

**C E A - R 2738**

**EUR. 2226 f**

**ASSOCIATION EURATOM - C.E.A.**

**NIVEAUX DE CONTAMINATION RADIOACTIVE  
DU MILIEU AMBIANT ET DE LA CHAINE ALIMENTAIRE**

**RECHERCHES  
SUR LA CONTAMINATION RADIOACTIVE  
DES ALIMENTS D'ORIGINE ANIMALE**

par

**Lothar LEISTNER**

**Rapport C E A - R 2738**

**CENTRE D'ÉTUDES NUCLÉAIRES  
DE FONTENAY-AUX-ROSES**

CEA-R 2738 - LEISTNER Lothar  
EUR-2226 f

RECHERCHES SUR LA CONTAMINATION RADIOACTIVE DES ALIMENTS  
D'ORIGINE ANIMALE

Sommaire. - L'auteur a rassemblé d'une façon très complète les données actuellement disponibles relatives au transfert des radionuclides les plus importants du milieu ambiant par l'intermédiaire des aliments d'origine animale à l'homme. Celles-ci n'étant pas directement utilisables pour les pays de la Communauté Economique Européenne, il propose des études complémentaires pour tenir compte de la variabilité des conditions écologiques.

1964

73 p.

Commissariat à l'Energie Atomique - France

---

CEA-R 2738 - LEISTNER Lothar  
EUR-2226 f

RESEARCH INTO THE RADIO-ACTIVE CONTAMINATION OF FOODSTUFFS  
OF ANIMAL ORIGIN

Summary. - The author assembles in a very complete way all the actually available data relating to the transfer of the most important radionuclides from the environment through animal products to man. As these are not directly utilisable for the countries of the European Community, he proposes to go further into the question in order to be able to take into account the changing ecological conditions.

1964

73 p.

Commissariat à l'Energie Atomique - France

***Les rapports du COMMISSARIAT A L'ENERGIE ATOMIQUE sont, à partir du n° 2200, en vente à la Documentation Française, Secrétariat Général du Gouvernement, Direction de la Documentation, 16, rue Lord Byron, PARIS VIIIème.***

***The C.E.A. reports starting with n° 2200 are available at the Documentation Française, Secrétariat Général du Gouvernement, Direction de la Documentation, 16, rue Lord Byron, PARIS VIIIème.***

**- Rapport CEA-R 2738 -**

**ASSOCIATION EURATOM-C. E. A.**

**Contrat "Niveaux de contamination Radioactive du Milieu Ambient  
et de la Chaine Alimentaire"**

**RECHERCHES SUR LA CONTAMINATION RADIOACTIVE  
DES ALIMENTS D'ORIGINE ANIMALE**

**par**

**Lothar LEISTNER**

**- Mars 1965 -**

## TABLE DES MATIERES

### I - INTRODUCTION

### II - LAIT

1° - Radionuclides importants

2° - Incorporation des radionuclides du fourrage au produit brut  
(physiologie)

3° - Niveaux de contamination des radionuclides et en particulier  
concentration maximale.

### III - VIANDE

1° - Radionuclides importants

2° - Incorporation des radionuclides du fourrage au produit brut  
(physiologie)

3° - Niveaux de contamination des radionuclides et en particulier  
concentration maximale.

### IV - OEUFs

1° - Radionuclides importants

2° - Incorporation des radionuclides du fourrage au produit brut  
(physiologie)

3° - Niveaux de contamination des radionuclides et en particulier  
concentration maximale.

### V - POISSONS

1° - Poissons de mer

a) - Radionuclides importants

b) - Incorporation des radionuclides du fourrage au produit brut  
(physiologie)

c) - Niveaux de contamination des radionuclides et en particulier  
concentration maximale.

**2° - Poissons d'eau douce**

**a) - Radionuclides importants**

**b) - Incorporation des radionuclides du fourrage au produit brut  
(physiologie)**

**c) - Niveaux de contamination des radionuclides et en particulier  
concentration maximale.**

**VI - EVOLUTION DE LA CONTAMINATION AU COURS DES PROCESSUS  
TECHNOLOGIQUES.**

**1° - Lait**

**2° - Viande**

**3° - Oeufs**

**4° - Poissons**

**BIBLIOGRAPHIE.**

# RECHERCHES SUR LA CONTAMINATION RADIOACTIVE DES ALIMENTS D'ORIGINE ANIMALE

## I - INTRODUCTION

On pensait, à l'origine que les substances radioactives étaient introduites dans l'organisme humain principalement par voie respiratoire ou par l'absorption d'eau ; on s'était donc contenté de fixer les "concentrations maximales admissibles" (Maximum Permissible Concentrations) [133] pour l'air et l'eau. Cependant, il est apparu que lors d'explosions nucléaires, par exemple, les produits de fission importants des retombées, tels que le  $^{90}\text{Sr}$  et le  $^{137}\text{Cs}$  pénétraient dans le corps humain presque exclusivement avec les aliments. L'absorption de ces radionuclides avec l'eau de boisson n'est en effet d'une grande importance que dans des régions où les eaux pluviales sont collectées dans des citernes en vue d'une utilisation immédiate [1][35][51]. Ajoutons qu'aux alentours des installations nucléaires, ce n'est pas comme on l'a tout d'abord supposé, la teneur en iode 131 de l'air ambiant qui est le facteur déterminant de la contamination humaine, mais, par suite du dépôt rapide de l'iode 131 sur la végétation, le facteur déterminant est constitué par les légumes et l'herbe, et le cas échéant par le lait élaboré à partir de cette dernière [2] .

De même lors de l'accident de réacteur à WINDSCALE (Angleterre 1957) la teneur de l'air en  $^{131}\text{I}$  était insignifiante au regard du danger résultant de l'incorporation éventuelle de ce radionuclide dans le corps humain par ingestion du lait provenant des vaches nourries dans les pâturages [3] .

Même là où les eaux fluviales sont utilisées - pour un passage unique - dans le circuit de refroidissement des réacteurs nucléaires, leur utilisation ultérieure pour l'approvisionnement courant en eau des villes est moins sujette à caution, que la consommation occasionnelle de poissons provenant de ces eaux fluviales, les poissons et les crustacés concentrant certains radionuclides (Ex :  $^{32}\text{P}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ) à un degré extraordinaire [4] .

On peut déduire de ces références bibliographiques que d'une façon générale, les aliments ont davantage d'importance pour la contamination radioactive de l'homme que l'eau de boisson et l'air ; ceci est apparemment valable aussi bien pour les retombées que pour les risques dus aux installations nucléaires ou à des accidents de réacteurs.

L'importance d'un aliment au regard de l'incorporation de radionuclides dans l'organisme humain résulte de la consommation moyenne et de la contamination moyenne de cet aliment ; en

d'autres termes la dose d'irradiation de l'homme standard due à l'ingestion quotidienne d'une denrée alimentaire résulte du produit de la consommation par la contamination.

Dans différents pays (USA, GRANDE BRETAGNE, REPUBLIQUE FEDERALE, CANADA, AUTRICHE, DANEMARK) la quote part revenant à chacun des aliments dans l'ingestion des radionuclides les plus importants, a été calculée à partir de la consommation et de la contamination des aliments en question.

Dans le tableau I, nous avons réuni les données recueillies dans la bibliographie. Ce tableau ne peut évidemment prétendre à une valeur générale puisque déjà les données concernant les divers pays se différencient ; il donne cependant une idée profondément exacte de la quote part revenant aux aliments les plus importants dans l'absorption quotidienne de radioactivité chez l'homme standard.

De cette participation exprimée en pourcentage découle l'importance de chacun des aliments dans la chaîne alimentaire et ainsi l'ordre de priorité de notre travail.

Le tableau I établit l'ordre de classement ou de priorité suivant : 1 lait - 2 plantes - 3 viande - 4 produits laitiers - 5 oeufs - 6 poisson.

Dans ce tableau il n'est pas tenu compte des aliments liquides (boissons). Le pourcentage revenant aux boissons (bière et thé sont importants) en ce qui concerne l'absorption quotidienne de  $^{90}\text{Sr}$  elle s'élève de 5 à 10 p. 100 et pour le césium de 1 à 3 p. 100 seulement.

En conséquence, et compte tenu des conditions dans lesquelles s'effectue actuellement la contamination, et, en premier lieu, en raison de la teneur du sol en Sr et en césium, c'est le lait qui revêt le plus d'importance en ce qui concerne l'absorption des principaux radionuclides.

A cet égard, il faut considérer particulièrement que les radionuclides à période brève ( $^{131}\text{I}$ ,  $^{140}\text{Ba}$  et  $^{89}\text{Sr}$ ) sont ingérés presque exclusivement avec le lait. Pour ces radionuclides seuls les légumes frais se présentant sous forme de feuilles et peut être encore les oeufs peuvent être pris en considération.

La raison pour laquelle le lait semble particulièrement important est qu'il constitue l'aliment principal des enfants qui en ingèrent chaque jour une très grande quantité par rapport au poids de leur corps.

Sont en outre importants, les aliments d'origine végétale et avant tout les céréales et les produits céréaliers (importants pour le strontium), puis les légumes (importants pour la contamination directe) et les fruits.

La viande a aussi une importance essentielle pour l'ingestion quotidienne de césium, tandis que le strontium se trouve dans les os dont la consommation est relativement réduite.

Les produits laitiers, dont la teneur en radionuclide peut être inférieure à celle du lait par suite des transformations subies et de leur stockage, ont également une importance fondamentale.

Ceci est valable certainement pour les radionuclides à brève période, tandis que pour le Sr et le Cs la concentration par unité de poids (pCi/kg) dans les produits laitiers peut être de 10 à 20 fois supérieure à celle du lait [ 35 ] .

Il faut néanmoins tenir compte du fait que la consommation de produits laitiers est loin d'atteindre en moyenne celle du lait, d'où, en général, une absorption plus grande de Sr et de Cs par



le lait que par les produits laitiers.

Les oeufs et les poissons n'ont actuellement qu'une importance minime pour l'absorption quotidienne de radionuclides. A cet égard les oeufs sont un peu plus importants que les poissons, avant tout en raison de leur consommation moyenne plus élevée.

Parmi les poissons, ce sont ceux d'eau douce qui sont souvent plus contaminés que les poissons de mer (la teneur en Sr des poissons d'eau douce est plus élevée), par ailleurs on consomme en moyenne dix fois plus de poisson de mer que de poisson d'eau douce [35].

En ce qui concerne les poissons on pourrait objecter que plusieurs radionuclides importants pour les poissons (Cf. V.1) a et V.2) a)) ne sont pas mentionnés au tableau I et qu'il en résulte une image incomplète de l'absorption quotidienne de radioactivité par les poissons.

A ce propos nous renvoyons le lecteur à une recherche effectuée au JAPON [119]. Au JAPON la population urbaine consomme par personne et par jour la quantité anormalement élevée de 100 g de produits marins. Avec ces 100 g de produits marins l'absorption par personne et par jour est d'environ 0,03 pCi  $^{90}\text{Sr}$ , tandis que le régime total de cette population contient de 6 à 10 pCi (par personne et par jour). En outre ces 100 g de produits marins entraînent l'ingestion de 2 pCi  $^{137}\text{Cs}$ , 1 pCi  $^{65}\text{Zn}$  et 10 pCi  $^{55}\text{Fe}$  par personne et par jour. Les valeurs M. P. C. de l'eau de boisson pour les  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ , et  $^{55}\text{Fe}$  étant respectivement 200, 1000 et 8000 fois plus élevés que celles du  $^{90}\text{Sr}$ , on peut en déduire que pour les poissons aussi, le  $^{90}\text{Sr}$  est un radionuclide très important, sinon le plus important.

Il paraît aussi justifié de conclure, en ce qui concerne l'absorption quotidienne très faible de  $^{90}\text{Sr}$  par l'intermédiaire des poissons, que ces derniers ne présentent pour l'absorption humaine journalière des principaux radionuclides qu'une faible importance.

Les valeurs indiquées au tableau I sont basées sur une consommation moyenne et une contamination moyenne des différents aliments. Lors d'une consommation anormalement élevée de certains aliments par des groupes de population ou groupes d'âge déterminés, ainsi que lors d'une contamination supérieure à la moyenne de certains aliments dans des régions critiques, l'ordre d'importance ou de priorité de chacun des produits alimentaires pour l'absorption quotidienne des radionuclides importants par l'homme, peut être fondamentalement modifié.

En ce qui concerne une consommation supérieure à la moyenne, on admettra par exemple qu'en ITALIE, les végétaux occuperont le premier rang de priorité, la consommation des céréales et de fruits y étant beaucoup plus élevée et celle du lait bien plus faible que celle des pays étudiés dans le tableau I. On peut par exemple considérer que chez des enfants, jusqu'à l'âge de 1 an, la priorité accordée au lait pour l'absorption quotidienne de radionuclides est nettement plus marquée que ne l'exprime le tableau I.

Quant au cas d'une contamination supérieure à la moyenne, ce sont les conditions écologiques de la production ou la proximité de réacteurs etc. . . qui jouent ici un rôle particulier.

Sous ce rapport, il convient de mentionner la consommation de viande de renne par l'ensemble de la population de SUEDE [44]. Comme cette viande contient bien plus de  $^{137}\text{Cs}$  (environ 30 000 pCi/kg) [79] que la viande courante de boeuf dans les autres pays (environ 150 pCi/kg) [52] la viande peut occasionner en SUEDE pour l'homme une absorption journalière de radioactivité

plus élevée que celle correspondant à la valeur moyenne indiquée dans le tableau I.

Les poissons en constituent un autre exemple et en particulier les crustacés pêchés dans la COLUMBIA RIVER constamment contaminé (radioactivement) par les Etablissements de HANFORD aux USA [1][41]. L'importance des poissons d'eau douce est certainement plus grande pour les groupes de population qui consomment ces animaux que celle retenue comme valeur moyenne.

Enfin, on peut concevoir une situation dans laquelle aussi bien la consommation que la contamination d'un aliment dépassent de beaucoup la moyenne. Les Lapons en sont un exemple : ils consomment principalement de la viande de renne, et la quantité <sup>137</sup>Cs incorporée est estimée à 20 fois celle de la moyenne de la population [44].

Un autre exemple encore : les pêcheurs et leurs familles qui pêchent des poissons dans une zone maritime où l'ANGLETERRE rejette les déchets radioactifs des réacteurs [118].

En effet, ces pêcheurs consomment vraisemblablement davantage de poissons que la population en général, et le degré de contamination de ces poissons se situe au-dessus de la moyenne.

En réalité l'importance d'un aliment (et la valeur CMA correspondante) ne pourraient donc être définies que pour des groupes de population et des conditions locales déterminées [118][125], en tenant compte aussi bien de la consommation que de la contamination de l'aliment considéré [125].

Il serait important pour l'orientation de nos études, d'effectuer des recherches dans les pays de la Communauté Européenne, non seulement sur la consommation des principaux aliments, mais aussi sur leur contamination relative.

A ce propos signalons qu'il serait intéressant d'obtenir non seulement les valeurs moyennes de consommation et de contamination mais aussi les valeurs extrêmes.

La dose d'irradiation (absorption quotidienne de radioactivité) due aux aliments résulte du produit de la consommation par la contamination. Ce même produit (consommation x contamination) détermine également la dose d'irradiation des groupes critiques de population, exposés à une irradiation supérieure à la moyenne, soit par suite d'une consommation supérieure à la moyenne ou d'une contamination supérieure à la moyenne, soit par suite de ces deux causes.

Dans le cadre de notre contrat ce n'est pas seulement la dose actuelle de rayonnements reçue par les hommes de la Communauté Européenne qu'il importe de connaître, mais aussi son origine, c'est-à-dire les paramètres qui, à partir d'une contamination radioactive donnée de l'air, conduisent à une certaine dose d'irradiation du corps humain par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire.

La connaissance et la définition quantitative de ces paramètres devraient permettre d'estimer pour l'homme la dose d'irradiation future et éventuellement les niveaux de pollution à prendre en considération tant pour les effluents que pour les accidents de réacteurs.

Les doses d'irradiation futures ou admissibles du corps humain peuvent ensuite être rapprochées de la dose admissible d'irradiation interne [133] des organes critiques, définis par l'I. C. R. P.

Pour chacun des principaux produits alimentaires et pour les radionuclides importants, les paramètres devraient être connus - leur valeur et leurs valeurs extrêmes maximum-minimum présentant de l'intérêt pour qu'il puisse en être tenu compte dans les différentes circonstances données.

- TABLEAU I -

Contribution (exprimée en pourcentage) des différents aliments à  
l'absorption des radionuclides les plus importants pour les années 1960-1961

Aliments	$^{131}\text{I}$	$^{140}\text{Ba}$	$^{89}\text{Sr}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	Ordre de priorité
Céréales Légumes végétaux Fruits	10	10	15	50 (34-74) <sup>+++</sup>	30 (11-79)	2
Lait	90	90	80	36 (22-55)	46 (10-55)	1
Produits laitiers	+	+	5	9	3 (1-5)	4
Viande	+	+	+	3 (1,5-5)	21 (10-25)	3
Oeufs	0,5	0,5	0,5	1,5 (0,1-2,5)	0,1	5
Poisson de mer	+	+	+	0,2 (0,1-0,4)	0,05	6
Poisson d'eau douce	+	+	+	0,1	0,01	7
Sources Bibliographiques	3, 51, 52, 124, 125	52, 124	52, 124	1, 35, 40, 44, 50, 51, 52, 68, 118, 119, 120, 121, 124, 125, 126, 127, 128, 129, 130	1, 35, 52, 113, 114, 119, 121, 124, 131, 132	

+ Quantités négligeables.

++ Pays étudiés : USA - Grande Bretagne - République Fédérale Allemande, Canada, Autriche, Danemark.

+++ Les différences existant dans les pays étudiés figurent entre parenthèses.

Les valeurs moyennes des paramètres résultent de la physiologie générale des animaux domestiques et de la technologie fondamentale de transformation des produits. Les valeurs extrêmes seront surtout fonction des conditions écologiques différentes dans les divers pays de la Communauté Européenne.

Les chapitres II à V de ce rapport traiteront, en fonction des données bibliographiques disponibles, de la contamination radioactive des aliments d'origine animale. On considérera notamment : le lait, la viande, les oeufs et les poissons, en distinguant pour ces derniers les poissons de mer et ceux d'eau douce.

Le rapport couvre tant la physiologie, c'est-à-dire, l'absorption et la résorption des radionuclides par l'animal et leur sécrétion ou incorporation dans les produits animaux, que la technologie, c'est-à-dire, les modifications de la contamination radioactive au cours de la transformation industrielle de ces produits.

Pour chacun des produits alimentaires désignés, on étudiera les radionuclides les plus importants, les différentes concentrations observées jusqu'ici et en particulier la concentration maximale.

Dans les conclusions, on soulignera pour chacun des aliments étudiés, les paramètres les plus importants et l'on indiquera les problèmes pour lesquels on ne dispose que de données bibliographiques insuffisantes justifiant la nécessité de recherches complémentaires.

En raison du très vaste domaine couvert par ce rapport, les différents aliments et paramètres ne pourront, bien entendu, être traités que de façon très générale.

## II - LE LAIT

### 1° - Radionuclides importants.

Lors d'une explosion nucléaire naissent environ 200 radioéléments qu'on retrouve dans une large mesure dans les retombées. Mais il n'y en a que très peu qui sont transférés à l'homme par l'intermédiaire des aliments d'origine animale.

Parmi ceux-ci, les radionuclides les plus importants remplissent tous les conditions suivantes [38] [40] [43] [44] [50] [52] [69] :

- a) - Ils se forment en grande quantité lors des explosions nucléaires.
- b) - Leur période biologique est suffisamment longue pour qu'ils soient transférés à l'homme par l'intermédiaire de l'animal.
- c) - Ils sont résorbés en grande quantité par le tractus gastro-intestinal de l'animal et incorporés dans le produit d'origine animale.
- d) - Ils sont résorbés par le tractus gastro-intestinal de l'homme et incorporés pendant un certain temps dans le corps humain.

Les radioéléments suivants (énumérés dans l'ordre décroissant de leur importance) répondent aux critères ci-dessus :  $^{131}\text{I}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{132}\text{Te}$ . Dans les retombées récentes on trouve surtout le  $^{131}\text{I}$  et le  $^{140}\text{Ba}$  ainsi que le  $^{89}\text{Sr}$  et le  $^{132}\text{Te}$  dans une quantité plus faible. Immédiatement après les essais nucléaires (avec des bombes A aussi bien qu'avec les bombes H)

Iode 131 est le radionuclide le plus important. Après la désintégration des radionuclides à période courte ( $^{132}\text{Te}$ ,  $^{131}\text{Y}$ ,  $^{140}\text{Ba}$  et  $^{89}\text{Sr}$ ) ce sont le  $^{90}\text{Sr}$  et le  $^{137}\text{Cs}$  qui prennent de plus en plus d'importance.

Cependant, bien que le  $^{137}\text{Cs}$  soit facilement résorbé par l'organisme animal, mais excrété relativement vite (période biologique courte) c'est au  $^{90}\text{Sr}$  que revient, à la longue, la plus grande importance [40] [43] [50] [51] [52] [69] [124] [139]. Les matières fissiles (uranium, plutonium etc ...) et les terres rares ne sont résorbés qu'en faible quantité par le tractus gastro-intestinal animal et humain et sont donc insignifiants pour la chaîne alimentaire [43].

Les radionuclides induits résultant des réactions provoquées par des neutrons (par exemple :  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{55}\text{Fe}$ ,  $^{56}\text{Fe}$ , etc ...) sont également d'une faible importance pour l'organisme animal terrestre ; par contre, ils peuvent devenir importants pour les animaux aquatiques (voir V.1 a) et V.2 a)). Parmi les radionuclides induits, le  $^{14}\text{C}$  est cependant le plus important (période d'environ 5 600 ans), car il peut provoquer, par son action permanente, des lésions génétiques. On doit s'attendre à un accroissement important du  $^{14}\text{C}$  dans les aliments et dans le corps humain, car les nombreuses explosions nucléaires de plusieurs dizaines de mégatonnes, entraînant une libération importante de neutrons, contribuent particulièrement à la formation de  $^{14}\text{C}$  supplémentaire à partir de l'azote de l'air.

En ce qui concerne la chaîne alimentaire, nous supposons que l'activité spécifique du carbone (c'est-à-dire la relation entre le  $^{14}\text{C}$  et le carbone en général) contenue dans les aliments atteindra (au bout d'un an) l'activité spécifique du carbone absorbé par les plantes grâce à la photosynthèse. Il apparaît que l'on n'enregistre pas (dans la chaîne alimentaire) une accumulation ou discrimination du  $^{14}\text{C}$  par rapport au carbone stable [43] [44].

D'après la littérature actuellement disponible [3] [26] [27] [40] [42] [52] [134] [135] [139] les radionuclides énumérés ci-après, dans l'ordre de leur importance probable, sont les plus importants pour le lait et les produits laitiers :

Lait : iode 131, strontium 90, strontium 89, césium 137, barium 140, tellurium 132.

Produits laitiers : strontium 90, césium 137, strontium 89.

A côté de ces radionuclides et de leur dérivés on ne trouve guère qu'une certaine quantité de potassium 40 dans le lait. D'autres radionuclides absorbés par les vaches ne se métabolisent que très mal et ne sont retrouvés dans le lait qu'en faible quantité. Dans les retombées récentes ou immédiatement après un accident de réacteur, on discerne surtout du  $^{131}\text{I}$  dans le lait, tandis que plus tard le  $^{137}\text{Cs}$  et le  $^{90}\text{Sr}$  prennent le dessus. Dans des conditions normales d'alimentation, le lait frais est le seul aliment d'origine animale, introduisant en quantités assez importantes de l'iode 131 dans l'alimentation humaine (voir I - Introduction, Tableau I), le  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{131}\text{Y}$ , et  $^{140}\text{Ba}$  ayant des périodes physiques relativement courtes de respectivement 3, 2, 8 et 12, 8 jours, ne sont pas à prendre en considération pour la plupart des produits laitiers, de même que le  $^{89}\text{Sr}$  avec une période physique de 50.5 jours.

## 2° - Incorporation des radionuclides importants dans le lait par l'intermédiaire du fourrage.

Le passage des radionuclides du fourrage au lait est un processus physiologique comprenant l'absorption du fourrage contaminé par l'animal (vache, chèvre, brebis), la résorption des radionuclides ingérés avec le fourrage dans le tractus gastro-intestinal et enfin la sécrétion dans le lait.

L'animal absorbe des radionuclides par le fourrage, l'air et l'eau potable, le degré de contamination respectif détermine lequel de ces trois intermédiaires est responsable de la plus forte absorption de radionuclides ; en général ce sera le fourrage [27]. La quantité de radionuclides absorbés par l'intermédiaire du fourrage dépend du degré de contamination du fourrage et de la quantité ingérée. Le degré de contamination du fourrage résulte de plusieurs facteurs : le fourrage vert (herbe, trèfle, feuilles de raves, etc ...) est généralement plus contaminé que les tubercules (raves, pommes de terre) en effet, il est contaminé non seulement par le sol mais encore par le dépôt direct.

Si le fourrage est emmagasiné (foin, paille, ensilage etc ...) on peut escompter une réduction de la radioactivité, étant donné la période courte de certains radioéléments. Une durée de 60 jours suffit par exemple pour l'élimination presque totale du  $^{131}\text{I}$ . Un traitement du fourrage (par exemple l'ensilage [139]) peut également éliminer les radionuclides à périodes plus longues, car on peut laver partiellement la contamination superficielle de  $^{90}\text{Sr}$  ou  $^{137}\text{Cs}$  de l'herbe, des feuilles de raves etc ... par addition d'eau ou d'acides dilués à l'ensilage. Si, par contre, ces radionuclides sont incorporés aux plantes, une décontamination par ensilage paraît beaucoup plus difficile [139]. Comme en hiver les animaux sont généralement alimentés avec du fourrage conservé et en été avec du fourrage frais, on peut s'attendre à un degré plus bas de contamination du fourrage et par conséquent du lait, en hiver ; l'alimentation à l'étable ou sur pâturage ne peut influencer sur le degré de contamination du lait, que si l'on donne un fourrage différent à l'étable (par exemple plus de paille) qu'au pâturage. En outre, l'origine et la qualité du fourrage peuvent jouer un certain rôle dans l'absorption des radionuclides. Ainsi l'herbe des pâturages riches peut être moins contaminée que l'herbe de pâturages pauvres, car dans ce dernier cas la même quantité de fourrage provient d'une superficie plus grande et par conséquent plus exposée à la contamination. Si ceci est vrai on pourrait réduire l'absorption de radionuclides en réduisant la superficie du pâturage. Des observations ont été faites selon lesquelles le lait, en provenance de fermes disposant de sols et pâturages riches ainsi que de bonnes conditions d'élevage et d'entretien des vaches, contient moins d'iode  $^{131}\text{I}$  et  $^{90}\text{Sr}$  que le lait de vaches broutant sur des pâturages maigres ou vivant dans de mauvaises conditions [50]. Ici il faut également tenir compte des différents degrés de contamination selon la partie de la plante broutée (feuilles, fleurs, tiges), car les bêtes mangeront également les parties de la plante près du sol, si le pâturage est maigre ou peu étendu. Cependant, lors de l'accident de WINDSCALE on a pu constater que les différentes teneurs en strontium radioactif entre la pointe, le milieu et la base de la plante étaient insignifiantes [3]. Un examen plus approfondi de la question nous paraît nécessaire. En plus le système de pâturage (permanent ou rotatif) peut influencer sur l'ingestion de radionuclides. Enfin il faut tenir compte des habitudes alimentaires des différents animaux : les brebis se contentent d'un pâturage maigre, broutant également la tige et la base des

des plantes, tandis que les vaches et surtout les chèvres ne mangent de préférence que les feuilles et les fleurs.

Sans aucun doute la quantité de pluie a une importance primordiale pour la contamination du fourrage et par conséquent du lait. Une corrélation étroite entre la quantité de pluie et la teneur en  $^{90}\text{Sr}$  du lait a déjà été relevé [50] [123].

Comme les précipitations varient selon la saison, on pourrait y voir une des causes des variations du degré de contamination du lait au cours de l'année. Cependant, la pluie fine ou la rosée pourraient entraîner une contamination plus forte qu'une pluie battante, car si elle dépose les radionuclides à la superficie des plantes, elle peut également les en laver [40] [52]. On peut diminuer la contamination d'un pâturage si on fauche [40] ou fait brouter [27] [40] les parties contaminées, cependant, une nouvelle pluie peut conduire à un nouvel accroissement de la contamination. Il va de soi que pour les radionuclides à période courte le facteur temps joue un rôle important en ce qui concerne la diminution du degré de contamination d'un pâturage [27].

A côté de la pluie, la poussière contribue à la contamination directe des plantes, alors que pour la contamination indirecte la nature du sol et la composition des plantes qui en résulte (par exemple : la teneur en strontium) sont déterminantes.

Nous avons dit plus haut que l'ingestion de radionuclides par l'intermédiaire du fourrage dépend du degré de contamination du fourrage et de la quantité consommée.

En ANGLETERRE on présume que, dans des conditions défavorables, une vache broute une superficie de  $160\text{ m}^2$  par jour, tout en admettant que ce chiffre paraît un peu trop élevé [139].

Au PAYS-BAS on calcule  $100\text{ m}^2$  par vache et par jour, bien que ce chiffre soit assez incertain [139]. Aux ETATS-UNIS on compte avec 1 acre ( $4047\text{ m}^2$ ) pour 17 vaches, ce qui correspond à environ  $240\text{ m}^2$  par vache et par jour [40]. Des chiffres pareillement incertains existent pour la quantité d'herbe consommée par vache et par jour : en ANGLETERRE on calcule 9 à 14 kg, aux PAYS-BAS 15 kg et en FRANCE 13 à 15 kg de matière sèche par jour [139]. Aux ETATS-UNIS on estime 37 kg d'herbe humide par jour et par vache [27].

En ce qui concerne la quantité de fourrage on doit compter avec de très grandes variations régionales selon la richesse des pâturages. S'ils sont pauvres, la superficie broutée sera plus grande bien que la quantité ingérée puisse être inférieure à celle des pâturages riches [139]. De même, l'espèce des animaux a une grande influence sur la consommation : ainsi les chèvres et les brebis consomment moins par litre de lait que les vaches. Enfin, à l'intérieur de ces espèces, les différentes races jouent également un rôle important en ce qui concerne la quantité de fourrage ingéré par litre de lait. On a pu observer qu'une alimentation plus abondante des animaux en vue d'accroître la production de lait a entraîné une diminution de la teneur en  $^{131}\text{I}$  du lait [50].

Un paramètre très important est la résorption des radionuclides dans le tractus gastro-intestinal (TGI) des animaux laitiers. Il convient de souligner ici que les radionuclides ont exactement le même métabolisme dans l'organisme animal que les éléments stables (le  $^{131}\text{I}$  se comporte comme l'iode stable) et qu'entre les isotopes d'un même élément (par exemple :  $^{89}\text{Sr}$  et  $^{90}\text{Sr}$ ) il n'y a aucune différence métabolique ; cependant, la période biologique peut influencer la durée de séjour des différents radionuclides d'un même élément dans l'organe critique [40] [43]. Nous

traiterons successivement la résorption des radionuclides importants :

$^{131}\text{I}$  : Le T.G.I. résorbe vite et presque complètement l'iode ingéré, la résorption débutant déjà dans la panse [51] [62].

L'iode se dépose surtout dans la thyroïde.

La concentration de l'iode dans la thyroïde des animaux de pacage peut être très élevée : elle dépasse en général celle constatée chez l'homme [40]. La quantité d'iode radioactif dans la thyroïde des vaches, chèvres et brebis varie avec les saisons. Elle est inversement proportionnelle à la teneur en iode stable dans le fourrage des animaux [29] [52] [56]. Dans la thyroïde d'une vache on retrouve, un maximum de 10 p. 100 trois à cinq jours après administration d'une dose unique de  $^{131}\text{I}$ . Dans le cas d'une dose permanente (administration de  $^{131}\text{I}$  pendant 7 jours ou plus) on retrouve 50 à 80 p. 100 de l'absorption journalière dans la thyroïde [31] [57]. La thyroïde de la chèvre peut accumuler, dans le cas d'une dose permanente 30 à 500 p. 100 de l'absorption journalière [52]. Le métabolisme de l'iode chez la brebis ressemble à celui constaté chez la chèvre [61].

$^{90}\text{Sr}$  et  $^{89}\text{Sr}$  : Le strontium est bien résorbé par le T.G.I. bien qu'en quantité plus faible que l'iode [43] [51]. Une petite fraction du strontium résorbé est sécrétée avec le lait, une autre petite fraction se dépose dans les muscles, et la plus grande partie se fixe dans les parties minérales des os, dans lesquelles le  $^{90}\text{Sr}$  reste pendant plusieurs années [40]. Cependant, la quantité de  $^{90}\text{Sr}$  incorporée dans l'organisme n'augmente pas proportionnellement avec le  $^{90}\text{Sr}$  ingéré [40].

Il est surprenant qu'on n'ait pas pu constater de variations importantes dans la résorption du strontium, selon que l'animal absorbe cet élément sous forme soluble ou insoluble. Ce phénomène mériterait des recherches plus poussées en incorporant le strontium dans certaines plantes sous une forme pratiquement insoluble (par exemple : comme oxalate, sulfate etc ...) qu'on donne ensuite aux animaux [139].

Dans le sol, dans les plantes et dans les animaux le strontium se comporte comme le calcium. Par conséquent en augmentant la teneur en calcium du fourrage, on peut diminuer la quantité de strontium résorbé par le TGI et sécrété dans le lait [50] [70] [139]. Le tableau suivant démontre ces constatations.

- TABLEAU II -

L'influence de la teneur en calcium du fourrage sur la sécrétion de  $^{45}\text{Ca}$  et  $^{85}\text{Sr}$  par le lait

Ca stable	Lait		Fèces		Urine	
	$^{45}\text{Ca}$ p. 100 dose journ/litre	$^{85}\text{Sr}$	$^{45}\text{Ca}$ p. 100 dose journ/jour	$^{85}\text{Sr}$	$^{45}\text{Ca}$ p. 100 dose journ/jour	$^{85}\text{Sr}$
0,25	1,2	0,14	69	93	0,51	1,4
0,50	0,8	0,08	73	96	1,2	1,3
1,3	0,4	0,04	90	97	1,7	1,2

bibliographie : [70] [52]



Comme le montre le tableau II, le calcium stable contenu dans le fourrage exerce une influence sur la sécrétion du calcium et du strontium radioactifs dans le lait. L'influence exercée par l'addition de calcium stable au fourrage peut donc être cherchée dans la dilution de la teneur alcalino-terreux du fourrage, ayant comme conséquence une diminution de la résorption du strontium radioactif [52]. Des expériences avec des chèvres ont conduit à des résultats identiques [52]. L'échange d'une partie du calcium du fourrage de vaches contre du strontium stable n'avait pas d'influence sur la résorption et la sécrétion du strontium radioactif [70]. Toutefois, un certain nombre de chercheurs mettent en doute qu'il soit indifférent pour le mécanisme de résorption, d'administrer du calcium ou du strontium, et qu'une dilution du strontium par le calcium entraîne automatiquement une diminution proportionnelle de la résorption du strontium [139]. S'il y a concordance de vues sur le fait que la réduction de la résorption de strontium par addition de calcium au fourrage est pratiquement linéaire tant que le régime contient peu ou pas de calcium, les opinions divergent quand il s'agit de prouver que cette corrélation linéaire est maintenue quand la teneur du fourrage en calcium est normale ou très élevée [139]. Ainsi, pour un fourrage composé d'herbe, de foin ou de maïs, vu la faible teneur en calcium de ce régime, on s'attend à une influence importante sur la résorption du strontium si on ajoute du calcium minéral au fourrage; tandis qu'on doute de cette influence pour un fourrage composé de légumineuses, trèfle lespedeza, luzerne, ces plantes contenant beaucoup de calcium [50].

Une vache absorbe normalement 70 g de calcium par jour, des quantités dépassant les 200 à 300 g. sont nocives pour la bête [50] [139] [70].

Cette influence nocive de grandes quantités de calcium peut éventuellement être diminuée ou compensée en administrant simultanément du phosphore, la relation Ca/P restant alors constante [139]. Des recherches plus poussées sur ce point nous paraissent d'un grand intérêt [139]. On ignore également après quelle période d'alimentation riche en calcium on peut s'attendre à une influence sur la teneur en strontium du lait [50] [70] [139].

On sait depuis 1941, que le métabolisme du calcium et du strontium est sensiblement le même [104]. Depuis, de nombreuses recherches ont été entreprises sur ces questions, mettant en évidence les ressemblances, mais aussi les différences, dans le comportement de ces deux éléments. Il en ressort qu'à tous les stades, de la plante jusqu'à l'os humain, le calcium est préféré au strontium, car le strontium a un métabolisme et un passage à travers les membranes un peu plus lent.

Si l'ordre de grandeur de cette discrimination du strontium par rapport au calcium est minime dans chacun des processus métaboliques successifs, leur résultante présente cependant un effet de discrimination assez important. Le comportement du strontium et du calcium a été exprimé et défini par le ratio strontium/calcium comme suit :

(Observed Ratio - O. R. [105] )

O. R. (échantillon précurseur)  $\frac{\text{Sr/Ca de l'échantillon}}{\text{Sr/Ca du précurseur}}$

On obtient l'O. R. en déterminant, par voie expérimentale, la relation Sr/Ca dans l'échantillon (par exemple : le lait) et dans le précurseur (par exemple : le fourrage) et en mettant les deux valeurs en rapport. De cette manière on peut déterminer le O. R. de chaque sécrétion, excrétion ou tissu et exprimer par conséquent la discrimination du strontium (ou baryum) par rapport au calcium aux différents stades du métabolisme. Entre l'échantillon et le précurseur il peut y avoir un certain nombre de processus métaboliques discriminants, le O. R. étant par voie de conséquence la somme des différents niveaux de sélection, du précurseur jusqu'à l'échantillon. Plusieurs formules [52] [71] [72] [105] [106] ont été établies pour le calcul de O. R. et de F. D. (facteur de discrimination). Le tableau ci-dessous donne des indications importantes sur les O. R. de vaches et de chèvres pour les ratios Ba/Ca et Sr/Ca :

- TABLEAU III -

	Vache Ba/Ca	Br/Ca	Chèvre Sr/Ca
O. R. (plasma - fourrage)		0,18	0,29
O. R. (urine - fourrage)	2,8	1,6	1,5
O. R. (fèces - fourrage)	1,4	1,3	1,2
O. R. (lait - fourrage)	0,05	0,11	0,12

Bibliographie : [52] [70] [71]

C'est surtout le O. R. (lait-fourrage) qui nous intéresse. Il s'élève pour le Sr/Ca à 0,11 chez la vache et à 0,12 chez la chèvre ; autrement dit, chez les deux espèces, on constate la même discrimination de strontium par rapport au calcium dans le lait. Par contre, la discrimination du baryum diffère sensiblement de celle du strontium, le O. R. (lait-fourrage) pour Ba/Ca s'élevant à 0,05 chez la vache. Ceci est dû avant tout au fait que le baryum est résorbé beaucoup plus difficilement par le TGI que le strontium. Il faut encore attirer l'attention sur le O. R. (corps - fourrage) pour Sr/Ca qui est d'environ 0,2 pour la vache, la chèvre, la brebis et le porc, alors qu'on a constaté chez les jeunes coqs avec 0,6 un degré moindre de discrimination que chez d'autres animaux domestiques [70] [72] [103] [107].

La discrimination du strontium par rapport au calcium pendant le processus de lactation a une importance pratique très grande, car elle permet de considérer le lait comme la source naturelle de calcium la moins contaminée. Si cette discrimination n'existait pas, la teneur en <sup>90</sup>Sr du corps humain serait aux ETATS-UNIS, cinq fois plus élevée qu'elle ne l'est actuellement [43]. Alors que le lait et les produits laitiers représentent 70 à 80 p. 100 de l'apport en calcium aux ETATS-UNIS grâce à la discrimination, ceci ne représente qu'une absorption de 40 à 50 p. 100 de <sup>90</sup>Sr. En ce qui concerne les aliments d'origine végétale, ils fournissent environ 15 p. 100 du calcium, mais, comme ils sont consommés directement par l'homme, ils apportent plus que 50 p. 100 du <sup>90</sup>Sr total. Dans quelques années, une fois atteint la saturation en strontium du sol, cette relation

peut encore changer quelque peu en faveur du lait [40] [43] [53].

$^{140}\text{Ba}$  :

Le métabolisme du baryum ressemble à celui du strontium et du calcium car le baryum se dépose avant tout dans le squelette. Par contre, la vache ne résorbe que 5 p. 100 du baryum ingéré. A cause de la période biologique courte et de la faible résorption, la dose d'irradiation de l'homme et de l'animal par le  $^{140}\text{Ba}$  est relativement faible par rapport aux autres radionuclides [43].

$^{137}\text{Cs}$  :

Le césium est bien résorbé par le TGI, déposé dans les muscle et autres tissus mous et secrété relativement vite [43] [51] [52]. La période biologique pour l'homme est de 100 à 140 jours, pour la vache de 20 jours et pour la chèvre de 2 à 3 jours seulement [43] [52] [109] [112]. Le métabolisme du césium ressemble à celui du potassium, bien qu'il ne soit pas dominé par ce dernier comme c'est le cas pour le rapport calcium/strontium [43]. Le O. R. (lait-fourrage) pour Cs/K est de 1,6 pour la vache et de 1,3 pour la chèvre, en d'autres mots, le césium est préféré au potassium dans le processus de lactation.

Apparemment, la discrimination du potassium par rapport au césium n'est pas due à la glande mammaire car le O. R. (plasma sanguin-fourrage) ressemble largement au O. R. (lait - fourrage) [52]. L'addition journalière de 10 g de césium stable au fourrage n'avait aucune influence sur le pourcentage de  $^{137}\text{Cs}$  dans le lait, l'urine et les fèces [52].

Maintenant nous voudrions traiter des paramètres de la sécrétion dans le lait des radionuclides importants. Les expérimentations sur la sécrétion de radionuclides avec le lait ont été effectuées soit avec une dose unique, soit avec une dose permanente. La dose unique est représentative pour la situation immédiatement après un accident de réacteur, alors que les doses permanentes correspondent à une situation où les animaux doivent être alimentés pendant une longue période exclusivement avec du fourrage contaminé.

$^{131}\text{I}$  :

Des études expérimentales ont prouvé qu'en cas de dose unique, les vaches sécrètent dans l'espace de 7 jours environ 8 p. 100 dans le lait, le pourcentage pouvant varier entre 4 et 20 p. 100 [53] [31] [54] [32] [55] [30] [29]. Dans la thyroïde, on trouve au maximum 10 p. 100, environ 3 à 5 jours après l'administration de la dose [29] [56]. Dans les 7 jours environ 50 p. 100 (variation entre 30 et 75 p. 100) du  $^{131}\text{I}$  sont excrétés avec l'urine et 20 p. 100 (variation entre 13 et 30 p.100) avec les fèces [53][31][55][56]. Dans le cas d'une administration prolongée (dose permanente), la quantité de  $^{131}\text{I}$  dans le lait, l'urine, les fèces et dans la thyroïde, augmente rapidement, mais plafonne après 5 à 10 jours [31] [57]. Toutefois, on n'atteint ce plafond que si l'on corrige les résultats en tenant compte de la période biologique du  $^{131}\text{I}$ . En exprimant les résultats obtenus avec des doses permanentes en "pourcentage de la dose journalière" la teneur en  $^{131}\text{I}$  du lait, de l'urine et des fèces correspond à la somme du  $^{131}\text{I}$  qu'on trouve dans ces substances dans les premiers 7 jours après absorption d'une dose unique [31] [30] [29].

Si l'on administre aux chèvres une dose unique de  $^{131}\text{I}$ , on enregistre dans les premiers 7 jours environ 40 p. 100 (entre 6 et 54 p. 100) dans le lait, 35 p. 100 (8 à 52 p. 100) dans l'urine

et environ 15 p. 100 (2 à 20 p. 100) dans les fèces [50] [59] [60]. Après administration de doses permanentes à la chèvre, on retrouve par jour, environ 40 p. 100 (1 à 80 p. 100) de la dose journalière dans le lait, 20 p. 100 (10 à 30 p. 100) dans l'urine et 20 p. 100 (10 à 30 p. 100) dans les fèces. Des expériences sur les brebis ont donné des résultats pratiquement identiques [61].

30 minutes après administration orale d'une dose unique, on constate déjà la présence de  $^{131}\text{I}$  dans le lait de vache, la concentration maximale étant atteinte après 3 à 4 heures [62]. Elle diminue ensuite avec une période biologique de 1 jour puis de 2 jours [28] [29] [30] [31] [32]. Dans le cas de doses permanentes, la concentration maximale est atteinte 2 à 4 jours après, suivie d'une diminution exponentielle avec une période biologique de 8 jours [28] [31] [33]. Si on donne ensuite du fourrage non contaminé pendant 5 à 7 jours, on ne trouve plus que quelques traces de  $^{131}\text{I}$  dans le lait [50].

D'une absorption journalière de  $^{131}\text{I}$ , la vache sécrète entre 0,5 et 2,7 p. 100 (moyenne environ 1 p. 100) par litre de lait [31] [60]. Les variations de la sécrétion de  $^{131}\text{I}$  sont beaucoup plus grandes que celles observées pour le strontium ou le césium radioactifs. Le pourcentage de  $^{131}\text{I}$  par litre de lait dépend du stade de lactation d'une part, et de la période de l'année d'autre part. Ces variations saisonnières [31] [29] [52] [139] sont importantes mais suffisamment étudiées. On a pu constater une faculté maximale de concentration de la glande mammaire de mars à juillet [31] [52] ou d'octobre à mars [29] [139]. Par litre de lait de chèvre, on a mesuré une sécrétion moyenne de  $^{131}\text{I}$  de 65 p. 100 (22 à 150 p. 100) pour une absorption journalière [52]. On connaît très peu l'influence des variations saisonnières sur la faculté de concentration de la glande mammaire chez la chèvre. Généralement, la chèvre concentre l'iode tiré du plasma sanguin suivant un facteur 10. La faculté de concentration est donc nettement supérieure à celle observée chez la vache [60] [53].

En additionnant certains produits chimiques ( $\text{NaJ}$ ,  $\text{Na SCN}$ ,  $\text{KC } 10_4$ ), on peut arrêter le mécanisme de concentration d'iode chez la vache et chez la chèvre [60] [29] [52] [139] ce qui entraîne une diminution de la teneur en  $^{131}\text{I}$  du lait. Cependant l'addition des produits chimiques ne permet de réduire la teneur en  $^{131}\text{I}$  que d'un facteur 4 au maximum, alors que des échangeurs d'ions permettent une réduction d'un facteur 10 [52].

$^{90}\text{Sr}$  et  $^{89}\text{Sr}$  :

D'une dose unique de  $^{90}\text{Sr}$  et  $^{89}\text{Sr}$ , les vaches excrètent 95 p. 100 avec les fèces, 1,5 p. 100 avec l'urine et 0,9 p. 100 avec le lait, tandis que les chiffres pour la chèvre sont de 93 p. 100, 2,4 p. 100 et 0,6 p. 100 [69] [70] [71] [72]. Après absorption d'une dose unique, la concentration de strontium dans le lait augmente continuellement pour atteindre la concentration après 30 heures et décroît ensuite dans les 5 jours suivants avec une période biologique d'environ 30 à 40 heures [30] [73]. Dans le cas d'une dose permanente, la vache excrète journallement, en état d'équilibre avec le fourrage, le même pourcentage de la dose journalière que pendant les sept premiers jours après absorption d'une dose unique [74] [75] [72]. Après 6 jours, le strontium contenu dans le lait atteint un plafond, l'animal se trouvant maintenant en état d'équilibre avec le fourrage [74]. Si plus tard, la courbe décroît, cette diminution de la teneur en strontium radioactif du lait correspond dans une large mesure à la période biologique du radionuclide en question [52].

La quantité de strontium radioactif sécrété par la vache dans le lait varie entre 0,5 et 2 p. 100 de l'ingestion journalière.

Cette variation, toutefois, n'est que l'expression des variations dans la quantité de lait, car la teneur en strontium radioactif par litre de lait se maintient au niveau de 0,1 p. 100 de l'absorption journalière [30] [70] [74] [75]. La chèvre sécrète 1,6 p. 100 par litre de lait de l'absorption journalière de strontium radioactif, c'est-à-dire environ 10 fois plus que la vache. Ceci est dû au fait que la chèvre incorpore par litre de lait beaucoup plus de strontium et de calcium contenus dans le fourrage que la vache [52]. Ce métabolisme du strontium chez la brebis diffère sensiblement de celui de la chèvre car elle sécrète environ 4 p. 100 de l'absorption quotidienne de strontium radioactif par litre de lait [73].

$^{140}\text{Ba}$  :

D'une dose unique, la vache sécrète 98 p.100 avec les fèces, 1 p.100 avec l'urine et entre 0,08 et 0,6 p. 100 avec le lait [69] [70] [71] [72]. La sécrétion du baryum ressemble donc à celle du strontium, bien que le pourcentage de strontium dans le lait soit un peu plus élevé que celui du césium. Néanmoins, après une explosion récente, la teneur du lait en  $^{140}\text{Ba}$  peut être plus élevée car le mélange de produits de fission récents contient généralement plus de  $^{140}\text{Ba}$  que de  $^{89}\text{Sr}$  et de  $^{90}\text{Sr}$  [69]. Après une dose unique de baryum radioactif, la concentration dans le lait augmente régulièrement pour atteindre un maximum après 30 heures. Au cours des 5 jours qui suivent, la concentration décroît avec une période de 53 heures dans le cas où la désintégration est corrigée ou de 45 heures sans correction [71].

$^{137}\text{Cs}$  :

On ne dispose que de peu de données sur l'incorporation du  $^{137}\text{Cs}$  dans le lait, bien que l'on puisse considérer le lait comme une des sources essentielles de césium radioactif dans l'alimentation humaine [52]. Il est connu qu'on retrouve dans le lait de vache environ 10 p.100 d'une dose unique de  $^{137}\text{Cs}$  dans les sept jours qui suivent l'ingestion, l'urine et les fèces contenant 30 p.100 chacun [109][110][111]. Quand le césium est administré régulièrement pendant une certaine période, les vaches excrètent 55 p.100 de la dose quotidienne avec les fèces, 30 p.100 avec l'urine et 13 p.100 avec le lait ; tandis que les chèvres excrètent 40 p.100 avec les fèces, 40 p.100 avec l'urine et 7 p.100 avec le lait [60][112][52].

Par litre de lait de vache, la sécrétion s'élève à 1,4 p. 100 de la dose quotidienne de  $^{137}\text{Cs}$  et de 9,4 p. 100 pour le lait de chèvre [60] [112]. Ainsi, aussi bien pour l'iode que pour le strontium et le césium radioactifs, le pourcentage de la dose quotidienne sécrété par litre de lait est plus élevé pour la chèvre que pour la vache.

Cependant, l'incidence pratique est moins grande qu'on ne pourrait croire au premier abord, étant donné que la chèvre consomme moins de fourrage et, par voie de conséquence, moins de radionuclides que la vache [52].

En comparant les différents pourcentages de strontium (vache = 0,1 p. 100, chèvre = 1,6 p. 100) et de césium (vache = 1,4 p. 100, chèvre = 9,4 p. 100) de l'absorption journalière par litre de lait, on constate que le taux de sécrétion dans le lait de césium radioactif est environ 10 fois celui du Sr. Ceci ne peut s'expliquer que par une meilleure résorption par le TGI [52]. Le

strontium par contre est sécrété dans le lait pendant une période beaucoup plus grande que le césium, car la période biologique du strontium est beaucoup plus longue que celle du césium [109] [112]. Enfin, il convient de souligner, qu'apparemment, la sécrétion de radionuclides dans le lait n'est pas influencée par le fait qu'on administre le radionuclide séparément ou mélangé avec d'autres ; ceci est valable au moins pour l'iode, le strontium et le baryum [30][69][52].

### 3° - Niveaux de contamination de la radioactivité du lait et des produits laitiers.

Dans ce paragraphe, nous traiterons le problème de la concentration radioactive dans le lait, observée jusqu'à présent, en nous basant sur la teneur en radionuclides et en indiquant les valeurs moyennes, minima et maxima, ainsi que les valeurs extrêmes (accidents de réacteurs), dans la mesure où nous avons pu les trouver dans la littérature. Nous mentionnerons également les valeurs limites (action level) appelant des mesures immédiates.

$^{131}\text{I}$  :

La concentration du  $^{131}\text{I}$  dans le lait est très variable. Après des expériences ou des accidents, la concentration dans le lait est généralement très forte, surtout dans les environs immédiats ; or, cette concentration décroît relativement vite, la période biologique étant courte [50] [52][123]. Le temps peut également influencer une plus ou moins forte concentration (pluie, vent) [3][50]. La décroissance sera également rapide en ramenant les vaches du pâturage à l'étable, du moment que le fourrage est moins contaminé, qu'en pâturage [123]. Ainsi, on a pu constater chez des vaches nourries à l'étable avec du fourrage et de l'eau faiblement contaminée 20 pCi/litre ou moins, tandis qu'on arrive à 270 pCi/litre chez les vaches au pâturage [27]. Cependant, on a également enregistré des variations individuelles parmi les vaches d'un troupeau. Ainsi, lors de l'accident de WINDSCALE, on avait mesuré dans un même troupeau un minimum de 28 000 pCi/litre et un maximum de 113 000 pCi/litre, la moyenne étant de 67 000 pCi/litre ; dans un autre troupeau, on avait un minimum de 99 000 pCi/litre et une moyenne de 60 000 pCi/litre [3]. Ces variations individuelles rendent si difficiles l'établissement d'une relation valable entre l'activité gamma du sol et la concentration de  $^{131}\text{I}$  dans le lait.

A WINDSCALE, on a mesuré pour une activité moyenne du lait de 100 000 pCi/litre, une activité du sol de 0,035 par heure ; pour une activité du sol (1 m au-dessus du sol) de 0,05 milliroentgen/heure (normalament 0,007 mr/heure) la concentration de  $^{131}\text{I}$  du lait était supérieure à 100 000 pCi/litre. Etant donné les différentes périodes biologiques de l'iode 131 dans le lait et dans le sol, ces corrélations changent dans le temps [3].

Comme les variations de  $^{131}\text{I}$  dans le lait sont si importantes, il est difficile de donner des moyennes. Toutefois, on peut dire que pour les retombées observées jusqu'à présent, une concentration de l'iode de 60 pCi/litre n'était ni trop élevée, ni trop basse. La concentration minima dépend du seuil de la méthode de détection qui est de 10 pCi/litre environ ; une concentration inférieure à 10 pCi/litre peut être considérée comme très faible. Des valeurs dépassant 100 pCi/litre sont déjà au-dessus de la moyenne. Or, en EUROPE, on a déjà observé des valeurs allant de 100 à 600 pCi/litre dues aux retombées. Aux ETATS-UNIS, à proximité des champs d'expériences atomiques, on avait enregistré 1000 pCi/litre en 1957 [68]. Ainsi, le chiffre de 1000 pCi/litre peut

être considéré comme valeur maxima. Or, pour les accidents de réacteurs, il faut compter avec des chiffres plus élevés encore. Les valeurs les plus élevées observées jusqu'à présent ont été enregistrées lors de l'accident de WINDSCALE. La valeur extrême a été mesurée 3 jours après l'accident à une distance de 16 km avec 1 400 000 pCi/litre [3]. Après l'accident, on a vendu du lait ayant :

- a) - une activité inférieure à 100 000 pCi/litre
- b) - une période biologique de moins de 3 jours.

Cette concentration limite pour l'iode 131 de 100 000 pCi/litre de lait a été calculée sur la base de la dose maximale admissible pour la thyroïde des enfants [3]. Toutefois, la concentration limite de 100 000 pCi/litre n'est valable que pour une absorption de lait contaminé de courte durée.

Concernant l'absorption prolongée de <sup>131</sup>I, le Medical Research Council a fait la déclaration suivante : la dose d'irradiation acceptable pour des enfants de moins d'un an (groupe de population le plus sensible) est dépassée si, pendant une année, la concentration moyenne de <sup>131</sup>I dans le lait est supérieure à 130 pCi/litre ou si on atteint des concentrations plus élevées (dans un temps plus court) [42].

<sup>89</sup>Sr et <sup>90</sup>Sr :

En général, les valeurs pour le <sup>89</sup>Sr sont 5 à 10 fois supérieures à celles du <sup>90</sup>Sr. On peut, toutefois, observer une toute autre relation <sup>89</sup>Sr-<sup>90</sup>Sr puisque dans les retombées récentes (et donc dans le lait) le <sup>89</sup>Sr peut prédominer, alors que dans les retombées anciennes, à cause des périodes biologiques différentes, le <sup>90</sup>Sr est plus important. C'est grâce à ces différences que les valeurs pour le <sup>89</sup>Sr sont soumises à des variations importantes, tandis que la concentration <sup>90</sup>Sr reste constante pour une durée beaucoup plus longue. Dans la littérature, les indications pour le strontium sont exprimées, soit en pCi/litre de lait, soit en pCi/g de calcium. Comme le lait contient environ 1,1 g de calcium par litre, la relation est : pCi/g Ca x 1,1 = pCi/l lait. Afin de faciliter la comparaison, nous avons converti toutes les valeurs en pCi/litre de lait.

Pour le <sup>89</sup>Sr, on peut donner comme moyenne 50 pCi/l environ et pour le <sup>90</sup>Sr 10 pCi/l. Ces valeurs minima dépendent là aussi de la sensibilité de la méthode de détection, de la teneur en Sr, étant quelquefois inférieure au seuil : 5 pCi/l pour le <sup>89</sup>Sr et 0,5 pCi/l pour le <sup>90</sup>Sr passent pour être des valeurs très faibles. Après les grandes séries d'explosions nucléaires, on avait observé des valeurs maxima de 500 pCi/l pour le <sup>89</sup>Sr et de 75 pCi/l pour le <sup>90</sup>Sr. Dans la littérature, nous n'avons trouvé aucune valeur extrême, pouvant survenir après un accident de réacteur. Il en est de même pour les concentrations limites : on a proposé 2750 pCi/l pour le <sup>89</sup>Sr [3]. D'après les "Permissible Dose for Internal Radiation" définies par l'ICRP, la dose maximale admissible pour le <sup>90</sup>Sr serait de 66 pCi/jour environ [35], ce qui correspond, pour une consommation de 0,7 l de lait par jour, à une concentration limite d'environ 94 pCi <sup>90</sup>Sr par litre de lait.

<sup>137</sup>Cs :

Aux ETATS-UNIS, la teneur du lait en césium 137 était en général 2 à 10 fois supérieure à la teneur en <sup>90</sup>Sr [52]. De même, on a pu constater une certaine corrélation entre la teneur en <sup>137</sup>Cs et <sup>90</sup>Sr ; une teneur élevée en césium correspondant à une teneur élevée en strontium à

quelques exceptions près [52] [122].

Comme valeur moyenne, on peut donner 50 pCi/litre. Les valeurs maxima dépendent de la précision de la méthode de détection et peuvent être cherchées vers les 5 pCi/l. Comme suite à des explosions nucléaires importantes, on a pu observer des valeurs maxima de 150 pCi/l. Nous n'avons trouvé aucune indication sur les valeurs extrêmes pouvant survenir en cas d'accident de réacteur. Pour les concentrations limites (en nous basant sur les "Permissible Dose for Internal Radiation", la dose maximale admissible serait de 4400 pCi/jour [35] .

<sup>140</sup>Ba :

La teneur en <sup>140</sup>Ba est soumise à de très grandes variations dues à la période biologique relativement courte de ce radionuclide. Peu de temps après des expériences ou des accidents de réacteur, la concentration dans le lait peut augmenter vite et fortement, les retombées récentes contenant beaucoup de <sup>140</sup>Ba. Cependant, la concentration dans le lait retombe très vite au-dessous du seuil de sensibilité de la méthode de détection qui est de 10 pCi/l de lait. Jusqu'à présent, on dispose de peu d'informations sur la teneur en <sup>140</sup>Ba du lait. Après une série importante d'explosions nucléaires aux ETATS-UNIS en 1957, on a enregistré jusqu'à 500 pCi/l et on peut considérer ce chiffre comme étant la valeur maximum [68] .

Pour terminer, nous rassemblons encore une fois les concentrations observées jusqu'à présent dans le tableau III, et ceci pour les retombées (valeurs moyennes maximum et minimum) ou les accidents de réacteur (valeurs extrêmes). Les concentrations limitatives (action level) appelant à des mesures immédiates sont également indiquées aussi bien pour les irradiations de courte durée (absorption avec le lait pendant peu de temps) que pour les irradiations permanentes (absorption journalière). Les valeurs limitatives sont uniquement valables si la dose totale d'irradiation provient d'un seul radionuclide. Si on est en présence de plusieurs radionuclides dans le lait ou dans d'autres aliments, il faut calculer la part de chacun selon la règle des mélanges.

- TABLEAU IV -

Concentrations observées jusqu'à ce jour et concentrations limitatives proposées (action level) pour les radionuclides les plus importants dans le lait (en pCi/l de lait)

	<sup>131</sup> J	<sup>90</sup> Sr	<sup>89</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>140</sup> Ba
Valeurs moyennes	60	10	50	50	-
Valeurs minima	10	0,5	5	5	-
Valeurs maxima	1 000	75	500	150	500
Valeurs extrêmes	1 400 000	-	-	-	-
à courte durée : [concentrations limites.	100 000	275	2 750	-	-
à longue durée :	130	66	-	4 400	-

Bibliographie : (1)(3) (27) (39) (40) (42) (44) (52) (68).



Conclusion :

Dans cette conclusion de la deuxième partie de nos études sur la contamination radioactive des aliments d'origine animale, nous tenons à mettre en évidence les paramètres qui, selon nous, méritent d'être pris en considération pour l'incorporation des radionuclides du fourrage dans le lait. En même temps, nous soulignons les paramètres pour lesquels nous disposons d'informations insuffisantes et pour lesquels des recherches supplémentaires nous semblent indiquées.

Dans le cadre de notre programme, la définition quantitative des paramètres pour l'absorption, la résorption et la sécrétion des radionuclides est de la plus grande importance ; par contre, l'étude des mécanismes métaboliques et la décontamination présente moins d'intérêt. Il est également intéressant de connaître la variabilité des paramètres importants, selon des conditions écologiques différentes des six pays de la Communauté. Pour chaque paramètre, il faut connaître la valeur moyenne, minimum et maximum afin de pouvoir en tenir compte selon les circonstances. Il est probable que l'espèce des animaux joue un rôle dans la variabilité des paramètres. Il faudrait distinguer au moins entre la vache et les petits ruminants (chèvre, brebis). On ne sait pas encore s'il faut étudier séparément la chèvre et la brebis ou tenir compte des différentes races à l'intérieur de la même espèce.

Ces paramètres fondamentaux pour l'absorption des radionuclides avec le fourrage sont la superficie du pâturage brouté par jour et la quantité de fourrage consommé. En ce qui concerne le pâturage, on trouve dans la littérature (voir paragraphe V) des chiffres allant de 100 à 240 m<sup>2</sup> par vache et par jour, avec une consommation de 9 à 15 kg de matière sèche. Comme ces chiffres nous paraissent très incertains et comme d'autre part on ne dispose pas d'informations sur les petits ruminants, on devrait effectuer des recherches, par exemple dans 4 régions représentatives de la Communauté Européenne. On pourrait alors se servir du <sup>95</sup>Zr comme traceur (voir rapport des experts) [139]. Pour calculer le degré de contamination du lait, après absorption d'une quantité déterminée de fourrage, il nous paraît intéressant d'étudier à côté du fourrage frais (herbe, trèfle, feuilles de raves, etc ...) le fourrage conservé, ce dernier étant utilisé exclusivement en hiver ou comme complément (foin, paille, ensilage, etc ...). Des recherches expérimentales devraient être entreprises pour déterminer le facteur de passage de la radioactivité du fourrage frais dans le fourrage conservé.

En ce qui concerne les paramètres de la résorption, nous nous intéressons surtout à l'influence que la composition du fourrage peut avoir sur la résorption des radionuclides. Nous pensons ici surtout à la composition naturelle du fourrage et beaucoup moins à l'addition de produits chimiques (par exemple iodide de sodium ou chaux minérale) en vue de la décontamination car nous croyons que cette dernière solution ne sera guère généralisée dans les 6 pays de la Communauté. En ce qui concerne l'iode actif et le césium, on ne doit pas s'attendre à une influence de la composition naturelle du fourrage sur la résorption. Le pourcentage des radionuclides absorbés avec le fourrage et secrétés dans le lait est déterminé par les paramètres de sécrétion, sur lesquels nous disposons d'informations importantes dans la littérature anglo-saxonne. Contrairement aux paramètres d'absorption, les paramètres de sécrétion ne dépendent pas des conditions écologiques mais

de la physiologie générale des animaux laitiers ; ceci nous permet de nous baser sans réserve sur les résultats anglo-américains.

Pour la sécrétion des radionuclides absorbés et sécrétés, il faut distinguer entre la dose unique et la dose permanente. La dose unique correspond à la situation immédiatement après un accident de réacteur ou le début d'une nouvelle série d'expériences atomiques. Les doses permanentes représentent la situation dans laquelle l'animal se trouve en équilibre avec la contamination du fourrage, c'est-à-dire après 7 jours d'absorption de fourrage uniformément contaminé. On doit s'attendre à des doses permanentes de certains radionuclides dans les environs immédiats d'installations nucléaires d'ici 30 à 40 ans, à condition que les retombées restent dans l'ordre de grandeur actuel, car le sol se trouvera alors en équilibre avec le strontium. La réaction physiologique après dose unique ou dose permanente, se ressemble dans ce sens que 7 jours après absorption d'une dose unique, l'animal sécrète dans le lait le même pourcentage de cette dose qu'il sécrète quotidiennement dans le cas d'une dose permanente. Les pourcentages moyens pour les deux cas sont les suivants (voir pages 13 à 16).

Radionuclide	Vache	Chèvre et Brebis
$^{131}\text{J}$	8	40
$^{89}\text{Sr}$ - $^{90}\text{Sr}$	0,9	0,6
$^{137}\text{Cs}$	13	7
$^{140}\text{Ba}$	0,08-0,6	-

La sécrétion est plus difficilement prévisible après absorption d'une dose unique qu'après une dose permanente, les pourcentages de sécrétion s'élèvent très fortement immédiatement après l'absorption de la dose unique pour décroître plus ou moins rapidement par la suite. Il faudrait connaître quand les radionuclides apparaissent pour la première fois dans le lait après absorption de la dose unique (par exemple : pour  $^{131}\text{J}$  après 30 minutes), à quel moment la concentration atteindra le maximum (pour le  $^{131}\text{J}$  après 3-4 heures, le  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  et  $^{140}\text{Ba}$  après 30 heures environ) et enfin, combien de temps durera la sécrétion. Ceci dépend de la période de sécrétion du radionuclide qui est de 1 et plus tard de 2 jours pour l'iode, pour le  $^{89}\text{Sr}$  et le  $^{90}\text{Sr}$  d'environ 30 à 40 heures et pour le  $^{140}\text{Ba}$  de 45 heures. Le césium a été moins bien étudié jusqu'à présent et des recherches supplémentaires nous paraissent nécessaires.

Toutefois, même la sécrétion de doses permanentes est soumise à certaines variations. Il faut citer ici les variations dues à la période de lactation, ce qui, pour nous, a une moindre importance, car nous nous baserons sur des troupeaux entiers à l'intérieur desquels les animaux se trouveront toujours à des périodes de lactation différentes. On arrive à éliminer les variations dues aux périodes de lactation en exprimant la sécrétion d'une dose permanente en pourcent de l'absorption journalière par litre de lait (voir p. 13 à 16) ;

Radionuclide	Vache	Chèvre et Brebis
$^{131}\text{I}$	1	65
$^{89}\text{Sr} - ^{90}\text{Sr}$	0,1	1,6 brebis 4,0
$^{137}\text{Cs}$	1,4	9,4

Par conséquent, les petits ruminants (chèvre et brebis) sécrètent par litre de lait un pourcentage bien supérieur à celui des vaches. La signification pratique de cette constatation ne peut être jugée qu'en connaissant la quantité journalière de fourrage absorbé par les petits ruminants en comparaison avec celle des vaches.

Les pourcentages de l'absorption quotidienne d'une dose permanente par litre de lait sont assez constants pour le strontium et le césium radioactifs, par contre on constate des variations importantes pour le  $^{131}\text{I}$  (voir p.10). Ceci peut être la conséquence des variations saisonnières de la sécrétion de l'iode qui n'a pas encore fait l'objet d'études très approfondies, surtout en ce qui concerne les petits ruminants. Bien que ces variations se compensent dans le courant de l'année, elles pourraient être importantes pour nous, car il faut tenir en compte dans certaines circonstances (par exemple : accident de réacteur).

### III - LA VIANDE

#### 1° - Radionuclides importants.

Les radionuclides importants ( $^{131}\text{I}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ) pour les aliments d'origine animale se déposent de préférence dans la thyroïde ( $^{131}\text{I}$ ), les os ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ) et dans la viande ( $^{137}\text{Cs}$ ) des animaux. Comme la thyroïde et les os ne servent à l'alimentation humaine que dans une faible mesure, le  $^{137}\text{Cs}$  est le radionuclide de loin le plus important pour l'homme [52]. Toutefois, il y a un certain pourcentage de  $^{131}\text{I}$  et de radio-strontium dans les muscles et dans les organes [61] [64] [40], mais par rapport au pourcentage de  $^{131}\text{I}$  et  $^{90}\text{Sr}$  contenu dans la thyroïde et dans les os d'une part, et la teneur des muscles et des organes en  $^{137}\text{Cs}$  d'autre part, leur quantité est négligeable. Pour les dérivés de la viande, le  $^{137}\text{Cs}$  sera également le radionuclide le plus important, car leur teneur en  $^{90}\text{Sr}$  sera minime et le  $^{131}\text{I}$ , en raison de sa période courte, inexistant. Cependant, dans la mesure où l'on fabrique de la poudre de viande et d'os qui joue un rôle important dans l'alimentation du bétail, la teneur en  $^{90}\text{Sr}$  mérite l'examen. Par contre, les quantités de  $^{131}\text{I}$ ,  $^{140}\text{Ba}$  et  $^{89}\text{Sr}$ , ayant tous une période courte, seront probablement négligeables.

Les radionuclides les plus importants sont donc :

Viande :  $^{137}\text{Cs}$  ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{131}\text{I}$ )

Dérivés :  $^{137}\text{Cs}$  (poudre d'os et de viande :  $^{90}\text{Sr}$ )

#### 2° - Incorporation des radionuclides importants dans l'organisme animal.

Il est généralement admis que la viande d'animaux ayant été exposés juste avant l'abattage à des retombées radioactives très fortes, est comestible en cas de besoin [177] [40] [45], par contre, la peau, le tractus gastro-intestinal et l'appareil respiratoire devraient être éliminés [40]. Comme règle générale, on peut dire que la viande est comestible aussi longtemps qu'un animal irradié a pu être amené à l'abattoir [45]. Toutefois, dans le cadre de notre programme, nous nous intéressons moins à l'utilisation des animaux en cas d'accident qu'à la répartition, au stockage et à l'excrétion des radionuclides après absorption de plus ou moins longue durée et au degré de contamination de la viande en résultant qui, à son tour, peut conduire à une certaine irradiation de l'homme. Nous décrivons donc ci-après l'incorporation des radionuclides importants dans

l'organisme des animaux.

$^{131}\text{I}$  :

La résorption du  $^{131}\text{I}$  peut s'effectuer soit par le tractus gastro-intestinal soit par le tractus respiratoire. La vitesse de résorption des aérosols est surprenante : 10 minutes après absorption de  $^{131}\text{I}$  avec l'air, la radioactivité de la thyroïde est mesurable. L'effet est donc beaucoup plus rapide qu'après administration orale [41]. Néanmoins, l'absorption de  $^{131}\text{I}$  par le tractus gastro-intestinal, est en général plus importante. La répartition de  $^{131}\text{I}$  résorbé dans l'organisme animal apparaît dans le tableau suivant :

- TABLEAU I -

Répartition du  $^{131}\text{I}$  dans les différents organes et tissus des vaches, brebis et poulets après absorption de dose unique ou dose permanente.

	<u>Dose unique</u> p. 100 de la dose/kg	<u>Dose permanente</u> p. 100 de la dose/kg quotidienne	
	<u>vache</u>	<u>brebis</u>	<u>poulet</u>
Thyroïde	450.	30 000	-
Muscles	. 02	-	0,4
Coeur	-	2	-
Foie	. 03	8	1,0
Reins	. 05	6	1,9
Poumons	. 05	4	-
Sang	. 07	3	-

Bibliographie : [64] [61] [65] [52].

Le tableau I montre la teneur en  $^{131}\text{I}$  des organes et tissus d'une vache abattue sept jours après absorption d'une dose unique [64], d'une brebis ayant absorbé 5 000 000 pCi par jour [61] ainsi que des poulets ayant également reçu des doses permanentes [65]. La teneur élevée en  $^{131}\text{I}$  de la thyroïde par rapport aux autres organes est étonnante chez la vache, la brebis et probablement aussi la poule : alors que la thyroïde accumule très fortement, on ne trouve que des traces dans les muscles et les autres organes après dose unique, et des quantités relativement faibles après dose permanente. Dans l'absolu, les tissus peuvent contenir des quantités importantes de  $^{131}\text{I}$  après absorption de doses quotidiennes ; ainsi le foie de la brebis contenait 400 000 pCi/kg de foie (voir tableau I). Il faut également tenir compte de l'influence de l'âge de l'animal et de la saison sur l'absorption et le dépôt du  $^{131}\text{I}$  dans la thyroïde [26]. Comme le métabolisme de l'iode chez les ruminants est identique, les différences apparaissant au tableau I entre la vache et la brebis, ne sont probablement pas dues à la différence de races, mais à la dose unique dans le cas de

la vache et de la dose quotidienne pour la brebis [52].

En règle générale, la teneur en  $^{131}\text{I}$  des muscles semble être un peu inférieure à celle des autres organes. Chez les poules, la teneur dans les muscles et dans les autres organes après absorption de doses permanentes était probablement plus faible que chez la brebis. Cependant, une accumulation extraordinaire de  $^{131}\text{I}$  peut se produire chez les poules non seulement dans la thyroïde mais également dans les ovaires et dans les follicules mûrissants de l'ovaire [65][52].

$^{89}\text{Sr}$  et  $^{90}\text{Sr}$  :

Le métabolisme du  $^{90}\text{Sr}$  et  $^{89}\text{Sr}$  est identique, c'est-à-dire leur période biologique est la même. Or, il y a de grandes différences dans leur période radioactive et par conséquent leur durée de séjour dans l'organisme, en d'autres mots, leur période effective n'est pas la même. Pour l'homme, on donne les valeurs indiquées au tableau II [133]. Bien que l'organisme absorbe le  $^{89}\text{Sr}$  en quantité beaucoup plus grande que le  $^{90}\text{Sr}$  (par exemple : en cas de retombées récentes), le danger potentiel créé par ce dernier est beaucoup plus grave, car sa période effective est très longue. Le radio-strontium est résorbé et déposé presque exclusivement dans les os. Il n'y a qu'une faible quantité qui se dépose dans les muscles [40].

- TABLEAU II -

Périodes de  $^{89}\text{Sr}$  et  $^{90}\text{Sr}$  en jours

	<u>Radioactive</u>	<u>Biologique</u>	<u>Effective</u>	<u>Période</u>
<u>Corps entier</u>				
$^{89}\text{Sr}$	50.5	13 000	50.3	jours
$^{90}\text{Sr}$	10 000	13 000	5 700	"
<u>Os</u>				
$^{89}\text{Sr}$	50.5	18 000	50.4	jours
$^{90}\text{Sr}$	10 000	18 000	6 400	"

Bibliographie : [133]

Le métabolisme du strontium et du calcium est presque identique, le calcium étant préféré légèrement. L'ordre de grandeur de cette discrimination (voir II - Lait p. 9) du strontium par rapport au calcium a beau être minime dans chaque processus métabolique pris individuellement, il en résulte néanmoins un effet discriminatoire important. Le rapport observé (voir II - Lait, P. 12) s'élève à environ 0,2 dans la musculature et dans les os par rapport au fourrage [70] [72] [103] [107]. La quantité de strontium absorbée et le rapport strontium-calcium dans le corps de l'animal varie légèrement selon l'espèce : des jeunes cochons, pendant leur période de croissance, absorbent 48 p. 100 du calcium contenu dans le fourrage et 8,6 p. 100 du  $^{90}\text{Sr}$ , tandis que

les pourcentages sont de 30 p. 100 et de 6,3 p. 100 pour les moutons [103]. D'autres expérimentations ont prouvé que l'âge avait une grande influence sur l'absorption du  $^{90}\text{Sr}$  ; les veaux de 2 mois ont absorbé 70 p. 100 du strontium contenu dans le fourrage, alors que des veaux âgés de 10 mois n'absorbaient que 4 p. 100 [78]. Le dépôt du strontium dans les os s'effectue partiellement en relation avec l'échange continu des ions de calcium à la superficie des cristaux minéraux et partiellement avec la croissance des os. Il en résulte que la concentration du strontium dans les tissus osseux n'est uniforme que si la relation Sr/Ca de fourrage a été relativement constante pendant toute la période de croissance du squelette. Le dépôt du strontium récent s'effectue presque exclusivement aux endroits de croissance des os ou du renouvellement du tissu osseux [13].

#### $^{140}\text{Ba}$ :

Comme le calcium et le strontium, le baryum se dépose surtout dans le squelette. La période biologique du baryum varie fortement de tissu à tissu : ainsi chez l'homme, elle est de 2000 jours pour les muscles et de 65 jours seulement pour les os. A cause de la période radioactive courte (12,8 jours), la période effective pour tous les tissus et organes est relativement courte, elle est pour l'homme, de 12,7 pour les muscles, et de 10,7 jours pour les os [133]. Ainsi, la dose d'irradiation du  $^{140}\text{Ba}$  est en général très faible.

#### $^{137}\text{Ca}$ :

Le césium 137 est bien résorbé par le tractus gastro-intestinal, déposé de préférence dans les muscles et autres tissus mous et quitte l'organisme relativement vite [40][43][51][52]. Le  $^{137}\text{Cs}$  a une période radioactive longue (11 000 jours), mais sa période biologique étant courte, il en résulte une période effective également courte. Elle est de 140 jours pour l'homme, 20 jours pour la vache et 2 jours pour la chèvre [43].

Les expérimentations, avec une dose unique de  $^{137}\text{Cs}$ , ont montré que la concentration maximum dans les muscles et les organes est atteinte 7 jours après l'absorption, alors que dans le sang et les tissus osseux, les pourcentages sont beaucoup plus bas. La teneur et la répartition d'une dose unique de  $^{137}\text{Cs}$  dans les différents tissus et organes sont largement identiques chez la vache, la brebis et le porc. Chez les poules, par contre, la concentration semble être un peu inférieure. L'âge des animaux n'a aucune influence sur les résultats [109][52].

La période radioactive du  $^{137}\text{Cs}$  étant longue, il faut considérer que dans les conditions actuelles, la dose permanente sera la forme la plus courante d'absorption de ce radionuclide. Le tableau III montre la répartition du  $^{137}\text{Cs}$  dans les tissus et organes d'une brebis, après administration orale pendant 25 jours.

Le tableau montre que les pourcentages de la dose quotidienne par kg sont identiques dans les différents tissus et organes. Cependant, le chiffre reste au-dessus de la moyenne pour les reins, alors qu'il est remarquablement bas pour le cerveau. La très grande concordance des résultats des expérimentations à dose unique permet de croire que pour les doses permanentes, on peut s'attendre à une répartition identique du  $^{137}\text{Cs}$  dans les organes et tissus des différentes races d'animaux et que, par conséquent, les valeurs indiquées au tableau III sont représentatives.

- TABLEAU III -

Répartition du  $^{137}\text{Cs}$  dans les tissus et organes d'une brebis  
après absorption de doses permanentes.

$^{137}\text{Cs}$		Cs/K	
p. 100 de la dose quotidienne/kg		R. O. (tissus-fourrage)	
Muscle	4,6		0,6
Reins	17,0		3,7
Foie	8,4		1,4
Poumon	7,3		1,1
Cerveau	0,5		0,3
Glande mammaire	7,1		1,4
Sang	0,5		0,6
Lait	5,6		1,3

Bibliographie : [112] [52].

Comme le métabolisme du césium ressemble à celui du potassium, bien qu'il ne soit pas régi dans la même mesure que l'est le strontium par le calcium, les mêmes calculs du rapport observé et du facteur de discrimination ont été effectués pour le césium-potassium (voir II - Lait, p. 6 et 7). Le tableau III montre le R. O. (tissu-fourrage) pour la brebis. Un R. O. supérieur à 1 signifie que dans l'organe en question, le rapport Cs/K s'est déplacé en faveur du césium tandis qu'un R. O. inférieur à 1 traduit une discrimination du césium en faveur du potassium. Par conséquent, les reins, le foie, les poumons et la glande mammaire ont préféré le césium de même que dans la production du lait la brebis a utilisé plus de césium que de potassium. Le R. O. (urine-fourrage) pour Cs/k s'élève à 0,6 pour la chèvre et 0,5 pour la vache. Par contre, le R. O. (fèces-fourrage) a été évalué à 5,2 pour la chèvre ce qui signifie qu'elle excrète plus de potassium avec l'urine et plus de césium avec les fèces que cela ne correspond au rapport Cs/k dans le fourrage. Dans le sang, le césium est discriminé par rapport au potassium. Toutefois, le passage du sang dans les muscles n'entraîne aucune discrimination supplémentaire, car on trouve le même R. O. dans le sang et dans les muscles. Par contre, le cerveau discrimine le césium plus que le sang car le R. O. du cerveau n'est plus que de 0,3. Ainsi, le césium ne suit le métabolisme du potassium que sous certaines réserves et le rapport Cs/K doit être appliqué avec précaution [52].

En élevant la teneur en potassium du fourrage, on arrive à augmenter sensiblement l'excrétion de potassium et césium radioactifs [115] [116] [52]. Cette observation est importante non seulement pour la décontamination mais aussi pour l'influence de la teneur naturelle de potassium sur la rétention et l'excrétion du césium.



### 3° - Niveaux de concentration de la radioactivité dans la viande.

Dans ce paragraphe, nous nous proposons d'étudier la radioactivité de la viande observée jusqu'à ce jour, due au  $^{137}\text{Cs}$  ou au  $^{90}\text{Sr}$ . Or, ces questions ne sont guère traitées dans la littérature.

#### $^{137}\text{Cs}$ :

Pour ce radionuclide, on peut considérer 160 pCi/kg comme étant une valeur maximum pour la viande, ce chiffre ayant été obtenu aux ETATS-UNIS à la suite d'une série d'essais nucléaires [52]. Cette valeur maximum est du même ordre de grandeur que celle du lait (voir II - Lait, p. 18). Dans les régions critiques (voir introduction, p. 1), on doit cependant escompter des valeurs nettement supérieures. Ainsi, pour la viande de renne, on a mesuré 30 000 pCi/kg [79], ce chiffre devant être considéré comme étant une valeur extrême.

En SUEDE, pour le groupe de population intéressé, la consommation régulière de viande de renne fortement contaminée entraînait ainsi une absorption de  $^{137}\text{Cs}$  20 fois plus grande que pour la moyenne de la population [44].

#### $^{90}\text{Sr}$ :

On peut donner comme valeur moyenne, le chiffre de 1 pCi/kg de viande et 1,7 pCi/kg de viande de volaille : ces chiffres ont été évalués en 1960 aux ETATS-UNIS [68] [52]. Les valeurs pour la viande sont donc beaucoup plus basses que celles pour le lait (voir II - Lait, p. 18).

#### Conclusion :

De l'absorption quotidienne de radionuclides importants par l'homme 21 p. 100 (10 à 25 p. 100) du  $^{137}\text{Cs}$  et 3 p. 100 (1,5 p. 100 - 5 p. 100) du  $^{90}\text{Sr}$  proviennent de la viande et de ses dérivés (voir introduction p. 1). Dans la première partie, nous avons montré que la viande et les produits dérivés viennent immédiatement après le lait et les plantes. Etant donné l'importance de la question et en tenant compte des multiples études faites sur la radioactivité du lait, il est surprenant de trouver si peu d'indications dans la littérature concernant la contamination radioactive de la viande et de ses dérivés. Des études plus approfondies sont donc à recommander dans ce secteur. Elles devront porter surtout sur le  $^{137}\text{Cs}$  et l'absorption de doses permanentes, étant donné que le Cs est le radionuclide de loin le plus important pour la viande et que les doses permanentes correspondent à la situation dans laquelle nous vivons actuellement. Toutefois, après absorption de doses permanentes, la teneur en  $^{89}\text{Sr}$  et en  $^{131}\text{I}$  pourrait prendre de l'importance. Avant tout, il faudrait des indications supplémentaires concernant l'absorption, la résorption et la répartition du  $^{137}\text{Cs}$  chez les animaux, c'est-à-dire chez les porcs et les bovins. Pour l'absorption, la teneur en  $^{137}\text{Cs}$  du fourrage est importante ; pour le porc, il faut étudier surtout la pomme de terre, pour les bovins l'herbe et le foin. En ce qui concerne la résorption, il faudrait étudier l'influence des différents teneurs en potassium du fourrage sur la résorption du Cs ; il faudrait surtout tenir compte de la teneur naturelle en potassium et non pas de l'addition de potassium pour la décontamination. De même, les connaissances sur la répartition de doses permanentes dans les organes et les tissus chez les différentes races d'animaux sont encore très limitées ; il est surtout important de connaître la teneur en  $^{137}\text{Cs}$  des muscles et des organes mangés par l'homme.

L'accumulation du  $^{137}\text{Cs}$  dans les reins mérite également l'attention.

#### IV - LES OEUFS

##### 1° - Radionuclides importants.

Les oeufs frais peuvent contenir des radionuclides à demi-vie courte ( $^{131}\text{I}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ) et des radionuclides à demi-vie longue ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) [52]. Les oeufs stockés ou les produits dérivés (oeufs en poudre, pâtes alimentaires, pâtisserie) par contre ne contiennent pas ou peu de radionuclides à vie courte. Par conséquent, les radionuclides suivants, classés selon leur ordre d'importance présumée, sont à étudier :

Oeufs :  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{140}\text{Ba}$

Produits dérivés :  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ .

Dans quelques cas spécifiques des radionuclides induits peuvent jouer un certain rôle ; en effet, on a observé que le  $^{32}\text{P}$  contenu dans le jaune d'oeuf d'oiseaux aquatiques qui se nourrissent sur les rives d'eaux contaminées s'était enrichi d'un facteur 1 : 1 500 000 par rapport à l'eau.

##### 2° - Incorporation des radionuclides importants dans les oeufs.

Nous traiterons séparément l'incorporation de chaque radionuclide.

##### $^{131}\text{I}$ :

L'iode radioactif absorbé est rapidement résorbé par le tractus gastro-intestinal, déposé dans la thyroïde, les ovaires et les follicules et secrété en partie avec les oeufs [43] [52] [65]. Expérimentalement, on a examiné l'incorporation de  $^{131}\text{I}$  dans le corps et dans les oeufs par administration d'une dose soit unique, soit permanente. Des résultats représentatifs de ces recherches sont indiqués au tableau I.

- TABLEAU I -

La teneur en  $^{131}\text{I}$  chez les poules pondeuses  
après administration d'une dose unique ou permanente.

Matériel examiné	dose unique p. 100 de la dose	dose permanente p. 100 de la dose quotidienne
Corps entier	4	70
Fécès	92	90
Oeuf entier :	5,6	8
jaune	-	7
blanc	-	0,3
coquille	-	1

Bibliographie : [52] [65]

Les valeurs figurant dans la rubrique "dose unique" sont la somme du  $^{131}\text{I}$  constaté pendant les 7 jours suivant l'administration du radionuclide. Il est à noter que l'iode a été complètement éliminé au cours de ces 7 jours, et que la teneur en iode des oeufs atteignait son maximum après 6 jours. ROCHE et Coll. [66] ont également enregistré la valeur maxima 6 jours après l'administration. Quand on parle de valeur maximale, il s'agit presque exclusivement du jaune d'oeuf. La valeur maximale dans le blanc d'oeuf et la coque est atteinte un jour après l'absorption et décroît très rapidement par la suite. Les valeurs indiquées dans le tableau sont corrigées d'après la période radioactive du  $^{131}\text{I}$ . Mais, même sans correction on obtient une teneur maximum des oeufs en  $^{131}\text{I}$  6 jours après son administration qui, toutefois, est inférieure à environ 60 p. 100.

Dans le cas de doses permanentes, les oeufs contenaient 6 jours après le début de l'administration environ 8 p. 100 de la dose quotidienne. Cependant, la teneur en  $^{131}\text{I}$  des oeufs dépend de la teneur du fourrage en iode stable. Pendant les expériences à doses permanentes dont nous avons relaté les résultats au tableau I, le fourrage contenait 2,54 mg d'iode stable par 100 g de fourrage. Dans une autre série d'expérimentations [67], on a observé qu'une teneur élevée en iode stable du fourrage diminuait sensiblement le transfert de l'iode radioactif du fourrage dans les oeufs. Pour l'oeuf entier, on obtient 8 p. 100 de la dose quotidienne seulement si on corrige les valeurs d'après la période radioactive du  $^{131}\text{I}$ .

Non corrigée, la concentration maxima de  $^{131}\text{I}$  dans l'oeuf entier est atteinte 6 jours après l'absorption de la première dose, toutefois, la valeur est de 40 p. 100 inférieure et décroît avec une période de 8 jours. L'iode 131 constaté dans l'oeuf entier était surtout contenu dans le jaune, alors que la quantité dans la coque était faible et celle du blanc minime. La concentration maxima de la coque et du blanc était atteinte 1 jour après absorption de la première dose, ces valeurs restant constantes par la suite.

Dans les conditions de l'expérimentation du tableau I, la teneur du corps entier en  $^{131}\text{I}$  atteignait 70 p. 100 de la dose quotidienne en supposant les valeurs corrigées conformément à la décroissance de l'iode radioactif.

Pendant 20 jours d'expérimentation, un plateau n'a pas été atteint. Si on ne corrige pas les valeurs, la concentration maxima du corps entier est atteinte après 8 jours avec une lente décroissance par la suite. Il semble que la plus grande partie de la teneur du corps entier en  $^{131}\text{I}$  était contenue dans la thyroïde, les ovaires et les follicules en maturation dans l'ovaire ; dans les muscles, on n'a constaté que 0,4 p. 100, dans le foie 1,0 p. 100 et dans les reins 1,9 p. 100 de la dose quotidienne par kg de tissu.

$^{90}\text{Sr}$  et  $^{89}\text{Sr}$  :

Le métabolisme de ces deux radionuclides se ressemble bien qu'il puisse y avoir des différences dans l'incorporation dans les oeufs dues aux périodes différentes. La répartition du strontium dans l'oeuf de la poule ressemble à celle du calcium [52]. Bien que la teneur en calcium de la coque dépende en grande partie de la teneur de la ration en calcium [87], elle est toujours beaucoup plus élevée que celle du jaune et du blanc d'oeuf [87] [88] [89]. Le strontium se dépose surtout dans la coque de l'oeuf qui se comporte donc comme le tissu osseux ; le dépôt est faible

dans le jaune et encore plus faible dans le blanc [83] [84] [85] [82] [78] [52]. Depuis 1941, on sait que les métabolismes du calcium et du strontium se ressemblent [104], bien que le calcium soit préféré au strontium dans presque tous les processus de la vie, de la plante à l'os humain.

Le comportement différent du strontium et du calcium a été exprimé par le rapport strontium/calciun (Observed Ratio - O. R. 105) (voir Lait, p. 12). Un O. R. inférieur à 1 signifie qu'on a trouvé dans l'échantillon (par exemple : l'oeuf) moins de strontium par rapport au calcium que dans le prédécesseur (par exemple : fourrage). Un O. R. supérieur à 1, par contre, signifie que dans l'échantillon la relation strontium/calciun s'est déplacée en faveur du strontium.

Le O. R. (lait, fourrage) aussi bien que le O. R. (oeuf, ration) s'élèvent à environ 0,1 à 0,15, ce qui veut dire que le lait et les oeufs contiennent moins de strontium par rapport au calcium que le fourrage [40] [43]. Pendant la formation de la coque aussi bien que pendant celle du jaune d'oeuf, le calcium est préféré au strontium, par contre, on a constaté un O. R. (blanc d'oeuf, fourrage) de 1,6 [43] [52] ce qui signifie que le blanc (l'albumine de l'oeuf) contient plus de strontium par rapport au calcium que le fourrage. La signification pratique de cette observation est cependant minime, puisque la teneur en strontium (et calcium) de l'albumine de l'oeuf est, comme indiqué ci-dessus, très faible. Cependant, au cours d'autres expériences [86], on a trouvé un O. R. (jaune d'oeuf, ration) légèrement supérieur à 1.

Les expériences suivantes donnent des indications concernant la vitesse de déposition du calcium et du strontium dans l'oeuf : 15 minutes après administration de  $^{45}\text{Ca}$  dans la gorge d'une poule à jeun on a retrouvé 0,07 p. 100 de la dose dans la coque d'un oeuf ; après 24 heures, la coque contenait un tiers de la dose, la concentration retombant à 0,5 p. 100 de la dose pendant les 19 jours suivants (l'expérimentation portait sur 20 jours et 14 oeufs [90]). Au cours d'autres expériences avec administration orale unique, on a retrouvé des traces de  $^{45}\text{Ca}$  dans la coque du premier des 11 oeufs examinés, la coque du deuxième oeuf contenait la radioactivité la plus forte, la décroissance étant très rapide par la suite [91]. Du strontium stable a pu être retrouvé dans la coque d'oeuf un jour après l'administration ; la déposition du strontium dans la coque atteignait avec 5 p. 100 de la cendre sa valeur maxima 57 jours après ingestion de doses permanentes [87]. Ceci semble prouver que le strontium se dépose aussi vite que le calcium dans la coque. Quatre jours après ingestion de doses permanentes orales de strontium stable celui-ci a pu être retrouvé dans le jaune de l'oeuf. La concentration maxima a été atteinte après 2 à 3 semaines et restait constante par la suite ce qui laisse supposer qu'un certain équilibre s'était établi [86]. En administrant du strontium stable, la teneur en strontium des coques en état d'équilibre s'élevait à  $2,65 \pm 0,79$  p. 100 des cendres [87]. Pour la même expérience, la teneur moyenne en calcium des coques d'oeuf était de  $73,0 \pm 1,2$  p. 100 des cendres avant administration du strontium alors qu'après l'établissement de l'équilibre du strontium la teneur en calcium baissait à  $68,1 \pm 2,7$  p. 100. On suppose qu'en état d'équilibre, le calcium a été supplanté par le strontium [87], comme cela a également été observé pour les tissus osseux. Encore 186 jours après la fin de l'administration de strontium stable, celui-ci a pu être démontré dans la cendre de jaunes d'oeufs [86]. La teneur des coques décroissait après la fin de l'administration de doses permanentes, toutefois, des traces ont encore été constatées 200 jours après [87].

On explique cette présence prolongée de strontium dans la coque et dans le jaune de l'oeuf par un transfert de strontium du squelette à l'oeuf. la teneur en strontium des tissus osseux ne décroissant que très lentement après l'arrêt de l'administration de strontium stable [86] [87].

$^{140}\text{Ba}$  :

Nous n'avons pu trouver dans la littérature aucune indication sur l'incorporation du  $^{140}\text{Ba}$  dans l'oeuf.

$^{137}\text{Cs}$  :

La répartition du césium ressemble à celle du strontium, car il se dépose surtout dans la coque [122]. Cependant, il diffère du strontium par une concentration plus élevée dans le blanc que dans le jaune de l'oeuf [52]. Après administration de  $^{137}\text{Cs}$  à des poules, le blanc d'oeuf atteignait un plafond à 0,2 p. 100 de la dose 2 à 3 jours après la première administration des doses permanentes. La concentration dans le jaune n'était qu'un douzième de celle du blanc [70].

### 3° - Niveaux de concentration de la radioactivité dans les oeufs.

Ici aussi, nous avons trouvé très peu de renseignements dans la littérature. En 1958, aux ETATS-UNIS, on a démontré dans une substance d'oeuf une moyenne de 3,8 pCi/kg de  $^{90}\text{Sr}$  et 2,0 pCi/kg de  $^{137}\text{Cs}$  [68] [52].

En 1963, on a publié également aux U. S. A. quelques chiffres d'après lesquels la substance d'oeuf contenait en moyenne 1,5 pCi/kg (entre 0,7 et 2,4, 3 échantillons) de  $^{90}\text{Sr}$  et 19 pCi/kg (entre 3 et 27,3 échantillons) de  $^{137}\text{Cs}$  [122]. Ainsi, la concentration de  $^{90}\text{Sr}$  et de  $^{137}\text{Cs}$  dans la substance d'oeuf est nettement inférieure à celle mesurée dans le lait (voir II - Lait, p.18). Dans les coques, par contre, on a observé des concentrations de  $^{90}\text{Sr}$  (390 pCi/kg) et de  $^{137}\text{Cs}$  (1170 pCi/kg) beaucoup plus élevées que dans la substance [122], et même beaucoup plus élevées que les valeurs maxima de ces radionuclides dans le lait.

### Conclusion.

A côté du lait frais, les oeufs frais semblent être le seul aliment d'origine animale apportant en quantité considérable à l'homme, non seulement des radionuclides à période longue ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ), mais aussi ceux à période courte ( $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{131}\text{I}$ ). Néanmoins, en EUROPE, l'absorption quotidienne de radioactivité due à la consommation d'oeufs est certainement beaucoup moins importante que celle due à la consommation de lait, de viande ou de produits laitiers, en d'autres termes, les oeufs ne contribuent que faiblement à l'irradiation de l'homme.

Ceci est dû avant tout à la consommation relativement faible d'oeufs par rapport à celle de lait et de viande. En outre, les concentrations de  $^{90}\text{Sr}$  et  $^{137}\text{Cs}$  observées dans la substance d'oeuf sont beaucoup plus faibles que celles observées dans le lait. Il faut cependant tenir compte du fait qu'apparemment peu d'expériences sur la radioactivité des oeufs ont encore été entreprises en EUROPE, et que les quelques chiffres américains ne peuvent pas être adoptés sans réserves en EUROPE, car l'entretien et l'alimentation des poules diffère souvent largement des conditions américaines.

Il serait donc intéressant d'étudier de plus près la radioactivité des oeufs dans quelques

régions représentatives et soigneusement choisies de la Communauté Européenne tout en accordant la priorité à l'examen du lait, de la viande et des produits laitiers.

## V - LES POISSONS

Comme l'indique le tableau I de la première partie de notre rapport (introduction) les poissons n'ont qu'une importance relativement faible (comparativement au lait, aux légumes, à la viande, aux produits laitiers et aux oeufs), en ce qui concerne l'absorption quotidienne de radionuclides par l'homme. Ceci est dû, non seulement à une consommation relativement peu élevée de poissons et de crustacés par tête d'habitant en EUROPE, mais aussi et surtout au fait que cette source d'alimentation est en général contaminée à un niveau relativement plus bas.

En effet, comparativement aux autres aliments d'origine animale, les poissons et les crustacés occupent une position spéciale à différents points de vue. En particulier, la contamination radioactive des animaux aquatiques se distingue de celle des animaux terrestres, surtout par le fait qu'elle est due non seulement aux produits de fission, mais aussi aux radionuclides induits, provoqués par la réaction des neutrons. Ces radionuclides induits parviennent dans l'eau, soit après des explosions de bombes atomiques, soit du fait du fonctionnement de certains réacteurs de sorte qu'on les trouve aussi bien dans les eaux douces que dans les eaux salées. Pendant l'année, suivant la série d'explosions nucléaires du printemps 1954, près des ILES MARSHALL, on avait observé que certains radionuclides induits par le rayonnement de neutrons dans l'eau de mer de cette région ( par exemple le  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{57}\text{Co}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{55}\text{Fe}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{54}\text{Mn}$  ) ont été retrouvés, très fortement concentrés dans les poissons et les coquillages, représentant en général 80 à 85 p. 100 de la radioactivité totale de ces animaux (1) (6) (7) (8) (9) (12) (13) (14) (15) .

Un exemple classique pour les radionuclides induits dans l'eau douce est le Columbia River dont les eaux servent au refroidissement des réacteurs de HANFORD WASHINGTON, U. S. A. Le flux important de neutrons dans les réacteurs active certains éléments à l'état de trace dans l'eau de refroidissement ; les radionuclides ainsi induits arrivent dans l'eau du fleuve et y sont absorbés et concentrés par les poissons et les crustacés (1) (17) (41) (80) .

L'enrichissement des produits de fission ou des radionuclides de l'eau par les animaux aquatiques est influencé qualitativement et quantitativement par la concentration naturelle des éléments stables des radionuclides respectifs dans l'eau. Ces bioéléments, qui, normalement ne se trouvent que dans de très faibles concentrations dans l'eau, sont très fortement enrichis par les poissons et crustacés, par contre, les éléments se trouvant en grande quantité dans l'eau ne sont l'objet d'aucun enrichissement et subissent même parfois une sélection négative. Il s'ensuit qu'on ne doit s'attendre à un enrichissement que pour les radionuclides appartenant, ou fortement apparentés, à la famille des bioéléments, tandis que les radionuclides des autres éléments ne parviennent presque pas à l'organisme animal. De même que la concentration naturelle des divers éléments est très différente dans l'eau de mer de ce qu'elle est dans l'eau douce, les bioéléments et, par conséquent les radionuclides importants, diffèrent suivant que l'on considère les poissons d'eau de mer ou les poissons d'eau douce. C'est la raison pour laquelle les poissons d'eau de mer et les poissons d'eau douce seront traités séparément, tout en mentionnant dans chaque groupe les

crustacés correspondants.

1° - Les poissons d'eau de mer.

a) - Radionuclides importants.

Alors qu'on dispose d'une littérature abondante pour les radionuclides importants dans le lait, la viande et les oeufs, il existe très peu d'indications concrètes pour les poissons et les crustacés. C'est la raison pour laquelle nous traiterons cette question plus en détail que nous ne l'avons fait pour les autres aliments d'origine animale.

Pour déterminer dans quelle mesure un radionuclide peut être important pour la contamination des poissons et des crustacés, il faut passer en revue les critères suivants [1] [118] :

- 1 - la concentration du radionuclide dans l'eau
- 2 - la concentration des éléments influençant son absorption
- 3 - la capacité d'enrichissement du radionuclide dans l'organisme animal
- 4 - la localisation des radionuclides dans les organes et tissus
- 5 - la dynamique des échanges de l'élément stable et du radionuclide
- 6 - la période radioactive du radionuclide
- 7 - la dose admissible d'irradiation interne de l'organe critique de l'homme pour le radionuclide en question.

Les radionuclides qui arrivent dans l'eau ou qui y sont induits dépendent fortement des circonstances locales, c'est-à-dire des types d'explosion nucléaire, des traces d'éléments se trouvant dans l'eau de refroidissement des réacteurs, du degré de corrosion des installations nucléaires refroidies à l'eau de rivière, de la composition des éléments de combustibles laissant des déchets solubles dans l'eau, etc . . . . Ces multiples processus de contamination de l'eau rendent difficiles une étude d'ensemble. Ainsi, les réacteurs de WINDSCALE, en ANGLETERRE, dans lesquels on sépare l'uranium et le plutonium des produits de fission contenus dans les éléments de combustion, rejettent chaque mois 25 000 Ci provenant de produits de fission radioactifs et solubles dans la mer. Des recherches ont prouvé que pour ce procédé, le produit de fission  $^{106}\text{Pu}$  est le radionuclide le plus important, car il représente la moitié de la radioactivité déversée dans la mer et se concentre dans les algues comestibles de cette région [42]. Comme autre exemple, on peut citer les réacteurs de HANFORD, aux ETATS-UNIS, qui contaminent le Columbia River avec des radionuclides induits (voir ci-dessus), occasionnant ainsi la contamination de la mer dans la région de l'embouchure de ce fleuve.

L'absorption des éléments stables et donc des radionuclides à partir de l'eau environnante par les plantes ou les animaux n'est par tout à fait indépendante l'une de l'autre ; en effet, les éléments ayant un comportement chimique ou métabolique identique sont absorbés par l'organisme dans les mêmes proportions dans lesquelles ils se trouvent dans l'eau.

Il arrive qu'un élément empêche l'absorption d'un autre ou, qu'au contraire, il y a un effet synergistique, c'est-à-dire qu'un élément favorise l'absorption d'un autre [118]. Cette dépendance est d'une grande importance pratique ; ainsi, dans l'eau salée contenant des quantités importantes de calcium et de potassium, éléments voisins du strontium et du césium, les produits de fission

$^{90}\text{Sr}$ ,  $^{89}\text{Sr}$  et  $^{137}\text{Cs}$  ne sont absorbés et concentrés que très faiblement. Par contre, l'eau douce ne contenant que très peu de calcium et de potassium, le  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{89}\text{Sr}$  et  $^{137}\text{Cs}$  sont l'objet d'une concentration considérable dans l'organisme animal. C'est avant tout à cette différence de teneur en sel qu'il faut attribuer le fait que dans l'eau de mer les radionuclides les plus importants sont les produits d'activation, alors que parmi les produits de fission, seul l'iode subit un certain enrichissement (dans la thyroïde des vertébrés). Dans les eaux douces, par contre, les produits d'activation et les produits de fission peuvent jouer les uns comme les autres un rôle important. Parmi les substances solubles dans l'eau de mer, il faut retenir les radionuclides d'éléments fortement concentrés dans l'organisme des poissons et des crustacés, c'est-à-dire les bioéléments mentionnés plus haut, comme le phosphore, l'azote, le silicium, le fer, le manganèse, le cuivre, le zinc et le cobalt. Les plantes et les animaux aquatiques peuvent extraire presque complètement ces bioéléments de l'eau de mer. Certains de ces éléments concentrés sont importants pour le métabolisme de ces organismes tandis que d'autres, également très fortement concentrés, ne semblent pas avoir beaucoup d'importance ; enfin, il y a encore des éléments qui ne sont absorbés qu'à la surface des organismes. Connaissant la teneur d'un bioélément dans l'organisme d'une part, dans la mer d'autre part, on peut calculer le facteur biologique de concentration qui est la relation de la teneur dans l'organisme et dans l'eau de mer (rapporté à 1 g de poids, ou 1 g d'eau). Le facteur d'enrichissement d'un bioélément correspond en même temps à l'enrichissement maximal possible d'un radionuclide du même élément. Le tableau I contient les facteurs biologiques d'enrichissement de quelques éléments de l'eau de mer. Il en résulte que les éléments fortement concentrés dans l'eau ne sont enrichis que faiblement (potassium et soufre). Il arrive même que la sélection soit négative (sodium). Par contre, les bioéléments faiblement concentrés dans l'eau de mer (phosphore, fer, cuivre, zinc) sont fortement enrichis dans les plantes et les animaux aquatiques. Ceci vient souligner l'importance des radionuclides induits et la faible importance des produits de fission pour les plantes et les animaux vivant dans la mer [1][118] .

La connaissance des tissus et organes où les radionuclides se localisent facilite en outre la détermination des radionuclides importants pour cette source d'aliments. L'iode est enrichi dans une très forte proportion dans la thyroïde des vertébrés et l'enrichissement des radionuclides des terres rares, conséquence d'une absorption de surface, a été observé dans les branchies des poissons [1] [11] .

Un enrichissement important du calcium et du strontium n'a été constaté que dans le squelette des poissons (arêtes) et la carapace des crustacés (valves) ; le zinc se localise avant tout dans le foie [118] . Comme l'enrichissement des produits de fission s'effectue avant tout dans les organes et tissus qui ne servent pas à l'alimentation humaine (coquilles, arêtes, branchies, thyroïdes) elle vient encore renforcer l'importance des radionuclides induits pour les animaux vivant dans la mer. En outre, il faut tenir compte des différences dans la dynamique du métabolisme des éléments et radionuclides. Pour les éléments à métabolisme très dynamique, comme par exemple le phosphore, quelques jours suffisent pour que l'activité spécifique dans l'organisme animal soit en équilibre avec celle de l'eau de mer environnante, ce qui correspond à l'enrichissement maximal possible du radionuclide. Par contre, pour d'autres éléments, comme par exemple le calcium et le



- TABLEAU I -

Facteurs biologiques d'enrichissement approximatifs pour les différents éléments de la mer.

Eléments	Forme dans l'eau de mer	Teneur dans l'eau de mer $\mu\text{g/litre}$	Facteurs biologiques d'enrichissement *				
			<u>algues</u> (sans squelette de Ca)	<u>invertébrés</u> partie molle    squelette		<u>vertébrés</u> partie molle    squelette	
Na	ionique	10 000 000	1	0,5	0	0,07	1
K	"	380 000	25	10	0	5	20
Cs	"	0,5	1	10	-	10	-
Ca	"	400 000	10	10	1 000	1	200
Sr	"	7 000	20	10	1 000	1	200
Zn	"	10	100	5 000	1 000	1 000	30 000
Cu	"	3	100	5 000	5 000	1 000	1 000
Fe	colloïdale	10	20 000	10 000	100 000	1 000	5 000
Mo	ionique	10	10	100	-	20	-
V	?	1	1 000	100	-	20	-
P	"	70	10 000	10 000	10 000	40 000	2 000 000
S	"	900 000	10	5	1	2	-
J	"	50	10 000	100	50	10	-

\* Les facteurs d'enrichissement sont la relation de la concentration de l'élément dans l'organisme (poids frais) par rapport à la concentration dans l'eau de mer.

Bibliographie : [5](1)

strontium qui séjournent très longtemps dans l'organisme animal, l'équilibre n'est atteint qu'au bout de plusieurs années et, par voie de conséquence, lors d'une contamination unique de la mer, on ne doit s'attendre qu'à une fraction de l'enrichissement maximal possible [1]. Une intégration rapide dans l'organisme animal signifie donc une plus grande importance de radionuclides.

Il faut aussi considérer l'influence de la période radioactive. Quand on est en présence de radionuclides à période courte ( $^{64}\text{Cu}$  -  $^{131}\text{I}$ ), on enregistre dans le cycle écologique plancton-poisson une diminution rapide de l'activité, et on aboutit, après un temps relativement court, à une autodécontamination dans l'organisme animal. Par contre, les radionuclides à période longue ( $^{60}\text{Co}$  -  $^{55}\text{Fe}$ ), même quand ils présentent de très faibles teneurs dans l'eau de mer, ont une décroissance suffisamment lente pour permettre l'absorption et l'enrichissement [1]. La dynamique métabolique lente du  $^{90}\text{Sr}$  est compensée en partie par la période longue de ce radionuclide.

Enfin, pour juger l'importance des radionuclides ingérés par suite de la consommation de poissons et crustacés, il ne faut pas négliger la dose admissible d'irradiation interne de l'organe critique, définie par l'I. C. R. P. ; ainsi, des radionuclides avec une tolérance relativement élevée pour l'homme (par exemple :  $^{137}\text{Cs}$ ) sont beaucoup moins importants que les radionuclides à tolérance faible ( $^{90}\text{Sr}$ ).

Des sept points discutés, ci-dessus, on peut tirer la conclusion que, pour les poissons et les crustacés, les radionuclides les plus importants sont ceux qui parviennent à une forte concentration dans l'eau, dont l'absorption n'est pas ralentie ou empêchée par d'autres éléments qui sont enrichis dans une forte mesure dans l'organisme animal, et ceci, dans des organes et tissus consommés par l'homme, qui sont incorporés rapidement et pendant un temps assez long dans l'organisme animal, qui y séjournent longtemps à cause de leur période radioactive longue, et, enfin, ceux dont la quantité maximale admissible dans l'organe critique de l'homme est relativement peu élevée.

Pour les produits dérivés (par exemple : conserves), les radionuclides à période courte perdent encore de leur importance, car leur activité décroît pendant le stockage (voir l'évolution de la contamination radioactive des poissons et crustacés pendant leur transformation technologique).

De ce qui précède, on peut conclure que, vraisemblablement, les radionuclides qui peuvent être considérés comme potentiellement importants pour les poissons d'eau de mer sont les suivants, dans l'ordre d'importance décroissante :

Poissons d'eau de mer :

- cobalt 60, fer 55, zinc 65, strontium 90, cobalt 57, cobalt 58, fer 59, manganèse 54, phosphore 32, iode 131.

Produits dérivés :

- cobalt 60, fer 55, zinc 65, strontium 90, cobalt 57, manganèse 54.

b) - Incorporation des radionuclides les plus importants dans les poissons et crustacés de la mer.

Au paragraphe précédent, bien des choses concernant la physiologie de l'incorporation des radionuclides dans les animaux vivant dans la mer, ont déjà été dites ; le présent paragraphe peut donc se limiter à des considérations d'ordre général.

La tâche de former, avec l'énergie fournie par la lumière, le sel de la mer et le dioxyde de carbone dissous, des combinaisons organiques dont dépend toute la vie dans la mer, incombe à des plantes minuscules nageant librement et formant ce qu'on appelle le phytoplancton. En général, les grands poissons consommés par l'homme ne se nourrissent pas directement du phytoplancton ; d'autres animaux aquatiques servent d'intermédiaires, formant ainsi une chaîne alimentaire composée de chaînes de taille de plus en plus grande [1]. En dehors de l'absorption par ingestion et donc par le tractus gastro-intestinal, les animaux aquatiques peuvent absorber des radionuclides directement à partir de l'eau, soit par les branchies, soit par la surface du corps [1] [118] : toutefois, l'absorption par les aliments est en général la plus importante.

Pour les deux formes d'absorption, il est important de savoir sous quelle forme ces éléments ou radionuclides se trouvent dans l'eau. Parmi les radionuclides importants des produits de fission, il n'y a que le strontium, le césium et l'iode qui sont dissouts dans l'eau de mer, sous forme ionique. Les radionuclides des terres rares, du zirconium, du niobium et du ruthénium sont liés à des substances volatiles [10] [1]. Comme le tableau I le montre, les radionuclides induits les plus importants se présentent presque toujours sous forme ionique ou colloïdale dans l'eau de mer. L'incorporation dans les plantes et les animaux dépend donc surtout de radionuclides se trouvant en solution. Toutefois, les radionuclides liés à des matières volatiles peuvent être absorbés en surface, comme par exemple à la surface du plancton ou les branchies des poissons.

Puisque le plancton, dont les algues de mer font partie, incorpore ou absorbe certains éléments en surface, il peut concentrer plus ou moins fortement ces éléments ou radionuclides. Comme le montre le tableau I, le plancton concentre fortement le fer, le phosphore et l'iode ; il en est de même pour le zinc et le cuivre. Des recherches expérimentales ont montré que du  $^{65}\text{Zn}$ , additionné à l'eau de mer a été extrait à plus de 98 p. 100 d'une solution de culture dans l'espace de 10 heures, par des algues (*Nitzschia*) [16]. Dans la pratique, on a observé un enrichissement considérable de  $^{65}\text{Zn}$  dans le macroplancton là où le Columbia River se jette dans le Pacifique [80] [81]. En ce qui concerne les radionuclides des terres rares, également dans des conditions pratiques, un enrichissement (facteur 100) du plancton a été observé, dû vraisemblablement avant tout à une absorption de surface [11]. Un enrichissement du  $^{106}\text{Ru}$  dans des algues comestibles a été constaté dans la région où les déchets radioactifs de WINDSCALE, ANGLETERRE [42] sont rejetés. Après les expériences nucléaires, près des ILES MARSHALL, au printemps 1954, 29 p. 100 de la radioactivité du plancton de cette région étaient dus à des produits de fission ( $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Pr}$ ) et 71 p. 100 à des radionuclides induits des éléments zinc, cobalt, fer et manganèse [14]. Lors de recherches menées 13 mois après ces expériences, le  $^{144}\text{Ce}$  et son descendant, le  $^{144}\text{Pr}$ , présentaient environ 80 p. 100 de la radioactivité totale du plancton [15].

La contamination du plancton est la cause principale de la contamination radioactive des poissons et crustacés consommés par l'homme. Toutefois, la radioactivité décroît généralement au-fur-et-à-mesure qu'on progresse dans la chaîne alimentaire : d'une part, il y a décroissance des radionuclides à vie courte avant qu'ils ne soient incorporés dans l'organisme des grands poissons et des crustacés, et, d'autre part, la sélection par les membranes animales est plus élevée que celle exercée par les plantes occasionnant ainsi une diminution du nombre des radionuclides dans les membres restants de la chaîne alimentaire [1]. Toutefois, certains radionuclides sont enrichis davantage par les animaux que par les plantes (voir tableau I). Ainsi, dans les régions de l'Océan Pacifique, atteintes par les explosions nucléaires, la radioactivité observée chez les poissons qui se nourrissaient de plancton était beaucoup plus élevée que celle des poissons mangeant des petits animaux [41].

Toujours pour la même série d'explosions, au printemps 1954, aux ILES MARSHALL, on a démontré au cours de la même année pour la première fois du  $^{65}\text{Zn}$  dans les poissons, et en 1956, du  $^{59}\text{Fe}$  [6][7].

En 1957, des chercheurs ont trouvé du  $^{60}\text{Co}$  dans les coquillages et ont constaté que 80 p. 100 de la radioactivité totale des coquillages étaient dus à ce radionuclide (P).

En 1958, d'autres recherches dans la même région ont prouvé que généralement la radioactivité des produits de fission ne jouait qu'un très petit rôle pour les poissons et coquillages, car, pour les poissons, le  $^{65}\text{Zn}$ , et pour les parties molles des coquillages le  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{57}\text{Co}$ ,  $^{58}\text{Co}$ , et  $^{54}\text{Mn}$ , étaient les radionuclides les plus importants en ordre décroissant [9]. D'autres recherches ont confirmé ces résultats ; on constatait surtout du  $^{65}\text{Zn}$  (40 p. 100) dans les poissons suivi par le  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{57}\text{Co}$ ,  $^{58}\text{Co}$  (28 p. 100) et  $^{55}\text{Fe}$  (26 p. 100) et enfin les 6 p. 100 restant de la radioactivité totale étaient attribués au  $^{54}\text{Mn}$  et aux produits de fission [12].

Des recherches expérimentales ont montré que le  $^{65}\text{Zn}$  était enrichi très vite et dans une forte concentration dans certaines espèces de coquillages [16].

Lors d'un afflux continu de radionuclides dans la mer, la radioactivité croît probablement au fond, car les restes des animaux morts (par exemple : des coquillages) descendent, ce qui pourrait mener à une accumulation de radionuclides à période radioactive longue dans la boue et le sable du fond de la mer.

### c) - Niveaux de contamination radioactive dans les poissons.

Les sources bibliographiques étant très rares, à ce sujet, nous ne les interpréterons qu'avec précaution.

Il semble toutefois que les radionuclides induits puissent provoquer des concentrations extrêmement élevées. Ainsi, dans l'Océan Pacifique, 3 ans après les expériences nucléaires, on a constaté dans le rein d'une moule une activité de  $^{55}\text{Fe}$  de 500 000 pCi par gramme de poids frais [13]. D'un autre côté, il est probable que la radioactivité des poissons, due aux produits de fission, est généralement très faible. Dans les poissons vivant dans les eaux de surface du Pacifique, on a mesuré une teneur de 0,3 pCi  $^{90}\text{Sr}$  par gramme de calcium [119]. Dans la Manche, où la teneur de l'eau en  $^{90}\text{Sr}$  est de 0,15, 0,2 pCi/litre, les poissons contenaient 0,1 pCi  $^{90}\text{Sr}$  par gramme de calcium [118]. Si on se base sur une ingestion quotidienne de 14 mg de Ca résultant

de la consommation du poisson en ANGLETERRE [119], il en résulte une absorption quotidienne de 0,0014 pCi  $^{90}\text{Sr}$  [118]. L'absorption quotidienne de  $^{137}\text{Cs}$  a été évaluée à 0,02 pCi en ANGLETERRE [118]. Si l'on pense qu'un litre de lait contient en moyenne 10 pCi de  $^{90}\text{Sr}$  et 50 pCi de  $^{137}\text{Cs}$  (voir niveau de la concentration de la radioactivité dans le lait et les produits laitiers) ceci ne fait que confirmer la faiblesse relative de la radioactivité due aux produits de fission dans les poissons d'eau de mer.

## 2° - Les poissons d'eau douce.

### a) - Radionuclides importants.

En principe, il faut prendre en considération les 7 points que nous avons déjà exposés en détail pour les poissons d'eau de mer (voir 1° - Les poissons d'eau de mer (a) radionuclides importants). Ici aussi, ce sont avant tout les conditions locales qui déterminent les radionuclides parvenant dans l'eau, et, en principe, on doit retrouver les mêmes radionuclides dans l'eau douce que dans l'eau de mer. Cependant, l'absorption des éléments stables, et plus précisément des radionuclides par les plantes et les animaux, s'effectue différemment, car la concentration des sels est beaucoup plus faible dans les lacs, rivières et étangs que dans la mer. Contrairement à ce qui se passe dans la mer, il se produit dans les eaux douces de grandes variations dans la qualité et les quantités des substances dissoutes ce qui fait que, non seulement les radionuclides importants pour les eaux douces se distinguent sensiblement de ceux qui le sont pour l'eau de mer, mais aussi que pour les eaux douces d'origine différente, l'importance des différents radionuclides peut différer légèrement.

L'enrichissement maximal d'un radionuclide dans les plantes et les animaux d'eau douce est, comme pour l'eau de mer, prévisible en rapportant la concentration de l'élément stable dans l'organisme des plantes et des animaux à celle qui existe dans l'eau. On doit s'attendre à une très grande concentration d'un radionuclide, si la teneur de l'élément stable correspondant est élevée dans les plantes et les animaux, et basse dans l'eau environnante ; il s'agit alors d'un "bioélément". Or, avec les bioéléments, il y a enrichissement non seulement des radionuclides correspondants, mais aussi du  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{89}\text{Sr}$  et  $^{137}\text{Cs}$ , car ces radionuclides ressemblent beaucoup aux bioéléments, calcium et potassium, aussi bien en ce qui concerne leur composition chimique que leur métabolisme. Comme la concentration de calcium et de potassium est très faible dans les eaux douces, on y a trouvé, contrairement à ce qui se passe pour la mer, des enrichissements très élevés pour le strontium et le césium [1] [22] [23]. Pour le  $^{137}\text{Cs}$ , par exemple, on a constaté un facteur d'enrichissement de 1500 à 4000 chez les algues et dans la viande de poisson jusqu'à 10 000 [24].

Dans l'eau de mer, par contre, on a trouvé dans 9 espèces d'algues différentes des enrichissements de 1,3 à 3,1 fois la teneur de  $^{137}\text{Cs}$  dans l'eau de mer [1] [16].

Les recherches les plus poussées sur le comportement des radionuclides dans un fleuve ont été effectuées dans le Columbia River, WASHINGTON, U. S. A. [17] [18] [19] [20], dont les eaux servent, comme déjà mentionné précédemment, à refroidir les réacteurs de HANFORD.

Pendant le passage dans les réacteurs l'eau est contaminée, car le rayonnement des neutrons provoque la naissance de radionuclides induits à partir des traces d'éléments contenus dans

l'eau ; d'autres radionuclides proviennent de corrosions des enveloppes des éléments de combustion ou d'autres parties du réacteur, et enfin des radionuclides faisant partie de la famille des produits de fission peuvent s'échapper dans l'eau par des fuites. Après le passage dans le réacteur, l'eau de refroidissement dans laquelle se trouve surtout du  $^{65}\text{Zn}$  et  $^{76}\text{As}$ , est rejetée dans le Columbia River [42]. Des recherches sur le comportement des radionuclides dans les lacs ont été effectués au White Oak Lake [21]. Au tableau III, nous donnons les facteurs d'enrichissement biologique de quelques radionuclides résultant de ces recherches. En comparant les tableaux I et III, il faut tenir compte du fait, qu'au tableau I, il ne s'agit que de facteurs d'enrichissement théoriquement possibles, alors que le tableau III donne des chiffres réellement observés. Pourtant, la comparaison montre que les poissons d'eau douce peuvent concentrer beaucoup plus de strontium, de sodium et de fer que les poissons d'eau de mer. L'enrichissement du phosphore dans les parties molles des poissons est le même, chez les poissons d'eau douce et d'eau de mer, tandis que le cuivre se concentre légèrement plus dans les poissons d'eau de mer que dans les poissons d'eau douce.

- TABLEAU III -

Facteurs approximatifs d'enrichissement\* biologique  
de quelques radionuclides dans l'eau douce.

Radionuclides	Situation	Phyto-plancton	Algues fila- menteuses	Larves d'insectes	Poissons
$^{24}\text{Na}$	Columbia River	500	500	100	100
$^{64}\text{Cu}$	"	2 000	500	500	50
Terres rares	"	1 000	500	200	100
$^{59}\text{Fe}$	"	200 000	100 000	100 000	10 000
$^{32}\text{P}$	"	200 000	100 000	100 000	100 000
$^{90}\text{Sr}$	White Oak Lake	75 000	500 000	100 000	25 000
$^{32}\text{P}$	"	150 000	850 000	100 000	50 000

\* les facteurs d'enrichissement représente le rapport de la concentration du radionuclide dans l'organisme (poids frais) à la concentration dans l'eau.

Bibliographie : (1) [23] .

Puisque la transformation technologique ne joue qu'un faible rôle pour les poissons d'eau douce, il est peu probable que les radionuclides dans les produits dérivés diffèrent de ceux qui se trouvent dans le poisson frais.

De ce qui précède, on peut conclure que les radionuclides énumérés dans l'ordre de leur importance présumée, ci-après, sont probablement les plus importants pour les poissons et

crustacés d'eau douce :

Poissons d'eau douce -

- strontium 90, césium 137, strontium 89, fer 55, fer 59, phosphore 32.

Produits dérivés -

- strontium 90, césium 137, strontium 89, fer 55, fer 59, phosphore 32.

b) - Incorporation des radionuclides importants dans les poissons et crustacés d'eau douce.

Par suite de la faible concentration des sels dans les eaux douces, l'absorption de surface faiblement spécifique des ions à des substances volatiles est plus forte dans les eaux douces que dans les eaux de mer. De même, pour l'absorption des radionuclides par les plantes dans les étangs, rivières et lacs, l'absorption de surface joue un rôle important ; on a observé fréquemment un enrichissement élevé dans le plancton et dans les éponges qui était dû à l'absorption de radionuclides à la surface relativement vaste de ces plantes et animaux. En règle générale, les plantes des eaux douces qui représentent le début de la chaîne alimentaire des poissons et crustacés consommés par l'homme, contiennent la plus grande quantité de radionuclides. La sélectivité des membranes des animaux est généralement supérieure à celle des plantes, il en résulte une diminution du nombre des radionuclides dans les membres ultérieurs de la chaîne alimentaire. En ce qui concerne les radionuclides à période radioactive courte, la décroissance rapide de la radioactivité peut éviter leur présence sous forme très concentrée, dans les derniers membres de la chaîne ; ceci est valable par exemple pour le  $^{64}\text{Cu}$  avec une période de 13 heures (voir tableau III). Les poissons d'eau douce absorbent les radionuclides, soit directement à partir de l'eau par les branchies et la peau, soit par l'alimentation. Des recherches expérimentales ont montré que les radionuclides sont surtout ingérés avec les aliments dans lesquels ils sont déjà enrichis. La température de l'eau influe très fortement sur le métabolisme des animaux ; l'incorporation et, par suite, l'enrichissement des radionuclides sont donc de ce fait au niveau le plus élevé en été et au niveau le plus bas en hiver [1] [118] .

Le tableau ci-après donne un exemple de la répartition de la radioactivité dans les différentes parties du corps des poissons qui ont été pêchés dans le Columbia River.

- TABLEAU IV -

Répartition de la radioactivité dans les différentes parties  
du corps de poissons du Columbia River, ETATS-UNIS

Partie du corps	Radioactivité relative
écailles	180
arêtes	110
foie	100
reins	90
peau	90
rate	85
tube digestif	60
sang	60
muscles	40
graisse	40

Bibliographie : (1) (41) .

Le tableau IV montre que les parties ne servant pas à l'alimentation humaine (écailles, arêtes, tube digestif, etc ...) ont une radioactivité relative plus élevée que la graisse et les muscles des poissons.

Après le dépérissement des plantes et des poissons, les résidus tombent au fond de l'eau; la radioactivité la plus élevée est donc enregistrée dans la boue des eaux stagnantes, des rivières, et surtout des installations de filtrage. Ceci est valable, en particulier, pour le <sup>90</sup>Sr qui est enrichi dans les écailles, arêtes et coquilles descendant au fond de l'eau. Dans les eaux agitées, le <sup>90</sup>Sr peut aussi être absorbé par la terre ou des particules de sable, il se trouve alors concentré dans les environs de la déposition de ces particules (26) (40) .

Certains animaux terrestres et certains oiseaux emportent une partie de la radioactivité des fleuves et lacs contaminés. Ainsi, des canards sauvages qui trouvaient leur nourriture exclusivement dans le Columbia River ont concentré le <sup>32</sup>P dans la viande à des niveaux encore plus élevés que les poissons de ce fleuve. L'incorporation de radionuclides dans les animaux terrestres est possible par l'eau potable et l'utilisation de l'eau contaminée des rivières pour l'irrigation des champs, prés et prairies (1) (17) .

c) - Niveau de contamination radioactive dans les poissons d'eau douce.

Dans la documentation disponible, nous n'avons pu trouver aucun renseignement concret sur le niveau de la radioactivité dans les poissons et crustacés des rivières, lacs et étangs. Le tableau III montre, toutefois, que certains radionuclides (produits de fission ou radionuclides induits) peuvent être fortement enrichis dans les poissons d'eau douce et il faut donc s'attendre (dans certaines circonstances) à une forte radioactivité des poissons à proximité d'installations



nucléaires. En général, la contamination moyenne des poissons d'eau douce est relativement faible bien que légèrement supérieure à celle des poissons d'eau de mer (voir niveau de la radioactivité chez les poissons d'eau de mer).

#### Conclusions sur la contamination radioactive des poissons d'eau de mer et d'eau douce.

Dans le présent rapport, nous avons tenté de donner un aperçu global sur la contamination radioactive des poissons. Une étude plus approfondie de la question nous paraît donc nécessaire.

Notons que l'absorption quotidienne de radioactivité due à la consommation de poissons et crustacés est en général très faible, car, d'une part, la consommation par tête d'habitant est peu élevée, et d'autre part, la contamination radioactive de cette source d'alimentation est relativement faible. Il en résulte que dans l'ordre de priorité, les poissons se rangent derrière le lait, les plantes, la viande, les produits laitiers et les oeufs, ainsi qu'il est indiqué dans l'introduction. Parmi les poissons, les poissons d'eau de mer ont une importance relative plus grande que les poissons d'eau douce bien que la contamination radioactive de ces derniers soit en général un peu plus élevée ; par contre, la consommation de poissons d'eau de mer par tête d'habitant dépasse de loin celle de poissons d'eau douce.

Il convient, toutefois, de souligner expressément que l'absorption quotidienne de radionuclides par l'homme à partir de la consommation du poisson peut présenter des écarts considérables par rapport à celle qui résulte des conditions générales décrites ci-dessus. Les retombées radioactives mondiales sont mélangées dans les rivières, lacs et océans à de grandes quantités d'eau et absorbées par les plantes et animaux aquatiques à des concentrations très diluées. Par contre, sur le sol, les retombées se concentrent dans la couche superficielle de la croûte terrestre où se trouvent aussi les racines de la plupart des plantes. De ce fait, les retombées ne jouent qu'un rôle relativement peu important en ce qui concerne la contamination de l'eau, des plantes et des animaux qui y vivent. Plus grave serait le cas où la contamination de l'eau et des êtres vivants dans ce milieu se produirait dans des conditions locales particulières, notamment dans les régions directement placées sous l'influence de tests nucléaires ou d'installations atomiques, là où des produits de fission ou d'activation parviendraient dans l'eau à une concentration plus élevée. Outre une contamination localement plus élevée, une consommation supérieure à la moyenne accentuerait encore l'importance des poissons et crustacés.

## VI - EVOLUTION DE LA CONTAMINATION AU COURS DES PROCESSUS TECHNOLOGIQUES

Nous consacrons ce chapitre à l'étude du traitement, de la transformation et du stockage des produits d'origine animale.

### 1° - Lait.

Les échangeurs d'ions permettent de réduire sensiblement la teneur en radionuclides du lait. De même, la transformation du lait en produits laitiers et le stockage prolongé peuvent réduire la radioactivité. Ceci est surtout vrai pour les radionuclides à période courte ( $^{132}\text{Te}$ ,  $^{131}\text{Y}$ ,  $^{140}\text{Ba}$  et  $^{89}\text{Sr}$ ). Par contre, la concentration de  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{90}\text{Sr}$  dans les produits laitiers (fromage [35]) par unité de poids (pCi/kg) peut être plus élevée que dans le lait, du fait de l'élimination de l'eau. Mais, il est à noter qu'en moyenne, la consommation de produits laitiers est beaucoup moins importante que la consommation de lait, et que, par conséquent, l'absorption de  $^{137}\text{Cs}$  et de  $^{90}\text{Sr}$  n'est pas plus élevée. Pour nos études, les produits laitiers sont donc d'une moindre importance que le lait (voir I - Introduction).

Le traitement du lait avec des échangeurs d'ions est utilisé pour la décontamination du lait frais. Ce traitement a été développé au stade de laboratoire par MIGICOVSKY [100] [77] au CANADA et confirmé par des chercheurs anglais et américains. Il est surtout perfectionné en vue d'applications pratiques aux ETATS-UNIS à l'heure actuelle. Des travaux de perfectionnement sont entrepris dans "l'Agriculture Center" à BELTVILLE, MARYLAND et au "Public Health Engineering Center" à CINCINNATI, OHIO, en vue de développer une méthode industrielle utilisable en cas d'accidents ou de catastrophes [40] [50]. Pour utiliser efficacement les échangeurs d'ions (échange résins), il importe de connaître la forme sous laquelle les radionuclides se trouvent dans le lait. Dans le lait de vache et de chèvre, contaminé in vivo, le  $^{131}\text{I}$  se présente à 90 p. 100, sous forme d'iodure et n'est que faiblement lié aux protéines ce qui permet de l'éliminer très facilement par échangeurs d'ions [31] [32] [49] [52] [59] [63] [93] [136]. Le strontium radioactif dans le lait de vache et de chèvre contaminé in vivo est lié à 80 p. 100 et plus à la caséine, il n'y a qu'une très petite fraction de Sr restant lié à d'autres protéines [76] [52]; le strontium lié à la caséine est échangeable [7] [137] [138]. On ne sait à peu près rien sur les liaisons du baryum et du césium dans le lait [52] [77]. Le degré de décontamination que l'on peut obtenir ainsi, dépend en plus de l'espèce et la quantité de l'échangeur d'ions ainsi que de la vitesse de passage et du pH du lait. Ces échangeurs d'ions utilisés pour l'iode, le strontium ou le césium, doivent avoir une grande affinité, une facilité de régénérescence très grande, posséder une capacité élevée d'échange, ne pas porter préjudice au lait et enfin être économiquement rentables [92]. Avec un échangeur d'anions fortement basique (deacidite FF) sous forme de chlorure, on peut éliminer 96 à 98 p. 100 de  $^{131}\text{I}$  contenu dans le lait. Pour le strontium, l'effet de décontamination paraît plus divergent dans la littérature. Un échangeur d'ions mélangé a éliminé 85 à 90 p. 100 du strontium radioactif [77]. Un échangeur de cations (Dowex 50-X-12) sous forme Na arrivait à éliminer le strontium radioactif à 90 p. 100 [97], sous forme Ca à 94 p. 100 [98] [99] et avec deacidite FF sous forme Ca même jusqu'à 98 p. 100 [93]. Par un triple passage du lait d'une durée de

20 minutes chacun, on est arrivé à éliminer 99,7 p. 100 du strontium radioactif en utilisant 55 à 60 g d'échangeur d'ions par litre de lait [48]. Dans les expériences quantitatives exécutées aux ETATS-UNIS, on a pu augmenter l'effet de décontamination de 60 à 90 p. 100 en abaissant le pH du lait de 6,6 à 5,4 : après passage de l'échangeur d'ions, on a rétabli la valeur pH normale de 6,6 [50]. Enfin, on a également réussi à éliminer le strontium radioactif grâce à l'échangeur d'ions Zeocarb [2][101]. Pour le  $^{137}\text{Cs}$ , on a pu éliminer 76 p. 100 [97] ou même plus de 90 p. 100 [77] à l'aide d'échangeurs de cations. Ces expériences avec échangeurs d'ions ont été exécutées avec du lait contaminé in vivo et in vitro. D'après certains auteurs, l'élimination aurait été plus faible pour le lait contaminé in vivo [99] que pour le lait contaminé in vitro, d'après d'autres [93][100] les résultats auraient été identiques. Le traitement du lait avec des échangeurs d'ions peut conduire à un déséquilibre des ions [97] et peut-être à des pertes de vitamines [48]. Toutefois, ce traitement ne devait altérer ni la composition chimique, ni le goût du lait.

L'influence de la transformation du lait en produits laitiers sur la contamination radioactive est encore peu connue. Ceci est surtout vrai pour les différentes sortes de fromages européens. Les produits laitiers fabriqués à partir du lait contaminé avec  $^{131}\text{I}$  ne sont plus que très faiblement radioactifs. La crème, séparée du lait par centrifugation, ne contient plus que 5 p. 100 de l'I-131 contenu dans le lait et le beurre fabriqué avec cette crème n'en contient plus que 0,9 p. 100, après lavages répétés [31][52]. Dans le fromage, au début du processus de maturation, on a trouvé 12 p. 100 de l' $^{131}\text{I}$  contenu dans le lait [31][52]. Dans d'autres expériences, on a trouvé 0,01 p. 100 de l'iode 131 absorbé par les vaches dans le beurre et environ 0,26 p. 100 dans le petit lait [43]. Du  $^{89}\text{Sr}$  et  $^{90}\text{Sr}$  contenus dans le lait, il n'y a que 2 p. 100 passant dans la crème [102]. Pour le beurre, le pourcentage est encore plus faible car presque tout le strontium (et le calcium) sont contenus dans le petit lait [139]. De même pour la production du fromage, on peut dire que le strontium suit le calcium dans une très large mesure et qu'au cours de la transformation, on ne doit pas s'attendre à un changement de la relation Sr/Ca [139]. Dans les fromages à pâte fraîche (Gervais, Neufchâtel), la teneur en strontium sera très faible, le calcium et le strontium étant extraits du complexe de caséine par les acides pendant le processus d'acidification [139]. Dans les autres types de fromages (cheddar et fromages hollandais), le pourcentage de calcium et par conséquent de strontium est beaucoup plus élevé [139]. Pour décontaminer le lait, il a été proposé de le décalcifier et d'ajouter par la suite du calcium minéral [96] afin de changer la relation Sr/Ca [139].

On a très peu d'informations sur le sort du  $^{137}\text{Cs}$  pendant la transformation du lait en produits laitiers. On peut, cependant, supposer que le césium ne suit pas d'aussi près le potassium que le strontium le sort du calcium. Il paraît que la majeure partie du césium passe dans le petit lait [92] et que le fromage n'en contient plus que 10 p. 100 [139].

Le stockage du lait et des produits laitiers est également recommandé pour la décontamination. Avant stockage, le lait doit être réfrigéré [50], congelé [50], condensé [40] [50] [51], séché [40] [50] [51] [94] ou transformé en produits laitiers. Toutefois, la décontamination par stockage n'est valable que pour les radionuclides à période courte :  $^{132}\text{Te}$  (32 jours),  $^{131}\text{I}$  (8 jours),  $^{140}\text{Ba}$  (12,8 jours) et éventuellement  $^{89}\text{Sr}$  (50,5 jours). Jusqu'à présent, on s'est surtout préoccupé

du  $^{131}\text{I}$ . Dans le cas d'une faible contamination, un stockage de 8 jours peut être suffisant car la radioactivité décroît de 50 p. 100. Ce lait pasteurisé et homogénéisé peut être gardé au frais pendant 8 jours [50]. Aux ETATS-UNIS, le lait arrive chez le consommateur après 3 à 4 jours [50]. Le lait contenant 20 M Ci de  $^{131}\text{I}$  avant stockage, n'en contient plus que 1 M Ci après 35 jours [40]. Un stockage de 14 à 21 jours réduit la radioactivité de 70 à 85 p. 100, un stockage de 60 jours les réduit de plus de 99 p. 100 [50]. Le lait condensé arrive chez le consommateur américain après 2 mois environ, ce qui suffirait à le libérer complètement de l'I-131 [50].

Ceci est également valable pour le lait en poudre [50]. Après une très forte contamination de  $^{131}\text{I}$  (par exemple : après une explosion nucléaire), le lait doit être stocké pendant au moins 60 à 90 jours avant d'être consommé par des enfants [40]. Comme pour la plupart des produits laitiers, la transformation entraîne une forte réduction des radionuclides, aussi bien à vie courte qu'à vie longue, et qu'en plus le stockage habituel des produits laitiers contribue à une diminution supplémentaire des radionuclides à vie courte ; on peut considérer la transformation du lait en produits laitiers (surtout le beurre) comme une méthode efficace de décontamination.

En ce qui concerne les niveaux de contamination des produits laitiers, on trouve pratiquement aucun chiffre concernant la teneur en strontium dans la littérature. Dans le lait en poudre canadien, on avait trouvé 100 pc/kg de  $^{89}\text{Sr}$  et 25 pc/kg pour le  $^{90}\text{Sr}$  [123]. Il en est de même pour la teneur en  $^{137}\text{Cs}$ , où nous avons trouvé comme seul chiffre une concentration de 20 pCi/kg en 1958 aux ETATS-UNIS, le lait contenant à la même époque 50 à 150 pCi/l [52].

### Conclusions.

La contamination radioactive des produits laitiers est moins importante que celle du lait frais. Il nous semble, cependant, intéressant de savoir quel pourcentage de la radioactivité du lait est encore contenu dans les produits laitiers au moment de leur consommation. Concernant la crème et le beurre, on trouve des indications valables dans la littérature (voir p. 44 et 45), par contre, on sait très peu de choses sur les fromages de l'Europe Continentale. Pour des recherches expérimentales, il faudrait choisir 3 types de fromages avec des degrés de déminéralisation différents et fabriqués avec du lait dont on connaît le degré de contamination et dont on mesurera la radioactivité pendant les différents stades de la fabrication. Comme en Europe, on utilise fréquemment du lait de chèvre et de brebis pour la fabrication des fromages, les recherches devraient s'étendre à ces trois sortes de lait (vache, chèvre, brebis). C'est surtout le  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{89}\text{Sr}$  et le  $^{137}\text{Cs}$  qui nous intéressent. Or, avant d'entreprendre ces recherches, il serait utile d'élucider le problème de la contamination du lait in vivo ou in vitro et de son incidence sur le passage des radionuclides du lait dans les produits laitiers. Si une contamination "in vitro" s'avère possible, ceci faciliterait les recherches concernant la transformation de la radioactivité du lait pendant la fabrication des produits laitiers. Des études comparées sur l'influence de la méthode de contamination devraient être entreprises avec le  $^{90}\text{Sr}$  et le  $^{137}\text{Cs}$ . Le lait contaminé in vivo ou in vitro devrait contenir le radionuclide dans une concentration identique. Dans le cas d'une contamination in vitro, le temps entre l'addition du radionuclide et la transformation du lait pourrait être important et mérite donc une attention particulière. Il faudrait également tenir compte du rôle de l'acidification (caillé et présure). La contamination in vitro équivaut à la contamination in vivo si on

retrouve dans le lactosérum la même quantité du radionuclide en question, indépendamment de la méthode de contamination.

### 2° - Viande.

Les procédés classiques de transformation technologique de la viande comprennent la réfrigération, la congélation, les traitements par la chaleur, le fumage et la salaison. Ces procédés permettent la conservation et le stockage de la viande. Cependant, on ne doit pas s'attendre à une diminution sensible de la radioactivité de la viande et de ses dérivés pendant le stockage, car les périodes radioactives des radionuclides importants ( $^{137}\text{Cs}$  et  $^{90}\text{Sr}$ ) sont très longues. Si la transformation ou la conservation de la viande impliquent une déshydratation (par exemple : saucisson cru), on doit même s'attendre à un accroissement de la radioactivité dans le produit final par rapport à la viande. Toutefois, la consommation de ces produits étant plus faible que celle de la viande fraîche, le phénomène perd de son importance. Grâce à l'échange d'ions, on peut s'attendre à une diminution de la radioactivité pendant le processus de salaison. Il a déjà été proposé de décontaminer la viande par un processus de salaison dirigé [92]. La viande serait coupée en tranches ne dépassant pas une épaisseur de 10 cm et mise dans la saumure. Après un certain temps, pendant lequel on peut supposer que l'état d'équilibre a pu se faire, on renouvelerait la saumure et ceci jusqu'à élimination des sels minéraux de la viande et, par conséquent, du  $^{137}\text{Cs}$  soluble dans l'eau et leur remplacement par les sels de la saumure [92].

On peut donc dire que les paramètres les plus importants sont le stockage, la concentration et l'échange d'ions. Vu la période radioactive longue du  $^{137}\text{Cs}$ , on ne peut guère s'attendre à une diminution de la radioactivité pendant le stockage (par exemple, conserves, viande congelée). Une concentration de la viande pendant la transformation due à une déshydratation (par exemple, saucisson, viande séchée) peut entraîner un accroissement de la radioactivité par unité de poids. Des recherches très étendues ne semblent, cependant, pas nécessaires, car l'effet peut aisément être calculé à l'avance.

En ce qui concerne l'échange d'ions, la question présente un intérêt expérimental plus grand car le processus de salaison pourrait conduire à un échange d'ions assez important et donc à une diminution significative de la teneur en  $^{137}\text{Cs}$  de la viande.

Enfin, il faut encore revenir sur la poudre d'os et de viande qui joue un rôle important dans l'alimentation du bétail et qui peut être un facteur essentiel dans le métabolisme du  $^{90}\text{Sr}$ . La teneur en  $^{90}\text{Sr}$  de la poudre d'os et de viande devrait être examinée. Comme on utilise tous les déchets donc aussi les thyroïdes, il serait intéressant de connaître la teneur en  $^{131}\text{I}$  au moment où l'aliment est consommé par les animaux.

### 3° - Oeufs.

Dans la littérature existante, nous n'avons pas trouvé de renseignements sur la variation de la contamination radioactive des oeufs pendant leur transformation en poudre, oeufs congelés, pâtes alimentaires, pâtisserie, etc... Il est cependant vraisemblable que la radioactivité soit influencée.

a) - par la séparation de l'oeuf en ses différentes parties (coque, blanc (albumine) et jaune) d'une part, et

b) - par le stockage résultant de sa transformation d'autre part.

Au chapitre IV, paragraphe 2°, nous avons déjà dit que l'on doit s'attendre aux concentrations suivantes dans les différentes parties de l'oeuf (+++ = très forte, ++ = forte, + = modérée, (+) = faible).

- TABLEAU I -

Concentration des radionuclides importants dans les différentes parties de l'oeuf de poule

Radionuclide	Coque	Jaune	Blanc
$^{131}\text{J}$	+	+++	(+)
$^{90}\text{Sr}$	+++	+	(+)
$^{137}\text{Cs}$	+++	(+)	+

Au paragraphe 1°, de ce même chapitre nous avons souligné que, étant donné le stockage, les radionuclides à périodes courtes ne seront guère présents dans les produits dérivés de l'oeuf.

Parmi les radionuclides importants pour les aliments d'origine animale, ont une période relativement courte le  $^{132}\text{Te}$  (32 jours), le  $^{131}\text{J}$  (8 jours), le  $^{140}\text{Ba}$  (12-8 jours) et dans un sens plus large même le  $^{89}\text{Sr}$  (50,5 jours). Par conséquent, on ne trouvera guère que le  $^{90}\text{Sr}$  et le  $^{137}\text{Cs}$  dans les produits à base d'oeuf. Le tableau I montre que ces deux radionuclides sont déposés de préférence dans la coque ne servant pas à l'alimentation humaine. Ceci nous permet de conclure que les aliments à base d'oeuf ne transfèrent pas ou peu de radionuclides à l'homme. Toutefois, les aliments contenant le blanc d'oeuf (albumine) renfermeront par conséquent une quantité moyenne de  $^{137}\text{Cs}$  et des traces de  $^{90}\text{Sr}$ , et ceux fabriqués avec le jaune contiendront une quantité moyenne de  $^{90}\text{Sr}$  et faible de  $^{137}\text{Cs}$  (voir tableau I).

Quant aux coques, elles ont de l'importance en tant qu'aliment pour le bétail, car il arrive fréquemment que moulues elles sont données aux poules en tant que source de calcium. Ce procédé est à déconseiller car les coques peuvent contenir du strontium et du césium en grandes quantités (voir tableau I) et l'on risque ainsi de favoriser la circulation de ces deux radionuclides. Il est préférable de donner du calcium minéral plutôt que les coques. Les conditions sont à peu près équivalentes pour la poudre d'os car elle favorise également la circulation du strontium 90.

#### 4° - Poissons.

##### a) - Poissons et crustacés de mer.

Nous n'avons trouvé aucune publication concernant les questions intéressant ce paragraphe. Il est toutefois probable que les deux facteurs suivants sont essentiels pour l'évolution de la radioactivité pendant la transformation industrielle des poissons de mer :

- 1 - temps de stockage

2 - variations de concentration

1 - Le temps de stockage est le temps qui s'écoule entre la pêche du poisson jusqu'à la consommation du produit final. Il dépend donc du processus technologique qui peut être court (conservation au froid des poissons jusqu'au débarquement) ou plus long (par exemple, conservation des poissons en boîte) et qu'on a estimé comme suit :

traitement technologique	exemple d'application pratique	temps de stockage moyen
réfrigération	pêche jusqu'au débarquement	15 jours
fumage	hareng saur	20 jours
congélation	filet	30 jours
salaison	hareng	150 jours
séchage	farine de poisson	200 jours
traitement thermique	conserves	250 jours

Les radionuclides à période d'au moins trois fois moindre que ces temps de stockage connaîtront une réduction sensible de leur importance par le procédé technologique en question, car il ne subsisterait plus que 12,5 p. 100 de leur radioactivité initiale au moment de la consommation du produit. Quand, par exemple, les muscles d'un poisson contiennent au moment de la pêche une radioactivité de 10 000 pCi due au  $^{32}\text{P}$  (période de 15 jours), ces muscles ne contiendront plus (après un stockage de 42 jours) que 1250 pCi (12,5 p. 100 de l'activité initiale).

Le tableau II montre plus clairement le comportement des radionuclides importants.

2 - L'évolution des concentrations des radionuclides est le changement qui peut intervenir lors du processus technologique de transformation rapporté à 1 gramme de poids frais, ou bien à une concentration de radionuclides (par exemple, la fabrication de farine de poisson par séchage) ou à une dilution (par exemple, échange d'ions pendant la salaison). Pour la réfrigération, la congélation, la fumaison, et le traitement thermique, il n'y aura probablement qu'un faible changement de concentration ; par contre, la salaison des poissons d'eau de mer pourrait occasionner une dilution estimée à environ 40 p. 100 de certains radionuclides résultant de l'échange d'ions, alors que, pendant le séchage, il faut s'attendre à une concentration de tous les radionuclides pouvant aller jusqu'à 70 p. 100. Ainsi, ces modifications de concentration peuvent accroître l'influence du temps de stockage sur un radionuclide de 40 p. 100 lors du processus de salaison et le diminuer de 70 p. 100 lors du séchage.

En tenant compte du temps de stockage et des modifications de concentration, on peut conclure que les radionuclides suivants sont importants pour les produits dérivés des poissons et

- TABLEAU II -

Influence des temps de stockage résultant des divers traitements technologiques sur les radionuclides importants pour les poissons de mer

Radionuclides et période physique exprimée en jours		$^{131}\text{J}$	$^{32}\text{P}$	$^{59}\text{Fe}$	$^{58}\text{Co}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{65}\text{Zn}$	$^{57}\text{Co}$	$^{54}\text{Mn}$	$^{55}\text{Fe}$	$^{60}\text{Co}$
		8	14	45	72	104	245	270	300	1 100	1 900
Traitement technologique et temps de stockage en jours :		Influence sur le radionuclide									
Réfrigération	15	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Fumaison	20	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Congélation	90-180	0	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Salaison	150	0	0	0	X	X	X	X	X	X	X
Séchage	200	0	0	0	X	X	X	X	X	X	X
Traitement thermique.	250	0	0	0	0	X	X	X	X	X	X
<p>X = pas d'influence sensible sur le radionuclide                      0 = influence significative sur le radionuclide (réduction de l'activité spécifique initiale de 87,5 p. 100).</p>											

crustacés de mer :

$^{60}\text{Co}$	:	pas de changement par les procédés technologiques courants				
$^{55}\text{Fe}$	:	"	"	"	"	"
$^{54}\text{Mn}$	:	"	"	"	"	"
$^{57}\text{Co}$	:	"	"	"	"	"
$^{65}\text{Zn}$	:	"	"	"	"	"
$^{90}\text{Sr}$	:	"	"	"	"	"
$^{58}\text{Co}$	:	diminution significative par salaison et traitement thermique (conserves)				
$^{59}\text{Fe}$	:	"	"	"	"	"
$^{32}\text{P}$	:	"	"	"	séchage, traitement thermique	
$^{131}\text{J}$	:	"	"	"	"	"

"Significatif" veut dire une diminution de la radioactivité initiale de 87,5 p. 100, ce qui veut dire que le produit ne contient plus que 12,5 p. 100 de son activité initiale au moment de la consommation.



b) - Poissons et crustacés d'eau douce.

Contrairement aux poissons d'eau de mer, la transformation technologique des poissons d'eau douce est relativement limitée. Par conséquent, les temps de stockage prolongés (conserves) ou des modifications de concentration (séchage, salaison) longuement discutées pour les poissons d'eau de mer, trouvent peu d'application. Occasionnellement, on a recours à la congélation (truites), mais en général, le stockage du produit congelé ne dépasse pas 20 jours. Les poissons d'eau douce sont souvent conservés au frais, mais on ne peut généralement pas dépasser 2 jours jusqu'à la consommation. Lorsque nous avons parlé de l'évolution de la contamination radioactive des poissons d'eau de mer pendant leur transformation technologique, nous étions partis du principe que seulement les radionuclides ayant une période au moins trois fois moins élevée que le temps de stockage présentaient une réduction sensible de leur importance par le procédé technologique employé. Si le temps de stockage des produits dérivés est trois fois plus élevé que la période du nuclide, il ne reste plus, au moment de la consommation, que 12,5 p. 100 de la radioactivité présente dans le poisson au moment de la pêche. Le tableau V illustre cette conclusion (voir aussi tableau II).

- TABLEAU V -

Influence du traitement technologique habituel et du temps de stockage qui en résulte sur les radionuclides importants pour les poissons d'eau douce

Radionuclides et période en jours :	$^{32}\text{P}$	$^{59}\text{Fe}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{55}\text{Fe}$	$^{137}\text{Cs}$
Traitement technologique et temps de stockage exprimé en jours :	Influence sur le radionuclide				
Réfrigération      2 j	X	X	X	X	X
Congélation        20 j	X	X	X	X	X
X = Pas d'influence sensible du radionuclide par le temps de stockage.					

On peut donc en déduire que les procédés technologiques habituellement utilisés pour les poissons et crustacés d'eau douce ne provoquent aucune modification de la concentration et que le temps de conservation relativement court ne modifie pas d'une façon appréciable la contamination radioactive des poissons d'eau douce. De ce fait, pour les produits dérivés, les mêmes radionuclides que ceux énumérés pour les poissons frais, sont à considérer.

## BIBLIOGRAPHIE

- [ 1 ] LUDWIG F.  
Radioaktive Isotope in Futter-und Nahrungsmitteln.  
Herkunft, Bestimmung, Bewertung.  
Thiemig-Taschenbücher, Band 7, Verlag Karl Thiemig KG  
München, 1962.
- [ 2 ] BUSTAD L. dans  
Symposium on Radioisotopes in the Biosphere, Section III  
University of Minnesota, Minneapolis 1960.
- [ 3 ] DUNSTER H. J. , HOWELLS H. , TEMPLETON W. L. ,  
District surveys following the Windscale incident, October 1957.  
2. Conférence de Genève,  
1958, 18, 296-308
- [ 4 ] HEALY J. W.  
Radiation exposure to people in the environs of a major produc-  
tion atomic energy plant.  
2. Conférence de Genève,  
1958, 18, 308-318.
- [ 5 ] KRUMHOLZ L. A. , GOLDBERG E. D. , BOROUGHS H. dans  
The effects of atomic radiation on oceanography and fisheries.  
National Academy of Science, National Research Council,  
Washington, 1957.


- [ 6 ] KAWABATA T.  
Radiological contamination of fish.  
Kagaku, 1954, 24, 611-619
- [ 7 ] AMANO K.  
Studies on the radioactivity in certain pelagic fish.  
IV. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish,  
1956, 21, 1261-1268
- [ 8 ] WEISS H. V. , SHIPMAN W. H.  
Biological concentration by killer clams of cobalt-60  
from radioactive fallout.  
Science, 1957, 125, 695
- [ 9 ] THOMAS C. W.  
Radiochemical analysis of marine biological samples  
following the "redwing" shot series, 1956.  
USA-report HW 58674, 1958
- [ 10 ] GREENDALE A. E. , BALLOU N. E.  
Physical state of fission product elements following  
their vaporisation in distilled water and sea water  
USA-report, 1954, 436
- [ 11 ] HIYAMA Y.  
Biological cycle of fission products considered from the  
viewpoint of contamination of marine organisms.  
I. Conférence de Genève,  
1955, 13, 368-370
- [ 12 ] WELANDER A. D.  
Radiobiological studies of the fish collected at Rongelap  
and Ailinginae Atolls, July 1957.  
USA-report, UWFL, 1958, 55
- [ 13 ] LOWMAN F. G.  
The occurrence and distribution of radioactive nonfission  
products in plants and animals of the pacific proving ground.  
USA-report UWFL, 1957, 51

- [ 14 ] LOWMAN F. G.  
Radionuclides in plankton near the Marshall Islands.  
1957  
USA-report UWFL, 1958, 54
- [ 15 ] REVELLE R , SCHAEFER M. B. dans  
The effects of atomic radiation on oceanography and  
fisheries.  
National Academy of Sciences, Nationale Research  
Council, Washington, 1957
- [ 16 ] BOROUGHS H. , CHIPMAN W. A. , RICE T. R. in  
The effects of atomic radiation on oceanography and  
fisheries.  
National Academy of Sciences, National Research  
Council, Washington 1957
- [ 17 ] DAVIS J. J.  
Radioactive material in aquatic and terrestrial  
organisms exposed to reactor effluent water.  
2. Conférence de Genève,  
1958, 18, 423-428
- [ 18 ] DAVIS J. J. , WATSON D. G. , PALMITER C. C.  
Radiobiological studies of the Columbia River through  
December 1955  
USA-report HW, 1955, 36074
- [ 19 ] FOSTER R. F. , DAVIS J. J.  
The accumulation of radioactive substances in aquatic  
forms.  
1. Conférence de Genève,  
1955, 13, 364-367
- [ 20 ] KORNBERG H. A.  
Radiation biology as a supporting function of atomic  
energy installations.  
2. Conférence de Genève,  
1958, 18, 329-335

- (21) KRUMHOLZ L. A.  
Observation on the fish population of a lake contaminated  
by radioactive wastes.  
Bull. Am. Mus. Nat. Hist.,  
1956, 110, 277-368
- (22) BIDWELL K. W. E. , FOREMAN E. E.  
Distribution of strontium-90 in pond weed and fish.  
Nature, 1957, 180, 1195-1196
- (23) WILLIAMS L. G. , SWANSON H. D. ,  
Concentration of cesium-137 by algae.  
Science, 1958, 127, 187-188
- (24) PENDLETON R. C. , HANSON W. C.  
Absorption of cesium-137 by components of an aquatic  
community.  
2. Conférence de Genève,  
1958, 18, 419-422
- (25) KRUMHOLZ L. A. , FOSTER R. F. in  
The effects of atomic radiation on oceanography and  
fisheries.  
National Academy of Science, National Research  
Council, Washington 1957.
- (26) GRAUL E. H.  
Stoffwechsel radioaktiver Spaltprodukte und gegenwärtiger  
Stand der Dekontaminierungstherapie.  
Wissenschaftliche Grundlagen des Strahlenschutzes,  
Verlag G. Braun, Karlsruhe, 1957
- (27) KAHN B. , STRAUB C. P. , JONES I. R.  
Radioiodine in milk of cows consuming stored feed and  
of cows on pastures.  
Science, 1962, 138, 1334-1335

- [ 28 ] SQUIRE H. M. , MIDDLETON L. J. , SANSOM B. F. , COID C. R. dans  
Biological Science, J. F. LOUTIT and R. S. RUSSEL,  
Eds. Pergamon Press, New-York,  
1961, Vol. 3, 69-90
- [ 29 ] GARNER R. J. , SANSON B. F. , JONES H. G.  
J. Agric. Sci.  
1960, 55, 283
- [ 30 ] GARNER R. J. , SANSON B. F.  
Vet. Res. ,  
1959, 71, 670
- [ 31 ] LENGEMANN F. W. , SWANSON E. W.  
J. DAIRY Sci. ,  
1957, 40, 216
- [ 32 ] GLASCOCK R. F.  
The secretion of a single tracer dose of labelled iodide  
in the milk of the lactating cow.  
J. Dairy Research,  
1954, 21, 318
- [ 33 ] GARNER R. J.  
An assessment of the quantities of fission products likely  
to be found in milk in the even aerial contamination of  
agricultural land.  
Nature, 1960, 186, 1063-1064
- [ 34 ] SPECTOR W. S. Ed.  
Handbook of biological Data  
W. B. Saunders, Philadelphia, 1956, P, 267
- [ 35 ] KISTNER G.  
Radioaktivität und Lebensmittel.  
Alimenta Nr. 1/1962, 1962, 3-8

- ( 36 ) Nishida H., ROMNEY E. M., LARSON K. H.  
Agric. Food Chem.,  
1961, 9, 101
- ( 37 ) TUKEY H. B., WITTWER S. H., BUKOVAC M. J.  
Agric. Food Chem.,  
1961, 9, 105
- ( 38 ) HALLDEN N. A., FISENNE J. M., ONG L. D. Y. HARLEY J. H.  
Rapport HASL 117
- ( 39 ) AGRICULTURAL RESEARCH COUNCIL  
Radiobiological Laboratory.  
Annual Report 1961-62  
London, 1962
- ( 40 ) USDA  
Radiological Training Manual.  
U. S. Department of Agriculture, Agricultural Research  
Service, Issued February 1960, Revised July 1961.
- ( 41 ) SCHUNK J.  
Die Wirkung der atomaren Detonationen auf den Menschen  
Verlag Warlich, Ahrweiler
- ( 42 ) NEAL W. T. L.  
Sources and nature of environmental radioactive  
contamination.  
in : Proceedings of a Seminar on Agricultural and Public  
Health Aspects of Radioactive Contamination in normal  
and emergency situation Scheveningen, December 1961  
Food and Agricultural Organization of the United Nations,  
Rome, 1962.
- ( 43 ) COMAR C. L.  
Uptake and retention of fission products in animals and man.  
USDA Radiological Training Manual, U. S. Department of  
Agriculture, Agricultural Research.  
Service, Feb. 1960, revised July 1961, pp. 187-190

- [ 44 ] HERBST W.  
Die radioaktive Kontaminierung der Umwelt des Menschen.  
Vitalstoffe - Zivilisationskrankheiten. Band III, Heft 6 (32)  
Dezember 1962, der Internationalem Gesellschaft für  
Nahrungs-und Vitalstoff-Forschung, Hannover-Kirchrode  
Bemeroderstr. 61
- [ 45 ] RUST J. H.  
J. Amer. Vet Assoc. ,  
1962, 140, 231
- [ 46 ] WISECUP G. J.  
J. Amer. Vet. Med. Assoc. ,  
1962, 140, 236
- [ 47 ] DEMOTT B. J. , HOLT H. C. , CRAGLE R. G.  
Some changes in cation composition of milk caused by ion  
exchange treatment.  
J. Dairy Sci. ,  
1962, 45, 1159-1164
- [ 48 ] AARKROG A. , ROSENBAUM H. C.  
Removal of radiostrontium from milk  
Nature, 1962, 196, 767
- [ 49 ] MURTHY G. K. , GILCHRIST J. E. , CAMPBELL J. E.  
Method for removing iodine-131 from milk.  
J. Dairy Sci.  
1962, 45, 1066-1074
- [ 50 ] TODD F. A.  
Controlling radioactive fallout contamination.   
J. Dairy Sci. ,  
1962, 45, 1543-1552
- [ 51 ] CHADWICK D. R.  
Effects of radioactive contamination of the environment  
on public health.  
J. Dairy Science,  
1962, 45, 1552-1557



- ( 52 ) LENGEMANN F. W. , COMAR C. L. ,  
The metabolism of some fission products by farm animals.  
Proceedings of a seminar on Agricultural and Public Health  
aspects of radioactive Contamination in normal and  
emergency situations. published by Food and Agricultural  
Organisation of the United Nations, Rome, 1962.
- ( 53 ) LENGEMANN F. W. , MONROE R. A. , SWANSON E. W.  
J. Dairy Sci. ,  
1955, 38, 619
- ( 54 ) LENGEMANN F. W. , SWANSON E. W. , MONROE R. A.  
J. Dairy Sci. ,  
1957, 40, 387
- ( 55 ) SQUIRE H. M. , MIDDLETON L. J. , SANSON B. F. , COID C. R.  
Radioisotopes in Scientific Research.  
Pergamon Press, London  
1958, 4, P. 207
- ( 56 ) SWANSON E. W. , LENGEMANN F. W. , MONROE R. A.  
J. Am. Sci. ,  
1957, 16, 318
- ( 57 ) GARNER R. J. , JONES H. G.  
J. Agric. Sci.  
1960, 55, 387
- ( 58 ) BINNERTS W. T. , LENGEMANN F. W. , COMAR C. L.  
in preparation, 1961
- ( 59 ) WRIGHT W. E. , CHRISTIAN J. E. , ANDREWS F. N.  
J. Dairy Sci. ,  
1955, 38, 131
- ( 60 ) LENGEMANN F. W.  
Unpublished Observation

- [ 61 ] BUSTAD L. K. , GEORGE L. A. , MARKS S. , WARNER D. E. ,  
BARNES C. H. , HERDE K. E. , KORNBERG H. A.  
Rad. Res. 1957, 6, 380
- [ 62 ] PERKINSON J. D. , WHITNEY I. B. , MONROE R. A. ,  
LOTZ W. E. , COMAR C. L.  
Am. J. Physiol.  
1955, 182, 383
- [ 63 ] REINEKE E. P.  
J. Dairy Sci. ,  
1961, 44, 937
- [ 64 ] MONROE R. A.  
University of Tennessee U. S. ... E. C. A. R. P.  
Document no. ORO,  
1954, 145, P. 85
- [ 65 ] OKONOSKI J. , LENGEMANN F. W. , COMAR C. L.  
Health Physics, 1961, 6, 27
- [ 66 ] ROCHE J. , MICHEL O. , MICHEL R. , MAROIS M.  
C. R. Soc. Biol. (Paris)  
1951, 145, 1883
- [ 67 ] ROCHE J. , DESSRUISSEAUX G.  
C. R. Soc. Biol. (Paris),  
1951, 145, 1831
- [ 68 ] STRAUB C. P.  
Hearings before the special Subcommittee on Radiation  
of the Joint Committee on Atomic Energy Congress of  
the United States. First Session on Fallout from Nuclear  
Weapons Tests.  
U. S. Gov. Printing Off. Washington.  
1959, Vol. 2, 977
- [ 69 ] LOUTIT J. F. , SCOTT RUSSEL R.  
A. E. R. E. Rpt. No. T 57/58. Part 5, 1959

- ( 89 ) STUART und WEITZEL  
zit. n. Grzimek : Das Eibuch  
Stuttgart, 6. Aufl. 1951
- ( 90 ) COMAR C. L. , DRIGGERS J. C.  
Science, 1949, 109, 282
- ( 91 ) SPINKS J. W. T. , BERLIE M. R. , O'NEILL J. B.  
Science, 1949, 110, 232
- ( 92 ) KOTTER L.  
Zur Dekontamination von Lebensmitteln tierischer Herkunft.  
Sonderdruck aus dem Kongressbericht des 2. Symposiums  
der International Association of Veterinary Food Hygienists  
(I. A. V. F. H.)
- ( 93 ) COSSLETT P. , WATTS R. E.  
Removal of radioactive Iodine and Strontium from Atomic  
Energy Research Establishment.  
Rept. 2881, Harwell, April 1959
- ( 94 ) WEGENER K. H. ,  
Ausscheidung radioaktiver Substanzen mit der Milch.  
Berl. Munch. Tierärztl. Wschr..  
1959, 72, 182
- ( 95 ) LARSON B. J.  
Significance of strontium-90 in milk, II  
J. Dairy Sci. , 1960, 43, 1
- ( 96 ) CASTER W. O.  
Strontium-90 hazard : Relationship between maximum  
permissible concentration and population.  
Mean. Science, 1957, 125, 1291
- ( 97 ) NERVIK W. E. , KALKSTEIN M. J. , LIBBY W. F.  
Purification of milk from calcium strontium with Dowex  
50 W resin.  
University of California, Radiation Lab. UCRL 2674, 19

- ( 98 ) HALL N. S. , EASTERLY D. C. , DEMOTT B. J. , CRAGLE R. J. ,  
BELL M. C.  
Strontium-90 can be removed from milk.  
Dairy Prod. J. 1959, 66, 20
- ( 99 ) EASTERLY D. G. , DEMOTT B. J. , CRAGLE R. G.  
Strontium in milk I. Removal by means of reserve-flow-ion-  
exchange  
J. Dairy Sci. , 1960, 43, 137
- (100) MIGICOVSKY B. B.  
Removal of strontium and cesium from milk.  
Can. J. Biochem. Physiol. , 1959, 37, 1287
- (101) DAVIS P. S.  
Separation of <sup>90</sup>Sr from calcium  
Nature, 1959, 183, 674
- (102) SAUERBECK D.  
Streifzug durch die Isotopenforschung in der amerikanischen  
Landwirtschaft.  
Vortrag anlässlich der Tagung der Fachgruppe Isotopenfor-  
schung 1959, zit. b. E. Heiss : Dt. Molkerei-Ztg.  
1959, 80, 1723
- (103) HOGUE D. E. , POND W. G. , COMAR C. L. , ALEXANDER L. T. ,  
HARDY E. P.  
J. Am. Sci. , 1961, 20, 514
- (104) PECHER C.  
Proc. Soc. exp. Biol. and Med. ,  
1941, 46, n91
- (105) COMAR C. L. , WASSERMAN R. H. , NOLD M. M.  
Proc. Soc. exp. Biol. and Med. ,  
1956, 92, 859

- (106) WASSERMAN R. H. , COMAR C. L. , NOLD M. M. ,  
LENGEMANN F. W.  
Am. J. Physiol. ,  
1957, 189, 91
- (107) MONROE R. A. , WASSERMAN R. H. , COMAR C. L.  
Am. J. Physiol. ,  
1961. 200, 535
- (108) COMAR C. L. ,RUSSEL R. S. , WASSERMAN R. H.  
Strontium- Calcium movement from soil to man.  
Science, 1957, 126, 485-492
- (109) HOOD S. L. , COMAR C. L. ,  
Arch. Biochem. Biophys.  
1953, 45, 243
- (110) CRAGLE R. G.  
J. Dairy Sci.  
1961, 44, 352
- (111) LEBEDINSKY A. V.  
U.N. Document A/A/C. 82/G/R/ 50, 1956
- (112) WASSERMAN R. H. , COMAR C. L. , TWARDOCK A. R.  
Int. J. rad. Biol. , 1961
- (113) LANGHAM W. , ANDERSON E. C.  
Hearings before the Special subcommittee on Radiation  
of the Joint Committee on Atomic Energy, Congress of the  
United States. First Session on Fallout from Nuclear  
Weapons Tests.  
Vol. 2, U. S. Govt. Printing Office, Washington  
p. 1133, 1959
- (114) HARDY E. P. , Jr. RIVERA J. , KRANKEL R.  
U.N. Doc. A/AC, 82/G/L, 485, 1960

- (115) MRAZ F. R.  
J. Nutrition, 68, 655, 51959
- (116) WASSERMAN R. H. , COMAR C. L.  
Radiation Res. , 1961, 15, 70
- (117) WINCHESTER C. F. , COMAR C. L. , DAVIS G. K.  
Science, 1949, 110, 302
- (118) TEMPLETON W. L.  
The transfer of radionuclides from the environment  
through aquatic food products to man.  
Seminar on Agricultural and Public Health Aspect of  
Emergency Situations. Published by the FAO  
Rome 1962, p. 49-71
- (119) HIYAMA Y.  
U. N. S. C. , A/AC, 14/G/R, 1957
- (120) AGRICULTURAL RESEARCH COUNCIL  
Radiobiological Laboratory A. R. C. R. L. 5, 1961
- (121) BOWEM U. T. , SUGIHARA T. T.  
Nature 1960, 186, 71-72
- (122) U. S. DEPARTMENT OF HEALTH, EDUCATION AND  
WELFARE.  
Division of Pharmacology, Food and Drug Administration  
Cesium-137 and Strontium-90 in Foods.  
1963, IV, 81-85
- (123) U. S. DEPARTMENT OF HEALTH, EDUCATION AND  
WELFARE.  
Milk Surveillance.  
1963, IV, 86-99
- (124) MIDDLETON L. J.  
Influence of dietary composition on radionuclides intake.  
Seminar on Agricultural and Public Health Aspects of

radioactive contamination in normal and emergency situations. Published by the FAO  
Rome 1962, p. 126-136

{ 125 }

RUSSEL R. S.

Outline for discussion of the derivation on MPC's for human diet.

Seminar on Agricultural and Public Health Aspects of radioactive contamination in normal and emergency situations.

Published by the FAO,

Rome 1962, p. 168-171

{ 126 }

U. S. ATOMIC ENERGY COMMISSION

Health and Safety Laboratory Summary of available data on the strontium-90 content of foods and of total diets in the United States.

HASL - 90, 1960

{ 127 }

AGRICULTURAL RESEARCH COUNCIL

Surveys of Radioactivity in human Diet and Experimental Studies.

Report for 1960, ARCRL 5

{ 128 }

AARKROG A. , LIPPERT J.

Environmental radioactivity in Denmark 1960

Danish Atomic Energy Commission, Risø Report Nr. 23

June 1961

{ 129 }

BUNDESMINISTERIUM FÜR ATOMKERNENERGIE UND WASSERWIRTSCHAFT

Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung.

Bericht II, 1960

{ 130 }

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY

Survey of Radioactivity in food consumed in Austria.

W/F 7, 15 June 1961, Vienne

{ 131 }

LANGHAM W. H. , ANDERSON E. C.

Cs-137 Biospheric contamination from nuclear weapons

tests.

Health Physics 1959, 2, 30

(132)

MC NEAL K. G. , TROJAN O. A. D.

The cesium-potassium discrimination ratio.

Health Physics, 1960, 4, 109-112

(133)

REPORT OF COMMITTEE II

on permissible dose for internal radiation, 1959

Health Physics, 1960, 3, 1-230

(134)

SMEETS J. G. P. M.

Etude du transfert des radionuclides des sources de pollution à l'homme. II. Transfert des radionuclides des aliments du bétail dans le lait et dans les produits laitiers. Département de la Protection Sanitaire. Contrat d'association EURATOM/C. E. A. , Juin 1962

(135)

KAHN B. , MURTHY G. K. , PORTER C. , HAGEE G. R. ,  
KACHES G. J. , GOLDIN A. S.

Rapid methods for estimating fission products concentration in milk.

U. S. Department of Health, Education and Welfare. Public Health Service Publication, no. 999-R-2, March 1963.

(136)

MURTHY G. K. , CAMPBELL J. E.

A simplified method for determination of J-131 in milk.

Journal of Dairy Science

1960, 43, 1042

(137)

PORTER Ch.

Determination of strontium-90 in milk by an ion exchange method.

Analytical Chemistry, 1961, 33, 1306-1308

(138)

BUTLER F. E.

<sup>90</sup>Sr monitoring at the Savannah River Plant. U. S. Atomic Energy Commission Report DP-473 Office of Technical Services U. S. Department of Commerce, Washington



25, D. C. (May 1960)

(139) REPORT ON THE RESEARCH PROGRAMM EURATOM-  
C. E. A.

Committee Meeting of Experts in Wageningen on March  
14 th, 1963.

*Manuscrit reçu le 14 décembre 1964*

**FIN**