

IRSNINSTITUT
DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

Évaluation des conséquences dosimétriques des essais aériens d'armes nucléaires en France métropolitaine

Période 1961-1978

Françoise Vray, Philippe Renaud

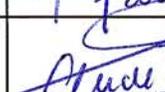
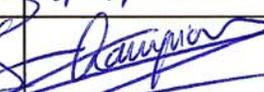
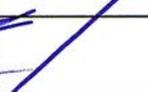
DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT
ET DE L'INTERVENTION
Service d'Etude et de Surveillance
de la Radioactivité
dans l'Environnement

Demandeur	Direction de la Prévention des Pollutions et des Risques
Référence de la demande	Courrier DPPR/SEI/BPSPR/DG 2003-26 du 5 mars 2003
Numéro de la fiche programme	

Évaluation des conséquences dosimétriques des essais aériens d'armes nucléaires en France métropolitaine.

Période 1961-1978.

Rapport DEI/SESURE n° 2006-03

	Réservé à l'unité		Visas pour diffusion		
	Auteur(s)	Vérificateur*	Chef du SESURE	Directeur DEI	Directeur Général de l'IRSN
Noms	F. VRAY	Ph. RENAUD	N. LEMAITRE	D. CHAMPION	J. REPUSSARD
Dates	25/01/2006	30/01/2006	14/03/2006	28/03/2006	
Signatures					

* rapport sous assurance de la qualité

HISTORIQUE DES MODIFICATIONS

Version	Date	Auteur	Pages ou paragraphes modifiés	Description ou commentaires
0	07/07/2005	F. Vray		Émission du document
	25/01/2006	F. Vray		Prise en compte des remarques de N.Lemaitre & D.Champion

LISTE DES PARTICIPANTS

Nom	Organisme
Françoise VRAY	IRSN / DEI / SESURE / LERCM
Philippe RENAUD	IRSN / DEI / SESURE / LERCM

LISTE DE DIFFUSION

Nom	Organisme
J. REPUSSARD	IRSN/DIR
M. BRIERE	IRSN/DIR
D. QUENIART	IRSN/DIR
M. BOUVET	IRSN/DSDRE
J. LEWI	IRSN/DESTQ
MP BIGOT	IRSN/COM
F. SOULET	DESTQ/DISCT/CRIS
P. GOURMELON	IRSN/DRPH
J. BRENOT	IRSN/DRPH
A. RANNOU	DRPH/SER
A. DESPRES	DRPH/SER/UETP
M. TIRMARCHE	DRPH/SRBE/LEPID
D. CHAMPION	DEI/DIR
D. BOULAUD	DEI/DIR
B. DUFER	DEI/DIR
MC ROBE	DEI/STEME
JC GARIEL	DEI/SARG
JM PERES	DEI/SECRE
P. DUBIAU	DEI/SESUC
JP MAIGNE	DEI/SIAR
P. RENAUD	SESURE/LERCM
O. PIERRARD	SESURE/LVRE
B. DESCAMPS	SESURE/LESE

RESUME

Le travail objet de ce document fournit une estimation des conséquences dosimétriques associées aux retombées radioactives des essais aériens d'armes nucléaires sur le territoire français métropolitain. Cette estimation repose sur plus de 40 000 résultats de mesures effectuées en France entre 1961 et 1978 qui permettent de s'assurer de la validité d'une modélisation simple et robuste. Ce document fait suite au rapport SESURE 2003-3 qui aboutit à une reconstruction des dépôts de produits de fission sur le territoire français à partir de mesures effectuées sur l'air et l'eau de pluie, puis au rapport SESURE 2004-19 qui traite de la contamination de la chaîne alimentaire par ces mêmes produits, toujours en s'appuyant sur des résultats de mesures. Le présent rapport conclut sur ce sujet par un calcul de dose prenant en compte toutes les voies d'exposition de la population : exposition externe au panache et au dépôt, exposition interne par inhalation et par ingestion de denrées contaminées. Pour cette dernière voie d'atteinte, une vérification des estimations des activités en ^{137}Cs et ^{90}Sr ingérées quotidiennement a été effectuée en confrontant les valeurs calculées à des résultats de mesures effectuées entre 1967 et 1978 sur les plateaux-repas d'établissements scolaires.

Hors ^3H et ^{14}C , la dose efficace annuelle maximale due aux essais a été atteinte en 1963 et est estimée, pour un adulte vivant en région parisienne, à 270 μSv . À l'issue des 17 années couvertes par cette étude, la dose cumulée reçue par un adulte est estimée à 1,3 mSv. Ces valeurs sont supérieures d'un facteur deux à celles proposées par l'UNSCEAR (2000), qui ont fait référence jusqu'ici. Cet écart s'explique principalement par une meilleure estimation du dépôt humide dans notre étude. Par ailleurs, la variabilité des dépôts en France étant d'un facteur deux à deux et demi, à l'échelle régionale (les écarts locaux pouvant bien sûr être encore très supérieurs), la dose efficace annuelle maximale a pu atteindre 550 à 675 μSv dans les régions les plus arrosées. Suivant les régions, en 1963, la dose efficace due aux essais a donc pu avoisiner celle due aux radionucléides d'origine naturelle.

La population la plus touchée par les retombées des essais aériens d'armes nucléaires a été celle née en 1961. Néanmoins, sur les 17 années couvertes par la présente étude, l'écart entre la dose reçue par un enfant appartenant à cette génération et celle reçue par un individu déjà adulte en 1961 atteint seulement 11%.

Des valeurs sont également fournies pour la dose à la thyroïde et à la moelle osseuse pour cette même génération d'enfants (nés en 1961), notamment dans le but de comparer cette population, qui constitue un groupe critique, à une autre, née un peu plus tard. Pour la dose à la thyroïde, un écart d'un facteur 40 est ainsi observé entre la dose à un an des enfants nés en 1961 et celle des enfants nés en 1970, écart qui se maintient jusqu'à l'âge de quatre ans. Pour la dose à la moelle osseuse, l'écart entre ces deux générations est limité à un facteur 7, qui perdure également sur les quatre premières années de vie de ces enfants. Dans ces deux cas, les doses reçues demeurent faibles : les valeurs maximales atteintes sont de 370 μSv et 680 μSv à un an respectivement pour la dose à la thyroïde et à la moelle osseuse, pour les enfants nés en juin 1961 en région parisienne.

Il est à souligner que toutes les valeurs de dose mentionnées ici sont relatives à des situations « moyennes », excluant les comportements particuliers susceptibles d'augmenter les doses reçues.

MOTS-CLES

Armes nucléaires, produits de fission, ration alimentaire, dose efficace, dose à la thyroïde, dose à la moelle osseuse

SOMMAIRE

1. CONTEXTE ET OBJECTIF.	7
2. VOIES D'ATTEINTE CONSIDEREES - METHODES DE CALCUL.	8
2.1. Exposition externe.	8
2.1.1. Exposition externe au dépôt.	8
2.1.2. Exposition externe au panache.	9
2.2. Exposition interne.	9
2.2.1. Inhalation.	9
2.2.2. Ingestion.	10
3. RATION ALIMENTAIRE PAR CLASSE D'AGE.	11
3.1. Définitions et références.	11
3.2. Composition des rations alimentaires.	12
3.2.1. Ration alimentaire des adultes et adolescents de plus de 12 ans.	12
3.2.2. Ration alimentaire des enfants de 1 à 12 ans.	13
3.2.3. Cas particulier des nourrissons de 0 à 1 an.	14
4. ÉTUDE DE L'ACTIVITE DU CESIUM ET DU STRONTIUM DANS LA RATION ALIMENTAIRE DES ENFANTS DE 12 A 15 ANS.	15
4.1. Présentation des résultats de mesures disponibles.	15
4.2. Confrontation calculs - mesures.	16
4.2.1. Limites.	16
4.2.2. Résultats.	16
4.3. Variabilité régionale de la contamination de la ration alimentaire.	17
5. DOSES EFFICACES ENTRE 1961 ET 1978.	19
5.1. Dose efficace annuelle et cumulée reçue par un adulte.	19
5.1.1. Objectifs et périmètre de l'étude.	19
5.1.2. Résultats.	20
5.2. Dose efficace annuelle et cumulée reçue par un enfant né en 1961.	23
5.2.1. Objectifs et scénario.	23
5.2.2. Résultats.	23
6. DOSES ENGAGEES A LA THYROÏDE ET A LA MOELLE OSSEUSE.	25
6.1. Objectifs et scénario.	25
6.2. Résultats relatifs à la dose engagée à la thyroïde.	25
6.3. Résultats relatifs à la dose engagée à la moelle osseuse.	27
7. SYNTHÈSE ET CONCLUSION.	30
8. LISTE DES ANNEXES.	32
9. LISTE DES TABLEAUX.	32
10. LISTE DES FIGURES.	33
11. REFERENCES.	34

1. CONTEXTE ET OBJECTIF.

Les retombées des essais aériens d'armes nucléaires ont constitué un apport massif de radionucléides à l'échelle planétaire, qui reste aujourd'hui encore la principale source de radioactivité artificielle présente dans l'environnement français.

Les mesures effectuées depuis 1961 par le Service Central de Protection contre les Rayonnements Ionisants (SCPRI), devenu Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants (OPRI) puis IRSN, mais également par le Département de Protection Sanitaire (CEA/IPSN/DPS, aujourd'hui IRSN), témoignent de l'importance et de la nature de ces retombées.

Parmi les données recueillies par ces organismes, celles concernant l'air et l'eau de pluie ont été utilisées pour reconstituer les dépôts de produits de fission sur le territoire français entre 1961 et 1978 (rapport SESURE 2003-3, Renaud *et al.*, 2003). Ce travail a ensuite servi de point de départ à une reconstruction de la contamination de la chaîne alimentaire par ces mêmes produits de fission et sur cette même période, laquelle a fait l'objet du rapport SESURE 2004-19 (Vray & Renaud, 2004). Les principaux résultats des rapports SERNAT 2001-31 et 2002-29 qui portent respectivement sur l'activité des ^{137}Cs et ^{90}Sr dans le lait et la viande et sur la contamination des légumes-feuilles par le ^{90}Sr entre 1961 et 1980 ont également permis d'étayer certaines hypothèses sur la contamination de ces compartiments.

En dépit du nombre élevé de mesures exploitées dans l'ensemble des travaux évoqués précédemment (plus de 40 000 données), le recours à la modélisation demeure indispensable à une reconstruction exhaustive de la contamination de la chaîne alimentaire de l'homme, qui est le préalable incontournable à tout calcul d'impact dosimétrique. En effet, les mesures disponibles ne concernent jamais tous les compartiments, tous les radionucléides en cause, partout et avec des intervalles de temps réguliers. Si la validité des modèles de transfert des radionucléides dans les chaînes alimentaires n'est guère contestée aujourd'hui, le choix des valeurs de paramètres adaptées aux conditions locales reste délicat. Les données disponibles ont donc été principalement utilisées pour adapter ces modèles aux différentes régions françaises. Ce n'est qu'en absence de tout résultat de mesure qu'ont été adoptées des valeurs par défaut pour les paramètres des modèles. Dans ces cas, ce sont des valeurs les plus consensuelles qui ont été retenues.

Le présent travail s'inscrit à la suite des précédents : les estimations des contaminations de l'air, de l'eau de pluie et de la chaîne alimentaire par les produits de fission sont utilisées ici comme données d'entrée pour le calcul des conséquences dosimétriques des essais aériens d'armes nucléaires sur le territoire français (métropolitain). Pour la France comme pour beaucoup de pays, les seules estimations disponibles de l'impact de ces essais sont celles fournies par l'UNSCEAR (2000). Ces estimations concernent la dose efficace annuelle reçue par un adulte vivant dans la bande latitudinale située entre le 40^{ième} parallèle et le 50^{ième} parallèle. Ce rapport a donc pour premier objectif de cerner la validité de cette estimation de référence et de mieux connaître la variabilité autour de la dose française moyenne. Un deuxième objectif a été défini afin d'enrichir la connaissance sur les conséquences sanitaires des essais : reprendre ce type de calcul avec un scénario plus réaliste et supposé enveloppe de tous les autres. Ce scénario correspond au cas d'un enfant né en 1961 et pour lequel les doses efficaces annuelles sont estimées jusqu'à l'issue de la période d'étude 1961-1978 (c'est-à-dire jusqu'à la dix-septième année de l'individu étudié). Enfin, afin d'augmenter la portée de ces calculs en termes d'évaluation de l'impact sanitaire, des estimations de dose à certains organes sensibles sont présentées (doses à la thyroïde, doses à la moelle osseuse).

Ce travail s'intéresse aux radionucléides listés par l'UNSCEAR comme produits dispersés lors des essais aériens et ayant été étudiés dans le cadre des travaux précédemment cités, c'est-à-dire aux radionucléides suivants : $^{140}\text{Ba}+\text{La}$, ^{141}Ce , $^{144}\text{Ce}+\text{Pr}$, ^{137}Cs , ^{55}Fe , ^{131}I , ^{54}Mn , ^{103}Ru , $^{106}\text{Ru}+\text{Rh}$, ^{125}Sb , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{91}Y et $^{95}\text{Zr}+\text{Nb}$. De plus, en raison de leur importance sanitaire, un calcul est également proposé pour les transuraniens (^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Pu , ^{241}Am). Seuls sont donc exclus de cette étude les produits d'activation entrant dans les cycles biogéochimiques (^3H et ^{14}C).

2. VOIES D'ATTEINTE CONSIDEREES - METHODES DE CALCUL.

Toutes les voies d'atteinte de l'homme ont été envisagées : l'exposition externe à la radioactivité déposée sur le sol, comme à celle présente dans l'air (exposition dite « au panache »), l'inhalation de radionucléides, l'ingestion. Les évaluations dosimétriques ont porté sur les doses efficaces, celles à la thyroïde et à la moelle osseuse.

Il a été considéré que les populations étudiées ne se déplaçaient pas et consommaient exclusivement les productions locales. Cette hypothèse, dont la plausibilité diminue vers la fin de la période d'étude, permet de maximiser les écarts entre les expositions des personnes vivant dans les zones les plus contaminées et celles vivant dans les zones les moins touchées par les retombées. Le poids de cette hypothèse reste cependant modéré vu que les différences de contamination entre zones excèdent rarement un facteur deux (hors zones de haute montagne à très forte pluviométrie moyenne annuelle).

Les paragraphes qui suivent détaillent les modalités de calcul de chacune des voies d'exposition. En cohérence avec les travaux précédents, l'étude est conduite à un pas de temps mensuel (les intervalles de temps minimaux considérés ont une durée de un mois). Les coefficients de dose retenus sont exhaustivement présentés dans l'annexe A (tableau A1 pour la dose efficace, A2 pour la dose à la thyroïde et A3 pour la dose à la moelle osseuse).

2.1. Exposition externe.

2.1.1. Exposition externe au dépôt.

L'exposition externe au dépôt de radionucléide i sur l'intervalle de temps j , $E.\text{ext}_{D,i,j}$ (Sv), est calculée selon l'expression suivante :

$$E.\text{ext}_{D,i,j} = \frac{D_{\text{int},i,j}}{e_i} [f_{\text{ext}} + (1 - f_{\text{ext}}) \cdot P] \cdot T_j \cdot CD.\text{ext}_{D,i} \quad (\text{E. 1})$$

Avec :

$D_{\text{int},i,j}$: dépôt de radionucléide i , intégré depuis le début des essais jusqu'à l'intervalle de temps j (inclus) et modulé par la décroissance radioactive (Bq m^{-2}). Ses valeurs sont tirées directement des rapports SESURE 2003-03 et 2004-19 ;

e_i : épaisseur dans laquelle le dépôt intégré de radionucléide i est censé se répartir (m). Sa valeur a été fixée à 0,05 m pour les radionucléides dont la période physique est supérieure à 200 jours et à 0,01 m pour les autres radionucléides à l'exception de ^{131}I et du couple $^{140}\text{Ba}+\text{La}$ pour lesquels c'est un dépôt exclusivement surfacique qui est considéré. Ces choix ont été faits afin de rester proche des valeurs retenues par l'UNSCEAR (2000). Ceci permet de minimiser les sources d'écarts entre nos résultats et ceux de l'UNSCEAR ;

f_{ext} : fraction de temps passé à l'extérieur (sans dimension). Sa valeur a été fixée à 0,28, préconisée par Rommens (1999) pour les populations vivant le plus à l'extérieur comme les agriculteurs (une valeur de 0,1 est préconisée pour les autres populations, notamment urbaines). L'UNSCEAR utilise une valeur générique de 0,2 ;

P : coefficient de réduction de l'exposition liée à la protection assurée par une construction dans laquelle la personne se trouve (sans dimension). Sa valeur a été fixée à 0,2, valeur identique à celle préconisée par l'UNSCEAR ;

T_j : durée d'exposition sur le $j^{\text{ème}}$ intervalle de temps (pas de temps de l'étude en s) ;

$CD.\text{ext}_{D,i}$: coefficient de dose par exposition externe au dépôt de radionucléide i ($\text{Sv s}^{-1}/\text{Bq m}^{-2}$ pour ^{131}I et le $^{140}\text{Ba}+\text{La}$ et $\text{Sv s}^{-1}/\text{Bq m}^{-3}$ pour les autres radionucléides). Ses valeurs sont tirées de la base de données ECRIN de l'IRSN (Perrin, 2003), en retenant parmi les sources de données disponibles, celle recommandée par l'IRSN qui est le rapport Federal Guidance n°12 de l'EPA (Eckerman & Ryman, 1993). Quelle que soit la grandeur finale calculée (dose efficace engagée, dose engagée à la thyroïde ou à la moelle osseuse), ce coefficient n'est donné que pour les adultes. Un seul calcul a donc été effectué et a été appliqué pour toutes les tranches d'âge.

2.1.2. Exposition externe au panache.

Alors que pour l'exposition externe au dépôt, la source émettrice est variable d'une région à une autre en fonction de la pluviométrie moyenne annuelle (Renaud *et al.*, 2003 ; Renaud & Louvat, 2004), l'exposition externe au panache, ou au radionucléide i présent dans l'air durant l'intervalle de temps j est, d'après les hypothèses émises dans nos précédents travaux, indépendante de la zone considérée (hypothèse d'uniformité des activités dans l'air à l'échelle de la France).

$E.\text{ext}_{p,i,j}$ (Sv) est calculée selon l'expression suivante :

$$E.\text{ext}_{p,i,j} = A_{\text{air},i,j} \cdot [f_{\text{ext}} + (1 - f_{\text{ext}}) \cdot P] \cdot T_j \cdot \text{CD}.\text{ext}_{p,i} \quad (\text{E. 2})$$

Avec :

$A_{\text{air},i,j}$: activité moyenne du radionucléide i dans l'air durant l'intervalle de temps j considéré (Bq m^{-3}). Ses valeurs sont tirées directement des rapports SESURE 2003-03 et 2004-19 ;

f_{ext} : fraction de temps passé à l'extérieur (sans dimension). Sa valeur a été fixée à 0,28, de manière identique à ce qui a été retenu pour l'exposition externe au dépôt.

P : coefficient de réduction de l'exposition liée à la protection assurée par une construction dans laquelle la personne se trouve (sans dimension). Sa valeur a été fixée à 1, ce qui revient à négliger toute protection assurée par l'habitation par rapport à l'air. Ce choix s'explique par le fait que les activités calculées dans l'air sont des moyennes mensuelles. Il apparaît raisonnable de penser qu'il existe dans les locaux habités une circulation d'air suffisante pour que l'homogénéisation des activités devienne effective en quelques jours, surtout à une époque où les moyens d'isolation étaient moindres que ceux que nous connaissons aujourd'hui. Le décalage entre ce coefficient et celui appliqué pour le dépôt (0,2) s'explique par le fait qu'un entretien régulier des locaux peut contribuer à éviter l'accumulation d'un dépôt au sol dans les locaux (enlèvement des poussières, lavage des sols...) ;

T_j : durée d'exposition sur le $j^{\text{ième}}$ intervalle de temps (pas de temps de l'étude en s) ;

$\text{CD}.\text{ext}_{p,i}$: coefficient de dose par exposition externe au radionucléide i présent dans le panache ($\text{Sv s}^{-1}/\text{Bq m}^{-3}$). Ses valeurs sont issues également de la base de données ECRIN (Perrin, 2003) et sont conformes au rapport Federal Guidance n°12 de l'EPA (Eckerman & Ryman, 1993). Comme pour la dose par exposition externe au dépôt, ce coefficient n'est donné que pour les adultes. Un seul calcul a donc été effectué et appliqué pour toutes les tranches d'âge.

2.2. Exposition interne.

2.2.1. Inhalation.

Comme pour l'exposition externe au panache, la source de contamination par inhalation de radionucléide i durant l'intervalle de temps j d'un individu appartenant à la classe d'âge k , $E.\text{int}_{A,i,j,k}$ (Sv) est le radionucléide présent dans l'air :

$$E.\text{int}_{A,i,j,k} = A_{\text{air},i,j} \cdot [f_{\text{ext}} + (1 - f_{\text{ext}}) \cdot P] \cdot T_j \cdot Q_k \cdot \text{CD}.\text{int}_{A,i,k} \quad (\text{E. 3})$$

Avec :

$A_{\text{air},i,j}$: activité moyenne du radionucléide i dans l'air durant l'intervalle de temps j considéré (Bq m^{-3}). Ses valeurs sont tirées directement des rapports SESURE 2003-03 et 2004-19 ;

f_{ext} : fraction de temps passé à l'extérieur (sans dimension). Sa valeur a été fixée à 0,28, de manière homogène avec ce qui a été retenu pour l'exposition externe au dépôt.

P : coefficient de réduction de l'exposition liée à la protection assurée par une construction dans laquelle la personne se trouve (sans dimension). Sa valeur a été fixée à 1, ce qui revient à négliger toute protection assurée par l'habitation par rapport à l'air, conformément à ce qui a été choisi pour l'exposition externe au panache ;

T_j : durée d'exposition sur le $j^{\text{ième}}$ intervalle de temps (pas de temps de l'étude en s) ;

Q_k : débit respiratoire moyen des individus appartenant à la classe d'âge k ($m^3 s^{-1}$). Ses valeurs sont issues de la publication IRCP66 (CIPR, 1994), comme préconisé par Rommens (1999) et Vidal & Renaud (2000). Elle passe de $2,86 m^3 j^{-1}$ pour les enfants de moins de 1 an à $5,2 m^3 j^{-1}$ de 1 à 2 ans, $8,76 m^3 j^{-1}$ de 3 à 7 ans, $15,28 m^3 j^{-1}$ de 8 à 12 ans puis à $20 m^3 j^{-1}$ au-delà ;

$CD.int_{A,i,k}$: coefficient de dose par inhalation de radionucléide i pour la classe d'âge k ($Sv Bq^{-1}$). Conformément aux recommandations de l'IRSN dans la base de données ECRIN (Perrin, 2003), les valeurs de ce coefficient pour la dose efficace sont issues de la directive EURATOM/96/29 (Communautés Européennes, 1996). Pour les doses à la thyroïde et à la moelle osseuse, ces valeurs proviennent de la base de données de la CIPR (1998) et sont fondées sur les modèles biocinétiques décrits dans la publication IRCP66 (CIPR, 1994). Les coefficients de pondération aux organes sont issus de la publication IRCP60 (CIPR, 1991). Tous ces coefficients sont fournis pour les classes d'âge suivantes :

- nourrisson de 3 mois (appliqué aux bébés de 0 à 1 an) ;
- enfant de 1 à 2 ans ;
- enfant de 2 à 7 ans ;
- enfant de 7 à 12 ans ;
- adolescent de 12 à 17 ans ;
- adulte de 17 ans et plus.

2.2.2. Ingestion.

La source de contamination par ingestion de radionucléide i durant l'intervalle de temps j d'un individu appartenant à la classe d'âge k , $E.int_{N,i,j,k}$ (Sv) est constituée par l'ensemble des N aliments contaminés ingérés par l'individu :

$$E.int_{N,i,j,k} = \left[\sum_{n=1}^N \sum_{m=1}^M R_{n,m,k} \cdot A_{i,n,j-s_{n,m}} \cdot e^{-\lambda_i \cdot S_{n,m}} \right] \cdot T_j \cdot CD.ext_{N,i,k} \quad (E. 4)$$

Avec :

$R_{n,m,k}$: quantité d'aliment n ingéré quotidiennement sous la forme de conservation m par un individu appartenant à la classe d'âge k ($kg j^{-1}$, poids frais). Pour chaque aliment, une à trois formes de conservation ont été envisagées (état frais, en conserve ou congelé après un délai de stockage plus ou moins long...). Les valeurs de ce paramètre sont détaillées pour chaque classe d'âge dans le chapitre 3 ;

λ_i : constante de décroissance physique du radionucléide i (j^{-1}) ;

$S_{n,m}$: durée de stockage de l'aliment n sous la forme de conservation m (jours). De fait, cette durée a de préférence été prise comme un multiple de la durée des intervalles de temps de l'étude. Les valeurs de ce paramètre pour chaque aliment n et pour chaque forme de conservation m sont détaillées dans le chapitre 3 ;

$A_{i,n,j-s_{n,m}}$: activité du radionucléide i dans l'aliment n (à l'état frais) durant l'intervalle de temps $j-s_{n,m}$ (Bq). Ses valeurs sont tirées directement du rapport SESURE 2004-19, pour chacun des N produits alimentaires dont l'activité au cours du temps a été étudiée, à savoir : les légumes-feuilles, les légumes-fruits, les légumes-racines, les céréales, la viande de bœuf et le lait de vache ;

T_j : nombre de jours durant le $j^{\text{ième}}$ intervalle de temps ;

$CD.int_{N,i,k}$: coefficient de dose par ingestion de radionucléide i pour la classe d'âge k ($Sv Bq^{-1}$). Conformément aux recommandations de l'IRSN dans la base de données ECRIN (Perrin, 2003), les valeurs de ce coefficient pour la dose efficace sont issues de la directive EURATOM/96/29 (Communautés Européennes, 1996). Pour les doses à la thyroïde et à la moelle osseuse, ses valeurs proviennent de la base de données de la CIPR (1998) et sont fondées sur les modèles biocinétiques décrits dans la publication IRCP30 (CIPR, 1980). Les coefficients de pondération aux organes sont issus de la publication IRCP60 (CIPR, 1991). Ces sources de données sont homogènes avec celles utilisées pour l'exposition par inhalation, de même que les classes d'âge prises en compte.

3. RATION ALIMENTAIRE PAR CLASSE D'ÂGE.

3.1. Définitions et références.

Les six produits alimentaires dont l'évolution de la radioactivité a été reconstituée entre 1961 et 1978 (légumes-feuilles, légumes-fruits et fruits, légumes-racines, céréales, viande de bœuf et lait de vache) sont considérés comme représentatifs d'un groupe d'aliment. Ainsi, la viande de bœuf représente l'ensemble de l'alimentation carnée d'une classe d'âge. Elle est d'ailleurs la viande la plus consommée en France. Le lait de vache représente l'ensemble des produits et dérivés laitiers, par le biais de leur équivalent en masse de lait. Sa consommation est également largement prépondérante devant celle des laits de chèvre ou de brebis. De même, dans la catégorie « céréales », illustrée par le blé dans le rapport SESURE 2004-19, sont groupés l'ensemble des dérivés céréaliers (farines, pâtes alimentaires, riz, maïs...). Par ailleurs, l'effet des transformations agroalimentaires sur la contamination n'a pas été pris en compte, car ceci tend à introduire un biais lié à la consommation indirecte de tout ou partie des sous-produits générés par ces transformations.

L'alternative aurait été d'évaluer les niveaux d'activité de chaque produit alimentaire bien individualisé par une modélisation utilisant la connaissance des dépôts. Cette évaluation aurait été obligatoirement entachée d'une erreur très supérieure à l'assimilation proposée en raison de l'impossibilité de valider les résultats intermédiaires par des mesures, comme cela a été fait pour tous les produits entrant dans la ration alimentaire simplifiée proposée. L'exemple de la viande de porc constitue une bonne illustration à ces affirmations. Sa prise en compte en tant que telle dans la ration alimentaire aurait nécessité de déterminer un mode d'alimentation des cochons représentatif des pratiques zootechniques françaises, puis de calculer la contamination de chacune de ses composantes (souvent des produits transformés), à partir du produit agricole brut (maïs par exemple). Dans cette évaluation, aucune validation, telle qu'elle a pu être faite pour la viande de bœuf à partir de mesures, n'aurait été possible. De plus, une partie significative de la viande de porc est consommée sous forme de charcuterie, pour laquelle les effets des procédés culinaires sur la contamination sont très mal connus.

Il serait donc impossible de reconstituer précisément l'évolution de l'activité de l'ensemble des produits très divers entrant dans chaque catégorie d'aliments sur toute la période d'étude. Par ailleurs, il serait également impossible de décrire avec précision le régime alimentaire d'une classe d'âge, dans toute sa complexité et avec toute sa variabilité. En revanche, réduite à l'expression simple des quantités consommées pour les six groupes d'aliments précités, il est possible de décrire une ration alimentaire type qui est assez robuste, les différents individus d'une classe d'âge compensant généralement le manque de goût pour un aliment par un autre au sein de la même catégorie.

Une fois bien précisée la nature des aliments considérés, il convient de s'intéresser à la qualité sous laquelle vont être exprimées les quantités consommées. En effet, le poids d'un aliment varie considérablement selon son degré de fraîcheur et surtout de cuisson. Dans la mesure où aucun facteur de transformation n'a été considéré (concentration ou dilution de l'activité massique d'un radionucléide selon le mode de préparation de l'aliment avant ingestion), il est nécessaire de se référer systématiquement aux quantités d'aliments frais mises en jeu dans la préparation. Ainsi, les quantités évoquées ci-après sont les quantités de produits « bruts ». Tous les traitements qu'ils sont susceptibles de subir ensuite sont supposés ne pas entraîner de perte du radionucléide, ce qui est le cas de bon nombre de préparations culinaires. Dans le cas du lait, il existe un consensus pour les facteurs de transformation à utiliser pour le passage du lait aux fromages fermentés : des valeurs de 1,4 à 1,6 sont ainsi préconisées dans les codes de calcul ECOSYS et ASTRAL (Müller & Pröhl, 1993 ; Renaud *et al.*, 1999-a). Néanmoins, des facteurs de transformation inverses (0,2 à 0,5) sont également proposés par les mêmes auteurs pour la transformation de lait en beurre. Or l'ensemble de ces produits a été regroupé dans la catégorie « dérivés laitiers » dans le cadre de la présente étude. Il est ainsi considéré que les pertes au cours de la fabrication de l'un sont compensées par la concentration lors de la fabrication des autres.

Le choix de prendre en compte les quantités de produits « bruts » dans la ration alimentaire a des répercussions sur les sources documentaires susceptibles de servir de référence. Ainsi, les résultats obtenus lors des deux grandes enquêtes nationales sur les consommations alimentaires des adultes et des enfants en France, initiées par la Direction Générale de l'Alimentation puis

par l'Agence Française de Sécurité Sanitaire et des Aliments (Rigaud *et al.*, 1997 ; Volatier, 2000) ne sont pas directement exploitables. En effet, ces résultats, également repris dans la banque de données CIBLEX (IRSN & ADEME, 2003) sont issues d'enquêtes utilisant des carnets de consommation sur une période de 7 jours, l'identification des portions étant facilitée par l'utilisation d'un carnet photographique (SUVIMAX, 1994). Les quantités mentionnées sont donc des quantités « cuites », prêtes à l'ingestion. Par ailleurs, ces ouvrages soulignent l'évolution temporelle de la ration alimentaire (réduction progressive des quantités consommées en aliments de base au profit des aliments de type sandwiches, tartes salées, plats composés...). Il est donc apparu préférable d'utiliser une référence plus ancienne, mais néanmoins toujours postérieure à la période d'étude. C'est donc l'enquête alimentaire réalisée à la demande de la section de radioécologie du CEA / Cadarache autour du site de Civaux en 1980 (Dominici *et al.*, 1980) qui a servi de référence pour élaborer une ration alimentaire de base. Afin de tester sa fiabilité, elle a également été confrontée aux résultats obtenus plus récemment, en 1993 autour de Civaux (BEGEAT & EDF, 1993) et en 1996 autour de Marcoule par Descamps & Guillet (2003).

Cette ration alimentaire présente la particularité de concerner une population très rurale.

3.2. Composition des rations alimentaires.

3.2.1. Ration alimentaire des adultes et adolescents de plus de 12 ans.

Il a été admis que les rations alimentaires des adolescents de 12 à 17 ans et des adultes de plus de 17 ans étaient suffisamment proches pour pouvoir être confondues. De fait, aucune information quantitative sur cette tranche d'âge n'a été trouvée dans la littérature. L'enquête INCA (Volatier, 2000) considère les individus comme des adultes dès l'âge de 14 ans.

La ration alimentaire de cette classe d'âge est identique à celle proposée par Dominici *et al.* (1980), confirmée par BEGEAT & EDF (1993), notamment en ce qui concerne les quantités de fruits et légumes (hors pommes de terre) ingérées quotidiennement. Il est apparu nécessaire de réduire significativement la consommation de pommes de terre (160 g j^{-1}) car elle était jugée très caractéristique d'une population rurale. Volatier (2000) estime cette ration à 63 g j^{-1} , valeur relative au produit cuit. Sachant que la cuisson de la pomme de terre modifie peu son poids (perte en eau de 20% environ selon AIEA, 1994), la masse de produit cru correspondant à la ration de Volatier (2000) est de 80 g j^{-1} , valeur qui a été conservée pour notre étude. Les quantités totales de produits laitiers sont également inspirées des deux enquêtes réalisées autour du site de Civaux. La ration de viande a été estimée en sommant tous les types de viandes listés dans les documents de référence et les poissons. Seuls les œufs (environ 50 g j^{-1}) ont été négligés. La ration retenue est intermédiaire entre celle estimée en 1980 (258 g j^{-1}) et celle estimée en 1993 (225 g j^{-1}). En absence de toute information sur la consommation totale de dérivés céréaliers dans l'enquête de 1980, ce sont les résultats de 1993 qui ont permis d'estimer la ration quotidienne pour ce produit ; les données obtenues en 1996 autour de Marcoule sont très voisines.

La ration alimentaire ainsi définie comprend un total de 490 g j^{-1} de fruits et légumes auquel s'ajoutent 80 g j^{-1} de pommes de terre, 200 g j^{-1} de produits céréaliers, 400 g j^{-1} de produits laitiers (exprimés en poids ou volume de lait équivalent) ainsi que 230 g j^{-1} de viandes. Le poids total ingéré est donc proche de 1400 g j^{-1} .

La consommation de vin (317 g j^{-1} en 1980 et 163 g j^{-1} en 1993) sera considérée isolément du régime alimentaire moyen : les doses associées à cette consommation pourront être ajoutées à celles liées à l'alimentation de base.

La répartition entre les différentes formes de conservation de même que les temps de stockage ont été déterminés à partir des informations essentiellement qualitatives figurant dans les trois documents de référence consultés. La part importante des produits laitiers « frais » est à considérer en soulignant la période couverte par notre étude : 1961-1978. La consommation de lait UHT était alors nettement moindre qu'elle ne l'est aujourd'hui.

Tableau 1 - Temps de stockage des produits alimentaires en fonction des formes de conservation prises en compte et ration alimentaire quotidienne des adultes et adolescents de plus de 12 ans.

Produit alimentaire	Forme de conservation	Temps de stockage (j)	Quantité ingérée quotidiennement (g, poids brut)
légumes-feuilles	frais	2	100
légumes-feuilles	conserves	90	10
légumes-fruits + fruits	frais	2	210
légumes-fruits + fruits	conserves	90	100
légumes-racine hors pommes de terre	frais	2	50
légumes-racine hors pommes de terre	conserves	90	20
potatoes	moyenne	30	80
dérivés céréaliers	moyenne	180	200
lait et dérivés	frais	2	250
lait et dérivés	pasteurisés	7	100
dérivés laitiers	moyenne	30	50
viande (équ. boeuf)	moyenne	15	230

3.2.2. Ration alimentaire des enfants de 1 à 12 ans.

La ration alimentaire des enfants n'est pas renseignée dans les enquêtes locales autour de Civaux et Marcoule, celles-ci portant sur des échantillons trop réduits pour pouvoir donner des valeurs significatives pour les sous-échantillons que constituent les enfants. Volatier (2000) fournit en revanche des informations assez complètes sur la consommation des enfants de 3 à 5 ans, de 6 à 8 ans, de 9 à 11 ans et de 12 à 14 ans. Afin de pouvoir utiliser ces données qui sont relatives à des aliments cuits et à des habitudes alimentaires « modernes », les quantités ingérées par une classe d'âge ont été rapportées à celles des adultes interrogés en 1999, puis modulées par celles définies pour les adultes des années 60-70 (Tableau 1), selon :

$$R_{j,k}(1970) = R_{j,k}(1999) \cdot \frac{R_{j,adulte}(1970)}{R_{j,adulte}(1999)} \quad (E. 5)$$

Avec :

$R_{j,k}(1970)$: quantité d'aliment j ingéré quotidiennement par la classe d'âge k, adapté à notre période d'étude ;

$R_{j,k}(1999)$: quantité d'aliment j ingéré quotidiennement par la classe d'âge k en 1999, d'après Volatier (2000) ;

$R_{j,adulte}(1970)$: quantité d'aliment j ingéré quotidiennement par les adultes sur notre période d'étude (issue de Dominici *et al.*, 1980) ;

$R_{j,adulte}(1999)$: quantité d'aliment j ingéré quotidiennement par les adultes en 1999, d'après Volatier (2000).

Préalablement à ce calcul, les classes d'âges retenues par Volatier (2000) ont été regroupées deux à deux : 3-5 ans et 6-8 ans d'une part, 9-11 ans et 12-14 ans d'autre part. Ceci permet de se rapprocher des classes d'âges définies pour les coefficients de doses (2-7 ans et 7-12 ans).

Les enfants de 1 à 2 ans ne sont pas étudiés par Volatier (2000). Par conséquent, leur ration alimentaire a été définie en reprenant les choix de Vidal & Renaud (2000) pour les légumes et les fruits, eux-mêmes inspirés des travaux du Groupe Radioécologie Nord Cotentin (1999) et de ceux de Preziosi *et al.* (1991). La ration de produits laitiers a été légèrement augmentée par rapport aux travaux de Vidal & Renaud (2000) notamment afin de prendre en compte la consommation de fromages, généralement effective à cet âge. Pour les céréales et la viande, ce sont les apports quotidiens conseillés par Dabadie (1999) pour un enfant de 1 an qui ont servi de base à notre choix.

Tableau 2 - Rations alimentaires quotidiennes des enfants de 1 à 2 ans, de 2 à 7 ans et de 7 à 12 ans.

Produit alimentaire	Forme de conservation	Quantité ingérée quotidiennement (g, poids brut)		
		1 à 2 ans	2 à 7 ans	7 à 12 ans
légumes-feuilles	frais	8	63	72
légumes-feuilles	consERVE	1	7	8
légumes-fruits + fruits	frais	95	140	155
légumes-fruits + fruits	consERVE	15	60	75
légumes-racine hors pommes de terre	frais	30	30	35
légumes-racine hors pommes de terre	consERVE	5	5	6
potatoes	moyenne	50	60	90
dérivés céréaliERS	moyenne	25	140	200
lait et dérivés	frais	240	350	300
lait et dérivés	pasteurisés	120	160	130
dérivés laitiers	moyenne	40	50	50
viande (éqU. bœuf)	moyenne	30	140	190

3.2.3. Cas particulier des nourrissons de 0 à 1 an.

La ration alimentaire du nourrisson de 0 à 1 an retenue pour notre étude est celle proposée par Vidal & Renaud (2000). De fait, une consommation de 0,8 litre de lait par jour est aussi celle préconisée par différents auteurs pour des nourrissons de 3 mois (Deheeger *et al.*, 1990 ; Dupin *et al.*, 1992). Cette ration augmente légèrement durant les trois premiers mois de la vie et évolue ensuite assez peu. À partir de 4 à 6 mois, la diversification du régime alimentaire du nourrisson commence et constitue un complément à la ration de lait. Cette étape transitoire n'a pas été décrite, notamment en raison de sa variabilité et des très faibles quantités ingérées comparées au lait.

La durée de stockage du lait, supposé en poudre, a été prise égale à 30 jours. C'est la valeur basse de la fourchette 30-45 jours proposée par Vidal & Renaud (2000).

Des données récentes sur l'allaitement en France métropolitaine indiquent que sa proportion est actuellement voisine de 50% à 8 jours et chute à 10% à 3 mois puis 7% à 4 mois (Vincent, 2001). Il est délicat de se prononcer sur l'évolution de ces chiffres entre 1961 et aujourd'hui. Les années soixante sont celles durant lesquelles les laits maternisés, venant d'être mis au point, bénéficiaient d'une forte promotion. En même temps, leur distribution n'était sans doute pas aussi développée qu'aujourd'hui. Par ailleurs, la généralisation du travail féminin au cours des trois dernières décennies a certainement favorisé le sevrage précoce.

En ce qui concerne la dose à la thyroïde, les travaux de Vidal & Renaud (2000) indiquent que la consommation de lait frais ou pasteurisé augmente la dose à la thyroïde de près d'un facteur 10 par rapport à l'allaitement maternel. En revanche, la consommation de lait en poudre diminue d'un facteur 4 cette même dose, principalement en raison de l'augmentation du délai de consommation. C'est néanmoins ce régime alimentaire qui est étudié dans le cadre de la présente étude, car c'est également le plus probable. Par ailleurs, les facteurs de sensibilité étudiés par Vidal & Renaud concernent un radionucléide à vie courte, l'¹³¹I. Les comparaisons précédentes masquent donc une réalité qui est le faible transfert au lait maternel : 20 à 30% de l'activité ingérée par la mère en ¹³¹I passent dans son lait. En ce qui concerne les autres radionucléides importants dans les doses reçues par ingestion (⁹⁰Sr et ¹³⁷Cs), une comparaison a été faite directement entre le lait de vache et le lait humain (Versele-De Clercq & Gillard-Baruh, 1974) et permet de constater que le lait maternel est 4 fois moins contaminé en ¹³⁷Cs que le lait de vache ; ce facteur atteint 26 dans le cas du ⁹⁰Sr.

En conclusion, il convient de souligner que le fait de considérer un scénario standard d'alimentation des nourrissons par du lait en poudre tend à maximiser les doses liées à l'ingestion de ⁹⁰Sr et ¹³⁷Cs, mais correspond à la situation la plus vraisemblable à l'époque. Ce choix tend à diminuer la dose à la thyroïde d'un facteur voisin de 4 par rapport à l'allaitement.

4. ÉTUDE DE L'ACTIVITE DU CESIUM ET DU STRONTIUM DANS LA RATION ALIMENTAIRE DES ENFANTS DE 12 A 15 ANS.

Quel que soit le soin apporté à la détermination d'une ration alimentaire type, cette ration peut toujours faire l'objet de critiques en raison de l'importante variabilité individuelle qui entoure les valeurs moyennes choisies. Par conséquent, il apparaît nécessaire, quand cela est possible, de vérifier la validité de ces valeurs moyennes en confrontant par exemple l'activité calculée pour cette ration et l'activité mesurée. De telles mesures, portant donc sur l'ensemble des denrées constituant les repas quotidiens d'un individu, sont rares, mais quand elles existent, elles permettent de valider la démarche de calcul dans sa globalité : activité dans les aliments, quantités consommées et hypothèses simplificatrices sur les pertes dues aux éventuelles transformations agroalimentaires et culinaires.

4.1. Présentation des résultats de mesures disponibles.

À partir d'octobre 1967, le SCPRI a mis en place un suivi mensuel de l'activité en césium et strontium de la ration alimentaire type proposée dans les établissements scolaires (SCPRI, 1961-1978). Ce type de travail fournit mensuellement l'activité moyenne en ^{137}Cs et ^{90}Sr ingérée chaque jour (Bq j^{-1}). Les caractéristiques techniques des échantillons et les méthodes mises en œuvre, inspirées de celles adoptées par le Public Health Service américain pour un réseau analogue (Institutional Diet Program) sont présentées par Gahinet *et al.* (1969) et rappelées succinctement ici :

- un prélèvement mensuel est constitué de l'ensemble des repas (aliments et boissons) collectés pendant sept jours et correspondant qualitativement et quantitativement à la ration alimentaire complète d'un adolescent de 12 à 15 ans, soit au total 7 petits déjeuners, 7 déjeuners, 7 goûters et 7 dîners ;
- au cours de chaque repas, les aliments et boissons sont collectés sous la forme sous laquelle ils sont distribués aux élèves. Les parties non comestibles sont éliminées. Durant la semaine de collecte, les échantillons sont conservés à l'étuve pour les solides, dans des bidons avec adjonction de formol pour les liquides ;
- l'eau de boisson est exclue des prélèvements mensuels mais fait l'objet d'une mesure annuelle réalisée sur un échantillon de 60 litres.

Les auteurs précisent que le poids moyen de la ration quotidienne, hors boissons, est de 1400 g (frais), qui donnent 580 g après dessiccation et 25 g après calcination. Les échantillons sont mesurés par spectrométrie gamma à l'état sec pour déterminer leur activité en ^{137}Cs et font l'objet d'une radiochimie après calcination pour le dosage du ^{90}Sr .

Des informations sont données sur la composition moyenne des régimes alimentaires à partir des informations transmises par les établissements scolaires. Celles-ci ne précisent cependant pas si les quantités sont données pour les produits bruts ou « prêts à l'ingestion », c'est-à-dire cuits. En revanche, elles soulignent la variabilité de cette composition d'un établissement scolaire à un autre, puisque pour la plupart des denrées citées (pain, lait, produits céréaliers, produits laitiers et légumes hors pomme de terre), des écarts d'un facteur 2 à 3 apparaissent entre établissements scolaires. En admettant que les chiffres cités sont relatifs à des quantités d'aliments « bruts », la ration alimentaire utilisée pour nos calculs tendrait à minimiser les quantités de produits céréaliers et de pommes de terre consommées quotidiennement, au profit des produits laitiers et des fruits et légumes (hors pomme de terre).

Les sept établissements scolaires étudiés en France métropolitaine sont rattachés aux communes suivantes : Bordeaux, Clermont-Ferrand, Épinal, Grenoble, Avignon, Rennes. Un suivi est également réalisé en région parisienne, au Vésinet (restaurant d'entreprise) et à Versailles (cantine scolaire).

4.2. Confrontation calculs - mesures.

4.2.1. Limites.

Les données présentées précédemment sont relatives à la classe d'âge 12-15 ans, alors que les classes d'âges retenues pour notre étude, correspondant aux coefficients de dose de la littérature, sont les classes 7-12 ans et 12-17 ans. Il a été décidé de comparer les résultats de mesures disponibles sur la ration alimentaire des établissements scolaires avec l'activité calculée pour la ration des adolescents de 12 à 17 ans dont le régime alimentaire est celui d'un adulte. Il convient de souligner qu'une comparaison des données avec les résultats des calculs effectués pour la classe d'âge 7-12 ans conduit à des conclusions tout à fait similaires à celles qui vont être présentées dans les paragraphes suivants.

C'est la ration alimentaire mesurée au restaurant d'entreprise du Vésinet qui sert ici de base à la confrontation pour la région parisienne. C'est elle qui a fait l'objet du plus grand nombre de mesures (123 jusqu'en juin 1978 contre 67 pour Versailles), sur la période la plus longue (dès juin 1966 alors que la série de données relative à Versailles débute seulement en janvier 1969). De plus, l'hypothèse d'une uniformité du régime alimentaire des adultes et de la classe d'âge 12-17 ans a été adoptée, ce qui plaide en faveur d'une uniformité des valeurs obtenues en restaurant d'entreprise et en cantine de collège.

La contamination de l'eau ingérée est intégrée dans les résultats de mesures alors qu'elle n'est pas considérée dans les calculs effectués. Cependant, cette distorsion est sans incidence sur les résultats compte tenu du fait que l'activité mesurée dans l'eau par le SCPRI est très faible dès 1967 et cesse très rapidement de devenir significative.

4.2.2. Résultats.

L'activité en ^{137}Cs et en ^{90}Sr ingérée chaque jour par les personnes fréquentant la cantine du Vésinet est de l'ordre de 10 et 3 Bq j^{-1} respectivement pour ces deux radionucléides en 1961 (Figure 1). En près de 20 ans, elle baisse d'un ordre de grandeur pour le ^{90}Sr et de près de deux ordres de grandeur pour le ^{137}Cs .

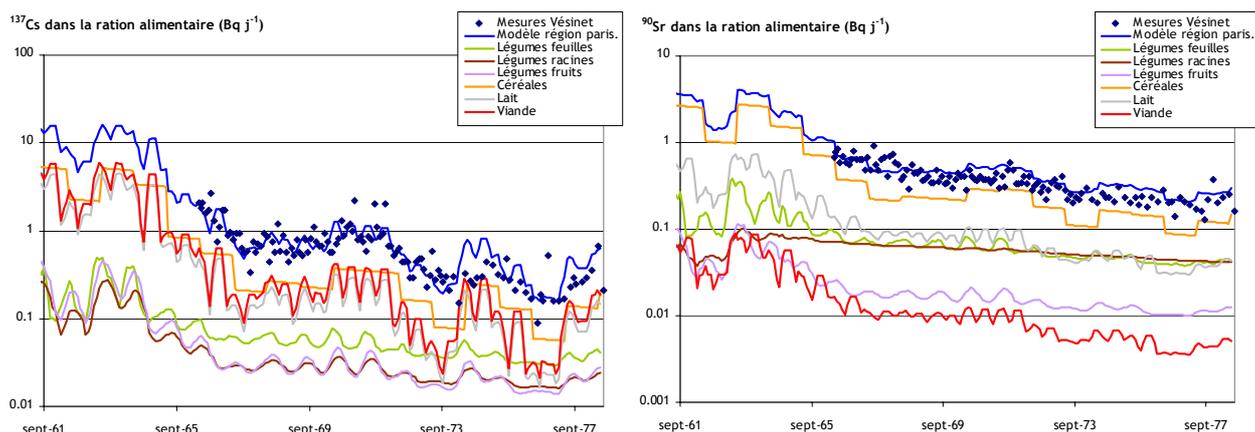


Figure 1 - Évolution de la contamination de la ration alimentaire des enfants de plus de 12 ans par le ^{137}Cs et le ^{90}Sr entre 1961 et 1978 : résultats de mesures et valeurs calculées.

La Figure 1 atteste par ailleurs d'une bonne adéquation entre les valeurs mesurées dans les rations alimentaires par le SCPRI et les valeurs calculées à l'aide de l'activité estimée dans les composants de la chaîne alimentaire (Vray & Renaud, 2004) et de la ration décrite

au § 3.2.1 p.12. Cette adéquation se traduit par un rapport valeur calculée/mesurée le même mois de $1,18 \pm 0,08$ en moyenne pour le ^{137}Cs et de $1,20 \pm 0,05$ pour le ^{90}Sr (échantillons de 123 données). La modélisation utilisée et la ration alimentaire retenue tendent donc à surestimer légèrement la contamination par ingestion de denrées, d'environ 20%.

L'adéquation évoquée précédemment concerne les données relatives au ^{137}Cs aussi bien que celles relatives au ^{90}Sr , et ceci bien que les groupes d'aliments responsables de la contamination de la ration alimentaire par ces deux nucléides diffèrent quelque peu : si les céréales apparaissent systématiquement comme l'un des principaux contributeurs à cette contamination, les contributeurs secondaires sont distincts pour ces deux éléments. Cette particularité apparaît également sur la Figure 2.

En dehors des apports dus aux céréales, la contamination de la ration alimentaire par le ^{137}Cs est en effet largement due à la viande (le césium, analogue du potassium se fixant préférentiellement dans les muscles des espèces animales) et également au lait. Les légumes (feuilles mais surtout fruits et racines) jouent un rôle assez mineur dans cette contamination. L'analyse de la contribution des différents aliments à la contamination de la ration alimentaire par le ^{90}Sr indique qu'outre les céréales, le principal contributeur est le lait. Au fil du temps, la contribution des légumes (feuilles mais également racines) tend à se renforcer, notamment en raison des choix effectués concernant la période de disparition du radionucléide dans le sol (6 ans pour l'herbe, 12 ans pour les légumes en région parisienne). En moyenne sur la période étudiée, la contribution de l'ensemble des légumes est supérieure à celle du lait. Celle de la viande est tout à fait négligeable.

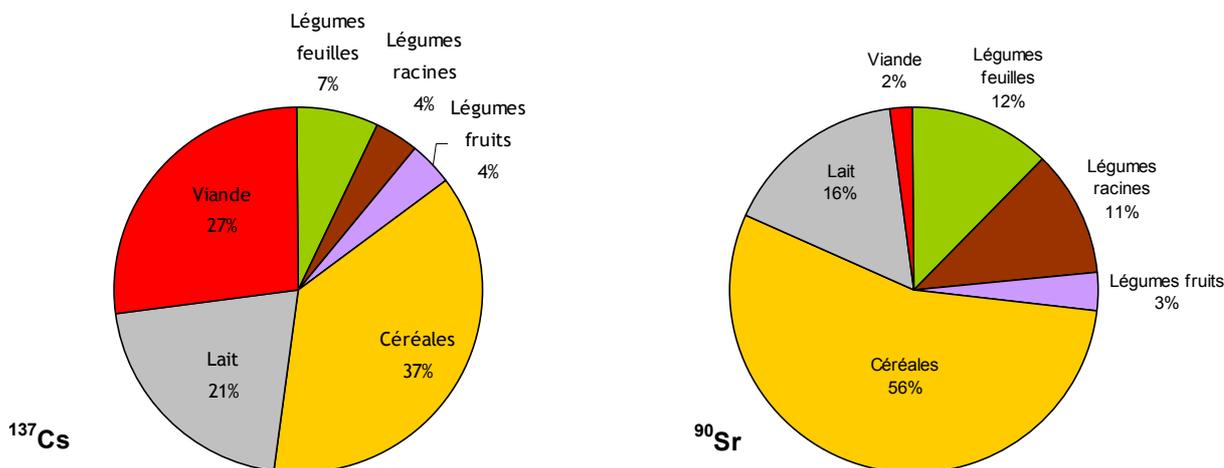


Figure 2 - Poids des différents types d'aliments considérés dans la contamination de la ration alimentaire des enfants de plus de 12 ans par le ^{137}Cs et le ^{90}Sr (valeurs moyennes pour la période 1961-1978).

Il convient de souligner que la contamination de la ration alimentaire par le ^{137}Cs est supérieure de près d'un facteur 10 à celle liée au ^{90}Sr . Elle est par ailleurs beaucoup plus fluctuante au cours du temps, ce qui s'explique par le poids important des phénomènes de dépôts directs dans cette contamination. Dans le cas du ^{90}Sr , la contribution proportionnellement plus forte des mécanismes de contamination par voie racinaire tend à lisser ce type de variation.

4.3. Variabilité régionale de la contamination de la ration alimentaire.

L'étude de la variabilité régionale de la contamination de la ration alimentaire peut être conduite en comparant les résultats de mesures obtenus par le SCPRI pour les différentes villes françaises avec ceux du Vésinet qui sont utilisés comme référence. Cependant, il convient de souligner que cette approche demeure très globale. Les écarts constatés pourront être imputés aussi bien à la variabilité de la ration, soulignée au § 4.1, p.15 qu'à la variabilité régionale des dépôts et des caractéristiques du sol. Ce problème est bien illustré par l'analyse du rapport entre l'activité ingérée quotidiennement à Versailles et celle ingérée au Vésinet

(Tableau 3, p.18). Ce rapport atteint en effet $1,6 \pm 0,2$ en moyenne pour le ^{137}Cs et $1,6 \pm 0,1$ pour le ^{90}Sr , ce qui signifie qu'entre 1969 et 1978 les collégiens de Versailles ont ingéré plus de radionucléides que les adultes du Vésinet. Cette observation pose bien la limite du présent travail, dans la mesure où la composition moyenne des rations n'est pas disponible et où l'on ignore le détail de l'origine des aliments pour ces deux établissements. Il est à souligner qu'un écart d'un facteur voisin de 2 sur la consommation moyenne de pain par exemple pourrait très bien expliquer le résultat obtenu.

Tableau 3 - Contamination de la ration alimentaire par le ^{137}Cs et le ^{90}Sr dans différentes villes françaises : rapport entre les mesures effectuées en province et celles effectuées au Vésinet.

	Versailles		Épinal		Clermont-Fd		Avignon		Bordeaux		Grenoble		Rennes	
	^{137}Cs	^{90}Sr												
Minimum	0,442	0,695	0,327	0,561	0,727	0,949	0,462	0,902	0,390	0,552	0,269	0,784	0,313	0,703
Maximum	4,800	2,697	6,176	2,667	5,882	4,000	4,828	3,429	4,706	3,150	3,235	3,190	2,941	3,083
Nb d'obs.	67	67	72	72	78	78	59	59	79	79	70	70	78	78
Moyenne	1,553	1,561	2,520	1,647	2,563	1,959	1,957	1,775	1,851	1,304	1,362	1,558	1,303	1,531
Intervalle de confiance	0,169	0,092	0,285	0,112	0,231	0,124	0,238	0,136	0,189	0,098	0,128	0,103	0,110	0,097

Des écarts supérieurs à ceux signalés au sein de la région parisienne sont observés entre le Vésinet d'une part et Épinal et Clermont-Ferrand d'autre part. Le rapport étudié atteint ainsi des valeurs voisines de 2,5 pour le ^{137}Cs ($1,6$ à 2 pour le ^{90}Sr). De plus, l'évolution temporelle de l'activité ingérée dans ces deux villes (Figure 3) indique que ces séries de données ne peuvent nullement être confondues (ce qui serait admissible pour les séries du Vésinet, de Versailles ou Rennes).

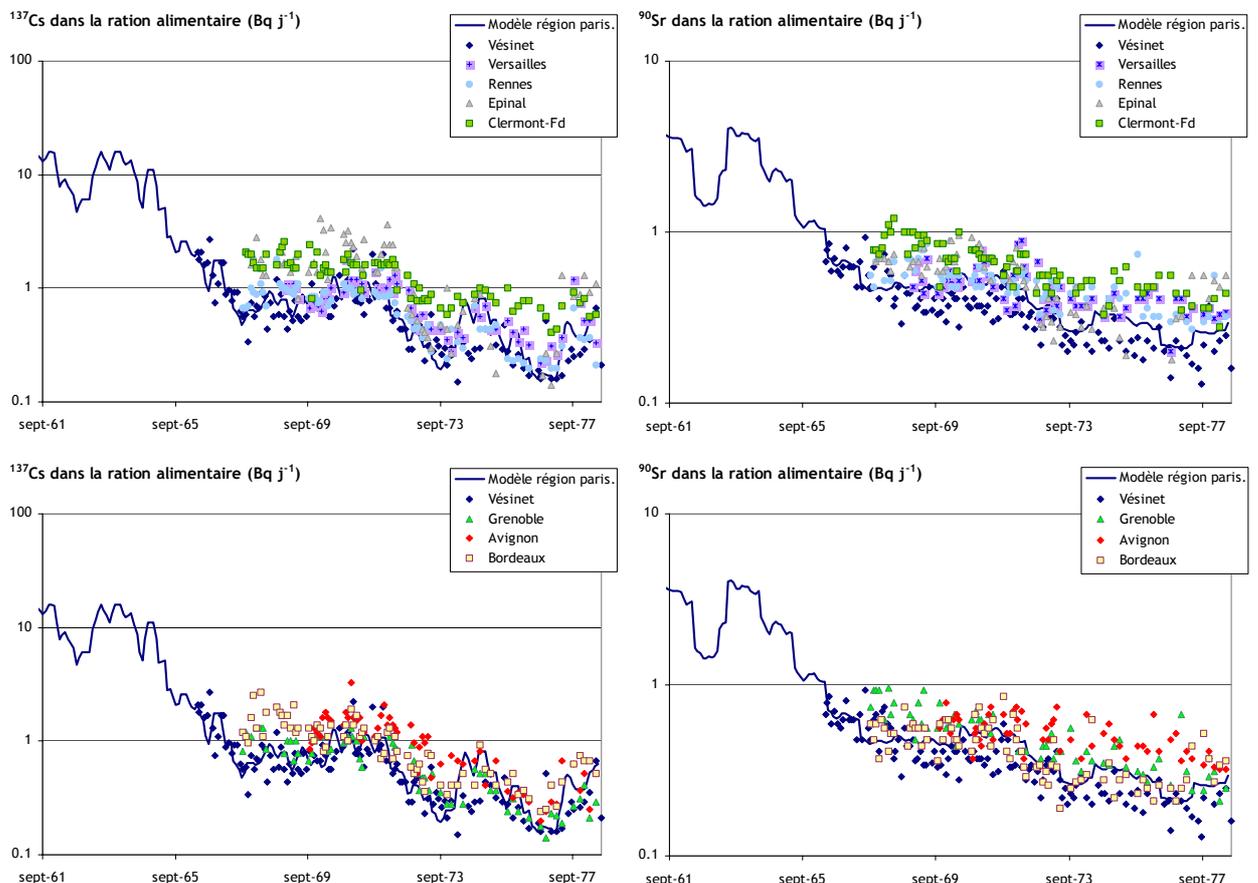


Figure 3 - Variabilité régionale de la contamination de la ration alimentaire par le ^{137}Cs et le ^{90}Sr .

Compte tenu du fait que ces écarts sont plus importants pour le ^{137}Cs que pour le ^{90}Sr , ils sont plutôt à rattacher à des différences sur la contamination de la viande et aussi du lait (ou les quantités ingérées). Ils peuvent très bien être expliqués par un écart d'un facteur deux sur le dépôt, lié à un facteur deux sur la pluviométrie moyenne annuelle, tel qu'il existe entre la région clermontoise et la région parisienne par exemple.

Les différences constatées entre la contamination de la ration alimentaire du Vésinet et celle de Bordeaux, Grenoble ou Rennes n'apparaissent pas significatives compte tenu des commentaires apportés sur les valeurs relatives à Versailles. Dans le cas de Grenoble, la variabilité importante de l'activité du ^{90}Sr dans la ration alimentaire est à souligner. Il peut être envisagé que des modifications dans l'origine de certaines denrées (laitages et légumes par exemple) soient responsables de la variabilité observée puisque cette région jouxte des zones à la pluviométrie moyenne annuelle contrastée. Cette hypothèse est également soutenue par un changement intervenu dans la localisation de l'établissement scolaire de cette région (à partir de début 1972, un collège de Vizille a été suivi en remplacement de celui de Grenoble).

Les écarts constatés entre Avignon et le Vésinet sont difficiles à expliquer. Ils apparaissent importants ($2,0 \pm 0,3$ pour le ^{137}Cs et $1,8 \pm 0,2$ pour le ^{90}Sr) sans que des variations notables dans les dépôts moyens autour de ces deux zones puissent les expliquer.

5. DOSES EFFICACES ENTRE 1961 ET 1978.

5.1. Dose efficace annuelle et cumulée reçue par un adulte.

5.1.1. Objectifs et périmètre de l'étude.

L'intérêt d'étudier la dose efficace reçue annuellement par un adulte entre 1961 et 1978 est surtout de pouvoir comparer ces résultats à ceux publiés par l'UNSCEAR (2000). La population concernée est approximativement celle correspondant aux personnes nées en 1945 ou avant.

Cette comparaison est l'un des objectifs de ce travail puisqu'elle permet de mesurer la justesse des estimations qui ont fait référence jusqu'ici. Elle sera limitée à la région parisienne, qui illustre l'une des régions les moins touchées de France par les essais aériens. Les écarts constatés entre la contamination de la région parisienne et celle des autres grandes villes ou régions françaises sont susceptibles d'atteindre un facteur 2 à 2,5 sur l'ensemble des dépôts moyennés à l'échelle régionale. Ces écarts se retrouvant au niveau de la contamination de la chaîne alimentaire (hors exceptions locales) et de la contamination de la ration alimentaire (cf. § précédent), ils pourront être utilisés pour estimer la variabilité de la dose efficace reçue en France pour un scénario moyen, excluant tout régime alimentaire spécifique et tout cas d'autarcie complète dans un secteur à très forte pluviométrie moyenne annuelle (plus de 1500 mm an^{-1}).

La dose efficace constitue un indicateur global d'évaluation du risque et permet d'effectuer des comparaisons entre des situations d'exposition très diverses. Cet indicateur est par exemple approprié pour comparer la dose annuelle due aux retombées des tirs à celle due aux radionucléides d'origine naturelle, ce qui sera fait dans les paragraphes qui suivent. Pour évaluer plus particulièrement le niveau de risque de développer certaines maladies (cancer de la thyroïde, leucémie) associées à l'exposition aux retombées des essais, il convient de déterminer les doses équivalentes aux organes cibles (thyroïde, moelle osseuse), ce qui sera fait dans le chapitre 6 (p.25).

5.1.2. Résultats.

Les doses annuelles ont été calculées à partir des données obtenues par année calendaire afin de faciliter la comparaison avec l'UNSCEAR, bien que la période reconstituée s'étende très précisément de juin 1961 à juillet 1978 (inclus). La dose annuelle des années 1961 et 1978 a été estimée en considérant que la valeur moyenne connue sur 7 mois était valide pour les 5 mois sur lesquels les calculs ne pouvaient être effectués.

La dose efficace annuelle due aux essais telle que calculée dans le présent travail atteint un maximum de 270 μSv pour l'année 1963 (Figure 4), elle diminue ensuite brutalement jusqu'à atteindre un palier voisin de 20 μSv . Cette valeur de dose annuelle persiste jusqu'à la fin de notre période d'étude (mi-1978). L'évolution de la dose annuelle proposée par l'UNSCEAR (contributions dues au ^{14}C et au ^3H ôtés) est assez similaire : le maximum est également atteint en 1963 et une stabilisation de la dose annuelle est observée également dès le début des années 70. Néanmoins, il existe un écart d'un facteur 2 entre la dose calculée ici et celle proposée par l'UNSCEAR (2000). L'analyse de cet écart pour chacune des voies d'exposition considérées montre une homogénéité des résultats pour la voie inhalation et des écarts importants pour les deux autres voies (facteur de $0,9 \pm 0,4$ entre les résultats de la présente étude et ceux de l'UNSCEAR pour l'inhalation ; facteur $2,2 \pm 0,2$ pour l'exposition externe, et $2,2 \pm 0,5$ pour l'ingestion, les années 1961 et 1978, incomplètes, n'étant pas considérées). Ceci tend à indiquer que, bien que le terme source « air » soit identique, c'est principalement au niveau des dépôts que se situent les écarts. La prise en compte de la pluviométrie, supérieure en France par rapport à la moyenne mondiale pour la bande de latitude située entre le 40^{ième} et le 50^{ième} parallèle, permet donc d'expliquer l'essentiel des écarts constatés.

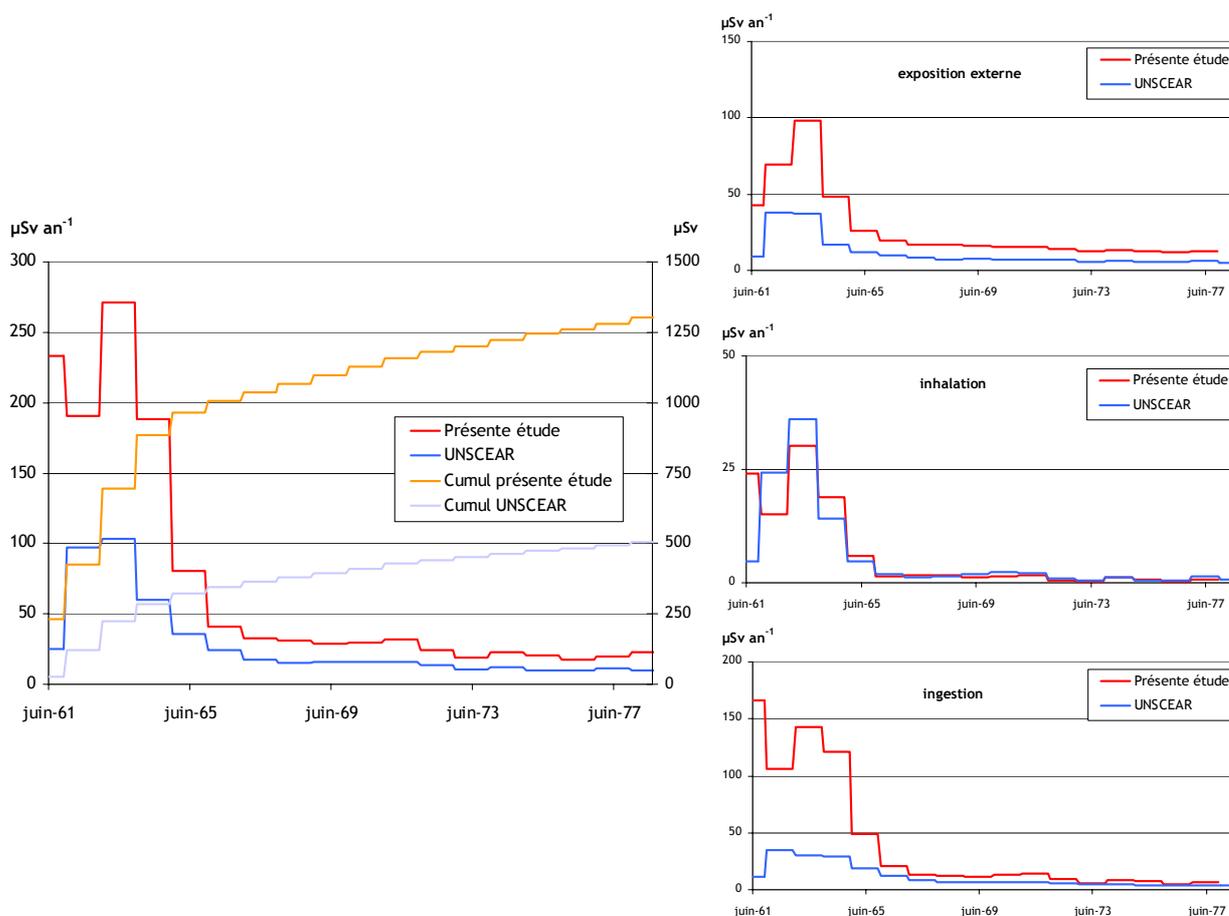


Figure 4 - Évolution temporelle de la dose efficace reçue annuellement par les adultes exposés aux retombées des essais aériens d'armes nucléaires entre 1961 et 1978.

L'ingestion de vin ayant été considérée à part de la ration alimentaire (alors qu'elle se situe entre 0,2 et 0,3 l j⁻¹, cf. § 3.2.1, p.12), un calcul de la dose efficace associée à cette consommation a été mené. À partir d'une dizaine de mesures de l'activité en ¹³⁷Cs de vins suisses et français, effectuées par la Commission Fédérale de Surveillance de la Radioactivité (CFSR, 1982), il a été estimé que l'activité en ¹³⁷Cs du vin (en Bq l⁻¹) était supérieure d'un facteur 3,25 à celle des fruits de la même année. Ce facteur de proportionnalité a ensuite été utilisé pour estimer l'activité annuelle du vin en ¹³⁷Cs, puis la dose associée à une consommation de 0,25 l j⁻¹. Celle-ci s'est élevée au maximum à 4,8 µSv an⁻¹ en 1963 (pour le ¹³⁷Cs, l'un des principaux contributeurs), valeur négligeable devant la dose totale.

À l'issue des 17 années couvertes par notre étude, la dose cumulée reçue par un adulte vivant en région parisienne atteint 1,3 mSv. Ce chiffre, comme la valeur annuelle de 270 µSv pour l'année 1963, peut être comparé à la dose efficace annuelle moyenne due à la radioactivité d'origine naturelle, qui est de 2,4 mSv (UNSCEAR, 2000). En 1963, la dose annuelle due aux essais aériens en région parisienne est demeurée inférieure d'un facteur 8 à la dose annuelle moyenne due à la radioactivité d'origine naturelle. Compte tenu de la variabilité importante de cette dernière, les deux contributions ont pu être tout à fait équivalentes en 1963 dans certaines régions françaises, à faible radioactivité d'origine naturelle et à forte pluviométrie moyenne annuelle.

L'analyse de la contribution des différentes voies d'atteintes considérées à la dose efficace annuelle a été effectuée pour les deux années (complètes) bornant la période étudiée, c'est-à-dire 1962 et 1977 (Figure 5). Il apparaît que la contribution de la voie ingestion dépasse 55% lors de l'arrivée de contamination la plus massive (en 1962-1963). Cette période-là est également celle où la contribution de l'inhalation atteint son maximum, lequel est de 11% (en 1963). Dès 1967, l'exposition externe devient la voie d'atteinte prépondérante. Les années suivantes, en fonction du nombre d'essais aériens encore en cours, sa contribution oscille entre 50 et 70%.

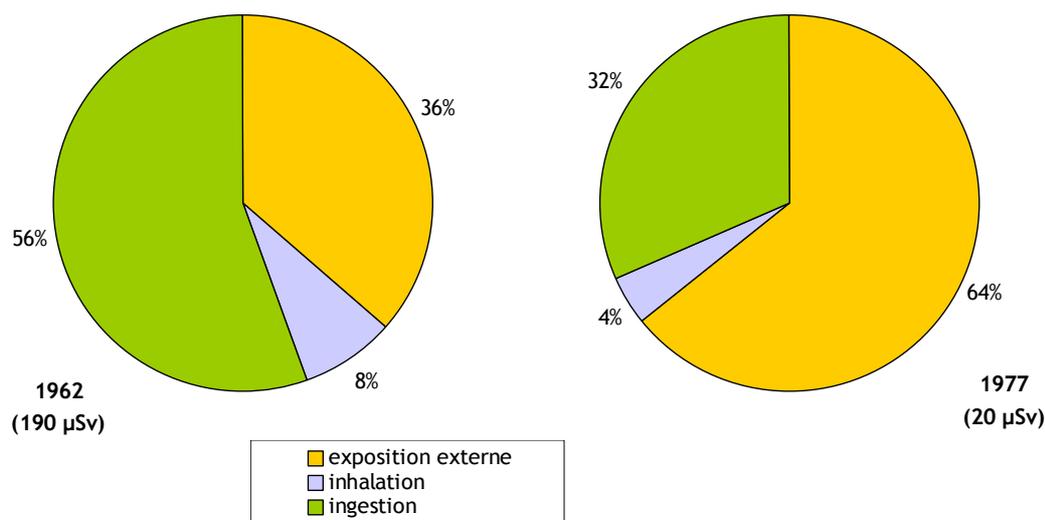


Figure 5 - Contribution des différentes voies d'atteintes considérées à la dose efficace à l'adulte en 1962 et 1977.

Plusieurs faits sont à l'origine de l'évolution précédemment décrite. Tout d'abord, le phénomène de contamination directe des plantes lors du dépôt est beaucoup plus efficace que le transfert racinaire. Il en résulte une contamination de la chaîne alimentaire et donc des doses par ingestion plus fortes au moment où les dépôts étaient les plus importants, au début des années 60. Dès 1963, la dose due à l'ingestion a donc brutalement diminué. Par ailleurs, les activités en radionucléides à vie longue, ¹³⁷Cs notamment, ont augmenté lentement mais régulièrement dans le sol, accroissant ainsi l'exposition externe aux dépôts. Compte tenu de la lente migration du ¹³⁷Cs vers la profondeur, il est probable que cette dose a atteint son maximum après le dernier tir chinois de 1980.

Une telle évolution des contributions des différentes voies d'atteinte à la dose efficace totale a été constatée après l'accident de Tchernobyl (Renaud *et al.*, 1997). La dose efficace engagée en 1986 résultait au deux tiers de l'ingestion, elle-même liée à une contamination directe des denrées par les dépôts. En 1988 et les années suivantes, l'exposition externe aux dépôts a peu diminué alors que celle liée à l'ingestion s'est effondrée en raison d'une contamination de la chaîne alimentaire due exclusivement au transfert racinaire.

La contribution des six principaux radionucléides qui ont un poids majeur dans la dose efficace reçue par chacune des voies d'atteintes considérées, en 1962 et en 1977, est présentée sur la Figure 6. En 1962, année marquée par d'importantes retombées (118 essais effectués cette année là, ce qui constitue le record), les radionucléides à vie courte jouent un rôle important dans la dose efficace. Le couple $^{95}\text{Zr}+\text{Nb}$ est le principal contributeur à la dose par exposition externe, dont il est responsable à près de 60%. Ceci s'explique à la fois par son rendement de fission élevé (il a été émis en quantités dix fois supérieures aux radionucléides à vie longue comme le ^{137}Cs et le ^{90}Sr) et par la valeur de ses coefficients de dose pour cette voie d'exposition. Les ruthéniums (103 et 106) et le couple $^{140}\text{Ba}+\text{La}$ contribuent également fortement à hauteur de 17% et 13% respectivement. En 1977, la contribution des radionucléides à vie courte à la dose efficace par exposition externe devient modeste comparée à celle du ^{137}Cs qui s'est accumulé dans le sol et auquel est associé un coefficient de dose par exposition au dépôt élevé.

En ce qui concerne la dose efficace par inhalation, il y a peu d'évolution entre 1962 et 1977. Cette dose est constamment et essentiellement due aux transuraniens, à plus de 40%. Il convient ici de rappeler que l'étude de ces radionucléides (^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Pu et ^{241}Am) est fondée sur les données de l'UNSCEAR relatives à l'air et sur les facteurs de transfert de la littérature, en raison de l'absence de résultats de mesures disponibles pour ces radionucléides en France. La seule amélioration aux calculs de l'UNSCEAR concernant les transuraniens réside dans la prise en compte de la pluviométrie moyenne annuelle dans les mécanismes de dépôt. Il conviendrait donc de tenter d'apporter un peu plus de certitudes sur les chiffres avancés pour ces radionucléides, en réalisant des analyses de ces émetteurs alpha sur d'anciens échantillons. Les quelques essais réalisés à ce jour (sur le compartiment « air ») semblent pour l'instant confirmer les estimations présentées dans ce document (Masson, 2005).

Dès 1962, les ^{137}Cs et ^{90}Sr apparaissent comme les principaux contributeurs à la dose par ingestion (à hauteur de 40% et 24% respectivement). Ceci s'explique principalement par leur forte mobilité et leur accumulation dans les organismes vivants. Compte tenu de leur longue période radioactive, cette contribution tend à se renforcer au cours du temps, notamment pour le ^{90}Sr pour lequel le transfert racinaire est particulièrement important.

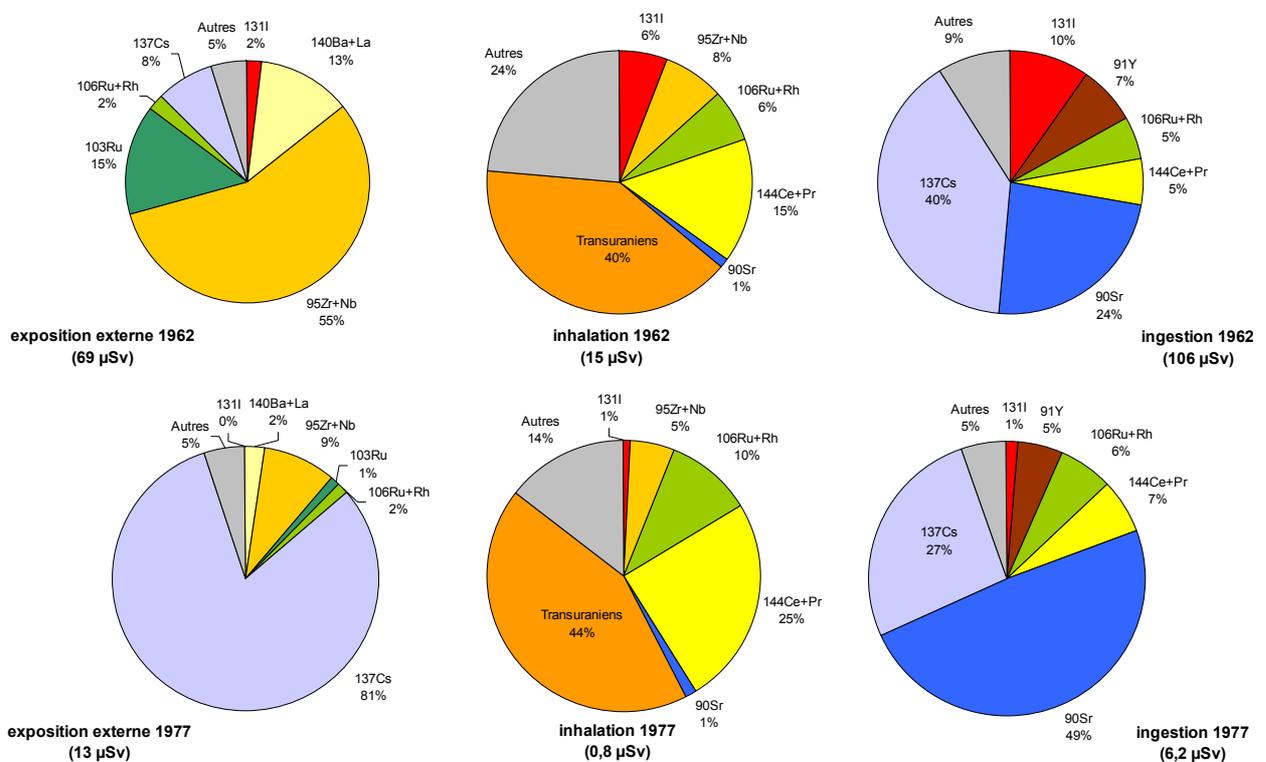


Figure 6 - Principaux radionucléides contribuant à la dose efficace pour chacune des voies d'atteinte considérées, en 1962 et 1977.

La contribution de l'iode reste assez modeste même en 1962 (10% de la dose par ingestion, 6% de la dose par inhalation et à peine 2% par exposition externe), ce qui s'explique en partie par le fait que pour les tirs de forte puissance, une fraction non négligeable de ce radionucléide décroît dans le compartiment stratosphérique et est donc exclue des retombées.

5.2. Dose efficace annuelle et cumulée reçue par un enfant né en 1961.

5.2.1. Objectifs et scénario.

Les résultats relatifs aux doses efficaces reçues annuellement par les adultes présentent l'avantage d'être directement comparables aux estimations de l'UNSCEAR. Néanmoins, il convient de savoir si les doses reçues par les enfants durant la période des essais ont été significativement différentes de celles calculées pour les adultes. En effet, d'une part, les coefficients de dose appliqués pour les enfants sont plus élevés que ceux applicables pour les adultes, et d'autre part, la ration alimentaire et les débit respiratoires sont plus faibles.

Afin de tester cette hypothèse, il a été envisagé de s'intéresser à un scénario réaliste qui est supposé être enveloppe de tous les autres scénarios : celui d'un enfant né au début de la période d'étude, c'est-à-dire début juin 1961. Cet enfant aura été en effet exposé dans ses plus jeunes années aux activités les plus élevées dans l'air et dans la chaîne alimentaire, notamment en radionucléides à vie courte comme l'¹³¹I. Ces valeurs ont été les plus fortes atteintes pour toute la période des essais nucléaires aériens depuis 1945. De plus, durant son enfance et son adolescence, un tel individu aura également été soumis à une exposition externe maximale en raison du cumul des dépôts et à la rémanence de la contamination de la chaîne alimentaire, soutenue par les essais chinois.

L'étude du cas d'un tel enfant sera réalisée pour la région parisienne afin de faciliter la comparaison avec l'adulte. Au stade nourrisson, il sera supposé nourri au lait en poudre (puisque l'allaitement constitue une protection efficace contre le transfert de radionucléide vers le nourrisson par la voie « ingestion », cf. § 3.2.3, p.14).

5.2.2. Résultats.

C'est en 1964 que l'écart entre la dose reçue par un enfant né mi-1961 et celle reçue par un adulte est maximal (Figure 7). Il atteint alors 35% de la dose de l'adulte (254 μ Sv pour l'enfant de 3 à 4 ans contre 188 μ Sv pour l'adulte). À l'issue des 17 années couvertes par la présente étude, l'écart sur la dose cumulée reçue par ces deux individus s'élève à 15% seulement. Si ce résultat confirme bien que la dose reçue par un enfant est supérieure à celle de l'adulte, il montre également que l'écart demeure modeste dans le cas traité.

L'analyse de l'origine de l'écart enregistré entre ces deux cas consiste à comparer les deux situations pour chaque voie d'atteinte. La dose par exposition externe est identique pour les enfants et les adultes. En effet, il n'a pas été considéré que le temps passé à l'extérieur de l'habitation était différent d'une classe d'âge à une autre ou comme le coefficient de dose est identique pour toute la population, la dose par exposition externe est indépendante de l'âge et donc du scénario envisagé. La dose par inhalation est inférieure pour les enfants, ce qui s'explique par le fait que le débit respiratoire des enfants est notablement moindre que celui des adultes, ce qui n'est pas compensé par l'augmentation des coefficients de dose. Seule la voie ingestion contribue à accroître sensiblement la dose reçue par les enfants car l'écart sur les quantités ingérées (les enfants mangent quantitativement moins que les adultes) ne compense pas l'écart sur les coefficients de dose. De plus, le lait, source importante de contamination, est consommé en quantités supérieures par les enfants.

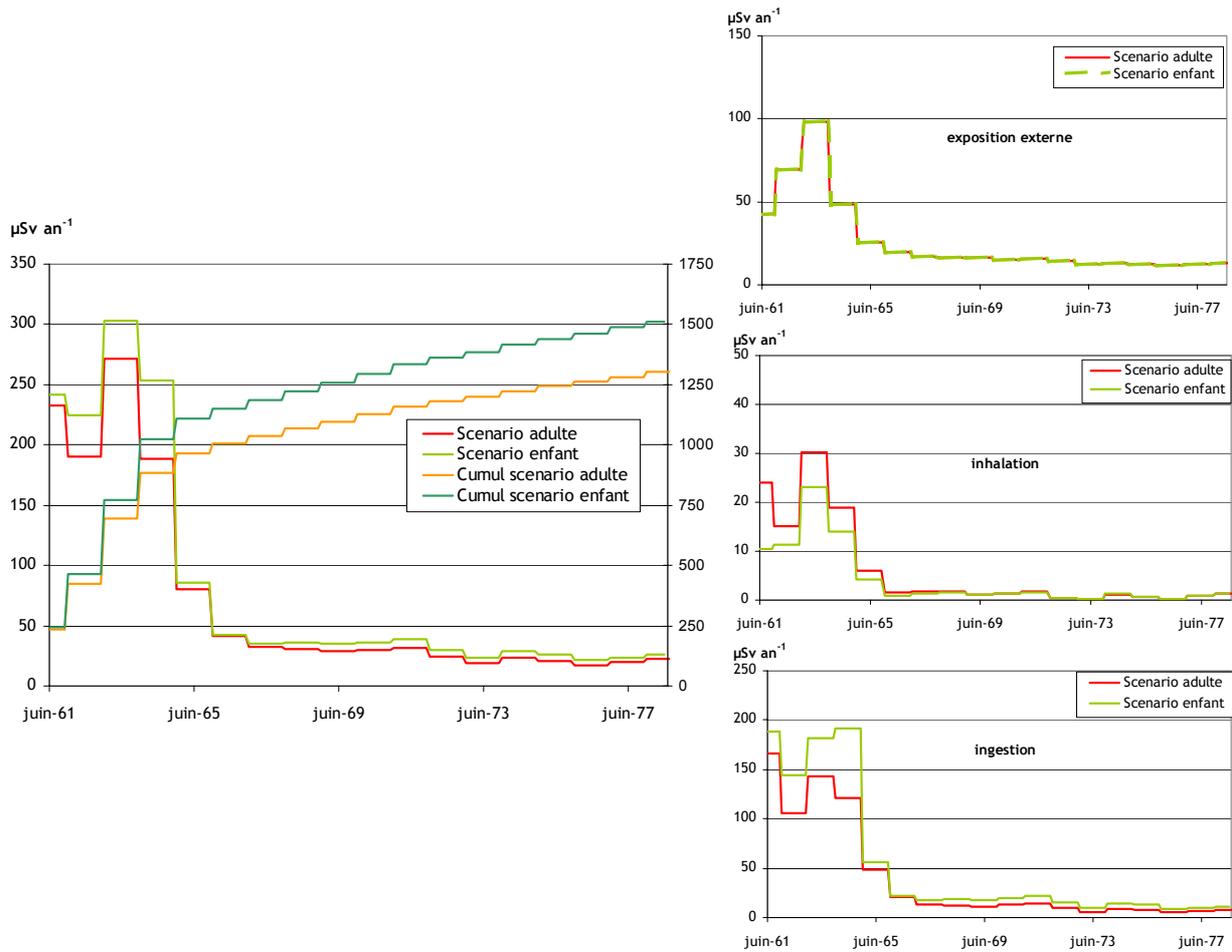


Figure 7 - Évolution temporelle de la dose efficace reçue annuellement par les personnes exposées aux retombées des essais aériens d'armes nucléaires entre 1961 et 1978. Comparaison des résultats obtenus pour les enfants nés en 1961 et les adultes.

6. DOSES ENGAGÉES A LA THYROÏDE ET A LA MOELLE OSSEUSE.

6.1. Objectifs et scénario.

L'intérêt du calcul de la dose engagée à certains organes est de permettre de cibler l'évaluation du risque pour des pathologies spécifiques associées à l'exposition. Parmi les organes les plus sensibles aux contaminations radioactives figurent la thyroïde et la moelle osseuse. Seuls les cas de ces deux organes seront traités.

Les connaissances générales sur la contamination de la thyroïde indiquent que les radioisotopes de l'iode contribuent largement à la dose engagée à cet organe. En raison de la courte période de l'¹³¹I présent dans les retombées des essais, l'évolution temporelle de la dose engagée à cet organe sera étudiée au pas de temps mensuel plutôt qu'annuel, afin de pouvoir visualiser les valeurs maximales atteintes à cette échelle de temps. Une analyse générique de l'évolution de cette dose pour les adultes sur toute la période d'étude permettra de choisir deux phases distinctes, l'une ayant conduit à des expositions nettement supérieures à l'autre. Pour chacune de ces phases seront ensuite étudiées les doses à la thyroïde et à la moelle osseuse reçues par les enfants nés en début de phase. L'objectif final est de parvenir à distinguer deux générations d'enfants nés à peu d'années d'intervalle (de façon à limiter les différences sur les modes de vie, modes de soins, etc.) mais ayant reçu des doses très différentes notamment pendant leur plus jeune âge.

6.2. Résultats relatifs à la dose engagée à la thyroïde.

Les doses mensuelles à la thyroïde ont atteint leur maximum au cours des mois de septembre-octobre 1961 et juin-juillet 1964 (Figure 8, p.26). Durant ces quatre mois, la dose mensuelle engagée à la thyroïde des adultes vivant en région parisienne a dépassé légèrement les 100 µSv mois⁻¹. Un autre pic important a été enregistré d'août 1962 à juillet 1963, responsable d'une dose cumulée sur 12 mois de 450 µSv au total, bien que la valeur maximale atteinte soit moindre que celles précédemment citées (69 µSv pour le mois d'août 1962).

À titre de comparaison, Renaud *et al.* (1999-b) estiment que la dose engagée à la thyroïde des adultes en 1986, à la suite de l'accident de Tchernobyl, a atteint au plus 2 mSv dans la zone de France la plus exposée (sur la base de moyennes départementales). En région parisienne, ce chiffre s'est situé dans la gamme 200-500 µSv. Cette valeur est voisine de celle reçue dans cette même région entre août 1962 et juillet 1963.

Les pics évoqués précédemment sont liés à des décharges d'¹³¹I dans l'atmosphère (*cf.* rapport SESURE 2004-19) et durant ces pics, l'iode est l'unique contributeur significatif à la dose engagée à la thyroïde (Figure 8, p.26). En dehors de ces périodes assez brèves, la contribution du ¹³⁷Cs à cette dose est prépondérante. Au total, ces deux radionucléides sont responsables de près de 82% de la dose engagée à la thyroïde. La contribution de l'¹³¹I, pourtant limitée à quelques mois, représente plus de 55%. Parmi les autres contributeurs secondaires figurent, par ordre d'importance décroissante, les ⁹⁵Zr+Nb, ¹⁰⁶Ru+Rh et ¹⁴⁰Ba+La.

Sur les 17 années couvertes par la présente étude, la dose à la thyroïde cumulée pour les adultes vivant en région parisienne atteint 1,6 mSv. Cependant, l'essentiel de cette valeur provient des années 1961 à 1964 puisque dès janvier 1965, la dose cumulée depuis juin 1961 parvient à une valeur de 1,3 mSv. Ce résultat, obtenu chez l'adulte, permet d'orienter le choix des deux générations d'enfants dont on cherche à différencier la dose engagée à la thyroïde :

- pour les plus exposés : les enfants nés en juin 1961 ;
- pour les moins exposés : les enfants nés en janvier 1970.

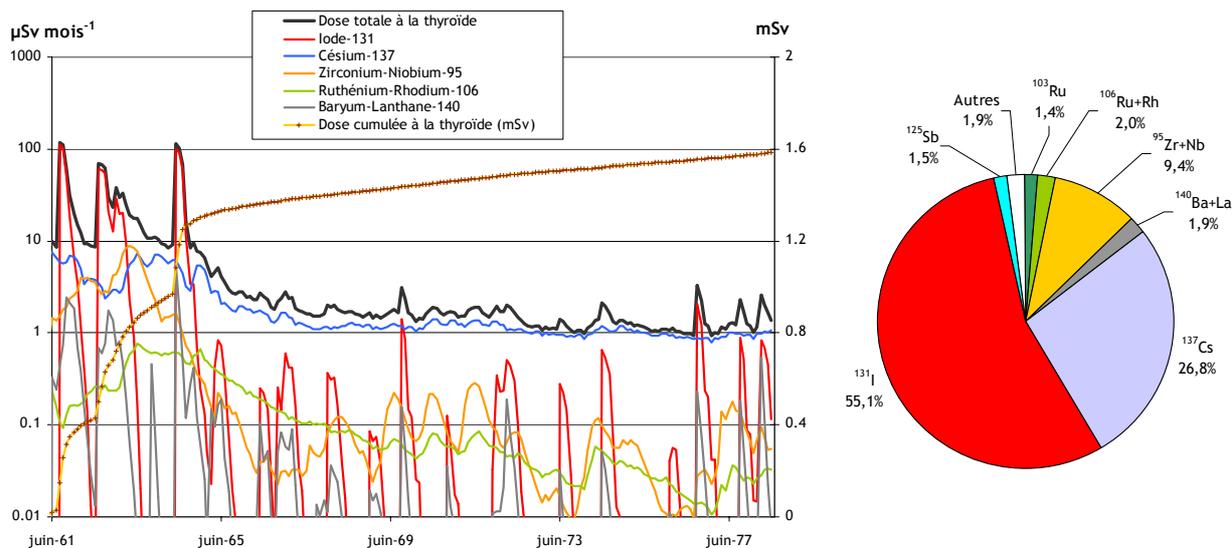


Figure 8 - Évolution temporelle de la dose à la thyroïde reçue par les adultes vivant en région parisienne entre 1961 et 1978. Contribution de chaque radionucléide (évolution temporelle et moyenne sur la période).

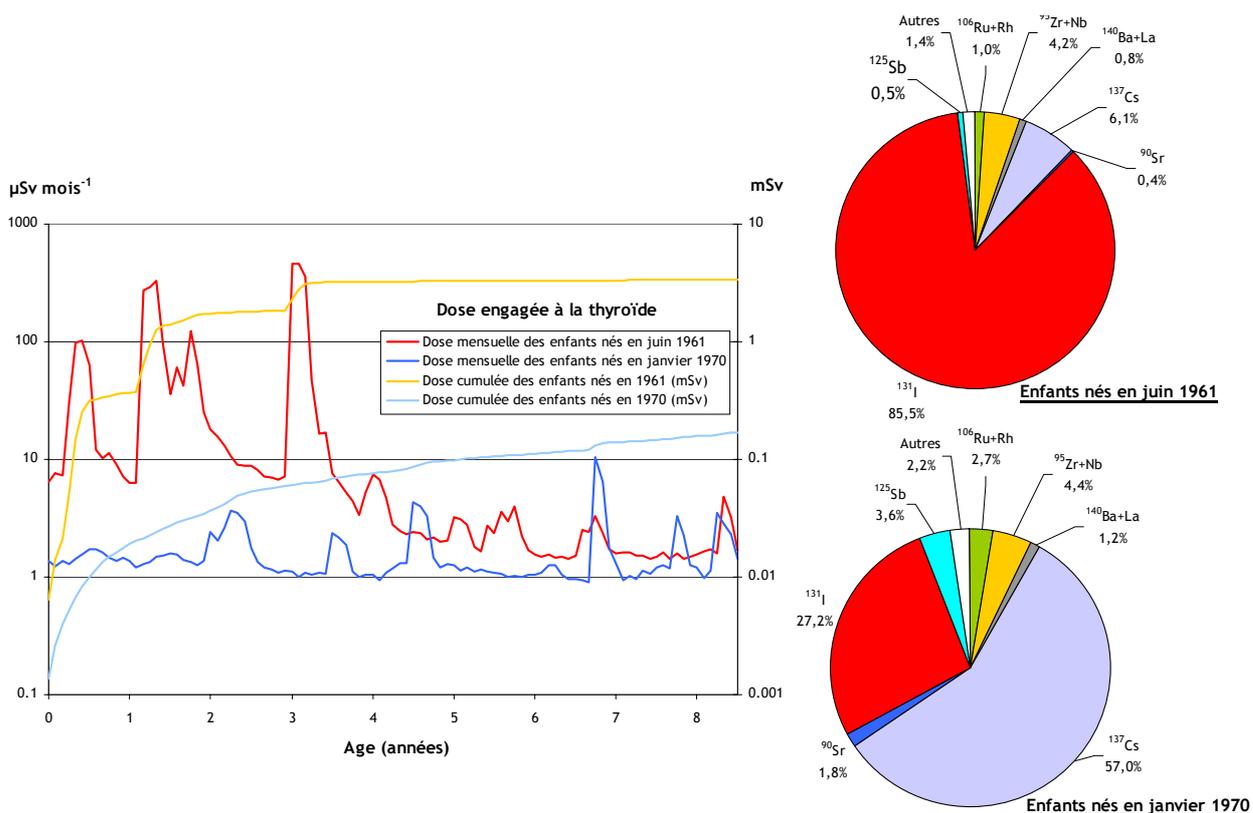


Figure 9 - Évolution temporelle de la dose à la thyroïde reçue par deux générations d'enfants nés en région parisienne durant la période des essais. Contribution de chaque radionucléide à la dose moyenne sur 8 ans et demi.

Dès leur premier mois, les enfants nés début juin 1961 reçoivent une dose 5 fois plus importante que ceux naissant en 1970 (Figure 9). L'écart entre les doses engagées à la thyroïde pour ces deux générations ne cesse de croître ensuite durant les trois à quatre premières années de leur vie : à un an, la dose cumulée reçue par les enfants nés en juin 1961 atteint 370 μSv , contre 20 μSv pour les enfants nés au début de l'année 1970. À deux ans, ces valeurs deviennent respectivement 1,75 mSv et 40 μSv . À 4 ans, ces valeurs sont respectivement de 3,24 mSv et 80 μSv pour les deux générations. À partir de 5 ans, cet écart tend à se stabiliser voire à diminuer (respectivement 3,28 mSv et 100 μSv), les doses nouvellement reçues par ces deux populations augmentant alors à peu près au même rythme. À 8 ans et demi, la dose cumulée reçue par ces deux générations atteint respectivement 3,4 mSv et 170 μSv .

Une autre différence notable apparaît entre ces deux générations : alors que l' ^{131}I est le principal contributeur de la dose à la thyroïde pour les enfants nés en juin 1961 (86% de la dose sur les 8 premières années de leur vie), le ^{137}Cs le supplante pour les enfants nés en 1970. Pour cette génération, l' ^{131}I ne contribue plus qu'à hauteur de 27% de la dose à la thyroïde, le ^{137}Cs contribuant à hauteur de 57%. Cette différence peut avoir une incidence sur les résultats si le scénario est modifié : dans le cas des enfants nés en 1961, l'allaitement maternel peut accroître encore la dose à la thyroïde des nourrissons d'un facteur pouvant atteindre 4 (par le biais d'une modification des délais de consommation) par comparaison à une alimentation classique au lait en poudre ; dans le cas des enfants nés en 1970, l'allaitement maternel est plutôt une protection (le ^{137}Cs est moins transféré au lait maternel qu'au lait de vache).

Il est à souligner que les chiffres donnés dans la présente étude concernent la région de France la moins touchée par les essais et des valeurs au moins deux fois supérieures peuvent être considérées comme usuelles pour des régions plus arrosées, en montagne notamment. De plus, le scénario considéré est un scénario « moyen », excluant tout comportement extrême qui conduirait à des doses beaucoup plus élevées (consommation de lait de brebis ou de chèvre en quantités supérieures à la moyenne, ingestion de terre, autarcie totale en zone de haute montagne...).

6.3. Résultats relatifs à la dose engagée à la moelle osseuse.

La dose mensuelle à la moelle osseuse reçue par les adultes vivant en région parisienne a atteint son maximum au cours du mois de juillet 1963 (46 $\mu\text{Sv mois}^{-1}$, Figure 10, p.28). La valeur moyenne maximale sur douze mois consécutifs est enregistrée entre avril 1963 et mars 1964 et s'élève à 408 μSv .

Ces valeurs maximales ne sont pas concomitantes de celles observées pour les doses à la thyroïde. En effet, contrairement au cas de la thyroïde, la dose à la moelle osseuse est due exclusivement à des radionucléides à vie longue, le ^{90}Sr et le ^{137}Cs , qui expliquent à eux deux 80% de cette dose. En raison de leur rémanence dans le compartiment stratosphérique, le dépôt de ces radionucléides est plus régulier que celui des radionucléides à vie courte comme l' ^{131}I . De plus, ils persistent durant toute une saison de production dans les compartiments de la chaîne alimentaire, et, par accumulation dans le sol, contribuent fortement à l'exposition externe. Les $^{239+240}\text{Pu}$, radionucléides à vie longue qui sont le troisième contributeur à la dose à la moelle osseuse sont, à l'inverse, responsables de doses beaucoup plus ponctuelles. Ceci est dû au fait que ces radionucléides atteignent l'homme *via* l'inhalation.

Sur les 17 années couvertes par la présente étude, la dose à la moelle osseuse cumulée pour les adultes vivant en région parisienne atteint 2 mSv. Cependant, l'essentiel de cette valeur provient des années 1961 à 1965 puisque dès janvier 1966, la dose cumulée depuis juin 1961 parvient à une valeur de 1,4 mSv. Ce résultat, obtenu chez l'adulte, permet d'orienter le choix des deux générations d'enfants dont on cherche à différencier la dose engagée à la moelle osseuse :

- pour les plus exposés : les enfants nés en juin 1961 ;
- pour les moins exposés : les enfants nés en janvier 1970.

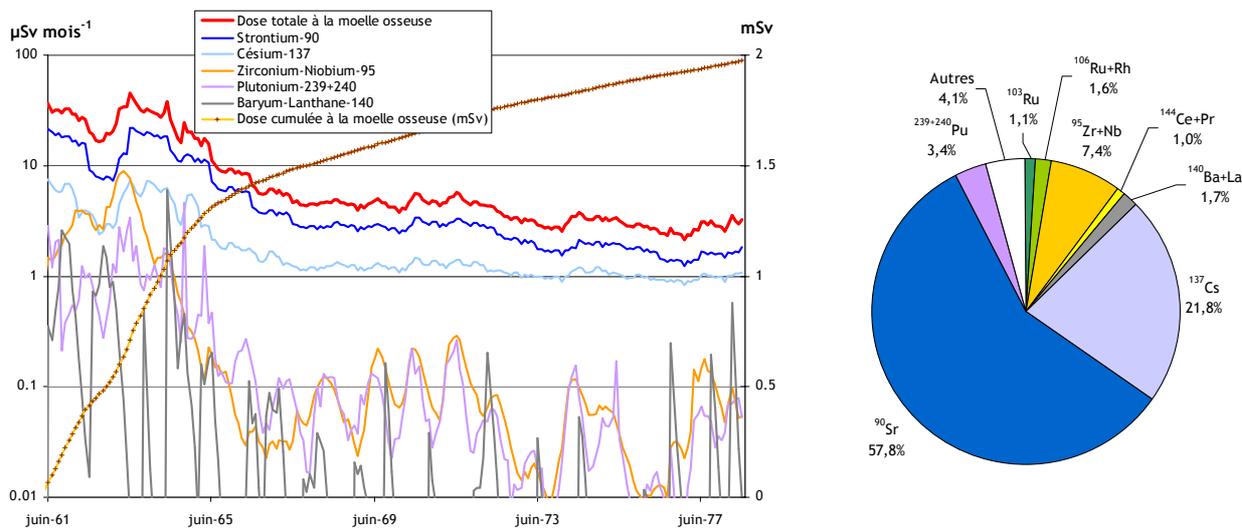


Figure 10 - Évolution temporelle de la dose à la moelle osseuse reçue par les adultes vivant en région parisienne entre 1961 et 1978. Contribution de chaque radionucléide (évolution temporelle et moyenne sur la période).

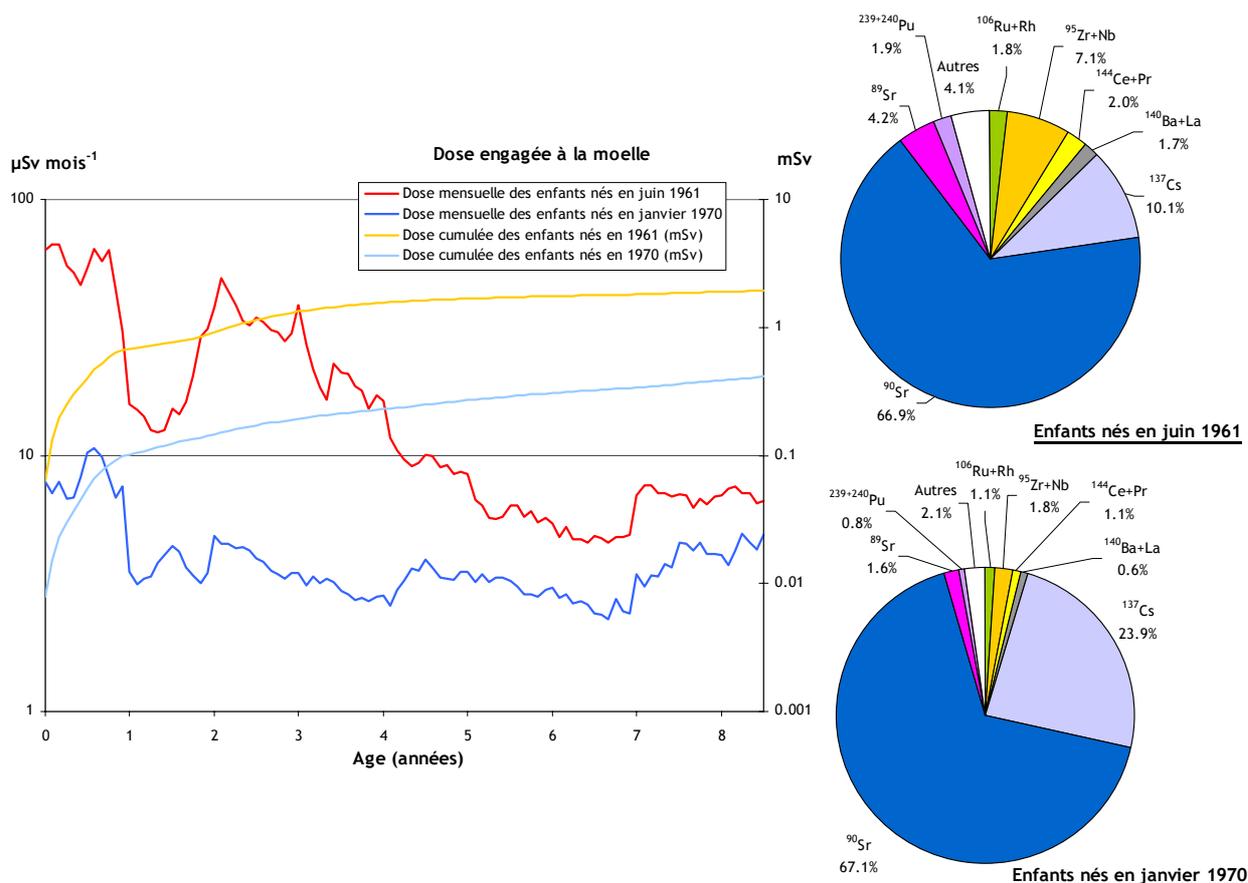


Figure 11 - Évolution temporelle de la dose à la moelle osseuse reçue par deux générations d'enfants nés en région parisienne durant la période des essais. Contribution de chaque radionucléide à la dose moyenne sur 8 ans et demi.

Dès leur premier mois, les enfants nés début juin 1961 reçoivent une dose 8 fois plus importante que ceux naissant en 1970 (Figure 11). L'écart entre les doses engagées à la moelle osseuse augmente ensuite très légèrement durant les premières années de leur vie : à un an, la dose cumulée reçue par les enfants nés en juin 1961 atteint 680 μSv , contre 100 μSv pour les enfants nés au début de l'année 1970. À deux ans, ces valeurs deviennent respectivement 910 μSv et 150 μSv . Cet écart d'un facteur voisin de 7 se maintient ensuite jusqu'à 4 ans et demi (respectivement 1,63 mSv et 250 μSv pour les deux générations), puis il diminue lentement, les doses reçues par ces deux populations augmentant alors à peu près au même rythme. À 8 ans et demi, la dose cumulée reçue par ces deux générations atteint respectivement 1,9 mSv et 410 μSv .

Pour ces deux générations, les contributeurs à la dose à la moelle osseuse sont identiques, et assez voisins de ceux mentionnés pour les adultes : le ^{90}Sr est le principal responsable de cette dose (67%, c'est-à-dire encore plus que pour les adultes, en raison d'une consommation de lait supérieure), suivi par le ^{137}Cs puis les $^{95}\text{Zr}+\text{Nb}$.

Là encore, il convient de rappeler que les chiffres donnés précédemment concernent la région de France la moins touchée par les essais et que le scénario considéré est un scénario « moyen », excluant tout comportement extrême susceptible d'augmenter les doses reçues.

7. SYNTHÈSE ET CONCLUSION.

Le travail présenté ici fournit une estimation des conséquences dosimétriques associées aux retombées radioactives des essais aériens d'armes nucléaires sur le territoire français métropolitain. Cette estimation s'appuie sur plus de 40 000 résultats de mesures effectuées sur notre territoire entre 1961 et 1978 qui permettent de s'assurer de la validité d'une modélisation simple et robuste.

Hors ^3H et ^{14}C , la dose efficace annuelle maximale due au essais en région parisienne a été atteinte en 1963 et est estimée, pour un adulte, à 300 μSv . À l'issue des 17 années couvertes par cette étude, la dose cumulée reçue par un adulte est estimée à 1,4 mSv. Ces valeurs sont supérieures d'un facteur deux à celles proposées par l'UNSCEAR (2000), qui ont fait référence jusqu'ici en l'absence de toute étude détaillée à l'échelle de la France. Cet écart s'explique principalement par une meilleure estimation du dépôt humide dans notre étude, les calculs de l'UNSCEAR étant établis pour une bande latitudinale, sans prise en compte de la variabilité des dépôts liée à la pluviométrie moyenne annuelle. Il convient de rappeler que la variabilité des dépôts en France est également d'un facteur deux à deux et demi (à l'échelle régionale, les écarts locaux pouvant bien sûr être encore très supérieurs) ce qui permet d'estimer que la dose efficace a pu également atteindre 600 à 750 μSv dans certaines régions plus arrosées que la région parisienne. Cette proportionnalité entre les dépôts et la dose s'explique par le faible poids de la voie « inhalation » dans la dose efficace (20% au maximum en 1963, moins de 10% en général).

Ces chiffres peuvent être comparés également à la dose annuelle due à la radioactivité d'origine naturelle, qui atteint, en moyenne d'après l'UNSCEAR (2000), 2,4 mSv. En raison de la variabilité de la dose due aux radionucléides d'origine naturelle, il ne peut être exclu que, dans certaines régions, en 1963, l'exposition aux retombées des essais et l'exposition aux radionucléides d'origine naturelle aient conduit à des doses voisines.

Compte tenu de l'évolution annuelle des dépôts, il est apparu pertinent de s'intéresser à la dose reçue par la génération d'enfants nés en 1961, qui est la génération la plus touchée par les essais, notamment dans son plus jeune âge. Il a été constaté que globalement, sur les 17 années étudiées, l'écart entre la dose reçue par cette génération et par un adulte né en 1945 ou avant s'est élevé à seulement 11%. L'écart maximal entre la dose annuelle reçue par cette population et par les adultes a atteint 27% en 1964.

Des valeurs sont également fournies pour la dose à la thyroïde et à la moelle osseuse pour cette même génération d'enfants (nés en 1961), notamment dans le but de comparer cette population à une autre, née un peu plus tard. Pour la dose à la thyroïde, un écart d'un facteur 40 est ainsi observé entre la dose cumulée sur un an reçue par les enfants nés en 1961 et ceux nés en 1970, écart qui se maintient jusqu'à l'âge de quatre ans. Pour la dose à la moelle osseuse, l'écart entre ces deux générations est limité à un facteur 7, qui perdure également sur les quatre premières années de vie de ces enfants. Dans ces deux cas, les doses reçues demeurent assez faibles : les valeurs maximales atteintes sont de 370 μSv et 680 μSv à un an respectivement pour la dose à la thyroïde et à la moelle osseuse pour les enfants nés en juin 1961, en région parisienne.

Il est à souligner que toutes les valeurs de dose fournies ici sont relatives à des situations « moyennes », excluant les comportements particuliers susceptibles d'augmenter les doses reçues (consommation de lait de chèvre ou de brebis au lieu du lait de vache, régime alimentaire particulier, autarcie complète en zone de montagne...).

Enfin, il faut rappeler la forte contribution de la voie ingestion dans les doses reçues en 1962-1963 (plus de 50% de la dose efficace), pour laquelle les ^{137}Cs et ^{90}Sr sont les principaux contributeurs. Sachant que ces radionucléides sont également ceux sur lesquels les données disponibles étaient les plus abondantes (près de 37 000 au total), on mesure mieux le degré de certitude qui accompagne les estimations présentées ici. Ceci est d'autant plus vrai que pour ces deux radionucléides, il a été possible de s'assurer de la justesse de l'estimation des activités ingérées quotidiennement grâce à l'existence de mesures effectuées par le SCPRI sur les plateaux-repas d'établissements scolaires. L'exposition externe (au panache et au dépôt) représente quant-à-elle plus de 35% de la dose efficace en 1962 et est due principalement au couple $^{95}\text{Zr}+\text{Nb}$, pour lequel une chronique quasi complète des activités mesurées dans l'air avait été recueillie entre 1961 et 1978.

Bien qu'aucune donnée ne soit disponible actuellement sur les transuraniens pour la période 1961-1978, ceux-ci ont toutefois été intégrés dans le travail présenté ici en raison de leur poids important dans la dose efficace reçue par inhalation (plus de 40% de celle-ci). Cette intégration a été facilitée par le fait que les mécanismes de dépôt de ces radionucléides et leur comportement général dans la biosphère peut être modélisé de manière identique à celui des produits de fission. Des contrôles sur les hypothèses utilisées pour estimer l'activité de ces radionucléides dans l'air sur la période étudiée sont actuellement en cours et les premiers résultats obtenus valident ces hypothèses. En revanche, un travail similaire n'a pas été conduit sur le ^3H et le ^{14}C également présents dans les retombées, en raison d'un mode de production différent (ce sont des produits d'activation, déjà générés naturellement par le rayonnement solaire) mais également de modalités de dépôt et de transfert différentes de celles des radionucléides traités dans ce travail. L'UNSCEAR indique que le poids du ^3H dans la dose efficace reste assez modeste, alors que la contribution du ^{14}C est importante et ne cesse de croître au cours du temps : elle représenterait 40% de la dose par ingestion dès 1967. La modélisation proposée par l'UNSCEAR ne souffre pas dans ce cas précis du défaut de celle utilisée pour les produits de fission en raison de la probable indépendance du dépôt de ^{14}C de la pluviométrie moyenne. Néanmoins, il serait souhaitable d'analyser plus avant cette modélisation et de se prononcer précisément sur sa validité pour le territoire français.

8. LISTE DES ANNEXES.

ANNEXE A : COEFFICIENTS DE DOSE UTILISES DANS LES CALCULS.....	37
--	----

9. LISTE DES TABLEAUX.

TABLEAU 1 - TEMPS DE STOCKAGE DES PRODUITS ALIMENTAIRES EN FONCTION DES FORMES DE CONSERVATION PRISES EN COMPTE ET RATION ALIMENTAIRE QUOTIDIENNE DES ADULTES ET ADOLESCENTS DE PLUS DE 12 ANS.	13
TABLEAU 2 - RATIONS ALIMENTAIRES QUOTIDIENNES DES ENFANTS DE 1 A 2 ANS, DE 2 A 7 ANS ET DE 7 A 12 ANS.	14
TABLEAU 3 - CONTAMINATION DE LA RATION ALIMENTAIRE PAR LE ¹³⁷ Cs ET LE ⁹⁰ Sr DANS DIFFERENTES VILLES FRANÇAISES : RAPPORT ENTRE LES MESURES EFFECTUEES EN PROVINCE ET CELLES EFFECTUEES AU VESINET.	18

10. LISTE DES FIGURES.

FIGURE 1 - ÉVOLUTION DE LA CONTAMINATION DE LA RATION ALIMENTAIRE DES ENFANTS DE PLUS DE 12 ANS PAR LE ^{137}Cs ET LE ^{90}Sr ENTRE 1961 ET 1978 : RESULTATS DE MESURES ET VALEURS CALCULEES.	16
FIGURE 2 - POIDS DES DIFFERENTS TYPES D'ALIMENTS CONSIDERES DANS LA CONTAMINATION DE LA RATION ALIMENTAIRE DES ENFANTS DE PLUS DE 12 ANS PAR LE ^{137}Cs ET LE ^{90}Sr (VALEURS MOYENNES POUR LA PERIODE 1961-1978).	17
FIGURE 3 - VARIABILITE REGIONALE DE LA CONTAMINATION DE LA RATION ALIMENTAIRE PAR LE ^{137}Cs ET LE ^{90}Sr	18
FIGURE 4 - ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA DOSE EFFICACE REÇUE ANNUELLEMENT PAR LES ADULTES EXPOSES AUX RETOMBES DES ESSAIS AERIENS D'ARMES NUCLEAIRES ENTRE 1961 ET 1978.	20
FIGURE 5 - CONTRIBUTION DES DIFFERENTES VOIES D'ATTEINTES CONSIDEREES A LA DOSE EFFICACE A L'ADULTE EN 1962 ET 1977.	21
FIGURE 6 - PRINCIPAUX RADIONUCLEIDES CONTRIBUTANT A LA DOSE EFFICACE POUR CHACUNE DES VOIES D'ATTEINTE CONSIDEREES, EN 1962 ET 1977.	22
FIGURE 7 - ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA DOSE EFFICACE REÇUE ANNUELLEMENT PAR LES PERSONNES EXPOSEES AUX RETOMBES DES ESSAIS AERIENS D'ARMES NUCLEAIRES ENTRE 1961 ET 1978. COMPARAISON DES RESULTATS OBTENUS POUR LES ENFANTS NES EN 1961 ET LES ADULTES.	24
FIGURE 8 - ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA DOSE A LA THYROÏDE REÇUE PAR LES ADULTES VIVANT EN REGION PARISIENNE ENTRE 1961 ET 1978. CONTRIBUTION DE CHAQUE RADIONUCLEIDE (EVOLUTION TEMPORELLE ET MOYENNE SUR LA PERIODE).	26
FIGURE 9 - ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA DOSE A LA THYROÏDE REÇUE PAR DEUX GENERATIONS D'ENFANTS NES EN REGION PARISIENNE DURANT LA PERIODE DES ESSAIS. CONTRIBUTION DE CHAQUE RADIONUCLEIDE A LA DOSE MOYENNE SUR 8 ANS ET DEMI.	26
FIGURE 10 - ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA DOSE A LA MOELLE OSSEUSE REÇUE PAR LES ADULTES VIVANT EN REGION PARISIENNE ENTRE 1961 ET 1978. CONTRIBUTION DE CHAQUE RADIONUCLEIDE (EVOLUTION TEMPORELLE ET MOYENNE SUR LA PERIODE).	28
FIGURE 11 - ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA DOSE A LA MOELLE OSSEUSE REÇUE PAR DEUX GENERATIONS D'ENFANTS NES EN REGION PARISIENNE DURANT LA PERIODE DES ESSAIS. CONTRIBUTION DE CHAQUE RADIONUCLEIDE A LA DOSE MOYENNE SUR 8 ANS ET DEMI.	28

11. REFERENCES.

1. Agence Internationale de l'Énergie Atomique (AIEA), 1994. *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments*. Technical Reports Series N° 364, IAEA, Vienna.
2. BEGEAT & EDF, 1993. Enquête alimentaire. Site de Civaux. Février-mars 1993. Rapport EDF / Direction de l'Équipement, Centre National d'Équipement de Production d'Électricité (CNEPE), Parc de Grandmont, BP043 Tours cedex.
3. Communautés Européennes, 1996. Directive 96/29/EURATOM du Conseil, du 13 mai 1996, fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements ionisants. *Journal Officiel des Communautés européennes*, n° L 159 du 29 juin 1996.
4. Commission internationale de Protection contre les Rayonnements ionisants (CIPR), 1980. *Limits of intakes of radionuclides by workers*, Publication IRCP30.
5. Commission internationale de Protection contre les Rayonnements ionisants (CIPR), 1991. *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection Commission*, Publication ICRP60.
6. Commission internationale de Protection contre les Rayonnements ionisants (CIPR), 1994. *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection*, Publication IRCP66.
7. Commission internationale de Protection contre les Rayonnements ionisants (CIPR), 1996a. *Age dependant doses to members of the public from intakes of radionuclides. Part 4*, Publication IRCP71.
8. Commission internationale de Protection contre les Rayonnements ionisants (CIPR), 1996b. *Age dependant doses to members of the public from intakes of radionuclides. Part 5, Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients*, Publication IRCP72.
9. Commission internationale de Protection contre les Rayonnements ionisants (CIPR), 1998. *The ICRP Database of Dose Coefficients: Workers and Members of the Public. Version 1.0. CR ROM distributed by Elsevier Science Ltd.*
10. Commission Fédérale de Surveillance de la Radioactivité (CFSR), 1982. *Radioactivité en Suisse : 25 ans de surveillance. Rapport CFSR*, 48 p..
11. DABADIE A., 1999. *Alimentation de l'enfant*. Institut Mère-Enfant, Rennes.
12. DEHEEGER M., ROLLAND -CACHERA M.F., LABADIE M.D. & ROSSIGNOL C., 1990. Étude longitudinale de l'alimentation des enfants âgés de 10 mois, 2 ans et 4 ans. *Archives françaises Pédiatrie*, **47**, 531-537.
13. DESCAMPS B. & GUILLET F., 2003. Enquête alimentaire dans trois secteurs de la basse vallée du Rhône : Codolet, Tresques, Camargue. *Consommation/auto-consommation. Radioprotection*, **38** (3), 299-322.
14. DUPIN H., CUQ J.L., MALEWIAK M.I., LEYNAUD-ROUAUD C. & BERTHIER A.M., 1992. *Alimentation et nutrition humaines*. ESF Éditeur, Paris.
15. DOMINICI C., MATHIEU P.Y. & LOCHON M., 1980. Étude de la ration alimentaire des populations autour du site de Civaux. Rapport du Bureau d'Études de Gestion de l'Espace et d'Aménagement du Territoire (BEGEAT) rédigé à la demande de la Section de Radioécologie du CEN Cadarache.
16. ECKERMAN K.F. & RYMAN J.C., 1993. *External Exposure to radionuclides in Air, Water and Soil. Federal Guidance Report 12-EPA 402-R-93-081.*
17. GAHINET M.E., REMY M.L., MORONI J.P. & PELLERIN P., 1969. Étude de la radioactivité du régime alimentaire total au niveau des établissements scolaires. In « *Environmental Contamination by Radioactive Materials* ». IAEA, Vienna, 1969.
18. Groupe Radioécologie Nord Cotentin (GRNC), 1999. *Estimation des doses et des risques de leucémies associées*. Volume 4, juillet 1999.

19. IRSN & ADEME, 2003. CIBLEX : banque de données de paramètres descriptifs de la population française au voisinage d'un site pollué. Version 0. CD ROM distribué par les auteurs.
20. MASSON O., 2005. Communication personnelle de résultats de mesures réalisées dans le cadre des prélèvements d'aérosols pour le réseau OPERA. Stations d'Orsay et de Bordeaux, de 1966 à 2002.
21. MÜLLER H. & PRÖHL G., 1993. ECOSYS-97 : a dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents. *Health Phys.* **66** (1), p.232.
22. PERRIN M.L., 2003. Base de données de coefficients de dose ECRIN_V1_INTERNET. Manuel de référence. Note technique SEGR/03 - 48.
23. PREZIOSI P., GALAN P., GRANVEAU C., DEHEEGER M., PAPOZ L. & HERCBERG S., 1991. Consommation alimentaire d'un échantillon représentatif de la population du Val de Marne. I. Contribution des aliments à l'apport énergétique. *Revue épidémiologie et Santé publique*, **39**, 221-231
24. RENAUD Ph., BEAUGELIN K., MAUBERT H. & LEDENVIC Ph., 1997. Conséquences radioécologiques et dosimétriques de l'accident de Tchernobyl en France. Rapport IPSN-97-03.
25. RENAUD Ph., STAPEL R., MAUBERT H., BLEHER M & WIRTH E, 1999-a. Comparative study of the PARK and ASTRAL post-accidental decision support softwares, *Health Phys.* **76**(4), 8-12.
26. RENAUD Ph., BEAUGELIN K., MAUBERT H. & LEDENVIC Ph., 1999-b. *Les retombées en France de l'accident de Tchernobyl. Conséquences radioécologiques et dosimétriques.* Collection IPSN, Ed. EDP Sciences.
27. RENAUD Ph. & VRAY F., 2001. Évolution des activités de ¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr dans le lait et la viande produits en France avant l'accident de Tchernobyl. Rapport IPSN DPRE / SERNAT 2001-31.
28. RENAUD Ph., LOUVAT D. & VRAY F., 2003. Les retombées en France des essais atmosphériques d'armes nucléaires. Production, fractionnement, dispersion atmosphérique et dépôt des produits de fission. Rapport IRSN DEI / SESURE 2003-03.
29. RIGAUD D., GIACHETTI I., DEHEEGER M., BORYS J.M., VOLATIER J.L., LEMOINE A & CASSUTO D.A., 1997. Enquête française de Consommation alimentaire. I. Énergie et macronutriments. *Cah. Nutr. Diét.*, **32**, 379-389.
30. ROMMENS C., 1999. Études d'impact radiologique autour des sites nucléaires : une revue des données de mode de vie ; les budgets temps et autres paramètres (hors alimentaires). *Radioprotection*, **34** (2), 177-193.
31. ROMMENS C., LAURIER D. & SUGIER A., 2000. Methodology and results of the Nord-Cotentin radioecological study. *Journal of Radiological Protection*, **20**, 361-380.
32. ROMMENS C., RINGEARD C. & HUBERT Ph., 2001. Exposure of red bone marrow to ionising radiation from natural and medical sources in France. *Journal of Radiological Protection*, **21**, 209-219.
33. Service Central de protection contre les Rayonnements Ionisants (SCPRI), 1961-1978. Bulletins mensuels de résultats de mesures. République Française, Ministère de la Santé.
34. SUVIMAX, 1994. Portions alimentaires : manuel photos pour l'estimation des quantités.
35. United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), 2000. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. Report of the General Assembly. New York. United Nation Publication.
36. VERSELE-DE CLERCQ H. & GILLARD-BARUH J., 1974. Contamination du lait humain en césium-137 et strontium-90 en Belgique, de 1966 à 1968. *Journal Belge de Radiologie*, **57** (2), 129-135.
37. VIDAL M. & RENAUD Ph., 2000. Estimation des doses moyennes à la thyroïde reçues par les enfants en France en 1986 à la suite de l'accident de Tchernobyl, et analyse de sensibilité. IPSN/DPHD, Note Technique SEGR/SAER/00-67.

38. VINCENT G., 2001. Données sur les consommations alimentaires en France. IPSN / DPHD, note technique SEGR/SAER/01 N° 85.
39. VOLATIER J.L., 2000. Enquête Individuelle et Nationale sur les Consommations Alimentaires. Editions Tec & Doc.
40. VRAY F., 2002. Contamination des végétaux par dépôt atmosphérique chronique de ⁹⁰Sr : informations tirées de l'étude de la période 1961-1980. Rapport IRSN DPRE / SERNAT 2002-29.
41. VRAY F. & RENAUD Ph., 2004. Contamination de la chaîne alimentaire par les produits de fission émis lors des essais aériens d'armes nucléaires. Rapport IRSN DEI / SESURE 2004-19.

ANNEXE A : COEFFICIENTS DE DOSE UTILISES DANS LES CALCULS.

Source : ECRIN

Origine des données : voir chapitre 2

Filiations prises en compte quand nécessaire.

Pour les couples de radionucléides $^{140}\text{Ba}+\text{La}$, $^{95}\text{Zr}+\text{Nb}$, $^{106}\text{Ru}+\text{Rh}$, $^{144}\text{Ce}+\text{Pr}$: l'activité mesurée pour le couple et présentée dans le rapport SESURE 2004-19 a été divisée par deux avant application du coefficient de dose puisque ce coefficient est également donné pour le couple. Pour d'autres radionucléides, en équilibre avec leurs descendants, mais mesurés individuellement, le coefficient de dose présenté intègre celui du descendant (cas des ^{90}Sr et ^{90}Y et de l' ^{125}Sb et du $^{125\text{m}}\text{Te}$).

Tableau A1 : Coefficients de dose efficace.

	Dépôt (1)	Adulte						Enfant 0-1 an			Enfant 1-2 an			Enfant 2-7 an			Enfant 7-12 an			Enfant 12-17 an		
		Panache (2)	Inhalation (3)	Ingestion (2)	Inhalation (3)	Ingestion (2)	Inhalation (3)	Inhalation (3)	Ingestion (2)	Inhalation (3)	Ingestion (2)	Inhalation (3)	Inhalation (3)	Ingestion (2)								
¹³¹ I	3,76E-16	1,82E-14	2,00E-08	2,20E-08	1,70E-07	1,80E-07	1,60E-07	1,80E-07	1,60E-07	1,80E-07	1,60E-07	1,80E-07	1,60E-07	1,80E-07	1,60E-07	1,80E-07	1,60E-07	1,80E-07	1,60E-07	1,80E-07	1,60E-07	1,80E-07
¹⁴⁰ Ba+La	2,34E-15	1,26E-13	6,20E-09	4,60E-09	3,58E-08	5,20E-08	2,63E-08	3,10E-08	2,63E-08	3,10E-08	2,63E-08	3,10E-08	2,63E-08	3,10E-08	2,63E-08	3,10E-08	2,63E-08	3,10E-08	2,63E-08	3,10E-08	2,63E-08	3,10E-08
¹⁴¹ Ce	4,55E-19	3,43E-15	3,20E-09	7,10E-10	1,40E-08	8,10E-09	1,10E-08	5,10E-09	1,10E-08	5,10E-09	1,10E-08	5,10E-09	1,10E-08	5,10E-09	1,10E-08	5,10E-09	1,10E-08	5,10E-09	1,10E-08	5,10E-09	1,10E-08	5,10E-09
¹⁰³ Ru	2,99E-18	2,25E-14	2,40E-09	7,30E-10	1,10E-08	7,10E-09	8,40E-09	4,60E-09	8,40E-09	4,60E-09	8,40E-09	4,60E-09	8,40E-09	4,60E-09	8,40E-09	4,60E-09	8,40E-09	4,60E-09	8,40E-09	4,60E-09	8,40E-09	4,60E-09
⁸⁹ Sr	1,27E-20	7,73E-17	6,10E-09	2,60E-09	3,30E-08	3,60E-08	2,40E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08
⁹¹ Y	3,50E-20	2,60E-16	7,10E-09	2,40E-09	3,90E-08	2,80E-08	3,00E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08	1,80E-08
⁹⁵ Zr+Nb	9,44E-18	7,34E-14	6,30E-09	1,53E-09	2,68E-08	1,31E-08	2,12E-08	8,80E-09	8,80E-09	8,80E-09	8,80E-09	8,80E-09	8,80E-09	8,80E-09	8,80E-09	8,80E-09	8,80E-09	8,80E-09	8,80E-09	8,80E-09	8,80E-09	8,80E-09
¹⁴⁴ Ce+Pr	9,76E-19	2,77E-15	3,60E-08	5,25E-09	1,90E-07	6,66E-08	1,80E-07	3,94E-08	1,80E-07	3,94E-08	1,80E-07	3,94E-08	1,80E-07	3,94E-08	1,80E-07	3,94E-08	1,80E-07	3,94E-08	1,80E-07	3,94E-08	1,80E-07	3,94E-08
⁵⁴ Mn	1,51E-17	4,09E-14	8,50E-10	7,10E-10	5,20E-09	5,40E-09	4,10E-09	3,10E-09	4,10E-09	3,10E-09	4,10E-09	3,10E-09	4,10E-09	3,10E-09	4,10E-09	3,10E-09	4,10E-09	3,10E-09	4,10E-09	3,10E-09	4,10E-09	3,10E-09
¹⁰⁶ Ru+Rh	3,93E-18	1,04E-14	2,80E-08	7,00E-09	1,40E-07	8,40E-08	1,10E-07	4,90E-08	1,10E-07	4,90E-08	1,10E-07	4,90E-08	1,10E-07	4,90E-08	1,10E-07	4,90E-08	1,10E-07	4,90E-08	1,10E-07	4,90E-08	1,10E-07	4,90E-08
⁵⁵ Fe			3,80E-10	3,30E-10	1,90E-09	7,60E-09	1,40E-09	2,40E-09	1,40E-09	2,40E-09	1,40E-09	2,40E-09	1,40E-09	2,40E-09	1,40E-09	2,40E-09	1,40E-09	2,40E-09	1,40E-09	2,40E-09	1,40E-09	2,40E-09
¹²⁵ Sb	7,74E-18	2,07E-14	8,20E-09	1,97E-09	3,50E-08	2,40E-08	2,70E-08	1,24E-08	1,24E-08	1,24E-08	1,24E-08	1,24E-08	1,24E-08	1,24E-08	1,24E-08	1,24E-08	1,24E-08	1,24E-08	1,24E-08	1,24E-08	1,24E-08	1,24E-08
⁹⁰ Sr	8,61E-20	1,98E-16	3,74E-08	3,07E-08	1,63E-07	2,61E-07	1,18E-07	9,30E-08	1,18E-07	9,30E-08	1,18E-07	9,30E-08	1,18E-07	9,30E-08	1,18E-07	9,30E-08	1,18E-07	9,30E-08	1,18E-07	9,30E-08	1,18E-07	9,30E-08
¹³⁷ Cs	1,03E-17	2,73E-14	4,60E-09	1,30E-08	8,80E-09	2,10E-08	5,40E-09	1,20E-08	5,40E-09	1,20E-08	5,40E-09	1,20E-08	5,40E-09	1,20E-08	5,40E-09	1,20E-08	5,40E-09	1,20E-08	5,40E-09	1,20E-08	5,40E-09	1,20E-08
²³⁸ Pu	7,60E-22	4,88E-18	4,60E-05	2,30E-07	7,80E-05	4,00E-06	7,40E-05	4,00E-07	7,40E-05	4,00E-07	7,40E-05	4,00E-07	7,40E-05	4,00E-07	7,40E-05	4,00E-07	7,40E-05	4,00E-07	7,40E-05	4,00E-07	7,40E-05	4,00E-07
²³⁹ Pu	1,15E-21	4,24E-18	5,00E-05	2,50E-07	8,00E-05	4,20E-06	7,70E-05	4,20E-07	7,70E-05	4,20E-07	7,70E-05	4,20E-07	7,70E-05	4,20E-07	7,70E-05	4,20E-07	7,70E-05	4,20E-07	7,70E-05	4,20E-07	7,70E-05	4,20E-07
²⁴⁰ Pu	7,44E-22	4,75E-18	5,00E-05	2,50E-07	8,00E-05	4,20E-06	7,70E-05	4,20E-07	7,70E-05	4,20E-07	7,70E-05	4,20E-07	7,70E-05	4,20E-07	7,70E-05	4,20E-07	7,70E-05	4,20E-07	7,70E-05	4,20E-07	7,70E-05	4,20E-07
²⁴¹ Pu	2,44E-23	7,25E-20	9,00E-07	4,80E-09	9,10E-07	5,60E-08	9,70E-07	5,70E-09	9,70E-07	5,70E-09	9,70E-07	5,70E-09	9,70E-07	5,70E-09	9,70E-07	5,70E-09	9,70E-07	5,70E-09	9,70E-07	5,70E-09	9,70E-07	5,70E-09
²⁴¹ Am	2,18E-19	8,18E-16	4,20E-05	2,00E-07	7,30E-05	3,70E-06	6,90E-05	3,70E-07	6,90E-05	3,70E-07	6,90E-05	3,70E-07	6,90E-05	3,70E-07	6,90E-05	3,70E-07	6,90E-05	3,70E-07	6,90E-05	3,70E-07	6,90E-05	3,70E-07

(1) $(Sv\ s^{-1})/(Bq\ m^{-2})$ pour ¹³¹I et ¹⁴⁰Ba+La ; $(Sv\ s^{-1})/(Bq\ m^{-3})$ pour les autres nucléides. Le dépôt est dilué dans 1 cm d'épaisseur pour les ¹⁴¹Ce, ¹⁰³Ru, ⁸⁹Sr, ⁹¹Y, ⁹⁵Zr+Nb (trame jaune). Pour les autres radionucléides à vie plus longue, l'épaisseur de dilution est de 5 cm (trame verte).

(2) Sv Bq⁻¹

(3) Sv Bq⁻¹. Les valeurs choisies sont celles correspondant à la classe de solubilité recommandée pour le public dans les publications ICRP71 et ICRP72 (CIPR, 1996 a et b). Pour l'¹³¹I, en absence de toute information sur les formes chimiques présentes, il a été considéré que l'élément était présent sous forme gazeuse, à laquelle sont associés des coefficients de dose par inhalation beaucoup plus forts que pour les autres espèces chimiques.

Tableau A2 : Coefficients de dose à la thyroïde.

	Adulte																	
	Dépôt		Panache		Inhalation		Ingestion		Enfant 0-1 an		Enfant 1-2 an		Enfant 2-7 an		Enfant 7-12 an		Enfant 12-17 an	
	(1)	(2)	(2)	(3)	(2)	(3)	(2)	(3)	(2)	(3)	(2)	(3)	(2)	(3)	(2)	(3)	(2)	(3)
¹³¹ I	3,71E-16	1,81E-14	3,90E-07	3,30E-06	3,70E-06	3,20E-06	3,60E-06	1,90E-06	2,10E-06	9,50E-07	1,00E-06	6,20E-07	6,80E-07					
¹⁴⁰ Ba+La	2,21E-15	1,27E-13	3,36E-10	2,38E-09	3,83E-09	1,70E-09	9,08E-10	9,60E-10	4,95E-10	6,10E-10	4,38E-10	4,33E-10	4,68E-10					
¹⁴¹ Ce	4,14E-19	3,35E-15	3,80E-11	3,00E-10	2,90E-11	2,30E-10	4,50E-12	1,20E-10	1,80E-12	7,20E-11	8,60E-13	4,60E-11	4,20E-13					
¹⁰³ Ru	3,01E-18	2,24E-14	1,90E-10	1,40E-09	1,10E-09	1,00E-09	4,10E-10	5,80E-10	2,20E-10	3,40E-10	1,30E-10	2,20E-10	8,20E-11					
⁸⁹ Sr	1,18E-20	7,60E-17	4,60E-11	4,90E-10	2,90E-09	3,20E-10	1,70E-09	1,50E-10	8,60E-10	7,80E-11	4,50E-10	3,70E-11	2,20E-10					
⁹¹ Y	3,43E-20	2,60E-16	6,10E-11	5,10E-10	1,20E-11	3,90E-10	9,80E-13	1,90E-10	4,90E-13	1,10E-10	2,80E-13	7,10E-11	1,60E-13					
⁹⁵ Zr+Nb	9,67E-18	7,36E-14	8,60E-10	4,10E-09	4,50E-10	3,50E-09	2,34E-10	2,11E-09	1,33E-10	1,36E-09	9,00E-11	9,80E-10	6,20E-11					
¹⁴⁴ Ce+Pr	8,88E-19	2,75E-15	1,80E-09	1,10E-08	8,50E-10	9,00E-09	6,80E-11	5,00E-09	3,80E-11	2,90E-09	2,20E-11	2,00E-09	1,40E-11					
⁵⁴ Mn	1,40E-17	4,11E-14	4,10E-10	2,50E-09	1,80E-09	1,90E-09	7,20E-10	1,00E-09	4,20E-10	6,90E-10	2,80E-10	4,60E-10	1,90E-10					
¹⁰⁶ Ru+Rh	3,62E-18	1,03E-14	2,70E-09	2,20E-08	2,30E-08	1,50E-08	8,70E-09	8,20E-09	4,70E-09	4,80E-09	2,80E-09	3,10E-09	1,70E-09					
⁵⁵ Fe			9,50E-11	5,60E-10	2,60E-09	4,00E-10	7,60E-10	2,40E-10	4,60E-10	1,40E-10	2,80E-10	1,00E-10	1,90E-10					
¹²⁵ Sb	7,01E-18	2,01E-14	5,50E-10	2,60E-09	2,40E-09	2,30E-09	1,00E-09	1,40E-09	6,20E-10	8,60E-10	4,00E-10	6,10E-10	2,90E-10					
⁹⁰ Sr	7,67E-20	1,94E-16	2,84E-10	2,74E-09	1,20E-08	1,63E-09	5,50E-09	8,32E-10	2,90E-09	4,97E-10	1,80E-09	3,34E-10	1,10E-09					
¹³⁷ Cs	9,46E-18	2,73E-14	4,40E-09	7,50E-09	1,90E-08	4,40E-09	1,10E-08	3,20E-09	9,00E-09	3,50E-09	9,70E-09	4,20E-09	1,30E-08					
²³⁸ Pu	3,62E-22	4,01E-18	2,40E-06	7,80E-06	5,20E-07	7,30E-06	4,50E-08	4,70E-06	2,90E-08	3,30E-06	2,00E-08	2,80E-06	1,60E-08					
²³⁹ Pu	9,04E-22	3,88E-18	2,70E-06	8,40E-06	5,50E-07	8,00E-06	4,80E-08	5,30E-06	3,20E-08	3,70E-06	2,30E-08	3,10E-06	1,80E-08					
²⁴⁰ Pu	3,60E-22	3,92E-18	2,70E-06	8,40E-06	5,50E-07	8,00E-06	4,80E-08	5,30E-06	3,20E-08	3,70E-06	2,30E-08	3,10E-06	1,80E-08					
²⁴¹ Pu	2,11E-23	6,98E-20	5,60E-08	1,30E-07	8,10E-09	1,30E-07	7,60E-10	9,80E-08	5,80E-10	7,50E-08	4,60E-10	6,50E-08	3,70E-10					
²⁴¹ Am	1,82E-19	7,83E-16	2,90E-06	6,50E-06	4,20E-07	6,40E-06	3,80E-08	4,80E-06	3,60E-06	3,60E-06	2,20E-08	3,10E-06	1,80E-08					

(1) $(Sv\ s^{-1})/(Bq\ m^{-2})$ pour ¹³¹I et ¹⁴⁰Ba+La ; $(Sv\ s^{-1})/(Bq\ m^{-3})$ pour les autres nucléides. Le dépôt est dilué dans 1 cm d'épaisseur pour les ¹⁴¹Ce, ¹⁰³Ru, ⁸⁹Sr, ⁹¹Y, ⁹⁵Zr+Nb (trame jaune). Pour les autres radionucléides à vie plus longue, l'épaisseur de dilution est de 5 cm (trame verte).

(2) Sv Bq⁻¹

(3) Sv Bq⁻¹. Les valeurs choisies sont celles correspondant à la classe de solubilité recommandée pour le public dans les publications ICRP71 et ICRP72 (CIPR, 1996 a et b). Pour l'¹³¹I, en absence de toute information sur les formes chimiques présentes, il a été considéré que l'élément était présent sous forme gazeuse, à laquelle sont associés des coefficients de dose par inhalation beaucoup plus forts que pour les autres espèces chimiques.

Tableau A3 : Coefficients de dose à la moelle osseuse.

	Dépôt (1)	Adulte						Enfant 0-1 an			Enfant 2-7 an			Enfant 7-12 an			Enfant 12-17 an		
		Panache (2)	Inhalation (3)	Ingestion (2)	Inhalation (3)	Ingestion (2)	Inhalation (3)	Inhalation (3)	Ingestion (2)										
¹³¹ I	3,60E-16	1,68E-14	9,30E-11	1,00E-10	4,70E-10	5,20E-10	3,40E-10	3,70E-10	2,00E-10	2,20E-10	1,60E-10	1,40E-10	1,60E-10	1,10E-10	1,20E-10	1,10E-10	1,20E-10	1,10E-10	1,20E-10
¹⁴⁰ Ba+La	2,30E-15	1,22E-13	7,70E-10	1,46E-09	1,38E-08	7,88E-08	3,84E-09	1,26E-08	1,91E-09	6,01E-09	5,81E-09	1,62E-09	1,45E-09	1,45E-09	5,82E-09	1,45E-09	5,82E-09	1,45E-09	5,82E-09
¹⁴¹ Ce	4,04E-19	2,83E-15	2,90E-10	1,90E-11	8,10E-09	1,10E-09	3,90E-09	8,70E-11	1,80E-09	5,50E-11	3,60E-11	7,80E-10	4,80E-10	4,80E-10	2,60E-11	4,80E-10	2,60E-11	4,80E-10	2,60E-11
¹⁰³ Ru	2,88E-18	2,10E-14	2,50E-10	1,60E-10	1,20E-09	1,20E-09	8,80E-10	5,60E-10	5,10E-10	3,70E-10	2,70E-10	3,50E-10	2,70E-10	2,70E-10	1,90E-10	2,70E-10	1,90E-10	2,70E-10	1,90E-10
⁸⁹ Sr	1,11E-20	6,39E-17	1,10E-09	4,80E-09	2,70E-08	1,60E-07	7,10E-09	3,70E-08	3,00E-09	1,70E-08	1,50E-08	2,70E-09	2,40E-09	2,40E-09	1,40E-08	2,40E-09	1,40E-08	2,40E-09	1,40E-08
⁹¹ Y	3,32E-20	2,41E-16	3,00E-09	6,60E-12	3,80E-08	8,60E-10	2,70E-08	5,80E-11	1,30E-08	2,80E-11	1,50E-11	6,50E-09	4,10E-09	4,10E-09	9,20E-12	4,10E-09	9,20E-12	4,10E-09	9,20E-12
⁹⁵ Zr+Nb	9,27E-18	6,99E-14	2,81E-09	6,50E-10	1,45E-08	5,40E-09	1,17E-08	2,56E-09	6,64E-09	1,60E-09	1,11E-09	4,30E-09	3,16E-09	3,16E-09	8,00E-10	3,16E-09	8,00E-10	3,16E-09	8,00E-10
¹⁴⁴ Ce+Pr	9,08E-19	2,51E-15	2,80E-08	1,90E-10	5,10E-07	4,40E-08	3,20E-07	2,40E-09	1,70E-07	1,30E-09	5,50E-10	7,00E-08	4,60E-08	4,60E-08	3,40E-10	4,60E-08	3,40E-10	4,60E-08	3,40E-10
⁵⁴ Mn	1,47E-17	3,91E-14	1,20E-09	6,10E-10	5,60E-09	4,30E-09	4,20E-09	1,80E-09	2,30E-09	1,20E-09	9,20E-10	1,70E-09	1,30E-09	1,30E-09	7,00E-10	1,30E-09	7,00E-10	1,30E-09	7,00E-10
¹⁰⁶ Ru+Rh	3,76E-18	9,75E-15	2,80E-09	1,50E-09	2,10E-08	2,30E-08	1,50E-08	8,70E-09	8,10E-09	4,80E-09	2,90E-09	4,80E-09	3,10E-09	3,10E-09	1,80E-09	3,10E-09	1,80E-09	3,10E-09	1,80E-09
⁵⁵ Fe		1,20E-09	1,10E-09	1,10E-09	5,60E-09	2,60E-08	4,30E-09	8,00E-09	3,40E-09	6,70E-09	4,30E-09	2,20E-09	1,50E-09	1,50E-09	2,90E-09	1,50E-09	2,90E-09	1,50E-09	2,90E-09
¹²⁵ Sb	4,25E-18	1,87E-14	1,70E-09	1,50E-09	8,60E-09	2,00E-08	7,30E-09	7,70E-09	4,20E-09	4,40E-09	2,60E-09	2,50E-09	1,90E-09	1,90E-09	1,80E-09	1,90E-09	1,80E-09	1,90E-09	1,80E-09
⁹⁰ Sr	7,67E-20	1,67E-16	7,01E-08	1,80E-07	3,12E-07	1,50E-06	1,21E-07	4,20E-07	7,75E-08	2,70E-07	3,70E-07	1,00E-07	1,30E-07	1,30E-07	4,90E-07	1,30E-07	4,90E-07	1,30E-07	4,90E-07
¹³⁷ Cs	9,84E-18	2,58E-14	4,40E-09	1,30E-08	6,80E-09	1,70E-08	2,80E-09	9,90E-09	2,90E-09	8,30E-09	9,30E-09	3,30E-09	4,20E-09	4,20E-09	1,30E-08	4,20E-09	1,30E-08	4,20E-09	1,30E-08
²³⁸ Pu	2,91E-22	1,68E-18	6,90E-05	3,70E-07	1,70E-04	1,10E-05	1,50E-04	9,60E-07	9,30E-05	5,60E-07	4,10E-07	6,60E-05	6,10E-05	3,40E-07	6,10E-05	3,40E-07	6,10E-05	3,40E-07	6,10E-05
²³⁹ Pu	8,72E-22	2,67E-18	7,40E-05	3,90E-07	1,70E-04	1,10E-05	1,60E-04	9,60E-07	9,80E-05	5,90E-07	4,40E-07	7,10E-05	6,60E-05	3,70E-07	6,60E-05	3,70E-07	6,60E-05	3,70E-07	6,60E-05
²⁴⁰ Pu	2,85E-22	1,65E-18	7,40E-05	3,90E-07	1,70E-04	1,10E-05	1,60E-04	9,60E-07	9,80E-05	5,90E-07	4,40E-07	7,10E-05	6,60E-05	3,70E-07	6,60E-05	3,70E-07	6,60E-05	3,70E-07	6,60E-05
²⁴¹ Pu	2,03E-23	5,63E-20	1,20E-06	6,40E-09	1,40E-06	8,40E-08	1,50E-06	8,40E-09	1,30E-06	7,40E-09	6,70E-09	1,10E-06	1,10E-06	6,30E-09	1,10E-06	6,30E-09	1,10E-06	6,30E-09	1,10E-06
²⁴¹ Am	1,46E-19	5,21E-16	5,80E-05	3,10E-07	2,00E-04	1,40E-05	1,90E-04	1,10E-06	1,00E-04	6,30E-07	4,30E-07	7,00E-05	6,10E-05	3,40E-07	6,10E-05	3,40E-07	6,10E-05	3,40E-07	6,10E-05

(1) $(Sv\ s^{-1})/(Bq\ m^{-2})$ pour ¹³¹I et ¹⁴⁰Ba+La ; $(Sv\ s^{-1})/(Bq\ m^{-3})$ pour les autres nucléides. Le dépôt est dilué dans 1 cm d'épaisseur pour les ¹⁴¹Ce, ¹⁰³Ru, ⁸⁹Sr, ⁹¹Y, ⁹⁵Zr+Nb (trame jaune). Pour les autres radionucléides à vie plus longue, l'épaisseur de dilution est de 5 cm (trame verte).

(2) Sv Bq⁻¹

(3) Sv Bq⁻¹. Les valeurs choisies sont celles correspondant à la classe de solubilité recommandée pour le public dans les publications ICRP71 et ICRP72 (CIPR, 1996 a et b). Pour l'¹³¹I, en absence de toute information sur les formes chimiques présentes, il a été considéré que l'élément était présent sous forme gazeuse, à laquelle sont associés des coefficients de dose par inhalation beaucoup plus forts que pour les autres espèces chimiques.