Sr^{2+} d'atteindre des sites de fixation masqués (Bunker *et al.*, 2000).

La sorption du strontium varie selon les concentrations en ions compétiteurs, comme Ca^{2+} et Mg^{2+} , ainsi que de celles en sels (Na^+ , K^+). Une salinité élevée augmente la mobilité du strontium en diminuant sa sorption sur les sédiments (Bunde *et al.*, 1997, 1998 ; Standring *et al.*, 2002). Ce phénomène est aussi sensible au pH, un milieu acide favorisant la désorption du strontium (Borovec, 2000).

Le temps d'atteinte d'un équilibre pour la sorption du strontium varie entre 100 et 300 jours environ, en fonction de la nature du sorbant (Tret'yakov *et al.*, 2002).

En fonction des conditions environnementales, des valeurs très variées de K_d ont été rapportées, de 2 à 285 l.kg^{-1} dans la rivière Techa, de 6 à 2 000 l.kg^{-1} dans les réservoirs technologiques du complexe de Mayak (Strand *et al.*, 1999 ; Standring *et al.*, 2002) et enfin de 1 500 à 3 000 l.kg^{-1} en conditions expérimentales, à l'équilibre (Tret'yakov *et al.*, 2002). Toutefois, le strontium est considéré comme ayant une tendance limitée à se lier aux sédiments (EA, 2003).

VÉGÉTAUX

Les études relatives au transfert du strontium aux végétaux aquatiques ne sont pas nombreuses. D'après la synthèse de Coughtry et Thorne (1983), l'adsorption ne jouerait qu'un rôle mineur dans l'accumulation de cet élément par les plantes aquatiques, supplantée par un processus de bio-assimilation (Kryshev et Sazykina, 1994). Par ailleurs, Kondo *et al.* (2002) ont mis en évidence une corrélation entre l'absorption du strontium et l'activité photosynthétique, ce qui la rend sensible aux variations de température et d'illumination de l'eau, avec des différences inter-spécifiques significatives.

Globalement, la capacité d'accumulation et de rétention du strontium par les végétaux aquatiques serait faible (Coughtry et Thorne, 1983 ; Kryshev et Sazykina, 1994). Les facteurs de concentration rapportés sont similaires pour l'élément stable et ses isotopes radioactifs (de l'ordre de 500 l.kg^{-1} de poids sec pour les plantes d'eau douce en général, de 2 000 l.kg^{-1} de poids sec pour les algues).

ANIMAUX

Le strontium est généralement très faiblement accumulé par les organismes aquatiques, avec une gamme typique de variation des facteurs de concentration de 1 à 5 (EA, 2003). C'est un bon exemple de radionucléide biologiquement actif, mais lentement métabolisé (Kryshev, 2003). Le temps de réponse des organismes à un pic en strontium dans l'eau est de l'ordre de 1 à 2 ans (Bakunov et Makeev, 2004 ; Suzuki *et al.*, 1972). Dans le cas

d'une exposition chronique, la mise en équilibre entre le milieu et les organismes, poissons notamment, a été observée après un minimum de 5 ans (Kryshev, 2003). Globalement, la bioaccumulation du strontium est considérée comme faible comparativement à celle des autres radionucléides (Bird *et al.*, 1998).

Chez les poissons, le strontium est accumulé selon une cinétique de type Michaelis-Menten avec saturation, sensible à la température de l'eau, qui présage d'un transport facilité de l'élément (Chowdhury et Blust, 2001). La voie directe (contamination à partir de l'eau) semble prépondérante vis-à-vis du transfert trophique. Une corrélation positive entre la taille des poissons et leur concentration en strontium a été observée (Kryshev, 2003 ; Rashed, 2001). Les observations conduites autour du Laboratoire National de Los Alamos (LANL) ne montrent pas de différence d'accumulation entre les tissus mous et l'ensemble muscle + squelette des poissons prélevés au voisinage du site (Fresquez *et al.*, 1999). *A contrario*, Bird *et al.* (1998) ont identifié les tissus calcaires, et donc le squelette, comme pool principal de strontium dans les poissons. Ce constat avait également été fait entre autres par Miyake et Izumo (2003), Rashed (2001) et Twining *et al.* (1996). Ces études présentent en outre les écailles comme un second pool de fixation du strontium chez les poissons. Les os et les écailles présenteraient une accumulation plus forte et une élimination moindre du strontium que les autres tissus des poissons (Miyake et Izumo, 2003).

Le strontium intervient comme substitut au calcium, d'où une accumulation préférentielle dans les opercules et coquilles de mollusques, avec des facteurs de concentration pouvant atteindre 2 000 l.kg⁻¹ (Chen *et al.*, 2001). Cet effet lié à la calcification a également été observé chez de jeunes tortues, qui se montrent plus sensibles que les adultes à une restriction des apports en calcium en présence de strontium : la diminution des apports en calcium, nécessaire à la constitution de leur carapace, est compensée par une augmentation de l'accumulation de strontium (Hinton *et al.*, 1992). En modélisation, le facteur de concentration du strontium (FC) est d'ailleurs parfois estimé à partir des concentrations en calcium (Kryshev, 2003). Il est inversement corrélé aux concentrations en calcium du milieu (Bakunov et Makeev, 2004 ; Kryshev, 2003). Cela a été traduit par l'AIEA (1994) par la fonction $FC(Sr) = e^{5,18 - 1,21 \times \ln(Ca_w)}$, Ca_w étant la concentration du calcium dans l'eau. L'ajout de calcium constitue donc une méthode efficace de remédiation à la contamination en strontium notamment des poissons, mais préférentiellement dans de petits lacs acides, faiblement productifs, avec une faible charge en matière organique et en calcium (Hakanson, 2003).

Les facteurs de concentration rapportés dans la littérature concernent essentiellement les poissons, pour lesquels une forte variation des FC est observée, allant de 1 à 1 000 l.kg⁻¹. Ainsi, les poissons des bassins de refroidissement autour de la centrale nucléaire de Léninegrad présentent un facteur de concentration de 60 l.kg⁻¹ en poids frais, ceux des poissons prélevés dans la Técha varient de 2 à 80 l.kg⁻¹ en poids frais (Kryshev, 1996 ; Kryshev *et al.*, 1998). La dispersion des valeurs observées s'explique par la variété des modes de vie et d'alimentation des poissons étudiés (benthiques, pélagiques, piscivores...), ainsi que par le régime hydrochimique du milieu (Kryshev, 2003 ; Twining *et al.*, 1996).

EN RÉSUMÉ...

Le strontium 90 est un radionucléide d'origine artificielle qui provient des retombées des tirs atmosphériques dans l'environnement, des émissions accidentelles d'installations du cycle du combustible nucléaire et, pour une faible part, des rejets de routine. Le comportement du strontium dans l'environnement est étroitement lié à celui de son analogue et compétiteur chimique, le calcium. Le ^{90}Sr , dont la mesure dans les échantillons de l'environnement nécessite une séparation radiochimique, est relativement peu fréquemment mesuré ; beaucoup de données proviennent d'expérimentations portant sur le ^{85}Sr .

Dans les sols, la forme échangeable Sr^{2+} prédomine. La mobilité du strontium est moyenne à assez forte, avec un comportement très influencé par l'état cationique du complexe absorbant du sol ; le strontium est plus mobile et plus biodisponible dans les sols acides désaturés que dans les sols calcaires, alcalins. Son transfert racinaire aux végétaux est relativement élevé (les facteurs de transfert peuvent être supérieurs à 1) et varie avec le type de végétal, en fonction notamment du métabolisme du calcium dans la plante. Les facteurs de transfert foliaire sont moyens. Après son incorporation dans le végétal, le strontium tend à s'accumuler dans les feuilles, sans redistribution ultérieure, ce qui témoigne d'une translocation très faible. Le transfert du strontium aux animaux est également très influencé par le métabolisme du calcium et il se fixe préférentiellement sur les tissus osseux.

En eau douce, sa forme dominante est Sr^{2+} , très majoritairement présent dans la phase dissoute. Cet élément possède en effet une affinité faible pour les matières en suspension et les sédiments, et donc une mobilité importante. Pour les organismes aquatiques comme dans le milieu terrestre, le strontium joue un rôle biochimique analogue à celui du calcium. Son incorporation, liée à des processus de bioassimilation, est lente et relativement faible pour tous les organismes aquatiques. Peu étudiés chez les végétaux, les pools principaux de strontium dans les organismes animaux sont liés aux tissus calcifiés (os, écailles, carapaces...).

PARAMÈTRES RADIOÉCOLOGIQUES USUELS : MILIEU TERRESTRE

Coefficient de distribution eau-sol K_d (Bq.kg^{-1} de sol sec par Bq.l^{-1} d'eau)

Sol sableux et/ou acide ¹	13 (0,6 – 330)
Sol argileux ¹	110 (2 – 6 000)
Sol limoneux ou texture moyenne ¹	20 (0,7 – 600)
Sol organique (> 30 % de M.O.) ¹	150 (4 – 5400)
Valeur moyenne et valeurs extrêmes – sols divers ²	17 (0,03 – 1 150)

(¹ IAEA, 1994 ; ² Roussel-Debet et Colle, 2005)

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

Céréales (grain) ¹	
• Contamination à maturité	2×10^{-2}
• Contamination à mi-culture	7×10^{-3}
Céréales (grain) ²	
• Contamination à l'épiaison	$3,1 \times 10^{-3}$
• Contamination à la montaison	$3,1 \times 10^{-4}$
Légumes fruit (fruit) ²	
• Contamination au stade jeune plant	$3,0 \times 10^{-4}$
• Contamination au stade floraison	$2,5 \times 10^{-3}$
• Contamination à maturité	$2,2 \times 10^{-2}$
Légumes feuille (feuilles) ²	
• Contamination à maturité	$6,3 \times 10^{-2}$
Légumes racine (racines) ²	
• Contamination à maturité	$6,3 \times 10^{-3}$
Prairie (1 an ; feuilles) ²	$5,5 \times 10^{-2}$

(¹ IAEA, 1994 ; ² Madoz-Escande et Santucci, 2004)

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

Céréales (grain) ¹	
• Sol limoneux, pH 6	$1,2 \times 10^{-1}$ ($2,2 \times 10^{-2} - 6,6 \times 10^{-1}$)
• Sol sableux, pH 5	$2,1 \times 10^{-1}$ ($3,2 \times 10^{-2} - 1,4 \times 10^0$)
• Tourbe, pH 4	$2,0 \times 10^{-1}$ ($2,0 \times 10^{-3} - 2,0 \times 10^{-1}$)
Légumes feuilles (épinard excepté) ¹	
• Sol limoneux, pH 6	$2,7 \times 10^0$ ($7,4 \times 10^{-1} - 1,0 \times 10^1$)
• Sol sableux, pH 5	$3,0 \times 10^0$ ($3,0 \times 10^{-1} - 3,0 \times 10^1$)
• Tourbe, pH 4	$2,6 \times 10^{-1}$ ($2,6 \times 10^{-2} - 2,6 \times 10^0$)
Légumes feuilles ²	
• Sol limoneux, pH 7	$2,6 \times 10^0$
• Sol limoneux, pH 4	$2,2 \times 10^1$
Légumes racines (betterave, radis) ¹	
• Sol limoneux, pH 6	$1,1 \times 10^0$ ($1,1 \times 10^{-1} - 1,1 \times 10^1$)
• Sol sableux, pH 5	$1,4 \times 10^0$ ($1,4 \times 10^{-1} - 1,4 \times 10^1$)
Légumes racines ²	
• Sol limoneux, pH 7	$1,9 \times 10^0$
• Sol limoneux, pH 4	$1,4 \times 10^1$
Légumes racines (betterave, radis, navet) ³	25 (14 – 50)

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

Tubercules (pomme de terre) ¹ • Sol limoneux, pH 6 • Sol sableux, pH 5 • Tourbe, pH 4	1,5 x 10 ⁻¹ (1,8 x 10 ⁻² – 1,3 x 10 ⁰) 2,6 x 10 ⁻¹ (5,0 x 10 ⁻² – 1,4 x 10 ⁰) 2,0 x 10 ⁻² (2,0 x 10 ⁻³ – 2,0 x 10 ⁻¹)
Fourrage (légumineuses) ¹ • Sol limoneux, pH 6 • Sol sableux, pH 5	1,9 x 10 ⁻¹ (1,9 x 10 ⁻² – 1,9 x 10 ⁰) 1,0 x 10 ⁰ (1,0 x 10 ⁻¹ – 1,0 x 10 ¹)
Légumineuses ² • Sol à 20 % de M.O. • Sol de pH 7 • Sol de pH 4	2,9 x 10 ⁻¹ 1,6 x 10 ⁰ 9,4 x 10 ⁰
Herbe ¹ • Sol limoneux, pH 6 • Sol sableux, pH 5 • Tourbe, pH 4	1,1 x 10 ⁰ (4 x 10 ⁻¹ – 2,9 x 10 ⁰) 1,7 x 10 ⁰ (3,5 x 10 ⁻¹ – 7,8 x 10 ⁰) 3,4 x 10 ⁻¹ (3,4 x 10 ⁻² – 3,4 x 10 ⁰)
Fruits ¹	2,0 x 10 ⁻¹ (5 x 10 ⁻² – 8 x 10 ⁻¹)
Fruits ⁴ • Arbres fruitiers (vigne incluse) • Arbustes • Plantes herbacées • Espèces tropicales et subtropicales	1,2 x 10 ⁻³ – 7,0 x 10 ⁻² 1,4 x 10 ⁻² – 1,1 x 10 ⁻¹ 5,4 x 10 ⁻³ – 2,1 x 10 ⁻¹ 1,5 x 10 ⁻³ – 1,6 x 10 ⁻¹

(¹ IAEA, 1994 ; ² Nisbet et Woodman, 2000 ; ³ Adriano *et al.*, 2000 ; ⁴ Carini, 2001)

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

Lait de vache	2,8 x 10 ⁻³ (1 x 10 ⁻³ – 3 x 10 ⁻³)
Lait de brebis	5,6 x 10 ⁻²
Lait de chèvre	2,8 x 10 ⁻² (6 x 10 ⁻³ – 4 x 10 ⁻²)
Viande de bœuf	8 x 10 ⁻³ (3 x 10 ⁻⁴ – 8 x 10 ⁻³)
Viande de veau	1 x 10 ⁻¹
Viande de mouton ou de porc	4 x 10 ⁻² (2 x 10 ⁻³ – 4 x 10 ⁻²)
Viande d'agneau	3,3 x 10 ⁻¹
Viande de chèvre	2,8 x 10 ⁻³
Viande de volaille	8 x 10 ⁻² (1 x 10 ⁻² – 4 x 10 ⁰)
Œufs	2 x 10 ⁻¹ (2 x 10 ⁻¹ – 6 x 10 ⁻¹)

(IAEA, 1994)

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

Céréale → farine blanche ¹	0,3
Céréale → semoule ¹	0,5
Riz → riz blanchi ¹	0,2
Légumes ou fruits → conserve ²	0,5
Lait de vache → fromage ²	0,3 – 6,7 ^a 0,3 – 0,7 ^b
Lait de vache → fromage frais (« cottage cheese ») ²	0,6 – 1,4 ^a 2,2 ^b
Lait de chèvre → fromage ²	5,1
Lait → beurre ²	0,2
Jus de raisin → vin ³	1,7 – 3,2 ^c

(¹ Roussel-Debet et Réal, 1995 ; ² : IAEA, 1994 ; ³ Almeida et Vasconcelos, 2004)

^a : coagulation du lait par de la présure ; ^b coagulation du lait par un acide minéral ; ^c : mesures sur le strontium stable.

PARAMÈTRES RADIOÉCOLOGIQUES USUELS : EAUX DOUCES

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

Conditions oxydantes ¹	1,0 x 10 ³
Mesures <i>in situ</i> ² (sédiments)	1,0 x 10 ¹ - 1,0 x 10 ³
Sédiments lacustres ³	1,4 x 10 ³ ± 3,8 x 10 ² (20 données)

(¹ AIEA, 1994 ; ² Coughtrey et Thorne, 1983 ; ³ Hilton *et al.*, 1997)

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

Phytoplancton ¹	4,0 x 10 ¹
Algues	
• d'après strontium stable ²	2,0 x 10 ³
• mesures de radiostrontium ²	1,2 x 10 ² – 2,3 x 10 ³
Mousse (<i>Platyhypnidium riparioides</i>) ²	7,5 x 10 ¹
Plantes supérieures	
• en général ³	3,0 x 10 ³
• d'après concentration en calcium ⁴	3,8 x 10 ²
• d'après strontium stable ²	2,0 x 10 ² – 5,0 x 10 ²

(¹ Carraça *et al.*, 1990 ; ² Coughtrey et Thorne, 1983 ; ³ Staven *et al.*, 2003 ; ⁴ Kryshev, 2003)

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

Zooplancton	
• d'après concentration en calcium ¹	$1,3 \times 10^2$
• mesures ²	$2,6 \times 10^1$
Crustacés ³	$1,0 \times 10^2$
Benthos ²	$6,0 \times 10^0$
Mollusques	
• partie molle (pied) ⁴	$5,0 \times 10^1$
• foie ⁴	$8,0 \times 10^1 - 3,0 \times 10^2$
• coquille ⁴	$1,7 \times 10^3 - 2,3 \times 10^3$
• opercule ⁴	$1,8 \times 10^2 - 3,0 \times 10^2$
• organisme entier ³	$1,0 \times 10^2$
• d'après concentration en calcium ¹	$5,3 \times 10^3$
Carpe ² (<i>Cyprinus carpio</i>) : organisme entier	$1,3 \times 10^2$
Barbeau ² (<i>Barbus bocagei</i>) : organisme entier	$8,5 \times 10^1$
Poisson ⁵ : partie comestible	$6,0 \times 10^1$

(¹ Kryshev, 2003 ; ² Carraça *et al.*, 1990 ; ³ Staven *et al.*, 2003 ; ⁴ Chen *et al.*, 2002 ; ⁵ AIEA, 1994)

Facteur de transfert trophique ($Bq.kg^{-1}$ de prédateur frais par $Bq.kg^{-1}$ de proie fraîche)

Zooplancton	
• Phytoplancton → zooplancton	0,1
Poisson	
• Plancton → carpe	0,5
• Benthos → carpe	3,0
• Plancton → barbeau	0,3
• Benthos → barbeau	2,3

(Carraça *et al.*, 1990)

BIBLIOGRAPHIE

- Adriano DC, Doswell AC, Ciravolo TG, Pinder III JE et McLeod KW (2000). Radionuclide content of selected root vegetables as influenced by culinary preparation. *J Environ Radioactiv*, 49:307-317.
- Almeida C et Vasconcelos M (2004). Does the winemaking process influence the wine $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$? A case study. *Food Chem*, 85(1):7-12.
- ATSDR (2004). *Toxicological profile for strontium*. Agency for Toxic Substances and Disease registry, US Department for Health and Human Services, Atlanta (USA), 387 p.
- Bakunov NA et Makeev VM (2004). On Differentiation of Water Bodies with Respect to ^{90}Sr Accumulation by Fish. *Russ J Ecol*, 35(4):274-278.
- Bird GA, Hesslein RH, Mills KH, Schwartz WJ et Turner Ma (1998). Bioaccumulation of radionuclides in fertilized Canadian shield lake basins. *Sci Tot Environ*, 218:67-83.
- Bossew P, Gastberger M, Gohla H, Hofer P et Hubner A (2004). Vertical distribution of radionuclides in soil of a grassland site in Chernobyl exclusion zone. *J Environ Radioactiv*, 73(1):87-99.
- Borovec Z (2000). Elements in size-fractionated bottom sediments of the Elbe River in its Czech part. *Aquat Sci*, 62:232-251.
- Brambilla M, Fortunati P et Carini F (2002). Foliar and root uptake of ^{134}Cs , ^{85}Sr and ^{65}Zn in processing tomato plants (*Lycopersicon esculentum Mill.*). *J Environ Radioactiv*, 60(3):351-363.
- Bunker DJ, Smith TJ, Livens FR et Hilton J (2000). Determination of radionuclide exchangeability in freshwater systems. *Sci Tot Environ*, 263:171-183.
- Camps M, Rigol A, Hillier S, Vidal M et Rauret G (2004). Quantitative assessment of the effects of agricultural practices designed to reduce ^{137}Cs and ^{90}Sr soil-plant transfer in meadows. *Sci Tot Environ*, 37:2820-2828.
- Capo RC, Stewart BW et Chadwick OA (1998). Strontium isotopes as tracers of ecosystem processes: theory and methods. *Geoderma*, 82(1-3) 197-225.
- Carini F (2001). Radionuclide transfer from soil to fruit. *J Environ Radioactiv*, 52(2-3):237-279.
- Carraça S, Ferreira A et Coimbra J (1990). Sr transfer factors between different levels in the trophic chain in two dams of Douro River (Portugal). *Water Res*, 24(12):1497-1508.
- Chen S, Zhong C, Zhao X et Zhang Y (2002). Biological characteristics of concentration factors and distribution of ^{90}Sr in two kinds of freshwater gastropods. *Acta Agriculturae Nucleatae Sinica*, 15(1):45-50.
- Choi YH, Lim KM, Choi HJ, Choi GS, Lee HS et Lee CW (2004). Plant uptake and downward migration of ^{85}Sr and ^{137}Cs after their deposition onto flooded rice fields: lysimeter experiments with and without the addition of KCl and lime. *J Environ Radioactiv*, 78(1):35-49.
- Chowdhury Ma et Blust R (2001). Effect of temperature on the uptake of waterborne strontium in the common carp, *Cyprinus carpio* (L.). *Aquat toxicol*, 54(3-4):151-160.
- Cole T, Bidoglio G, Soupioni M, O'Gorman M et Gibson N (2000). Diffusion mechanisms of multiple strontium species in clay. *Geochim Cosmochim Acta*, 64(3):385-396.
- Coughthrey PJ et Thorne MC (1983). Strontium. In: *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems: a critical review of data*. AA Balkema, Rotterdam, 93-219.
- EA (2003). *Radionuclides handbook*. R&D Technical Report P3-101/SP1b, Environmental Agency, Bristol (UK), 212 p.
- Ehlken S et Kirchner G (2002). Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review. *J Environ Radioactiv*, 58(2-3): 97-112.
- Forsberg S, Rosen K et Brechignac F (2001). Chemical availability of ^{137}Cs and ^{90}Sr in undisturbed lysimeter soils maintained under controlled and close-to-real conditions. *J Environ Radioactiv*, 54(2):253-265.
- Fresquez PR, Kraig DH, Mullen MA et Naranjo Jr L (1999). Radionuclides and trace elements in fish collected upstream and downstream of Los Alamos National Laboratory and the doses to humans from the consumption of muscle and bone. *J Environ Sci Health*, B34(5):885-899.
- Froidevaux P, Geering JJ, Pillonel L, Bosset JO et Valley JF (2004). ^{90}Sr , ^{238}U , ^{234}U , ^{137}Cs , ^{40}K and $^{239/240}\text{Pu}$ in Emmental type cheese produced in different regions of Western Europe. *J Environ Radioactiv*, 72(3):287-298.
- Galle P (1997). *Toxiques nucléaires*. Masson, Paris. 400 p.
- Grahek Z, Zecevic N et Lulic S (1999). Possibility of rapid determination of low-level Sr-90 activity by combination of extraction chromatography separation and Cherenkov counting. *Anal Chim Acta*, 399(3):327-247.
- Gutierrez M et Fuentes HR (1991). Competitive adsorption of cesium, cobalt and strontium in conditioned clayey soil suspensions. *J Environ Radioactiv*, 13(4):271-282.

- Hakem N, Mhamid I, Apps J et Moridis G (2000). Sorption of Cesium and Strontium on Hanford Soil. *J Radioanal Nucl Chem*, 246(2):275-278.
- Hakanson L (2003). Liming as a method to remedy lakes contaminated by strontium. *J Environ Radioactiv*, 65:47-75.
- Hanslik E, Jedinakova-Krizova V, Ivanova D, Kalinova E, Sedlarova B et Simonek P (2005). Observed half-lives of ^3H , ^{90}Sr and ^{137}Cs in hydrosphere in the Vltava River basin (Bohemia). *J Environ Radioactiv*, 81:307-320.
- Herranz M, Elejalde C, Legarda F et Romero F (2001). ^{90}Sr content of soils from Biscay (Spain). *Appl Radiat Isotopes*, 55(4):521-525.
- Hilton J, Nolan L et Jarvis KE (1997). Concentrations of stable isotopes of cesium and strontium in freshwaters in northern England and their effects on estimates of sorption coefficients (K_d). *Geochim Cosmochim Acta*, 61(6):1115-1124.
- Hinton TG, Ward Whicker F, Pinder III JE et Ibrahim SA (1992). Comparative Kinetics of ^{47}Ca , ^{85}Sr and ^{226}Ra in the Freshwater Turtle, *Trachemys scripta*. *J Environ Radioactiv*, 16, 25-47.
- IAEA (1994). *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in the Terrestrial and Freshwater Environment*. International Atomic Energy Agency. IAEA Technical Report series N°364, 74 p.
- IRSN (2003). *Tchernobyl, 17 ans après - Avril 2003*. Chapitre 3 : L'environnement de Tchernobyl et la gestion des territoires contaminés. Document de l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire.
- Kondo K, Kawabata H, Ueda S, Hasegawa H, Inaba J, Mitamura O, Seike Y et Ohmomo Y (2002). Distribution of aquatic plants and absorption of radionuclides by plants through the leaf surface in brackish Lake Obuchi, Japan, bordered by nuclear fuel facilities. *J Radioanal Nuc Chem*, 257(2):305-312.
- Kryshev II (2003). Model reconstruction of ^{90}Sr concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtim accident of 1957. *J Environ Radioactiv*, 60:67-84.
- Kryshev II et Sazykina TG (1994). Accumulation Factors and Biogeochemical Aspects of Migration of Radionuclides in Aquatic Ecosystems in the Areas Impacted by the Chernobyl Accident. *Radiochim Acta*, 66/67:381-384.
- Kryshev II, Romanov GN, Chumichev VB, Sazykina TG, Isaeva LN et Ivanitskaya MV (1998). Radioecological consequences of radioactive discharges into the Techa River on the Southern Urals. *J Environ Radioactiv*, 38(2):195-209.
- Lide D (1999). *Handbook of Chemistry and Physics*. 79th edition. Chemical Rubber Company CRC press, Florida (USA).
- Liu DC, Hsu CN et Chuang CL (1995). Ion-exchange and sorption kinetics of cesium and strontium in soils. *Appl Radiat Isotopes*, 46(9):839-846.
- Lu N et Mason CFV (2001). Sorption-desorption behavior of strontium-85 onto montmorillonite and silica colloids. *Appl Geochem*, 16(14 SU):1653-1662.
- Madoz-Escande C et Santucci P (2004). *Synthèse des expérimentations de contamination foliaire par aérosols radioactifs*. Rademic 2000-2003. Rapport IRSN/DEI/SE-CRE/2004-03.
- Malek MA, Hinton TG et Webb SB (2002). A comparison of ^{90}Sr and ^{137}Cs uptake in plants via three pathways at two Chernobyl-contaminated sites. *J Environ Radioactiv*, 58(2-3):129-141.
- Matsunaga T, Nagao S, Ueno T, Takeda S, Amano H et Tkachenko Y (2004). Association of dissolved radionuclides released by the Chernobyl accident with colloidal materials in surface water. *Appl Geochem*, 19(10):1581-1599.
- Matsunaga T, Ueno T, Amano H, Tkatchenko Y, Kovyalo A, Watanabe M et Onuma Y (1998) Characteristics of Chernobyl-derived radionuclides in particulate form in surface waters in the exclusion zone around Chernobyl Nuclear Power Plant. *J Contam Hydrol*, 35:101-113.
- Miyake S et Izumo Y (2003). Radioecological studies of ^{90}Sr in Limnological Ecosystems – Accumulation and Excretion of ^{85}Sr in Goldfish, *Carassius auratus auratus*, Rearing in the Radioactive Freshwater. *Radioisotopes*, 52(1):20-26.
- Monte L, Baldini E, Batella C, Fratarcangeli S et Pompei F (1997). Modelling the Radionuclide Balance in some Water Bodies of Central Italy. *J Environ Radioactiv*, 37(3):269-285.
- Nisbet A et Woodman R (2000). Soil-to-plant transfer factors for radiocesium and radiostrontium in agricultural systems. *Health Phys*, 78(3):279-288.
- Nuclides-2000 (1999). *An electronic chart of the nuclides*. Institute for Transuranium Elements, Joint research center, European commission.
- Page SD (1999). *Understanding variation in partition coefficient, K_d , values*. United States Office of Air and Radiation EPA 402-R-99-004A, Environmental Protection Agency.
- Pors intiale ? et Nielsen S (2004). The biological role of strontium. *Bone*, 35(3):583-588.

- Pujol L et Sanchez-Cabeza JA (2000). Natural and artificial radioactivity in surface waters of the Ebro river basin (Northeast Spain). *J Environ Radioactiv*, 51:181-210.
- Rashed MN (2001). Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake. *Environ Int*, 27:27-33.
- Renaud P, Beaugelin C, Maubert H et Ledenic P (1999). *Les retombés en France de l'accident de Tchernobyl : Conséquences radioécologiques et dosimétriques*. EDP Sciences, Paris, 146 p.
- Roden EE, Leonardo MR et Ferris FG (2002). Immobilization of strontium during iron biomineralization coupled to dissimilatory hydrous ferric oxide reduction. *Geochim Cosmochim Acta*, 66(16):2823-2839.
- Rosentreter JJ, Nieves R, Kalivas J, Rousseau JP et Bartholomay. RC (1999). *The Use of Chemical and Physical Properties for Characterization of Strontium Distribution Coefficients at the Idaho National Engineering and Environmental Laboratory, Idaho*. Rapport DOE/ID-22157. US Geological Survey, Idaho Falls, ID (US).
- Roussel-Debet S et Colle C (2005). Comportement de radionucléides (Cs, I, Sr, Se, Tc) dans le sol : proposition de valeurs de Kd par défaut. *Radioprotection*, 40(2):203-229.
- 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.
- Smith JT, Wright SM, Cross MA, Monte L, Kudelsy AV, Saxen R, Vakulovsky SM et Timms DN (2004). Global Analysis of the Riverine Transport of ^{90}Sr and ^{137}Cs . *Environ Sci Technol*, 38: 850-857.
- Staven L, Napier BA, Rhoads K et Strenge DL (2003). *A Compendium of Transfer Factors for Agricultural and Animal Products*. US-DOE, rapport PNNL-13421, Washington.
- Strand P, Brown J, Drozhko E, Mokrov Y, Salbu B, Oughton D, Christensen GC et Amundsen I (1999). Biogeochemical behaviour of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the artificial reservoirs of Mayak, Russia. *Sci Tot Environ*, 241:107-116.
- Suzuki Y, Nakamura R et Ueda T (1972). Accumulation of Strontium and Calcium in Freshwater Fishes of Japan. *Journal of Radiation Research*, 13, 199-207.
- Szenknect S (2003). *Transfert de radioéléments en zone non saturée. Etude expérimentale et modélisation appliquées au Site Pilote de Tchernobyl*. Thèse Université Joseph Fourier - Grenoble I. Spécialité : Sciences de la Terre et de l'Univers, 7 octobre 2003.
- Tret'yakov (2002). Sorption of ^{90}Sr and ^{137}Cs on Natural Sorbents in Model Environmental Systems. *Radiochem*, 44(1):93-95.
- Trivedi P et Axe L (1999). A Comparison of Strontium Sorption to Hydrous Aluminum, Iron, and Manganese Oxides. *J Colloid Interf Sci*, 218(2):554-563.
- UNSCEAR (2000). United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation Report to the General Assembly, *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. Vol I, Annex C, Exposures from man-made sources of radiation, 134 p.
- Vandecasteele CM, Baker S, Forstel H, Muzinsky M, Millan R, Madoz-Escande C, Tormos J, Sauras T, Schulte E et Colle C (2001). Interception, retention and translocation under greenhouse conditions of radiocaesium and radiostrontium from a simulated accidental source. *Sci Tot Environ*, 278(1-3):199-214.
- Vilks P et Baik MH (2001). Laboratory migration experiments with radionuclides and natural colloids in a granite fracture. *J Contam Hydrol*, 47(2-4):197-210.
- von Fircks Y, Rosen K et Sennerby-Forsse L (2002). Uptake and distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in *Salix viminalis* plants. *J Environ Radioactiv*, 63(1):1-14.
- Wang JJ, Chen JJ et Chiu JH (2004). Sequential isotopic determination of plutonium, thorium, americium, strontium and uranium in environmental and bioassay samples. *Appl Radiat Isotopes*, 61(2-3):299-305.
- Xu Y et Marcantonio F (2004). Speciation of strontium in particulates and sediments from the Mississippi River mixing zone. *Geochim Cosmochim Acta*, 68(12):2649-2657.
- Yasuda H, Uchida S, Muramatsu Y et Yoshida S (1995). Sorption of manganese, cobalt, zinc, strontium and cesium onto agricultural soils: statistical analysis on effect on soil properties. *Water Air Soil Poll*, 83:85-96.
- West HK, Davies SM, Morgan JA et Herbert RJ (2001). The relationship between Sr and Ca accumulation in the major constituents of a terrestrial community resident on a celestite (SrSO_4) soil in S.W. England. *Eu J Soil Biol*, 37(4):333-336.