

Radioactivité de Tchernobyl

Objektyp: **Group**

Zeitschrift: **Bericht der Eidgenössischen Kommission zur Überwachung der Radioaktivität**

Band (Jahr): **30 (1987-1988)**

Heft 1: **Texte**

PDF erstellt am: **25.06.2024**

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

756 cas par million chez les hommes, et 127 chez les femmes, l'écart entre ces deux valeurs pouvant vraisemblablement s'expliquer par les différences entre les deux sexes dans leur manière de fumer: les hommes commencent en général à fumer plus tôt que les femmes, et fument plus souvent; il en résulte que le temps de latence de 20-30 ans entre la consommation des cigarettes et le diagnostic clinique du cancer conduit aujourd'hui à des risques différents. Si l'on transpose le modèle de risque relatif de la population américaine à la population suisse, il faut imputer au radon, par année et par million, 100 cas de cancer du poumon chez les hommes et 20 cas chez les femmes. Il faut cependant souligner une fois de plus que ces chiffres constituent des estimations de risque extrapolées qui ne peuvent être vérifiées directement.

3. Radioactivité de Tchernobyl

3.1. Introduction

Ce chapitre a pour but d'élucider à quels emplacements la radioactivité provenant de Tchernobyl est encore décelable dans notre environnement en 1987 et 1988, et d'en évaluer l'importance. Il s'agit de plus d'estimer les doses externes et internes résultant de cette contamination et de pronostiquer la dose correspondante attendue pour les années à venir.

Afin de répondre à ces questions, on a mesuré en 1987 et 1988 la radioactivité d'un grand nombre d'échantillons d'air, de précipitations, d'eaux, de denrées alimentaires, ainsi que chez l'homme et les animaux: plus particulièrement les activités des nucléides à longue période, césium-137 (période 30 ans), césium-134 (2 ans) et strontium-90 (28 ans). Les résultats détaillés figurent dans le volume des figures et tableaux. Même si les mesures ont porté principalement sur les échantillons contenant encore de la radioactivité en quantité mesurable, il ne faut pas oublier que très souvent aucune radioactivité artificielle n'a pu être décelée. Il ne faut pas non plus

perdre de vue que la radioactivité naturelle de la plupart des échantillons est supérieure à la radioactivité artificielle.

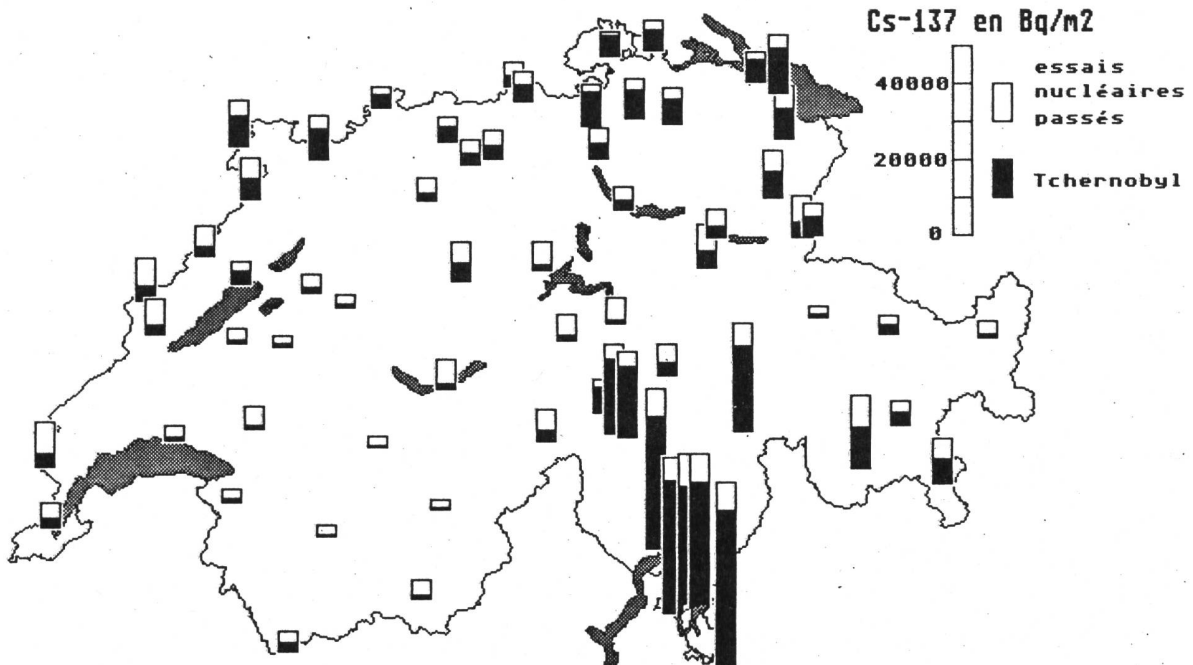
3.2. Radioactivité de Tchernobyl dans le sol.

Le résultat le plus important auquel ont conduit les mesures d'échantillons de terre est que l'activité en césium-137 par m², déposée en 1986 à la suite de Tchernobyl, n'a pratiquement pas diminué jusqu'en 1988, mais a migré lentement en profondeur. De ce fait, la contribution de ce nucléide à la dose externe annuelle a diminué.

Pour ces déterminations, de nombreux échantillons de sol (couche de 15 cm.) ont été prélevés et leur mesure au laboratoire a permis l'établissement de profils verticaux d'activité. Parmi les radionucléides artificiels, la présence de césium-137, césium-134 et strontium-90 a encore été décelée. Les autres nucléides provenant de Tchernobyl ont pratiquement complètement décré. Tout le césium-134 mesuré en 1987 et 1988 provient encore de Tchernobyl tandis que le césium-137 implique aussi bien Tchernobyl que les essais nucléaires atmosphériques. Il est cependant possible de déterminer les proportions respectives du césium-137 provenant de Tchernobyl et des essais nucléaires en calculant, pour la date de la mesure, la valeur du rapport des activités $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ déterminée en 1986.

Dans la figure III (Fig. 3.17 a), l'activité en césium-137 est représentée selon sa provenance. L'activité du césium-137 imputable aux essais nucléaires atmosphériques varie sans toutefois présenter de différences régionales systématiques. L'activité surfacique se situe entre 2000 et 8000 Bq/m². Par contre, comme en 1986, les dépôts de césium-137 provenant de Tchernobyl sont plus importants au Tessin, dans le Sud des Grisons, le Nord-Est de la Suisse et le Nord du Jura que dans le reste du pays. Les régions plus contaminées ont reçu davantage de pluie en avril et mai 1986 lors du passage du nuage radioactif, d'où un dépôt de radionucléides plus important sur le sol. Là, l'activité surfacique due à Tchernobyl atteint 40'000 Bq/m² environ.

Fig. III : Activité déposée de Cs-137 (Bq/m²) en Suisse (1987 et 1988)



Des profils en profondeur ont montré que l'activité en césium-137 provenant de Tchernobyl a pénétré de 1 à 10 cm environ dans le sol selon le type. Pour ces points de prélèvement, la somme des activités mesurées dans les couches successives montre que l'activité surfacique déposée en 1986 n'a pratiquement pas diminué (Fig. 3.17 f). Il semble que seule une très faible partie de l'activité ait été emportée par les précipitations. La pénétration progressive du césium dans le sol a conduit à une atténuation du rayonnement émis par les radionucléides, entraînant des doses externes plus faibles en 1987 et 1988 qu'en 1986 (Fig. 3.17 g). Ces doses sont données au chapitre 3.7.

Des déterminations sur un nombre restreint d'échantillons ont montré la présence dans le sol d'un autre radionucléide artificiel, le strontium-90, dont les activités mesurées sont cependant nettement plus faibles que celles du césium-137 (Tab. 3.1). Les activités

mesurées en 1987 et 1988 dans la plupart des régions de Suisse sont comparables à celles de 1986, ce qui confirme que la plus grande partie du strontium-90 dans les sols suisses provient des essais nucléaires et non de Tchernobyl (cf. Rapport de la CFSR 1985/86, Partie 2, Fig. 5.13). Au Tessin cependant, l'activité en strontium-90 provenant de Tchernobyl ressort plus nettement. Bien que l'activité surfacique résultant des tests nucléaires ne soit pas connue pour le Tessin, on peut estimer indirectement que l'activité surfacique a tout au plus doublé à la suite des retombées de Tchernobyl; en 1986, la contribution de ces retombées pour le strontium-90 a été de 400 Bq/m² au maximum; cette valeur a pu être calculée à partir de l'activité surfacique due au césium-137 (maximum environ 40'000 Bq/m² au Tessin) et du rapport ⁹⁰Sr/¹³⁷Cs d'environ 1/100, déterminé en 1986 par la mesure de filtres à air (cf. Rapport de la CFSR 1985/86, Fig. 5.49.a).

Comme le strontium-90 et son produit de filiation l'yttrium-90 sont des émetteurs β purs, ce nucléide ne contribue pratiquement pas à la dose externe en 1987 et 1988.

3.3. Radioactivité de Tchernobyl dans l'air et les précipitations.

En 1987 et 1988, les échantillons de filtres à air ne présentent plus que de très faibles activités en césium-134 et césium-137 (Fig. 3.1 à 3.4). Sur le plateau, l'activité de l'air en césium-137 s'élevait à 80 μ Bq/m³, soit 10'000 fois moins que lors du passage du nuage de Tchernobyl en mai 1986. Il est vraisemblable que l'activité mesurée en 1987 et 1988 dans l'air provient principalement de la remise en suspension d'une partie des radionucléides déposés sur le sol en 1986; une partie de cette activité provient peut-être encore des rejets du réacteur endommagé après l'extinction de l'incendie. En 1987 et 1988, la dose induite par inhalation de cette faible activité est négligeable.

Les échantillons de précipitation ont également présentés de faibles concentrations en césium-134 et césium-137 (Fig. 3.7 et 3.8). L'activité ainsi déposée sur le sol en 1987 et 1988 reste tout à fait négligeable par rapport à celle déjà présente.

3.4. Radioactivité de Tchernobyl dans l'herbe et les aliments.

L'activité rémanente des radionucléides provenant de Tchernobyl dans l'herbe et dans les principales denrées alimentaires (lait, viande, etc.) a très largement diminué en 1987 et 1988 par rapport à ce qu'elle était en mai/juin 1986. Pour bon nombre d'échantillons, elle n'a été décelée qu'avec peine.

Herbe (Fig. 3.19, Tab. 3.2)

Le tableau ci-dessous montre la diminution de l'activité en césium-137 dans les échantillons d'herbe du Tessin, canton où l'activité surfacique est la plus grande:

Césium-137 d'échantillons d'herbe du Tessin (Bq/kg d'herbe fraîche)

	Domaine des valeurs mesurées	Moyenne
Mai 1986	500 - 5000	2000
Août-septembre 1986	20 - 5000	600
Avril-juin 1987	5 - 200	40
1988	1 - 100	30

Dans le reste du pays, l'activité en césium-137 de l'herbe, en 1987 et 1988, est restée le plus souvent inférieure à 10 Bq/kg de matière fraîche. La diminution de l'activité s'explique par le fait qu'en 1986 le dépôt direct (sec ou humide) à partir de l'air avait conduit à une plus grande contamination des plantes que celle, ultérieure, provenant de l'absorption racinaire de l'activité du sol ou déposée après resuspension.

La comparaison des activités d'échantillons d'herbe et de sol, prélevés au même endroit (principalement au nord des Alpes), conduit à une relation linéaire, malgré une grande dispersion des valeurs

(Fig. 3.19 e et f). On montre ainsi qu'en 1987 et 1988, une activité de 1 Bq/kg de sol sec (couche supérieure de 5 cm) produit une activité de 0,1 à 0,3 Bq/kg d'herbe sèche.

Lait (Fig. 3.20 à 3.24, Tab. 3.3), viande (Fig. 3.29, 3.30) et autres denrées alimentaires.

Pour la plupart des échantillons de lait et de viande, les activités mesurées en 1987 et surtout en 1988 sont beaucoup plus faibles qu'en mai/juin 1986. Ainsi, l'activité en césium-137 du lait du Tessin a passé de 200-1000 Bq/l en mai 1986 à 50-500 Bq/l au printemps 1987; en 1988, elle est restée inférieure à 150 Bq/l. Les activités dans le lait du Tessin et des vallées au Sud des Grisons sont, en règle générale, plus élevées qu'au nord des Alpes, où leur activité est le plus souvent inférieure à 20 Bq/l en 1987 et 1988. Cependant, les valeurs mesurées présentent souvent une grande dispersion.

Les activités ont régressé plus lentement dans le lait et la viande que dans l'herbe. Par exemple, l'activité d'échantillons de viande de boeuf du Tessin n'a pas diminué significativement par rapport à 1986 (Fig. 3.29.a). Deux raisons peuvent expliquer ce fait:

- (1) En hiver 1986/1987, et partiellement plus tard, l'affouragement a été effectué avec du foin engrangé au début de l'été 1986 et donc contaminé par les retombées de mai 1986.
- (2) En broutant, les bêtes absorbent toujours un peu de terre, qui contient encore de l'activité de Tchernobyl. Cela pourrait expliquer pourquoi les activités mesurées dans le lait sont souvent supérieures aux valeurs calculées d'après les facteurs de transfert herbe->lait déterminés expérimentalement par des essais d'alimentation du bétail en écurie (Fig. 3.22.d).

Dans les légumes et les fruits, l'activité en césium-137 était inférieure à 10 Bq/kg en 1987 et 1988 à quelques exceptions près (Fig. 3.26 et 3.27). Il est frappant de constater des valeurs élevées dans des châtaignes du Tessin et des Grisons (jusqu'à 400 Bq/kg). Dans d'autres denrées alimentaires consommées moins fréquemment, telles que le chocolat,

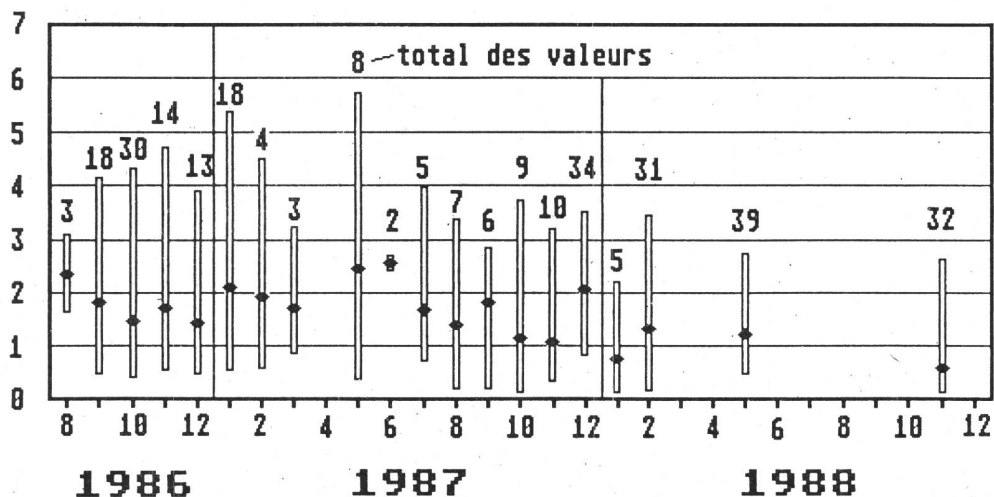
le miel et les concentrés de fruits, l'activité en césium-137 était le plus souvent inférieure à 200 Bq/kg (Fig. 3.34). Dans les céréales et leurs dérivés, les activités mesurées s'échelonnaient de quelques Bq/kg à 50 Bq/kg au maximum (Fig. 3.25).

Au Tessin et aux Grisons, des échantillons de gibier présentaient en 1987 et 1988 des activités en césium-137 d'environ 100 Bq/kg avec quelques valeurs maximales s'élevant jusqu'à 800 Bq/kg. Dans le reste de la Suisse, l'activité de ces échantillons était en général inférieure à 100 Bq/kg (Fig. 3.30). Ainsi, l'activité dans les échantillons de gibier n'a pas encore régressé de manière notable de l'automne 1986 à fin 1988 (cf. Rapport CFSR 1985/86, Fig. 5.31).

Poissons (Fig. 3.33)

Comme en 1986, les activités en césium-137 les plus élevées ont été mesurées, en 1987 et 1988, dans des poissons du lac de Lugano (valeurs maximales: quelques kBq/kg). Ce lac est situé dans la région du Tessin la plus touchée par les retombées de Tchernobyl en mai 1986. De plus, le renouvellement de l'eau de ce lac est faible (affluents en petit nombre, et à faible débit), de sorte que le temps de résidence moyen du césium-137 est relativement long (Fig. 3.32.d). L'activité des poissons du lac Majeur était environ trois fois plus faible que ceux du lac de Lugano, alors qu'elle n'excédait pas 200 Bq/kg dans les autres lacs suisses. La grande dispersion des résultats, due au fait que l'activité dépend de l'âge et de l'espèce du poisson, est frappante. La diminution de l'activité de 1986 à 1988 est lente (Fig. IV), ce qui s'explique par la longue période biologique du césium dans les animaux.

Fig. IV : Cs-134 et Cs-137 dans les perches du lac de Lugano
kBq/kg (Cs-134 + Cs-137) domaine de valeurs et valeurs moyennes



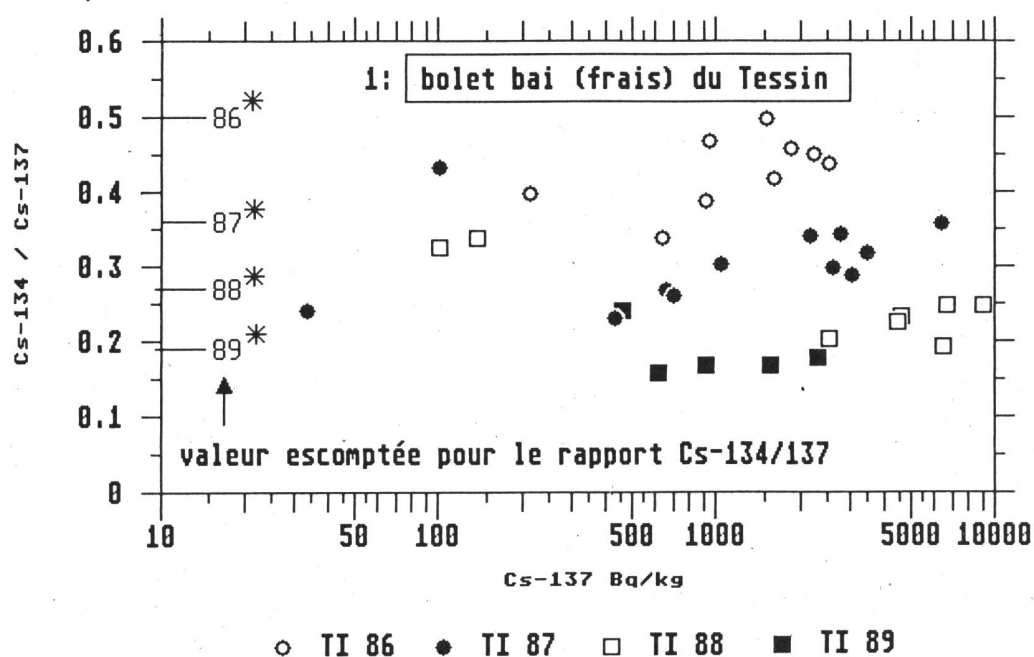
La pêche dans le lac de Lugano a été interdite du 3 septembre 1986 au 9 juillet 1988. La dose qui a pu être épargnée grâce à cette mesure simple peut être évaluée comme suit: si un amateur de poissons avait consommé hebdomadairement pendant cette période 300 g de poisson contenant en moyenne 1800 Bq/kg de césium-134 et de césium-137, il aurait ingéré au total 50'000 Becquerel, ce qui correspond à une dose d'environ 0,8 mSv. Cette valeur équivaut à peu près à la dose moyenne d'irradiation externe et interne supplémentaire à laquelle a été exposée la population du Tessin dans l'année qui a suivi l'accident de Tchernobyl. Cette valeur correspond environ au cinquième de la dose moyenne annuelle imputable à toutes les sources d'irradiation en Suisse (cf. Chap. 7.3).

Champignons

Les activités en césium-137 les plus élevées ont été mesurées dans les bolets bails et les pholiotas ridés du Tessin, avec des valeurs maximales de 10'000 Bq/kg (Fig. V, Fig. 3.28.a). D'autres variétés de

champignons et les champignons d'autres régions du pays présentent des activités plus faibles (Fig. 3.28). Les rapports isotopiques $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ d'échantillons de champignons du Tessin ne sont que légèrement inférieurs aux valeurs calculées d'après le rapport mesuré en 1986 dans les retombées de Tchernobyl. (* dans Fig. V). La plus grande partie des activités mesurées dans les champignons provient donc des retombées de Tchernobyl.

Fig. V : Rapport isotopique Cs-134/137 dans les bolets bais



Des champignons du canton de Berne présentent un rapport $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ plus faible que celui qui correspond aux retombées de Tchernobyl. Cela signifie que l'activité en césium de ces champignons provient en grande partie des retombées des essais nucléaires.

Ces résultats de mesure permettent de conclure que l'activité en césium-137 des champignons est restée sensiblement la même de 1986 à 1989 (Fig. V). Cela peut s'expliquer par le fait que le césium-137 se trouve en profondeur dans le sol, à l'emplacement du mycélium.

Comme les champignons ne sont pas consommés en grande quantité, ces activités, parfois élevées, ne conduisent toutefois qu'à une dose négligeable.

Strontium-90 dans les denrées alimentaires.

Les activités en strontium-90 mesurées en 1987 et 1988 dans des échantillons d'herbe, de lait et de céréales sont comparables à celles mesurées avant l'accident de Tchernobyl. Ainsi, l'activité du lait prélevé au nord des Alpes n'a augmenté significativement qu'au printemps 1986. (Fig. 3.22 f). En 1988, les activités en strontium-90 d'échantillons de lait et de céréales du Tessin paraissent néanmoins légèrement supérieures à celles mesurées au nord des Alpes (Fig. 3.25 d, Tab. 3.3 et 3.4). Ces résultats confirment que dans la plus grande partie de la Suisse, l'activité en strontium-90 du sol provient principalement des essais nucléaires et non de Tchernobyl. Comme ce fut le cas avant 1986, les activités les plus élevées en strontium-90 ont été mesurées, en 1987 et 1988, dans les échantillons d'herbe et de lait des régions alpines (Davos, Mürren, Tab. 3.2, Fig. 3.22 e).

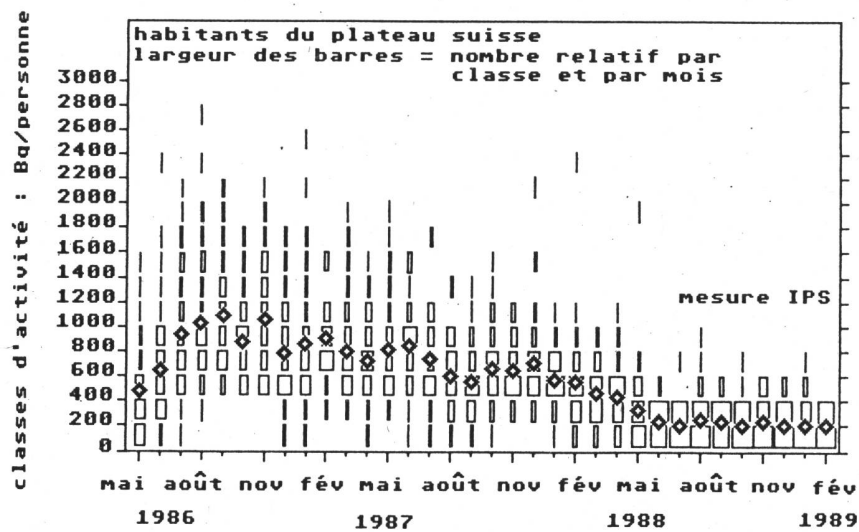
3.5. Césium-137 dans le corps humain

La radioactivité ingérée par la population peut être estimée à partir de la concentration radionucléidique des denrées alimentaires d'une part, à partir des taux de consommation journaliers, d'autre part (Tab. 6.1 et 6.2). Pour vérifier ces calculs, de nombreuses mesures au corps entier ont encore été effectuées en 1987 et 1988, afin de déterminer la teneur effective du corps humain en césium-137. L'analyse des urines est un autre moyen de déterminer cette teneur puisqu'environ 1% du contenu en césium du corps est ainsi éliminé journalièrement.

Les résultats des mesures au corps entier de personnes résidant sur le plateau suisse montrent que les activités en césium en hiver 1988/1989 ne représentent plus que le cinquième de ce qu'elles étaient

en été 1986 (Fig. VI; Fig. 3.37 e et f). En fait, les activités mesurées à fin 1988 (environ 100 Bq/personne) sont à la limite de détermination de l'appareillage. Cette diminution s'explique d'une part par la période biologique du césium incorporé (2-3 mois) et, d'autre part, par la faible quantité absorbée en 1987 et 1988 par rapport à celle de 1986.

Fig. VI : mesures au corps entier 1986/1989: Cs-134 + Cs-137



Les séries de mesure effectuées sur des habitants du Tessin montrent également une nette diminution de l'activité (Fig. 3.37.c et d). Des mesures faites sur des élèves de Bâle et de Genève permettent de comparer l'activité en césium-137 (jusqu'à 800 Bq) à celle de l'activité naturelle du potassium-40 (3000 à 6000 Bq par personne). Les résultats montrent également que les garçons ont plus de césium et de potassium que les filles, car le potassium et le césium se concentrent dans les muscles, plus développés chez les hommes que chez les femmes (Fig. 3.37 a et b). Enfin, il faut noter qu'en 1987, les concentrations en césium-137 des Bâlois sont comparables à celles des Genevois.

Les examens d'urine ont confirmé cette diminution de l'activité dans le corps humain et permettent de conclure qu'à fin 1988 l'activité en césium-137 dans le corps des personnes examinées était d'environ 100-200 Bq (Fig. 3.37 g).

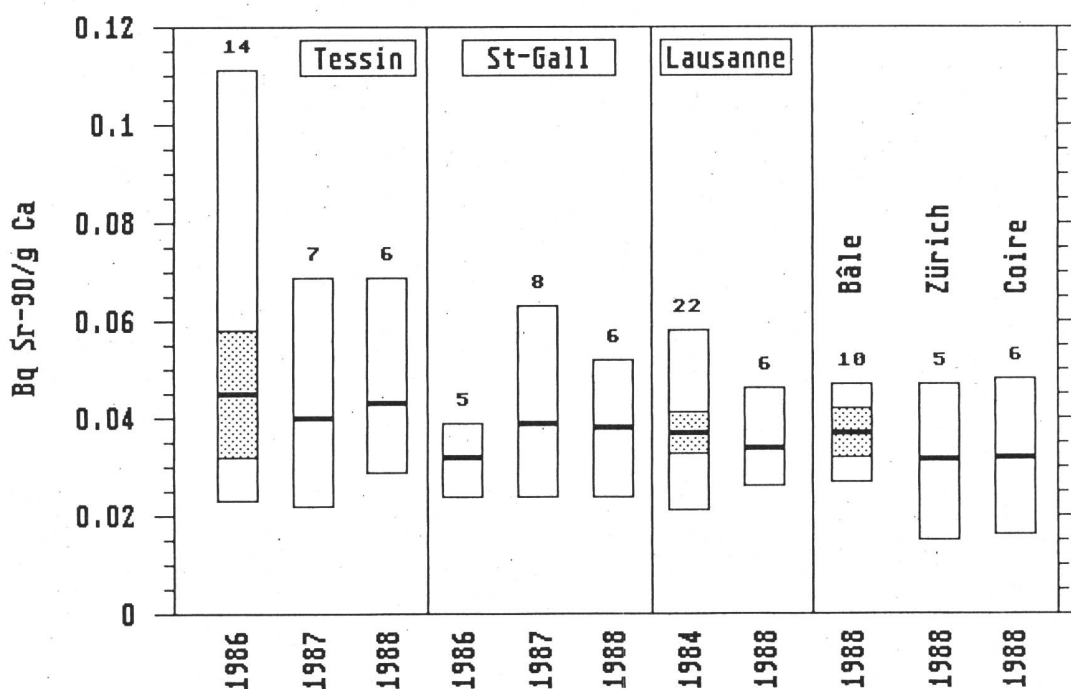
L'évolution, en fonction du temps, de l'activité corporelle calculée est en bon accord avec les résultats des mesures au corps entier; pourtant les calculs surestiment l'activité effective d'un facteur compris entre 2 et 3. Dans le cas des écoliers bâlois, l'activité en césium-137 de la nourriture absorbée a été déterminée pour chaque individu. Comparé à la mesure au corps entier, ce calcul surestime également l'activité corporelle d'un facteur 2 (Hermann et Schüpbach, Z. Lebensm. Unters. Forsch., 1989, 189, 413-417). Cela démontre que les hypothèses faites pour le calcul de l'activité ingérée sont conservatrices et qu'elles permettent des pronostics valables.

3.6. Strontium dans les vertèbres

Le strontium-90 est incorporé chez l'homme dans le squelette; une fois fixé dans le corps, le strontium en est éliminé beaucoup plus lentement que le césium par exemple. Les concentrations en strontium-90 sont déterminées non seulement dans les denrées alimentaires, mais également dans les os à titre de contrôle.

Les échantillons de vertèbres de personnes décédées de 1986 à 1988 présentent, pour toutes les régions de prélèvement (y compris le Tessin), des activités en strontium-90 comparables dans les limites des fluctuations statistiques (Fig VII = Fig. 3.38). Dès la fin des années septante, on mesure des activités de 0,04 Bq/g Ca dans les échantillons en provenance du canton de Vaud; cette activité provient des essais nucléaires des années soixante (cf Rapport CFSR "25 ans de surveillance de la radioactivité en Suisse"). Une augmentation progressive de l'activité, ne dépassant pas le double de la valeur actuelle (cf. Chap. 3.2), ne peut cependant pas être exclue chez des adultes du canton du Tessin. C'est pourquoi les déterminations de strontium-90 seront poursuivies.

Fig. VII : Sr-90 dans les vertèbres

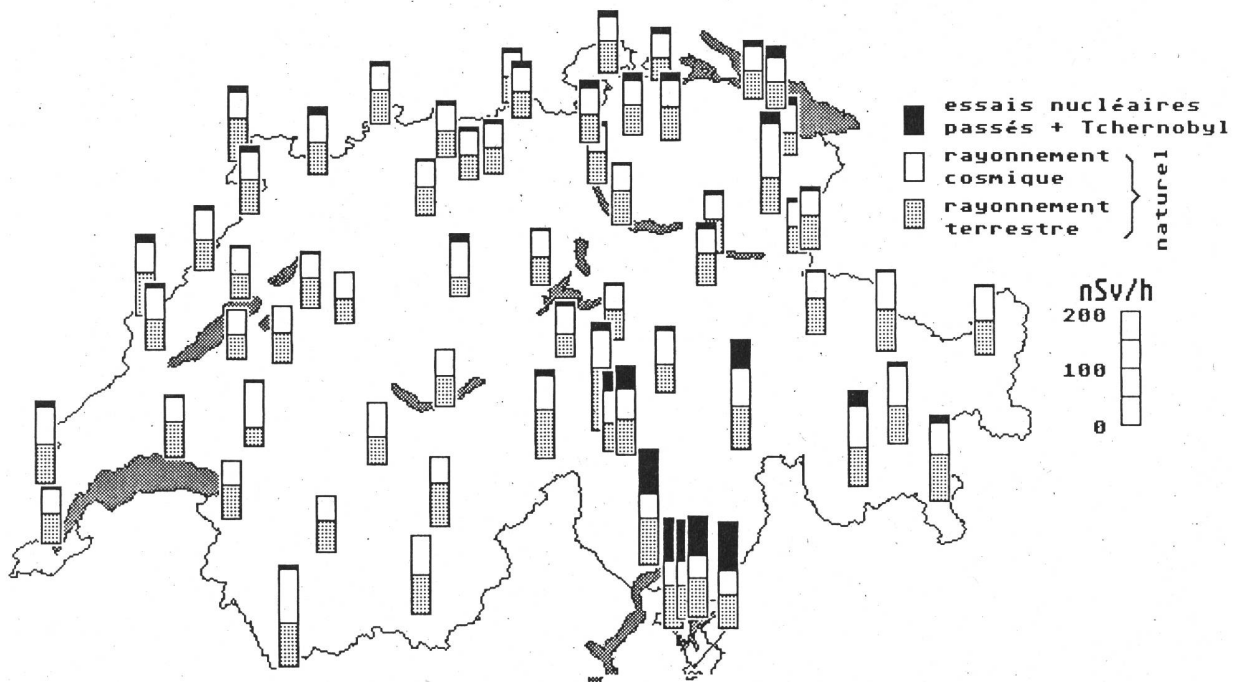


3.7. Doses externe et interne supplémentaires dues à la radioactivité de Tchernobyl.

Des résultats présentés ci-dessus, il ressort que, dès 1987, le calcul des doses ne doit plus tenir compte que des seules activités en césium-134 et césium-137.

Les doses locales en plein air ont été calculées pour diverses régions et celles de 1988 sont présentées à la figure VIII. Elles proviennent de la radioactivité artificielle du sol (essais nucléaires atmosphériques et Tchernobyl) d'une part, de sources naturelles (rayonnement cosmique et rayonnement terrestre) d'autre part. Elles sont exprimées, dans ce chapitre, sous forme d'équivalent de dose en Sievert (cf. Appendice 1). La dose artificielle la plus élevée se situe au sud du Tessin avec des valeurs pouvant atteindre 80 nSv/h, ce qui correspond à une dose annuelle externe en plein air de 0,7 mSv environ. Cette contribution est du même ordre de grandeur que la dose externe produite par la radioactivité naturelle du sol (Fig. VIII). Dans les autres régions du pays, la contribution à la dose externe en plein air due à des radionucléides artificiels est nettement plus faible que celle d'origine naturelle; en Suisse occidentale, elle est pratiquement négligeable.

Fig. VIII : Contributions au débit de dose en Suisse (1988)



La dose individuelle a été déterminée avec des durées de séjour de 20% en plein air et de 80% dans les habitations, le coefficient d'atténuation étant de 10 pour l'intérieur. Les doses extrapolées au futur se basent sur la diminution des contributions des deux isotopes du césium dans les diverses régions (Fig. 6.1.a). Pour la Suisse, il en résulte les doses externes moyennes suivantes:

Doses individuelles externes moyennes en Suisse

1986	0,05	mSv/an
1987	0,02	mSv/an
1988	0,015	mSv/an
1989 et années suivantes	0,05-0,02	mSv
<hr/>		
Total dû à Tchernobyl	0,15-0,3	mSv

Dans le Sud du Tessin, les doses externes d'origine artificielle sont environ 10 fois supérieures à la moyenne suisse; elles sont inférieures à la moyenne en Suisse occidentale. Les valeurs calculées doivent être considérées comme des limites supérieures car les calculs ne tiennent pas compte du fait que dans les rues et sur les places publiques les dépôts de radioactivité ont été lessivés d'avantage que sur le sol recouvert de végétation, où la plupart des mesures ont été effectuées.

Les doses d'irradiation interne 1987/1988 sont calculées à partir des activités en césium des denrées alimentaires. Pour les adultes, elles sont en moyenne de 0,05 mSv pour 1987 et de 0,02 mSv pour 1988 (Fig. 6.2.c). Ces valeurs tiennent compte de la surestimation d'un facteur 2 des doses calculées sur la base de la consommation alimentaire. L'incertitude sur le calcul des doses internes est cependant relativement élevée. En outre, des valeurs individuelles très différentes sont attendues puisque la dose interne dépend des habitudes alimentaires de la personne concernée et que les aliments présentent eux-mêmes de fortes variations d'activité. Ainsi l'estimation des doses internes des habitants de régions fortement contaminées, se nourrissant exclusivement de leur propre production, est difficile. Les résultats des mesures au corps entier de ce type de personnes résidant au Tessin apporte des renseignements appropriés (Fig. 3.37 d). Si l'on admet pour ces personnes une activité totale en césium dans le corps de 10'000 Bq en 1987 et de 5000 Bq en 1988, il en résulte pour ces deux années des doses internes de 0,4 mSv, respectivement 0,2 mSv. Ces valeurs sont environ dix fois supérieures à la moyenne suisse, ce qui concorde bien avec les estimations antérieures qui avaient été faites pour l'année 1986.

L'estimation de la dose interne jusqu'à disparition complète de l'activité en césium-137 est difficile. Une extrapolation grossière conduit, en Suisse, à une dose moyenne globale de 0,05 à 0,1 mSv dès 1988. En moyenne, la dose interne totale résultant de Tchernobyl est ainsi comprise entre 0,2 et 0,3 mSv (dose due à l'iode comprise). En conclusion, les doses internes et externes cummulées s'élèvent, selon les estimations actuelles, à des valeurs comprises entre 0,3 et 0,6 mSv.

3.8. Risques pour la santé

La somme des doses d'irradiation interne et externe consécutives aux retombées de Tchernobyl en Suisse est en bon accord avec la valeur estimée dans le rapport de la CFSR 1985/86. Aussi les risques encourus pour la santé sont-ils sensiblement les mêmes que ceux décrits précédemment pour les risques génétiques et d'induction de cancers (cf. Rapport de la CFSR 1985/86, pages 6.16 à 6.21) . On peut par exemple estimer, uniquement par le calcul, l'augmentation de la mortalité par le cancer. A cet effet, on a recours aux récents facteurs de risque (ICRP 60, 1991): pour des doses faibles et sporadiques à l'ensemble de la population, une probabilité de décès par cancer de 5 % par Sv est admise. La dose de 0,6 mSv, citée plus haut, consécutive à Tchernobyl, produit par conséquent un risque (absolu) supplémentaire de cancer de 0,003 % de la population actuelle; c'est-à-dire que le risque d'apparition spontanée de cancer (25 % env.) peut augmenter de 0,01% en valeur relative. Ce risque supplémentaire est bien inférieur à la dispersion des cas de cancer dûs à des causes naturelles ou à la civilisation et, par conséquent, ne pourra pas être mis en évidence.

4. Surveillance générale de la radioactivité

Ce chapitre contient les résultats de la surveillance de l'air, des précipitations, des eaux et du sol. L'accent porte principalement sur la radioactivité naturelle, ainsi que sur l'activité artificielle ne provenant pas de Tchernobyl (voir à ce sujet chap. 3). Ces données fournissent en particulier une base pour le calcul ultérieur des doses d'origine naturelle (chap. 7). Ces dernières proviennent principalement de la radioactivité présente dans le sol et le corps humain, ainsi que du rayonnement cosmique. Beaucoup de ces résultats ont peu évolué ces dernières années et ont déjà été discutés dans les précédents rapports de la CFSR. C'est pourquoi ce chapitre porte principalement sur les nouveaux résultats de mesure; les autres sont résumés de manière concise.