

Doses d'irradiation de la population en Suisse

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.

7. Doses d'irradiation de la population en Suisse

7.1. Introduction

Dans ce chapitre, les différentes composantes de la dose sont rassemblées et comparées entre elles. A cet effet, les doses énumérées précédemment sont converties en une unité de mesure commune, l'équivalent de dose effectif. Les doses internes dues au radon et aux retombées de Tchernobyl sont déjà converties en équivalent de dose (cf. Chap 2.9, 3.7 et Fig. 6.2.c). Une partie des doses externes, d'origine naturelle ou artificielle, sont données sous forme de doses ambiantes, telles qu'elles ont été mesurées en plein air. Elles doivent tout d'abord être converties en doses individuelles, en tenant compte de la durée de séjour des individus à l'intérieur des habitations, du facteur d'atténuation des immeubles et de la contribution des matériaux de construction. Ensuite s'effectue la conversion en équivalent de dose effectif.

Les composantes de la dose pour lesquelles les fondements sont restées inchangées depuis les précédents rapports de la CFSR, sont reprises telles quelles: par exemple, la dose interne due à la radioactivité de l'organisme, celles dues aux diagnostics médicaux, aux retombées des essais nucléaires atmosphériques, ou imputables aux sources mineures.

7.2 Conversion des doses ambiantes externes en équivalents de dose effectifs.

Comme pour le calcul des doses dues au radon, on admet une durée de séjour de 20% en plein air et 80% à l'intérieur des habitations pour la conversion des doses ambiantes externes en doses individuelles.

Le rayonnement terrestre est atténué en grande partie par les murs des habitations, tandis que l'activité propre des matériaux de construction entraîne une irradiation supplémentaire des résidents. Les facteurs de conversion par lesquels les doses en plein air sont à

multiplier pour obtenir la dose dans la maison dépendent de la technique de construction et de la qualité des matériaux employés. Dans les maisons en bois, où l'effet d'atténuation prédomine, le facteur de conversion est inférieur à 1; dans les constructions en béton et en briques, où l'activité des matériaux de construction l'emporte, le facteur est supérieur à 1. Dans la littérature, les facteurs moyens proposés s'échelonnent de 0,8 à 2; dans ce rapport, le facteur de 1,3 proposé dans UNSCEAR (1988) est utilisé.

Pour calculer un équivalent de dose effectif, il faut déterminer les doses d'irradiation externe aux différents organes. A cet effet, il faut par exemple tenir compte de l'absorption du rayonnement par le corps avant qu'il n'atteigne l'organe critique. Il faut ensuite pondérer, puis additionner ces équivalents de dose (cf. Appendice 1). Le facteur de conversion des Gy (pour la dose ambiante) en Sv dépend également de l'énergie et de l'angle d'incidence du rayonnement. Dans la littérature récente, on trouve des facteurs compris entre 0,6 et 0,9 Sv/Gy (UNSCEAR, 1988; R. Kramer et G. Drexler, Radiation Protection Dosimetry, **3**, No 1/2 (1982), 13-24). Nous appliquons ici un facteur 0,8 Sv/Gy.

En résumé, la dose ambiante terrestre naturelle H_{amb} (déterminée en Gy, respectivement en mGy) peut être convertie en équivalent de dose effectif H_{eff} de la manière suivante:

$$H_{eff} = H_{amb} (0,2 + 0,8 \times 1,3) \times 0,8 \text{ Sv/Gy}$$

Il en résulte que la valeur numérique de l'équivalent de dose effectif est, à peu près, la même que celle de la dose naturelle en plein air. Pour la dose engendrée par les radionucléides naturels du sol et les matériaux de construction, on peut donc garder la valeur (provisoire) de 0,45 mSv/an présentée au chapitre 4.3 et déterminée à partir des mesures in-situ. L'écart par rapport à l'ancienne valeur de 0,55 mSv figurant dans les précédents rapports à la CFSR provient de la conversion des doses ambiantes en équivalents de dose effectifs.

Une formule analogue à la précédente permet également de calculer l'équivalent de dose effectif imputable au rayonnement cosmique:

$$H_{\text{eff}} = 0,4 \text{ mGy/a } (0,2 + 0,8 \times 0,8) \times 1 \text{ Sv/Gy} = 0,34 \text{ mSv/a}$$

Le nouveau facteur 0,8, utilisé pour l'atténuation du rayonnement dans les maisons, et le facteur de conversion de 1 Sv/Gy, sont tirés du rapport UNSCEAR, 1988.

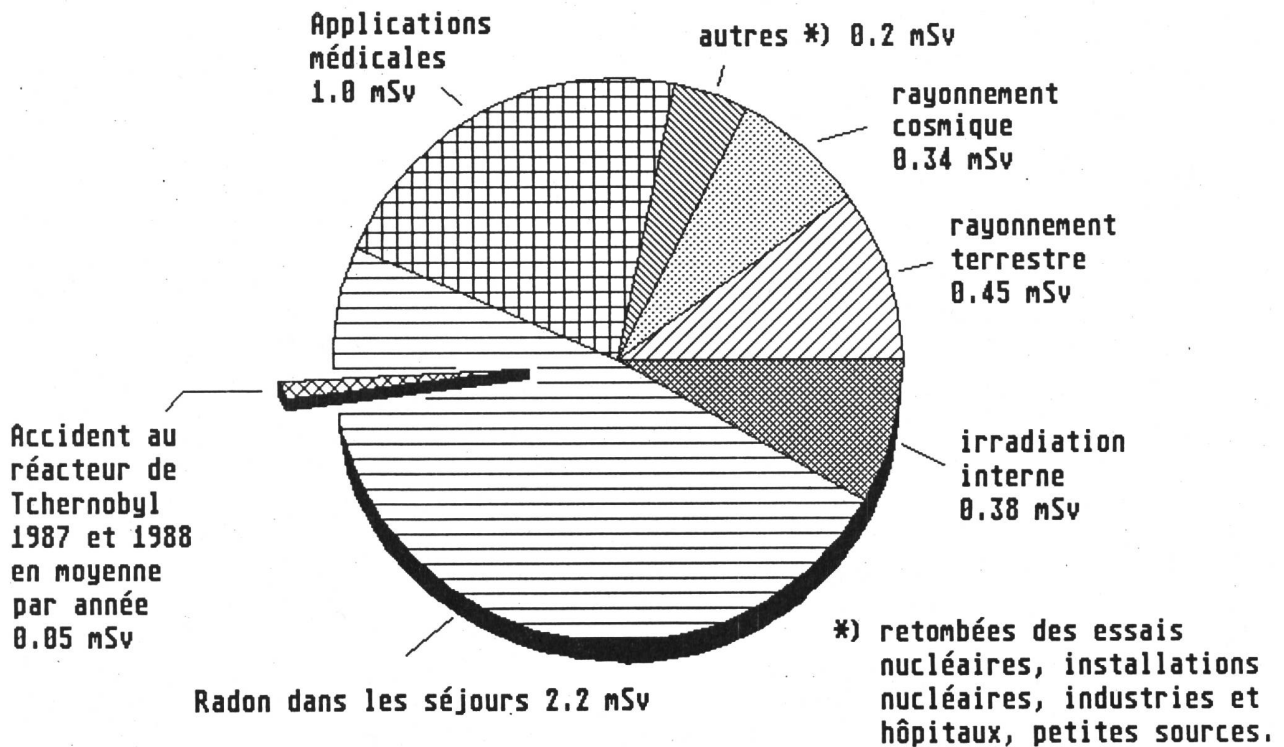
Les doses individuelles externes globales de 0,15 à 0,3 mSv consécutives aux retombées de Tchernobyl, estimées au chapitre 3.7, devraient en fait être encore multipliées par le facteur 0,8 Sv/Gy. Cependant, en raison de l'incertitude inhérente à ces doses moyennes, cette petite correction semble superflue et les valeurs de 0,15 à 0,3 mSv ont donc été conservées ici.

Bien que les conversions ci-dessus aient été effectuées avec des facteurs bien définis, il ne faut pas surestimer la précision des résultats. D'une part, les activités et les doses mesurées en Suisse varient largement d'une région à l'autre, de sorte que le calcul de moyennes nécessite des hypothèses généralisatrices. D'autre part, les facteurs utilisés sont entachés de certaines incertitudes: par exemple, le facteur de conversion d'une dose déterminée en plein air à celle correspondant à l'intérieur d'une maison. Il est toutefois possible de comparer les diverses composantes de la dose entre elles par l'intermédiaire des équivalents de dose effectifs parce qu'elles ne présentent souvent que des erreurs relatives faibles. La CFSR estime à 20-30% l'incertitude sur les composantes moyennes de la dose.

7.3. Compilation des composantes de la dose

Les doses annuelles calculées, exprimées en équivalents de dose, sont réunies dans la figure XI et les tableaux ci-dessous.

Fig. XI : EXPOSITION AUX RADIATIONS DE LA POPULATION SUISSE,
MOYENNE ANNUELLE (EN MILLI-SIEVERT)



dose moyenne annuelle totale : env. 4.6 milli-Sievert

a) Equivalents de dose effectifs annuels: causes naturelles

Cause	Domaine des valeurs (mSv)	Moyenne (mSv)	Référence
Produits de filiation du radon	0,3 - env. 150	2,2	Chap. 2
Radioactivité du sol et des matériaux de construction	0,2 - 1,5	0,45	Chap. 4.3, 5.3, 7.2
Rayonnement cosmique	0,25 - 0,9	0,34	Chap. 4.4, 5.3, 7.2 UNSCEAR (1988)
Radioactivité corporelle	0,2 - 0,5	0,38	UNSCEAR (1988)

b) Equivalents de dose effectifs annuels: causes artificielles

Cause	Domaine des valeurs (mSv)	Moyenne (mSv)	Référence
Diagnostic aux rayons X	0 - 30	1	(cf. précédents rapports de la CFSR)
Médecine nucléaire	0 - 80	0,01	
Tchernobyl 1986	1)	0,2	Rapport CFSR 85/86
1987	1)	0,07	Chap. 3.7
1988	1)	0,035	Chap. 3.7
Retombées des essais nucléaires atm.		≤ 0,01	2)
Sources mineures (tabagisme, TV aviation, etc.)		env. 0,1	(cf. précédents rapports de la CFSR)
Emissions des CN	< 0,2 3)		Chap. 5.2
Emissions des industries et des hôpitaux	< 0,1 4)		
Personnes exposées professionnellement	0 - 40		Rapport de la CFR 1987 et 1988

- 1) Population la plus touchée: doses environ 10 fois supérieures à la moyenne suisse (cf. Chap. 3.7).
- 2) Y compris la dose externe provenant du césium-137 dans le sol et les doses internes dues au ^{14}C , ^{90}Sr et ^{137}Cs (cf. Fig. III, Fig. 4.26 a et 3.28).
- 3) La personne est supposée habiter à l'endroit critique.
- 4) Valeur estimée d'après des contrôles d'urine par exemple (cf. Fig. 5.9).

7.4. Appréciation des composantes de la dose

Le radon et ses produits de filiation contribuent pour la plus grande part à l'exposition aux radiations de la population en Suisse, avec une moyenne annuelle de 2,2 mSv. Cette composante de la dose se caractérise par une dispersion particulièrement grande avec des valeurs isolées pouvant atteindre environ 150 mSv/an. Alors que les concentrations moyennes en radon dans les habitations sont assez bien connues par canton, la détection de concentrations élevées présente des difficultés. Le comportement de ce nucléide dans le sol est encore mal connu; même des concentrations moyennes en radium dans le sol peuvent entraîner des concentrations accrues en radon dans l'atmosphère du sol et par voie de conséquence dans les habitations. Aussi est-il actuellement difficile de délimiter des régions à risque. Les mesures effectuées à ce jour montrent cependant que des régions où la perméabilité du sol est élevée (Jura, éboulis, terrains meubles) présentent fréquemment des concentrations élevées en radon.

En 1987 et 1988, le programme RAPROS (Radon Program Schweiz) a permis d'élucider des problèmes importants. Par exemple, il a pu être démontré qu'une isolation thermique des bâtiments n'entraîne pas une augmentation significative de la concentration en radon dans l'habitat. D'autre part, on sait maintenant des concentrations élevées en radon ne sont pas imputables aux matériaux de construction utilisés en Suisse. Des essais pilotes d'assainissement de bâtiments ont fourni de précieuses indications sur la manière d'adapter les méthodes publiées dans la littérature aux conditions helvétiques (cf. Rapport final RAPROS, 1991).

Les conséquences sanitaires des doses dues au radon et à ses produits de filiation ne peuvent être évaluées que par le calcul. Plusieurs approches sont possibles. Selon le modèle BEIR IV par exemple, on peut estimer par exemple que 15% des décès par cancer du poumon en Suisse peuvent être attribués au radon et à ses produits de filiation. La concentration moyenne en radon dans l'habitat suisse ne pourrait être abaissée que difficilement; de plus, la rentabilité d'une

telle entreprise est très discutable, si l'on considère par exemple les risques de cancer du poumon encourus par les fumeurs. Il est cependant nécessaire d'assainir les habitations où la concentration en radon est accrue. C'est pourquoi l'effort de ces prochaines années devra porter sur un dépistage méthodique des concentrations élevées en radon. Il s'agira également d'élucider les processus qui provoquent ces concentrations accrues. Les résultats de ces investigations fourniront les bases indispensables à l'introduction de dispositions légales quant aux mesures d'assainissement. Ils permettront également de déterminer quelles anciennes habitations doivent être assainies et la manière de parer aux concentrations élevées en radon dans les nouvelles constructions.

Parmi les sources artificielles de doses annuelles, la contribution des diagnostics médicaux vient en tête (cf. Tab b, Chap. 7.3). Comme c'est au médecin de décider si une radiographie est justifiée ou non, c'est-à-dire si l'information qu'elle peut fournir est indispensable et ne peut pas être obtenue par d'autres moyens, une appréciation de cette dose n'est pas indiquée ici. Dans tous les cas, la protection radiologique du patient doit être assurée selon le principe ALARA (as low as reasonably achievable).

En 1987 et 1988, la somme des autres contributions d'origine artificielle (en particulier Tchernobyl et les sources mineures) est d'environ 0,2 mSv/an; pour certaines catégories de la population, les valeurs individuelles peuvent être 10 fois plus élevées. Pour évaluer ces doses, on peut les comparer à la dose d'origine naturelle et à sa dispersion; on constate alors que les doses supplémentaires sont comprises dans les fluctuations des doses d'origine naturelle. En particulier, les doses dues aux émissions des centrales nucléaires et des entreprises industrielles sont négligeables; d'éventuels effets sur la santé ne peuvent pas être mis en évidence à cause des fluctuations des dommages stochastiques (lésions cancéreuses ou génétiques).

La compilation du chapitre 7.3 montre également que les contributions moyennes à la dose dues à l'accident de Tchernobyl ont décliné ces dernières années. Il a été démontré au chapitre 3.8 qu'en adoptant les nouveaux facteurs de risque, on peut calculer que la dose

supplémentaire totale peut élever le risque relatif d'apparition d'un cancer d'environ 0,01%. Cet accroissement est masqué par la variabilité du nombre de cas de cancer d'origine naturelle ou engendrés par la civilisation et ne pourra donc être mis en évidence par la statistique. Comme l'activité due à Tchernobyl a fortement diminué ces dernières années, la surveillance pourra être focalisée à l'avenir sur les régions les plus touchées et sur les seuls échantillons où l'on a encore décelé de la radioactivité, à savoir le sol et les champignons. En ce qui concerne les denrées alimentaires, gibier et poissons inclus, seuls quelques contrôles seront encore effectués.