

RAPPORT D'ETUDE

ACTUALISATION DE L'EVALUATION DES CONSEQUENCES RADIOLOGIQUES EN FRANCE DE L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL

Contamination de l'environnement et exposition de la
population

RÉSUMÉ

Auteurs : Philippe Renaud, Jean-Michel Métivier et Eric Blanchardon

Au début du mois de mai 1986, les masses d'air contaminées par l'accident de Tchernobyl ont survolé la France. Une partie des radionucléides présents dans ces masses d'air se sont déposés à la surface des sols, puis se sont disséminés dans toutes les composantes de l'environnement entraînant une exposition radiologique de la population qui perdure encore aujourd'hui du fait de la rémanence du césium 137. Cette exposition est une composante de l'exposome radiologique, objet du projet CORALE (Composante radiologique de l'exposome, multi-expositions, risques de cancers et d'autres pathologies chroniques dans la cohorte Constances ; Sauce J. *et al.* 2024), mené par l'ASNR en collaboration avec l'UMS011 Inserm/Université Paris Cité/UVSQ/Université Paris Saclay.

Les expositions de la population aux retombées de l'accident de Tchernobyl ont été évaluées une première fois en 1997 (Renaud *et al.*, 1999), puis réévaluées en 2007 (Renaud *et al.* 2009). Ces évaluations ne répondent cependant pas complètement aux besoins du projet CORALE qui nécessite de reconstituer les doses équivalentes annuelles à différents organes, pour toutes les classes d'âge et par commune, et ceci de 1986 à aujourd'hui. Compléter en ce sens les évaluations faites en 2007 est l'objet de la présente étude qui fournit par ailleurs une occasion de consolider l'ensemble des évaluations relatives aux conséquences radiologiques en France de l'accident de Tchernobyl en utilisant les observations faites au Japon après l'accident de Fukushima et des études récentes réalisées par l'ASNR. En outre, ces doses peuvent être mises en perspective de celles résultant des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires sur la métropole, récemment estimées par l'ASNR (Renaud *et Vray*, 2024). Ce document fournit, de manière détaillée, tous les éléments méthodologiques qui ont permis d'obtenir ces nouvelles estimations et les commente.

Afin de répondre aux objectifs du projet CORALE, les doses présentées dans ce rapport sont des doses dites « moyennes » dans la mesure où les conditions d'expositions des personnes considérées pour les estimer (rations alimentaires, temps passés à l'extérieur dans différents types d'environnement...), ont été déterminées pour être représentatives du plus grand nombre. Ces calculs de doses s'appuient essentiellement sur des activités massiques et volumiques des principaux radionucléides constitutifs de ces retombées, mesurées dans l'air, les sols et des denrées alimentaires par l'ASNR et ses prédécesseurs (le SCPRI, l'OPRI, l'IPSN puis l'IRSN) avec un recours à la modélisation (*via* le modèle Symbiose ou des modèles empiriques) pour compléter les chroniques de résultats de mesure ou à l'interpolation pour compléter les chroniques de doses. Ainsi, les estimations des doses reçues par inhalation reposent sur des activités volumiques de césium 137 journalières, présentes dans l'air en mai et juin 1986 sous forme d'aérosols atmosphériques prélevés par 36 stations réparties sur territoire, ainsi que sur des rapports d'activités isotopiques d'une quinzaine d'autres radionucléides également mesurés dans l'air sur certaines de ces stations. De même, les doses reçues par ingestion ont été calculées sur la base d'activités massiques des cinq principaux radionucléides qui y ont contribué, mesurées dans les denrées produites sur la période 1986-1989, complétées par des résultats de modélisation ajustés à ces mesures, puis sur la base d'activités massiques mesurées sur la période 2008-2018. Entre ces deux périodes, les doses ont été estimées par interpolation. Enfin, les doses liées à l'exposition externe au rayonnement des quinze radionucléides mesurés dans l'air et qui se sont déposés sur les sols et surfaces, ont été estimées pour 1986, puis sur la période 2008-2018, à partir de mesures d'activités surfaciques ou de mesures directes de rayonnement (débits d'équivalent de dose). Les cinétiques de diminution des débits d'équivalent de dose au cours des 8 premières années suivant les dépôts radioactifs en milieu rural et des 15 premières années en milieu urbain, ont été ajustées à celles observées au Japon après l'accident de Fukushima.

En 1986, les doses efficaces moyennes consécutives aux retombées de l'accident de Tchernobyl ont été estimées entre 10 μSv en Bretagne et quelques centaines de microsieverts sur les zones de l'Est du territoire où les dépôts radioactifs ont été les plus importants. Elles ont pu atteindre 1 000 μSv (1 mSv) sur les huit communes de la côte orientale de la Corse et de l'arrière-pays niçois où les dépôts de césium 137 ont été d'environ 50 000 Bq/m^2 à la suite des précipitations très abondantes entre le 1^{er} et le 5 mai 1986. Cette année-là et pour la majeure partie du pays, ces doses ont résulté principalement de l'ingestion de denrées contaminées. Toutefois, sur les communes où les dépôts radioactifs ont dépassé 20 000 Bq/m^2 , l'exposition externe a été la première contributrice à la dose moyenne totale, notamment pour des adultes passant beaucoup de temps en extérieur. Dans tous les cas, la contribution de l'exposition par inhalation a été faible et n'a pas dépassé 15 % de la dose totale dans le nord-est de la France où les activités dans l'air les plus élevées ont été mesurées.

En 1987, les doses efficaces moyennes ont été de 2 à 3 fois plus faibles du fait de la quasi-disparition de l'exposition par inhalation et surtout de la diminution importante de la dose liée à l'ingestion de denrées. Depuis 1988, elles ont régulièrement diminué avec des contributions variables des expositions externe et par ingestion suivant le lieu de résidence et l'âge de la personne exposée. En 2000, les doses efficaces moyennes annuelles sont estimées entre quelques microsieverts en Bretagne et quelques dizaines de microsieverts dans les zones les plus touchées de l'Est du pays.

En 2020, la dose efficace moyenne dues aux retombées de l'accident de Tchernobyl pour un adulte résidant en milieu urbain¹, travaillant en intérieur et ne consommant pas de champignons sauvages et de viandes de gibiers, est de l'ordre de 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (de moins de 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ à quelques microSieverts par an). Ce scénario représente sans doute la majeure partie de la population. De manière générale, les doses efficaces estimées pour les enfants sont du même niveau. Pour des personnes travaillant en extérieur en milieu rural dans les zones les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl, les doses pourraient atteindre 10 μSv , voire 20 μSv sur les communes de l'Est du pays où les dépôts radioactifs de mai 1986 ont été les plus importants. Toutefois, ces valeurs plus élevées ne peuvent être atteintes que si la personne passe plusieurs heures par jour sur des surfaces non remaniées (qui n'ont jamais été labourées, ni recouvertes...) depuis 1986. Or, de telles surfaces se limitent souvent désormais à des espaces naturels ou boisées.

Contrairement aux denrées issues de l'agriculture et de l'élevage dont les activités massives, et donc les doses liées à leur consommation, n'ont cessé de diminuer depuis 1986, la contamination en césium 137 des denrées forestières, champignons et viandes de gibiers, est restée à un niveau élevé jusqu'à aujourd'hui. Cette contamination est aussi beaucoup plus variable que celles des autres denrées et ceci même à l'échelle d'une commune. Il en résulte que la consommation, même occasionnelle, de ces denrées peut entraîner des doses très différentes et conséquentes. Pour les personnes qui en consomment régulièrement, la dose efficace associée a pu dépasser celles dues aux autres voies d'exposition dès le début des années 1990. Pour les communes les plus touchées de l'est de la France, elle peut être encore aujourd'hui de plusieurs dizaines de microsieverts.

En 1986, les doses équivalentes moyennes à la thyroïde ont été nettement supérieures aux doses efficaces et dépendaient de l'âge. Les estimations les plus élevées, autour de 7 mSv, concernaient les enfants de 1 à 2 ans. Elles résultaient quasi exclusivement à l'incorporation d'iode 131 via l'ingestion de denrées, les contributions de l'inhalation ou des autres radionucléides étant très faibles. Les doses équivalentes aux autres organes sont très proches et souvent du même niveau que les doses efficaces, à l'exception des doses équivalentes au colon qui, pour les enfants de 1 à 12 ans, peuvent être jusqu'à deux fois plus élevées que les doses efficaces.

¹ On considère qu'une personne évolue en milieu urbain dès lors que son environnement est constitué principalement de surfaces artificielles (voiries, constructions...); outre les villes, il peut s'agir de villages ou de hameaux. On considère qu'une personne évolue en milieu rural lorsqu'elle passe plusieurs heures par jours sur des sols qui sont, soit des sols labourés, soit des sols non remaniés (ni labourés, ni recouverts...) depuis 1986.

Table des matières

1. Introduction.....	6
2. Reconstitution des doses reçues par inhalation	8
2.1. Données disponibles et rappels sur les estimations de 2007	8
2.2. Actualisation de 2025	10
2.2.1. Objectifs et méthodologie.....	10
2.2.1.1. Cartographie des activités de ¹³⁷ Cs dans l'air	11
2.2.1.2. Rapports entre les activités volumiques de ¹³⁷ Cs et celles des autres radionucléides.....	11
2.2.1.3. Doses quotidiennement engagées pour une activité volumique unitaire de ¹³⁷ Cs	12
2.2.2. Doses efficaces et aux organes reçues par inhalation.....	14
3. Reconstitution des doses externes	16
3.1. Généralités	16
3.2. Données disponibles et rappels sur les évaluations de 2007	17
4. Connaissances issues des observations faites après l'accident de Fukushima.....	18
4.1.1. Evolution du débit d'équivalent de dose dans les premières années suivants les dépôts radioactifs.....	18
4.1.2. Facteur de protection à l'intérieur des bâtiments	20
4.2. Doses externes estimées par l'IRSN pour la France sur la période 2008-2018	21
4.3. Actualisation de 2025	23
4.3.1. Doses externes en 1986	23
4.3.2. Evolution de la dose externe de 1986 à 2020	25
4.3.2.1. Formulation générale.....	25
4.3.2.2. Cas du milieu rural	25
4.3.2.3. Cas du milieu urbain	27
4.3.2.4. Bilan rural vs urbain et travailleur en extérieur vs intérieur	28
4.3.2.5. Doses efficaces externes en fonction de l'âge et doses aux organes	30
5. Reconstitution des doses reçues par ingestion	31
5.1. Données disponibles et rappel sur les évaluations de 2007	31
5.2. Actualisation de 2025	34
5.2.1. Radionucléides à prendre en compte.....	34
5.2.2. Evolution temporelle des doses reçues par ingestion	34
5.2.3. Variabilité spatiale des doses reçues par ingestion.....	37

5.2.4. Estimation des doses reçues par les enfants et des doses équivalentes aux organes	38
6. Evolution des doses totales toutes voies d'exposition confondues	40
7. Cas de la consommation de champignons sauvages et de viandes de gibiers	43
7.1. Généralités	43
7.2. Données disponibles et estimations dosimétriques de 2007 et 2022	44
7.3. Actualisation de 2025 : possibilités et limites	48
8. Conclusion	50
9. Bibliographie	53

1. Introduction

Au début du mois de mai 1986, les masses d'air contaminées par l'accident de Tchernobyl ont survolé la France. Une partie des radionucléides présents dans ces masses d'air se sont déposés à la surface des sols puis se sont disséminés dans toutes les composantes de l'environnement entraînant une exposition radiologique de la population qui perdure encore aujourd'hui du fait de la rémanence du césium 137. Cette exposition radiologique est une composante de l'exposome qui est défini comme l'ensemble des expositions environnementales auxquels nous avons été soumis depuis notre conception et qui sont susceptibles d'avoir un effet sur notre santé en incluant notre exposition aux rayonnements ionisants (Wild CP, 2005).

La cohorte « Constances » est un ensemble de 220 000 personnes résidant en France qui ont accepté de participer à une étude épidémiologique visant à étudier les causes des maladies chroniques et notamment les causes potentielles d'origine environnementale (Goldberg M. et al, 2017). Cette cohorte est suivie par l'unité UMS011-Inserm/Université Paris Cité/UVSQ/Université Paris-Saclay. La présence de substances radioactives dans notre environnement ainsi que les expositions médicales et professionnelles, font partie de ces causes potentielles à étudier ; c'est l'objet du projet CORALE (Composante radiologique de l'exposome, multi-expositions, risques de cancers et d'autres pathologies chroniques dans la cohorte Constances ; Sauce J. *et al.* 2024) mené par l'ASNR (précédemment IRSN) en collaboration avec l'UMS011, dont le but est de reconstituer les doses de rayonnements d'origines environnementales, médicales et professionnelles reçues par 76 000 participants de la cohorte Constances depuis conception, puis d'estimer les risques de cancers et d'autres pathologies chroniques potentiellement liés à ces doses en prenant en compte l'influence d'autres facteurs de risque.

Afin de répondre aux objectifs du projet CORALE, les doses présentées dans ce rapport sont des doses dites « moyennes » dans la mesure où les conditions d'expositions des personnes considérées pour les estimer (rations alimentaires, temps passés à l'extérieur dans différents types d'environnement...), ont été déterminées pour être représentatives du plus grand nombre. Pour permettre une reconstitution de l'historique dosimétrique individuel, depuis la naissance, de chacune des 76 000 personnes de la cohorte Constance pour lesquelles on dispose de l'historique résidentiel, les doses doivent être estimées par année, par classe d'âge et par commune. Ainsi, il sera possible de disposer d'une estimation des doses reçues par chacune de ces personnes à l'âge qu'elle avait dans ses lieux de résidence successifs. Outre les doses efficaces qui rendent compte de l'exposition globale des personnes, la mise en relation avec l'occurrence de maladies, nécessite de disposer de doses équivalentes aux organes. Pour couvrir les maladies (notamment les cancers) les plus fréquentes, les organes sélectionnés en première intention sont : les poumons, le colon, la prostate, les seins, la thyroïde et le cerveau.

Les expositions de la population aux retombées de l'accident de Tchernobyl ont été évaluées une première fois en 1997 (Renaud et al, 1999), puis réévaluées en 2007 (Renaud et al. 2009). La réévaluation de 2007 concernait principalement la cartographie des dépôts radioactifs sur l'ensemble du territoire, à partir d'études spécifiquement dédiées (Renaud et al, 2003 ; Renaud et al, 2004) et les doses dues à l'exposition externe à ces dépôts ; les doses reçues par inhalation et par ingestion de denrées alimentaires estimées en 1997, sur la base principale des résultats de mesure dans l'air et dans les denrées, avaient été reprises en 2007.

Les évaluations de 1997 et 2007 ne répondent cependant pas complètement aux besoins du projet CORALE. En effet, dans ces deux études, les estimations de doses se limitaient aux doses efficaces pour des adultes et aux doses à la thyroïde pour des enfants de certains âges. Par ailleurs, si une gamme de variabilité spatiale des doses était proposée dans l'étude de 2007, le projet CORALE nécessite de disposer d'une spatialisation plus précise et complète des doses sur l'ensemble du territoire. De plus, les estimations dosimétriques précédentes n'allaient pas au-delà de 2006. Or, une récente étude de l'IRSN (IRSN, 2022), basée sur de nombreux résultats de mesures acquis entre 2008 et 2018 permet de connaître les doses qui résultent aujourd'hui des retombées de l'accident de Tchernobyl. Enfin, la présente étude fournit une occasion de porter un nouveau regard sur l'ensemble des évaluations relatives aux conséquences radiologiques de cet accident, notamment à l'aune des observations faites au Japon après l'accident de Fukushima.

Ce document s'attache à fournir de manière détaillée tous les éléments méthodologiques qui ont permis de compléter et d'améliorer en ce sens les évaluations faites en 2007. Les chroniques de doses sont ensuite commentées au regard de leur évolution dans le temps, des principaux radionucléides qui y contribuent et de leurs importances relatives en fonction des organes et de l'âge des individus.

2. Reconstitution des doses reçues par inhalation

2.1. Données disponibles et rappels sur les estimations de 2007

Une quinzaine de radionucléides ont été mesurés dans l'air en France à la suite de l'accident de Tchernobyl. Ces mesures ont été réalisées sur des filtres d'aérosols atmosphériques récupérés sur 36 stations de prélèvement du CEA et du SCPRI réparties sur le territoire (voir la figure 1). Cependant, le nombre de résultats de mesures disponibles est très variable suivant la station, le jour de prélèvement ou le radionucléide concerné.

Dans la plupart des stations, seul le ^{137}Cs a été mesuré plus ou moins régulièrement tout au long du mois de mai 1986. La figure 1 présente les 248 activités volumiques de ce radionucléide mesurées au cours du mois de mai 1986 sur ces 36 stations que la carte permet de localiser. Elle montre que les masses d'air contaminées ont abordé l'est du pays le 30 avril 1986 et que les activités les plus élevées ont été, le plus souvent mesurées le 1^{er} mai sur l'ensemble du territoire avec une valeur maximale de 5,5 Bq/m³ mesurée à la station de Verdun. Les activités volumiques ont ensuite rapidement diminué pour se trouver à moins de 0,005 Bq/m³ (donc de l'ordre de 1 000 fois plus faibles) dès le 7 mai, à l'exception de l'extrême sud-est (Nice) où des activités plus élevées ont perduré jusqu'au 8 mai.

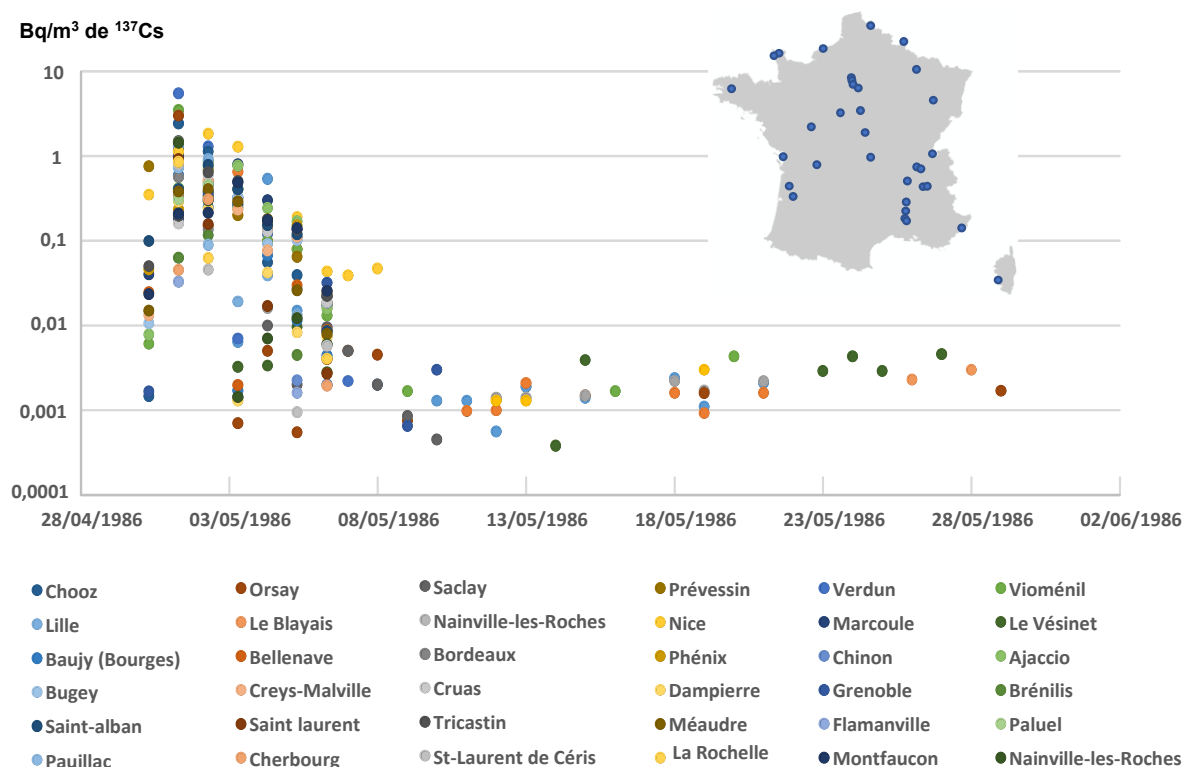


Figure 1 : Activités volumiques de ^{137}Cs dans l'air mesurées sur les filtres quotidiens de 36 stations de prélèvement d'aérosols réparties sur le territoire (Bq/m³).

En raison de cette rapide diminution, seuls les résultats ne portant que sur les filtres d'une seule journée de prélèvement sont exploitables ; les résultats relatifs à des filtres prélevés au bout de 3, 7 voire 10 jours, qui ne fournissent que des moyennes des activités dans l'air sur ces périodes plus longues, ont donc été écartés.

Dans ces conditions, les radionucléides autres que le ^{137}Cs n'ont été mesurés que dans une douzaine de stations et principalement les 1^{er} et 2 mai 1986. A titre d'illustration, la figure 2 présente les résultats obtenus sur les 2 stations pour lesquels les radionucléides mesurés ont été les plus nombreux. De manière générale, le nombre de résultats de mesure disponible est très variable suivant le radionucléide (voir la dernière ligne du tableau II). Les radionucléides pour lesquels on dispose du plus grand nombre de résultats de mesure au cours de ces 2 jours, toutes stations confondues, sont les ^{106}Ru (36 résultats), ^{95}Zr (33 résultats), ^{103}Ru (18 résultats) et ^{134}Cs , ^{131}I et ^{132}Te (17 résultats chacun). Pour certains radionucléides comme les ^{136}Cs , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{125}Sb , ^{99}Mo , ou ^{141}Ce , moins de 5 résultats de mesure sont disponibles.

Dans l'étude de 2007, afin de donner une idée de la gamme de variabilité à l'échelle du territoire, les doses reçues par inhalation ont été calculées pour des personnes qui auraient résidé à Verdun (Meuse) où les activités mesurées dans l'air ont été les plus élevées de France, et à Cléville (Calvados) où elles ont été parmi les plus faibles. Les radionucléides pris en compte pour estimer ces doses étaient les principaux mesurés dans l'air en France : ^{132}Te , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{134}Cs et ^{137}Cs . Pour Verdun, les activités utilisées pour estimer les doses ont été celles effectivement mesurées. Seul le césium 137 ayant été mesuré à Cléville, les activités des autres radionucléides en ont été déduites à partir des rapports d'activités isotopiques moyens entre chaque radionucléide et le césium 137 obtenus pour l'ensemble des stations françaises. Seules les doses efficaces pour les adultes et équivalentes à la thyroïde pour les enfants ont été estimées. Les facteurs de dose par inhalation utilisés étaient ceux proposés par la Commission internationale de protection radiologique (ICRP, 1995).

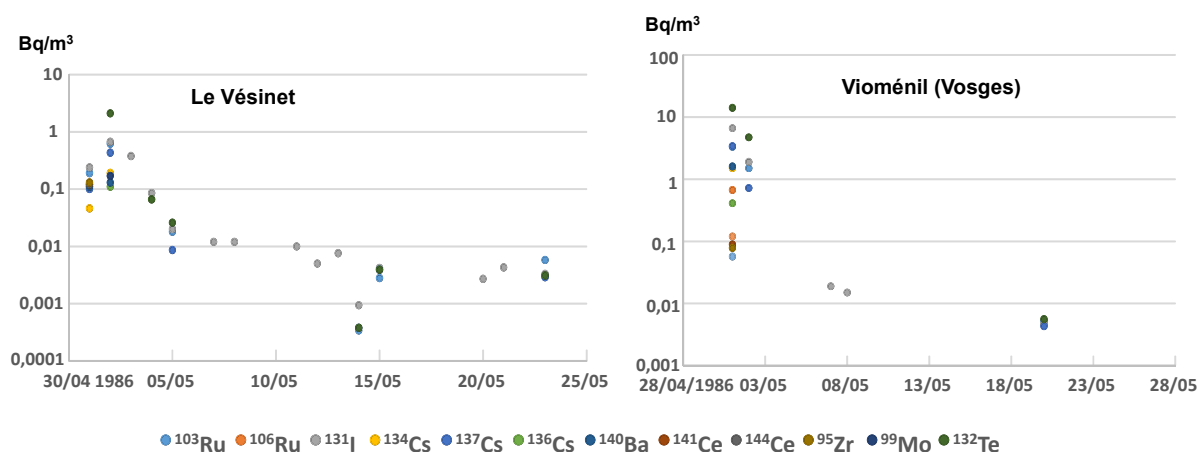


Figure 2 : Activités volumiques de 12 radionucléides mesurées les 1 et 2 mai 1986 sur les filtres d'aérosols atmosphériques récupérés sur les stations du Vésinet et de Vioménil (Bq/m³)

Les doses reçues par irradiation externe et par inhalation suite au passage des masses d'air contaminées sur la France et estimées en 2007 sont présentées dans le tableau I. Elles ont été calculées en considérant que les activités dans l'air à l'intérieur des bâtiments étaient égales à celles mesurées à l'extérieur, ce qui est un peu majorant. Ces calculs indiquent que la dose efficace due au panache radioactif n'a pas atteint 50 μSv pour un adulte. Dans l'extrême Ouest, elle a été de l'ordre de quelques microsieverts. Les doses à la thyroïde les plus élevées ont été atteintes pour les enfants de 1 à 7 ans : entre 400 et 500 μSv . Les doses externes dues à l'immersion dans le panache radioactif ont été négligeables au regard des doses reçues par inhalation : de l'ordre du 1/200^{ième}.

Tableau I : Doses externe et par inhalation, dues au passage des masses d'air contaminées en mai 1986

		Dose efficace μSv		Dose équivalente à la thyroïde μSv		
		Adulte	Moins de 1 an	1 à 2 an	3 à 7 ans	8 à 12 ans
Inhalation	Verdun	46	260	470	410	360
	Cléville	4,1	23	41	36	32
Irradiation externe	Verdun	0,20	-	-	-	-
	Cléville	0,02	-	-	-	-

2.2. Actualisation de 2025

2.2.1. Objectifs et méthodologie

La présente étude a pour objectif d'estimer les doses engagées reçues par inhalation pour toutes les classes d'âges, pour les 6 organes retenus (thyroïde, poumons, seins, prostate, colon et cerveau) et par commune. Les doses reçues par irradiation externe liée à l'immersion dans le panache radioactif sont considérées comme négligeables (voir le tableau I) et ne sont donc pas estimées. La liste des radionucléides pris en compte, initialement limitée aux 6 principaux dans l'étude de 2007, est étendue aux 15 radionucléides mesurés dans l'air.

La figure 3 représente schématiquement la méthode d'évaluation des doses reçues par inhalation à partir des résultats de mesure disponibles. La première étape est l'obtention d'une cartographie journalière des activités volumiques de ^{137}Cs dans l'air (1) à partir des résultats de mesure de ce radionucléide représentés dans la figure 1. La seconde étape consiste à en déduire l'évolution journalière des activités dans l'air des 14 autres radionucléides (2) en se basant sur l'étude des rapports entre les activités volumiques de chacun d'eux et celles de ^{137}Cs et en prenant en compte leur décroissance radioactive. Les doses efficaces journalières, pour toutes les classes d'âge, résultant de l'inhalation de tous les radionucléides, sont ensuite calculées pour une activité volumique unitaire de ^{137}Cs (3) au moyen des paramètres d'expositions ; débits respiratoires et coefficients de dose par activité incorporée (DPUI). A partir de (1) et (3) sont estimées les doses efficaces et équivalentes aux organes par classe d'âge et par commune (4).

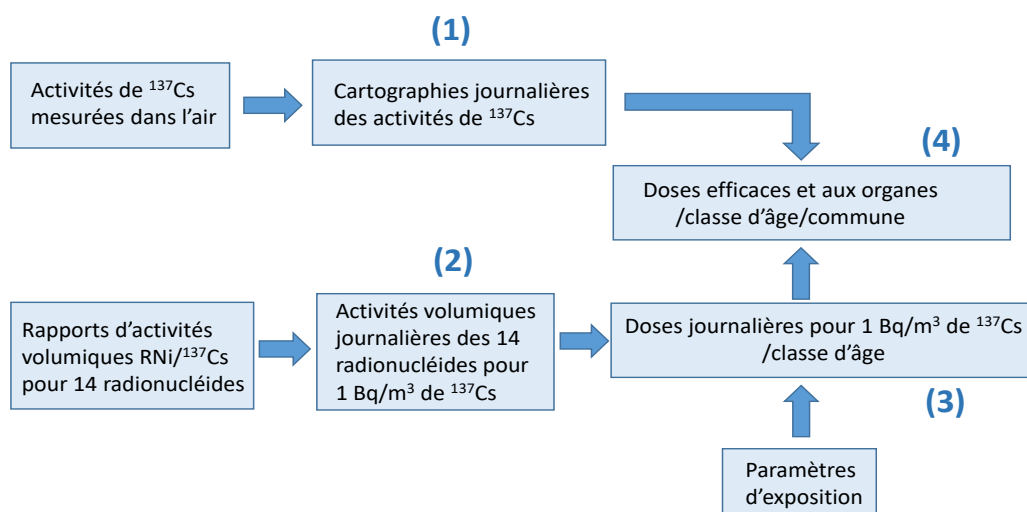


Figure 3 : Représentation schématique de la méthode d'évaluation des doses reçues par inhalation

2.2.1.1. Cartographie des activités de ^{137}Cs dans l'air

La figure 4 présente les cartes quotidiennes d'activités volumiques de ^{137}Cs dans l'air du 30 avril au 6 mai 1986. Il s'agit d'une représentation spatiale des mêmes résultats de mesures que ceux présentés sous forme de chroniques dans la figure 1. Deux méthodes d'interpolation ont été appliquées : une probabiliste (krigeage ordinaire) dans le polygone convexe équivalent (interpolation) et une déterministe (plus proche voisin) au-delà de ce même polygone (extrapolation).

Ces cartes confirment que les masses d'air contaminées ont pénétré par l'est dès le 30 avril au sein d'un flux anticyclonique. Les activités volumiques maximales ont été atteinte le 1^{er} mai dans le nord-est du pays. Dès le 3 mai, la reprise du flux d'ouest caractéristique de la circulation atmosphérique la plus courante sur notre pays, a fait refluer ces masses d'air contaminées vers l'est. Les 5 et 6 mai, les activités volumiques de ^{137}Cs étaient plus faibles et plus homogènes sur le territoire. Au-delà du 6 mai, elles sont devenues stables dans le temps (voir la figure 1). Du 7 au 31 mai, elles vont de 6×10^{-4} à $3 \times 10^{-3} \text{ Bq/m}^3$ pour une moyenne de $2 \times 10^{-3} \text{ Bq/m}^3$ retenue pour cette étude ; en juin, elles vont de 10^{-4} à $5 \times 10^{-4} \text{ Bq/m}^3$ pour une moyenne de $2 \times 10^{-4} \text{ Bq/m}^3$. Après juin, les activités volumiques étaient le plus souvent trop faibles pour être mesurées ; les rares activités mesurées sont inférieures à 10^{-4} Bq/m^3 . La figure 4 présente les cartes quotidiennes d'activités volumiques de ^{137}Cs dans l'air du 30 avril au 6 mai.

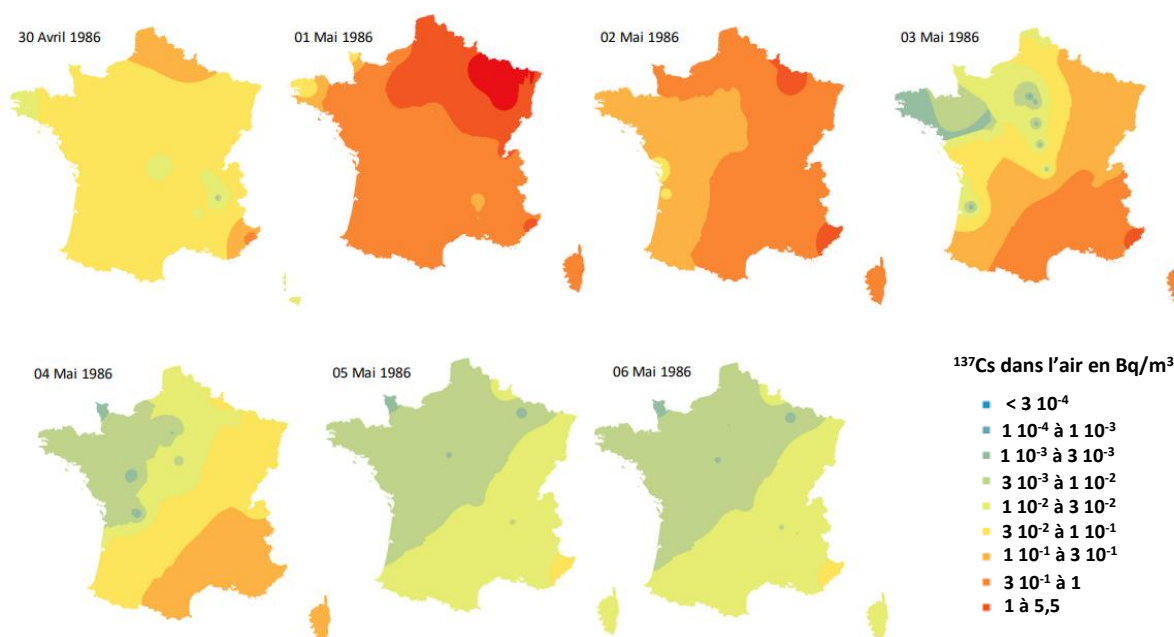


Figure 4 : Cartes des activités volumiques de ^{137}Cs dans l'air quotidiennes du 30 avril au 6 mai (Bq/m³)

2.2.1.2. Rapports entre les activités volumiques de ^{137}Cs et celles des autres radionucléides

La figure 5 et le tableau II présentent les rapports entre les activités volumiques des différents radionucléides mesurés dans l'air les 1^{er} et 2 mai 1986, et celles de ^{137}Cs . En raison de leur plus longue période et du fait que des mesures étaient disponibles tout au long du mois de mai, les rapports d'activités moyens $^{106}\text{Ru}/^{137}\text{Cs}$ et $^{144}\text{Ce}/^{137}\text{Cs}$ ont été obtenus à partir de toutes les données du mois de mai 1986.

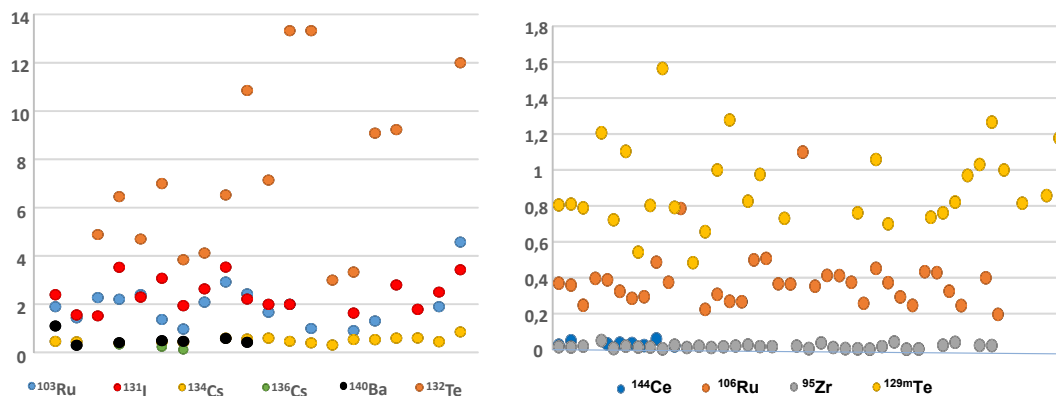


Figure 5 : Activités volumiques dans l'air de 10 radionucléides rapportées à celles de ^{137}Cs

Les rapports d'activités isotopiques illustrent les abondances relatives des radionucléides dans l'air au début de mai 1986. Les quatre radionucléides les plus abondants dans l'air ont été les ^{132}Te (activités volumiques près de 8 fois supérieures à celles du ^{137}Cs), ^{131}I (2,4 fois supérieures à celles du ^{137}Cs pour la seule forme d'aérosols), ^{99}Mo et ^{103}Ru (de l'ordre de 2 fois supérieures à celles du ^{137}Cs). Les activités volumiques de tous les autres radionucléides ont été inférieures à celles du ^{137}Cs : de 2 fois inférieures pour les ^{134}Cs et ^{140}Ba , à plus de 10 fois inférieures pour les ^{95}Zr , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ et ^{125}Sb .

La variabilité des rapports d'activités est le plus souvent modérée ; la plupart des coefficients de variation sont compris entre 0,24 et 0,5. On note cependant que le coefficient de variation atteint 1 pour ^{99}Mo et 1,6 pour ^{141}Ce et que le nombre de rapports calculé (lié au nombre de résultats de mesure disponible) est faible (5 et 3 respectivement). Les activités dans l'air de ces deux radionucléides sont donc assez mal connues.

Après les accidents de Tchernobyl et de Fukushima, il a été constaté que l'iode initialement émis sous forme gazeuse se fixe progressivement sur des particules en suspension dans l'air. Le rapport d'activité $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ de 2,4 mentionné dans le tableau ne rend compte que de cette forme particulière mesurée sur des filtres d'aérosols. Pour cette étude, on considère que les trois quarts (75%) de l'iode présent dans l'air en mai 1986 se trouvait sous forme gazeuse (Maqua M. *et al*, 1987 ; Köhler H. *et al*, 1991) ; le rapport d'activités $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ de 2,4 observé pour l'iode particulaire a donc été multiplié par 4 pour obtenir la valeur de ce rapport pour l'iode total (gazeux + particulaire) : soit un rapport d'activité $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ de 9,6.

Tableau II : Activités volumiques (Bq/m^3) dans l'air de 13 radionucléides rapportées à celles de ^{137}Cs en mai 1986

	^{103}Ru	^{106}Ru	$^{131}\text{I}^*$	^{134}Cs	^{136}Cs	^{140}Ba	^{141}Ce	^{144}Ce	^{95}Zr	^{99}Mo	^{132}Te	$^{110\text{m}}\text{Ag}$	^{125}Sb
Moyenne	1,90	0,38	2,40	0,51	0,22	0,54	0,43	0,04	0,02	2,10	7,70	0,02	0,04
Min	1,00	0,20	1,50	0,32	0,12	0,30	0,03	0,02	0,003	0,40	3,00	0,02	0,04
Max	4,60	1,10	3,50	0,85	0,32	1,10	1,20	0,06	0,05	5,00	13,00	0,02	0,04
Ecart-type	0,93	0,17	0,68	0,12	0,10	0,26	0,67	0,014	0,01	2,06	3,64	0,002	0,01
Coeff. Variation	0,50	0,43	0,28	0,24	0,45	0,48	1,55	0,40	0,41	0,99	0,47	0,11	0,14
Nb de rapports	18	36	17	17	3	7	3	8	33	5	17	3	2

*iode fixé sur des aérosols seulement

2.2.1.3. Doses quotidiennement engagées pour une activité volumique unitaire de ^{137}Cs

L'application de débits respiratoires (m^3/h) relatifs à différentes occupations (sommeil, activité légère ou intense) et propres à chaque classe d'âge, permet d'estimer l'activité des radionucléides incorporée par inhalation chaque mois (Bq/mois). La tableau III fournit les valeurs de ce paramètre utilisées dans cette étude ; elles sont issues des budget-temps et des débits respiratoires par types d'occupation proposés

dans la publication 66 de la CIPR (ICRP, 1994). Les débits respiratoires moyens² journaliers utilisés dans cette étude sont dans la colonne de droite.

Tableau III : Valeurs des paramètres relatifs à l'exposition par inhalation (moyennes homme/femme)

	Sommeil		Repos		Exercice léger		Exercice intense		Moyen journalier
	m ³ /h	h	m ³ /h	h	m ³ /h	h	m ³ /h	h	
Nourrisson	0,1	17	-	-	0,19	7,0	-	-	2,9
1-2 ans	0,2	14,0	0,2	3,3	0,4	6,7	-	-	5,2
3-7 ans	0,2	12,0	0,3	4,0	0,6	8,0	2,0	-	8,7
8-12 ans	0,3	10,0	0,4	4,7	1,1	9,3	2,7	-	15,3
13-17 ans	0,4	10,0	0,5	5,5	1,3	7,5	2,8	1,0	20,0
Travailleur extérieur	0,4	8,5	0,5	3,2	1,4	6,3	2,9	6,0	30,6
Travailleur sédentaire	0,4	8,5	0,5	5,2	1,4	10,3	-	-	19,9

L'utilisation de coefficients de dose par unité d'incorporation (DPUI) permet ensuite d'obtenir les estimations des doses reçues par inhalation, efficaces et pour les 6 organes sélectionnés. Les DPUI utilisés dans cette étude pour calculer les doses efficaces et équivalentes engagées à la thyroïde, au cerveau, au colon, aux poumons, aux seins et à la prostate, pour les différentes classes d'âge sont issus de l'arrêté du 1^{er} septembre 2003 publié dans le Journal Officiel de la république française (JO 2003) et de la publication 72 de la CIPR (ICRP, 1995).

La figure 6 présente l'évolution, tout au long du mois de mai 1986, des doses efficaces moyennes quotidiennement engagées³ par inhalation pour un adulte et calculées pour une activité unitaire dans l'air de 1 Bq/m³ de ¹³⁷Cs+⁴. Ce graphique permet de montrer l'évolution des contributions des différents radionucléides à la dose efficace, même si ces doses ne correspondent à aucune réalité. En effet, comme indiqué précédemment, les activités volumiques de ¹³⁷Cs ont fortement évolué dans le temps et dans l'espace au cours des premiers jours de mai 1986 ; ce n'est que le produit de ces doses calculées pour une activité unitaire de ¹³⁷Cs avec les activités volumiques de ce radionucléide dans l'air cartographiées précédemment, qui permet d'obtenir les doses reçues par inhalation pour chaque commune du territoire métropolitain.

² On rappelle que les doses estimées dans ce document sont des doses dites « moyennes » dans la mesure où les conditions d'expositions des personnes considérées pour les estimer ont été déterminées pour être représentatives du plus grand nombre. Il en est ainsi notamment pour les débits respiratoires et des temps passés à l'extérieur dans différents types d'environnement.

³ Une fois le radionucléide incorporé, l'irradiation interne à l'organisme qu'il va délivrer peut se prolonger plusieurs jours, plusieurs mois ou plusieurs années suivant sa période radioactive et la rapidité avec laquelle l'organisme va l'éliminer. Mais dès lors qu'il est incorporé, cette dose sera reçue de manière certaine. C'est pourquoi on parle de dose engagée. Pour les radionucléides de période courte, cette dose engagée est égale à la dose efficace de l'année de l'incorporation.

⁴ Les descendants à l'équilibre des radionucléides sont pris en compte dans les estimations de dose. C'est le cas pour tous les couples de radionucléides mentionnés dans cette étude : ¹³⁷Cs-^{137m}Ba, ¹³²Te-¹³²I, ¹⁰⁶Ru-^{106m}Rh, ¹⁰³Ru-¹⁰³Rh... pour simplifier l'écriture, ces couples sont désignés par le signe « + » ajouté au radionucléide-père.

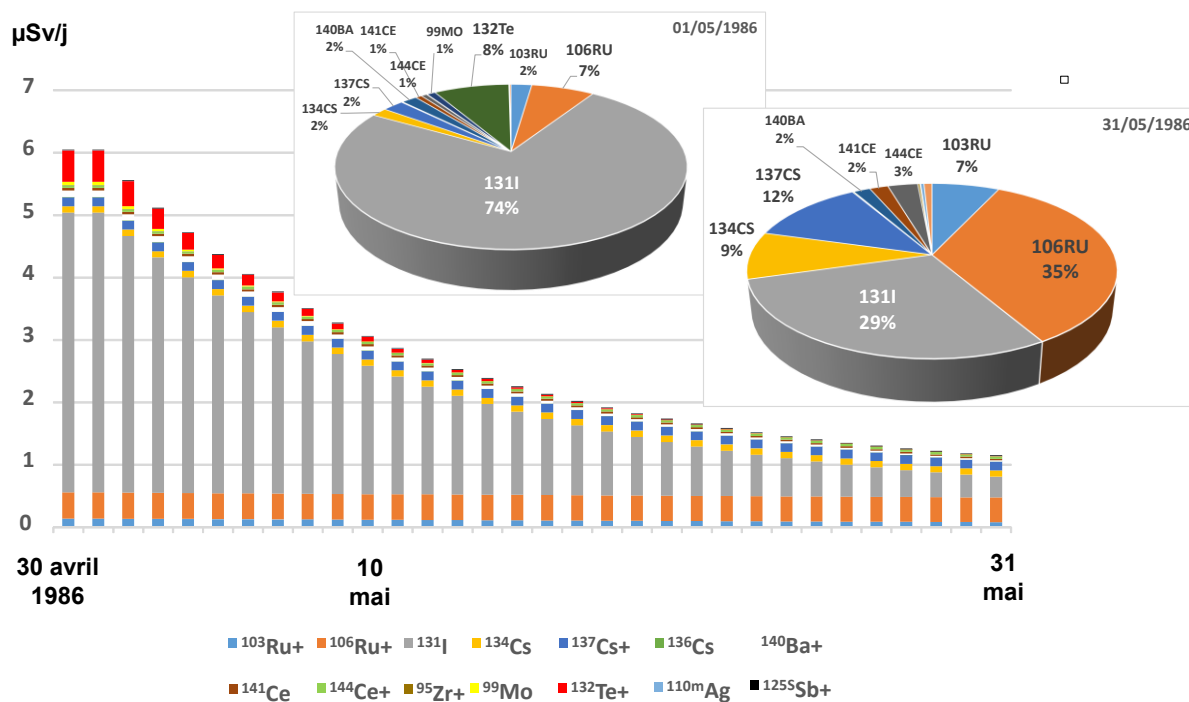


Figure 6 : Evolution des doses efficaces moyennes quotidiennes reçues par inhalation par un adulte au cours du mois de mai 1986 pour une activité volumique unitaire de 1 Bq/m³ de ^{137}Cs et contribution des différents radionucléides mesurés dans l'air (µSv/j)

Cette figure 6 montre que l' ^{131}I est le principal contributeur aux doses efficaces reçues par inhalation avec une contribution de 74% le 1^{er} mai, suivi du $^{132}\text{Te}+$ (8%) et du $^{106}\text{Ru}+$ (7%). A la fin du mois de mai, l' ^{131}I représente encore 29% de la dose efficace derrière le $^{106}\text{Ru}+$ qui en représente 35%. On note que les contributions des radionucléides pour lesquels les activités dans l'air ne sont pas connues de manière précise comme les ^{99}Mo et ^{141}Ce induisent de très faibles doses (avec des contributions inférieures à 1%). Cette étude valide par ailleurs l'approche simplificatrice de l'étude 2007 dans laquelle seuls 6 radionucléides avaient été pris en compte (^{132}Te , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{134}Cs et ^{137}Cs) qui apparaissent effectivement comme ayant été les principaux contributeurs aux doses reçues par inhalation. Dans le cas des doses à la thyroïde et notamment pour les enfants en bas-âge, l' ^{131}I fournit une contribution comprise entre 84% (le 1^{er} mai) et 98% (le 31 mai) ; le couple ^{132}Te - ^{132}I fournissant la contribution complémentaire.

Les doses au cerveau, aux seins, au colon et à la prostate sont dues principalement à trois radionucléides émetteurs gamma présents dans l'ensemble de l'organisme avec par ordre de contribution décroissante : $^{137}\text{Cs}+$, ^{134}Cs et $^{106}\text{Ru}+$; le $^{132}\text{Te}+$ ayant aussi une contribution importante les premiers jours surtout pour les doses équivalentes au colon. Les doses aux poumons résultent principalement du $^{106}\text{Ru}+$ ⁵ suivi des $^{103}\text{Ru}+$ et $^{129\text{m}}\text{Te}$.

2.2.2. Doses efficaces et aux organes reçues par inhalation

La figure 7 présente les cartes des doses moyennes reçues par inhalation, efficaces pour les adultes et à la thyroïde des enfants de 1 à 2 ans. Les doses efficaces des adultes vont de 1,5 µSv à Ouessant à 45

⁵ Les descendants à l'équilibre des radionucléides sont pris en compte dans les estimations de dose. C'est le cas pour tous les couples de radionucléides mentionnés dans cette étude : ^{137}Cs - $^{137\text{m}}\text{Ba}$, ^{132}Te - ^{132}I , ^{106}Ru - $^{106\text{m}}\text{Rh}$, ^{103}Ru - $^{103\text{Rh}}$... pour simplifier l'écriture, ces couples sont désignés par le signe « + » ajouté au radionucléide-père.

μSv à Belleray, une commune limitrophe de Verdun ; celles reçues par la thyroïde des enfants de 1 à 2 ans vont de 23 μSv à 754 μSv pour ces deux mêmes communes. Dans les deux cas, on observe un gradient est-ouest très marqué. Cette évolution spatiale est cohérente avec les cartes des activités volumiques dans l'air présentées dans la figure 3 ainsi qu'avec les diminutions des activités de ^{137}Cs et d' ^{131}I avec la longitude, présentées dans l'étude de 2007 (Renaud et al. 2009).

Si les doses par inhalation les plus élevées estimées à Verdun (étude de 2007) et Belleray (présente étude) sont quasi-identiques (46 μSv et 44 μSv respectivement), en revanche, cette étude montre qu'en Bretagne et sur une partie de la Normandie, les doses efficaces moyennes par inhalation ont pu être inférieures à la valeur de 4 μSv estimée pour Cléville en 2007, avec une valeur minimale de 1,4 μSv estimée pour Ouessant dans la présente étude.

Les doses équivalentes au cerveau, aux seins et à la prostate sont 10 à 30 fois plus faibles que les doses efficaces ; celles au colon 3 fois plus faibles que les doses efficaces et celles aux poumons sont du même niveau que les doses efficaces.

En ce qui concerne les évolutions temporelles, les doses engagées par inhalation entre le 1^{er} et le 5 mai 1986 représentent, pour la population française, plus de 95% des doses totales reçues par inhalation dues à l'accident de Tchernobyl. A partir du mois de juin, les doses sont négligeables au regard de celles relatives au seul mois de mai 1986. Ainsi, avec moins de 0,004 μSv , la dose efficace pour les adultes engagée en juin est de l'ordre de 1 000 à 10 000 fois inférieure à celle de mai 1986. Celles des mois suivants sont encore plus faibles.

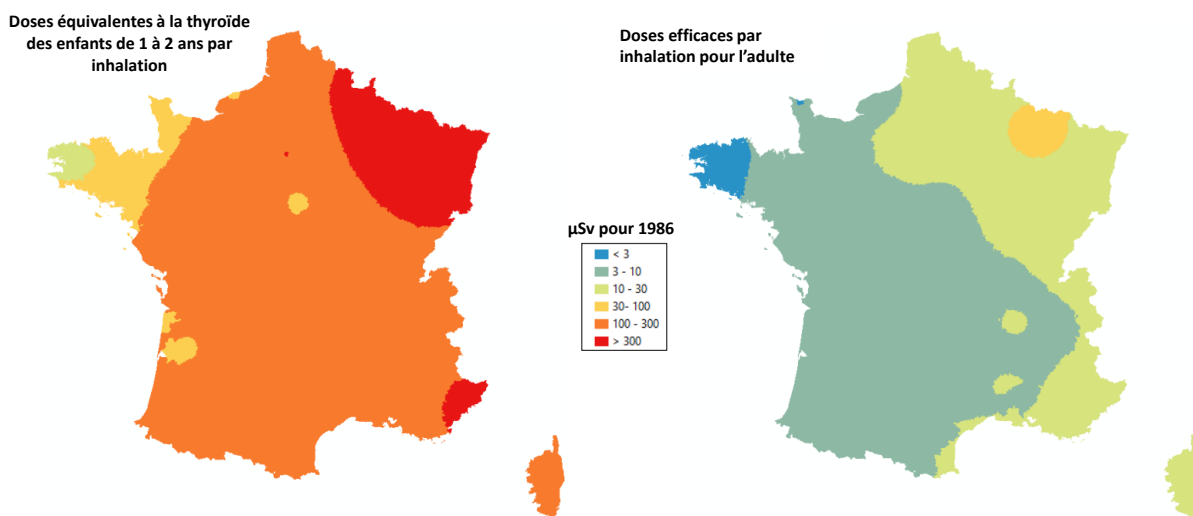


Figure 7 : Doses efficaces moyennes reçues par inhalation en 1986 pour les adultes (carte de droite) et équivalentes moyennes à la thyroïde pour des enfants (carte de gauche) de 1 à 2 ans (μSv).

3. Reconstitution des doses externes

3.1. Généralités

Les doses externes résultent de l'irradiation externe par le rayonnement (débit d'équivalent de dose gamma dans l'air) émis par la rémanence, sur les différents types de surfaces, des dépôts radioactifs qui se sont constitués au début de mai 1986. Les doses externes dues à l'immersion dans le panache radioactif ont été négligeables, même au regard de la seule exposition par inhalation dont elles ne représentaient que moins du centième (Renaud et al., 2009).

Les radionucléides déposés à la surface des sols y pénètrent assez rapidement sur quelques millimètres du fait des pluies. La migration plus en profondeur est ensuite plus lente et ne concerne pratiquement que des radionucléides de période radioactive supérieure à l'année. Par ailleurs, le labour d'une surface agricole entraîne la pénétration et l'homogénéisation de l'activité d'un radionucléide dans 10 à 20 cm de sol suivant le type de culture.

Les radionucléides déposés émettent un rayonnement qui induit un débit d'équivalent de dose gamma dans l'air. Dès lors que le radionucléide pénètre dans le sol, une partie de son rayonnement est absorbée par l'épaisseur de sol qui se situe au-dessus. Il en résulte que les radionucléides susceptibles de générer une exposition externe importante des personnes sont des émetteurs de rayonnement gamma d'énergie suffisante pour traverser une épaisseur de sol, parmi lesquels figurent les $^{106}\text{Ru}+$, $^{103}\text{Ru}+$, $^{137}\text{Cs}+$ et ^{134}Cs . Il en résulte également que, pour une même activité surfacique déposée, l'intensité du rayonnement dans l'air au-dessus du sol, et donc le débit de dose, diminuent lorsque la profondeur atteinte par le radionucléide augmente, et ceci de manière variable suivant le type et l'énergie du rayonnement et la densité du sol.

Une partie des radionucléides déposés sur des surfaces artificielles s'y fixe temporairement par adsorption, alors que le reste ruisselle et se retrouve dans le réseau d'égout en milieu urbain. L'usure liée aux pluies, au passage de piétons et de véhicules ainsi qu'au nettoyage des chaussées, remobilise les radionucléides initialement adsorbés à la surface des matériaux ; ils sont alors emportés par le ruissellement. Les cinétiques de migration vers la profondeur des sols ou de fixation/remobilisation des radionucléides sur les surfaces artificielles sont extrêmement variables. Elles dépendent notamment des caractéristiques du sol ou des matériaux, du radionucléide, ainsi que de multiples autres paramètres parmi lesquels les caractéristiques des précipitations, l'utilisation et l'entretien des surfaces... Par ailleurs, excepté pour le $^{137}\text{Cs}+$ pour lequel il existe quelques données expérimentales et des observations faites à la suite des accidents de Tchernobyl et de Fukushima, tous les phénomènes énoncés précédemment sont mal connus.

Enfin, le débit de dose à l'intérieur des bâtiments est plus faible qu'à l'extérieur. Ceci résulte principalement du fait que les locaux intérieurs sont moins contaminés que les extérieurs, en raison notamment de leur nettoyage régulier, du fait que la source de rayonnement extérieure est éloignée, et, dans une moindre mesure, du fait que les matériaux de construction font écran au rayonnement provenant de l'extérieur.

Cette réduction du débit de dose à l'intérieur par rapport à celui de l'extérieur est paramétrée par un facteur de protection ainsi que par des temps de présence journalière à l'intérieur de bâtiments définis pour deux catégories d'adulte, l'un travaillant en extérieur et l'autre en intérieur, et 3 classes d'âges d'enfants. Le facteur de protection évolue fortement en fonction du type d'habitation entre 0,4 (le débit de

dose en intérieur représente 40% du débit de dose en extérieur) pour une maison en bois de plain-pied à moins 0,01 dans les étages d'un immeuble de béton.

Ainsi, contrairement aux expositions liées à l'inhalation et à l'ingestion des radionucléides, l'exposition externe peut donner lieu à une très grande variété de situations et conditions d'exposition. Pour cette étude, le choix a été fait de considérer un nombre limité de scénarios d'exposition dont on commentera l'adéquation avec les principales situations d'expositions envisageables.

3.2. Données disponibles et rappels sur les évaluations de 2007

En l'absence de mesures directes du débit de dose⁶ exploitables jusqu'au début des années 2000, les doses dues à l'exposition externe doivent être calculées à partir des activités mesurées ou estimées dans les sols, par l'utilisation, notamment, de facteurs de dose exprimés en Sv/h par Bq/m² ou en Sv/h par Bq/kg de sol.

Les seules données fiables dont on dispose pour estimer les dépôts radioactifs consécutifs à l'accident de Tchernobyl sont celles acquises entre 2000 et 2002 dans cet objectif et qui ont abouties à la cartographie des dépôts de ¹³⁷Cs sur l'ensemble du territoire (Renaud et al, 2004) validée par le conseil scientifique de l'IRSN en 2005 (Figure 8). Cette carte montre que les dépôts ont été plus importants et plus hétérogènes dans l'est du pays, allant de moins de 5 000 Bq/m² à quelquefois plus de 40 000 Bq/m² à seulement quelques dizaines de kilomètres de distance. Cette hétérogénéité des dépôts est liée à celle des précipitations survenues lors du passage des masses d'air contaminées entre le 1^{er} et le 5 mai 1986. C'est d'ailleurs l'étude de la relation « pluie-dépôt » qui a permis d'obtenir la cartographie de l'est du pays (Renaud et al., 2003). Plus à l'ouest, les dépôts ont été plus faibles et plus homogènes du fait de moindres précipitations (dans les longitudes centrales) et d'activités volumiques des masses d'air plus faibles d'est en ouest (Renaud et al, 2004).

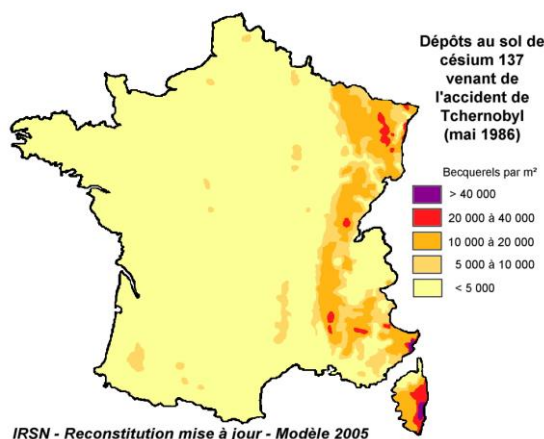


Figure 8 : Carte des activités surfaciques de césium 137 déposées sur les sols français en mai 1986 à l'issue des retombées de l'accident de Tchernobyl (Renaud et al, 2007)

⁶ Les mesures globales du débit de dose effectuées en 1986 qui incluent le rayonnement naturel sont difficilement exploitables. De plus, la mesure par spectrométrie gamma in situ, permettant de discriminer du rayonnement naturel le rayonnement émis par chacun des radionucléides déposés à la suite de l'accident de Tchernobyl, n'a été mise au point qu'au début des années 2000 et peu de mesures ont été réalisées dans les années suivantes. Ce n'est que récemment que leur nombre est devenu suffisant pour qu'elles puissent être exploitées pour des estimations de doses externes (IRSN, 2022)

Dans l'étude de 2007, les doses externes induites par les dépôts radioactifs ont été estimées pour un dépôt unitaire de ^{137}Cs de 1 kBq/m². Les activités déposées de 4 autres radionucléides supposés être les autres principaux contributeurs (^{134}Cs , ^{131}I , ^{103}Ru et ^{106}Ru), ont été estimées sur la base des rapports d'activités isotopiques établies dans l'air entre chacun d'eux et le ^{137}Cs (voir le paragraphe 2.2.1.2). Les doses externes ont été estimées pour un scénario pénalisant, celui d'un adulte vivant en milieu rural et passant 14h/j à l'intérieur de bâtiments, 4h/j en extérieur sur un sol labouré et 6 h/j en extérieur sur un sol non remanié (ni labouré, ni recouvert depuis l'accident). Ce scénario sera qualifié de « rural » par la suite. Le labour est supposé entraîner, dès 1987, l'homogénéisation des radionucléides dans les sols cultivés sur une profondeur de 20 cm. Les labours successifs et la migration des radionucléides vers la profondeur sous l'effet de l'eau (pluviale et d'irrigation) augmente cette profondeur de 0,5 cm/an, ce qui induit une profondeur totale de près de 30 cm en 2006. Dans les sols non labourés, après une migration de 1 cm au cours de la première année (de 1986 à 1987), les radionucléides migrent vers la profondeur à raison de 0,5 mm/an pour se répartir sur une profondeur de près de 15 cm en 2006. Ces hypothèses d'enfouissement des radionucléides reposent sur une étude publiée en 2007 (Roussel-Debet et al, 2007) et basée sur des activités mesurées dans les sols français entre 1991 et 2004. Les facteurs de dose issus de l'agence américaine de protection de l'environnement (EPA, 2019) ont été interpolés pour obtenir les valeurs annuelles correspondantes aux profondeurs d'intérêt entre 1986 et 2006.

En termes de spatialisation, la publication (Renaud et al., 2007) se limite à indiquer que, partout sur le territoire, les doses efficaces externes pour un adulte peuvent être déduites de celles estimées pour un dépôt unitaire de ^{137}Cs de 1 kBq/m² en utilisant la cartographie des dépôts de ce radionucléide, et qu'ainsi, elles ont pu atteindre 400 µSv en 1986 sur les zones les plus touchées du territoire (40 000 Bq/m²).

Les doses efficaces externes estimées en 2007 pour la période 1986-2007 sont comparées à celles estimées dans le chapitre 3.5.2 de la présente étude.

4. Connaissances issues des observations faites après l'accident de Fukushima

4.1.1. Evolution du débit d'équivalent de dose dans les premières années suivants les dépôts radioactifs

A la suite de l'accident de Fukushima en 2011, de nombreuses mesures directes du débit d'équivalent de doses dans l'air ont été effectuées au Japon. La figure 8 constitue une synthèse de ces résultats de mesures dans les 5 ans qui ont suivi cet accident (Siato K. et al, 2019). Elle montre la diminution du débit d'équivalent de dose observée au travers de mesures effectuées au moyen de différents dispositifs/techniques, en rapportant tous les résultats de mesure à une valeur unitaire initiale en juin 2011 (donc après la disparition des radionucléides de période courte mentionnés précédemment).

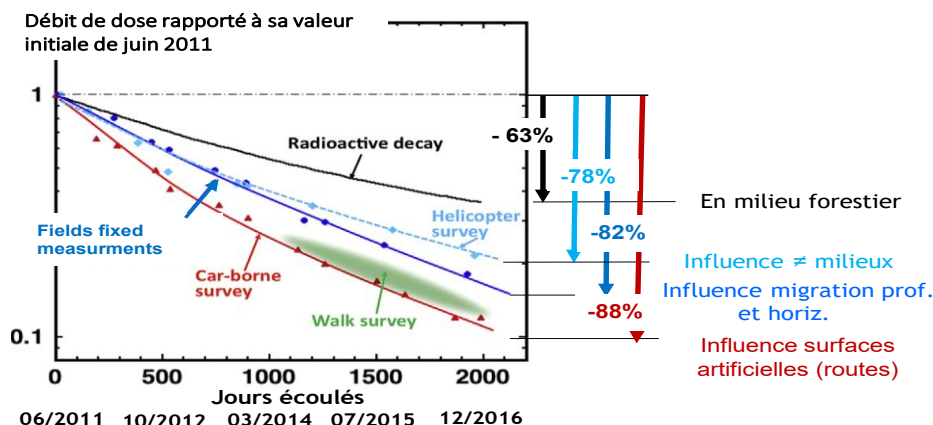


Figure 9 : Diminution du débit de dose observée dans différents types d'environnement par différents types de mesure au cours des cinq années qui ont suivi l'accident de Fukushima (d'après Siato K. et al, 2019)

La courbe noire présente la diminution liée aux seules décroissances radioactives des césiums et notamment du ^{134}Cs (période de 2,1 ans). En 5 ans, la décroissance radioactive induit une diminution du débit d'équivalent de dose de -63% (pour une activité déposée de ^{134}Cs égale à celle du ^{137}Cs comme c'était le cas lors des retombées de l'accident de Fukushima). La courbe en bleu foncé représente la diminution observée sur des surface naturelles non remaniée (mesure de plein champ) au travers de mesures du débit de dose effectuées à partir de dispositifs fixes ; elle montre une diminution de -82%⁷ sur les 5 premières années. La courbe en pointillés bleu clair représente la diminution observée par des moyens embarqués dans un hélicoptère : -79% en 5 ans. La position de cette pente, intermédiaire entre celle due à la décroissance radioactive et celle observée par des mesures fixes de plein champ s'explique par le fait que plusieurs types de surface contribuent au débit de dose « vu » par l'hélicoptère : des champs cultivés ou non, quelques surfaces artificielles (urbaines) et des espaces forestiers. Or en milieu forestier la diminution du débit de dose est lente, à peine plus rapide que celle due à la décroissance radioactive. Enfin, les mesures faites par des moyens embarqués dans des véhicules routiers (courbe rouge) sont, pour des raisons de géométrie, très influencées par la route elle-même. Ces mesures routières confirment ce qui avait déjà été observé après l'accident de Tchernobyl, à savoir que les surfaces artificielles se décontaminent plus vite que les sols non artificialisés. Ceci résulte du fait que seule une partie des radionucléides déposés par voie atmosphérique s'adsorbent à la surface des matériaux et que l'usure de ces matériaux liée à leur utilisation (circulation), aux pluies et à leur nettoyage, entraîne la désorption des radionucléides ou leur « arrachement » vers le réseau de collecte d'eaux pluviales. On note que les mesures faites en marchant (dispositif de mesure dans un sac à dos par exemple) sont intermédiaires entre les mesures routières et les mesure de « plein champ ».

⁷ Toujours pour un rapport initial $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ égal à 1. Dans le cas des retombées de l'accident de Tchernobyl où $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs} = 0,5$, la diminution serait de -78%.



Figure 10 : Diminution du débit de dose observée en milieu urbain dans 3 grandes villes japonaises dans les douze ans et demi qui ont suivi l'accident de Fukushima

La figure 10 présente la diminution du débit de dose observée en milieu urbain dans 3 grandes villes japonaises dans les douze ans et demi qui ont suivi l'accident de Fukushima. Cette figure montre, qu'entre avril et septembre 2011, le débit de dose a diminué de moitié (-43 à -53%). Cette diminution est essentiellement liée à l'élimination des radionucléides adsorbés sur les surfaces artificielles lors des pluies, des opérations de nettoyage et de la circulation sur les voiries. En effet, la diminution liée à la décroissance radioactive des radionucléides de période courte, qui contribuent le plus au débit de dose (^{132}Te -I, ^{131}I , ^{140}Ba -La), est surtout sensible au cours du premier mois après les dépôts (voir la figure 11 au chapitre 3.4.1), soit entre mars et avril 2011, avant les premières mesures présentées dans la figure 10. Au bout de quatre ans et demi, en septembre 2015, la diminution est comprise entre -91 et -93%, assez proche de celle de -88% observée sur des parcours routiers et présentée dans la figure 9. Après les cinq premières années, cette diminution est plus lente puisqu'elle atteint -96 à -98% au bout de 12 ans et demi après les dépôts.

Pour les cas des sols non artificialisés, remaniés ou non, la diminution du débit de dose au fil des années, est étudiée dans le chapitre 3.5.2 sur la base de résultats de mesure acquis en France et présentés dans le chapitre 3.4.

4.1.2. Facteur de protection à l'intérieur des bâtiments

Le facteur de protection (voir le paragraphe 3.1) a été bien documenté après l'accident de Fukushima. Il évolue fortement en fonction du type d'habitation entre 0,4 (le débit de dose en intérieur représente 40% du débit de dose en extérieur) pour une maison en bois de plain-pied, à moins 0,01 dans les étages d'un immeuble de béton (Yoshida-Ohuchi et al. 2019).

Les valeurs du facteur de protection retenues pour cette étude sont de 0,28 en milieu rural (le débit de dose en intérieur représente 28% du débit de dose en extérieur) et 0,025 en milieu urbain (le débit de dose en intérieur représente 2,5% du débit de dose en extérieur). Elles sont issues d'une étude bibliographique américaine (Lawrence Livermore National Laboratory, 2016) qui prend en compte les nombreuses données acquises après l'accident de Fukushima. La valeur de 0,28 correspond à une maison familiale maçonnée de plain-pied. Elle est inférieure à la valeur de 0,4 issue de cette même étude et correspondant à une maison de plain-pied construite en matériaux légers comme le bois. Mais elle est

supérieure à la valeur de 0,2 préconisée par l'AIEA (IAEA, 1979 et IAEA, 2000) sur la base de données antérieures. La valeur de 0,025 retenue pour le milieu urbain correspond aux étages inférieurs d'un immeuble d'habitations. Elle est pénalisante (i.e. elle tend à surestimer la dose) au regard de la valeur moyenne de 0,01 mentionnée dans cette même étude pour les étages supérieurs.

A titre indicatif, le tableau IV présente, compte tenu des différents temps de présence en intérieur présentés dans le tableau XI, le rapport entre les doses externes calculées avec des facteurs de protection de 0,28 et celles calculées avec d'autres facteurs de protection. Pour un adulte travaillant en extérieur, les rapports sont proches de 1 quel que soit le type d'habitation. Il en est de même entre des habitations de plain-pied, quelle que soit la classe d'âge. En revanche, les rapports sont élevés entre des habitations de plain-pied et des immeubles d'habitation collective (troisième et quatrième ligne du tableau) comme on peut en trouver en milieu urbain, surtout pour les jeunes enfants.

Tableau IV : Facteurs correctifs des doses externes pour un facteur de protection à l'intérieur de 0,28

	Adulte travaillant en extérieur	0-1 an	1-2 ans	Autres classes d'âges et adulte sédentaire
0,28/0,4	0,9	0,7	0,7	0,8
0,28/0,2	1,1	1,4	1,3	1,2
0,28/0,025	1,5	16	6,5	3,2
0,28/0,01	1,5	40	6,0	2,8

4.2. Doses externes estimées par l'IRSN pour la France sur la période 2008-2018

Dans le cadre d'un bilan réalisé par l'IRSN (aujourd'hui ASNR) sur le bruit de fond des radionucléides artificiels dans l'environnement français métropolitain (IRSN, 2022), des doses efficaces externes dues au césium 137 présent dans les sols ont été estimées sur la période 2008-2018 pour des adultes, résidant en milieu rural et travaillant en extérieur, suivant deux approches : d'une part à partir de mesures directes du débit d'équivalent de dose et d'autre part à partir d'activités massiques mesurées dans des sols, ces deux approches ayant abouti à des résultats tout à fait concordants. Le tableau V présente les doses estimées pour différentes régions et zones de France à partir d'activités de ^{137}Cs mesurées dans des sols de prairies non remaniés depuis 1986 (un tableau similaire et concordant existe pour des sols labourés).

Tableau V : Doses efficaces moyennes externes dues aux césium 137 dans les sols français, estimées pour un adulte résidant dans différentes régions de France métropolitaine et travaillant en extérieur en milieu rural, à partir de résultats du mesure acquis sur la période 2008-2018 (IRSN, 2022)

	2/3 ouest du pays			1/3 est du pays	
	Occitanie Nouvelle-Aquitaine	Bretagne, Normandie, Hauts-de-France	Centre-Val de Loire, Pays de la Loire	Grand Est	Rhône-Alpes, Provence-Alpes- Côte d'Azur
Doses efficaces annuelles externes estimées (µSv/an)					
min	1	0	1	2	4
max	8	7	6	19	18
moyennes interrégionales	2	3	3	6	8
moyennes zonales	3			7	

	Zones de rémanence élevée			
	ZRE de la vallée du Rhône	ZRE de Corse	ZRE du Jura et du Doubs	ZRE des Vosges
Doses efficaces annuelles externes estimées (µSv/an)				
min	10	18	17	15
max	35	22	39	79
moyennes interrégionales	19	20	27	36
moyennes zonales	23			

Ce tableau montre que, dans les deux tiers-Ouest du pays, la dose efficace moyenne pour des adultes a été estimée à 3 μSv/an sur la période 2008-2018, dans une gamme allant de 1 μSv/an (moyenne régionale la plus faible en Occitanie et Nouvelle Aquitaine) à 8 μSv/an (moyenne régionale la plus élevée dans ces mêmes régions). Dans cette vaste zone, les dépôts de ¹³⁷Cs consécutifs à l'accident de Tchernobyl ont été compris entre moins de 1000 et 5 000 Bq/m². Ces dépôts sont venus s'ajouter à la rémanence des essais atmosphériques d'armes nucléaires estimés entre 1 500 et 4 500⁸ Bq/m².

Dans l'est du pays et en dehors des zones les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl (ZRE pour Zone de Rémanence Elevée), la dose moyenne est estimée à 7 μSv/an (moyennes régionales allant de 2 à 19 μSv/an). Sur cette zone les dépôts de ¹³⁷Cs consécutifs à l'accident de Tchernobyl ont été compris entre 5 000 et 10 000 Bq/m². Enfin, dans les zones de rémanence élevée de l'est du pays, où les dépôts de ¹³⁷Cs ont été compris entre 10 000 Bq/m² et localement plus de 40 000 Bq/m², la dose moyenne a été estimée à 23 μSv/an dans une gamme régionale allant de 10 à 40 μSv/an (si on excepte une valeur maximale isolée de 79 μSv/an estimée dans les Vosges).

On rappelle que ces estimations correspondent au cas pénalisant d'un adulte résidant en milieu rural et travaillant en extérieur sur des sols qui sont : soit des sols labourés soit des sols non remaniés (ni labourés, ni recouverts...) depuis les dépôts radioactifs de mai 1986.

⁸ Dans les zones à forte précipitation annuelles, les dépôts liés aux retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires ont pu atteindre très localement 7 500 Bq/m².

4.3. Actualisation de 2025

4.3.1. Doses externes en 1986

Comme dans l'étude de 2007, les doses moyennes externes ont été estimées pour un dépôt unitaire de 1 kBq/m² de ¹³⁷Cs. Toutefois, le nombre de radionucléides pris en compte est de 15 (contre 6 dans l'étude de 2007) en utilisant les rapports d'activités isotopiques observés dans l'air en France les 1^{er} et 2 mai 1986 entre chacun de ces radionucléides et le ¹³⁷Cs (voir le tableau II). Pour l'année 1986, les dépôts radioactifs sont supposés avoir pénétrés de 3 mm dans les sols (contre 1 cm dans l'étude de 2007) ; les facteurs de doses utilisés sont ceux proposés par la Commission internationale de protection radiologique dans sa publication 144 (ICRP, 2020). Les doses externes ont été calculées pour deux catégories d'adultes, l'un travaillant en extérieur et l'autre travaillant en intérieur (travailleur dit ici sédentaire), ainsi que pour les 5 classes d'âge d'enfants et ceci dans les deux milieux rural et urbain. On considère ainsi qu'une personne évolue en milieu urbain dès lors que son environnement est constitué principalement de surfaces artificielles (voiries, constructions...) ; outre les villes, il peut s'agir de villages ou de hameaux. On considère qu'une personne évolue en milieu rural lorsqu'elle passe plusieurs heures par jours sur des sols qui sont, soit des sols labourés, soit des sols non remaniés (ni labourés, ni recouverts...) depuis 1986. Le tableau VI présente les temps de présence en extérieur et en intérieur correspondants. Ils sont issus de la publication 66 de la CIPR (ICRP, 1994).

Tableau VI : Temps de présence journalière à l'extérieur et à l'intérieur de bâtiments (ICRP, 1994)

	Intérieur	Extérieur	Intérieur	Extérieur
	h/j	h/j	Fraction journalière	
Nourrisson	24	0	1,000	0,000
1-2 ans	23	1	0,958	0,042
3-7 ans	21	3	0,875	0,125
8-12 ans	21	3	0,875	0,125
13-17 ans	21	3	0,875	0,125
Travailleur extérieur	16	8	0,667	0,333
Travailleur sédentaire	21	3	0,875	0,125

Le tableau VII présente les doses efficaces estimées correspondantes, tous radionucléides confondus pour un dépôt unitaire de 1 kBq/m² de césium 137.

La dose efficace externe pour un adulte travaillant en extérieur pendant l'année 1986 (entre le 1^{er} mai et le 31 décembre 1986) et pour un dépôt unitaire de ¹³⁷Cs de 1 kBq/m², est estimée dans cette étude à 14,8 µSv. Cette dose est un peu plus élevée que celle de 12 µSv estimée dans l'étude de 2007, du fait principalement de la prise en compte d'un plus grand nombre de radionucléides (15 radionucléides au lieu de 6 en 2007). Elle est très proche des estimations faites dans d'autres pays, toujours pour un dépôt unitaire de 1 kBq/m² de ¹³⁷Cs : 15 µSv pour la Biélorussie et la Russie et 17 µSv pour l'Ukraine (IAEA, 1999).

Tableau VII : Doses efficaces externes en μSv , tous radionucléides confondus, estimées pour l'année 1986 et pour un dépôt unitaire de 1 kBq/m^2 de césium 137

Classe d'âge	Milieu rural	Milieu urbain
0 - 1 an	13,0	1,16
1 - 2 ans	12,9	2,72
3 - 7 ans	14,2	5,63
8 - 12 ans	13,0	5,15
13 -17 ans	12,2	4,82
Adulte travaillant en intérieur	11,8	4,67
Adulte travaillant en extérieur	14,8	10,0

Les doses estimées pour les citoyens résidant en immeubles sont inférieures à celles des habitants de maisons de plain-pied en milieu rural, notamment pour les jeunes enfants qui passent l'essentiel de leur temps en intérieur. Par ailleurs, bien que les facteurs de dose soient plus élevés pour les enfants, leur effet sur les doses estimées est compensé par le temps de présence en extérieur plus important pour les adultes.

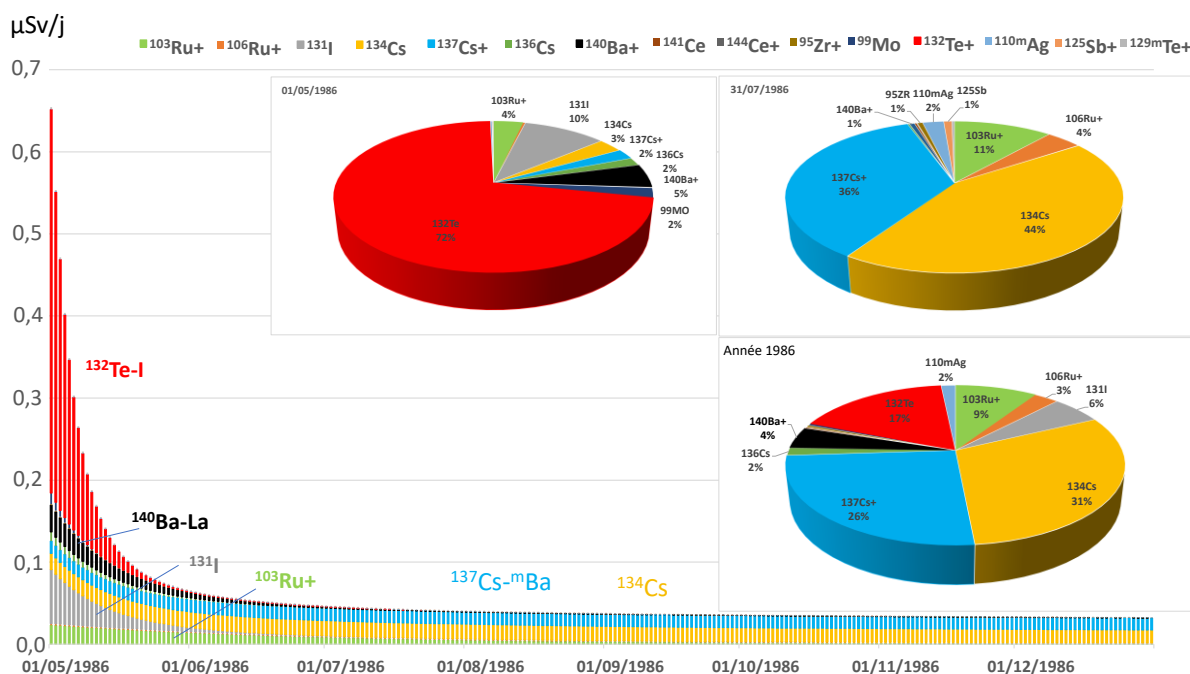


Figure 11 : Evolution quotidienne de la dose efficace moyenne externe ($\mu\text{Sv/j}$) pour un adulte travaillant en extérieur en milieu rural au cours de l'année 1986 et pour un dépôt unitaire de 1 kBq/m^2 de ^{137}Cs , avec les contributions des différents radionucléides

La figure 11 présente l'évolution quotidienne de la dose efficace moyenne externe pour un adulte entre le 1^{er} mai et le 31 décembre 1986, toujours pour un dépôt unitaire de ^{137}Cs de 1 kBq/m^2 . Si les activités dans l'air les plus élevées ont été mesurées le 1^{er} mai, les dépôts se sont principalement constitués lors des pluies des 2, 3 et 4 mai 1986. Il n'est cependant pas possible de reconstituer les dépôts jour par jour ; dans cette étude, ils sont intégralement affectés à la seule journée du 1^{er} mai, les conséquences de cette simplification étant négligeables. Les dépôts de chaque radionucléide ont été estimés à partir des rapports d'activités isotopiques mesurés dans l'air les 1 et 2 mai, notamment pour ceux de période courtes. En raison de leur plus longue période et du fait que des mesures étaient disponibles tout au long du mois de mai, les rapports d'activités moyens $^{106}\text{Ru}+/^{137}\text{Cs}+$ et $^{144}\text{Ce}+/^{137}\text{Cs}+$ ont été obtenus à partir de toutes les données du mois de mai 1986.

La rapide diminution de cette dose externe au cours du seul mois de mai 1986 est due à la décroissance radioactive des radionucléides de période courte, notamment les $^{132}\text{Te}+$, $^{140}\text{Ba}+$ et ^{131}I , qui ont été les principaux contributeurs à cette dose au cours des premiers jours. Le graphique en « camembert » d'en haut à gauche, relatif au 1^{er} mai 1986, montre que ces trois radionucléides représentaient autour de 87% de la dose juste après les dépôts radioactifs. Une évolution tout à fait similaire a été observée au travers de mesures du débit de dose au Japon après l'accident de Fukushima et l'IRSN a montré ce lien avec la décroissance radioactive des radionucléides de période courte (IRSN, 2012).

La figure 11 montre que, dès le 31 juillet 1986, le $^{137}\text{Cs}+$ et le ^{134}Cs contribuent déjà à 80% de la dose efficace externe (« camembert » du haut à droite). Cette contribution dépasse 95% le 31 décembre 1986, pour une contribution globale sur l'année entière de 57% (« camembert » du bas).

4.3.2. Evolution de la dose externe de 1986 à 2020

4.3.2.1. Formulation générale

Concernant l'évolution de la dose externe entre 1986 et 2020, une approche différente de celle utilisée dans l'étude de 2007 est proposée ici. Elle consiste à utiliser, d'une part, les observations faites au Japon sur la diminution du débit de dose dans les années qui ont suivi l'accident de Fukushima (voir le chapitre 3.3) et, d'autre part, les doses externes estimées à partir de mesures faites en France de 2008 à 2018 (voir le chapitre 3.4). Il est ainsi possible de distinguer les personnes résidant en milieu urbain de celles résidant en milieu rural. Dans les deux cas, pour rendre compte des diminutions rapides du débit de dose au cours des premières années après les dépôts et plus lentes ensuite, l'équation proposée est de forme biexponentielle :

$$\text{Dext}_i = (t_{\text{ext}} + t_{\text{int}} \cdot \text{FP}) \cdot D_j \cdot \text{Fd}_{i,j} \cdot [a \cdot e^{-((i-1986)/T_{\text{eff1}})} + (1-a) \cdot e^{-((i-1986)/T_{\text{eff2}})}]$$

$$1/T_{\text{eff}} = 1/T_{\text{rj}} + 1/T_{\text{m}}$$

Equation [1] Avec :

Dext_i	: Dose externe l'année i	Sv/an
$t_{\text{ext}}, t_{\text{int}}$	: temps passés à l'extérieur et à l'intérieur	h/an
FP	: facteur de protection à l'intérieur des bâtiments	sans dimension
D_j	: dépôt du radionucléide j en 1986	Bq/m ²
$\text{Fd}_{i,j}$	: facteur de dose du radionucléide j pour l'année i	Sv/h par Bq/m ²
a	: coefficient de répartition des périodes T_{eff1} et T_{eff2}	sans dimension
T_{eff1} et T_{eff2}	: périodes de décroissance effectives courte et longue des fractions a et 1-a du dépôt	an
$T_{\text{rj}}, T_{\text{m1}}$ et T_{m2}	: périodes de décroissance radioactive et mécanique	an

Les valeurs des paramètres a, T_{m} et FP varient suivant que l'on simule la diminution en milieu urbain ou en milieu rural.

4.3.2.2. Cas du milieu rural

On considère qu'une personne évolue en milieu rural lorsqu'elle passe plusieurs heures par jours sur des sols qui sont, soit des sols labourés, soit des sols non remaniés (ni labourés, ni recouverts...) depuis 1986. Dans ce milieu, les radionucléides contenus dans les 3 mm de surface des sols en 1986, ont progressivement migré pour être répartis de façon homogène dans 15 cm⁹ de profondeur en 2020. Cette migration progressive est prise en compte par une interpolation linéaire des facteurs de dose entre les

⁹ Les mesures faites par l'IRSN dans différents types de sols non remaniés ont montré qu'effectivement, 30 ans après l'accident de Tchernobyl, le ^{137}Cs se trouvait essentiellement dans cette couche de 15 cm (IRSN, 2022 et Constat zones de rémanence).

valeurs correspondantes à 3 mm en 1986 et à 15 cm en 2020. De plus, une diminution supplémentaire du débit de dose, qui pourrait être imputable à des pertes liées à la migration horizontale ou verticale à plus grande profondeur d'une partie du ^{137}Cs , est paramétrée par une période « mécanique » de décroissance de l'activité. Les valeurs de la fraction concernée « a » de l'activité et de sa période « mécanique » ont été déterminées par ajustement de la dose externe prévue par l'équation [1] avec, d'une part, la diminution de -82% observées au Japon 5 ans après l'accident de Fukushima (mesures « plein champ » de la figure 9) pour un rapport $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ de 1, ce qui correspond à une diminution de -78% pour le rapport $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ de 0,5 caractéristique de l'accident de Tchernobyl et, d'autre part, aux estimations dosimétriques faites pour la période 2008-2018¹⁰. Cet ajustement est représenté dans la figure 12 pour un adulte travaillant en extérieur en milieu rural. La valeur du paramètre « a » est de 0,55 (sans dimension) et il n'y qu'une période « mécanique » T_{m1} qui est de 1,5 ans. La décroissance « mécanique » ne concerne donc que les premières années suivant les dépôts ; au-delà, l'enfouissement progressif du césium (pris en compte au travers de l'interpolation des facteurs de doses comme indiqué précédemment) ainsi que la décroissance radioactive (principalement du ^{134}Cs), suffisent à expliquer les gammes des doses estimées pour la période 2008-2018. Ceci semble confirmer que la décroissance rapide observée au Japon au cours des premières années suivant les dépôts résulte de pertes (horizontales et verticales) liées à la forte mobilité du césium durant cette période. Il est à noter qu'une publication japonaise récente (Andoh et al, 2020) propose une modélisation du même type pour simuler l'évolution du débit de dose au cours des 7 années qui ont suivi l'accident Fukushima et la compare à celles obtenues en Russie et en Ukraine après l'accident de Tchernobyl.

Pour illustrer le cohérence entre l'estimation de l'équation [1] et celle de l'étude de 2022, on note que la gamme des doses moyennes obtenues pour un dépôt de 40 000 Bq/m² de césium 137 (courbe bleue) sur la période 2008-2018, au moyen de la présente modélisation, est comprise entre 35 µSv en 2008 et 17 µSv en 2018 avec une valeur de 25 µSv en 2013 (année centrale de la période) ; alors que l'étude de 2022 fournissait une gamme comprise entre 40 µSv¹¹ et 10 µSv pour une moyenne de 23 µSv (rectangle bleu). De même, la gamme des doses obtenues pour un dépôt de 5 000 Bq/m² de césium 137 (courbe noire) sur la période 2008-2018 est estimée comprise entre 4 µSv (en 2008) et 2 µSv (en 2018) avec une valeur de 3 µSv en 2013 (année centrale de la période), alors que l'étude de 2022 fournissait une gamme comprise entre 8 µSv et 1 µSv pour une moyenne de 3 µSv (rectangle gris).

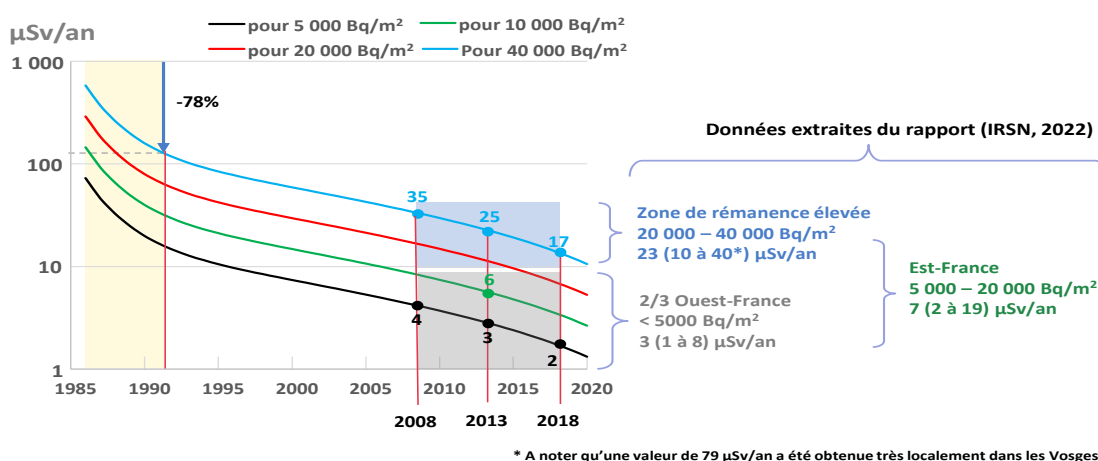


Figure 12 : Evolution de la dose efficace externe (µSv/an) estimée ici pour un adulte travaillant en extérieur en milieu rural suivant l'activité surfacique du Cs-137 déposé (Bq/m²) et comparaison avec les estimations de dose issues du rapport (IRSN, 2022) pour la période 2008-2018

¹⁰ Les doses estimées pour cette période ont été ramenées à l'année centrale de 2013.

¹¹ A noter qu'une valeur de 79 µSv n'a été obtenue que localement dans les Vosges.

Il est aussi intéressant de comparer les estimations faites suivant l'approche de 2007 (Renaud et al. 2009) et suivant celle de la présente étude. C'est l'objet de la figure 13 qui permet de les comparer entre 1986 et 2006 pour un dépôt unitaire de 1 kBq/m² de ¹³⁷Cs. Les écarts entre les deux estimations sont faibles malgré les différences importantes entre les hypothèses des deux approches (nombre de radionucléides pris en compte, valeur du facteur de protection, valeurs des coefficients de dose utilisés¹² et autres éléments de scénario...). Pour l'année 1986, l'estimation faite dans la présente étude (14,8 µSv) est supérieure à celle de l'étude de 2007 (12,1 µSv). Ceci est principalement lié au fait que des radionucléides non pris en compte dans l'étude de 2007, l'ont été dans la présente étude (¹⁴⁰Ba+, ¹³⁶Cs, ⁹⁹Mo, ^{129m}Te, ¹⁴¹Ce). Par ailleurs, on note que, dans l'étude de 2007, la dose estimée pour 1986 (12,1 µSv) est plus faible que celle estimée pour 1987 (15 µSv) ; avoir ainsi négligé certains radionucléides de période courte faisait en effet ressortir le fait que, contrairement à l'année 1987, l'année 1986 n'était pas complète (8 mois d'exposition seulement de mai à décembre 1986). Pour les autres années, les doses estimées ici sont inférieures de 60% à 75% à celles estimées en 2007. Cet écart est lié principalement à une diminution plus rapide du débit de dose estimé dans la présente étude, notamment au cours des premières années suivant les dépôts, du fait de l'ajustement aux observations faites au Japon.

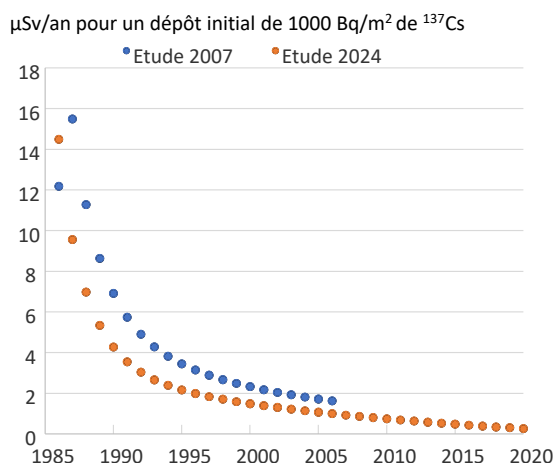


Figure 13 : Comparaison des évolutions des doses moyennes externes, tous radionucléides confondus et pour un dépôt initial de 1000 Bq/m² de ¹³⁷Cs, estimées pour un adulte travaillant en extérieur en milieu rural, entre l'étude de 2007 et la présente actualisation.

4.3.2.3. Cas du milieu urbain

Il convient de rappeler que l'on considère qu'une personne évolue en milieu urbain dès lors que son environnement est constitué principalement de surfaces artificielles (voiries, constructions...) ; outre les villes, il peut s'agir de villages ou de hameaux. Dans ce du milieu urbain, pour simuler l'évolution du débit de dose en France entre 1987 et 2020, les valeurs des paramètres « a » et « T_m » de l'équation [1] ont été déterminées pour ajuster cette évolution à celle constatée dans les villes japonaises sur les douze années et demie qui ont suivies les dépôts radioactifs. La valeur de « a » ainsi déterminée est de 0,85 (sans dimension) et les valeurs de T_{m1} et T_{m2} sont de 1,2 an et 20 ans respectivement.

¹² Ceux proposés par l'agence de protection environnementale américaine (Eckermann et al, 1993) pour l'étude de 2007 et ceux recommandés par la Commission Internationale de protection radiologique (ICRP, 2020) pour la présente étude.

4.3.2.4. Bilan rural vs urbain et travailleur en extérieur vs intérieur

La figure 14a (à gauche) permet de comparer les doses externes estimées pour des adultes travaillant en extérieur et en intérieur dans les deux types d'environnement, rural et urbain, tous radionucléides confondus et pour un dépôt initial de 1000 Bq/m² de césium 137. En 1986, comme attendu (voir le tableau IV), les écarts sont faibles, à l'exception de la dose estimée pour un citadin travaillant en intérieur qui est deux fois plus faible que les autres (courbe bleu du graphique de gauche). Au cours des années suivantes la valeur du coefficient « a » plus élevée pour le milieu urbain que pour le milieu rural, ainsi qu'une valeur de « Tm₁ » plus courte (1,2 au lieu de 1,5 an), induisent une diminution nettement plus importante des doses en milieu urbain au cours des premières années. Une valeur de Tm₂ de 20 ans pour le milieu urbain, alors que la décroissance radioactive suffisait pour l'ajustement à long terme en milieu rural, se traduit par une diminution également plus rapide à long terme. Il en résulte qu'en 2020, la dose estimée pour une personne travaillant en intérieur en milieu urbain est 10 fois plus faible que celle estimée pour un adulte travaillant en extérieur en milieu rural.

Faute d'un recul suffisant sur les observations faites au Japon (seulement 12,5 ans depuis les dépôts) et en l'absence de mesures de débit de dose en milieu urbain en France, on peut s'interroger sur la baisse du débit de dose à long terme dans cet environnement et notamment sur le fait que le renouvellement des surfaces (réfection des voiries, etc.) puisse conduire à des débits de dose encore plus faibles. Dans ce cas, peut-on déterminer une limite basse de la dose externe reçue par une personne résidant en milieu urbain ? On peut imaginer qu'un citoyen passe une partie de son temps dans un environnement naturel, soit lors de séjours en milieu rural, soit par la fréquentation d'un parc urbain. La figure 14b (à droite) présente l'évolution de la dose liée à un séjour de trente jours par an en milieu rural, qui pourrait aussi correspondre à la fréquentation quotidienne d'un parc urbain durant 1,5 h/j (le séjour incluant des temps passés à l'intérieur alors que le temps passé dans le parc est exclusivement en extérieur). Il apparaît que, dès 1996 soit 10 ans après les dépôts, la dose liée à cette exposition temporaire à un environnement naturel devient équivalente à la dose liée à l'exposition pendant le reste de l'année pour un citoyen travaillant en intérieur (la courbe en pointillés noirs et rouge rejoint la courbe bleue). Ainsi, dans le cas d'un effondrement du débit de dose en milieu urbain lié au renouvellement des surfaces, la dose plancher susceptible d'être reçue en 2020 par un citoyen fréquentant des espaces naturels resterait extrêmement faible, avec une valeur maximale de 1,2 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ si cet espace naturel se trouve sur une des zones de rémanence élevée (dépôt initial de césium 137 de 40 000 Bq/m^2).

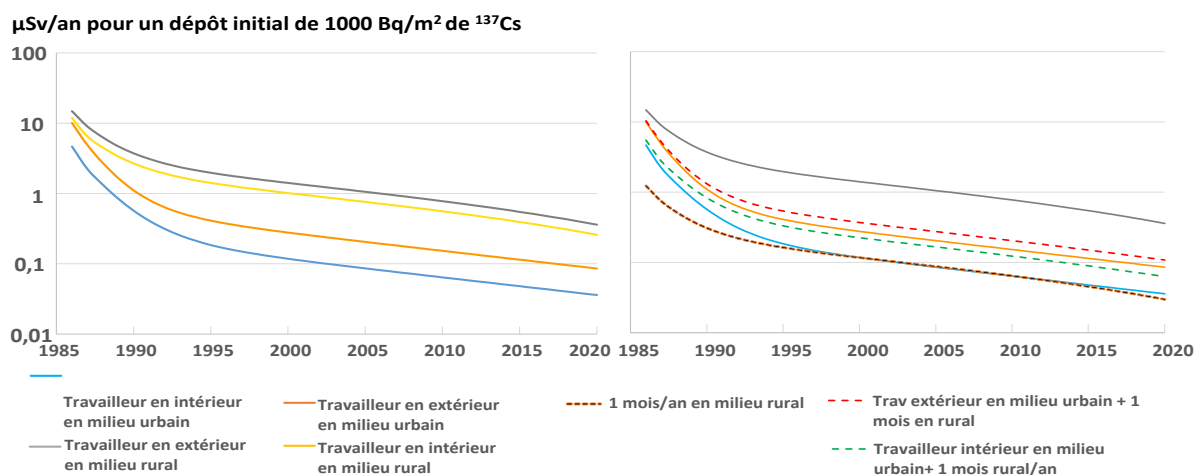


Figure 14 : Comparaison des doses efficaces moyennes externes ($\mu\text{Sv}/\text{an}$) estimées pour des adultes travaillant en extérieur ou en intérieur en milieux rural ou urbain (graphique de gauche) ; prise en compte d'un temps d'exposition (séjour) passé par un citoyen sur des surfaces naturelles (graphique de droite).

La figure 15 présente les cartes des doses efficaces moyennes dues à l'exposition externe estimées pour un adulte travaillant en extérieur en milieu rural et pour un adulte travaillant en intérieur en milieu urbain. Comme attendu, l'allure générale de ces cartes est directement liée aux dépôts radioactifs. En 1986, pour les adultes travaillant en extérieur en milieu rural, les estimations vont de moins de 3 μSv dans les Côtes-d'Armor à plus de 300 μSv dans certaines zones de l'est du pays et jusqu'à approcher 750 μSv sur quelques communes où les dépôts ont atteint 50 000 Bq/m^2 . En 2020, elles vont de 0,1 μSv à 10 μSv , atteignant potentiellement 20 μSv sur ces mêmes communes.

Dès 1986, les doses efficaces moyennes externes estimées pour le travailleur en intérieur en milieu urbain sont nettement plus faibles que celles du travailleur extérieur en milieu rural. Cet écart résulte, d'une part, de la protection plus importante apportée par l'habitation et, d'autre part, d'un temps de présence en intérieur plus important. Ainsi sur la partie ouest du pays, elles n'ont pas atteint 10 μSv et sur la partie Est, elles vont de 10 à 100 μSv , ne dépassant cette valeur que sur un nombre limité de communes. En 2000, les estimations de doses efficaces externes ont fortement diminué et se trouvent 10 fois plus faibles que celles estimées pour un adulte en milieu rural, en raison de l'élimination plus rapide de la contamination des surfaces artificielles que des sols non artificialisés. En 2020, les doses efficaces liées à l'exposition externe estimées pour un adulte travaillant en extérieur en milieu urbain sont presque partout inférieures à 1 μSv .

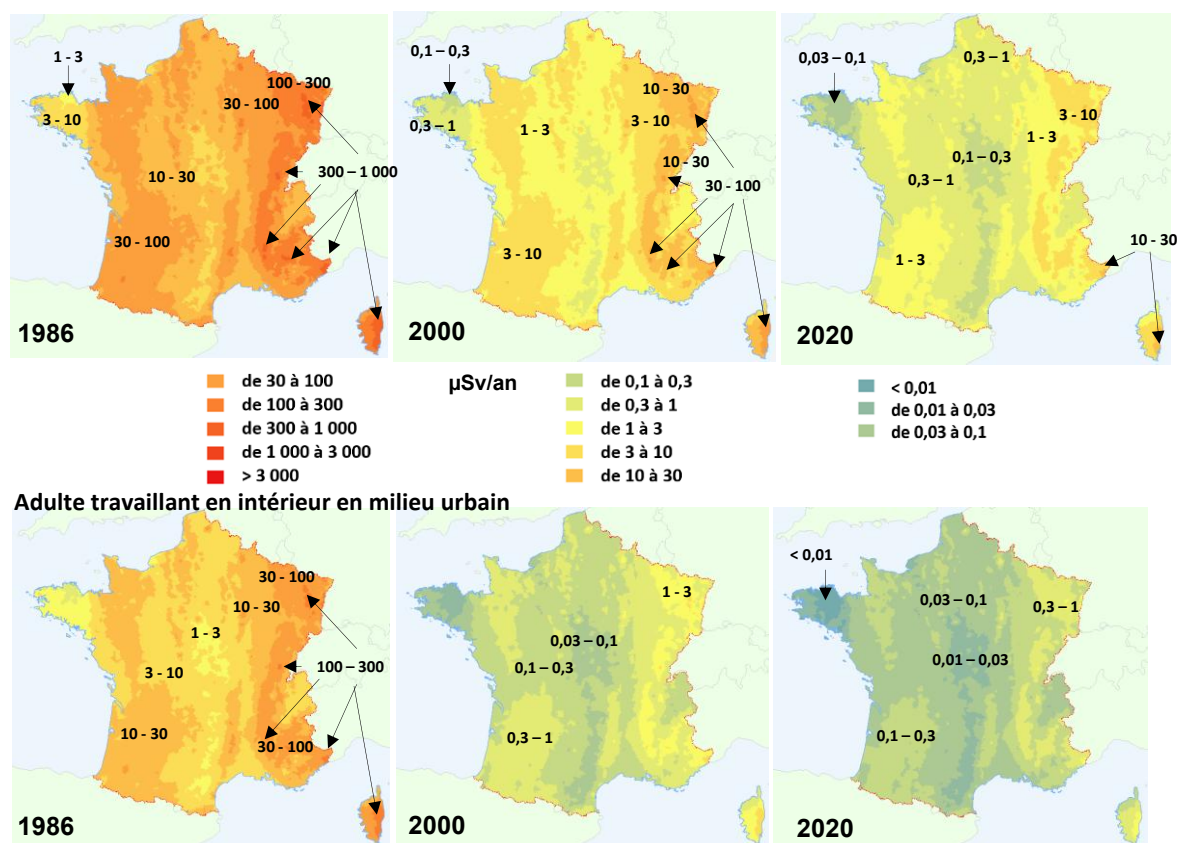


Figure 15 : Cartographie des doses efficaces moyennes ($\mu\text{Sv/an}$) dues à l'exposition externe pour un adulte travaillant en extérieur en milieu rural ou en intérieur en milieu urbain pendant les années 1986, 2000 et 2020.

4.3.2.5. Doses efficaces externes en fonction de l'âge et doses aux organes

La figure 16 présente l'évolution des doses efficaces en fonction de l'âge de la personne exposée, tous radionucléides confondus et pour un dépôt initial unitaire de 1 kBq/m² de césium 137. Les écarts entre les doses estimées pour les différentes classes d'âge précédemment indiqués pour l'année 1986 (voir le tableau VII) se maintiennent dans le temps. Les doses estimées pour les citoyens résidant en immeubles sont inférieures à celles des habitants de maisons de plain-pied en milieu rural, notamment pour les jeunes enfants (courbes grise et jaune) qui passent l'essentiel de leur temps en intérieur. Par ailleurs, bien que les facteurs de dose soient plus élevés pour les enfants, leur effet sur les doses estimées est compensé par le temps de présence en extérieur plus important des adultes. Les doses efficaces externes des enfants sont très proches de celles des adultes travaillant en intérieur présentées dans la figure 15.

μSv/an pour un dépôt initial de 1000 Bq/m²

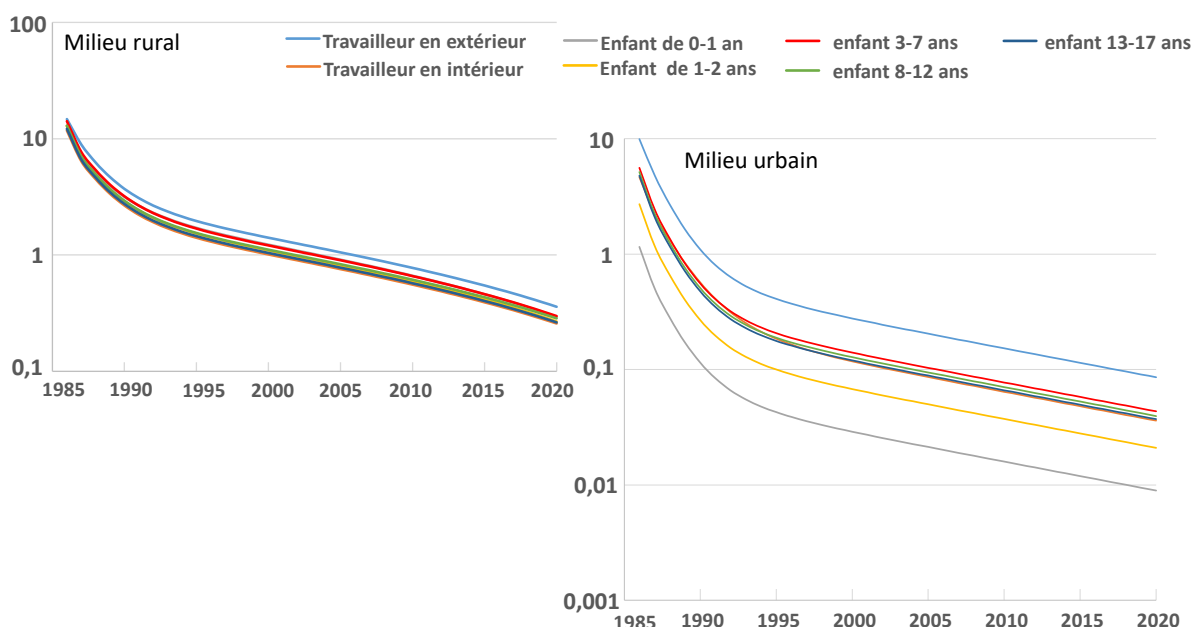


Figure 16 : Evolution des doses efficaces moyennes externes annuelles en fonction du temps depuis l'accident de Tchernobyl et suivant la classe d'âge (μSv/an), tous radionucléides confondus et pour un dépôt initial unitaire de 1 kBq/m² de césium 137

Les doses équivalentes aux organes dues à l'exposition externe aux dépôts n'ont pas été calculées en détail dans cette étude puisque les facteurs de dose externe pour les organes, étant très proches de ceux des doses efficaces, n'induisent pas de différences significatives entre les organes.

5. Reconstitution des doses reçues par ingestion

5.1. Données disponibles et rappel sur les évaluations de 2007

Les doses reçues par ingestion sont directement liées à la contamination des denrées alimentaires. Or, des milliers de mesures d'activités massiques dans des denrées alimentaires de toutes natures produites en France, ont été réalisées après l'accident de Tchernobyl par le SCPRI, le CEA/IPSN et le Centre national d'études vétérinaires et alimentaires (CNEVA). Les denrées qui ont fait l'objet du plus grand nombre d'analyses étaient les plus pertinentes à analyser, tant du point de vue dosimétrique que pour la connaissance globale des niveaux de contamination de l'ensemble des denrées que l'on pouvait en déduire ; il s'agit du lait de vache, des légumes-feuilles et des céréales, avec une couverture complète de l'ensemble du territoire. On peut cependant regretter le très faible nombre d'analyses de viande principalement réalisées par le CNEVA. Les nombreuses autres analyses portant sur des denrées moins, voire peu consommées, ou encore sur des denrées transformées, fournissent des indications mais sont difficilement exploitables pour des évaluations dosimétriques. Les radionucléides régulièrement mesurés sont les ^{131}I , ^{137}Cs et ^{134}Cs . Le fait que l'on dispose de beaucoup moins de résultats d'analyses (voire aucun) pour les autres radionucléides s'explique par leurs abondances relatives dans l'air et dans les dépôts ainsi que par les intensités relatives de leurs transferts dans la chaîne alimentaire. Ce point sera discuté dans le chapitre 4.2.

Les analyses effectuées sur des échantillons de lait, de légumes et de céréales ont été suffisamment nombreuses pour étudier la variabilité spatiale des activités massiques et volumiques de ^{131}I , ^{137}Cs et ^{134}Cs sur l'ensemble du territoire. L'étude de 2007 a montré que ces activités massiques et volumiques ont été assez homogènes au sein de 4 vastes zones longitudinales, d'activités décroissantes d'est en ouest conformément à l'allure générale de la répartition spatiale des dépôts radioactifs (Figure 17).

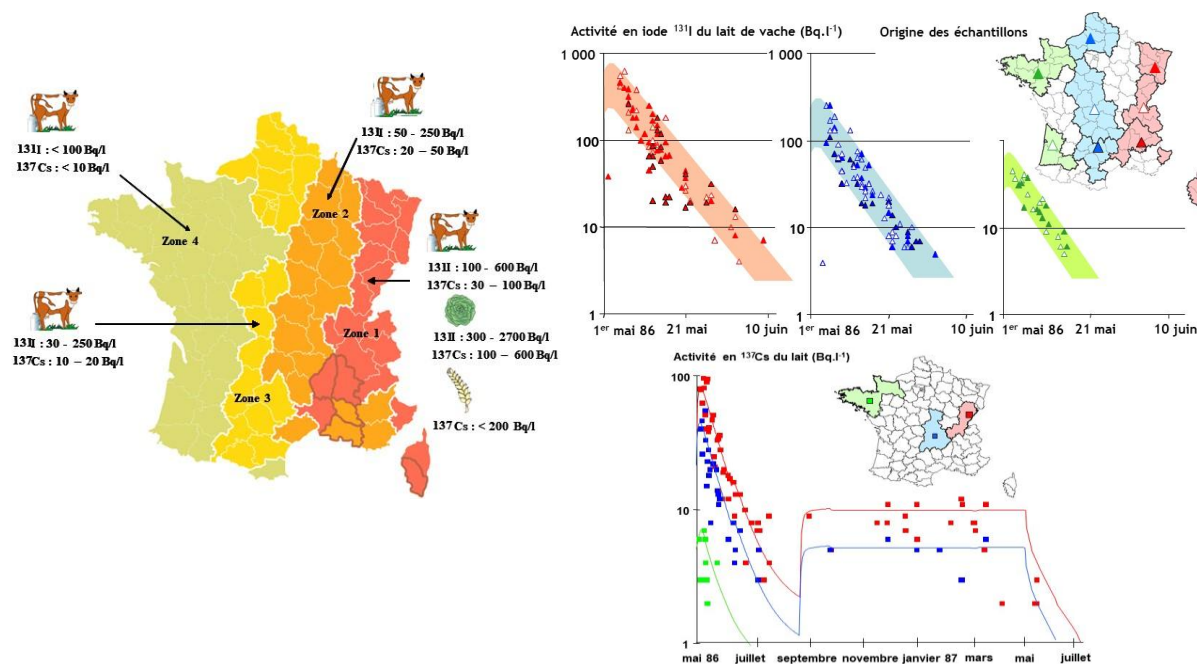


Figure 17 : Zones d'activités massiques et volumiques d'iode 131 et de césium 137 homogènes observées en 1986 dans les denrées alimentaires.

Ainsi, la contamination des denrées a été spatialement beaucoup plus homogène que celle des dépôts radioactifs. Ceci résulte du fait que, lorsque les dépôts radioactifs sont plus importants en raison des pluies (ce qui a été le cas, voir paragraphe 3.2), la contamination de la chaîne alimentaire n'augmente pas proportionnellement à ces dépôts. En effet, les feuilles des végétaux dégouttent sous la pluie et ne peuvent donc retenir qu'une partie de plus en plus faible de la contamination contenue dans l'eau de pluie. On retiendra que, globalement, lorsque les dépôts sont dix fois plus importants du fait des pluies, la contamination de la chaîne alimentaire n'est que deux à trois fois plus élevée.

Le modèle ASTRAL de l'IRSN (aujourd'hui intégré dans la plate-forme de modélisation SYMBIOSE de l'ASNR) a été ajusté aux résultats de mesure de lait et de légumes-feuilles disponibles¹³ pour les quatre zones de contamination homogène des denrées présentées dans la figure 17. La figure 18 illustre ces ajustements qui ont par la suite été appliqués pour reconstituer l'évolution dans le temps de la contamination des 5 radionucléides pris en compte dans l'étude de 2007, à savoir ^{131}I , $^{137}\text{Cs}^+$, ^{134}Cs , $^{106}\text{Ru}^+$ et $^{103}\text{Ru}^+$, dans différents types de denrées pour lesquels peu ou aucun résultat de mesure n'était disponible ; la figure 18 présente des exemples de reconstitution concernant les $^{137}\text{Cs}^+$, ^{131}I et $^{106}\text{Ru}^+$.

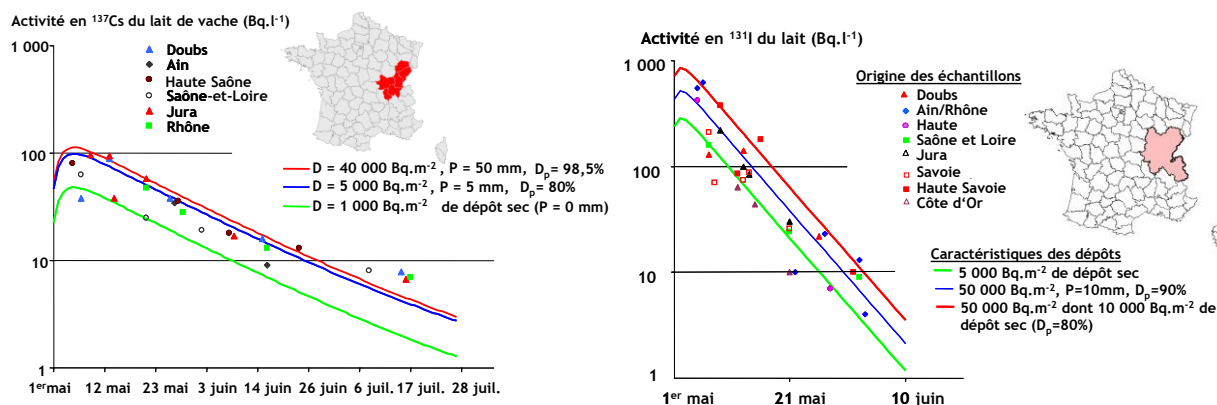


Figure 18 : Exemples d'ajustement des simulations issues du modèle SYMBIOSE (courbes) aux activités d' ^{131}I et $^{137}\text{Cs}^+$ mesurées en 1986 dans le lait (points) suivant le dépôt initial et le département d'origine des échantillons

¹³ Cet ajustement a principalement consisté à déterminer la valeur de trois paramètres : le dépôt « efficace » retenu par les feuilles des végétaux (légumes-feuilles et herbe de pâture), la contribution du dépôt pluvieux dans le dépôt total et la hauteur de pluie (Renaud et al, 2007 pp 95-104).

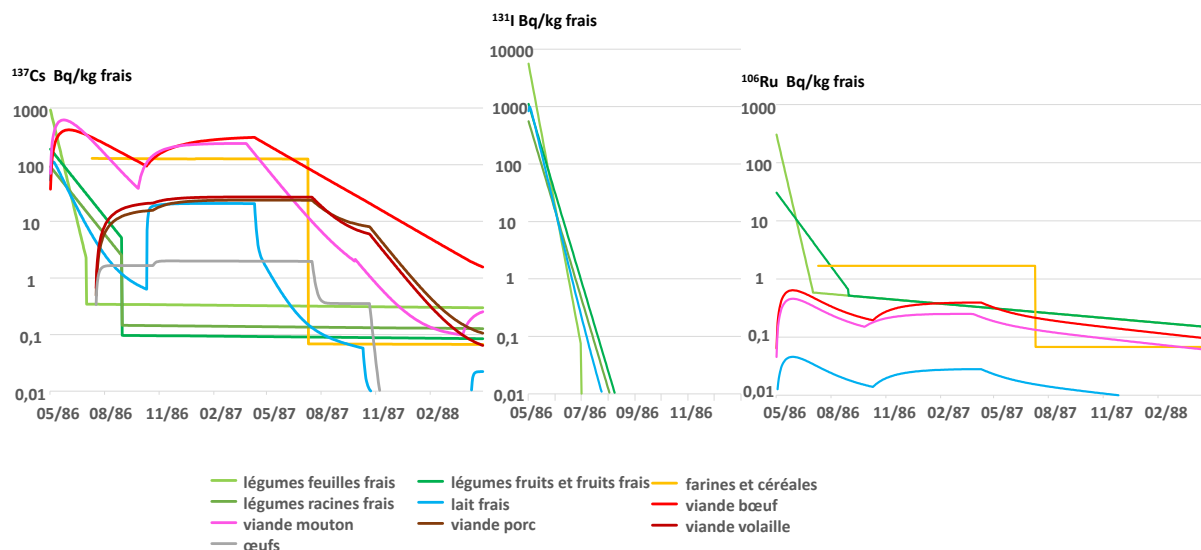


Figure 19 : Exemples de reconstitution par le modèle SYMBIOSE de l'évolution temporelle des activités massiques pour des radionucléides et des denrées pour lesquels peu de résultats de mesure sont disponibles.

L'utilisation d'une ration alimentaire propre à chaque classe d'âge a ensuite permis d'estimer les activités incorporées quotidiennement dans les années 1986 à 1988. Pour les adultes, ces activités incorporées ont été comparées aux charges corporelles de ^{137}Cs et activités volumiques de ce radionucléide dans les urines mesurées chez les travailleurs des sites nucléaires du CEA et de la COGEMA (aujourd'hui ORANO) dans le cadre de la surveillance des expositions professionnelles pour en vérifier la cohérence¹⁴ ; la figure 20, relative aux charges corporelles de ^{137}Cs mesurées et estimées pour le site du Tricastin, illustre cette cohérence qui constitue un élément de validation des doses reçues par ingestion de denrées consécutives à l'accident de Tchernobyl (la question a par exemple été posée aux volontaires de Constances inclus dans le projet CORALE).

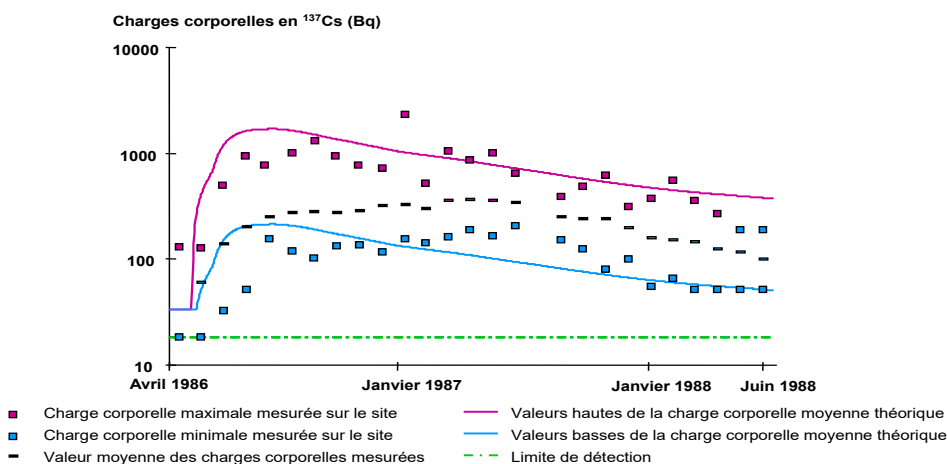


Figure 20 : Comparaison entre les charges corporelles estimées et celles mesurées (en Bq/personne) pour les travailleurs du site du Tricastin entre 1986 et 1988.

¹⁴Ces travailleurs qui n'ont pas été exposés professionnellement sont représentatifs de la population locale autour des sites. Les causes de certains écarts ont pu quelquefois être identifiées. Par exemple, dans ce graphique, le point situé au-dessus des autres en février 1987 correspond à une personne qui a passé des vacances dans l'ex-Yougoslavie, consommant des denrées plus contaminées que celles produites en France. L'anthroporadiométrie réalisée dès son retour en rend compte.

L'évolution, de 1989 à 2006, des doses efficaces annuelles reçues par ingestion pour des adultes a ensuite été estimée sur la base des périodes effectives de diminution des activités de ^{137}Cs , établies à partir d'un nombre très restreint de chroniques d'activité massique dans des salades et dans du lait produit en France, et sur une période également restreinte de 1993 à 2004 (Roussel-Debet, 2006). La période effective globale de diminution des doses reçues par ingestion résultante retenue était de 6 ans.

5.2. Actualisation de 2025

5.2.1. Radionucléides à prendre en compte

Le premier élément de cette actualisation a été de déterminer si d'autres radionucléides que les 5 retenus dans l'étude de 2007 ont pu contribuer de manière significative aux doses reçues par ingestion. Le tableau VIII présente les principales caractéristiques des radionucléides qui se sont déposés en mai 1986 rapportées à celles du $^{137}\text{Cs}+$: rapports d'abondance dans les dépôts (1^{ère} ligne), rapports des facteurs de transfert aux denrées agricoles (translocation¹⁵ aux légumes-fruits et légumes-racines en 2^{ème} ligne), aux denrées d'origine animale (lait de vache et viande de bœuf en 3^{ème} et 4^{ème} lignes), rapports des coefficients de dose efficace par activité ingérée (DPUI) ainsi que leurs périodes radioactives. Ce tableau montre, qu'outre le $^{137}\text{Cs}+$, les principaux contributeurs potentiels aux doses par ingestion sont bien ceux pris en compte dans l'étude de 2007. Il s'agit des ^{134}Cs , ^{131}I , $^{103}\text{Ru}+$ et $^{106}\text{Ru}+$ soit en raison de leur abondance dans les dépôts (cas de l' ^{131}I et dans une moindre mesure du $^{103}\text{Ru}+$) soit en raison d'un DPUI par ingestion plus élevé (cas du ^{134}Cs). Bien que très abondants dans les dépôts, les $^{132}\text{Te}+$ et ^{99}Mo sont moins transférés dans les denrées et présentent des DPUI plus faibles que celui du $^{137}\text{Cs}+$ du fait notamment de leurs courtes périodes radioactives. Les autres radionucléides ne peuvent avoir qu'une contribution négligeable au regard des radionucléides précédents compte tenue de leurs caractéristiques d'abondance, de transfert dans les denrées ou de radiotoxicité.

Tableau VIII : Rapport entre les principales caractéristiques des différents radionucléides et celles du $^{137}\text{Cs}+$: abondance dans les dépôts (1^{ère} ligne), facteur de transfert aux denrées agricoles (translocation¹¹ aux légumes-fruits et racines en 2^{ème} ligne), aux denrées d'origine animale (lait de vache et viande de bœuf en 3^{ème} et 4^{ème} lignes) et coefficient de dose par activité ingérée ; valeurs de période radioactive

Rapports Rn i/ ^{137}Cs	^{103}Ru	^{106}Ru	^{131}I	^{134}Cs	^{136}Cs	^{137}Cs	^{140}Ba	^{141}Ce	^{144}Ce	^{95}Zr	^{99}Mo	^{132}Te	$^{110\text{m}}\text{Ag}$	^{125}Sb
Air/dépôts	1,9	0,38	7,2	0,51	0,22	1	0,54	0,43	0,04	0,02	2,1	7,7	0,02	0,04
Transloc. légumes	0,5	0,5	1	1	1	1	0,5	0,5	0,5	1	1	1	0,5	1
Transfert lait	0,03	0,03	1,00	1,00	1,00	1	0,12	0,01	0,01	0,01	0,5	0,1	6,7	0,03
Transfert Viande	0,03	0,03	0,03	1,00	1,00	1	0,004	0,02	0,02	0,1	0,2	0,4	0,8	0,03
DPUI	0,06	0,54	1,69	1,46	0,23	1	0,35	0,05	0,40	0,12	0,05	0,29	0,22	0,09
période radioactive	39 j	1,0 an	8,0 j	2,1 ans	13 j	30 ans	13 j	32,5 j	0,78 an	64 j	2,7 j	3,2 j	0,68 an	2,76 ans

5.2.2. Evolution temporelle des doses reçues par ingestion

Pour les années 1986 et 1987 et dans le cas des adultes, compte tenu des éléments de validation anthroporadiométriques présentés précédemment, cette étude reprend les estimations faites en 2007 avec notamment les rations alimentaires utilisées à l'époque. En 1986, la dose moyenne la plus élevée était celle estimée pour la zone 1 à l'est du territoire : 231 μSv . Cette dose qui est une moyenne pour la zone, est de 25% plus faible que la valeur maximale de 308 μSv indiquée dans l'étude 2007. La

¹⁵ La translocation désigne le transfert entre les feuilles qui ont intercepté les dépôts radioactifs et la partie comestible de la plante, en l'occurrence un fruit ou une racine.

dose moyenne en zone 4 (15 μSv) étant pratiquement égale à la dose minimale mentionnée dans l'étude de 2007.

Pour la période 1989-2020, une approche différente de celle utilisée en 2007 est proposée ici. Une récente étude de l'IRSN a permis de calculer les doses efficaces dues au $^{137}\text{Cs}^+$ sur la période 2008-2018 pour des adultes à partir de nombreux résultats de mesures effectuées sur différents types de denrées échantillonnées durant cette période (IRSN, 2022).

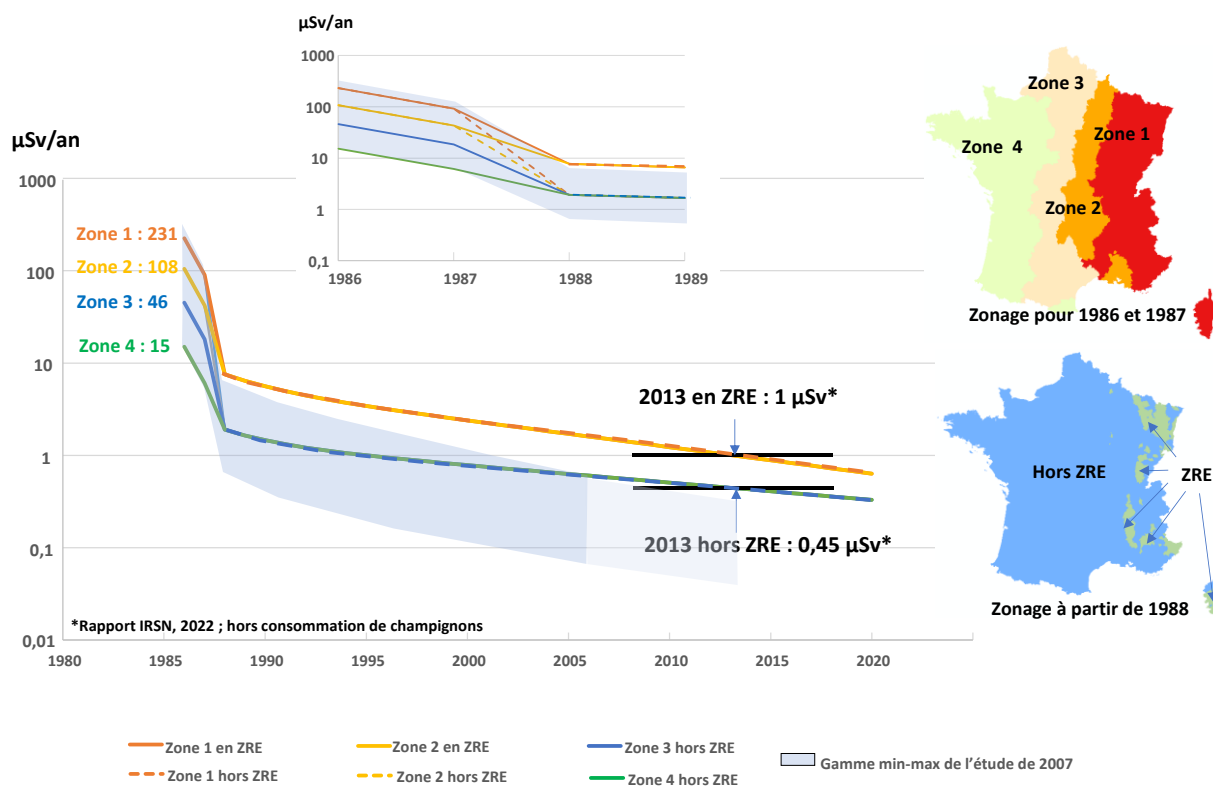


Figure 21 : Evolution des estimations des doses efficaces moyennes reçues par ingestion de denrées entre 1986 et 2020 en $\mu\text{Sv}/\text{an}$ et zonages correspondants. ZRE : zone de rémanence élevée.

Nous disposons donc d'estimations dosimétriques de référence basées sur des résultats de mesure pour deux périodes : 1986-1987 et 2008-2018. Pour les adultes, les doses efficaces reçues par ingestion estimées sont passées d'une gamme de 2 à 7 μSv en 1988 à une gamme de 0,5 à 1 μSv en 2013 (année centrale de la période 2008-2018). Cette diminution est liée d'une part à la décroissance radioactive des ^{134}Cs et $^{137}\text{Cs}^+$ et d'autre part à la diminution du transfert racinaire à l'origine de la contamination de toutes les denrées alimentaires. Cette lente diminution a probablement été constante comme en témoignent les quelques chroniques de mesures d'activité massique disponibles et exploitées par l'étude de 2007.

Dans la présente étude, les doses reçues par ingestion pendant la période 1989-2012 ont été estimées par interpolation des doses estimées pour 1988 et pour 2013 (voir la figure 21). Cette interpolation conduit à appliquer une période effective de diminution des doses de 16 ans en dehors des ZRE et de 10,5 ans en ZRE, ce qui correspond à des périodes « biologiques » (hors décroissance radioactive) de 35 ans et 16 ans respectivement, qui se combinent à la période radioactive de 30 ans du $^{137}\text{Cs}^+$. Ces mêmes périodes « biologiques » ont été appliquées au ^{134}Cs .

Comme indiqué précédemment, depuis 1988, la contamination en $^{137}\text{Cs}+$ des denrées alimentaires provient essentiellement du transfert racinaire. Or ce transfert diminue dans le temps avec notamment la diminution de la biodisponibilité du césium dans le sol et sa « dilution » par le potassium contenu dans les engrais, dont les propriétés chimiques sont similaires à celles du césium et qui entre donc en compétition avec lui pour le captage racinaire. Les produits de l'élevage (lait et viande) dont les activités massiques plus élevées sont à l'origine des doses plus élevées en ZRE, sont moins concernés par ces apports d'engrais, ce qui pourrait expliquer une diminution moins rapide des doses reçues par ingestion en ZRE (période biologique de 16 ans) qu'en dehors des ZRE (période biologique de 10,5 ans).

Les périodes déterminées précédemment par interpolation sur la période 1989-2013 ont été ensuite utilisées pour estimer par extrapolation les doses sur la période 2014-2020. La figure 22 montre que les doses efficaces reçues par ingestion de $^{137}\text{Cs}+$ ainsi estimées pour des adultes en 2020 sont extrêmement faibles et inférieures à $1\text{ }\mu\text{Sv/an}$.

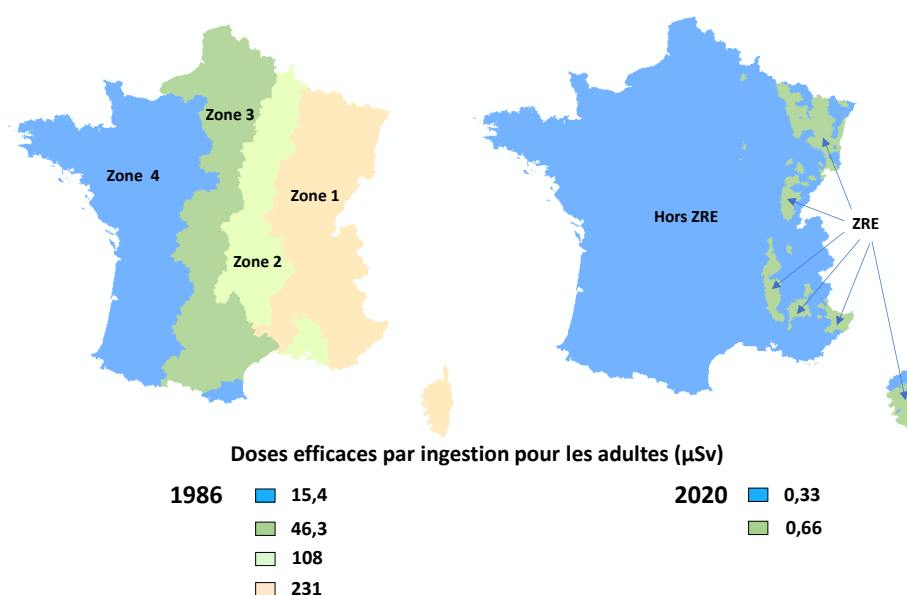


Figure 22 : Doses efficaces moyennes ($\mu\text{Sv/an}$) reçues par ingestion de $^{137}\text{Cs}+$ estimées pour des adultes en 1986 et en 2020

La figure 21 permet également de comparer l'évolution de ces doses avec celles de l'étude de 2007. La période effective de 16 ans retenue pour la majeure partie du pays dans cette étude est 2,7 fois plus longue que celle de 6 ans, utilisée dans l'étude de 2007. Il en résulte que les doses estimées par le modèle de 2007 (fond bleuté de la figure 21) diminuaient plus vite que celles estimées par interpolation dans la présente étude. En revanche, la période de 10,5 ans en ZRE n'est que 1,7 fois plus longue que celle de 2007. De ce fait, la dose de $0,3\text{ }\mu\text{Sv}$ prédites pour l'année 2013 par le modèle de 2007 n'est que 3 fois inférieure à celle de $1\text{ }\mu\text{Sv}$ retenue pour la présente étude. Ces écarts, tant en ZRE qu'en dehors des ZRE, s'expliquent en partie par le fait que le modèle de 2007 avait été établi sur un nombre très restreint de données et de chroniques qui étaient par ailleurs assez courtes (de 1993 à 2004). De plus, les mesures d'activités massiques de ^{137}Cs à partir desquelles ont été estimées les doses reçues par ingestion de ce radionucléide dans l'étude (IRSN, 2022) ne permettent pas de discriminer le ^{137}Cs provenant des retombées des essais nucléaires et celui provenant des retombées de l'accident de Tchernobyl. De ce fait, les doses estimées sont dues à l'incorporation de césium des 2 origines, alors que les doses prédites par le modèle de 2007 résultent exclusivement de l'incorporation de $^{137}\text{Cs}+$ provenant de l'accident de Tchernobyl.

A ce titre, les doses liées à l'incorporation de ^{137}Cs depuis 1986 sont traitées, par convention, dans le cadre de la présente étude quel que soit l'origine de ce radionucléide. Par soucis de cohérence, les doses estimées dans le cadre de l'étude des conséquences en France des essais d'armes nucléaires (Renaud, 2024) sont fixées à zéro à partir de 1986.

5.2.3. Variabilité spatiale des doses reçues par ingestion

L'étude de 2007 ne fournit que deux estimations « enveloppes » des doses reçues par ingestion sur le territoire : une valeur maximale pour la zone 1 et une valeur minimale pour la zone 4. Pour répondre aux objectifs du projet CORALE, il est nécessaire d'affecter à chaque personne une dose en fonction de son lieu de résidence. Pour cela, une dose moyenne reçue par ingestion est estimée pour chacune des 4 zones où la contamination mesurée dans les denrées a été homogène en 1986 (voir le paragraphe 4.1 et la figure 17). L'utilisation de ce zonage est maintenue tant que sont consommées des denrées contaminées directement (denrées végétales) ou indirectement (denrées d'origine animale ou transformées) par l'interception foliaire des dépôts radioactifs ; c'est-à-dire jusqu'à la fin de l'année 1987. La rémanence du transfert foliaire dans les denrées consommées est notamment liée au délai entre la production de la denrée et sa consommation. Par exemple, des céréales récoltées durant l'été 1986 seront consommées au moins jusqu'à la moisson suivante de l'été 1987, voir au-delà en raison des produits de conserve dérivés (si des céréales servent à alimenter des porcs par exemple).

La récente évaluation des doses reçues par ingestion de $^{137}\text{Cs}+$, effectuée sur la base de mesures d'activités massiques de denrées de toutes natures réalisées entre 2008 et 2018 (IRSN, 2022) a aussi montré qu'aujourd'hui, sur la majeure partie du territoire, la variabilité des activités de $^{137}\text{Cs}+$ dans les denrées n'est plus seulement liée à l'hétérogénéité initiale des dépôts radioactifs. Les activités massiques mesurées présentent des moyennes régionales proches et une variabilité très importante au sein d'une même zone géographique en liaison avec les caractéristiques des sols, ainsi qu'avec les pratiques culturelles et d'élevage. Toutefois, les mesures montrent également que certaines denrées produites sur des zones où les dépôts radioactifs ont été les plus importants (au-dessus de 10 000 Bq/m²) peuvent se distinguer encore notablement de celles produites sur le reste du territoire. C'est le cas du lait, des fromages, des viandes de bœuf ou de mouton, ainsi que des champignons et de la viande de gibier issus de zones que l'on qualifie de « zones de rémanence élevée » des retombées de l'accident de Tchernobyl (ZRE). Les personnes résidant sur ces ZRE et qui consommeraient pour partie des denrées qui y sont produites recevraient des doses deux fois plus élevées que la moyenne nationale si l'on écarte la consommation de champignons sauvage. En effet, l'étude de 2022 a également montré que la consommation de champignons sauvages, même en quantité très modérée (2,5 kg par an), pouvait représenter 50% de la dose annuelle totale par ingestion de denrées hors ZRE et jusqu'à 75% en ZRE. La consommation de ces denrées naturelles étant très variable d'une personne à l'autre et probablement très faible, voire exceptionnelle, pour la plupart des personnes, le choix a été fait pour cette étude d'exclure les champignons de la ration alimentaire standard et d'effectuer des estimations personnalisées à cet égard sur la base d'un questionnaire spécifique (voir le chapitre 6)

La variabilité spatiale de la contamination des denrées produites a vraisemblablement évolué entre les périodes 1986-1988 et 2008-2018 : A la fin des années 80, elle reflétait probablement celle des sols des lieux de production et donc des dépôts radioactifs, avant d'évoluer vers la situation constatée au travers des mesures faites entre 2008 et 2018 (rapport IRSN 2022) la variabilité liée aux dépôts initiaux s'effaçant devant celle des caractéristiques des sols et des pratiques culturelles et d'élevage. Cette variabilité de la contamination des denrées produites n'est pas paramétrable dans les évaluations dosimétriques. Même si elle pouvait l'être, demeurerait le problème de la variabilité de l'origine des denrées consommées. En effet, cette origine est aussi très variable suivant le type de denrée, la région de consommation et surtout suivant les habitudes alimentaires des personnes. Devant l'impossibilité de prendre en compte ces causes de variabilité, tant du point de vue des connaissances radioécologiques que du point de vue des connaissances des pratiques individuelles, le choix a été fait pour cette étude de ne distinguer que deux

populations pour les évaluations dosimétriques de 1989 à 2020 : les personnes habitant en ZRE et celles habitant sur le reste du territoire.

5.2.4. Estimation des doses reçues par les enfants et des doses équivalentes aux organes

En plus des doses efficaces, seules les doses à la thyroïde des enfants des différentes classes d'âge avaient été estimées dans l'étude de 2007. Pour les besoins du projet CORALE, les doses efficaces et les doses équivalentes aux 5 autres organes sélectionnés pour la première étape de ce projet (cerveau, poumons, colon, seins et prostate) ont été estimées dans la présente étude. Par soucis de cohérence avec l'étude relative aux retombées des essais d'armes nucléaires (Renaud et Vray, 2024), ce sont les rapports de quantités d'aliments consommés « enfants/adultes » recommandés par l'AIEA (IAEA, 1999) pour les différentes classes d'âges qui ont été utilisés pour cette nouvelle étude. Les coefficients de dose par unité d'incorporation utilisés sont issus du Journal Officiel de la République (JO, 2003) pour les doses efficaces et proposés par la CIPR (ICRP, 1995) pour les doses équivalentes aux organes.

La figure 23 permet de comparer les doses efficaces estimées pour les différentes classes d'âge pour des personnes résidant dans la zone 1 en ZRE. En 1986, les doses efficaces les plus élevées sont estimées pour les enfants de 1 à 2 ans (448 μSv) et de 3 à 7 ans (334 μSv). Pour ces classes d'âges, la dose efficace est très influencée par des doses à la thyroïde élevées (voir la figure 24) liées au DPUI de $I^{131}I$ nettement plus élevé pour ces classes d'âges que pour l'adulte. En raison de très faibles quantités ingérées, les doses estimées pour les enfants de moins de 1 an restent faibles. Celles des adolescents de 13 à 17 ans ne se distinguent presque pas de celles des adultes.

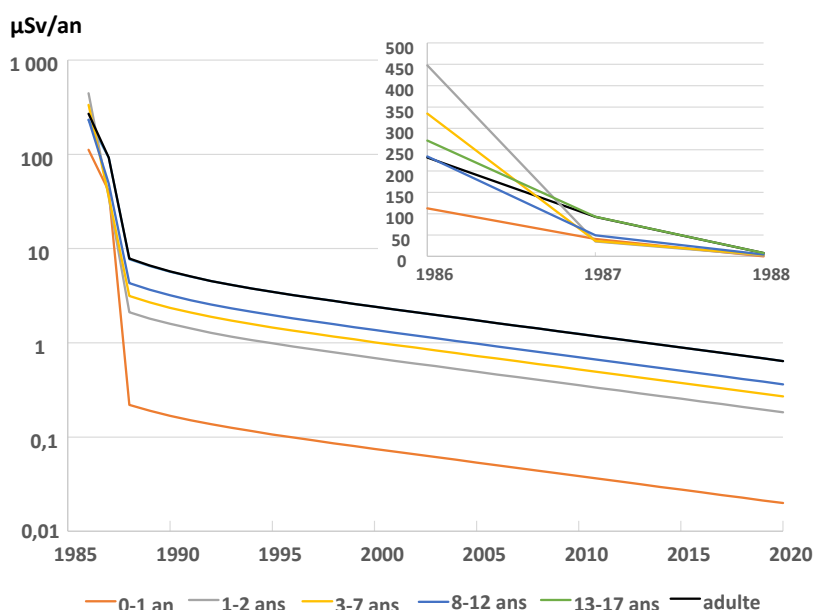


Figure 23 : Evolutions comparées des doses efficaces moyennes reçues par ingestion estimées pour les différentes classes d'âges ($\mu\text{Sv}/\text{an}$).

A partir de 1987, les doses efficaces moyennes estimées pour les enfants sont inférieures à celles estimées pour les adultes et les adolescents (les doses reçues par ces deux classes d'âges étant pratiquement égales). La contribution des doses à la thyroïde étant plus faible en raison de la disparition de $I^{131}I$, le fait que les adultes et les adolescents consomment des quantités plus importantes de denrées prend le pas sur la diminution des DPUI avec l'âge.

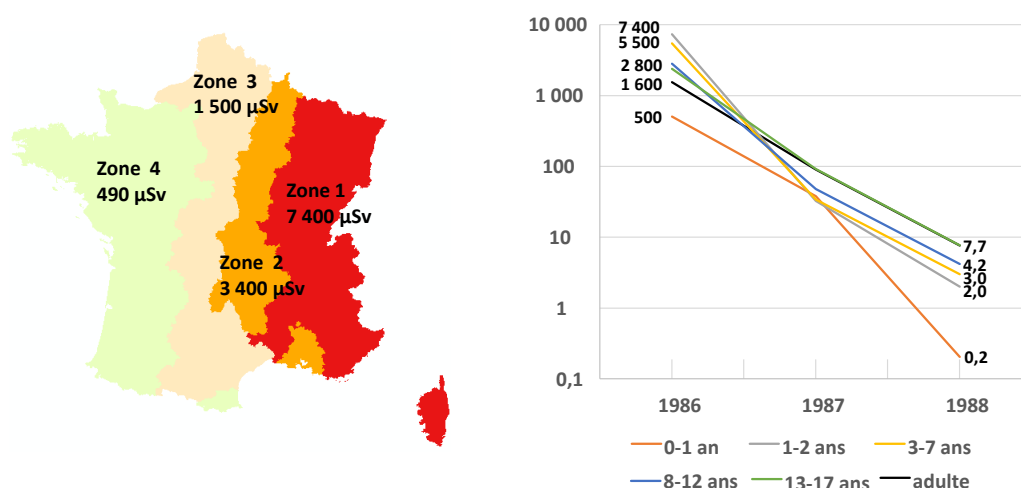


Figure 24 : Carte des doses équivalentes moyennes à la thyroïde reçues par ingestion (µSv/an) estimées pour les enfants de 1 à 2 ans en 1986 et évolutions comparées entre 1986 et 1988 pour les différentes classes d'âges

En 1986, quelle que soit la classe d'âge, les doses équivalentes moyennes¹⁶ à la thyroïde sont toujours nettement plus élevées que les doses efficaces, souvent de plus d'un ordre de grandeur (comparaison des cartes des figures 22 et 24 pour 1986). Ces estimations sont proches de celles estimées dans l'étude de 2007 comme le montre le tableau IX. Les écarts résultent principalement de l'utilisation, pour la présente étude, des ratios de rations alimentaires « enfants/adulte » préconisés par l'AIEA.

Tableau IX : Comparaison entre les doses équivalentes moyennes¹⁶ à la thyroïde, estimées dans la présente actualisation et celles estimées dans l'étude de 2007.

Doses équivalentes à la thyroïde en µSv	0 à 1 an	1 à 2 ans	3 à 7 ans	8 à 12 ans	13 à 17 ans	Adulte
Etude de 2007	1 700	9 500	5 700	2 700	-	-
Etude de 2024	500	7 400	5 500	2 800	2 400	1 600

Dès 1987, les doses équivalentes au colon sont les plus élevées, notamment pour les enfants de 1 à 2 ans, suivies des doses à la prostate pour les adolescents et les adultes. Mais, de manière générale, à partir de 1987, toutes les doses aux organes sont très proches les unes des autres, ainsi que des doses efficaces. En 1988 par exemple les doses aux organes vont de 7 µSv pour les seins à 10 µSv pour le colon.

¹⁶ On rappelle que les doses estimées dans ce rapport sont des doses « moyennes » dans la mesure où les conditions d'expositions des personnes considérées pour les estimer (rations alimentaires, temps passés à l'extérieur dans différents types d'environnement...), ont été déterminées pour être représentatives du plus grand nombre. Notamment, les pratiques habituelles particulières ne concernant qu'un nombre limité de personnes au regard des objectifs de ce rapport, n'y sont pas présentées. Pour ces cas, se référer aux rapports publiés précédemment par l'IPSN Vidal et Renaud, 2000, Renaud et al. 2002) et l'IRSN (Renaud et al, 2007).

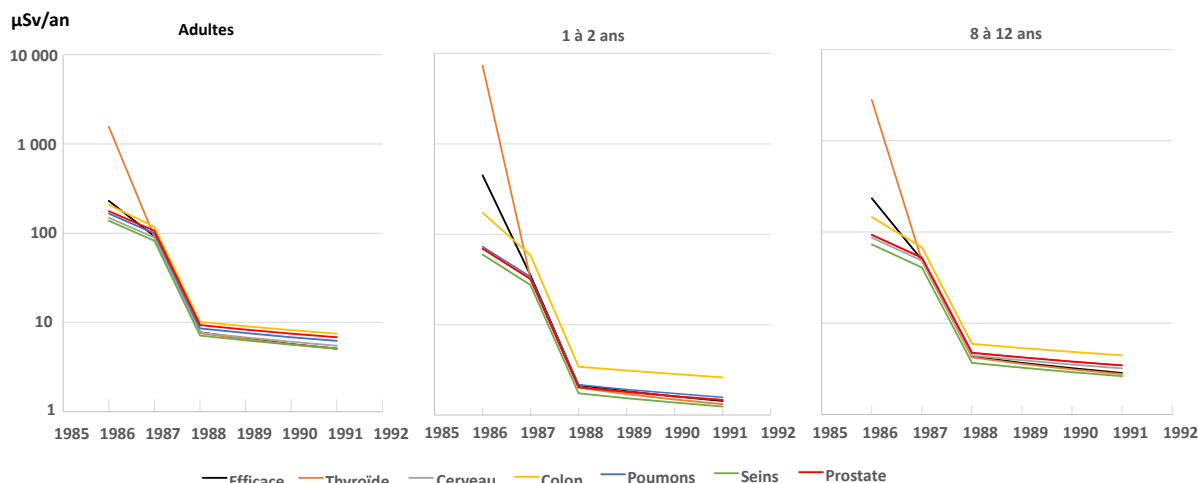


Figure 25 : Evolutions comparées des doses équivalentes moyennes aux différents organes reçues par ingestion et estimées pour les adultes, les enfants de 1 à 2 ans et les enfants de 8 à 12 ans ($\mu\text{Sv/an}$)

6. Evolution des doses totales toutes voies d'exposition confondues

La figure 26 présente l'évolution temporelle de la dose efficace moyenne totale, toutes voies d'exposition confondues, estimée pour deux personnes représentatives adultes, l'une travaillant en extérieur en milieu rural (graphiques de gauche), l'autre travaillant en intérieur en milieu urbain (graphiques de droite), dans les environs de Verdun où la contamination de l'air mesurée a été la plus élevée entre le 1^{er} et le 5 mai 1986, mais où le dépôt de césium 137 a été modéré (6900 Bq/m²) en raison de pluies modérées. Elle montre que, même en ce point du territoire, la contribution de l'exposition par inhalation en 1986 est très faible au regard des deux autres voies d'exposition (12% à 15% de la dose totale).

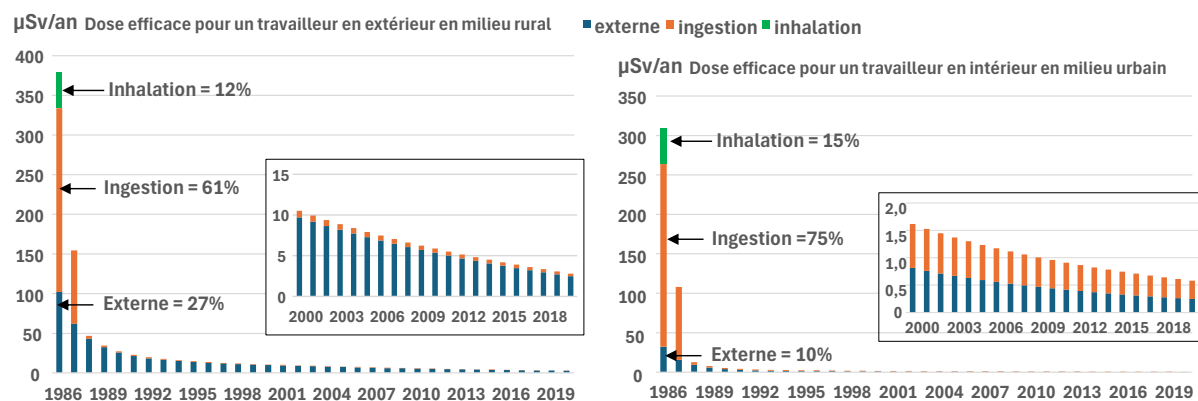


Figure 26 : Evolution de la dose efficace moyenne totale, toutes voies d'exposition confondues, estimées pour des adultes, l'un travaillant en extérieur en milieu rural (graphiques de gauche), l'autre en intérieur en milieu urbain (graphiques de droite), dans les environs de Verdun

Les doses totales et les contributions relatives des expositions externe et interne par ingestion varient ensuite en fonction de l'année, suivant que la personne exposée réside en milieu rural ou urbain et en fonction du temps passé à l'extérieur. Pour un adulte travaillant en extérieur en milieu rural, la dose externe devient prédominante dès 1988 avec 92% de la dose totale qui est de 47 μSv ; en 2020, elle représente 88% de la dose totale de 2,8 μSv . Dans le cas de l'adulte travaillant en intérieur en milieu urbain, la dose externe prédomine aussi à partir de 1988 (72%) mais la situation s'inverse progressivement et, à partir du début des années 2000, c'est la contribution de l'ingestion de denrées qui devient majoritaire en raison de la diminution plus rapide de la dose externe ; en 2020, l'ingestion de denrées représente 57% de la dose totale estimée à seulement 0,6 μSv , soit 4,5 fois inférieure à celle de l'adulte travaillant en extérieur en milieu rural.

Il résulte des constats précédents que les doses efficaces les plus élevées reçues en France après l'accident de Tchernobyl, hors consommation de champignons sauvages et de gibiers (voir le chapitre 6), l'ont été par des adultes travaillant en extérieur en milieu rural, là où les dépôts radioactifs ont été les plus importants. Seulement huit communes en France, toutes situées sur la côte orientale de la Corse ou dans l'arrière-pays niçois, ont reçu, en mai 1986, des dépôts de l'ordre de 50 000 Bq/m^2 de césium 137. Sur ces communes, la dose efficace totale, estimée autour de 1 mSv en 1986 était due principalement (75%) à l'exposition externe aux dépôts radioactifs. Cette estimation de 1 mSv, représentative des doses efficaces les plus élevées susceptibles d'avoir été atteintes en France, en 1986, comme conséquence des retombées de l'accident de Tchernobyl est supérieure à l'évaluation de 0,75 mSv qui en avait été faite dans l'étude de 2009. Cet écart résulte principalement du fait que dans l'étude de 2009, le dépôt retenu comme représentatif des valeurs maximales avait été de 40 000 Bq/m^2 contre 50 000 Bq/m^2 dans la présente étude. Dans une moindre mesure, la prise en compte d'un plus grand nombre de radionucléides contribue aussi à cet écart. Depuis 1986, hors milieu urbain, l'exposition externe est restée prédominante dans ces communes les plus impactées et représente, en 2020, 97% de la dose totale estimée à 20 μSv . Cette dose maximale, hors consommation de champignons sauvages et de gibiers, susceptible en France d'être atteinte près de 40 ans après l'accident de Tchernobyl est probablement surestimée du fait que les sols corses et les sols de montagne (arrière-pays niçois) où les dépôts radioactifs ont été les plus importants sont connus pour ne retenir que peu le césium 137 en raison d'une faible teneur en argile ou d'un faible taux de matière organique.

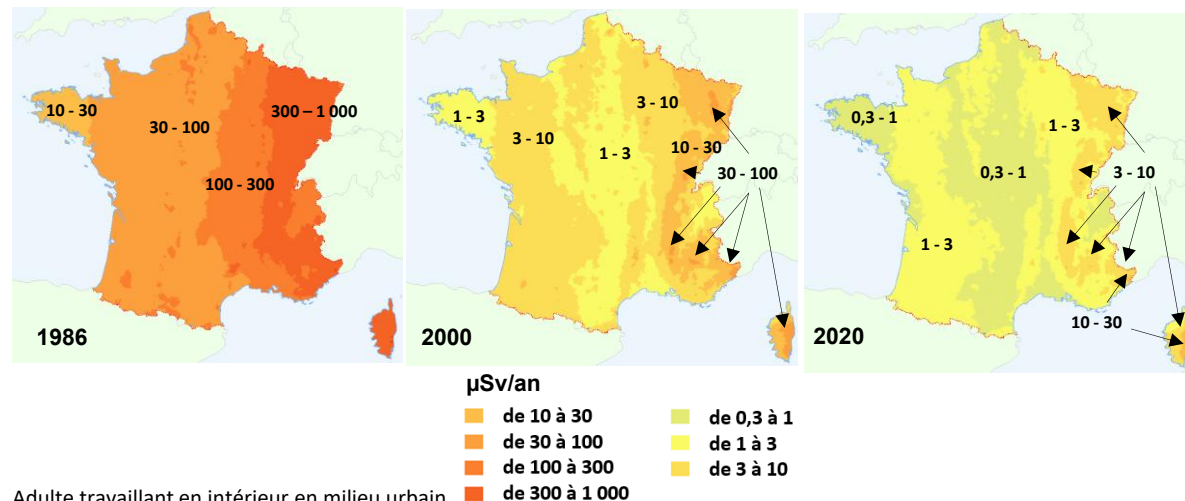
En 1986, les doses efficaces totales estimées pour les enfants de 1 à 2 ans ont pu être jusqu'à deux fois supérieures à celles reçues par les adultes en raison de l'importance de l'exposition par ingestion de denrées, et dans une moindre mesure de l'exposition par inhalation. Depuis 1987, les doses efficaces reçues par les enfants sont du même niveau que celles des adultes. Ceci est lié à la prédominance de l'exposition externe dans les doses efficaces totales. On note toutefois une exception, les doses efficaces estimées pour les enfants en milieu urbain sont 2 à 3 fois inférieures à celle de l'adulte travaillant en extérieur. En 1986, les relations entre les doses efficaces et les doses équivalentes aux différents organes étaient dictées par le caractère hétérogène de l'exposition par ingestion de denrées et dans une moindre mesure de l'exposition par inhalation (principalement lié à l'affinité de l'iode radioactif pour la thyroïde). Depuis 1988, les doses équivalentes aux organes sont du même niveau que les doses efficaces en raison de la prédominance de l'exposition externe.

La figure 27 présente les cartes des doses efficaces moyennes estimées pour deux catégories d'adultes, l'une travaillant en extérieur en milieu rural (cartes du haut) et l'autre travaillant en intérieur en milieu urbain. L'allure générale des 2 cartes relatives à l'année 1986 résulte de l'effet conjugué du zonage liée à l'exposition par ingestion (voir la figure 22) et de la relation pluie-dépôt caractéristique de la dose externe. Pour cette même année, les zones de l'Est de la France correspondant aux doses les plus élevées sont plus étendues dans le cas du travailleur extérieur en milieu rural (en haut) du fait de la contribution plus importante de la dose externe. En 2000, c'est l'exposition externe qui détermine l'allure générale des deux cartes et les doses pour le travailleur en intérieur en milieu urbain (en bas) sont

nettement moins élevées du fait de la diminution plus rapide du débit d'équivalent de dose ambiant en milieu urbain et de la protection apportée par les habitations. En 2020, la dose due à l'exposition externe en milieu urbain s'est effondrée (carte du bas) et c'est le zonage lié à l'exposition par ingestion qui prédomine, différenciant les zones de rémanence élevée du reste du pays.

La figure 28 présente les cartes des doses équivalentes moyennes à la thyroïde estimées pour des enfants de 1 à 2 ans résidant en milieu rural. En 1986, l'allure générale de la carte est déterminée par l'exposition par ingestion qui prédomine nettement. Dans la moitié Est du pays, les estimations sont supérieures à 3 000 μSv et atteignent 7 400 μSv sur les départements de l'Est les plus touchés (Zone 1 des figures 17, 21 ou 22). Après 1986, les doses équivalentes à la thyroïde s'effondrent du fait de la disparition de l'iode 131 ; elles ne sont plus dues qu'au rayonnement émis par les autres radionucléides répartis dans l'ensemble de l'organisme (après incorporation) ou déposés à l'extérieur de l'organisme (exposition externe).

Adulte travaillant en extérieur en milieu rural



Adulte travaillant en intérieur en milieu urbain

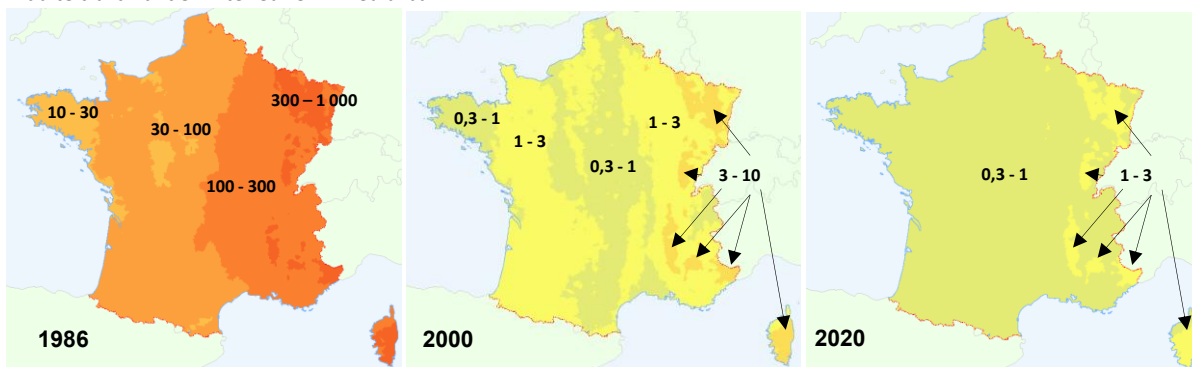


Figure 27 : Doses efficaces moyennes estimées pour des adultes travaillant en extérieur en milieu rural (cartes du haut) ou en intérieur en milieu urbain (cartes du bas) en 1986, 2000 et 2020 (en $\mu\text{Sv/an}$)

Doses équivalentes à la thyroïde des enfants de 1 à 2 ans en milieu rural

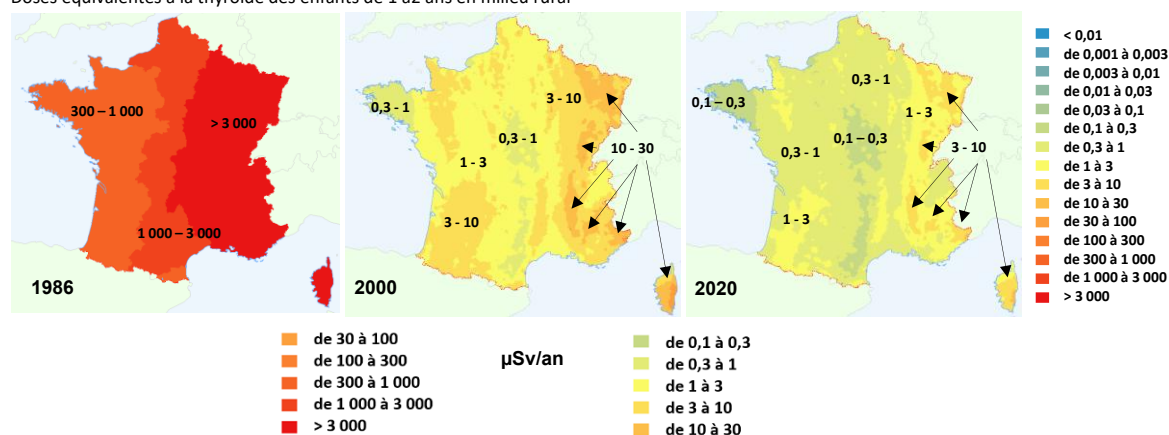


Figure 28 : Doses équivalentes moyennes à la thyroïde estimées pour des enfants de 1 à 2 ans résidant en milieu rural en 1986, 2000 et 2020 (en $\mu\text{Sv/an}$)

7. Cas de la consommation de champignons sauvages et de viandes de gibiers

7.1. Généralités

Les mesures effectuées dans tous les pays touchés par les retombées de l'accident de Tchernobyl, ainsi que celles effectuées au Japon après l'accident de Fukushima, ont montré que les denrées forestières (les champignons, les viandes de gibiers et dans une moindre mesure les baies) ont la particularité de conserver des niveaux de contamination élevés, en césium 137 notamment, durant des années, voire des décennies après les dépôts radioactifs.

Dans les premiers jours suivant les retombées, les niveaux de contamination des champignons ne sont pas plus élevés que ceux des légumes-feuilles ou de la viande de bœuf par exemple. Mais alors que les teneurs en césium 137 des denrées issues de l'agriculture et de l'élevage diminuent fortement dans les mois suivants les dépôts, puis plus lentement mais régulièrement dans les années suivantes, celles des champignons et des gibiers restent élevées (voir la figure 28). Ceci résulte du fait qu'en milieu forestier, le césium 137, fixé à la matière organique, reste très biodisponible pour les végétaux et donc les animaux qui s'en nourrissent (Renaud, 2019).

De ce fait, au fil des décennies, l'écart entre les teneurs en césium 137 des denrées forestières et des denrées issues de l'agriculture et de l'élevage devient très important.

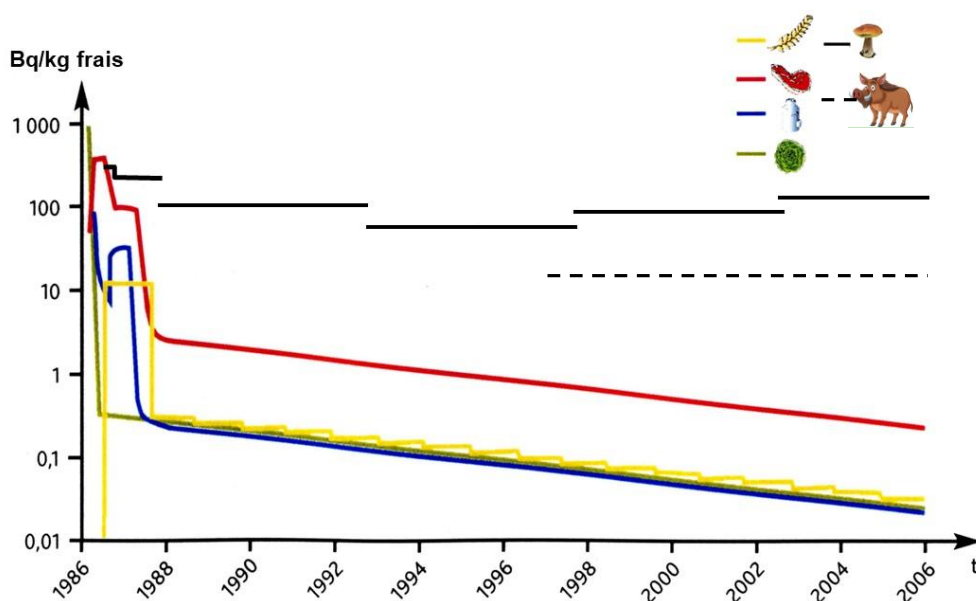


Figure 28 : Evolutions globales des activités massiques et volumiques de césium 137 dans certains types de denrées françaises (Bq/kg frais ; Renaud et al., 2007)

7.2. Données disponibles et estimations dosimétriques de 2007 et 2022

Sur la base de mesures effectuées pendant la période 2008-2018, l'IRSN a estimé entre 0,01 et 0,7 Bq/kg frais, les activités massiques et volumiques moyennes des denrées agricoles et de l'élevage produites sur la majeure partie du territoire et jusqu'à 1,7 Bq/kg frais celle de la viande de bœuf produite en ZRE (Zone de rémanence élevée ; IRSN, 2022). Sur cette même période, les activités massiques des champignons ont été estimées à 94 Bq/kg en ZRE et 16 Bq/kg pour le reste du territoire. Dans le cas des viandes de gibiers, ces moyennes étaient de 55 Bq/kg en ZRE et 2 Bq/kg pour le reste du territoire.

Si pour les denrées agricoles et d'élevage, ces valeurs moyennes cachent une variabilité qui peut atteindre 2 ordres de grandeur mais dont une grande partie est liée à la variabilité spatiale des dépôts radioactifs initiaux, celles des denrées forestières s'étale sur 5 ordres de grandeur et la relation avec les dépôts initiaux est beaucoup moins nette, comme l'illustrent les figures 29 et 30. Ces figures présentent 297 résultats de mesures d'activité massique de césium 137 dans des champignons et 133 résultats portant sur des viandes de gibiers (sangliers, chevreuils, cerfs) acquis par l'IRSN et ses prédécesseurs (SCPRI, OPRI et IPSN) entre 1986 et 2021, et pour lesquels on dispose de l'origine précise (commune ou département dans certains cas). Elles confirment tout d'abord l'absence de toute diminution observable de ces activités massiques sur les 35 ans que couvrent cette période (26 ans pour les gibiers). Elles montrent aussi que si les activités les plus élevées, supérieures à 100 Bq/kg frais pour les champignons et à 1 Bq/kg pour les gibiers, proviennent toutes de l'Est de la France, en dessous de ces valeurs, ces denrées présentant des niveaux élevés de contamination, peuvent provenir indifféremment de l'ensemble du territoire. On note également que les activités les plus élevées mesurées dans les viandes de gibiers sont celles de sangliers.

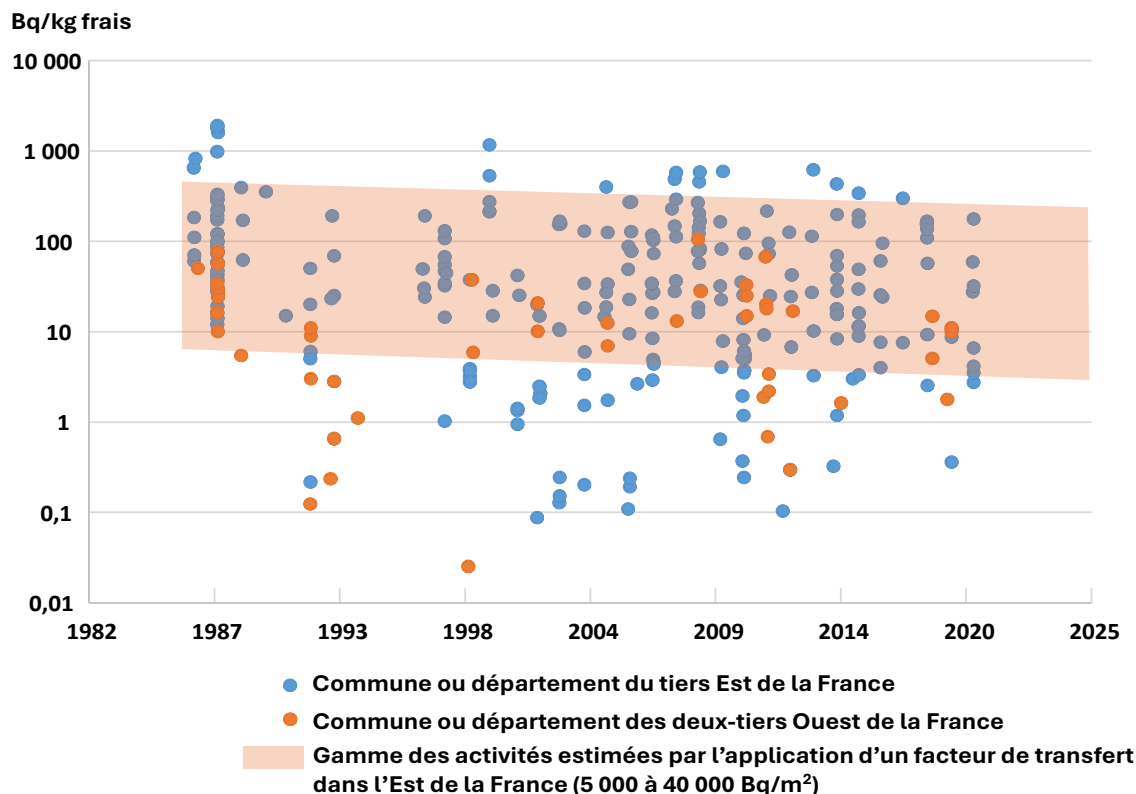


Figure 29 : Activités massiques de césium 137 (Bq/kg frais) mesurées depuis 1986 par l'IRSN (et ses prédécesseurs IPSN, OPRI et IRSN) dans des champignons collectés en France métropolitaine.

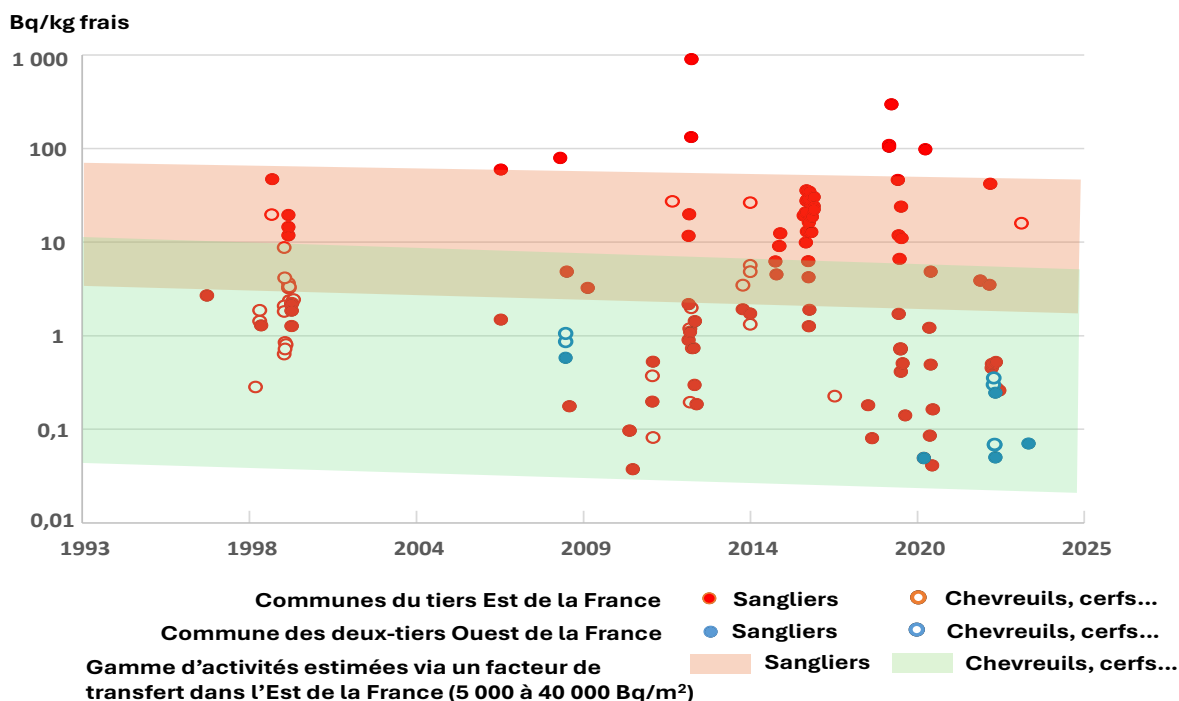


Figure 30 : Activités massiques de césium 137 (Bq/kg frais) mesurées depuis 1986 par l'IRSN (et ses prédécesseurs IPSN, OPRI et IRSN) dans des viandes de gibiers provenant de France métropolitaine.

Certains résultats de mesures permettent de préciser ces constats à l'échelle de quelques communes de l'Est du pays. Ainsi, la figure 31 présente les activités massiques de césium 137 mesurées dans des champignons provenant de communes, ou groupes de communes, du Jura, des Vosges, du Haut-Rhin et des Alpes-de-Haute-Provence. Sur chacune de ces entités géographiques, les résultats s'étalent sur 2 ordres de grandeur, y compris pour des échantillons de la même espèce cueillis le même jour. Ainsi, trois lactaires délicieux cueillis le 5 octobre 2015 sur la commune des Rousses dans le Jura, présentaient des activités massiques de 9 Bq/kg frais, 160 Bq/kg Frais et 194 Bq/kg frais respectivement. Sur cette même commune, 2 échantillons de bolets cueillis le 12 octobre 2020 présentaient des activités de 3 et 176 Bq/kg. Il en est de même d'échantillons de pieds-de-mouton prélevés à Hauteroche et Conliège en 2008 présentant des activités de 83 et 590 Bq/kg frais respectivement.

Les données relatives aux gibiers proviennent principalement des Alpes-Maritimes, des Vosges et de Haute-Corse. Elles sont présentées dans la figure 32. La variabilité intra-communale est aussi importante que pour les champignons. Ainsi deux échantillons de viandes de sanglier collectées le 21 octobre 2006 sur la commune de Saint-Dié dans les Vosges présentaient des activités massiques de 1,5 Bq/kg frais et 59 Bq/kg frais respectivement ; de même pour les deux échantillons provenant d'Hurbache en décembre 2012 et janvier 2013 : 19,8 et 903 Bq/kg frais (cette dernière valeur se distinguant très nettement de toutes les autres).

Cette variabilité intra-communale, observée aussi bien dans les champignons que dans les viandes de gibiers, peut « écraser » la variabilité inter-communales potentielle liée aux dépôts initiaux lorsque cette dernière est faible. Ainsi, les mesures ne permettent pas de distinguer les champignons provenant de communes où les dépôts ont été de l'ordre de 10 à 15 kBq/m² (Banon, Redortiers, Les Rousses, Ribeauvillé) de ceux cueillis sur des communes qui ont reçu 25 à 30 kBq/m² (Hurbache, Denipaire et Aubure). Cette variabilité intra-communale est probablement due à des variations micro-locales (à l'échelle métrique ou décamétrique) des dépôts initiaux liées à des phénomènes de ruissellement ou de dégouttement des pluies radioactives de la première semaine de mai 1986 ou à des phénomènes de re-concentration postérieurs (migration horizontale de particules de sol).

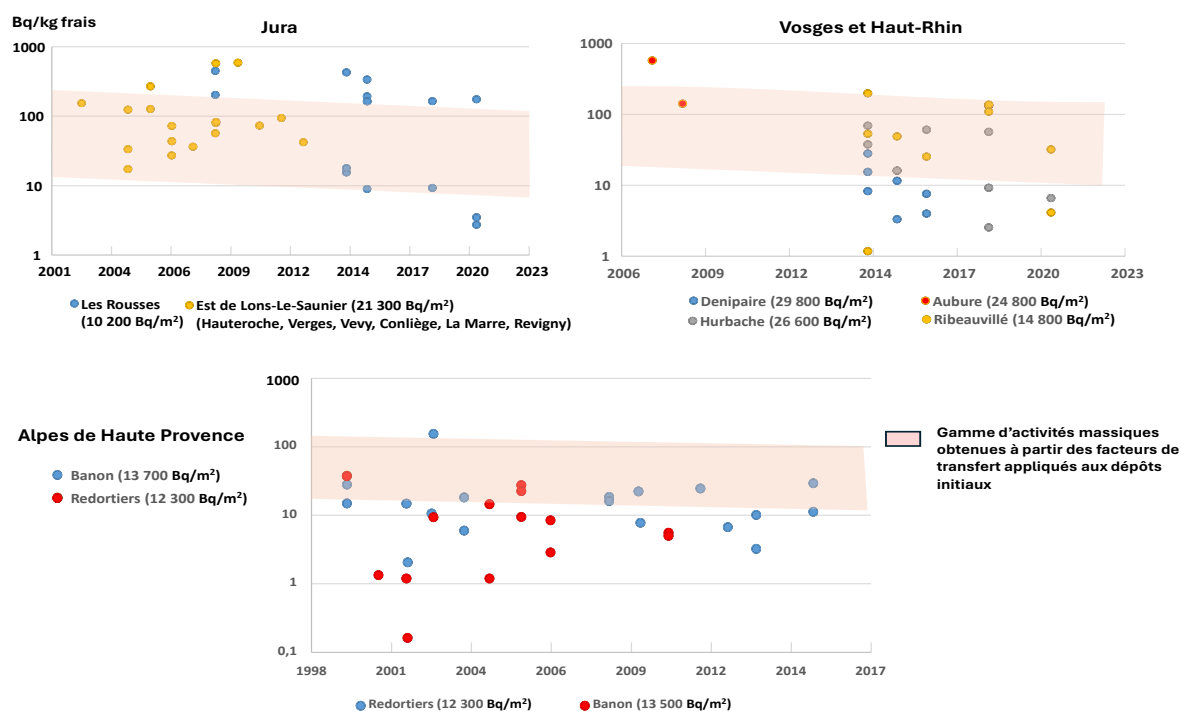


Figure 31 : Activités massiques de césium 137 (Bq/kg frais) mesurées par l'IRSN (et ses prédécesseurs IPSN, OPRI et IRSN) dans des champignons collectés dans quelques communes ou groupes de communes de l'Est de la France.

Si la relation entre les activités massiques et les dépôts initiaux est globalement respectée pour les viandes de gibiers, le cas de la Haute-Corse constitue un contre-exemple qu'il est important de mentionner. Les communes de Ventiseri et Solaro ont reçu les dépôts radioactifs les plus importants de France après l'accident de Tchernobyl, autour de 50 kBq/m², en raison de précipitation très abondantes. Des études portant sur cette zone (IRSN, 2015), ont montré que de faibles teneurs en argiles rendent peu propice à la rétention du césium 137 dans ces sols qui n'ont donc conservé qu'une très faible part des retombées. Ainsi entre 1986 et 2001, ces sols ont pu perdre jusqu'à 85% des dépôt initiaux du radionucléide. Il en résulte que la rémanence des retombées de l'accident de Tchernobyl y est très faible dans les denrées. Les résultats des mesures effectuées dans les sangliers provenant de cette zone, compris entre 0,18 et 1,7 Bq/kg frais, en sont une illustration. Les études menées sur les sols par l'ASNR montrent qu'il s'agit là d'un cas particulier au regard du reste du territoire.

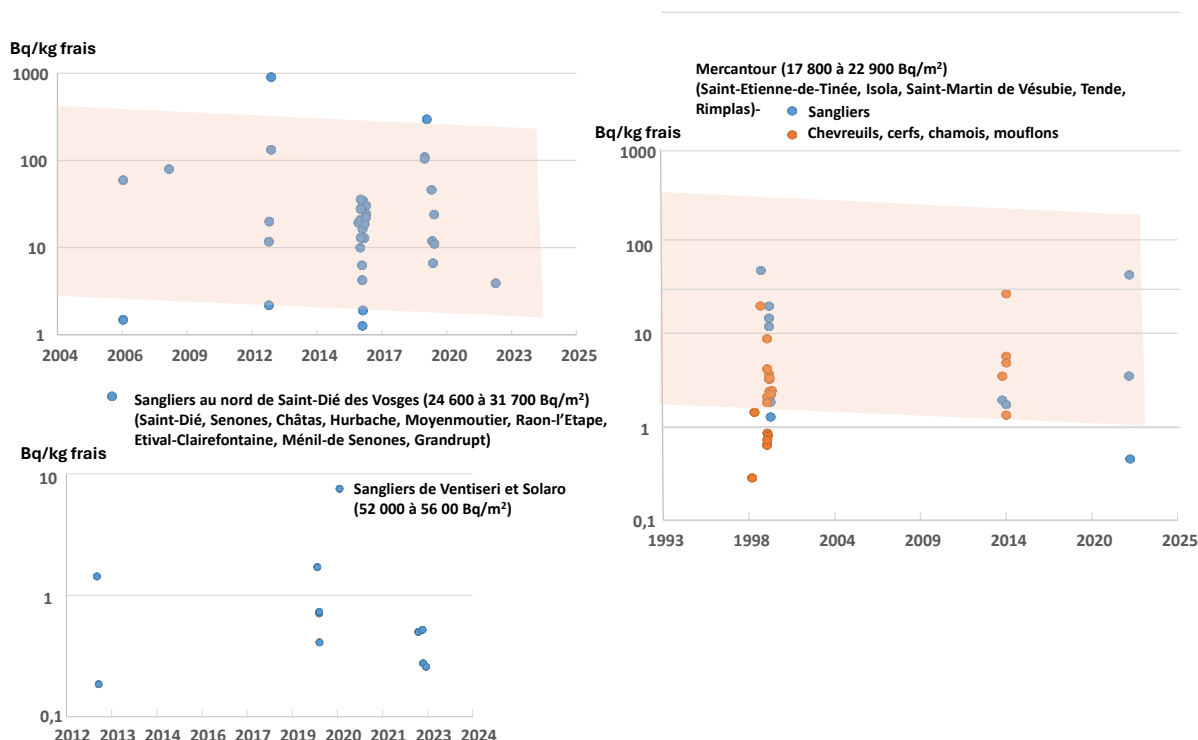


Figure 32 : Activités massiques de césium 137 (Bq/kg frais) mesurées par l'IRSN (et ses prédécesseurs IPSN, OPRI et IRSN) dans des viandes de gibiers collectées dans quelques communes ou groupes de communes de l'Est de la France.

Ainsi, l'utilisation d'une activité massique moyenne communale à des fins d'évaluation dosimétrique, même basée sur des résultats de mesures, est sujette à caution. En effet, deux personnes habitant la même commune peuvent avoir l'habitude de s'approvisionner dans des endroits où les champignons présentent des activités massiques très différentes, et ainsi recevoir des doses très différentes du fait de leur consommation. Par ailleurs, les habitudes de consommation de ces denrées sont extrêmement variables. La plupart des personnes n'en consomment que très peu, et une petite partie de la population pourrait en consommer beaucoup.

Fort de ce double constat (impossibilité de dégager une activité massique « moyenne » à quelle qu'échelle que ce soit, et grande variabilité des pratiques de consommation), les estimations précédentes de l'ASNR (Renaud *et al*, 2007 et IRSN, 2022) se limitaient à des exemples démonstratifs et enveloppes : d'une part la démonstration que, 20 à 30 ans après l'accident de Tchernobyl, une consommation modérée de ces denrées pouvait suffire à doubler la dose totale, toutes voies d'exposition confondues, et d'autre part des estimations maximisantes basées sur des scénarios peu réalistes susceptibles de conduire à des doses pouvant atteindre 1 mSv/an (étude de 2007) et 0,57 mSv/an (étude de 2022).

7.3. Actualisation de 2025 : possibilités et limites

Concernant les doses dues à l'ingestion de denrées forestières, le principal objectif de la présente actualisation est de préciser les estimations antérieures : par la prise en compte d'habitudes de consommation plus réalistes, par la spatialisation des activités massiques en les reliant aux dépôts radioactifs initiaux et en étudiant leur évolution depuis 1986.

L'ASNR a effectué récemment une étude sur les facteurs de transferts du césium du sol au champignons et aux viandes de gibier, exprimés en Bq/kg de champignon frais ou sec par Bq/m² de sol (m²/kg) (IRSN, 2024-102). Cette étude basée, d'une part sur une revue bibliographique de publications européennes et d'autre part sur des résultats de mesures acquis en France, confirme les constats précédents : les facteurs de transfert aux champignons sont stables dans le temps depuis 1986 et leur variabilité, sur 3 à 4 ordres de grandeur, explique en partie celle des champignons¹⁷. Le tableau X présente les paramètres de distribution (médiane, percentiles 25 et 75) des facteurs de transfert obtenus pour les champignons symbiotiques (qui représentent l'essentiel des espèces de champignons consommés en France) et les viandes de sangliers et de cervidés. L'écart entre les valeurs des percentiles 25 et 75 est de 1 à 2 ordres de grandeur et reflète une partie de la variabilité observée précédemment dans les mesures en écartant les valeurs extrêmes.

Tableau X : Paramètres de distribution des facteurs de transferts sol-denrées forestières, obtenus pour la France (IRSN, 2024)

m ² /kg frais	Médiane	Percentile 25	Percentile 75
Champignons symbiotiques	0,0045	0,0015	0,012
Sangliers	0,0007	0,00008	0,018
Cervidés	0,0002	0,0001	0,0003

Les gammes d'activités massiques du césium 137 théoriques dans les champignons et les viandes de gibiers obtenues en appliquant ces facteurs de transfert à la gamme des dépôts sur l'Est de France (de 5 kBq/m² à 40 kBq/m²) est représentée par un bandeau rose sur les figures 29 à 32. A cette échelle, l'application des facteurs de transferts rend compte de manière assez satisfaisante de la gamme de variabilité des résultats de mesures.

Dans les figures 29 à 32, le bandeau rose représente l'application de la médiane des facteurs de transfert appliqués aux dépôts théoriques sur les communes ou groupes de communes fournis entre parenthèse, sont issus de la figure 8 page 20 du présent rapport, corrigés de la décroissance radioactive. Les résultats de cette application se situent dans la gamme de variabilité des résultats de mesure dont ils ne restituent cependant qu'une petite part (épaisseur du bandeau rose).

Ainsi, malgré la variabilité des estimations issues de cette modélisation, il apparaît qu'il n'est pas moins fiable, au regard des observations faites dans la première partie de ce chapitre, de baser une estimation dosimétrique sur des résultats obtenus par l'application d'un facteur de transfert à une estimation de dépôt à l'échelle communale, que sur une moyenne de résultats de mesures acquis sur cette commune. De plus, le nombre de communes où des données sont disponibles étant très limité, l'application d'un facteur de transfert permet de disposer d'une estimation sur l'ensemble du pays et de rendre compte d'une relation entre les activités massiques de denrées et les dépôts initiaux à cette échelle. Enfin, l'application des facteurs de transfert correspondants aux percentiles 25 et 75, permet d'écarter les valeurs extrêmes

¹⁷ Cette étude est basée sur des résultats de mesure dans des champignons pour lesquels des mesures d'activités de sol (Bq/m²) prélevés à proximité, ont aussi été réalisées. Les facteurs de transfert ainsi obtenus s'affranchissent d'une partie de la variabilité micro-locale de l'activité des sols.

d'activité massiques les plus élevées et les plus faibles mesurées sur des échantillons dont une consommation récurrente, voire permanente, est très peu probable.

Dans le questionnaire envoyé à certains membres de la cohorte « Constances », il est demandé si, à différentes périodes de leur vie (avant 15 ans, entre 16 et 24 ans et après 25 ans), ils ont consommé des champignons sauvages et/ou de la viande de gibiers produits autour de leur lieu de résidence : (i) jamais ou moins d'une fois par mois, (ii) 1 à 2 fois par mois, (iii) 1 à 2 fois par semaine ou (iv) plus de 2 fois par semaine. On considère qu'un repas est composé de 200g de viande et 200g de champignons. Un repas par mois correspond ainsi à une consommation annuelle de 2,4 kg de gibier et 2,4 kg de champignons ; 2 repas par semaine correspondent à une consommation annuelle de 21 kg par an de chaque. Ces dernières consommations sont importantes puisqu'elles représentent près du tiers de la consommation annuelle moyenne de viandes d'élevage (toutes types de viande confondus) ou de céréales.

Les figures 33 et 34 présente les conséquences dosimétriques de ces consommations de denrées forestières¹⁸ en reprenant l'exemple de la figure 22 relative aux environs de Verdun (voir le chapitre 5) où les dépôts de césium 137 de mai 1986 ont été modérés (6900 Bq/m²). La figure 33 (graphique de gauche) montre que pour un adulte travaillant en extérieur en milieu rural, la dose ajoutée résultant de seulement 2 repas par mois de denrées forestière est faible, voire négligeable, notamment dans les premières années, au regard des doses dues aux autres voies d'exposition (exposition externe et ingestion des denrées issues de l'agriculture et de l'élevage). En revanche, une consommation de denrées forestières à raison de deux fois par semaine peut induire une dose plus élevée que celles liées aux autres voies d'exposition dès 1991. En 2020 cette pratique conduit même à multiplier par 5 la dose totale due aux retombées de l'accident de Tchernobyl qui passe de 3 µSv/an à 15 µSv/an.

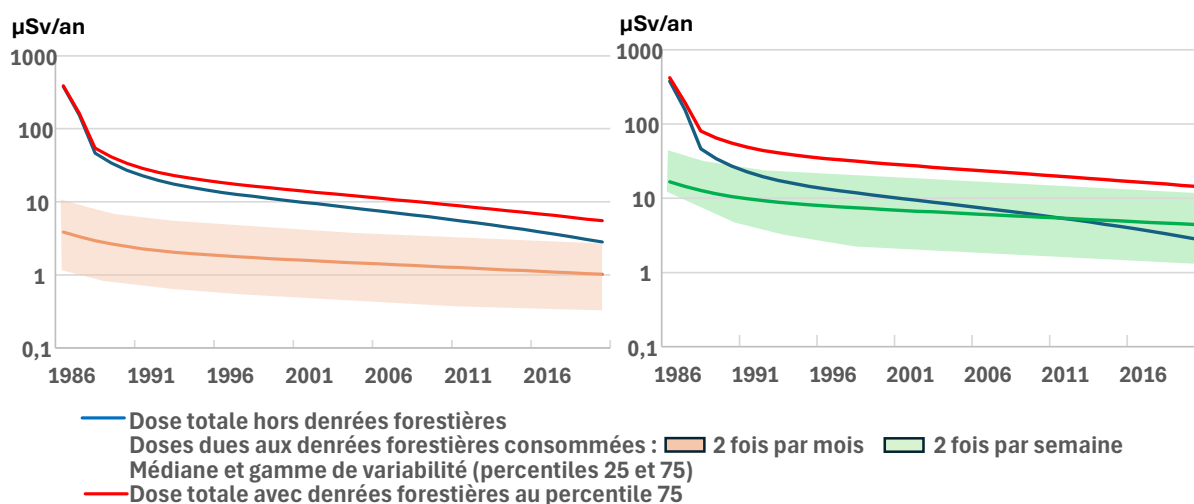


Figure 33 : Evolutions comparées des doses potentielles liées à la consommation de denrées forestières² et des doses dues aux autres voies d'exposition, estimées pour un dépôt modéré de 6 900 Bq/m² dans le cas d'un adulte travaillant en extérieur en milieu rural (µSv/an)

¹⁸ Ces doses prennent en compte les césium 137 et 134.

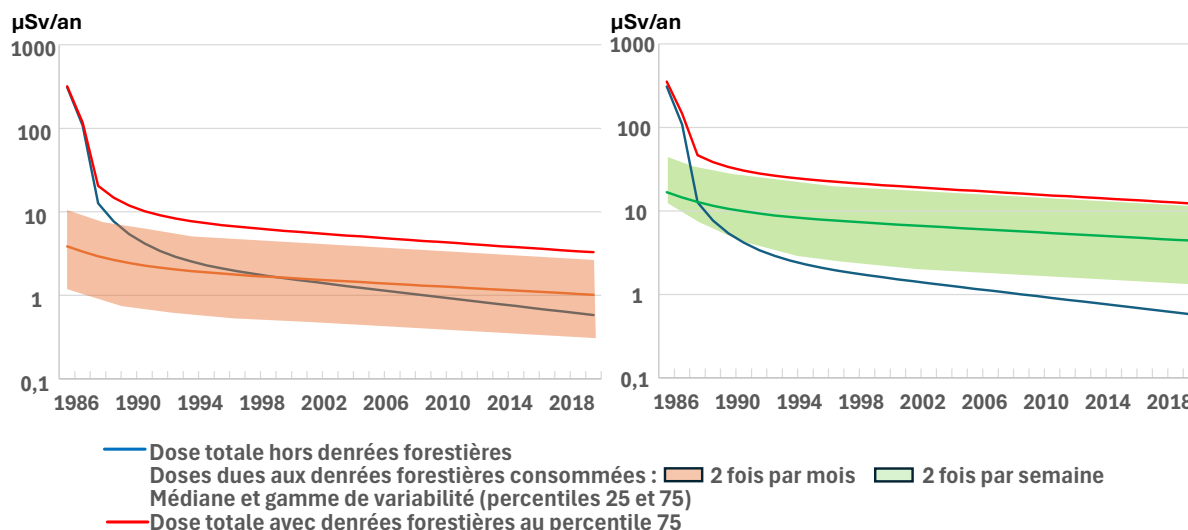


Figure 34 : Evolutions comparées des doses potentielles liées à la consommation de denrées forestières² et des doses dues aux autres voies d'exposition, estimées pour un dépôt modéré de 6 900 Bq/m² dans le cas d'un adulte travaillant en intérieur en milieu urbain (µSv/an)

Dans le cas d'un adulte travaillant en intérieur en milieu urbain (figure 34), la dose due à la consommation fréquente de denrées forestière devient nettement prépondérante dès 1988. En 2020, elle peut être jusqu'à 20 fois supérieure à celle liée aux autres voies d'atteinte (12 µSv contre 0,6 µSv).

Une telle consommation de denrées forestières par une personne résidant sur une des zones les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl (50 kBq/m²) conduirait à une dose de 85 µSv en 2020. Cette estimation se veut plus réaliste que celle de 580 µSv (6 fois supérieure) estimée avec un scénario volontairement extrême, mais peu plausible (IRSN, 2022), dans lequel il était considéré que toute la viande de gibier et tous les champignons consommés tout au long de l'année auraient présenté les activités massiques les plus élevées mesurées, notamment la valeur de 903 Bq/kg frais mesurée dans de la viande de sanglier en janvier 2013 qui se distinguait très nettement des autres résultats de mesure (voir la figure 30).

8. Conclusion

Ce document fournit de manière détaillée tous les éléments méthodologiques qui ont permis d'obtenir des estimations de doses efficaces et de doses équivalentes pour une sélection de six organes, reçues par des adultes et des enfants de la population française à la suite des retombées de l'accident de Tchernobyl, et ceci par commune et par an, entre 1986 et 2020, pour répondre aux objectifs du projet CORALE (Sauce J. *et al.* 2024) mené en collaboration entre l'ASNR et l'UMS011.

Ces calculs de dose s'appuient essentiellement sur des valeurs d'activité massique et volumique des principaux radionucléides constitutifs de ces retombées, mesurées dans l'air, les sols et des denrées alimentaires par l'ASNR et ses prédécesseurs (le SCPRI, l'OPRI, l'IPSN puis IRSN), avec un recours minimal à la modélisation. Ainsi, les estimations des doses moyennes reçues par inhalation reposent sur des activités volumiques de césium 137 journalières, présentes dans l'air en mai et juin 1986 sous forme d'aérosols atmosphériques prélevés par 36 stations réparties sur territoire, ainsi que sur des rapports d'activités isotopiques d'une quinzaine d'autres radionucléides également mesurés dans l'air sur certaines de ces stations. De façon comparable, les doses moyennes reçues par ingestion ont été calculées sur la base d'activités massiques des cinq principaux radionucléides qui y ont contribué, mesurées dans les denrées produites sur la période 1986-1989, complétées par des résultats de

modélisation ajustés à l'aide de ces mêmes mesures, puis sur la base d'activités massiques mesurées sur période 2008-2018. Entre ces deux périodes les doses ont été estimées par interpolation. Enfin, les doses liées à l'exposition externe au rayonnement des quinze radionucléides mesurés dans l'air et qui se sont déposés sur les sols et surfaces, ont été estimées pour 1986, puis sur la période 2008-2018 à partir de mesures d'activité surfacique ou de mesures directes du rayonnement ambiant (débit d'équivalent de dose). Les cinétiques de diminution des débits d'équivalent de dose au cours des 8 premières années suivant les dépôts radioactifs en milieu rural et des 15 premières années en milieu urbain ont été ajustées à celles observées au Japon après l'accident de Fukushima.

En 1986, les doses efficaces moyennes consécutives aux retombées de l'accident de Tchernobyl ont été estimées entre 10 μSv en Bretagne et quelques centaines de microsieverts sur les zones de l'Est du territoire où les dépôts radioactifs ont été les plus importants. Elles ont pu atteindre 1 000 μSv (1 mSv) sur les huit communes de la côte orientale de la Corse et de l'arrière-pays niçois où les dépôts de césium 137 ont été d'environ 50 000 Bq/m² suite aux précipitations très abondantes entre le 1^{er} et le 5 mai 1986. Cette année-là et pour la majeure partie du pays, ces doses ont résulté principalement de l'ingestion de denrées contaminées. Toutefois, sur les communes où les dépôts radioactifs ont dépassé 20 000 Bq/m², l'exposition externe a été, pour cette même année, la première contributrice à la dose totale, notamment pour des adultes passant beaucoup de temps en extérieur. Dans tous les cas, la contribution de l'exposition par inhalation a été faible et n'a pas dépassé 15 % dans le nord-est de la France où les activités dans l'air les plus élevées ont été mesurées.

En 1987, les doses ont été de 2 à 3 fois plus faibles du fait de la quasi-disparition de la contribution de l'inhalation et surtout de la diminution importante de la dose liée à l'ingestion de denrées. Depuis 1988, les doses efficaces annuelles ont régulièrement diminué avec des contributions variables des expositions externe et par ingestion suivant le lieu de résidence et l'âge. En 2000 les doses efficaces annuelles sont estimées entre quelques microsieverts en Bretagne et quelques dizaines de microsieverts dans les zones les plus touchées de l'Est du pays.

En 2020, la dose efficace moyenne dues aux retombées de cet accident pour un adulte résidant en milieu urbain¹⁹, travaillant en intérieur et ne consommant pas de champignons sauvages et de viandes de gibiers est de l'ordre de 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (de moins de 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ à quelques microSieverts par an). Ce scénario représente sans doute la majeure partie de la population. De manière générale, les doses efficaces estimées pour les enfants sont du même niveau. Pour des personnes travaillant en extérieur en milieu rural dans les zones les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl, les doses pourraient atteindre 10 μSv , voire 20 μSv sur les communes de l'Est du pays où les dépôts radioactifs de mai 1986 ont été les plus importants. Toutefois, ces valeurs plus élevées ne peuvent être atteintes que si la personne passe plusieurs heures par jour sur des surfaces non remaniées (qui n'ont jamais été labourées, ni recouvertes...) depuis 1986. Or, de telles surfaces se limitent souvent désormais à des espaces naturels ou boisés.

Contrairement aux denrées issues de l'agriculture et de l'élevage dont les activités massiques, et donc les doses liées à leur consommation, n'ont cessé de diminuer depuis 1986, la contamination en césium 137 des denrées forestières, champignons et viandes de gibiers, est restée à un niveau élevé jusqu'à aujourd'hui. Cette contamination est aussi beaucoup plus variable que celles des autres denrées et ceci même à l'échelle d'une commune. Il en résulte que la consommation, même occasionnelle, de ces denrées peut entraîner des doses très différentes et conséquentes. Pour les personnes qui en consomment régulièrement, la dose efficace associée a pu dépasser celles dues aux autres voies

¹⁹ On considère qu'une personne évolue en milieu urbain dès lors que son environnement est constitué principalement de surfaces artificielles (voiries, constructions...) ; outre les villes, il peut s'agir de villages ou de hameaux.

d'exposition dès le début des années 1990. Pour les communes les plus touchées de l'est de la France, elle peut être encore aujourd'hui de plusieurs dizaines de microsieverts.

En 1986, les doses équivalentes moyennes à la thyroïde ont été nettement supérieures aux doses efficaces et dépendaient de l'âge. Les estimations les plus élevées, autour de 7 mSv, concernent les enfants de 1 à 2 ans. Elles étaient dues quasi exclusivement à l'incorporation d'iode 131 via l'ingestion de denrées, les contributions de l'inhalation ou des autres radionucléides étant très faibles. Les doses équivalentes aux autres organes sont très proches et souvent du même niveau que les doses efficaces, à l'exception des doses équivalentes au colon qui, pour les enfants de 1 à 12 ans, peuvent être jusqu'à deux fois plus élevées que les doses efficaces.

Ces doses peuvent être mises en perspective avec celles résultant des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires sur la métropole, récemment estimées par l'ASNR (Renaud et Vray, 2024).

9. Bibliographie

Calmon P (2017) : Etude de faisabilité de l'opérationnalisation des enquêtes alimentaires. Rapport IRSN-PRP-ENV/SESURE 2017-22.

Goldberg M. et al. (2017) : CONSTANCES : A general prospective population-based cohort for occupational and environmental epidemiology: cohort profile. Occupational and environmental medicine (2017) 74:66-71.

Eckerman K.F. and Ryman J.C. External Exposure to Radionuclides in Air, Water and Soil, Federal Guidance Report 12 – EPA 402-R-93-081, 1993

EPA (2019) -Environmental Protection Agency of the United State: External exposure to radionuclides in air, water and soil; Federal Guidance report n°15 revised august 2019.

IAEA (1979) : International Atomic Energy Agency. Planning for Off-site Response to radiation Accidents in Nuclear Facilities (IAEA-TECDOC-225).

IAEA (2000) : International Atomic Energy Agency. Generic Procedures for Assessment and Response during a Radiological Emergency (IAEA-TECDOC-1162).

IAEA (1999) : International Atomic Energy Agency. Assessment of dose to the public from ingested radionuclides. Safety reports series n° 14.

IAEA (1999) : International Atomic Energy Agency. One Decade After Chernobyl : The Environmental Impact In and Prospects for the Contaminated Areas. 1999.

ICRP (2020) International Commission on Radiological Protection: Dose coefficients for external exposures to environmental sources. ICRP publication n°144. 2020.

ICRP (1990) - International Commission on Radiological Protection: Recommendations of the International Commission on Radiological Protection; ICRP publication n°60. 1990.

ICRP (1994) - International Commission on Radiological Protection: Human Respiratory Tract – Model for Radiological Protection; ICRP Publication n°66; Volume 24 N° 1-3. 1994

ICRP (1995) International Commission on Radiological Protection: Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides - Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients. ICRP Publication 72. Ann. ICRP 26 (1). 1995

IRSN (2015) - Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire : Constat radiologique « Rémanence de la radioactivité d'origine artificielle » ; Rapport IRSN PRP/ENV/SESURE 2015-41

IRSN (2021) - Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire : Bilan de l'état radiologique de l'environnement français de 2018 à 2020. Rapport IRSN 2021-00765.

IRSN (2022) - Institut de radioprotection et de sûreté nucléaires : Le bruit de fond des radionucléides artificiels dans l'environnement français métropolitain. Rapport IRSN 2022-00131

IRSN (2024) - Institut de radioprotection et de sûreté nucléaires : facteurs de transfert du radiocésium aux produits forestiers dans les forêts d'Europe ; rapport IRSN 2024-102

JO (2003) : Journal Officiel de la République Française relatif aux modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants paru le 13 novembre 2003 et annexé à l'arrêté du 1^{er} septembre 2003.

Köhler H, Peterson S-R, Hoffman FO Eds (1991) Biospheric Model Validation Study (BIOMOVs). Scenario A4: Multiple model testing using Chernobyl fallout data of I-131 in forage and milk and Cs-137 in forage, milk, beef and grain. BIOMOVs Technical Reports 13, Vols. I and II (Stockholm: National Institute of Radiation Protection) ISSN 1100-0392.

Lawrence Livermore National laboratory (2016) - Dillon D., Kane J., Nasstrom J., Homann S and Brenda P. : Summary of Building Protection Factor Studies for External Exposure to Ionizing Radiation. LLNL-TR-684121.

Maqua M, Bonka H, Horn HG (1987). Deposition velocity and washout coefficient of radionuclides bound to aerosol particles and elemental radioiodine. Radiation Protection Dosimetry, 21(1-3) : 43-49

Saitoa K. (2019), Mikamib S., Andohb M., Matsudac M., Kinasec S., Tsudad S., Yoshidae T., Satof T., Sekic A., Yamamotoa H., Sanadag Y., Wainwright-Murakamih H., and Takemiyac H. Summary of temporal changes in air dose rates and radionuclide deposition densities in the 80 km zone over five years after the Fukushima Nuclear Power Plant accident. *Journal of environmental radioactivity* ; vol 210 ; December 2019.

Renaud Ph., Robeau D., Vidal M. et Pourcelot L. : Les retombées de l'accident de Tchernobyl en Corse : contamination de la chaîne alimentaire et doses à la thyroïde associées. Rapport IRSN/2002-22

Vidal et Renaud (2000) : Estimation des doses moyennes à la thyroïde reçues par les enfants en France, à la suite de l'accident de Tchernobyl et étude de sensibilité. Rapport IPSN/SEGR/SAER-0067.

Renaud Ph., Champion D. et Brenot J (2007). Les retombées radioactives de l'accident de Tchernobyl sur le territoire français : conséquences environnementales et exposition des personnes. Livre Editions TEC&DOC Lavoisier, collection Sciences et Techniques. 190 pages. ISBN 978-2-7430-1027-0. 2007.

Renaud Ph., Pourcelot L., Métivier J.M., Morello M. Mapping of ¹³⁷Cs deposition over eastern France 16 years after the Chernobyl accident. *The Science of the total Environment* 309, 357-364, 2003.

Renaud Ph., Métivier J M., Castelier E., Pourcelot L., Louvat D. Cartographie des dépôts de ¹³⁷Cs en mai 1986 sur l'ensemble du territoire français métropolitain. *Radioprotection* 39 mars 2004

Renaud Ph. (2019) : Les transferts des radionucléides dans les chaînes alimentaires : Eléments de radioécologie opérationnelle. Les Techniques de l'Ingénieur. BN3908. 2019.

Renaud Ph. (2020) : Les transferts des radionucléides dans l'air, les sols et les cours d'eau : Eléments de radioécologie opérationnelle. Les Techniques de l'Ingénieur. BN3907. 2020.

Renaud Ph. & Vray F (2024) : Conséquences radiologiques des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires sur le territoire français métropolitain ; contamination de l'environnement et exposition de la population. Rapport IRSN 2024-00559.

Sauce J., Ancelet S., Mandin C, Renaud P, Métivier JM., et al. Reconstruction of the radiological component of the exposome in the CONSTANCES cohort: first step of the CORALE project. ISEE Europe Young and Early Career Conference 2024, International Society for Environmental Epidemiology (ISEE), Jun 2024, Rennes, France. ffrsn-04607518v3f

UNSCEAR (2000) : Source and Effects of Ionizing Radiation. Volume I: Sources. pp20-287, United Nations, New York.

Vidal M. et Renaud Ph. (2000) : estimation des doses à la thyroïde reçues par les enfants en France en 1986 à la suite de l'accident de Tchernobyl et analyse de sensibilité. Note technique IPSN-SEGR/SAER/00-67.

Wild CP (2005): Complementing the genome with an "exposome": the outstanding challenge of environmental exposure measurement in molecular epidemiology. *Cancer epidemiology, biomarkers & prevention* (2005) 14:1847-1850.

Yoshida-Ohuchia H., Matsudab N. and Saitob K. (2019) - Review of reduction factors by buildings for gamma radiation from radiocaesium deposited on the ground due to fallout. *Journal of Environmental Radioactivity* 210 (2019) 105810.

Siège social :

15 rue Louis Lejeune
92120 Montrouge

Adresse postale :

BP 17 - 92262
Fontenay-aux-Roses cedex

Divisions territoriales :

asnr.fr/nous-contacter

info@asnr.fr
Tél. : 01 58 35 88 88

asnr.fr

