

RADIOECOLOGIE ET RADIOTOXICOLOGIE DU STRONTIUM 90

Y. LECOMPTE

Ecole du Service de Santé des Armées de Lyon-Bron
331, avenue Charles de Gaulle
69500 BRON

Pharmacien Aspirant Y. LECOMPTE

Promotion J. Gilbert-Desvallons
Ecole du Service de Santé des Armées de Lyon-Bron
331, avenue Charles de Gaulle
69500 BRON

Tél. :06.12.50.47.86

Fax : 04.72.36.40.16 (Bibliothèque de l'Ecole du Service de Santé des Armées de Lyon-Bron)

e-mail : lecomppte.yann@free.fr

RESUME

Le strontium 90 est un radionucléide artificiel produit lors des réactions de fission. Sa présence dans l'environnement est principalement due aux essais nucléaires atmosphériques et, dans une moindre mesure, à l'industrie nucléaire. Les transferts du strontium 90 dans la chaîne alimentaire sont similaires à ceux du calcium dont les propriétés chimiques sont proches. Le strontium 90 déposé sur le sol est absorbé par les végétaux, qui sont ensuite consommés par les animaux. La contamination humaine se fait essentiellement par ingestion de lait de mammifères contaminés. Aucun effet pathologique dû au strontium 90 n'a jamais été mis en évidence chez l'homme. Toutefois, les expérimentations animales ont montré que le strontium 90 est susceptible d'induire des cancers osseux et des leucémies du fait de son caractère ostéotrope et de sa longue période radioactive. Le transfert du strontium 90 dans le lait constitue donc un risque sanitaire non négligeable.

MOTS CLES

STRONTIUM, RADIOISOTOPE
RETOMBEES RADIOACTIVES
LAIT
TOXICOLOGIE
ECOLOGIE

RADIOECOLOGY AND RADIOTOXICOLOGY OF STRONTIUM 90

SUMMARY

Strontium 90 is an artificial radionuclide produced by fission reaction. The reason of its presence in environment is principally the atmospheric nuclear explosion and, lower, the nuclear industry. Strontium 90's transfers in the food chain are similar to calcium's transfers because of their chemical similitude. In the ground, strontium 90 is absorbed by plants that animals eat. Ingestion of contaminated mammal's milk is the principal source of human contamination. Strontium 90's human pathological effect had never been highlight. However, animal experimentation showed that strontium 90 was susceptible to induce osteosarcoma and leukaemia because of its osseous tropism and its long radioactive period. Strontium 90's transfer in the milk constitute a real health risk.

KEY WORDS

STRONTIUM, RADIOISOTOPE
RADIOACTIVE FALLOUT
MILK
TOXICOLOGY
ECOLOGY

1. Introduction

Depuis l'explosion nucléaire d'Hiroshima, les applications civiles et militaires de l'énergie atomique ont libéré dans la biosphère d'importantes quantités de radionucléides artificiels parmi lesquels le strontium 90. De structure chimique proche du calcium et de longue période radioactive, le strontium 90 peut contaminer la chaîne alimentaire et présente un risque sanitaire potentiel.

Après avoir rappelé les principales caractéristiques physico-chimiques du strontium 90, nous étudierons ses transferts dans l'environnement et sa toxicité.

2. Généralités

Le strontium est un alcalino-terreux (groupe II A de la classification périodique) dont les propriétés physico-chimiques sont intermédiaires entre celles du calcium et celles du baryum [1].

Le strontium naturel est composé de quatre isotopes stables : strontium 88 (82,56 %), strontium 87 (7,02 %), strontium 86 (9,86 %) et strontium 84 (0,56 %) [2]. Les principaux minerais sont la strontianite (SrCO_3) et la célestine (SrSO_4). On le trouve aussi en petites quantités dans les minerais de calcium et de baryum et à l'état de traces dans l'eau de mer (7,6 à 7,7 ppm) [1].

Dans le corps humain, le strontium est localisé au niveau de l'os (36 à 140 ppm) et, dans une moindre mesure, dans les muscles (0,12 à 0,35 ppm) et le sang (0,031 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$). Chez un individu moyen (70 kg), la masse totale de strontium est de 320 mg. Il n'a aucun rôle biologique propre connu mais son comportement dans l'organisme est très proche de celui du calcium, notamment au niveau osseux [1].

Parmi les dix isotopes radioactifs connus (dont le nombre de masse s'échelonne de 80 à 92), les plus importants sont les isotopes 85, 89 et 90 (tableau I).

L'isotope 85, produit de cyclotron, est exclusivement réservé à la recherche et à l'analyse (étalonnage interne) car c'est un émetteur gamma de période radioactive relativement faible.

Le strontium 89 et le strontium 90 résultent de la fission des noyaux d'uranium 235 et de plutonium 239 utilisée pour produire de l'énergie par l'industrie nucléaire ou dans les armes nucléaires [3].

En cas de pollution par des produits de fission, le strontium 90, de période longue, va avoir un impact à long terme sur l'environnement. Le strontium 89, de période plus courte, aura des effets limités qui

ne seront pris en compte que dans les semaines qui suivent la pollution accidentelle [3]. C'est pourquoi nous nous limiterons à l'étude du strontium 90.

Le strontium 90 résulte de la chaîne de transformation du brome 90 (figure 1). C'est un émetteur β^- pur (tableau I) qui conduit à l'yttrium 90, émetteur β^- pur (2,283 MeV) de courte période radioactive (64 h) [1, 2].

Porteur d'une seule charge électrique, la particule β^- émise est faiblement ionisante. Son transfert linéique d'énergie (TLE) est faible. Par exemple, un électron de 1 MeV a d'abord un trajet à peu près rectiligne ; puis ce trajet devient rapidement sinueux, notamment en fin de parcours. Le long de ce trajet, la densité d'ionisation est généralement faible sauf en fin de parcours où elle est plus élevée : c'est à ce niveau que l'on observe les *grappes d'ionisations* correspondant à des transferts d'énergie de densité élevée. Le parcours des particules β^- dépend de leur énergie : il est de l'ordre du mètre dans l'air et de quelques millimètres dans l'eau et les tissus vivants. Une feuille d'aluminium de quelques millimètres peut les arrêter [4].

La longue période radioactive du strontium 90 et la courte période radioactive de l'yttrium 90 sont telles que les deux radionucléides atteignent un équilibre séculaire en moins de trois semaines : leurs activités respectives sont alors égales [5]. La filiation et l'équilibre séculaire entre le strontium 90 et l'yttrium 90 sont l'un des facteurs de radiotoxicité au niveau cellulaire puisqu'il faut tenir compte de l'énergie apportée par le strontium et de celle délivrée par l'yttrium [2].

3. Origines du strontium 90 dans l'environnement

Comme la plupart des produits de fission, le strontium 90 n'existait pas dans l'environnement avant le début de l'ère nucléaire [6].

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

3.1. Les explosions nucléaires atmosphériques

Les essais atmosphériques ont surtout été effectués durant les périodes 1954-1958 et 1961-1962. L'inventaire établi par l'UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) pour la période 1945-1980, totalise 423 explosions représentant une puissance de 545,4 Mt dont 217,2 Mt de fission (tableau II) [7].

En fonction de la puissance de la bombe, de la hauteur et du lieu d'explosion, les particules émises lors d'une explosion nucléaire atmosphérique peuvent atteindre la troposphère et la stratosphère. Les particules vont séjourner dans ces couches atmosphériques avant de retomber avec la pluie. Ces retombées intéressent donc toute la surface du globe. Le temps de séjour moyen des particules dans la stratosphère est évalué à 14-17 mois dans l'hémisphère Nord et à 2-3 ans dans l'hémisphère sud [6].

Le dépôt de strontium 90 a atteint un maximum en 1963 ; puis la réserve stratosphérique a présenté une diminution rapide jusqu'en 1967 et beaucoup plus lente par la suite (figure 2). En 1981, on estimait que sur les $6,04 \cdot 10^{17}$ Bq de strontium 90 produits (dont les trois quarts dans l'hémisphère Nord), $6,027 \cdot 10^{17}$ Bq étaient déposés à la surface de la planète (soit 99,8 %) et que les $1,3 \cdot 10^{15}$ Bq restants se trouvaient encore dans le réservoir stratosphérique [6]. La densité de dépôt de strontium 90 est maximale dans les régions tempérées des deux hémisphères. Dans l'hémisphère Nord, où il y a eu beaucoup plus d'explosions, elle a atteint $3,15 \text{ GBq} \cdot \text{km}^{-2}$ entre le quarantième et le cinquantième parallèle [2].

Actuellement, l'exposition de la population au strontium 90, même si elle est devenue négligeable, correspond essentiellement au reliquat des retombées des essais nucléaires atmosphériques [2]. Les essais souterrains, de règle depuis 1980, n'entraînent en effet aucun rejet dans la biosphère [8].

La dose efficace engagée par les explosions nucléaires atmosphériques est estimée à 3,8 mSv par individu. La part du strontium 90 étant $120 \mu\text{Sv}$ [9].

L'activité massique des denrées (tous aliments confondus) a enregistré, en 1964, un maximum égal à 1 Bq de strontium 90 par kg de nourriture. La plus grande partie de la population de l'hémisphère Nord a ainsi consommé pendant cinq ans (de 1962 à 1967) une nourriture qui présentait une activité moyenne de 0,5 Bq de strontium 90 par kg. A partir de 1980, l'apport quotidien de strontium 90 est devenu inférieur à $0,2 \text{ Bq} \cdot \text{j}^{-1}$. A titre d'exemple, la figure 3 montre l'évolution de l'activité du strontium 90 dans le lait en Nouvelle-Zélande et à Tahiti durant la période des essais atmosphériques. Si on compare ces activités massiques avec la limite annuelle d'incorporation (LAI) de strontium 90

par ingestion pour le public (100000 Bq par an), il apparaît que l'impact du strontium 90 a été très faible même au plus fort des retombées et qu'il est totalement négligeable aujourd'hui [2].

3.2. Les rejets de l'industrie nucléaire

Indépendamment de circonstances accidentelles, les effluents gazeux ou liquides des centrales nucléaires rejetés dans l'environnement contiennent des radionucléides à l'état de traces. Ces radionucléides proviennent de microfuites et de soutirages dans le circuit primaire [6]. Toutefois, ces rejets n'interviennent que pour une très faible part dans l'apport de strontium 90 dans l'environnement (figure 4) [2].

Les rejets des usines de retraitement sont plus importants que ceux des centrales nucléaires. Par exemple, pour l'usine de retraitement de LA HAGUE, l'autorisation de rejet liquide pour le césium 137 et le strontium 90 est de 2,2 TBq par an (il s'agit d'une limite maximale qui n'est généralement pas atteinte). Le calcul de l'impact sanitaire conduit à une dose de 0,06 mSv pour les populations voisines de l'installation de retraitement. Dans un rayon de cinq kilomètres autour de l'usine de retraitement de LA HAGUE, l'activité du strontium 90 dans le lait en avril 2000 était de 0,07 Bq.L⁻¹ [10]. Par ailleurs, les effluents de cette usine ayant lieu en mer, il faut tenir compte de la dilution isotopique : si l'on rejette 1000 Ci (37 TBq) de strontium 90, les 6 grammes de strontium radioactif qu'ils représentent vont se diluer dans environ 1 km³ d'eau de mer qui contient 8 tonnes de strontium stable. La dilution est telle que la fixation du strontium 90 sur les espèces marines est très faible ; de plus, cette fixation s'effectue essentiellement au niveau du squelette des poissons ou des carapaces des crustacés et des coquilles de mollusques qui ne sont pas consommés [2].

3.3. Les accidents d'installations nucléaires

Plusieurs accidents d'installations nucléaires ont entraîné la dispersion dans l'environnement de strontium 90 en quantités significatives.

En 1957, les accidents de KYSTHYM (ex-URSS) et de WINDSCALE (Royaume-Uni) ont libéré respectivement 3,75 PBq [2] et 74 GBq [11] de strontium 90.

L'activité totale du strontium 90 émis lors de l'accident de TCHERNOBYL en Ukraine (1986) se situe entre 4 et 12 PBq [6]. Le déplacement du panache radioactif a concerné la plupart des pays d'Europe. Cependant, contrairement au césium 137, le strontium 90 a formé majoritairement des particules lourdes qui sont retombées à proximité du site : la densité moyenne de dépôt dans l'Est de la France

lors du passage du nuage fut de 140 Bq.km^{-2} pour le strontium 90 contre 2360 Bq.km^{-2} pour le césium 137 [12].

Sur la majeure partie du territoire français, la contamination provenant des retombées de l'accident de Tchernobyl a décliné au point qu'il est désormais de plus en plus difficile de la mettre en évidence. La dose moyenne reçue par les populations françaises estimée pour 1986 est comprise entre moins de 0,025 mSv dans l'Ouest et 0,4 mSv dans l'Est. En 1997, la dose annuelle est de l'ordre de 0,001 à 0,015 mSv, ce qui est cent à mille fois inférieur aux doses dues à la radioactivité naturelle [12].

4. Transferts du strontium 90 dans l'environnement

Le strontium 90 libéré dans l'environnement va être métabolisé et concentré par les êtres vivants ; il peut ainsi contaminer la chaîne alimentaire jusqu'à l'homme (figure 5).

4.1. Diffusion atmosphérique et dépôt au sol

La contamination de l'atmosphère ne concerne que les explosions nucléaires militaires ou accidentelles.

La dispersion et le dépôt sur le sol des gaz et des aérosols de l'atmosphère sont régis par des équations complexes qui font intervenir de nombreux facteurs. Hormis les caractéristiques de l'explosion, la taille des particules émises et la topographie du lieu, les conditions météorologiques sont déterminantes. Ainsi, la vitesse et la direction des vents et le gradient thermique conditionnent le déplacement du panache radioactif. De même, les précipitations provoquent un lessivage de l'air qui augmente la vitesse de dépôt des radionucléides sur le sol et les végétaux des radionucléides [13].

4.2. Transferts dans les sols

Les radionucléides déposés vont pouvoir pénétrer dans le sol, s'y fixer et migrer plus ou moins rapidement en profondeur.

Dans le sol, les radionucléides sont adsorbés par les constituants du sol avec lesquels ils forment des complexes. La vitesse de migration d'un radionucléide dépend donc de la nature et de la stabilité des complexes formés ainsi que des propriétés physico-chimiques du sol (composition, pH, perméabilité et capacité de rétention en eau). Dans les sols calcaires, la migration du strontium augmente avec la concentration en carbonate de calcium car il y a compétition entre le strontium et le calcium au niveau

des sites de fixation des minéraux argileux. Dans les sols acides, elle diminue en fonction de la concentration en matières organiques susceptibles de complexer le strontium.

Les vitesses de migration des radionucléides dans les sols sont généralement faibles. Le strontium, élément mobile dans les sols, a une vitesse de migration inférieure à 1 cm.an^{-1} . Peu fixé par les constituants des sols, le strontium est facilement transféré aux végétaux ou déplacé vers les couches inférieures du sol [14].

4.3. Transferts du strontium 90 aux végétaux

Les radionucléides peuvent contaminer les végétaux par l'intermédiaire de l'irrigation des cultures avec une eau contaminée par des rejets liquides ou plus directement par dépôt à partir de l'atmosphère.

Quelle que soit l'origine de la contamination, la pénétration d'un radionucléide dans les tissus végétaux peut se faire par voie foliaire ou par voie racinaire.

Le strontium retenu par les feuilles est peu mobile dans la plante. L'absorption foliaire du strontium est donc faible et seules les parties externes directement touchées lors du dépôt radioactif seront contaminées par le strontium 90.

En revanche, les transferts racinaires du strontium sont plus significatifs du fait de sa grande mobilité dans le sol. L'importance de l'absorption racinaire est fonction d'un certain nombre de facteurs parmi lesquels le plus déterminant est la composition minérale du sol. La compétition entre le radionucléide et son isotope stable (ou un élément stable chimiquement proche) présent dans le sol limite l'assimilation par les racines du radionucléide. C'est pour cette raison que l'absorption du strontium par les racines des plantes est inversement proportionnelle à la concentration du sol en calcium échangeable [14].

L'absorption racinaire est aussi dépendante du type de végétal. Elle peut être exprimée par le *facteur de transfert racinaire*. Le facteur de transfert racinaire est égal au rapport de l'activité massique du végétal (Bq.kg^{-1}) sur l'activité massique du sol sec (Bq.kg^{-1}) (la contamination du sol étant considérée comme homogène et invariante pendant la durée de croissance du végétal). Le facteur de transfert racinaire du strontium est de 6.10^{-2} pour les légumes-racines, de 2.10^{-2} pour les céréales, de 7.10^{-1} pour les légumes verts et de 3.10^{-1} pour les végétaux constituant les pâturages [13].

Après pénétration par les racines, les radionucléides sont redistribués dans la plante : ils se concentrent en général dans les tiges et dans les feuilles [14].

La consommation de végétaux contaminés peut permettre le transfert du strontium 90 à l'homme. Cependant, la quantité de légumes ingérée par un individu est très inférieure à la quantité d'herbe broutée par n'importe quel herbivore : cette voie directe de contamination humaine est donc bien moins importante que celle du lait [15].

4.4. Transferts aux denrées alimentaires d'origine animale : cas du lait de vache

Le lait est la principale denrée alimentaire dans laquelle le strontium 90 va se concentrer du fait de sa ressemblance chimique avec le calcium.

4.4.1. *Cinétique et facteur de transfert*

Les bovins peuvent se contaminer par ingestion de végétaux contaminés et dans une moindre mesure par inhalation. Cependant, dans une situation d'accident, la durée de la contamination par inhalation est généralement courte et seule la contamination par ingestion se poursuit à long terme [13].

Chez l'animal, le strontium va suivre le métabolisme du calcium et se répartir dans les différents organes et les liquides biologiques. Il est excrété principalement dans l'urine et le lait (tableau III).

Après une administration orale unique, le strontium 90 se retrouve dès la première traite. La concentration maximale dans le lait, exprimée en pourcentage de la quantité ingérée est de 0,08 à 0,09 % ; elle est obtenue vers la trentième heure [13].

Compte tenu de la longue période radioactive du strontium 90, de son accumulation dans le sol et de son mode de transfert aux végétaux, les animaux vont se contaminer pendant de longues périodes. L'ingestion du strontium 90 correspond alors à une suite d'administrations répétées.

Les résultats obtenus lors d'expériences d'administrations orales successives et identiques de solution radioactive montrent qu'après une croissance rapide, la concentration des radionucléides dans le lait atteint progressivement un état d'équilibre (pour lequel les apports en radionucléide sont égaux à son excrétion). Ceci est parfaitement vérifié pour le césium 137. Dans le cas du strontium 90, dont le métabolisme osseux met en jeu des compartiments ayant des périodes biologiques très longues, l'équilibre biologique n'est jamais réellement atteint. Toutefois, la plus grande part de l'augmentation a lieu dans les quinze premiers jours de la contamination [13]. Les expériences d'administrations orales successives sont facilement transposables à une situation de rejets d'effluents radioactifs en routine pour lesquels les apports en strontium 90 dans l'environnement sont relativement réguliers.

Le *facteur de transfert ingestion-lait* est le rapport de l'activité par litre de lait (Bq.L^{-1} ou Bq.kg^{-1}) sur l'activité présente dans la ration journalière ingérée (Bq.j^{-1}). Ce facteur est déterminé au cours des expériences d'administrations orales successives dans les conditions d'équilibres (ou proche de l'équilibre). Pour le strontium 90, le facteur de transfert ingestion-lait est de l'ordre de $1,4.10^{-3} \text{ j.kg}^{-1}$ [13].

A toutes les étapes du processus de lactation, le strontium est en compétition avec le calcium : l'absorption et le transfert dans le lait du strontium est donc inversement proportionnel à la teneur de l'alimentation de la vache en calcium. De plus, le calcium du lait (et par conséquent le strontium) se trouvant majoritairement sous forme de caséinate, la sécrétion de strontium dans le lait est donc aussi fonction de la quantité de protéines ingérée par l'animal [15].

Dans le cadre d'une dispersion massive et limitée dans le temps de strontium 90 dans l'environnement (suite à un accident nucléaire par exemple), l'évolution de la concentration en strontium 90 dans le lait pour des animaux restant en pâture sur un pré contaminé prend en compte la perte d'activité de la végétation. La modélisation proposée par MICHON prévoit que la concentration maximale du lait en strontium 90 est atteinte en six jours. Le temps nécessaire pour que cette concentration maximale diminue d'un facteur 10 est de 76 jours et de 154 jours pour une diminution d'un facteur 100. La quantité totale de strontium 90 ingérée par un homme consommant journalièrement et sans délai un litre de lait provenant des vaches laissées en pâture sur le pré contaminé serait égale à 37 fois la concentration maximale. Un tel modèle cinétique pourrait être utilisé pour prévoir les conséquences sur les denrées alimentaires d'une libération de radionucléides dans l'environnement [13].

4.4.2. *Transferts aux produits laitiers*

Avant d'être consommé, le lait peut subir des transformations industrielles ou domestiques susceptibles de modifier sa concentration en radionucléides. Pour évaluer l'influence des techniques de transformation sur les teneurs en radionucléides, on établit le rapport de l'activité massique du produit final (Bq.kg^{-1}) sur l'activité massique (ou volumique) du lait initial (Bq.kg^{-1} ou Bq.L^{-1}) (tableau IV).

Le strontium se retrouve principalement dans les constituants non gras du lait. Tout comme le calcium, le strontium suit les caséinates lorsqu'il est précipité par la présure (pH voisin de la neutralité). Cette affinité est moindre pour une précipitation par l'acide chlorhydrique. On notera aussi le très fort passage du strontium dans le fromage fabriqué à la présure [14].

Toutefois, du fait de la longue période du strontium 90, la durée d'affinage du fromage ne permet pas une décroissance notable de l'activité du strontium 90 comme c'est le cas pour l'iode 131 [13].

4.4.3. Concentrations du strontium 90 dans le lait et normes sanitaires

L'activité naturelle du lait est de l'ordre de 80 Bq.L⁻¹ dont 50 Bq.L⁻¹ dus au potassium 40. La radioactivité artificielle dans le lait se situe entre 0,1 et 0,5 Bq.L⁻¹ [16]. L'activité du strontium 90 dans le lait est actuellement proche de 0,1 Bq.L⁻¹ [17].

La limite annuelle d'incorporation du strontium 90 (LAI) par ingestion pour le public est de 100000 Bq.

Les limites de radioactivité des isotopes du strontium (notamment le strontium 90) pour les denrées alimentaires et les liquides destinés à la consommation (après un accident nucléaire ou toute autre situation d'urgence radiologique) sont les suivantes [17] :

- aliments pour nourrissons : 75 Bq.kg⁻¹ ;
- produits laitiers : 125 Bq.kg⁻¹ ;
- liquides destinés à la consommation (parmi lesquels le lait) : 125 Bq.kg⁻¹.

Les équivalents de dose efficace pour le strontium 90 sont de l'ordre de 10⁻⁷ Sv.Bq⁻¹ [18].

5. Toxicité du strontium 90

5.1. Cinétique et métabolisme chez l'homme

Les études cinétiques effectuées après une injection unique de traceur radioactif ont montré la similitude du point de vue qualitatif entre la distribution du calcium et celle du strontium. C'est pour cette raison que le modèle métabolique du strontium est identique au modèle multicompartimental du calcium (figure 6).

Cependant, il existe des différences notables sur le plan quantitatif. En effet, au niveau de chaque processus métabolique, l'organisme effectue une discrimination entre le calcium et le strontium à l'avantage du calcium. Cette discrimination biologique vis-à-vis du strontium se traduit par une diminution relative de l'absorption, de la rétention et une augmentation de l'excrétion de ce dernier.

Si on applique les coefficients de transfert (tableau V) aux isotopes radioactifs, on constate que lorsqu'un adulte (présentant un métabolisme phosphocalcique normal) ingère par exemple simultanément 100 Bq de calcium 45 et 100 Bq de strontium 90, *in fine*, c'est 20 Bq de calcium 45 qui se fixeront au niveau de l'os contre seulement 5 Bq pour le strontium 90 [2].

5.1.1. *Absorption*

En situation normale, la masse de strontium stable ingérée quotidiennement et transférée dans les compartiments est très faible puisque le strontium est à l'état de trace dans la nourriture. Ce sont les aliments (notamment le lait) qui constituent la voie principale d'apport des radiostrontiums à l'homme [2, 13].

- *Absorption digestive (95 % des apports)*

D'une manière générale, les alcalino-terreux sont moins bien absorbés que les alcalins au niveau gastro-intestinal. Par ailleurs, c'est à ce niveau que la discrimination strontium-calcium est la plus importante. Chez l'homme, le rapport de l'absorption intestinale du calcium sur l'absorption intestinale du strontium est égal à deux [2].

L'absorption digestive du strontium est évaluée par le facteur de transfert *aliment-pool* (f_1) qui représente la fraction du radionucléide qui passe du tractus digestif au pool échangeable (tableau V) ; ce facteur de transfert est fonction de plusieurs paramètres. Par exemple, le taux d'absorption diminue quand l'âge du sujet augmente ($f_1 = 0,39$ entre 2 et 9 mois ; $f_1 = 0,19$ chez l'adulte). Un apport supplémentaire de strontium stable, de vitamine D ou d'extrait parathyroïdien ne modifie pratiquement pas l'absorption du strontium. Dans le cas d'un régime riche en calcium, l'absorption du strontium diminue. Enfin, le jeûne augmente de deux à trois fois l'absorption intestinale du strontium [2].

- *Inhalation*

Cette voie ne représente qu'un risque mineur d'exposition interne des populations. Toutefois, chez l'animal d'expérience placé dans une atmosphère riche en particules de sulfate de strontium, le transfert par voie pulmonaire est considérable [2].

- *Absorption par voie cutanée*

L'absorption par voie cutanée est très faible sur une peau saine : 0,26 % six heures après le contact. En cas de lésions, l'absorption passe à 57,4 % durant cette même période (la majeure partie étant absorbée durant la première demi-heure) [15].

5.1.2. Distribution et rétention

Après avoir franchi la barrière intestinale ou la paroi alvéolaire, le strontium lié pour partie aux protéines plasmatiques est véhiculé par le sang. A partir du plasma, le strontium se distribue dans les liquides extra-cellulaires et au niveau des surfaces d'échange de l'os avant de se fixer préférentiellement au niveau du squelette. La période biologique du strontium 90 chez l'homme est de 2500 jours [2].

- Squelette

Plus de 99 % du strontium 90 retenu dans l'organisme se trouvent au niveau du tissu osseux et des dents, mais sa répartition chez l'adulte n'est pas homogène. Les valeurs les plus élevées du rapport strontium 90/calcium sont retrouvées dans les vertèbres et les côtes où prédomine l'os spongieux (qui contient la moelle rouge génératrice des cellules sanguines et radiosensible). Chez l'enfant, la répartition est beaucoup plus homogène [2].

L'expérimentation animale a montré que le métabolisme osseux du strontium était sensiblement analogue à celui du calcium. La fixation du strontium 90 apparaît dès la zone calcifiée du cartilage de conjugaison et se poursuit dans la zone ostéoïde puis dans la zone ossiforme [2, 15].

- Autres organes

Le strontium non fixé au squelette se répartit pour moins de 0,05 % dans le cerveau, les poumons, le foie, les reins et la vessie, pour moins de 0,09 % dans les muscles et moins de 0,07 % dans la peau [2].

5.1.3. Excrétion

- Excrétion rénale

L'excrétion rénale est maximale le jour de l'administration et diminue ensuite de manière exponentielle. Il est bien établi que le rein de mammifère excrète le strontium plus rapidement que le calcium. Chez l'homme, ce facteur de discrimination varie de 2,8 à 4,3 selon les individus mais il est indépendant de l'activité des parathyroïdes, de l'hypercalcémie et de l'équilibre acido-basique. Ceci résulte d'une faible réabsorption tubulaire du strontium comparée à celle du calcium [2].

- Excrétion intestinale

L'excrétion intestinale est toujours faible par rapport à l'excrétion urinaire mais là encore la sécrétion endogène du strontium est plus importante que celle du calcium [2].

- Excrétion lactée

Chez la femme allaitante, une partie du strontium retenu est excrétée dans le lait. Comme chez les bovins, cette excrétion est inversement proportionnelle au contenu en calcium du régime alimentaire : une alimentation riche en calcium diminue de moitié le taux de strontium 90 dans le lait [2].

5.1.4. Comportement de l'yttrium 90

Après ingestion, l'absorption systémique de l'yttrium 90 est indépendante de celle du strontium 90. Le facteur de transfert de l'yttrium au niveau du tube digestif est égal à 10^{-4} . En ce qui concerne la rétention par le squelette, on admet que l'yttrium 90 produit dans l'os y séjourne le même temps que le strontium 90 [19].

5.2. Toxicité du strontium 90

La période radioactive du strontium 90, la nature et l'énergie du rayonnement qu'il émet, le classe parmi les radionucléides de forte radiotoxicité (*groupe 2*). Son fils, l'yttrium 90 appartient au groupe des radionucléides de radiotoxicité modérée (*groupe 3*) [9].

Les effets des irradiations chez l'homme sont classés en deux catégories : les *effets déterministes* et les *effets stochastiques*. Les effets déterministes n'apparaissent qu'au dessus d'une dose seuil. Au-delà de ce seuil, ils se produisent toujours et la gravité de l'effet augmente avec la dose adsorbée. Les effets stochastiques ne sont également décelables qu'au delà d'une dose seuil, mais, contrairement aux effets déterministes, leur apparition n'est pas obligatoire et semble soumise aux lois du hasard. En outre, la gravité de l'effet, quand il se produit est indépendante de la dose reçue [4].

La radiosensibilité du squelette humain aux émetteurs de faible transfert linéique d'énergie (TLE) de longue période est mal connue. Peu de données concernant la toxicité du strontium 90 chez l'homme sont disponibles. C'est pourquoi de nombreuses expérimentations animales ont été réalisées en vue d'appréhender les effets toxiques du strontium 90 [2].

5.2.1. Effets déterministes chez l'animal

- Sur la formule sanguine

Chez le rat, l'injection unique d'une activité élevée (300 à 740 kBq.g⁻¹) de strontium 90 entraîne une leucopénie précoce et stable, une neutropénie de courte durée, une réticulopénie transitoire et des variations fluctuantes des plaquettes. Une anémie se développe un mois après l'administration [2].

- Sur la croissance

Une injection de 22200 Bq.g⁻¹ à des lapins sevrés entraîne une réduction significative de la croissance en longueur du tibia alors qu'une dose de 3700 Bq.g⁻¹ est sans effet sur ce paramètre [2].

- Effets in utero

Des injections uniques de strontium 90, à divers niveaux d'activité, ont été pratiquées chez des rates gravides afin de déterminer les valeurs de dose létale 50 (DL₅₀) dans la descendance. Ces valeurs sont de 15000 Bq.g⁻¹ pour une injection effectuée quatre jours après la conception et de 30000 Bq.g⁻¹ lorsque l'injection intervient entre le quinzième et le dix-neuvième jour (la gestation chez le rat dure 21 jours) [2].

- Effets sur l'immunité

La réponse primaire n'est pas modifiée par une injection intrapéritonéale unique de strontium 90 de 1,85 kBq.g⁻¹ chez le cobaye, mais une réduction de l'immunisation secondaire est observée. La formation d'anticorps diminue lorsque les animaux traités par le strontium 90 absorbent des doses totales de 2,2 à 2,7 Gy [15].

5.2.2. Effets stochastiques chez l'animal

- Effets génétiques

Peu d'expériences ont été réalisées pour étudier les effets génétiques du strontium 90. On peut toutefois noter qu'un taux d'aberrations chromosomiques de 0,4 à 16,5 % a été rapporté chez le hamster après injection de 37 kBq par gramme de poids corporel [15].

- Effets cancérigènes [2, 15]

Au niveau osseux, les cellules présentant un risque carcinogène sont d'une part les cellules souches des lignées sanguines qui se trouvent dans la moelle rouge (os spongieux) et, d'autre part, les cellules qui synthétisent l'os et qui se trouvent sur les surfaces endostéales ou dans l'épithélium (os compact).

Les études radiotoxicologiques sur l'animal ont permis de distinguer les effets des radiations après administration unique de strontium 90 de ceux de l'administration continue. Après une administration unique, le strontium 90 délivre à l'endoste une forte dose d'irradiation et provoque surtout des ostéosarcomes. En revanche, les réactions leucémoïdes prédominent dans le cas d'une administration continue d'activités faibles.

La relation dose-effet pour l'induction d'ostéosarcomes chez des animaux de différentes espèces traités par du strontium 90 est de type *relation linéaire avec seuil*. Les plus faibles équivalents de doses engagés pour le squelette qui ont induit des ostéosarcomes chez diverses espèces animales après administrations intraveineuse (IV), intrapéritonéale (IP) ou orale de strontium 90 sont compris entre 25 et 63 Sv (tableau VI).

La localisation du strontium 90 au niveau des os spongieux est sans doute à l'origine de l'apparition des leucémies. Chez le rat, des leucémies myéloïdes apparaissent après irradiation chronique par strontium 90 incorporé à l'eau de boisson. La fréquence des leucémies (réticuloses, hémocytoblastoses, et leucémies myéloïdes) était de 6,1 % chez 82 rats ayant reçu 370 kBq.kg^{-1} de strontium 90 ce qui correspond à une dose équivalente médullaire de 5,3 Sv. Chez la souris, la fréquence de la leucémie est plus élevée chez le groupe recevant la plus faible activité de strontium 90 ($7,4 \text{ kBq.g}^{-1}$). Cette fréquence diminue avec l'augmentation de la dose.

Parmi les autres types de tumeurs rencontrées chez diverses espèces de mammifères après exposition unique ou continue par strontium 90, on peut citer des hémangioendothéliomes et des angiosarcomes de la moelle osseuse, des carcinomes des membranes muqueuses de la tête, des carcinomes des cellules squameuses de l'oreille externe ou de la peau, des carcinomes épidermiques de la cavité buccale et des tumeurs de la glande mammaire. Dans la plupart de ces cas, y compris la leucémie, les observations sont trop peu nombreuses pour que l'on puisse en tirer des relations dose-effet.

5.2.3. Toxicité du strontium 90 chez l'homme

Il y a peu d'informations disponibles concernant la toxicité du strontium 90 chez l'homme, à l'exception de quelques études épidémiologiques réalisées chez les survivants de Hiroshima et de Nagasaki et chez des peintres tchécoslovaques contaminés par de la peinture luminescente contenant du strontium 90 et du radium 226 [15].

- Effets déterministes

Une légère inhibition de l'immunité consécutive à l'absorption chronique de faibles doses de strontium 90 a été observée après un intervalle de temps pouvant atteindre une année [15].

- Effets stochastiques

La fréquence des aberrations chromosomiques retrouvées chez les peintres tchécoslovaques contaminés par le strontium 90 semble être corrélée avec les débits de doses à la moelle osseuse [2].

Aucun excédent de cancers osseux n'a été mis en évidence chez les survivants de Hiroshima et de Nagasaki. La majorité des lésions moléculaires provoquées par le strontium 90 est vraisemblablement réparée de manière fidèle [2]. Cependant, le caractère ostéotrope et la longue période radioactive du strontium 90 peuvent engendrer un risque d'ostéosarcome et de leucémie pour l'homme.

Il est très difficile d'évaluer ces risques à partir des expérimentations animales compte tenu des différences entre les espèces notamment au niveau de la structure osseuse. La CIPR (Commission Internationale de Protection Radiologique) évalue ce risque à $5 \cdot 10^{-4} \text{ Sv}^{-1}$ pour les cancers osseux et à $2 \cdot 10^{-3} \text{ Sv}^{-1}$ pour les leucémies [15].

5.2.4. Traitement en cas d'ingestion accidentelle de strontium 90

Le principe du traitement en cas d'ingestion de strontium 90 est de diminuer l'absorption digestive et de stimuler l'excrétion du radionucléide afin de limiter sa fixation au niveau des surfaces osseuses. Plusieurs médicaments sont envisageables immédiatement après la contamination.

Le phosphate d'aluminium (PHOSPHALUGEL[®]), sous forme de gel, diminue d'un facteur deux l'absorption du strontium lorsqu'il est administré dans l'heure qui suit l'ingestion [2]. La posologie recommandée est de cinq sachets dilués dans l'eau et administrés en une prise, le plus tôt possible

après l'ingestion de strontium 90. De même, les alginates (GAVISCON®) (10 g.j^{-1}) et le sulfate de baryum (300 g.j^{-1} , per os) diminuent l'absorption intestinale du strontium [20].

Le sulfate de magnésium (10 g.j^{-1} , per os et en une seule prise) accélère le transit et rend le strontium insoluble dans le tube digestif [16].

Le lactate et le gluconate de strontium (500 à 1500 mg per os) limitent l'absorption du strontium 90 par dilution isotopique [16].

Le gluconate de calcium (6 à 10 g.j^{-1} , per os) augmente l'excrétion du strontium [2].

Enfin, le chlorure d'ammonium (CHLORAMMONIC®) (6 g.j^{-1} , per os) entraîne une acidose métabolique qui favorise l'élimination urinaire du strontium 90 [16].

5.2.5. *Traitement local des plaies contaminées par le strontium 90*

Le traitement local des plaies contaminées par le strontium 90 repose sur le principe de l'insolubilisation. La plaie peut ainsi être saupoudrée à l'aide de rhodizonate de potassium de toute urgence. Cette insolubilisation accorde un délai mais la décontamination de la blessure (par lavage) doit s'effectuer assez rapidement car la stabilité du complexe formé est limitée [20].

6. Conclusion

Le transfert du strontium 90 dans le lait constitue un bon marqueur de pollution de l'environnement par les produits de fission. De plus, le strontium 90 représente un risque sanitaire non négligeable compte tenu de son caractère ostéotrope et de sa toxicité potentielle. C'est pourquoi l'activité du strontium 90 dans le lait fait l'objet de mesures après une libération accidentelle de produits de fission dans l'environnement afin de pouvoir quantifier le risque pour le consommateur. De même, en situation normale, des dosages du strontium 90 dans le lait sont réalisées régulièrement dans l'environnement immédiat des établissements effectuant des rejets d'effluents radioactifs, conformément à l'arrêté du 10 août 1976 et au décret du 4 mai 1995 [9, 21].

REFERENCES

1. Emsley J. Les éléments. Paris : Polytechnica ; 1993.
2. Paulin R. Strontium. In Galle P, ed. Toxiques nucléaires. Paris : Masson ; 1997. p 105-123.
3. Rollin P. L'industrie nucléaire : réacteurs nucléaires, usines de retraitement, gestion des déchets. In Galle P, ed. Toxiques nucléaires. Paris : Masson ; 1997. p 23-37.
4. Galle P, Paulin R. Rayonnements ionisants et interactions avec la matière. In Galle P, Paulin R, eds. Biophysique – Radiobiologie – Radiopathologie. Paris : Masson ; 2000. p 25-41.
5. L'Annunziata MF. Nuclear radiation : its interaction with matter and radioisotope decay. In L'Annunziata MF, ed. Handbook of radioactivity analysis. San Diego : Academic Press ; 1998. p 1-74.
6. Michon G, Bradier P. Les pollutions radioactives : conséquences pour le cheptel. La dépêche vétérinaire 1997 ; 57 : 25-59.
7. Coulon R. Les essais nucléaires atmosphériques dans le monde. Conséquences radiologiques pour l'environnement et la population. Rev Gen Nucl 1992 ; 2 : 136-9.
8. Bertin M. Les effets biologiques des rayonnements ionisants. Paris : Electricité de France, collection Energie électro-nucléaire ; 1994.
9. Gambini DJ, Granier R. Manuel pratique de radioprotection. Paris : Tec&Doc – Lavoisier; 1997.
10. COGEMA-La Hague. Tout sur l'environnement. URL : <http://www.cogemalahague.fr> ; 18.08.2000.
11. Court L. Radionucléides et activités militaires. In Galle P, ed. Toxiques nucléaires. Paris : Masson ; 1997. p 39-46.
12. Renaud P. Conséquences radioécologiques et dosimétriques en France de l'accident de Tchernobyl. Paris : Editions de Physique ; 1999.

13. Michon G, Madelmont C, Bradier P. Pollutions radioactives de denrées alimentaires d'origine animale : prévisions quantitatives.
La dépêche vétérinaire 1997 ; 57 : 61-81.
14. Colle C, Roussel-Debet C. Transferts des radionucléides en milieu terrestre. In INSTN, ed. Cours de radioprotection. Saclay ; 2000.
15. Ballet MD. Le strontium 90 : transferts à la biomasse et toxicité pour l'homme [thèse]. Bordeaux : Faculté de pharmacie ; 1988.
16. Calop J, Vrousos C, Gallin-Martel C, Kolodie H, eds. Pharmaciens et nucléaire. Conduite à tenir en cas d'accident. Paris : Sodel Plein sud ;1995.
17. Tait D, Wiechen A. Use of liquid scintillation counting for fast determination of strontium 89 and strontium 90 in milk.
Sci Total Environ 1993 ; 130 : 447-457.
18. Michon G, Coulon R, Madelmont C, Bradier P. Les normes de protection radiologique : l'interprétation sanitaire de la pollution radioactive des denrées alimentaires.
La dépêche vétérinaire 1997 ; 57 : 85-113.
19. Beau PG. Dosimétrie interne. In Agence internationale de l'énergie atomique, ed. Cours post-universitaire de radioprotection (volume 1). Vienne ; 1995. p 367-403.
20. Fleutot JB. Point sur les traitements de la radiocontamination interne. Fiches pratiques de conduite thérapeutique à l'usage des médecins chargés de l'accueil de radiocontaminés internes.
Service de Santé des Armées, mémoire de spécialité d'hygiène nucléaire, fiche n° 15 ; 1991.
21. Lecompte Y. Dosage du strontium 90 dans le lait : utilisation d'un éther-couronne comme agent d'extraction [thèse]. Lyon : Faculté de pharmacie ; 2000.

Tableau I : Caractéristiques des principaux isotopes radioactifs du strontium [2].

Radionucléides	Périodes radioactives	Emissions principales
⁸⁵ Sr	64,84 j	CE ⁽¹⁾ ; γ (0,514 MeV)
⁸⁹ Sr	50,55 j	β^- (1,488 MeV) ; γ (0,01 MeV)
⁹⁰ Sr	28,5 a	β^- (0,546 MeV)

⁽¹⁾ CE : Capture électronique

Tableau II : Répartition des essais atmosphériques entre 1945 et 1980 [7].

Pays	Période	Nombre	Puissance (Mt) ⁽¹⁾
URSS	1945-1962	193	138,6
USA	1949-1962	142	357,5
Royaume-Uni	1952-1962	21	16,7
France	1960-1974	45	11,9
Chine	1964-1980	22	20,7

(1) : 1 Mt (ou 1000 kt) équivaut à la puissance libérée par l'explosion de 1000000 t de trinitrotoluène (TNT).

Tableau III : Répartition du strontium 89 et du strontium 90 dans les différents organes de la vache (exprimée en pourcentage de la dose administrée au bout de 32 jours) [13].

Organe	Pourcentage dans l'organe entier	Pourcentage dans 1 kg de tissu
Foie	0,0025	0,0004
Reins	0,0026	0,021
Rate	0,0009	0,0009
Poumons	0,009	0,0023
Muscles	0,048	0,0003
Peau	0,048	0,001
Sang	0,0035	0,00013
Cerveau	0,0001	0,0002
Moelle osseuse	-	0,0016
Os (fémur)	1,45	0,038
Vessie	0,0013	0,0003
Lait	0,884	-
Urine	3,65	-

Tableau IV : Passage du strontium 90 du lait entier de vache dans ses produits dérivés. Rapport de l'activité massique du produit final (Bq.kg⁻¹) sur l'activité massique du lait initial (Bq.kg⁻¹) [13].

Fromage frais	• <i>gras</i>	à caractère présure	3,9
		à caractère lactique	0,66
	• <i>maigre</i>	à caractère présure	3,8
		à caractère lactique	0,97
Fromage fermenté		pâte molle	4,7
		pâte pressée non cuite	6,6
		pâte pressée cuite	6,3
Lait écrémé			0,92
Crème fraîche		24 % de matière grasse	0,60
Beurre frais			0,09
Caséine		à caractère présure	20
		à caractère acide	10

Tableau V : Paramètres cinétiques du strontium et du calcium [2].

	Strontium	Calcium
Absorption intestinale	0,3 mg.j ⁻¹	450 mg.j ⁻¹
Pool échangeable	1,2 mg	5 g
Masse plasmatique	0,08 mg	35 mg
Accrétion osseuse	0,12 mg.j ⁻¹	500 mg.j ⁻¹
Masse totale (squelette)	250 mg	1040 g
• Période biologique :		
- pool échangeable	2,8 j	3,7 j
- squelette	2000 j	2770 j
• Transferts :		
Alimentation-pool (f ₁)	0,19	0,38
Pool-os (f ₂)	0,29	0,53
Alimentation-os (f ₁ x f ₂)	0,055	0,201

Tableau VI : Doses équivalentes minimales capables d'induire des ostéosarcomes chez l'animal [2].

Espèces	Agés	Voies	Délai d'apparition des tumeurs (j)	Doses (Sv)
Souris	70 j	IV	370	33
Rat	90 j	IP	265	35
Lapin	485 j	IV	900	57
Chien	504 j	IV	655	39
Porc	naissance	régimes	570	63
Singe	3-7 ans	orale	870	25

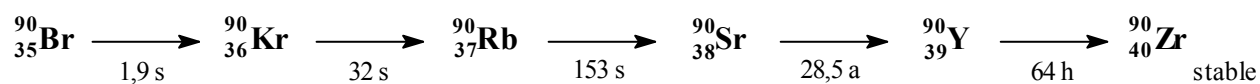


Figure 1 : Chaîne de désintégration β^- du brome 90 [3].

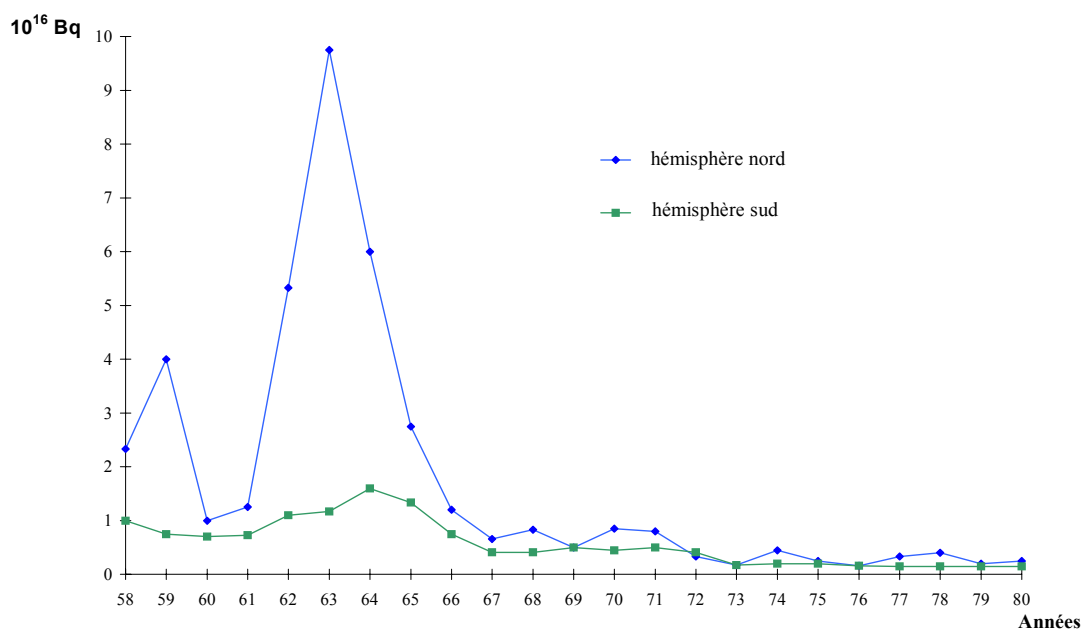


Figure 2 : Dépôt annuel de strontium 90 [7].

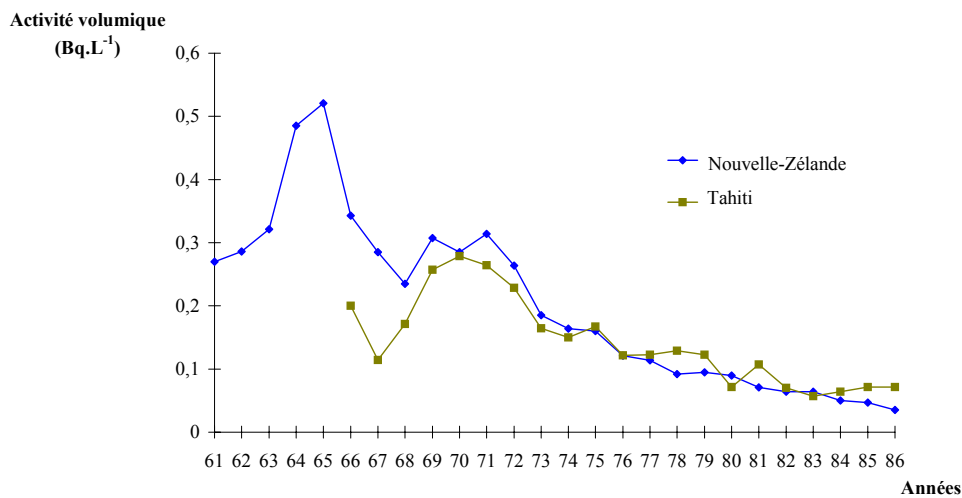


Figure 3 : Activité du strontium 90 dans le lait en Nouvelle-Zélande et à Tahiti [7].

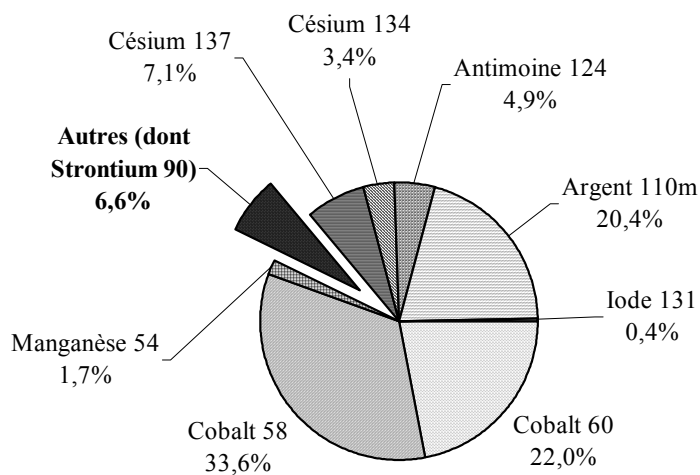


Figure 4 : Répartition des rejets liquides (hors tritium) d'une unité de production de 1300 MW (< 2 GBq.an⁻¹) [3].

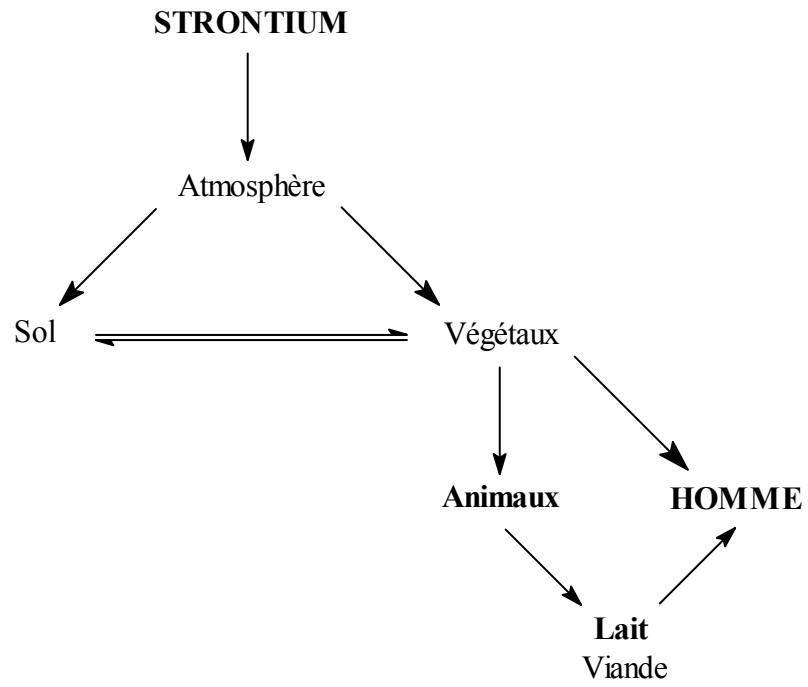


Figure 5 : Transferts du strontium 90 dans la chaîne alimentaire [13].

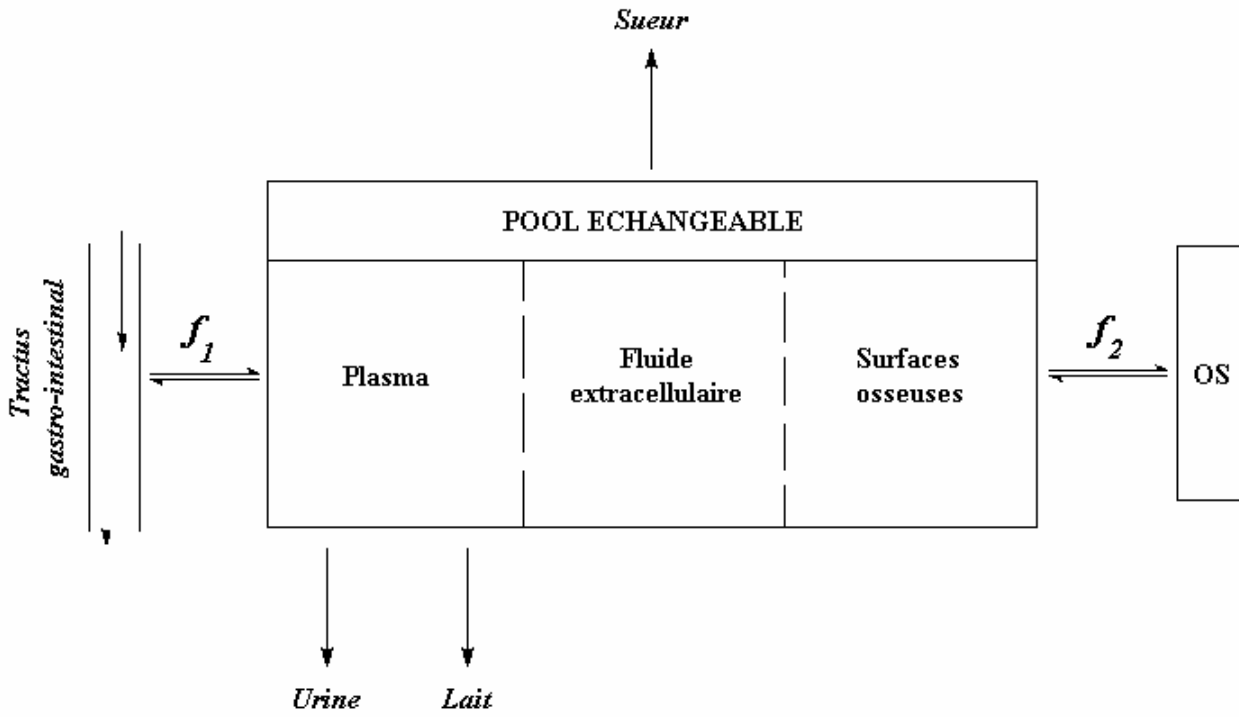


Figure 6 : Modèle métabolique commun au calcium et au strontium [2].