

EXPOSITION DE LA POPULATION FRANÇAISE METROPOLITAINE AUX RETOMBEES ATMOSPHERIQUES RADIOACTIVES DEPUIS 1945

CONSEQUENCES RADIOLOGIQUES DES RETOMBEES
DES ESSAIS ATMOSHERIQUES D'ARMES
NUCLEAIRES, DES ACCIDENTS DE TCHERNOBYL ET
DE FUKUSHIMA ET D'AUTRES EVENEMENTS

PROTÉGER LES PERSONNES ET L'ENVIRONNEMENT DES RISQUES RADIOLOGIQUES ET NUCLÉAIRES

Créée en janvier 2025, l'Autorité de sûreté nucléaire et de radioprotection est une autorité administrative indépendante en charge, au nom de l'État, du contrôle des activités nucléaires civiles en France. Elle remplit des missions d'expertise, de recherche, d'appui aux autorités en situation d'urgence radiologique, de formation et d'information des publics.

L'ASNR contribue à l'élaboration de la réglementation, expertise la sûreté des installations nucléaires, évalue les risques liés à l'usage des rayonnements ionisants et mène des programmes de recherche pluridisciplinaires, dans les domaines de la sûreté nucléaire et de la radioprotection.

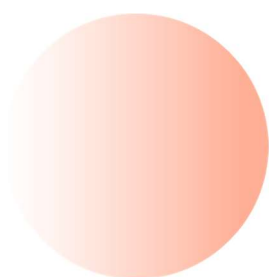
Elle assure une surveillance radiologique de l'environnement. En situation d'urgence radiologique, elle conseille les autorités sur les actions de protection de la population.

L'ASNR mène ses missions au service de la sûreté et de la radioprotection en toute indépendance vis-à-vis des pouvoirs publics, des opérateurs et des intérêts privés. Elle est guidée par des principes de rigueur et d'impartialité, d'intégrité scientifique et d'éthique.

Elle s'appuie, pour prendre ses décisions, sur les connaissances scientifiques les plus récentes, l'expertise des meilleurs spécialistes et le sens de la proportion aux enjeux.

L'ASNR s'inscrit dans une démarche continue de dialogue avec les parties prenantes. Elle veille à ce que les citoyens disposent d'une information claire et fiable sur les enjeux nucléaires et radiologiques et puissent participer à l'élaboration de ses décisions ayant une incidence sur l'environnement, ainsi qu'à projets de recherche.

L'ASNR contribue au développement d'une culture de radioprotection, c'est-à-dire à la capacité des citoyens à adopter ou à mettre en œuvre des comportements appropriés face aux différentes situations d'exposition aux rayonnements ionisants.



RÉSUMÉ

Depuis 1945, la France métropolitaine a subi des retombées atmosphériques de radionucléides artificiels de différentes natures et origines. Les principales ont été les retombées des essais d'armes nucléaires effectués par les Etats-Unis d'Amérique et l'Union Soviétique de 1945 à 1963¹, celles des essais chinois de 1964 à 1980, puis celles des accidents de Tchernobyl en 1986 et de Fukushima en 2011.

L'ASNR dresse ici un bilan général sur ces retombées et leurs conséquences radiologiques pour la population par l'estimation et la mise en perspective des doses reçues annuellement. La plupart des 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 expliquer ces doses moyennes et leur variabilité en fonction notamment de l'âge des personnes, des lieux de résidences ou encore des modes de vie, les retombées radioactives qui en sont à l'origine sont tout d'abord présentées. Ainsi, ce rapport revient sur ce qu'ont été les retombées sur la France métropolitaine, des essais atmosphériques d'armes nucléaires et des accidents de Tchernobyl et de Fukushima, en termes de concentrations dans l'air, de dépôts à la surface du sol et de concentrations dans les denrées alimentaires, des principaux radionucléides concernés². Les phénomènes qui ont amenés ces radionucléides et ont conduit à leur dissémination et, pour certains d'entre eux, à leur persistance dans l'environnement, sont également expliqués.

Pour chacune de ces retombées, les voies d'exposition des personnes à cette radioactivité environnementale (inhalation de particules radioactives dans l'air, ingestion de denrées contaminées, exposition externe aux dépôts radioactifs...) sont ensuite détaillées de même que leurs contributions aux doses estimées ; il en est de même des contributions des principaux radionucléides.

D'autres événements radiologiques de moindre ampleur, survenus depuis 1945, sont également présentés : c'est le cas par exemple des retombées de

l'accident d'Algésiras (Espagne) ou encore de l'arrivée régulière en France de masses d'air chargées en poussières provenant du Sahara ou de panaches d'incendies survenant dans les zones d'Ukraine de Russie et Biélorussie et les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl.

La figure A³, montre que les doses efficaces moyennes reçues par la population française ont beaucoup évolué depuis 1945. Les plus élevées ont été reçues en 1958 puis entre 1961 et 1963⁴, au plus fort des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires américano-soviétiques, ainsi qu'en 1986 et 1987, à la suite des retombées de l'accident de Tchernobyl. Pour ces années-là, les doses efficaces moyennes annuelles reçues par la population française métropolitaine ont été estimées à plusieurs centaines de microsieverts par an. En dehors de ces années, elles sont restées inférieures à 100 µSv pour la grande majorité des Français. En 2011 notamment, les retombées en France métropolitaine de l'accident de Fukushima ont été très faibles et fugaces et les doses efficaces correspondantes sont à peine perceptibles dans le graphique de la figure A (zoom en haut à droite de la figure A). Les conséquences dosimétriques des autres événements présentés dans ce bilan (accident d'Algésiras, arrivées de poussières sahariennes et de panaches d'incendies venant de l'Est) ont quant à elles été insignifiantes.

Depuis 1986, les contributions respectives des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl à l'exposition des Français a évolué. Pour la majeure partie de la population, les doses liées à l'accident de Tchernobyl sont devenues assez rapidement plus faibles que celles dues aux essais nucléaires. Ainsi, sur les deux tiers Ouest du pays, peu touché par les retombées de l'accident de Tchernobyl, l'exposition aux retombées des essais nucléaires est redevenue prépondérante dans l'exposition des Français dès 1988. Et sur les zones les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl, la contribution des essais nucléaires est redevenue prépondérante à partir du début des années 2000, soit moins de 15 ans après cet accident.

¹ La contribution, aux retombées en métropole, des quatre essais nucléaires effectués par la France au Sahara durant cette période, a été insignifiante au regard des 416 essais américano-soviétiques, de beaucoup plus forte puissance pour la plupart ; il en est de même des essais anglais effectués dans les océans Indien et Pacifique, ainsi que des essais français effectués en Polynésie, dont les retombées ont concerné essentiellement l'hémisphère sud.

² Une vingtaine de radionucléides, certains communs à plusieurs retombées radioactives et dont les principaux sont : l'iode 131, les

césiums 137 et 134, le zirconium 95, les ruthéniums 103 et 106, le strontium 90, le tritium et le carbone 14...

³ Cette figure qui représente les doses efficaces moyennes estimées pour 3 ensembles géographiques illustratifs de leur variabilité sur le territoire, est commentée dans le paragraphe 5.1 de ce rapport

⁴ En 1959, un moratoire a été signé par les Etats-Unis et l'Union Soviétique ; ce moratoire a été rompu unilatéralement en 1961 par les soviétiques ; l'année 1962 a été celle de la riposte américaine.

Les doses moyennes à la thyroïde, qui ont principalement résulté de l'incorporation d'iode 131 par ingestion de denrées, ont dépassé 1 mSv pour les enfants sur l'ensemble du territoire en 1958, puis de 1961 à 1963. En 1962 (année des plus fortes retombées d'iode 131) et pour les enfants de 1 à 2 ans (classe d'âges la plus exposée), elles ont été de l'ordre de 10 mSv en moyenne pour l'ensemble du territoire. En 1986, pour les enfants de cette même classe d'âge qui résidaient entre mai et juillet 1986 dans les départements de l'Est du pays les plus touchées par les

retombées de l'accident de Tchernobyl, elles ont aussi été de l'ordre de 10 mSv. En dehors de ces années, les doses à la thyroïde ont été faibles, y compris lors des retombées des essais chinois.

Ces doses moyennes cachent une variabilité dont les causes ont également évolué suivant les périodes. Ces causes de variabilité sont aussi différentes suivant que l'on s'intéresse aux doses efficaces ou aux doses à la thyroïde.

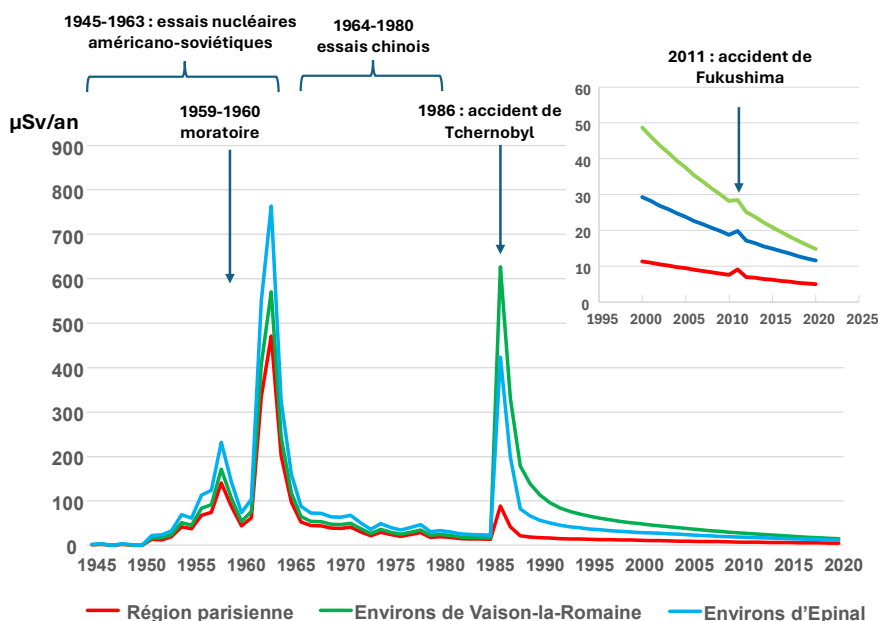


Figure A : Evolution, de 1945 à 2020, des doses efficaces moyennes (en $\mu\text{Sv}/\text{an}$) estimées pour des adultes travaillant en extérieur en milieu rural (cas le plus pénalisant) et ayant résidé dans trois ensembles géographiques différemment touchés par les retombées des essais d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl.

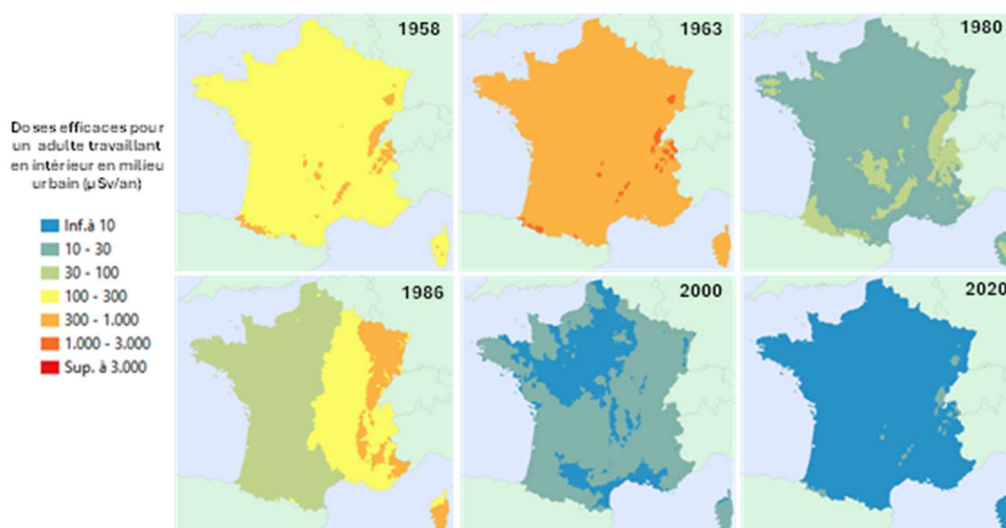


Figure B : Cartes des doses efficaces moyennes estimées pour des adultes travaillant en intérieur en milieu urbain ($\mu\text{Sv}/\text{an}$) résultant des retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl, pour six années clefs de leur évolution

Durant les périodes de retombées atmosphériques, de 1945 à 1980 puis en 1986, les doses à la thyroïde ont pu fortement varier avec les quantités de légumes et de

produits laitiers consommés frais (dans un délai de quelques jours). Ainsi, les enfants résidant dans l'Est du pays et ayant consommé des quantités importantes de

ces denrées entre mai et juillet 1986, ont pu recevoir des doses à la thyroïde de quelques dizaines de mSv qui ont pu atteindre 100 mSv sur les zones les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl. Cela a pu aussi être le cas en 1958 et de 1961 à 1963, sur l'ensemble du territoire, lors des retombées des essais nucléaires.

Durant les retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires, la principale source de variabilité des doses efficaces a été le lieu de résidence (voir la figure B), en corrélation avec la répartition spatiale des dépôts radioactifs, elle-même liée aux précipitations moyennes annuelles qui en ont été principalement à l'origine. Ainsi, les personnes résidant sur les zones les plus arrosées du territoire ont pu recevoir des doses jusqu'à quatre fois supérieures à celles habitant les zones les moins pluvieuses.

A la suite des retombées de l'accident de Tchernobyl, les principales causes de variabilité des doses efficaces ont été : la consommation de denrées forestières (champignons et gibiers), le lieu de résidence (lié à l'hétérogénéité spatiale des dépôts radioactifs ; voir la figure B), le type d'environnement (rural ou urbain⁵) ainsi que le temps passé à l'intérieur d'habitation ou autres locaux.

Si les teneurs en césium 137 des denrées issues de l'agriculture et de l'élevage ont fortement diminué après les dépôts radioactifs (des essais nucléaires comme de l'accident de Tchernobyl), celles des champignons sauvages et des gibiers sont restées élevées. Les doses liées à la consommation de ces denrées ne peuvent pas être estimées aussi précisément que celles résultant des autres voies d'exposition en raison de la très grande variabilité de leurs teneurs en césium 137. Toutefois, dans les zones les plus touchées du pays, les doses efficaces ajoutées par la consommation fréquente de denrées forestières peuvent, encore aujourd'hui, être de plusieurs dizaines de microsieverts par an ; elles pourraient atteindre quelques centaines pour de très gros consommateurs et pour les concentrations de césium 137 les plus élevées mesurées en France.

Les dépôts consécutifs à l'accident de Tchernobyl ont été beaucoup plus importants et plus hétérogènes sur le tiers Est du pays que sur le reste du territoire. Il en résulte qu'en 1986, les personnes résidant sur les localités les plus touchées ont pu recevoir des doses efficaces jusqu'à 30 fois plus élevées que celles résidant dans l'extrême Ouest du pays.

Enfin, la troisième cause de variabilité des doses efficaces est liée au cadre et au mode de vie. Ainsi, un adulte travaillant en extérieur en milieu rural a pu recevoir des doses trois fois supérieures à celles d'un adulte travaillant en intérieur en milieu urbain⁶.

De manière générale, bien que les doses efficaces liées à la rémanence des retombées atmosphériques anciennes soient aujourd'hui très faibles (comprises entre 3 et 30 $\mu\text{Sv/an}$), elles restent cependant la principale source d'exposition de la population à la radioactivité artificielle dans l'environnement, devant celles liées aux rejets des installations nucléaires. En effet, si on excepte le site de La Hague dont les rejets peuvent induire des doses efficaces de l'ordre de 10 $\mu\text{Sv/an}$ (IRSN, 2024a), les doses susceptibles d'être reçues par les riverains des sites nucléaires français du fait de leurs rejets, sont, ces dernières années, inférieures, voire très inférieures, à 1 $\mu\text{Sv/an}$. Toutefois, par le passé, les rejets de certaines installations nucléaires, autres que les centres nucléaires de production d'électricité, ont pu induire des doses du même ordre que les retombées anciennes.

Enfin, même au plus fort des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires ou en 1986 lors des retombées de l'accident de Tchernobyl, les doses efficaces dues à la radioactivité artificielle dans l'environnement sont toujours restées très inférieures à celles dues à la radioactivité naturelle dont elles n'ont le plus souvent pas excédé le dixième de la valeur. Aujourd'hui, les doses efficaces dues à la rémanence des retombées atmosphériques anciennes ne représentent que moins de 1% des doses dues à la radioactivité naturelle

⁵ On considère le milieu urbain comme un environnement constitué de surfaces artificielles ; le milieu rural est constitué de sols naturels ou cultivés

⁶ En effet, en milieu urbain, la contamination des surfaces artificielles diminue beaucoup plus vite au fil des années que celle des sols naturels ou cultivés du milieu rural. De plus, le rayonnement dû aux retombées radioactives est plus faible à l'intérieur des bâtiments qu'à l'extérieur (voir le chapitre 1.2 « exposition externe »).

SOMMAIRE

INTRODUCTION	9
1. DES CONCENTRATIONS DES RADIONUCLÉIDES DANS L'ENVIRONNEMENT AUX EXPOSITIONS DES PERSONNES	11
1.1. LES RETOMBÉES RADIOACTIVES : PHÉNOMÈNES ET CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT.....	11
1.2. VOIES D'EXPOSITION DE LA POPULATION AUX RETOMBÉES RADIOACTIVES ET NOTION DE DOSE	12
Notion de dose.....	12
Exposition par inhalation.....	13
Exposition par ingestion de denrées.....	13
Exposition externe.....	14
2. LES RETOMBÉES DES ESSAIS D'ARMES NUCLEIAIRES	15
2.1. CHRONOLOGIE, PUISSANCE ET SITE D'ESSAIS	15
2.2. LES RETOMBÉES RADIOACTIVES.....	16
2.3. LA CONTAMINATION DE L'ENVIRONNEMENT FRANÇAIS.....	19
Les concentrations dans l'air.....	19
Les dépôts radioactifs.....	21
La contamination des denrées.....	22
2.4. EXPOSITION DE LA POPULATION AUX RETOMBÉES DES ESSAIS NUCLEIAIRE	24
Evolution des doses efficaces reçues par les adultes de 1945 à 2020	24
Contribution des voies d'exposition et des radionucléides aux doses efficaces.....	25
Doses reçues par les enfants et adolescents.....	25
Doses aux organes	25
Variabilité spatiale des doses	27
3. LES RETOMBÉES DE L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL.....	29
3.1. ARRIVÉE DES MASSES D'AIR CONTAMINÉES SUR LA FRANCE.....	29
3.2. LES DÉPÔTS RADIOACTIFS.....	30
3.3. LA CONTAMINATION DES DENRÉES.....	31
3.4. EXPOSITION DE LA POPULATION AUX RETOMBÉES DE L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL	34
Evolution des doses efficaces moyennes reçues par les adultes depuis 1986.....	34
Contribution des voies d'exposition.....	34
Doses reçues par les enfants et doses aux organes.....	35
Variabilité spatiale des doses	36
Consommation de denrées sensibles « fraîches » en 1986.....	37
Consommation de champignons sauvages et de viandes de gibiers.....	38
4. LES AUTRES RETOMBÉES RADIOACTIVES DEPUIS 1945	40
4.1. LES RETOMBÉES DE L'ACCIDENT DE FUKUSHIMA.....	40
4.2. LES RETOMBÉES DE L'ACCIDENT D'ALGESIRAS.....	42

4.3. RETOMBÉES EN FRANCE DES INCENDIES DE FORÊTS DE RUSSIE, BIÉLORUSSIE ET D'UKRAINE	42
4.4. LES RETOMBÉES DES « ÉPISODES DE POUSSIÈRES SAHARIENNES »	42
4.5. LA DESINTÉGRATION DU SATELLITE SNAP EN 1964.....	43
4.6. LA DÉTECTION DE RUTHENIUM 106 DANS L'AIR EN 2017	43
4.7. LA DÉTECTION D'IODE 131 DANS L'AIR EN NOVEMBRE 2011	44
4.8. LA DÉTECTION D'IODE 131 DANS L'AIR EN FÉVRIER 2017	44
5. EXPOSITION RADIOLOGIQUE DE LA POPULATION FRANÇAISE DEPUIS 1945 : BILAN ET MISE EN PERSPECTIVE	45
5.1. MISE EN PERSPECTIVE DES RETOMBÉES ANCIENNES.....	45
5.2. COMPARAISON AVEC LES EXPOSITIONS LIÉES AUX REJETS DES INSTALLATIONS NUCLEAIRES.	48
5.3. COMPARAISON AVEC LES EXPOSITIONS D'ORIGINE NATURELLE	49
6. BIBLIOGRAPHIE.....	50

INTRODUCTION

Plus de 60 ans après la fin de la principale période des essais atmosphériques d'armes nucléaires, 40 ans après l'accident de Tchernobyl et 15 ans après l'accident de Fukushima, l'ASNR dresse ici un bilan général des principales retombées atmosphériques de radionucléides artificiels décelées en France métropolitaine depuis 1945, et de leurs conséquences radiologiques pour la population.

L'objectif de ce bilan est de reconstituer et de mettre en perspective les expositions radiologiques de la population française depuis 1945 par l'évaluation des doses reçues annuellement. Le plus souvent, 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 expliquer ces doses moyennes et leur variabilité, en fonction notamment de l'âge des personnes, des lieux de résidences ou encore des modes de vie, les retombées radioactives qui en sont à l'origine sont tout d'abord présentées. Ainsi, ce rapport revient sur ce qu'ont été les retombées sur la France métropolitaine, des essais atmosphériques d'armes nucléaires et des accidents de Tchernobyl et de Fukushima, en termes de concentrations dans l'air, de dépôts à la surface du sol et de concentrations dans les denrées alimentaires, pour les principaux radionucléides concernés⁷. Les phénomènes qui ont amené ces radionucléides et ont conduit à leur dissémination et, pour certains d'entre eux, à leur persistance dans l'environnement, sont également expliqués.

D'autres événements radioactifs de moindre ampleur survenus depuis 1945 sont également présentés : c'est le cas des retombées de l'accident d'Algésiras ou encore de l'arrivée régulière en France de masses d'air chargées en poussières provenant du Sahara ou de panaches d'incendies survenant dans les zones de Russie, Biélorussie et Ukraine les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl.

Pour chacune de ces retombées, les voies d'exposition des personnes à la radioactivité environnementale (inhalation de particules radioactives dans l'air, ingestion

de denrées contaminées, exposition externe aux dépôts radioactifs...) sont ensuite présentées de même que leurs contributions aux doses estimées ; il en est de même des contributions des principaux radionucléides.

Enfin, les doses estimées comme conséquences des retombées radioactives présentées dans ce bilan sont comparées à celles induites par la radioactivité naturelle environnementale ainsi qu'à celles liées au fonctionnement normal des installations nucléaires.

Qu'il s'agisse de concentrations des radionucléides dans les différentes composantes de l'environnement ou d'estimations de doses à la population, les éléments sont fournis sous forme de graphiques d'évolution dans le temps ou de carte.

Ce bilan repose principalement sur des études publiées récemment par l'ASNR (IRSN, 2024 et ASNR, 2025) qui s'appuient elles-mêmes sur des travaux plus anciens (IRSN, 2007 ; IRSN, 2013 et IRSN, 2022 notamment).

Il est important de noter que les éléments présentés reposent principalement sur des résultats de mesures radiologiques effectuées en France depuis 1961 par l'ASNR et ses prédécesseurs⁸. Il est difficile d'estimer le nombre exact de résultats de mesures exploités dans ces études et donc dans le présent bilan, mais ce nombre serait de l'ordre de 100 000. Pour la période antérieure à la mise en place du premier réseau de surveillance radiologique de l'environnement français, soit entre 1945 et 1961, ce bilan s'appuie sur des données et des estimations de l'UNSCEAR⁹ après prise en compte des spécificités françaises.

⁷ Une vingtaine de radionucléides, certains communs à plusieurs retombées radioactives et dont les principaux sont : l'iode 131, les césiums 137 et 134, le zirconium 95, les ruthéniums 103 et 106, le strontium 90, le tritium et le carbone 14...

⁸ le Service central de protection contre les rayonnements ionisants (SCPRI), l'Office de protection contre les rayonnements ionisants (OPRI),

l'Institut de protection et de sûreté nucléaire (IPSN), puis l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN).

⁹ United Nation Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiations

1. DES CONCENTRATIONS DES RADIONUCLÉIDES DANS L'ENVIRONNEMENT AUX EXPOSITIONS DES PERSONNES

1.1. LES RETOMBÉES RADIOACTIVES : PHÉNOMÈNES ET CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT

Les retombées atmosphériques radioactives des différents événements traités dans ce rapport se sont traduites par des augmentations, plus ou moins prolongées, de la concentration de certains radionucléides¹⁰ artificiels dans l'air. Les radionucléides concernés étaient, pour la plupart, fixés sur des particules très fines en suspension dans l'air¹¹ (des aérosols de l'ordre du micromètre). **Les concentrations de ces radionucléides dans l'air (ou « activités¹² volumiques »), qui s'expriment en Becquerels par mètre-cube d'air (Bq/m³), ont été mesurées en France, notamment par les dispositifs de prélèvement de poussières atmosphériques des organismes successifs en charge de la surveillance de la radioactivité sur le territoire français et mentionnés dans l'introduction en note de bas de page.**

Lors de chaque épisode de retombées, ces radionucléides présents dans l'air se sont déposés sur tout ce qui se trouve à la surface du sol constituant ainsi **des dépôts radioactifs dont les densités (ou « activités surfaciques ») s'expriment en Becquerels par mètre-carrés (Bq/m²).** Par temps sec, les dépôts résultent des turbulences de l'air au voisinage du sol qui « plaquent » les aérosols sur toutes les surfaces. Par temps de pluie, les gouttes d'eau, déjà contaminées au sein des nuages, précipitent lors de leur chute les aérosols radioactifs se trouvant sur leur trajectoire, entraînant ainsi des dépôts humides qui

peuvent être beaucoup plus importants, en termes d'activité, que les dépôts par temps sec.

Les radionucléides déposés à la surface des sols naturels ou agricoles y pénètrent assez rapidement sur quelques millimètres du fait des pluies. La migration en profondeur est plus lente, dépendant du type de sols, et ne concerne pratiquement que des radionucléides de période radioactive supérieure à l'année. La rémanence des dépôts radioactifs se traduit par **des concentrations dans les sols qui s'expriment par des « activités massiques » en Becquerels par kilogramme de sol sec (Bq/kg sec).** Bien que les vitesses de migration vers la profondeur des sols puissent être variables, on observe toutefois que, 40 ans après l'accident de Tchernobyl et plus de 60 ans après la fin de la principale période des essais atmosphériques d'armes nucléaires, les radionucléides concernés (césium 137, strontium 90, isotopes du plutonium et américium 241) persistent principalement dans les 20 centimètres de surface des sols lorsque ceux-ci n'ont pas été remaniés (ni recouverts, ni labourés¹³...).

Une partie des radionucléides déposés sur des surfaces artificielles en milieu urbain s'y fixe temporairement par adsorption¹⁴ ; en cas de dépôts pluvieux, une grande partie part dans le réseau d'égouts. L'usage lié 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. De manière générale, la rémanence des dépôts radioactifs diminue beaucoup plus rapidement sur les surfaces artificielles que dans les sols.

Lors de chaque épisode de retombées, les dépôts atmosphériques sont interceptés par les feuilles des

¹⁰ Un radionucléide est un atome radioactif. Il se désintègre en émettant un ou plusieurs rayonnements, donnant ainsi naissance à un autre atome, radioactif ou non.

¹¹ Il faut cependant distinguer le cas du tritium (³H), présent dans l'air principalement sous forme de vapeur d'eau (³H₂O), du carbone 14 présent principalement sous forme de dioxyde de carbone (¹⁴CO₂) et des iodes (iode 131 notamment) qui étaient présents dans l'air en partie sous forme d'aérosols et en partie sous forme de gaz (¹³¹I₂ et CH₃¹³¹I).

¹² L'« activité » d'un radionucléide représente une quantité de ce radionucléide. Cette activité (ou quantité) s'exprime en Becquerel : 1 Becquerel correspond à 1 désintégration par seconde. Cette désintégration entraîne la disparition

progressive du radionucléide et donc une diminution de l'activité. La période radioactive est le temps nécessaire à la disparition de la moitié de l'activité. Les périodes radioactives vont d'une fraction de seconde à des milliards d'années. Celles des principaux radionucléides concernés par ce bilan sont indiquées dans le tableau 1.

¹³ Le labour d'un sol entraîne la pénétration et l'homogénéisation de la concentration d'un radionucléide dans 10 à 20 cm de sol suivant le type de culture, en favorisant sa migration à plus grande profondeur.

¹⁴ L'adsorption désigne un phénomène de surface par lequel des atomes, des ions ou des molécules se fixent sur une surface solide.

végétaux, notamment les végétaux en cours de culture, induisant les concentrations les plus élevées dans les denrées agricoles. La contamination des denrées résulte également de l'absorption, par les racines des végétaux, des radionucléides présents dans les sols. Ce transfert qui perdure encore aujourd'hui pour les radionucléides à longue durée de vie, est beaucoup moins intense que celui résultant de l'interception des dépôts par les feuilles et conduit à des concentrations beaucoup plus faibles.

Les radionucléides sont ensuite transférés aux animaux, notamment aux animaux d'élevage, par ingestion d'aliments contaminés. Les concentrations dans les denrées d'origine animale (lait, viande, œuf) sont directement liées à celles des aliments consommés par ces animaux.

Les concentrations de radionucléides dans les denrées sont exprimées dans ce rapport en Bq/kg de denrée fraîche ou en Bq/L (pour les aliments liquides dont le lait), tels que consommés le plus souvent.

1.2. VOIES D'EXPOSITION DE LA POPULATION AUX RETOMBÉES RADIOACTIVES ET NOTION DE DOSE

Les radionucléides présents dans l'environnement émettent des rayonnements auxquels les personnes sont exposées. **Les principales voies d'exposition, consécutives à des retombées atmosphériques radioactives, sont liées à l'incorporation de ces radionucléides par inhalation d'air ou par ingestion de denrées contaminées, ainsi qu'au rayonnement émis par les radionucléides déposés sur les sols.** Les particularités de chacune de ces voies d'exposition seront détaillées plus loin, après avoir présenté la notion de dose qui permet de quantifier ces expositions radiologiques.

Notion de dose

Une partie des radionucléides qui pénètrent dans l'organisme humain par inhalation ou par ingestion de denrées, est transférée aux différents organes selon des modalités propres aux radionucléides et à la voie de contamination (ingestion ou inhalation). L'iode par exemple (notamment l'iode 131) incorporé par

inhalation ou par ingestion est principalement transféré à la thyroïde qui a besoin de cet élément pour fonctionner. Mais il va aussi parvenir aux glandes mammaires pendant la grossesse ou l'allaitement et se retrouver dans le lait (humain ou animal). Les différents organes vont ainsi être exposés aux rayonnements émis par les radionucléides qui leur ont été transférés et aussi par ceux présents dans les organes voisins, avant que ces radionucléides ne soient éliminés par l'organisme. Il s'agit d'une exposition interne qui va perdurer jusqu'à ce que le radionucléide et ses descendants soient intégralement éliminés. Ces rayonnements causent des dommages aux cellules des organes et induisent un risque pour la santé qui est réputé proportionnel à la quantité de rayonnement reçue. Pour ce qui concerne les expositions aux retombées radioactives, ce risque est principalement l'apparition de cancers.

La dose¹⁵ attribuée à un organe, tient compte de la quantité de rayonnement absorbée par cet organe jusqu'à l'élimination complète¹⁶ du radionucléide et de ses descendants en cause, ainsi que de la toxicité relative des différents types de rayonnements émis. Cette dose à l'organe s'exprime en Sievert (Sv).

Les personnes sont aussi exposées au rayonnement émis par des radionucléides qui se trouvent dans l'environnement (dans le sol notamment) et n'ont pas été incorporés par l'organisme. On parle alors d'exposition externe. Du fait que seuls les rayonnements gamma énergétiques puissent être transportés sur des distances de quelques cm à quelques mètres dans l'air et que ceux-ci ne sont que faiblement atténués par les tissus humains, cette exposition est assez homogène pour tout l'organisme avec des doses aux organes très voisines ; elle est également exprimée en Sv.

Les expositions externes et internes sont additives.

La dose efficace permet de quantifier l'exposition radiologique globale d'une personne en rendant compte de l'atteinte de tous les organes et de leurs contributions respectives à l'apparition d'un détriment global. Comme la dose aux organes, la dose efficace s'exprime en Sievert ou en microsievert ($1 \mu\text{Sv} = 0,000\,001 \text{ Sv}$) lorsqu'il s'agit de très faibles doses. Bien que la dose efficace soit directement liée, par construction et sous certaines hypothèses, à la probabilité d'apparition de cancers, l'utilisation des doses efficaces dans ce rapport se limite à la quantification et à la mise en perspective des expositions. La dose efficace présente en effet

¹⁵ Le terme exact est la « dose équivalente à l'organe ». Le mot « équivalente » traduit le fait que la nocivité relative des différents types de rayonnements a été prise en compte pour additionner au sein d'un même organe toutes les énergies provenant des divers types de rayonnement (alpha, beta, gamma, neutrons etc..) des radionucléides. Par souci de simplification, le terme utilisé dans ce rapport sera « dose à l'organe »

¹⁶ Si les durées de vie du radionucléide et de ses descendants dans l'organe sont longues, la dose peut être délivrée sur

plusieurs mois, voire plusieurs années et donc être reçue au-delà de l'année qui suit l'incorporation. Cette dose est appelée « dose engagée » et intègre par construction l'ensemble des désintégrations radioactives pouvant survenir jusqu'à l'âge de 70 ans pour les enfants, ou pendant 50 ans pour les adultes. . La dose à l'organe par inhalation ou ingestion présentées dans ce document sont donc des doses « engagées ». Par souci de simplification, ce terme ne sera pas mentionné.

l'avantage de permettre des comparaisons entre différentes situations d'expositions (avec des sources, voies d'exposition, radionucléides et types de rayonnement différents), notamment : les retombées des essais d'armes nucléaires, les retombées de l'accident de Tchernobyl, les sources d'exposition naturelles (rayonnement cosmique, rayonnement tellurique, ingestion de radionucléides naturels et inhalation de radon), les expositions médicales ou encore celles résultants des rejets liés au fonctionnement normal des installations nucléaires (voir le chapitre 5). C'est pourquoi, la dose efficace a été choisie en premier lieu dans ce document pour rendre compte des expositions radiologiques liées aux retombées atmosphériques radioactives. Toutefois, les doses ont aussi été estimées pour six organes¹⁷ sélectionnés dans le cadre d'une étude plus générale portant sur les risques pour la santé liée à la présence de substances nocives dans l'environnement (IRSN, 2024 et ASNR 2025). Parmi ces six organes, les doses à la thyroïde seront plus particulièrement présentées dans ce bilan en raison de l'abondance d'iode radioactif dans les retombées atmosphériques, de l'importance de son transfert à cet organe et de son impact bien documenté sur les jeunes enfants

Exposition par inhalation

Les radionucléides présents dans l'air sous forme de particules ou de gaz (^3H , ^{14}C et une partie de ^{131}I) sont à l'origine de l'exposition par inhalation¹⁸.

L'estimation des doses reçues par inhalation prend en compte les quantités inhalées (activités inhalées exprimées en Becquerel) de chacun des radionucléides présents dans l'air ainsi que leur devenir dans l'organisme humain depuis leur incorporation jusqu'à leur élimination. Les activités inhalées annuellement (en Bq/an) sont estimées à partir des concentrations dans l'air (Bq/m³) et de débits respiratoire (m³/an) qui dépendent de l'âge et de l'activité physique de la personne exposée. L'utilisation d'un coefficient de dose, exprimé en Sv/Bq inhalé, également dépendant de l'âge de la personne exposée¹⁹, permet d'estimer la dose annuelle (Sv/an) en prenant en compte la toxicité des rayonnements émis par le radionucléide et ses

descendants et leurs devenirs dans l'organisme (voir le paragraphe précédent).

L'exposition par inhalation a beaucoup fluctué dans le temps du fait de l'évolution des concentrations dans l'air. Au plus fort des retombées des essais nucléaires américano-soviétiques, de 1954 à 1958, puis de 1961 à 1963²⁰, cette exposition était significative de manière quasi-permanente. Durant la période des essais chinois, elle était significative de manière fugace lors des bouffées des panaches troposphériques (quelques jours) et de manière plus prolongée (quelques semaines) lors des incursions de la contamination stratosphérique dans la troposphère (voir le paragraphe 2.2). Entre ces événements, l'exposition par inhalation chutait rapidement et devenait négligeable. Quelques mois après le dernier essai atmosphérique chinois de 1980, cette exposition est devenue tout à fait négligeable au regard des autres voies d'exposition jusqu'à l'augmentation brutale de la radioactivité dans l'air le 30 avril 1986 (voir le paragraphe 3.1). L'exposition par inhalation consécutive à l'accident de Tchernobyl a été significative entre cette date et le 6 mai 1986. Elle a très rapidement diminué ensuite, redevenant négligeable fin juin 1986 et jusqu'à aujourd'hui. L'augmentation des concentrations dans l'air consécutives à l'accident de Fukushima a été, quant à elle, très faible et fugace.

Exposition par ingestion de denrées

Les radionucléides présents dans les denrées sont incorporés lors de l'ingestion de celles-ci.

L'estimation des doses reçues par ingestion prend en compte les quantités (activités) ingérées de chacun des radionucléides présents dans les denrées ainsi que leur devenir dans l'organisme humain depuis leur incorporation jusqu'à leur élimination. Les activités ingérées annuellement (en Bq/an) sont estimées à partir des concentrations dans les denrées (Bq/kg frais ou Bq/L pour les denrées liquides) et les quantités consommées de chaque type de denrées (en kilogramme de denrées fraîches consommées par an) qui dépendent de l'âge de la personne. L'utilisation d'un coefficient de dose, exprimé en Sv/Bq ingéré, propre à chaque radionucléide et également dépendant de l'âge de la personne exposée²¹, permet alors d'estimer la

¹⁷ Ces six organes sont : la thyroïde, les poumons, le colon, le cerveau, les seins et la prostate

¹⁸ De plus, le tritium, présent dans l'air sous forme de vapeur d'eau peut être incorporé par passage transcutané ; cette voie d'incorporation est considérée égale à celle résultant de l'inhalation et à laquelle elle s'ajoute.

¹⁹ Les coefficients de dose sont donnés pour différents âges de (3 mois, 1 an, 5 ans, 10 ans, 15 ans et adultes). Ces coefficients sont en général plus élevés pour les enfants que pour les adultes, en raison de la masse des individus (la dose est le rapport de l'énergie absorbée divisée par la masse). Cela étant, l'impact de ces coefficients sur la dose finale est contrebalancé par le fait que les enfants inhalent des quantités d'air (et donc des activités) moins importantes que les adultes. A ces

personnes sont assignées un débit respiratoire de référence, estimé à partir d'une activité journalière moyenne incluant des phases d'activité physique et des phases de repos.

²⁰ On rappelle que les essais nucléaires atmosphériques ont cessé entre 1959 et 1961 du fait d'un moratoire signé par les américains et les soviétiques.

²¹ A l'instar des coefficients par inhalation, les coefficients de dose par ingestion sont donnés pour différents âges des personnes (3 mois, 1 an, 5 ans, 10 ans, 15 ans et adulte). Ces coefficients sont en général plus élevés pour les enfants que pour les adultes, en raison de la masse des individus (la dose est le rapport de l'énergie absorbée divisée par la masse). Cela étant, l'impact de ces coefficients sur la dose finale est contrebalancé par le fait que les enfants ingèrent des quantités (et donc ces activités) moins importantes que les adultes.

dose en prenant en compte la toxicité des rayonnements émis par le radionucléide et ses descendants et leur devenir dans l'organisme.

Durant les grandes périodes de retombées atmosphériques (1954-1958, 1961-1963 et 1986) et dans les mois suivants, l'ingestion de denrées contaminées a été la principale voie d'exposition de la population. Elle a été la première contributrice aux doses efficaces et pratiquement la seule contributrice aux doses à la thyroïde. Entre ces périodes, elle est restée souvent prépondérante pour les personnes résidant en milieu urbain et passant peu de temps en extérieur (moins sujets à l'exposition externe ; voir le paragraphe suivant) et notamment pour les enfants.

Exposition externe

L'exposition externe résulte du rayonnement émis par la rémanence des dépôts radioactifs²² dans les sols et sur les surfaces artificielles en milieu urbain. Elle débute dès qu'un radionucléide se dépose et diminue plus ou moins rapidement par décroissance radioactive et par différents mécanismes mentionnés ci-après.

Les radionucléides fixés dans les sols et sur les surfaces émettent un rayonnement qui induit un débit de dose²³ dans l'air au-dessus du sol qui s'exprime en Sievert par heure (Sv/h) ou un sous-multiple (nanoSievert par heure ; nSv/h). 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. De ce fait, 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. 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.

En milieu bâti, le débit de dose, dû aux retombées radioactives, 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 atténuation du rayonnement à l'intérieur de bâtiments est très variable en fonction du type de construction et des matériaux. Ainsi, à l'intérieur d'une maison de plain-pied

construite en matériaux légers (bois par exemple) le débit de dose n'est réduit que de 60% par rapport à l'extérieur ; dans les étages d'un immeuble, cette réduction peut atteindre 99%.

Pour estimer les doses par exposition externe consécutives aux retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl, différents « scénarios d'exposition » représentatifs de différents groupes de population ont été définis. Ainsi, deux cadres de vie ont été considérés : d'une part un cadre de vie rural, où les personnes sont exposées régulièrement à des sols naturels ou cultivés et séjournent dans des constructions (lieux de travail et résidence) de plain-pied, et d'autre part un cadre de vie urbain où les personnes sont exposées principalement à des surfaces artificielles et résident en immeubles. Dans chacun de ces deux milieux, les doses sont estimées pour les différentes classes d'âges et se distinguent notamment par la répartition des temps passés à l'intérieur et à l'extérieur des habitations. On considère ainsi qu'un enfant de 1 à 2 ans ne passe qu'une heure par jour à l'extérieur de constructions ; ce temps de présence en extérieur est de 3h/J pour les enfants et adolescents de 3 à 17 ans. Pour les adultes, deux cas sont considérés : celui d'un adulte travaillant en extérieur 8h/j et celui d'un adulte travaillant en intérieur et ne passant que 3h/j en extérieur.

²² L'exposition externe par immersion dans de l'air contaminé est négligeable pour les radionucléides présents dans les retombées atmosphériques, même au regard de la seule exposition par inhalation dont elle ne représente que moins du centième (Renaud et al., 2009).

²³ Le terme précis est « débit d'équivalent de dose » dans l'air mais par souci de simplification, il est désigné dans ce rapport par « débit de dose »

2. LES RETOMBÉES DES ESSAIS D'ARMES NUCLEIAIRES

2.1. CHRONOLOGIE, PUISSANCE ET SITE D'ESSAIS

De 1945 à 1980, cinq nations ont effectué 543 essais atmosphériques d'armes nucléaires (UNSCEAR, 2000). L'essentiel de la puissance, exprimée en Mégatonne-équivalent de Trinitrotoluène (Mt de TNT), a été libéré de 1954 à 1958, et surtout en 1961 et 1962 (Figure 1). Entre ces deux périodes, un moratoire a été respecté par les USA, l'URSS et le Royaume-Uni du début de 1959 jusqu'à l'automne de 1961, période durant laquelle la France a effectué ses quatre premiers essais atmosphériques en Algérie²⁴. A l'automne 1961, l'URSS a rompu unilatéralement ce moratoire. L'année 1962 a été celle de la riposte américaine et de l'apogée des explosions en nombre et en puissance. La puissance de chaque explosion était extrêmement variable, de moins d'une tonne jusqu'à l'explosion soviétique record de 50 Mt du 30 octobre 1961 en Nouvelle-Zemble (la Tsar Bomb). Le traité d'interdiction partielle des essais nucléaires, signé le 5 août 1963 a marqué la fin des essais atmosphériques américains, soviétiques et anglais. Les tirs atmosphériques français et chinois qui ont continué respectivement jusqu'en 1974 (14 septembre) et 1980 (16 octobre), ne représentent que 2,3% et 4,7% de la puissance totale estimée à 440 Mt. Les deux tiers de cette puissance totale, soit 289 Mt, ont été libérés en vingt-cinq explosions soviétiques et américaines supérieures à 4 Mt. Les principales caractéristiques de tous les essais nucléaires (pays et site d'essai, puissance, altitude et dispositif d'essais, répartition entre la stratosphère et la troposphère), sont fournies notamment dans l'annexe C du rapport de 2000 de l'UNSCEAR (UNSCEAR, 2000).

A partir du début des années 60, les tirs souterrains ont progressivement remplacé les explosions aériennes. Ces essais n'ont pas induit de contamination

atmosphérique suffisante pour concerner la France métropolitaine.

Les sites des tirs aériens étaient répartis sur l'ensemble du globe, bien que la plupart des explosions ait eu lieu dans l'hémisphère Nord (Figure 2). Les explosions ont été effectuées à différentes altitudes, depuis la surface du sol ou sur des barges en mer, jusqu'en haute atmosphère, en passant par des tours de quelques mètres à plus de cent mètres, des ballons situés à quelques centaines de mètres et des engins largués d'un avion.

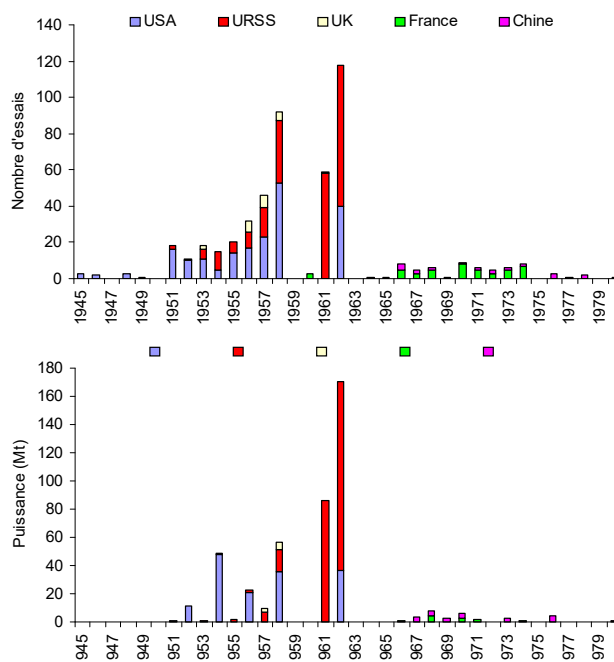


Figure 1 : Nombre d'essais atmosphériques et puissance libérée par année et par pays

²⁴ du 13 février 1960 au 25 avril 1961

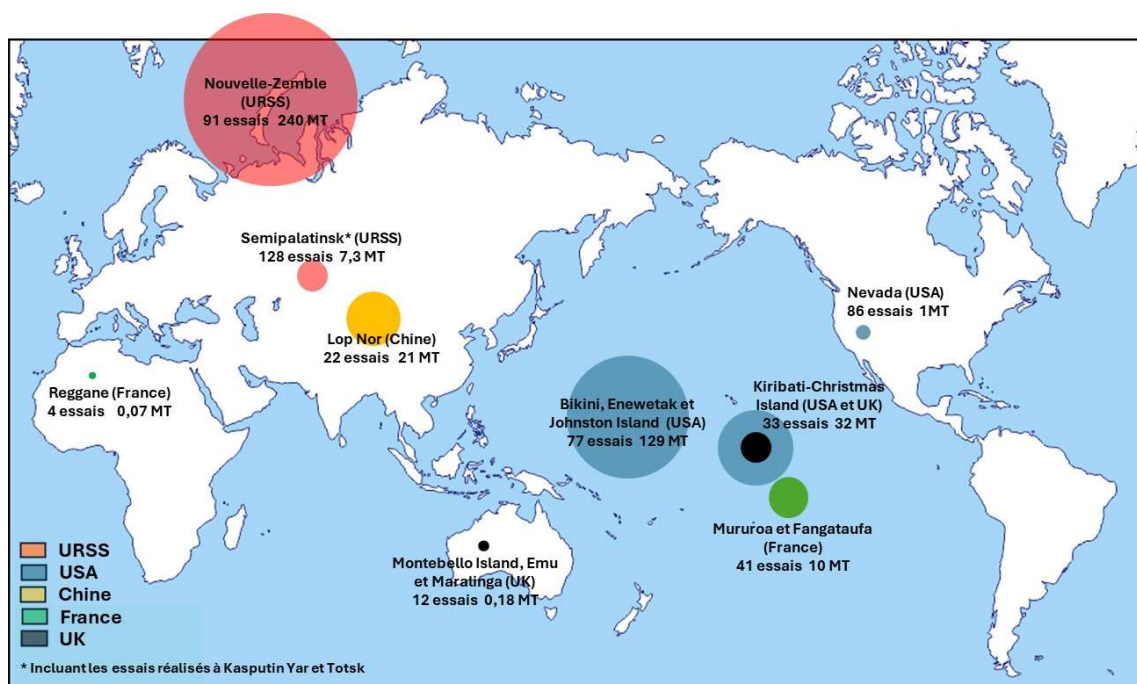


Figure 2 : Localisation des principaux sites d'essais atmosphériques d'armes nucléaires. Les tailles des disques sont proportionnelles aux puissances cumulées.

2.2. LES RETOMBÉES RADIOACTIVES

Une explosion nucléaire génère de nombreux radionucléides qui sont des produits de fission primaires (directement issus de la cassure des noyaux d'uranium ou de plutonium) et secondaires (produits par désintégration radioactive des précédents) ainsi que des produits d'activation (lorsqu'un noyau stable devient radioactif en capturant un neutron émis par la réaction nucléaire). Parmi ces radionucléides, seuls une vingtaine ont une période radioactive suffisamment longue, une abondance de production et une radiotoxicité suffisantes pour contribuer de manière significative à l'exposition des populations.

Le tableau 1 présente ces radionucléides classés par période radioactive croissante ; ceux de période supérieure à douze ans (à partir du tritium), sont encore présents aujourd'hui dans l'environnement en quantité mesurable.

Les radionucléides émis dans l'atmosphère lors d'une explosion nucléaire se fixaient à des particules en suspension dans l'air de tailles très variables, allant de moins d'un centième de micromètre ($<0,01 \mu\text{m}$) à plus de $10 \mu\text{m}$. La dispersion dans l'air de ces particules constituait alors le « panache » radioactif qui induisait trois types de retombées au sol (voir la figure 3).

Les particules les plus grosses se déposaient assez rapidement, principalement par gravité, sur une distance de l'ordre de quelques centaines de kilomètres sous les vents du lieu de l'explosion, formant les retombées

locales. Suivant la hauteur et la puissance de l'explosion, le « panache » radioactif montait plus ou moins haut et se répartissait entre la troposphère (couche basse de l'atmosphère comprise entre le sol et 8 km au pôle et 17 km au niveau de l'équateur), et la stratosphère située au-dessus.

Au-delà de quelques centaines de mètres de hauteur, les panaches troposphériques étaient emportés vers l'Est par la circulation générale des masses d'air (flux d'ouest), dans l'hémisphère Nord comme dans l'hémisphère Sud. Ces panaches faisaient le tour du globe en restant principalement autour de la latitude d'émission. Toutefois, des cellules anticycloniques, des dépressions ainsi que les alizés en zone tropicale, perturbaient ces trajectoires pouvant générer plusieurs masses d'airs contaminées distinctes. Les retombées troposphériques pouvaient ainsi se prolonger plusieurs semaines (soit deux à trois tours de globe). A titre d'illustration, la figure 4 présente la propagation du panache troposphérique de l'essai chinois du 16 octobre 1980, arrivé en France au bout d'une semaine, le 23 octobre. Ainsi, tous les radionucléides mentionnés dans le tableau 1, y compris ceux dont la période est la plus courte (^{131}I et ^{140}Ba), étaient présents dans les retombées troposphériques. Par ailleurs, la latitude à laquelle se trouve la France métropolitaine a été plus particulièrement touchée par les retombées troposphériques du fait que plusieurs sites d'essais se trouvaient à des latitudes proches (site américain du Nevada, sites soviétiques de Semipalatinsk et de Kaspoutin Yar et site d'essais chinois de Lop Nor).

Tableau 1 : Liste de principaux radionucléides émis lors des essais atmosphériques d'armes nucléaires et ayant contribué aux expositions des populations.

Radionucléide	Symbole	Période radioactive*	Radionucléide	Symbole	Période radioactive*
Iode 131	^{131}I	8,0 jours	Antimoine-Tellure 125*	^{125}Sb	2,8 ans
Baryum-Lanthane 140*	^{140}Ba	13 jours	Tritium	^3H	≈ 12 ans
Cérium 141	^{141}Ce	33 jours	Plutonium 241	^{241}Pu	≈ 14 ans
Ruthénium-Rhodium 103*	$^{103}\text{Ru}^*$	39 jours	Strontium-Yttrium 90*	^{90}Sr	≈ 29 ans
Strontium 89	^{89}Sr	51 jours	Césium-Baryum 137*	^{137}Cs	≈ 30 ans
Yttrium 91	^{91}Y	59 jours	Plutonium 238	^{238}Pu	≈ 88 ans
Zirconium-Niobium 95*	^{95}Zr	64 jours	Américium 241**	^{241}Am	≈ 433 ans
Cérium-Praséodyme 144*	^{144}Ce	280 jours	Carbone 14	^{14}C	≈ 5 600 ans
Manganèse 54	^{54}Mn	310 jours	Plutonium 240	$^{240}\text{Pu}^{***}$	≈ 6 600 ans
Ruthénium-Rhodium 106*	^{106}Ru	1,0 an	Plutonium 239	$^{239}\text{Pu}^{***}$	≈ 24 000 ans
Fer 55	^{55}Fe	2,7 ans			

*Le second radionucléide mentionné, issu de la désintégration du premier et de période radioactive très courte, est pris en compte pour l'évaluation des conséquences radiologiques. Par souci de simplification, il n'est plus mentionné dans la suite de ce rapport. Les périodes radioactives indiquées sont celles du radionucléide « père ».

**L'américium 241 n'a pas été directement émis lors des explosions ; il résulte de la désintégration radioactive du plutonium 241

*** Les plutoniums 239 et 240 ne sont le plus souvent pas différenciables par la méthode la plus couramment utilisée pour mesurer leurs activités dans l'environnement, à savoir la spectrométrie alpha) ; c'est pourquoi c'est la somme des activités des deux isotopes qui est indiquée en utilisant le symbole $^{239+240}\text{Pu}$.

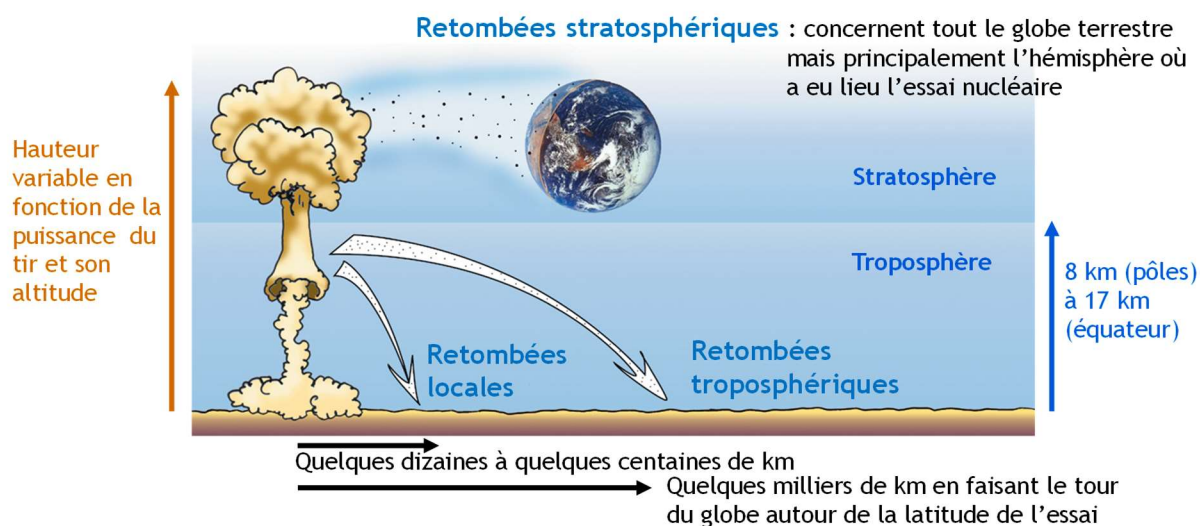


Figure 3 : Les différentes retombées des radionucléides induites lors des essais atmosphériques d'armes nucléaires



Figure 4 : Progression du panache troposphérique consécutif à l'essai chinois du 16 octobre 1980

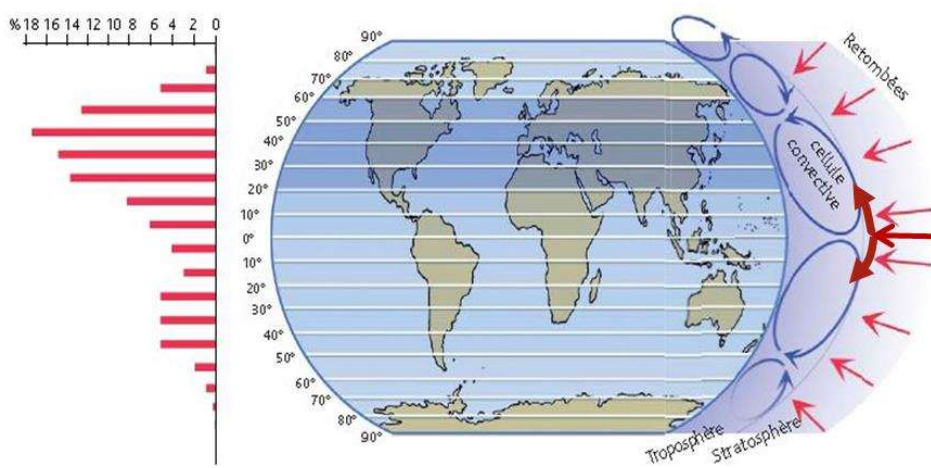


Figure 5 : Répartition des retombées stratosphériques en fonction de la latitude (établies à partir de mesures de strontium-90)

La fraction stratosphérique des panaches était transportée par de grands courants de circulation de masses d'air. Ces « cellules convectives » (de Ferrel aux latitudes moyennes et de Hadley au-dessus des tropiques ; voir la figure 5) redistribuaient les masses d'air contaminées de telle manière que la bande latitudinale comprise en 40° et 50° où se trouve la France métropolitaine, déjà plus particulièrement touchée par les retombées troposphériques, l'a également été par les retombées stratosphériques des essais nucléaires. L'UNSCEAR estime ainsi que cette bande latitudinale a reçu à elle seule près de 18% des retombées stratosphériques totales issues de tous les essais nucléaires (figure 5).

Cette redistribution des panaches stratosphériques s'est étalée sur plusieurs années. L'UNSCEAR a estimé à deux ans le temps de séjour moyen des radionucléides emportés vers la stratosphère avant de retomber au niveau du sol. Durant ce laps de temps, les éléments de période courte ont disparu. Les retombées stratosphériques ne comportent donc que des éléments de période longue et des éléments de période moyenne dont l'activité a décru.

Enfin, il faut signaler que les échanges au niveau stratosphérique sont faibles (environ 25%) entre les deux hémisphères. De ce fait, l'hémisphère Sud où le nombre et la puissance des essais ont été moins importants a été moins marqué que l'hémisphère Nord par les retombées des essais nucléaires.

2.3. LA CONTAMINATION DE L'ENVIRONNEMENT FRANÇAIS

Les concentrations dans l'air

La figure 6 présente les activités volumiques mensuelles des huit principaux radionucléides de période radioactive²⁵ supérieure à un mois, mesurées dans les aérosols atmosphériques par le SCPRI entre 1961 et 1981. Avant 1961, le dispositif de surveillance du SCPRI n'était pas encore complètement opérationnel et après 1980, les niveaux d'activités dans l'air étaient trop faibles pour être mesurés par ce dispositif (inférieurs aux seuils de décision²⁶).

Cette figure montre que c'est entre fin 1961 et 1963 que les retombées sur la métropole des essais atmosphériques d'armes nucléaires ont été les plus importantes du fait des nombreux essais effectués par l'Union soviétique et les Etats-Unis²⁷ dans l'hémisphère Nord. Ces activités volumiques élevées faisaient suite à des activités beaucoup plus faibles durant la période du moratoire de 1959 à 1961, antérieure à la mise en place du dispositif de surveillance du SCPRI. Après le traité

d'interdiction des essais nucléaires de juin 1963 dont l'application a été effective en octobre, l'atmosphère s'est assez rapidement épurée du fait de la décroissance radioactive, de la dispersion et du dépôt au sol des aérosols. A partir de 1964, la figure 6 montre des pics d'un à deux ordres de grandeur inférieurs aux niveaux atteints en 1961-1963. Pour ces radionucléides de périodes allant d'un mois à trente ans, ces pics saisonniers correspondent à des incursions dans la troposphère de la contamination stratosphérique due aux essais chinois²⁸. On note la simultanéité de ces pics. Pour ces radionucléides de période supérieure à un mois, les apports stratosphériques saisonniers masquaient les bouffées troposphériques très brèves (moins d'un mois) consécutives à chacun des essais nucléaires chinois et qui seront présentées ci-après au travers des activités de radionucléides de périodes plus courte comme ¹³¹I et ¹⁴⁰Ba²⁹.

Outre les radionucléides précédents, ⁵⁴Mn, ¹³¹I, ¹⁴⁰Ba et ¹⁴¹Ce ont également été mesurés épisodiquement (⁵⁴Mn et ¹⁴¹Ce) voire très ponctuellement dans l'air en France (¹³¹I et ¹⁴⁰Ba).

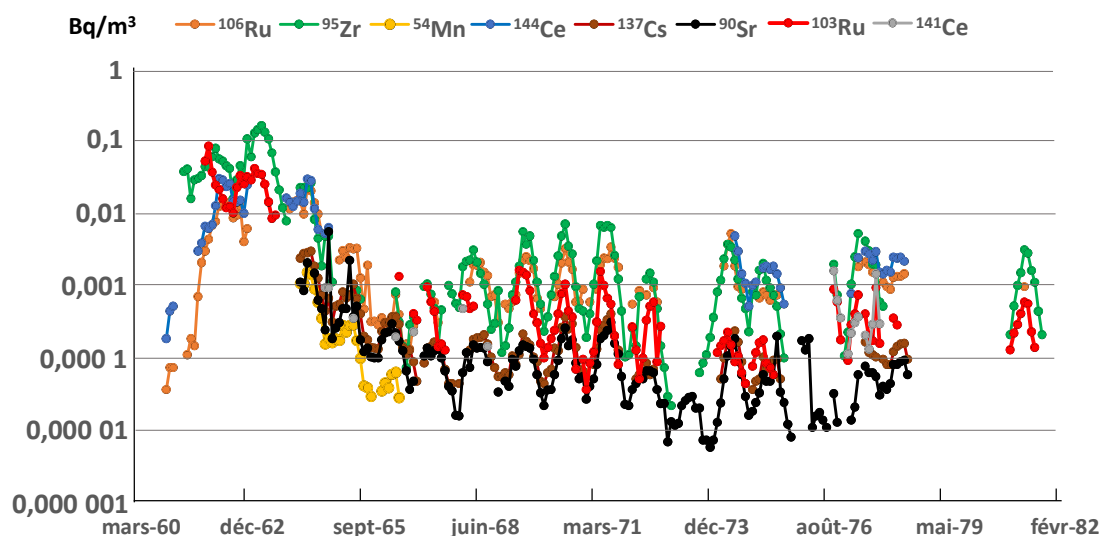


Figure 6 : concentrations dans l'air (activités volumiques en Bq/m³) des huit principaux radionucléides mesurés dans l'air en France de 1961 à 1981

²⁵ Voir la note de bas de page n°11

²⁶ Le seuil de décision (SD) est l'activité la plus faible qui puisse être quantifiée dans un échantillon. Le seuil de décision dépend des performances des moyens métrologiques utilisés.

²⁷ Les essais nucléaires français au Sahara, de très faible puissance et à plus faible latitude ont probablement très peu contribué aux activités volumiques mesurées en métropole.

²⁸ Ces incursions stratosphériques sont bien connues pour le ⁷Be et ont été observées pour ¹³⁷Cs jusque dans les années 90

²⁹ On rappelle que les radionucléides de périodes très courtes issus de la désintégration d'un « radionucléide-père » sont pris en compte dans les évaluations et ne sont pas mentionnés dans le rapport (voir le tableau I). Dans ce cas il s'agit du lanthane 140 (¹⁴⁰La) issu de la désintégration du ¹⁴⁰Ba.

Entre 1964 et 1978, les activités volumiques de ^{131}I et ^{140}Ba , de courte période (huit et treize jours respectivement), n'étaient mesurables que dans le mois suivant certains des essais chinois dont les dates sont indiquées sur la figure 7, lorsque la bouffée de contamination troposphérique parvenait en France entre dix à vingt jours après l'explosion (ronds orange et bleus de la figure 7). Ainsi, onze des vingt-deux essais atmosphériques chinois réalisés entre octobre 1964 et mars 1978 ont conduit à une bouffée de ^{131}I et/ou de ^{140}Ba mesurée dans l'air en France. Contrairement aux radionucléides présentés sur la figure 6, les périodes radioactives de ces deux radionucléides sont trop courtes pour qu'ils se soient accumulés dans la stratosphère et aient donné lieu à des incursions stratosphériques.

Il est important de noter que l'iode 131 était présent dans l'air majoritairement (entre 50% et 75%) sous forme de

gaz (I_2 notamment) et que le graphique ne représente que les activités volumiques de la fraction fixée sur des aérosols qui était la seule mesurée ; les concentrations d'iode 131 dans l'air étaient donc 2 à 4 fois plus importantes que celles indiquées dans le graphique.

Certaines bouffées de ^{131}I non décelées dans l'air l'ont été dans d'autres composantes de l'environnement comme les eaux de pluie, les herbages ou les thyroïdes de bovin³⁰.

Les mesures réalisées sur les différentes stations de prélèvement du SCPRI réparties sur le territoire, montrent la très grande homogénéité de la contamination de l'air à l'échelle de la France métropolitaine.

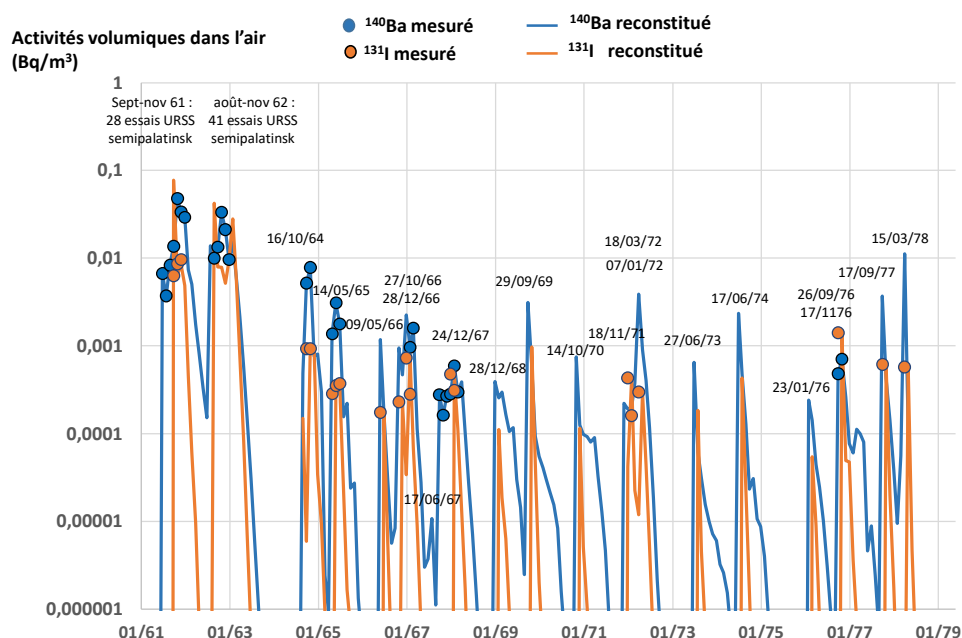


Figure 7 : Activités volumiques de ^{131}I et ^{140}Ba mesurées mensuellement dans l'air au Vésinet (Bq/m^3) ; les dates mentionnées de 1964 à 1978 sont celles des essais nucléaires chinois à l'origine des « bouffées » de ^{131}I et de ^{140}Ba mesurées ; les détails des essais américano-soviétiques à l'origine des concentrations mesurées de 1961 à 1963 sont fournis dans le rapport ASNR-2024

Les concentrations de l'ensemble de ces radionucléides dans les eaux de pluies mesurées mensuellement par le SCPRI présentaient des évolutions tout à fait similaires à celle mesurées dans l'air. Elles fluctuaient notamment entre 0,01 Bq/L et quelques Bq/L lors des incursions stratosphériques dans la troposphère. Les abondances relatives des différents radionucléides étaient par ailleurs les mêmes que celles observées dans l'air.

Deux radionucléides importants ne figurent pas dans les deux graphiques précédents. Il s'agit du tritium (^3H) et du carbone 14 (^{14}C). Ces deux radionucléides sont présents dans l'air principalement sous forme de vapeur d'eau (H_2O) pour le tritium et de dioxyde de carbone (CO_2) pour le carbone 14. Ils n'ont pas été mesurés en France, mais les mesures faites à partir de différentes stations de prélèvement situées dans l'hémisphère Nord témoignent d'une évolution similaire à celle des autres

³⁰ La glande thyroïde concentre l'iode incorporé dans l'organisme. Des analyses de ^{131}I dans des thyroïdes de bovins

étaient régulièrement faites par le SCPRI à défaut de résultats de mesure dans le lait de vache dont la concentration en ^{131}I était le plus souvent trop faible pour être mesurée.

radionucléides artificiels dans l'air (une augmentation durant les années 50 pour atteindre un maximum au début des années 1960, suivie d'une lente diminution) et surtout d'une très grande homogénéité à cette échelle. Par ailleurs, ces concentrations ont moins fluctué que celles des autres radionucléides (IRSN, 2024).

Après 1980, les concentrations dans l'air et dans les eaux de pluie des radionucléides artificiels issues des essais d'armes nucléaires ont fortement décliné et la plupart ont disparu avant 1986 par décroissance radioactive. Seuls subsistent aujourd'hui le césium 137, le strontium 90, les isotopes du plutonium et l'américium 241, à des niveaux qui sont de l'ordre de 10 000 fois plus faibles qu'au début des années 1960.

Les dépôts radioactifs

Durant toute la période des essais nucléaires (1945-1980) et dans les premières années qui ont suivi, les masses d'air contaminées ont induit des dépôts radioactifs au niveau du sol (Bq/m^2). En effet, par temps sec, les mouvements d'air, même les plus légers, plaquent les aérosols radioactifs sur tout ce qui se trouve à la surface du sol (sol nu, végétaux, constructions...). Dans les nuages, les gouttes d'eau se condensent autour des aérosols radioactifs puis, lorsqu'elles tombent, interceptent et précipitent au niveau du sol une grande partie des aérosols qui se

trouvent sur leur trajectoire. Ainsi, pour une même contamination de l'air, les dépôts radioactifs sont plus importants par temps de pluie.

La figure 8 présente les dépôts des cinq radionucléides pour lesquels les chroniques de 1955 à 1980 sont les plus complètes. A partir de 1961, les dépôts ont été calculés à partir des données acquises en France. Les dépôts pluvieux mensuels ($\text{Bq/m}^2/\text{mois}$) ont été estimés par le SCPRI à partir des activités mesurées mensuellement dans l'eau de pluie et des hauteurs de précipitations également mesurées mensuellement par Météo-France sur les mêmes stations ($1 \text{ mm/mois} = 1 \text{ L/m}^2/\text{mois}$). Les dépôts par temps secs ont été estimés à partir des activités mesurées dans l'air. Avant 1961 et la mise en place du dispositif de surveillance du SCPRI, les dépôts de zirconium 95 sont ceux estimés par l'UNSCEAR pour l'hémisphère Nord. Cette évolution, sur la période presque complète des essais nucléaires, est le reflet des concentrations dans l'air, elle-même liée au nombre et à la puissance des explosions. On y retrouve des dépôts plus importants, supérieurs à $1000 \text{ Bq/m}^2/\text{mois}$, en 1958 puis de 1961 à 1963 au plus fort de la course à l'armement américano-soviétique, puis les « pics » liés aux incursion stratosphériques dans la troposphère durant les essais chinois de 1964 à 1980, durant lesquels les dépôts fluctuaient principalement entre 1 Bq/m^2 par mois et quelques centaines de Bq/m^2 par mois.

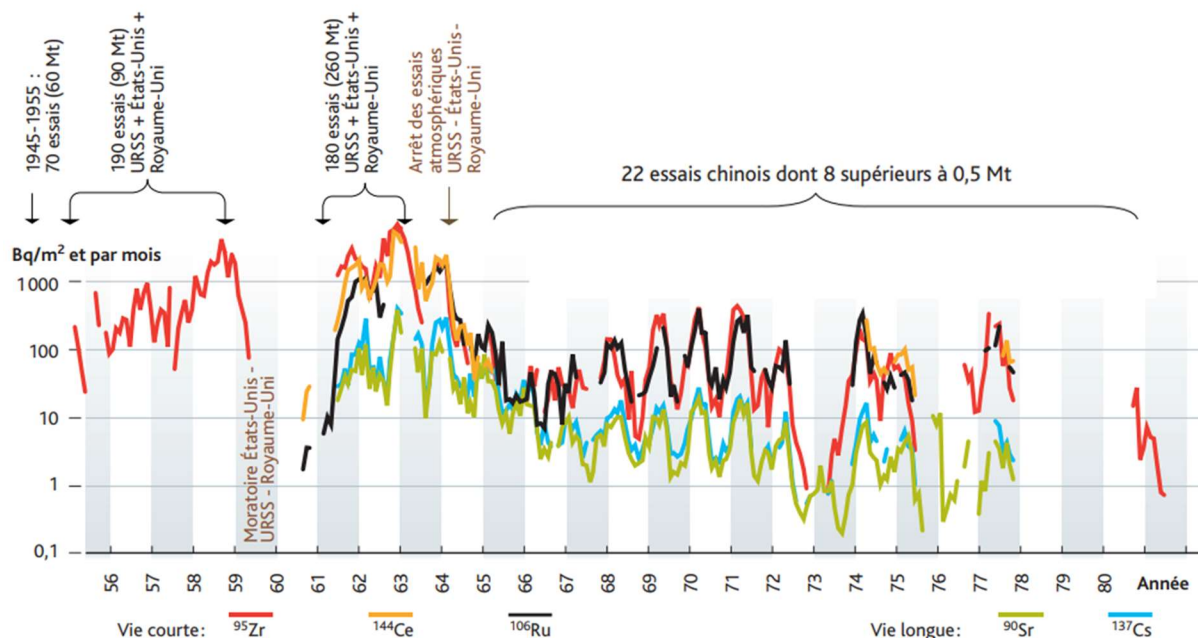


Figure 8 : Dépôts mensuels (activités surfaciques en Bq/m^2 et par mois) de 5 des radionucléides issus des retombées des essais nucléaires pour lesquels les chroniques sont les plus complètes.

Même sur les régions de France où les précipitations annuelles sont les plus faibles, les dépôts pluvieux ont

été prédominants. En région parisienne, où les précipitations moyennes annuelles se situent autour de

700 mm/an, ils ont représenté les 2 tiers des dépôts radioactifs. Sur les zones les plus arrosées du pays, notamment sur les reliefs, les dépôts pluvieux ont pu représenter plus de 90% des dépôts totaux.

Les pluies ont ainsi déterminé la variabilité spatiale des dépôts radioactifs consécutifs aux essais nucléaires sur la France métropolitaine. La relation entre les hauteurs de précipitations moyennes annuelles et les dépôts radioactifs consécutifs aux essais nucléaires a été étudiée suivant trois méthodes qui ont conduit à des résultats concordants (Renaud Ph & Vray F. 2024) et qui se traduisent par la cartographie de la figure 9.

Cette carte qui présente les activités surfaciques de ^{137}Cs et de $^{238+239}\text{Pu}$ déposées à l'issue des essais nucléaires, montre que les dépôts les plus importants se sont produits sur les zones les plus arrosées du pays qui correspondent le plus souvent aux zones de relief. Ainsi, les dépôts cumulés de ^{137}Cs ont varié entre moins de 1500 Bq/m² sur les zones où les précipitation moyennes annuelles sont les plus faibles (zones de plaine essentiellement) et plus de 7500 Bq/m² sur les zones les plus arrosées du pays qui correspondent le plus souvent aux reliefs les plus élevés.

Les dépôts cumulés de ^{90}Sr (non représentés sur la carte) ont été du même niveau que ceux de ^{137}Cs (de seulement 30% inférieurs) et ont eu la même répartition spatiale. Comme le montre la carte, les dépôts cumulés de $^{239+240}\text{Pu}$ ont été beaucoup plus faibles, allant de moins de 75 Bq/m² à plus 175 Bq/m², en cohérence avec des activités dans l'air plus faibles (voir la figure 31). Les dépôts de ^{238}Pu consécutifs aux essais nucléaires ont été 40 fois plus faibles que ceux de $^{239+240}\text{Pu}$ ³¹ et ceux de ^{241}Pu ont été initialement 13 fois plus importants que ceux de $^{239+240}\text{Pu}$. La désintégration du ^{241}Pu a généré du ^{241}Am dont le niveau dans les sols a régulièrement augmenté depuis la fin des essais nucléaires pour se trouver aujourd'hui à un niveau proche de 40% de celui de $^{239+240}\text{Pu}$.

Les dépôts radioactifs, notamment ceux d'émetteurs gamma, sont à l'origine d'une exposition externe des personnes qui est présentée dans le paragraphe 1.2. A ce titre, des éléments sur le devenir des dépôts radioactifs sont fournis dans le paragraphe 1.1.

La contamination des denrées

Les concentrations des radionucléides dans les denrées ont été le reflet des dépôts consécutifs aux deux types de retombées : troposphériques et stratosphériques. Les retombées troposphériques (voir le paragraphe 2.2) se manifestaient sous forme de « bouffées » de contamination brèves (moins d'un mois) à la suite du passage des masses d'air contaminées et dans lesquelles on retrouvait notamment les radionucléides de période courte (iode 131 et baryum 140).

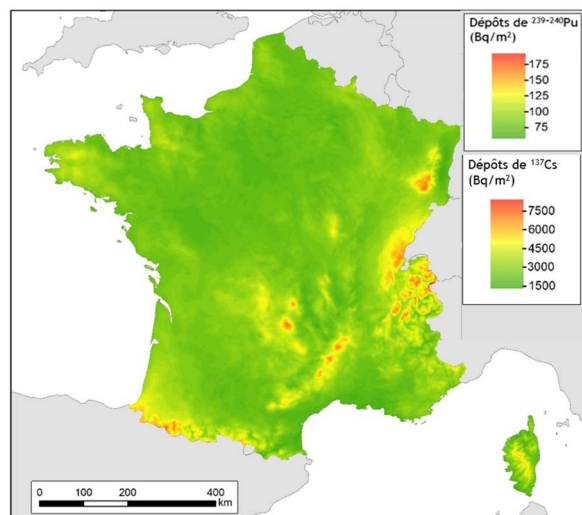


Figure 9 : Cartographie des activités surfaciques déposées en 1963 à l'issue de la principale période de retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires (Bq/m²)

A titre d'exemple, la figure 10 présente l'évolution des concentrations en iode 131 mesurées dans le lait après l'essai nucléaire chinois du 17 septembre 1976. Après leur tour du globe, les masses d'air sont arrivées sur la France les 28 et 29 septembre et les radionucléides se sont déposés sur les prairies. La consommation de cette herbe par les vaches a induit une contamination du lait mesurée dès le 1^{er} octobre et jusqu'au 20 octobre. La brièveté de la « bouffée » s'explique par la brièveté du passage de la masse d'air, la décroissance radioactive de l'iode 131, la croissance de l'herbe qui « dilue » l'activité interceptée et l'élimination métabolique de l'iode par l'animal (notamment dans le lait).

Pour les radionucléides de période radioactive plus longue que celle de l'iode 131, comme le ruthénium 106 (période de 373 jours), le zirconium 95 (période de 64 jours) et le cérium 144 (285 jours), les incursions stratosphériques dans la troposphère, visibles sur les graphiques des figures 6 et 8, ont induit des « bouffées » de contamination plus prolongées comme le montre le graphique de la figure 11.A (en haut à gauche) qui présente les concentrations de ces radionucléides dans les légumes-feuilles (salades, épinards, chou...) de 1960 à 1977.

Pour le césium 137 et le strontium 90, de période radioactive de 30 ans et 29 ans respectivement, la variabilité spatiale des dépôts radioactifs (figure 9 pour le césium 137) liée aux précipitations moyennes annuelles, s'est répercutée sur leurs concentrations dans les herbages, le lait et les viandes bovines et ovines, du fait de leur accumulation dans les sols. Les figures 11.B et 11.C montrent que les concentrations de ces deux radionucléides dans le lait ont été nettement plus importantes à Viomenil et Méandre où les dépôts ont été plus élevées (précipitations moyennes annuelles de 1200 mm et 1400 mm), par rapport au lait produit au

³¹ Les retombées de plutonium 238 liée à la désintégration du satellite SNAP9A ont modifié ensuite ce rapport (voir le chapitre 4).

Vésinet ou à Sauveterre (pluviométrie moyenne annuelle autour de 600-650 mm).

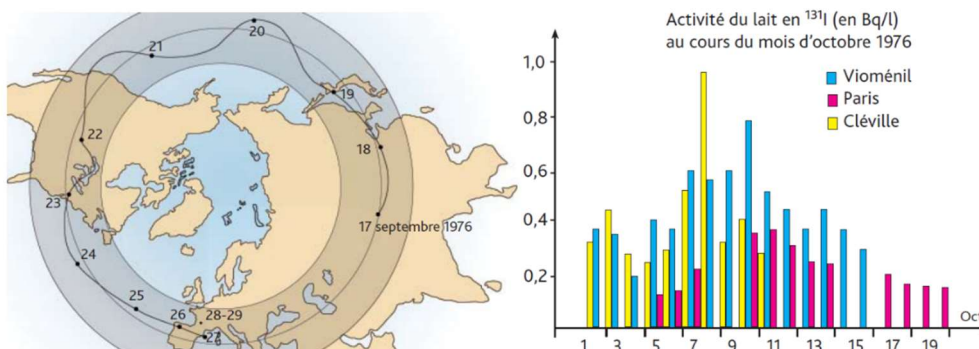


Figure 10 : concentrations d'iode 131 dans le lait (activités volumiques en Bq/L) mesurées dans trois localités de France à la suite de l'essai nucléaire chinois du 17 septembre 1976.

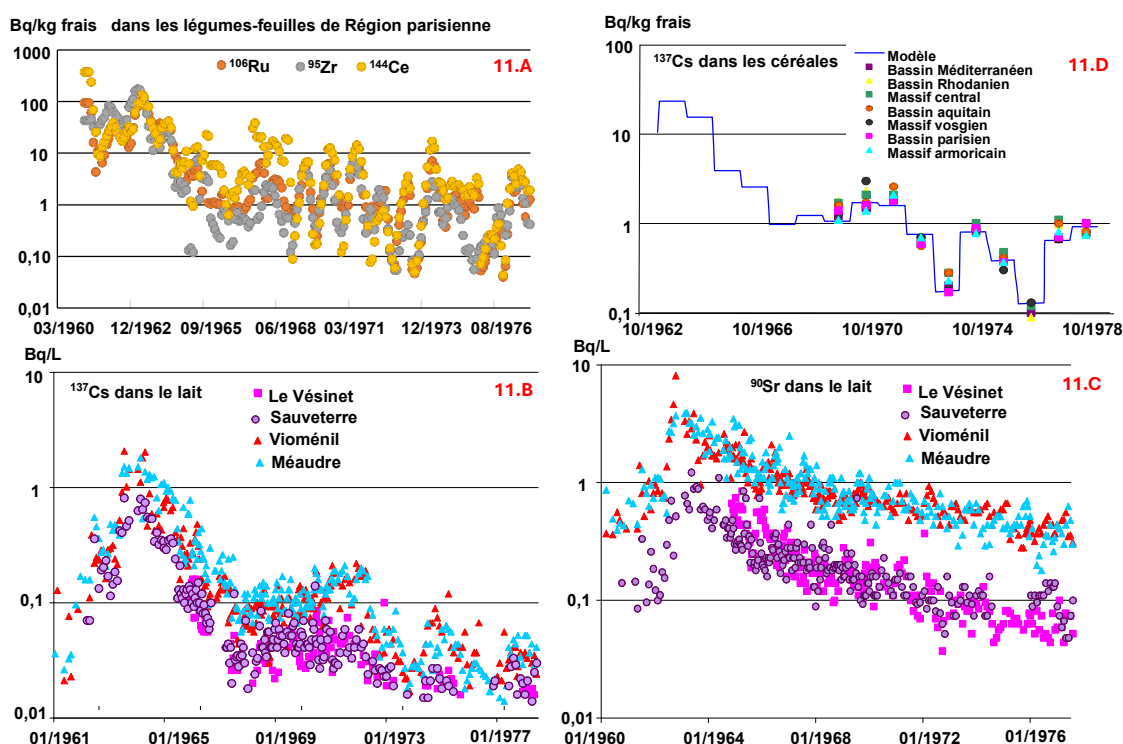


Figure 11 : Evolution des concentrations du ^{106}Ru , du ^{95}Zr et du ^{144}Ce dans les légumes-feuilles (Bq/kg frais ; figure 11.A), de ^{137}Cs et ^{90}Sr dans le lait (Bq/L ; figure 11.B et 11.C) et du ^{137}Cs dans les céréales (Bq/kg ; figure 11.D).

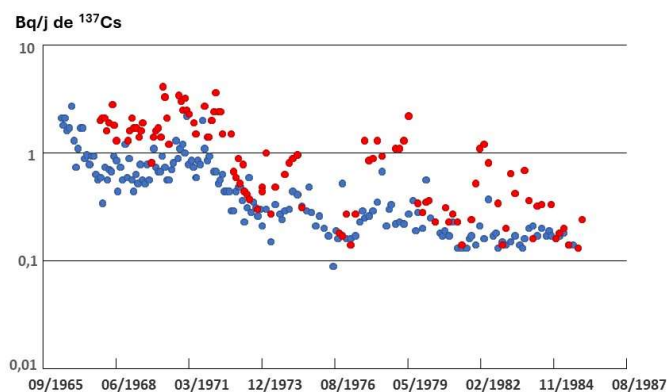


Figure 12 : Evolution des quantités de ^{137}Cs ingérées quotidiennement (Bq/j) par les adolescents de deux localités, Epinal (en rouge, 900 mm par an de précipitation) et Le Vésinet (en bleu, 650 mm/an), établies à partir de mesures effectuées sur des plateaux repas d'établissement scolaires de 1965 à 1985.

Cette variabilité spatiale n'était pas observable dans les céréales et de manière générale dans la plupart des grandes productions agricoles pour lesquelles elle était masquée par la variabilité liée aux caractéristiques des sols et surtout aux pratiques agricoles³² (Rapport IRSN, 2022).

Toutefois, une variabilité spatiale a été observée, en termes de quantité de césium 137 ingérée quotidiennement (Bq/j) par des adolescents, au travers de résultats de mesures de ce radionucléide effectuées dans des plateaux repas distribués dans différents établissements scolaires répartis sur la France. La figure 12 montre en effet que, sur la période, les incorporations à Epinal ont été 2,5 fois plus élevées qu'au Vésinet.

2.4. EXPOSITION DE LA POPULATION AUX RETOMBÉES DES ESSAIS NUCLEAIRE

Evolution des doses efficaces reçues par les adultes de 1945 à 2020

La figure 13 présente l'évolution, de 1945 à 2020, des doses efficaces moyennes liées aux retombées des essais nucléaires, estimées pour des adultes³³ résidant en région parisienne, ainsi que les contributions des trois voies d'exposition (inhalation, exposition par ingestion de denrées et exposition externes aux rayonnement émis par les radionucléides accumulés dans les sols). Cette évolution est le reflet, d'une part de l'évolution des concentrations dans l'air et des dépôts, et d'autre part de l'accumulation dans les sols des retombées des années antérieures.

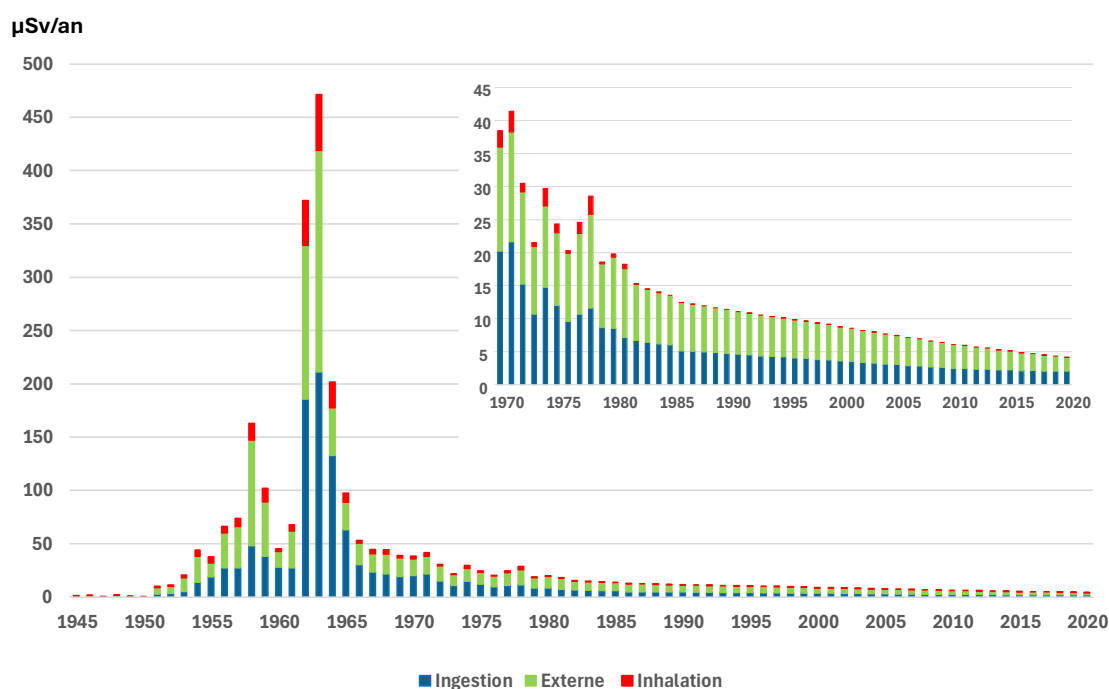


Figure 13 : Evolution depuis 1945 des doses efficaces annuelles dues aux essais nucléaires, estimées pour des adultes résidant en région parisienne avec les contributions des différentes voies d'exposition

Ainsi, de 1945 à 1950, les doses ont été très faibles, inférieures à 2 µSv/an, du fait que les explosions étaient peu nombreuses (américaines uniquement) et de très faibles puissances. A partir de 1951 et le début des explosions soviétiques, la course à l'armement s'est traduite par une augmentation des doses qui atteignent 160 µSv en 1958. Le moratoire de 1959 a entraîné une rapide diminution des doses efficaces à moins de 50

µSv en 1960. La rupture unilatérale de ce moratoire par les soviétiques en 1961, suivie de la riposte américaine de 1962, ont entraîné les doses efficaces les plus élevées au cours des années 1962 (370 µSv) et 1963 (470 µSv).

³² L'utilisation d'engrais riches en potassium ou en calcium diminue de manière variable l'intensité du transfert racinaire de leurs analogues chimiques que sont respectivement le césium et le strontium. Par ailleurs, les résultats de mesures présentés dans la figure 11.D qui montrent une certaine homogénéité des concentrations à l'échelle du pays, ont été obtenus à partir des

échantillons prélevés dans de grands centres de collecte de blé, lissant encore un peu plus la variabilité spatiale.

³³ La dose efficace reçue par des adultes sert de référence dans ce rapport. Les doses efficaces reçues par les enfants et adolescents y sont ensuite comparées. La population concernée avait donc plus de 17 ans en 1945.

A partir de 1964, à la suite de l'arrêt des essais nucléaires atmosphériques américano-soviétiques³⁴ et malgré le début des explosions chinoises, les doses diminuent rapidement pour passer en dessous de 50 $\mu\text{Sv/an}$ dès 1967, puis en dessous de 20 $\mu\text{Sv/an}$ en 1980, année du dernier essais chinois, et à moins de 10 $\mu\text{Sv/an}$ depuis le milieu des années 1990. Ces dernières années, elles sont inférieures à 4 $\mu\text{Sv/an}$.

Contribution des voies d'exposition et des radionucléides aux doses efficaces

Sur toute la période 1945-2020, les deux principales voies d'exposition qui ont contribué à ces doses sont l'ingestion de denrées et l'exposition aux rayonnements émis par les radionucléides qui se sont déposés. Si l'une ou l'autre de ces deux voies d'exposition a pu être prédominante certaines années, le plus souvent leurs contributions ont été du même niveau. Dans tous les cas, la contribution de l'inhalation a toujours été très faible, n'atteignant 10% que pour les années 1962 et 1963.

Durant les deux périodes où les retombées ont été les plus importantes, de 1951 à 1958 puis de 1961 à 1963, les principaux radionucléides qui contribuaient aux doses par ingestion étaient l'iode 131, le strontium 90 et le césium 137³⁵. En 1958, 1962 et 1963, plus de 70% des doses efficaces dues à l'ingestion étaient imputables à ces 3 radionucléides. Pour les autres années et notamment à partir de 1964, les retombées ont été nettement moindres et la contribution de l'iode 131 était alors très faible, voire négligeable. Ceci résulte de la courte période radioactive de ce radionucléide (8 jours), qui ne s'accumule pas dans le sol et disparaît très rapidement (diminution de plus de 1000 fois en 3 mois). Après l'arrêt des essais américano-soviétiques et la disparition des radionucléides de période intermédiaire (quelques mois à quelques années), le strontium 90 et le césium 137 qui se sont accumulés dans les sols, ainsi que le carbone 14 qui s'est accumulé dans l'air, sont devenus pratiquement les seuls contributeurs aux doses et c'est encore le cas aujourd'hui³⁶.

Au cours de périodes 1951-1958 et 1961-1963, les doses externes résultaient principalement du rayonnement émis par les dépôts de zirconium 95 en raison de son abondance dans les retombées et de son rayonnement gamma d'assez forte énergie. La contribution de ce seul radionucléide a représenté jusqu'à plus de 70% de l'exposition externe en 1963.

Cependant, en raison de sa période radioactive de 2 mois, ce radionucléide ne s'est pratiquement pas accumulé dans les sols. Aussi, après l'arrêt des essais américano-soviétiques, le césium 137 (émetteur gamma par son descendant le baryum 137m) et dont la période radioactive de 30 ans a entraîné son accumulation dans les sols, est devenu progressivement³⁷ le seul radionucléide responsable de l'exposition externe des personnes.

Doses reçues par les enfants et adolescents

La figure 14 permet de comparer les doses reçues par les personnes de différentes classes d'âges et pour deux modes de vie d'adultes (travailleurs en extérieur et travailleur sédentaire). Si les doses estimées pour les enfants de 1 à 2 ans sont toujours plus élevées que celles estimées pour les autres enfants et les adultes, les écarts sont très faibles. Ainsi, quel que soit l'âge, les doses reçues ont été très proches. Toutefois, au cours des années 1958, 1962 et 1963, les enfants de 1 à 2 ans ont pu être jusqu'à de 2 fois plus exposés que les adultes. Cet écart résulte des doses à la thyroïde des jeunes enfants plus élevées du fait de l'incorporation d'iode 131 par ingestion de denrées au cours de ces années de retombées radioactives importantes.

Doses aux organes

La figure 15 présente les doses efficaces et équivalentes aux différents organes, estimées pour des adultes (graphique de gauche) et des enfants de 1 à 2 ans (graphique de droite). Les doses équivalentes à la thyroïde ont été les plus élevées durant toute la période des retombées atmosphériques (1945-1980) en raison de la présence d'iode 131 dans l'environnement. Les fluctuations d'une année sur l'autre ont été importantes du fait de la courte période de ce radionucléide (pas de rémanence des « bouffées » de ce radionucléide dans l'air et dans les denrées).

Après 1964, les concentrations en iode 131 dans l'air et dans les denrées ont été beaucoup plus faibles et fugaces et les doses au colon sont devenues les plus élevées. Elles résultaient de l'incorporation de ruthénium 106, de cérium 144, d'yttrium 91 et de strontium 90 jusqu'en 1980 puis essentiellement du seul strontium 90 du fait de la disparition des autres contributeurs par décroissance radioactive.

³⁴ Les essais anglais ont été peu nombreux, de faible puissance et réalisés dans l'hémisphère sud ou au niveau de l'équateur.

³⁵ Les contributeurs secondaires étaient le ruthénium 106 et le cérium 144, avec des contributions de l'ordre de 10% chacun

³⁶ Les isotopes du plutonium sont présents en très faibles quantités dans les sols et ils sont peu transférés dans la chaîne alimentaire. Si le tritium est abondant dans les denrées, sa

faible radiotoxicité en fait un contributeur négligeable aux doses.

³⁷ Les contributions des autres radionucléides émetteurs gamma aux doses externes (ruthénium 106, cérium 144 et antimoine 125), de périodes radioactives de l'ordre de l'année, ont aussi fortement diminué dès la fin des années 1960, les apports liés aux essais chinois étant faibles.

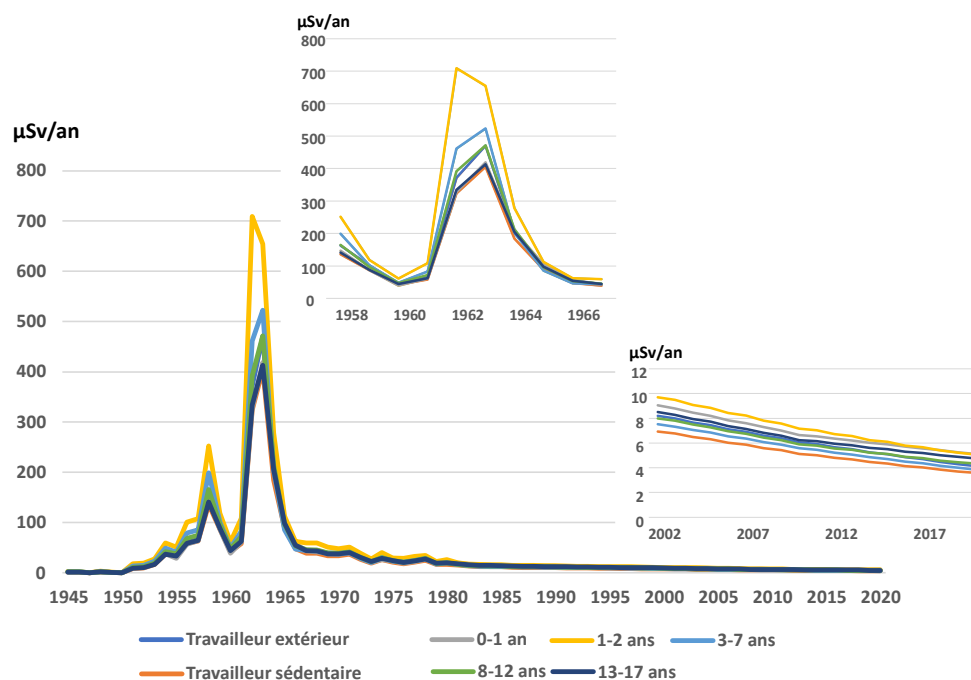


Figure 14 : Comparaison des doses efficaces dues aux essais nucléaires, estimées pour différentes classes d'âges de personnes résidant au Vésinet ($\mu\text{Sv/an}$).

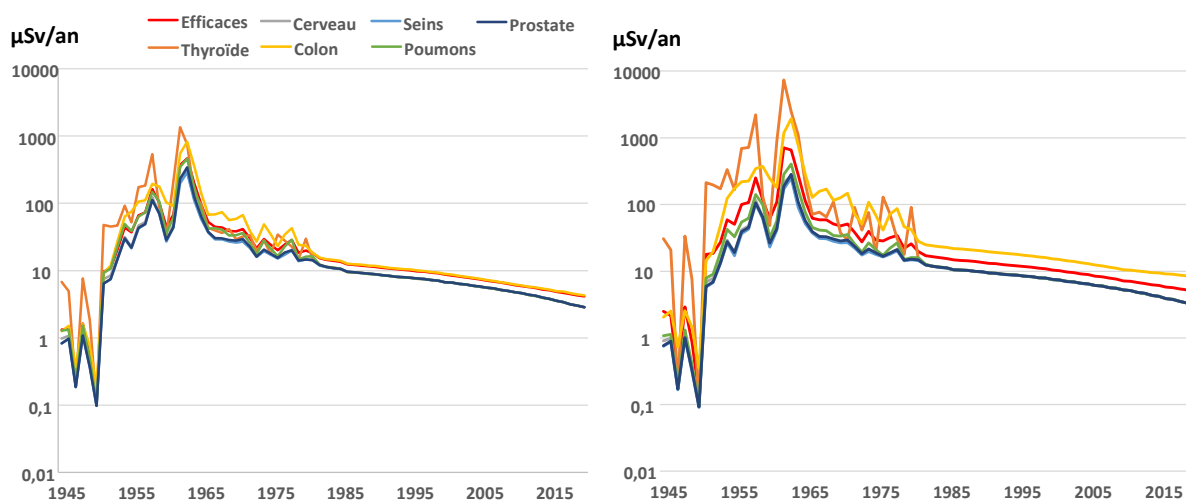


Figure 15 : Evolutions comparées des doses annuelles dues aux essais nucléaires, estimées pour six organes ($\mu\text{Sv/an}$) de 1945 à 2020.

Variabilité spatiale des doses

La figure 16 illustre la variabilité spatiale des doses efficaces moyennes aux adultes pour six années de référence : 1958 - année des retombées maximales avant le moratoire de 1959, 1963 - année des retombées maximales pour l'ensemble de la période des essais, 1980 - année du dernier essai atmosphérique chinois, 1986 - année de l'accident de Tchernobyl dont les conséquences dosimétriques seront présentées plus loin, et enfin 2000 et 2020, pour illustrer la diminution des doses jusqu'à la période actuelle.

Ces cartes montrent que la variabilité spatiale des doses moyennes a été déterminée par la cartographie des dépôts, elle-même liée aux précipitations moyennes annuelles : les habitants des zones où la pluviométrie

annuelle est la plus forte, qui coïncident souvent avec les zones de relief, ont reçu les doses les plus élevées.

En 1963 (carte du centre en haut), au plus fort des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires, la majeure partie de la population française métropolitaine a reçu des doses efficaces moyennes³⁸ comprises entre 0,3 et 1 mSv. Seuls les habitants des zones les plus arrosées du territoire (en rouge-orangé) ont pu dépasser cette dernière valeur pour atteindre des valeurs situées autour de 1,5 mSv. Cette variabilité spatiale s'est maintenue après 1963 tout au long des années durant lesquelles les doses ont diminué et jusqu'à aujourd'hui. En 2020, les doses efficaces moyennes reçues par des adultes et dues aux retombées des essais nucléaires sont comprises, pour la majeure partie du pays entre 3 μ Sv et 10 μ Sv et peuvent atteindre 14 μ Sv.

Dose Efficace pour un adulte travaillant en extérieur en milieu rural liée aux essais atmosphériques d'armes nucléaires

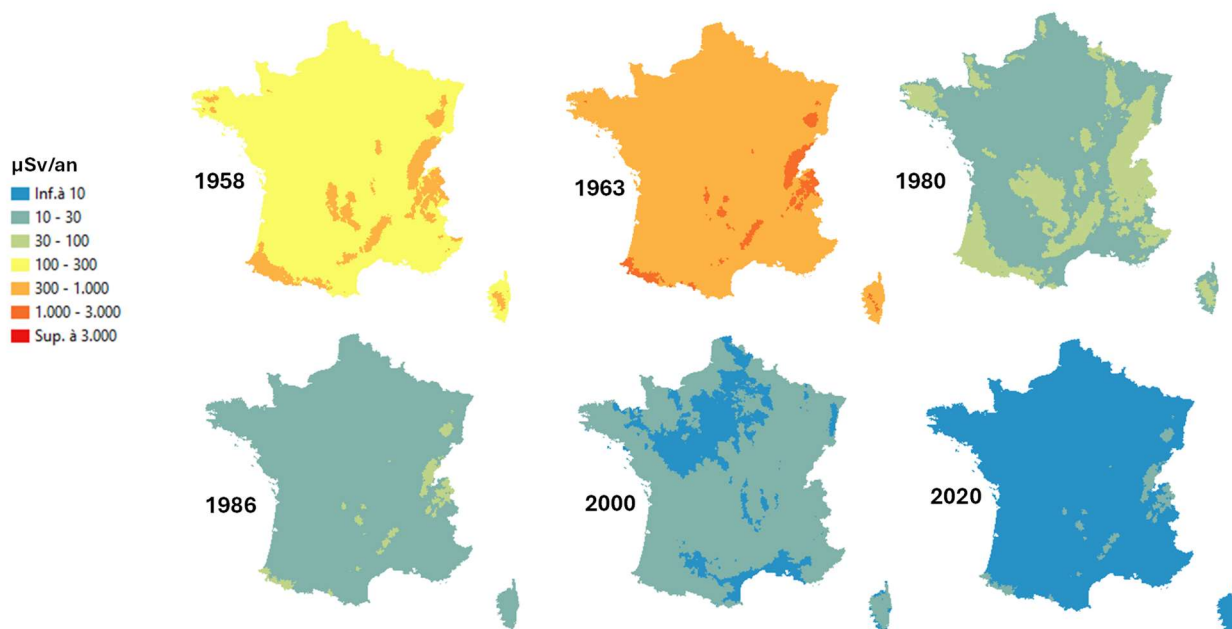


Figure 16 : Répartition spatiale des doses efficaces dues aux essais nucléaires, estimées pour les adultes pour six années représentatives de l'évolution temporelle (μ Sv/an).

³⁸ On rappelle que les doses sont qualifiées de « 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. Dans ce cas la variabilité des estimations moyennes est principalement liée à la répartition spatiale des dépôts radioactifs

Dose équivalente à la thyroïde d'un enfant de 1 à 2 ans liée aux essais atmosphériques d'armes nucléaires

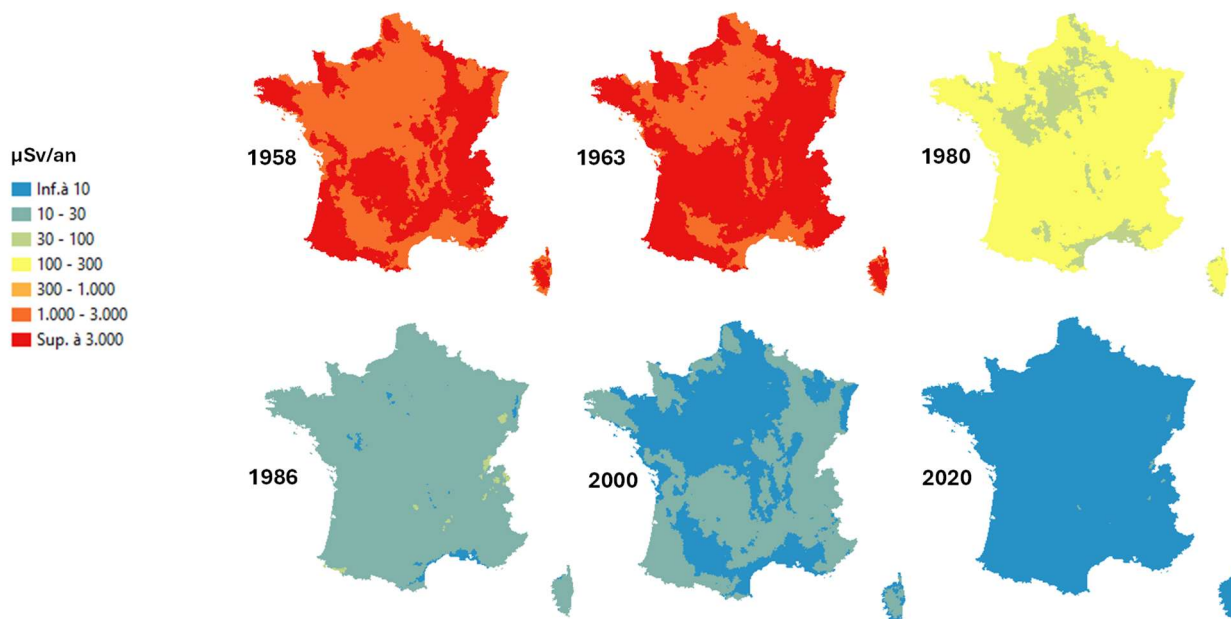


Figure 17 : Répartition spatiale des doses à la thyroïde dues aux essais nucléaires, estimées pour les enfants 1 -2 ans pour six années représentatives des évolution temporelles ($\mu\text{Sv}/\text{an}$).

La figure 17 présente la variabilité spatiale des doses moyennes à la thyroïde des enfants de 1-2 ans dues aux retombées des essais nucléaires pour ces six mêmes années. Ces cartes montrent un contraste diachronique important entre les années 1958 et 1963 et les années suivantes. On retiendra que de 1958 à 1963, les doses moyennes à la thyroïde étaient supérieures à 1 mSv partout en France et supérieures à 3 mSv sur la majeure partie du pays. Contrairement aux doses efficaces qui ont été les plus élevées en 1963, les doses moyennes à la thyroïde les plus élevées l'ont été reçues en 1962 et

on retiendra que, cette année-là, 90% des enfants de 1 à 2 ans, les plus exposés, ont reçu des doses moyennes à la thyroïde comprises entre 7 et 15 mSv³⁹. Ces doses résultaient quasi-exclusivement (jusqu'à plus de 99% en 1962 et 1963) de l'incorporation d'iode 131 principalement par ingestion de denrées et, dans une moindre mesure, par l'inhalation. Après 1963, les doses à la thyroïde dues aux retombées des essais nucléaires, ont été beaucoup plus faibles, voire négligeables à partir des années 1980.

³⁹ Il s'agit des percentile 5% et 95% de la distribution des doses moyennes à la thyroïde des enfants de 1 à 2 ans.

3. LES RETOMBÉES DE L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL

3.1. ARRIVÉE DES MASSES D'AIR CONTAMINÉES SUR LA FRANCE

Si les rejets du 26 avril 1986, directement liés à l'explosion de la centrale ukrainienne de Tchernobyl, ont été emportés vers la Scandinavie puis vers la côte sibérienne (carte en haut à gauche de la figure 18), les masses d'air contaminées par les rejets du 27 avril, liés aux incendies qui se sont ensuite prolongés une dizaine

de jours, ont progressé vers l'ouest pour arriver en France le 30 avril au soir (carte d'en haut à droite). Cette masse d'air est restée sur la France jusqu'au 3 mai avant que la reprise du flux d'ouest la sépare en 2 parties, l'une partant vers les îles Britanniques, l'autre refluant vers l'est (carte du bas à droite). Les rejets postérieurs à ceux du 27 avril n'ont pas concerné la France, et ont été dispersés sur l'Europe de l'Est, la Sibérie et les Balkans, avant d'être emportés vers l'est dans la circulation normale des masses d'air⁴⁰.

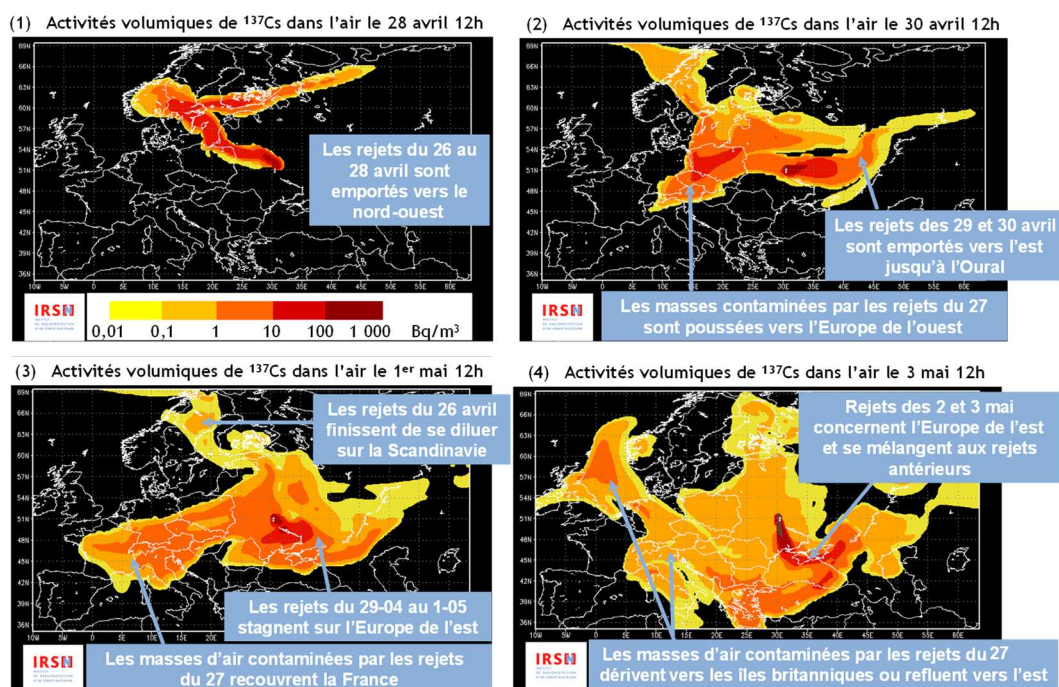


Figure 18 : Extrait de l'animation de propagation des masses d'air contaminées en césium 137 par l'accident de Tchernobyl, produite en 2006 par l'IRSN sur la base des données de Météo-France-

⁴⁰ En zone de climat tempéré (latitudes centrales) dans l'hémisphère Nord comme dans l'hémisphère Sud, la circulation des masses d'air troposphériques se fait d'ouest en est. Cette circulation est perturbée par des anticyclones et des dépressions qui peuvent amener les masses d'air temporairement dans une autre direction. Aussi, la progression d'une masse d'air d'est en ouest durant près de 4 jours, comme

cela a été le cas entre le 27 avril et le 30 avril 1986, n'est pas une situation météorologique fréquente. Toutefois, de telles situations sont à l'origine de l'arrivée de masses d'air contaminé lors des incendies de grande ampleur qui se produisent en Biélorussie, Russie et Ukraine, dans les zones les plus touchées par l'accident de Tchernobyl (voir le chapitre 4)

Une quinzaine de radionucléides⁴¹ 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. La figure 19 présente les cartes quotidiennes d'activités volumiques de ¹³⁷Cs dans l'air du 30 avril au 6 mai 1986.

Ces cartes confirment que les masses d'air contaminé ont pénétré le territoire par l'est (extrême sud-est et nord-est) dès le 30 avril. Les activités volumiques maximales ont été atteintes le 1^{er} mai dans le nord-est et l'extrême sud-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 contaminé vers l'est. Les 5 et 6 mai, les activités volumiques de ¹³⁷Cs étaient plus faibles et plus homogènes que les jours précédents, sur le territoire. Après le 6 mai et tout au long des mois de mai et juin 1986, elles sont restées relativement stables dans le temps. Après fin juin, les activités volumiques étaient le plus souvent trop faibles pour être mesurées.

Outre le césium 137, 14 autres radionucléides ont été mesurés dans l'air, quelquefois de manière sporadique. L'étude des relations entre les activités mesurées de ces radionucléides et celles de césium 137, ainsi que la prise en compte des périodes radioactives, ont permis de reconstituer les concentrations quotidiennes dans l'air de chacun de ces radionucléides durant tout le mois de mai 1986.

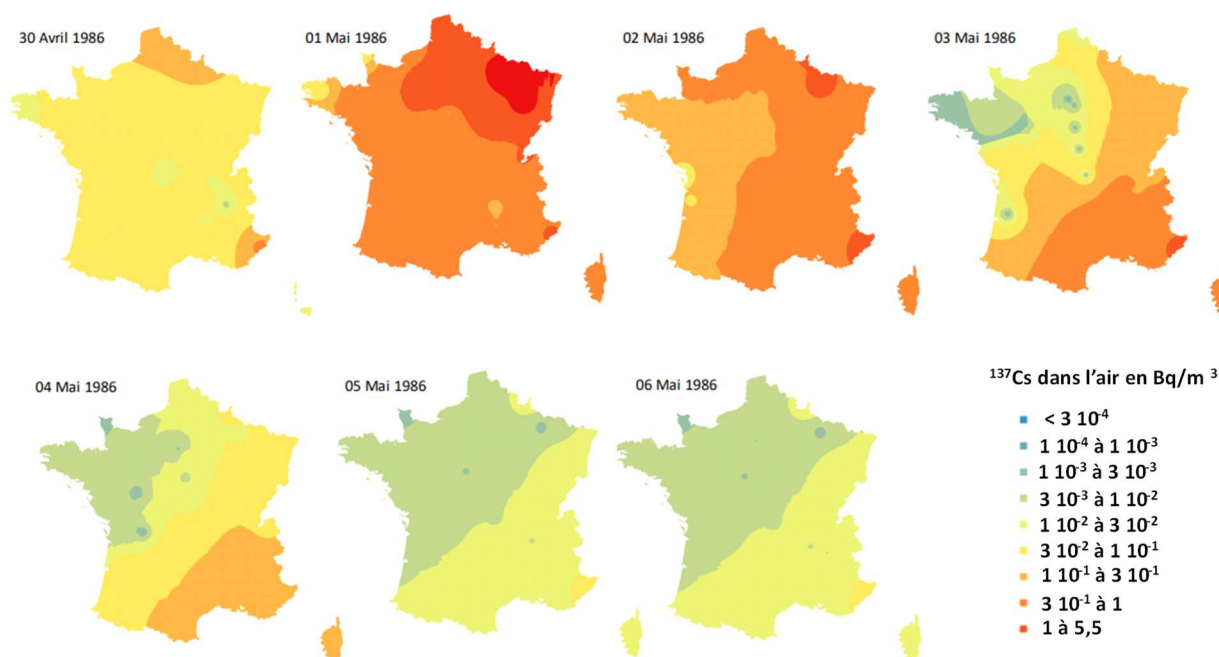


Figure 19 : Cartes des activités volumiques quotidiennes de ¹³⁷Cs dans l'air du 30 avril au 6 mai (Bq/m³).

3.2. LES DEPOTS RADIOACTIFS

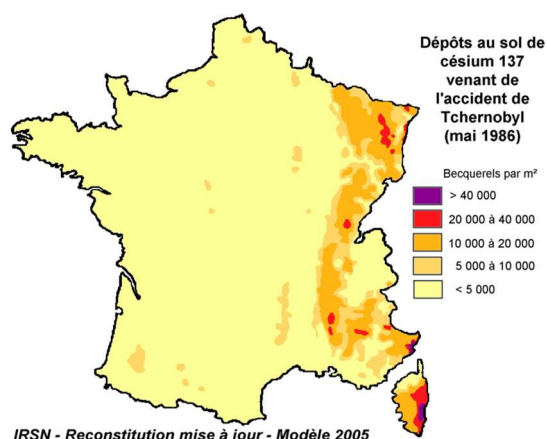
La figure 20 présente la carte des dépôts de césium 137 sur la France consécutifs à l'accident de Tchernobyl. Elle montre des dépôts plus importants et plus hétérogènes dans l'Est du pays, allant de moins de 5 000 Bq/m², à plus de 40 000 Bq/m², en parfois seulement quelques dizaines de kilomètres de distance. Cette hétérogénéité des dépôts est liée aux précipitations survenues lors du passage des masses d'air contaminées entre le 1^{er} et le 5 mai 1986. En effet, en tombant, les gouttes d'eau précipitent au sol les particules radioactives (aérosols) en suspension dans l'air, entraînant des dépôts qui peuvent être beaucoup plus importants qu'en l'absence de pluie ; des dépôts qui sont globalement

proportionnels aux hauteurs de pluie. C'est d'ailleurs par l'étude de la relation entre la pluie et les dépôts radioactifs et sur la base de résultats de mesure de la contamination des sols et des hauteurs de pluie mesurées par météo-France durant cette période, que cette cartographie a été obtenue. (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 nettement plus faibles (jusqu'à 10 fois plus faibles) à l'ouest qu'à l'est (Renaud et al, 2004).

Les dépôts radioactifs, notamment ceux d'émetteurs gamma, sont à l'origine d'une exposition externe des personnes qui est présentée dans le chapitre 1.2. A ce

⁴¹ ⁹⁵Zr, ⁹⁹Mo, ¹⁰³Ru, ¹⁰⁶Ru, ¹³¹I, ¹³²I, ¹³²Te, ¹³³I, ¹³⁴Cs, ¹³⁶Cs, ¹³⁷Cs, ¹⁴⁰Ba, ¹⁴¹Ce, ¹⁴⁴Ce

titre, des éléments sur le devenir des dépôts radioactifs sont aussi fournis dans ce chapitre.



IRSN - Reconstitution mise à jour - Modèle 2005

Figure 20 : 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.)

3.3. LA CONTAMINATION DES DENREES

Des activités massiques de 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 le lait de vache,

les légumes-feuilles et, dans une moindre mesure, les céréales.

Les analyses effectuées sur ce type d'échantillons 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 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. La carte de la figure 21 présente ces zones et les graphiques montrent cette baisse d'est en ouest des concentrations en iode 131 du lait produit en France tout au long du mois de mai 1986.

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 et ne peuvent donc retenir qu'une faible partie 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. Ce fait explique ainsi que la contamination des denrées a été spatialement beaucoup moins hétérogène que les dépôts radioactifs.

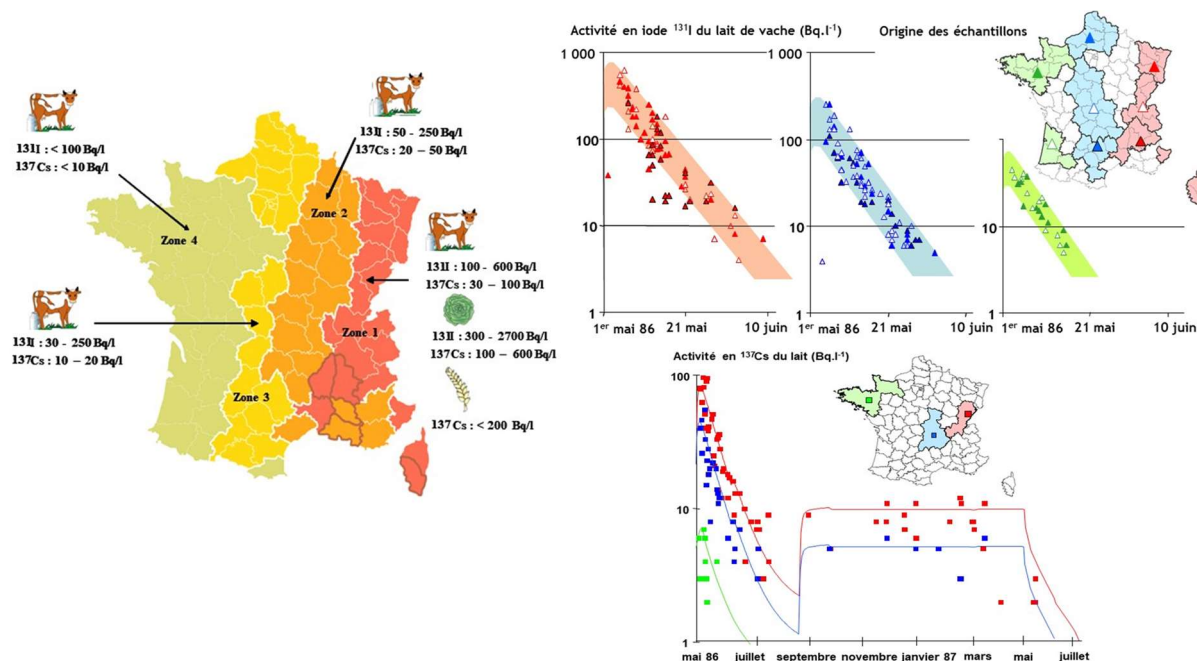


Figure 21 : Evolution des concentrations de césium 137 et d'iode 131 dans certains types de denrées (Bq/kg frais) au cours des deux premières années suivant les dépôts consécutifs à l'accident de Tchernobyl.

Les concentrations des radionucléides dans les légumes et le lait ont été maximales immédiatement après les dépôts (dans un délai de 1 jour pour les légumes et 3 jours pour le lait). Elles résultaient de l'interception directe des dépôts radioactifs par les feuilles des végétaux (des herbages dans le cas du lait). Ces activités massiques et volumiques ont très rapidement diminué ensuite : de 1000 fois en deux mois pour l'iode 131, en raison principalement de sa courte période radioactive, et de 100 à 1000 fois en 3 mois pour les césiums en raison de la croissance des productions végétale et de l'élimination métabolique par l'animal dans le cas du lait. La contamination en césium de la viande n'a réellement diminué qu'au bout d'un an du fait

d'une élimination métabolique plus lente. Les grandes productions agricoles estivales (céréales, fruits) de la fin du printemps au début d'automne, ont été beaucoup moins touchées en 1986 en raison de la date précoce des dépôts radioactifs au regard des calendriers agricoles. Les récoltes suivantes, qu'il s'agisse de productions légumières pluriannuelles ou de récoltes annuelles, qui n'ont pas intercepté directement les dépôts radioactifs et qui n'ont été contaminées que par transfert racinaires, ont présenté des niveaux de contamination beaucoup plus faibles (figures 21, 22) qui ont diminué lentement au fil des années (figure 23).

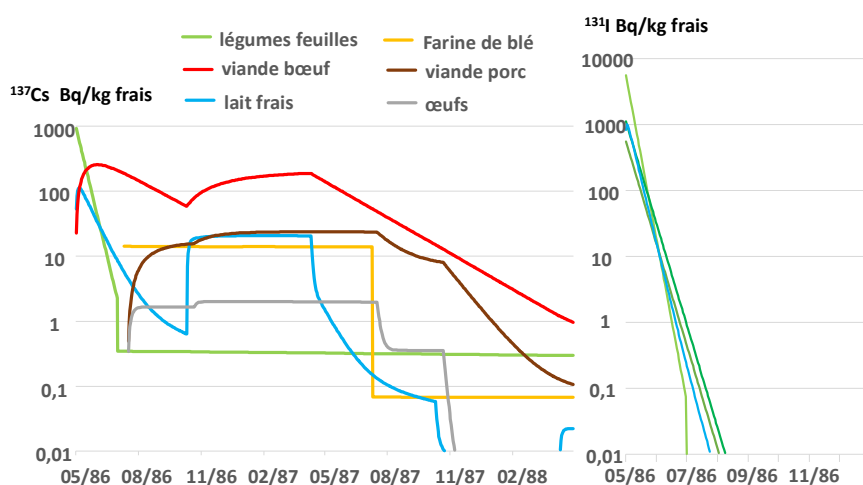


Figure 22 : Evolution des concentrations de césium 137 et d'iode 131 dans certains types de denrées (Bq/kg frais) au cours des deux premières années suivant les dépôts consécutifs à l'accident de Tchernobyl.

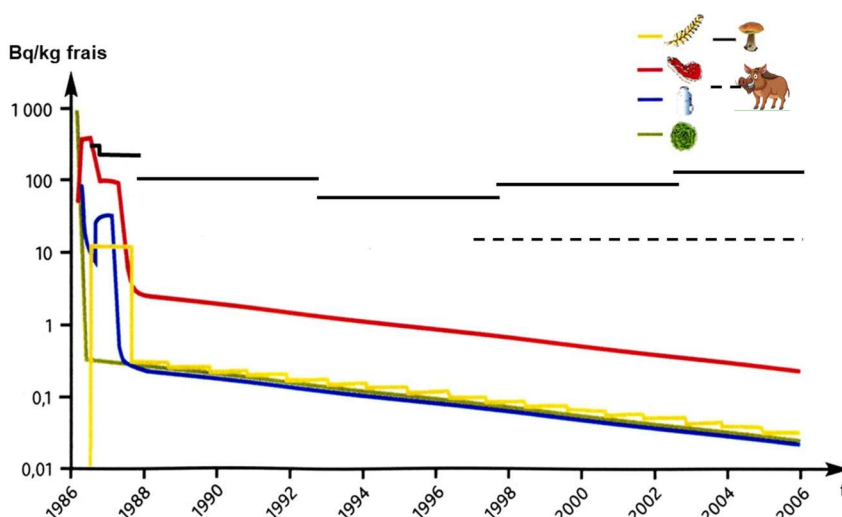


Figure 23 : Evolution temporelle des concentrations de césium 137 dans quelques types de denrées de 1986 à 2006 (Bq/kg frais) (Renaud et al., 2007).

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 en césium élevés, durant des années, voire des décennies après les dépôts radioactifs.

Dans les premiers jours suivant les retombées, les niveaux de contamination des champignons n'étaient 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 ont diminué fortement dans les mois suivants les dépôts, puis plus lentement mais régulièrement dans les années suivantes, celles des champignons et des gibiers sont restées élevées (voir la figure 23).

Il en résulte qu'au fil des décennies, l'écart entre les teneurs en césium 137 dans ces deux types de denrées est devenu très important.

Si pour les denrées agricoles et d'élevage, les activités 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, celle des denrées forestières s'étale sur plus de 4 ordres de grandeur et la relation avec les dépôts initiaux est beaucoup moins nette, comme l'illustrent les figures 24 et 25. Ces figures confirment tout d'abord l'absence de 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 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.

Cette variabilité très importante peut être aussi observée au sein d'une même commune. Ainsi, trois lactaires 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. Dans le cas de la viande de sanglier, les échantillons prélevés à Hurbache dans les Vosges en décembre 2012 et janvier 2013 présentaient des activités massiques de 19,8 et 903 Bq/kg frais (cette dernière valeur étant la plus élevée mesurée par l'ASNR depuis 1986).

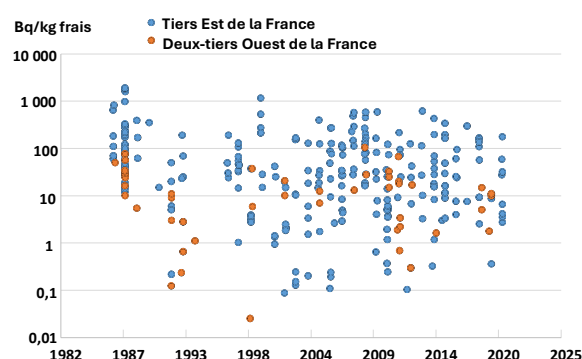


Figure 24 : Activités massiques de césium 137 (Bq/kg frais) mesurées depuis 1986 par l'IRSN (et ses prédécesseurs IPSN, OPRI et IRSN) dans des champignons collectés en France métropolitaine.

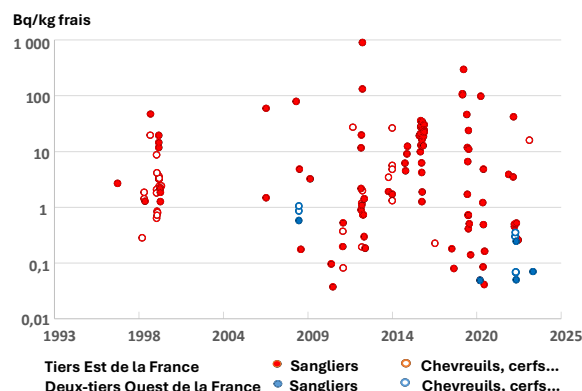


Figure 25 : Activités massiques de césium 137 (Bq/kg frais) mesurées depuis 1986 par l'IRSN (et ses prédécesseurs IPSN, OPRI et IRSN) dans des viandes de gibiers provenant de France métropolitaine.

3.4. EXPOSITION DE LA POPULATION AUX RETOMBEES DE L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL

Evolution des doses efficaces moyennes reçues par les adultes depuis 1986

La figure 26 présente l'évolution temporelle, de 1986 à 2020, des doses efficaces moyennes estimées pour des adultes résidant dans les environs de Verdun où la contamination de l'air mesurée a été la plus élevée de France entre le 1^{er} et le 5 mai 1986, mais où les dépôts de césium 137 ont été modérés (autour de 7000 Bq/m² du fait de pluies modérées). Deux catégories d'adultes ont été distinguées. La première est constituée de personnes qui résidaient dans un environnement urbain et passaient l'essentiel de leur temps en intérieur (habitation et autres locaux) avec seulement 3 heures par jour à l'extérieur (graphique de droite). Ce mode de vie est représentatif de la très grande majorité de la population. La seconde catégorie représente des adultes résidant en milieu rural et passant 8h/j en extérieur, en raison de leur travail par exemple. La nécessité de cette distinction résulte du fait que l'exposition externe (en bleu) diffère fortement entre ces deux situations⁴².

Pour les deux catégories d'adultes, les doses efficaces les plus élevées ont été reçues en 1986. Pour la majeure partie de la population des environs de Verdun (travailleur en intérieur ; Figure 26 graphique du haut), elles ont été estimées autour de 300 μ Sv cette année-là avant de rapidement diminuer au cours des deux années suivantes pour être inférieures à 10 μ Sv en 1988 et inférieures à 1 μ Sv depuis 2010. Pour les personnes travaillant en extérieur (figure 26 graphique du bas) ou consommant des denrées forestières (champignons et viandes de gibier), ces doses ont pu être plus élevées dès 1988, voire nettement plus élevées, comme cela sera expliqué par la suite.

Contribution des voies d'exposition

En 1986, les doses ont principalement résulté de l'ingestion de denrées qui étaient contaminées à un niveau élevé du fait de l'interception directe des dépôts radioactifs par les feuilles des végétaux cultivés. Cette dose due à l'ingestion, estimée à 230 μ Sv en 1986 (soit 61% à 75% de la dose totale), a fortement diminué en 1987 et 1988 du fait de la diminution rapide des niveaux de contamination des denrées (voir le paragraphe 3.3). Cette diminution s'est poursuivie mais de manière plus

lente au cours des années suivantes en raison notamment de la diminution du transfert du césium depuis les sols vers les végétaux (voir la figure 23).

Comme indiqué précédemment, les doses externes ont pu varier fortement suivant le cadre et le mode de vie des habitants. La figure 26 montre ainsi qu'en 1986, un travailleur en extérieur en milieu rural dans les environs de Verdun, a reçu une dose externe estimée à 100 μ Sv, soit 27% de la dose totale de 370 μ Sv. En revanche, une personne passant l'essentiel de sa journée dans des locaux en ville a reçu une dose externe trois fois plus faible, de 30 μ Sv, ce qui ne représente que 10% de la dose totale de 305 μ Sv cette année-là.

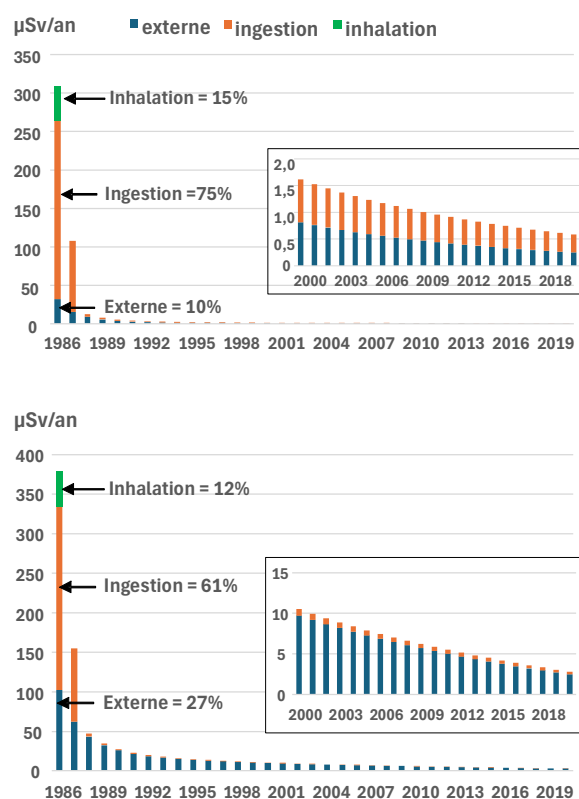


Figure 26 : Evolution, de 1986 à 2020, de la dose efficace moyenne annuelle, toutes voies d'exposition confondues, estimées pour des adultes habitant dans les environs de Verdun, l'un travaillant en intérieur en milieu urbain (graphiques du haut), l'autre travaillant en extérieur en milieu rural (graphiques du bas).

Après 1986, les contributions relatives des expositions, externe et par ingestion, varient 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 (92% de la dose totale de 47 μ Sv) ; en 2020, elle représente 88% de la dose totale de 2,8 μ Sv. Dans le cas de l'adulte

⁴² Comme mentionné dans le paragraphe 1.2, le débit de dose induit par les dépôts radioactifs est moins important à l'intérieur d'une construction qu'à l'extérieur ; il en résulte qu'une personne passant beaucoup de temps à l'extérieur reçoit une dose externe plus importante que celle qui évolue

principalement à l'intérieur d'habitations. Par ailleurs, la rémanence des dépôts radioactifs sur les surfaces artificielles en milieu urbain diminue plus rapidement au fil des années que celle des sols naturels tels que l'on en trouve plus couramment en milieu rural.

travaillant en intérieur en milieu urbain, la dose externe prédomine 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 milieu urbain. En 2020, pour un adulte travaillant en intérieur, l'ingestion de denrées représente 57% de la dose totale estimée à seulement 0,6 μSv , 4,5 fois inférieure à celle de l'adulte travaillant en extérieur en milieu rural.

Dans tous les cas, la contribution de l'inhalation à la dose totale a été faible (12% à 15% de la dose totale respectivement) même pour les environs de Verdun où les concentrations mesurées dans l'air ont été les plus élevées. De plus, l'exposition par inhalation a été limitée à la seule année 1986 (en pratique au seul mois de mai 1986).

Doses reçues par les enfants et doses aux organes

La figure 27 permet de comparer les doses efficaces et les doses à la thyroïde moyennes estimées pour les différentes classes d'âge de personnes résidant dans la partie Est de la France, la plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl. En 1986, les doses efficaces les plus élevées sont estimées pour les enfants de 1 à 2 ans (450 μSv) et de 3 à 7 ans (330 μSv). Pour ces classes d'âges, la dose efficace est très influencée par une dose à la thyroïde nettement plus élevée que pour les adultes. En raison de très faibles quantités ingérées, les doses moyennes 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.

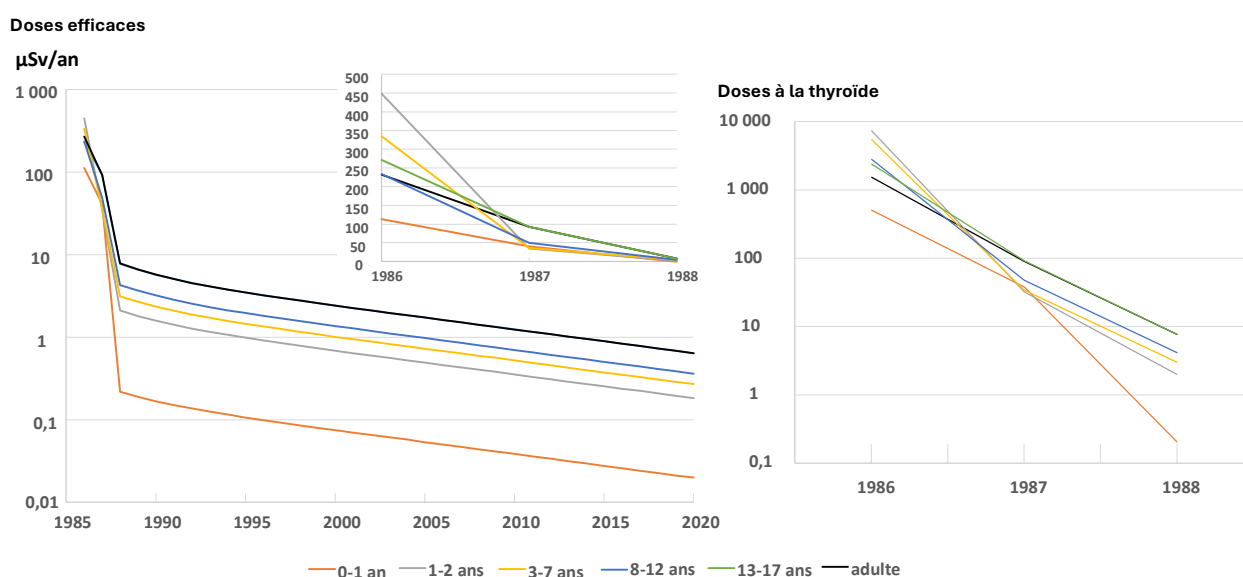


Figure 27 : Evolutions comparées des doses efficaces et à la thyroïde moyennes estimées pour les différentes classes d'âges ($\mu\text{Sv}/\text{an}$).

Depuis 1988, les doses efficaces moyennes reçues par les enfants sont inférieures à celles reçues par les adultes. Ceci est lié à la prédominance de l'exposition externe dans les doses efficaces totales (toutes voies d'exposition confondues).

En 1986, quelle que soit la classe d'âge, les doses à la thyroïde sont toujours nettement plus élevées que les doses aux autres organes. Par ailleurs les doses

moyennes à la thyroïde les plus élevées sont celles estimées pour les enfants de 1 à 2 ans (graphique de droite de la figure 27).

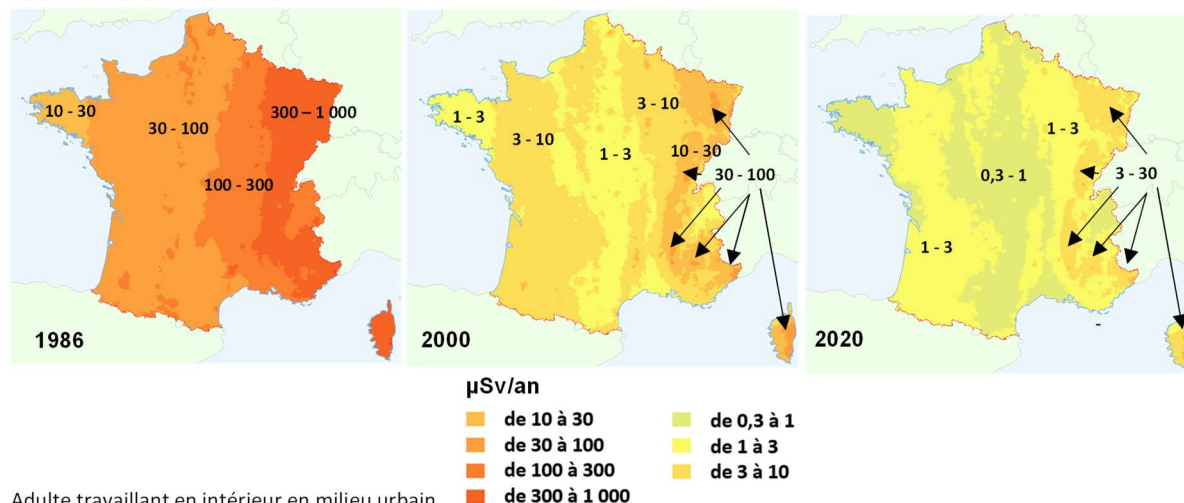
De manière générale, à partir de 1987, toutes les doses aux organes sont très proches les unes des autres. En 1988 par exemple les doses aux organes vont de 7 μSv pour les seins à 10 μSv pour le colon.

Variabilité spatiale des doses

La figure 28 présente les cartes des doses efficaces estimées pour les deux catégories d'adultes, l'un travaillant en extérieur en milieu rural (cartes du haut) et l'autre travaillant en intérieur en milieu urbain. Ces

cartes montrent que les doses liées aux retombées de l'accident de Tchernobyl ont pu fortement varier en fonction du lieu de résidence. Les personnes résidant sur les zones de l'Est du pays où les retombées ont été les plus importantes, ont pu recevoir des doses jusqu'à 100 fois supérieures à celles résidant sur les zones les moins touchées de l'Ouest.

Adulte travaillant en extérieur en milieu rural



Adulte travaillant en intérieur en milieu urbain

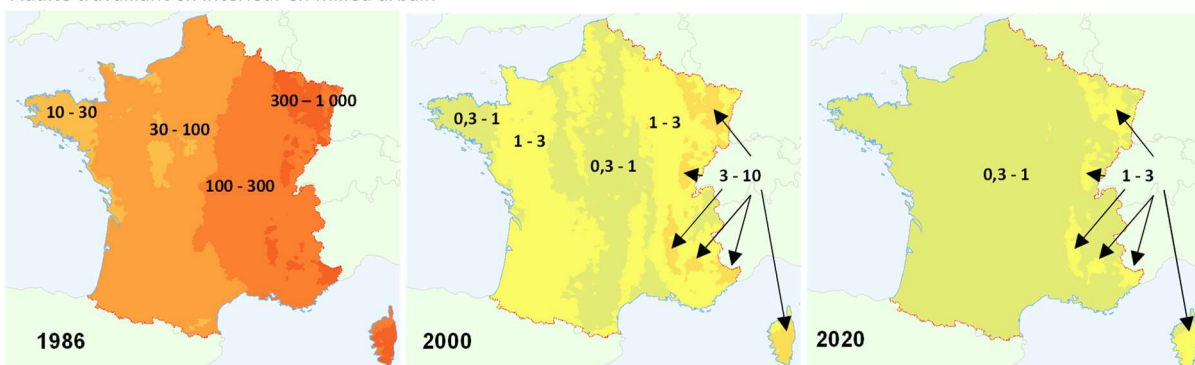


Figure 28 : Doses efficaces moyennes estimées pour des adultes travaillant en extérieur en milieu rural (cartes du haut) ou en intérieur en milieu urbain (cartes du bas) en 1986, 2000 et 2020 (en $\mu\text{Sv/an}$).

Cette variabilité spatiale résulte des contributions relatives des trois voies d'exposition. L'allure générale des 2 cartes relatives à l'année 1986 résulte principalement du zonage lié à l'exposition par ingestion (voir la figure 21) et dans une moindre mesure de la dose externe liée à la cartographie des dépôts. 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 d'une dose externe plus importante. 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 et le reste du pays (ASNR, 2026).

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), l'ont été en 1986 par des adultes travaillant en extérieur en milieu rural, là où les dépôts radioactifs ont été les plus importants. Sur les communes concernées, la dose efficace totale, estimée autour de 1 mSv en 1986 a été due principalement (75%) à l'exposition externe aux dépôts radioactifs. Depuis 1986, cette exposition externe est restée prédominante dans ces communes les plus impactées et représente, en 2020, 97% de la dose totale estimée à 30 μSv . Cette dose maximale (hors consommation de champignons sauvages et de gibiers)

susceptible d'être atteinte en France, est probablement surestimée et ne concerne vraisemblablement qu'un nombre très restreint de personnes du fait, que, 40 ans après l'accident de Tchernobyl, les sols qui n'ont jamais été remaniés (ni labourés, ni recouverts...) se limitent souvent désormais à des espaces naturels ou boisés.

La figure 29 présente les cartes des doses moyennes à la thyroïde estimées pour des enfants de 1 à 2 ans (classe d'âges la plus exposée de manière générale). En 1986, l'allure générale de la carte est déterminée par l'exposition due à l'ingestion de denrées contaminées par l'iode 131, avec des estimations allant de 300 μ Sv dans l'ouest à 7 400 μ Sv (ASNR, 2025) dans la partie de l'est du pays la plus touchée par les retombées de l'accident de l'accident de Tchernobyl (zone 1 de la

figure 21 page 31). Cette dernière valeur de 7,4 mSv (ASNR, 2025) est proche de celle de 9,8 mSv, estimée suivant une approche différente⁴³ par l'IPSN (Vidal M. et Renaud Ph., 2000) et reportée par l'IRSN (Renaud et al., 2007). On retiendra donc que la dose moyenne à la thyroïde reçue par la plupart des enfants qui résidaient dans l'est du pays entre mai et juillet 1986 a été de l'ordre de 10 mSv. La consommation de certaines denrées sensibles a cependant pu induire des doses à la thyroïde plus élevées, telles qu'illustrées dans le paragraphe suivant. On notera enfin qu'après 1986, les doses 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 présentes dans l'environnement (exposition externe).

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

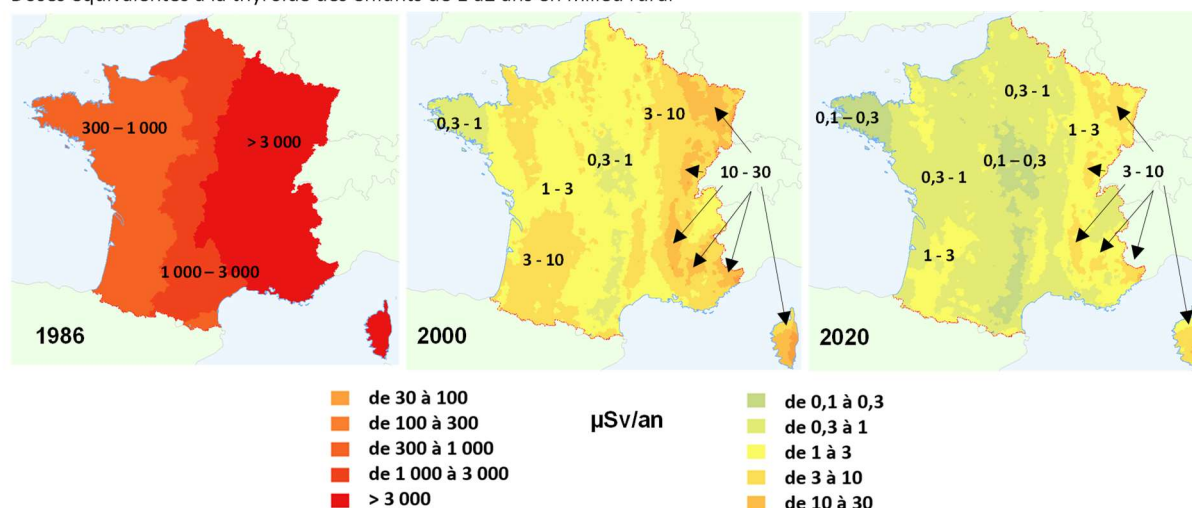


Figure 29 : Doses à la thyroïde moyennes estimées pour des enfants de 1 à 2 ans résidant en milieu rural en 1986, 2000 et 2020 (en μ Sv/an).

Consommation de denrées sensibles « fraîches » en 1986

En 1986, la dose interne par ingestion de denrées constitue l'essentiel de la variabilité des doses totales, toutes voies d'exposition confondues, pour une personne résident en un lieu donné.

Si la quantité totale de nourriture consommée varie peu d'un individu à l'autre, les habitudes alimentaires, notamment la nature des denrées et leur fraîcheur (consommation de produits frais par rapport aux conserves et surgelés) influencent beaucoup les doses par ingestion.

En 1986, une personne qui se serait nourrie essentiellement de denrées de conservation (lait UHT, boîtes de conserve ou surgelés) aurait reçu une dose efficace par ingestion très faible quel que soit son lieu

de résidence. À l'inverse, une personne qui aurait consommé beaucoup de produits frais, légumes feuilles, laits et fromages de chèvre ou de brebis, provenant des zones les plus touchées de l'Est de la France aurait pu recevoir une dose efficace par ingestion de plusieurs centaines de microSieverts.

En ce qui concerne les doses à la thyroïde, différents scénarios plus ou moins pénalisants ont été envisagés (Vidal et Renaud, 2000). Ils montrent que les doses dépendent surtout du type de lait consommé en relation avec les délais de consommation. Ainsi, un nourrisson qui n'aurait consommé que du lait de vache cru ou pasteurisé dans un délai de 2 jours (dans lequel la concentration en iode 131 n'a que très peu diminué par décroissance radioactive) aurait reçu une dose équivalente à la thyroïde de 40 mSv, soit 5 fois supérieure à celle du scénario de référence, car les quantités de lait ingérées sont élevées à cet âge (jusqu'à 800 g/jour) et la ration alimentaire ne comporte que peu d'autres aliments.

⁴³ Cette estimation était basée sur la prise en compte du pourcentage d'enfants concernés par différentes habitudes alimentaires, notamment

le type de lait consommé : UHT, lait cru, lait pasteurisé, lait maternel et lait de chèvre...

La consommation de produits laitiers de chèvre ou de brebis, plus contaminés que ceux de vache, a pu conduire à des doses supérieures aux moyennes, notamment si ces produits provenaient des zones les plus touchées de l'Est du pays. Ainsi, un enfant d'une dizaine d'année qui aurait consommé 150 g/j de fromage de chèvre durant les deux semaines qui ont suivi les dépôts aurait reçu une dose à la thyroïde de l'ordre de 100 mSv. Le nombre d'enfants concernés est vraisemblablement très faible. Néanmoins, la charge en iode 131 mesurée dans la thyroïde d'un jeune garçon de Balagne (Corse) en juillet 1986, témoigne d'une dose équivalente de l'ordre de 20 à 30 mSv, cohérente avec une consommation de 70 à 100 g/j de fromages de brebis, dont l'activité élevée avait également été mesurée (Renaud *et al.* 2002).

Cette influence des habitudes alimentaire a pu brouiller la relation entre les doses efficaces par ingestion et la

répartition spatiale des dépôts radioactifs, comme l'a montré une étude basée sur les mesures de la contamination en ^{137}Cs des travailleurs des sites nucléaires (Renaud *et al.* 1998) : certains employés de La Hague (Cotentin) ont présenté de 1986 à 1989 des charges corporelles de ce radionucléide, équivalentes à celles des employés des sites de l'Est du pays. À l'inverse, les contaminations les plus faibles mesurées chez les travailleurs d'un site comme celui de Tricastin se rapprochaient de celles théoriquement attendues à l'Ouest du pays.

Néanmoins, pour une large population résidant sur de vastes zones, à l'échelle de celles où la contamination mesurée dans les denrées était homogène (voir la figure 21), on peut considérer que la variabilité des doses efficaces moyennes résultant de l'ingestion de denrées contaminées a été principalement spatiale.

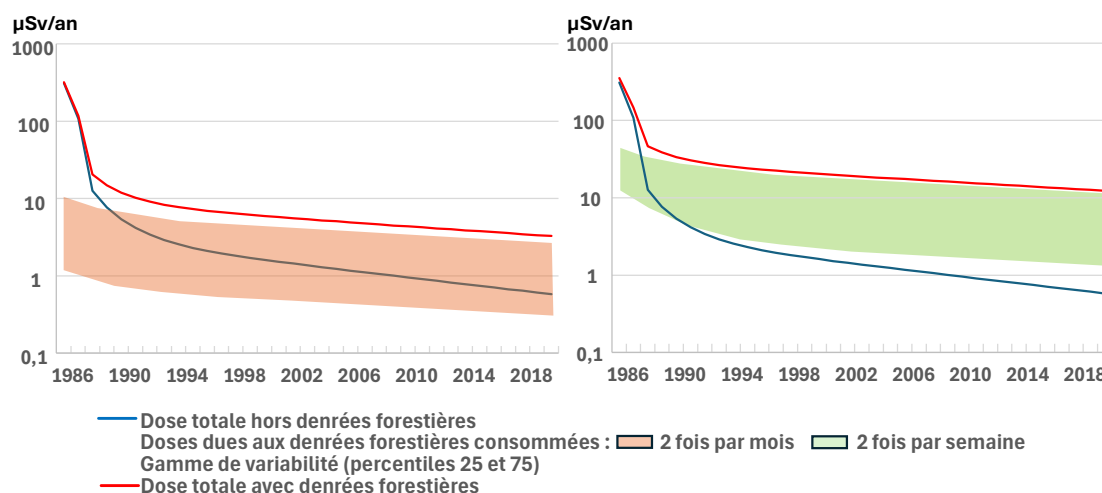


Figure 30 : Évolutions comparées des doses potentielles liées à la consommation de denrées forestières et des doses dues aux autres voies d'exposition, estimées pour un dépôt modéré de 6 900 Bq/m² (reprenant l'exemple de la figure 26 relative aux environs de Verdun) dans le cas d'un adulte travaillant en intérieur en milieu urbain (µSv/an)

Consommation de champignons sauvages et de viandes de gibiers

Evaluer les doses liées à la consommation de denrées forestière est délicate en raison de la très forte variabilité des teneurs en césium 137 de ce type de denrées, même au sein d'une même commune (voir le paragraphe 4.3). Il est toutefois important de les situer par des estimations moyennes, sans écarter la possibilité que ces estimations ont pu, et peuvent encore, être dépassées.

Les graphiques de la figures 30 permettent de comparer les doses dues à la consommation de denrées forestières (bandeau orange à gauche pour une consommation correspondant à 2 repas par mois ; bandeau vert à droite pour 2 repas par semaine) à celle reçue par une personne qui ne consommerait pas ce

type de denrées (en reprenant l'exemple de la figure 26 des environs de Verdun).

La dose liée à la consommation de denrées forestières, qui a très peu évolué au fil des années, a été négligeable au cours des deux premières années suivant les dépôts radioactifs, quelles que soient les quantités consommées. Une consommation fréquente de ce type de denrées a conduit à des doses plus élevées dès 1988 pour une consommation à raison de 2 repas par semaine, et à partir de 1991 pour deux repas par mois. En 2020, pour la plupart des Français passant l'essentiel de leur journée en intérieur en milieu urbain, une consommation fréquente de ce type de denrées conduirait à multiplier en moyenne par 20 la dose due aux retombées de l'accident de Tchernobyl. Dans sa récente étude sur les zones de rémanence élevée des retombées anciennes (essais nucléaires et accident de Tchernobyl), l'ASNR a par exemple évalué à 24 µSv/an,

la dose efficace liée à une consommation fréquente (2 fois par semaine) de champignons et de gibier aux niveaux de concentration en césium 137 mesurés lors de cette étude (ASNR, 2026c).

Mais on ne peut exclure que des doses efficaces dues à la consommation de denrées forestières, puisse encore aujourd'hui ou dans l'avenir, atteindre quelques centaines de $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour de très gros consommateurs si l'on se base sur les concentrations de césium 137 les plus élevées mesurées en France depuis 1986.

4. LES AUTRES RETOMBÉES RADIOACTIVES DEPUIS 1945

4.1. LES RETOMBÉES DE L'ACCIDENT DE FUKUSHIMA

La figure 31 qui présente l'évolution des concentrations moyennes mensuelles⁴⁴ de différents radionucléides, mesurées dans l'air de 1959 à 2021, montre l'augmentation de la concentration de césium 137 liée aux retombées de l'accident de Fukushima en mars

2011. Ces retombées ont été mesurées dans l'air, dans des végétaux, des denrées agricoles, notamment des légumes, ainsi que dans le lait et la viande. Les principaux radionucléides mesurés ont été l'iode 131, le césium 134 et le césium 137.

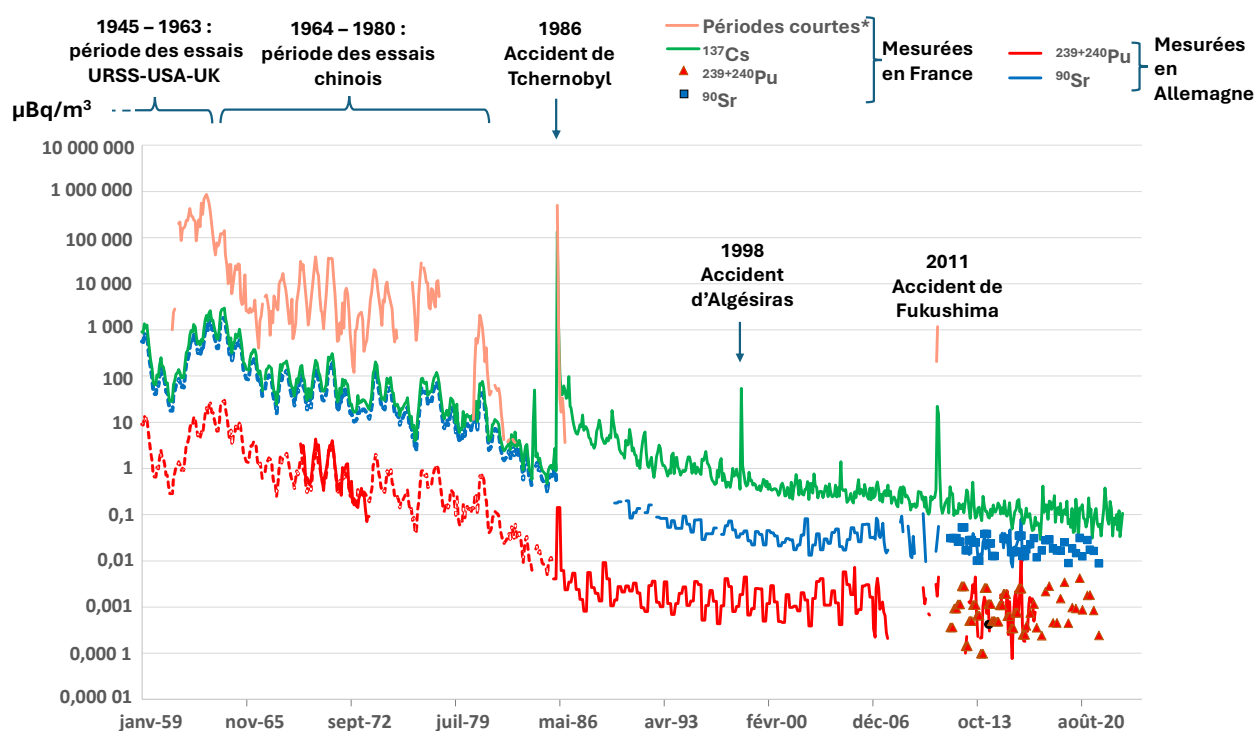


Figure 31 : Evolution des concentrations dans l'air des principaux radionucléides mesurés en France dans les aérosols atmosphériques (moyennes des concentrations mensuelles mesurées à partir de toutes les stations de prélèvement réparties sur le territoire, en $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$).

L'arrivée des masses d'air contaminées par l'accident de Fukushima a été décelée pour la première fois en France sur un filtre d'aérosols atmosphériques prélevés par une station d'altitude de l'IRSN située au sommet du Puy de dôme le 24 mars 2011. Très rapidement, plusieurs autres stations du réseau OPERA-Air de l'IRSN mais aussi des réseaux de surveillance radiologique des exploitants nucléaires (EDF, Orano...)

ont permis de mesurer les évolutions des activités volumiques d'iode 131, de césium 137 et de césium 134 dans l'air liées aux retombées de cet accident⁴⁵ au cours des jours suivants (jusqu'à fin mai pour l'iode 131 et fin juillet pour les césiums). Les résultats acquis par l'IRSN sont présentés dans la figure 32. Les concentrations maximales, mesurées entre le 27 mars et le 9 avril 2011, ont ainsi été 10 000 à 100 000 fois plus faibles que les

⁴⁴ S'agissant de moyennes mensuelles, il est normal que le niveau de certains « pics » soit inférieur aux maximales qui ont été mesurées sur 1 jour ou 1 semaine. C'est le cas notamment des concentrations indiquées pour le mois de mai 1986

⁴⁵ D'autres radionucléides mineurs liés à l'accident de Fukushima ont pu être mesurés dans l'air en France ; il s'agit notamment des couples tellure-iode 132, tellure 129-tellure 129m et baryum-lanthane 140.

maximales observées au début du mois de mai 1986 lors des retombées de l'accident de Tchernobyl.

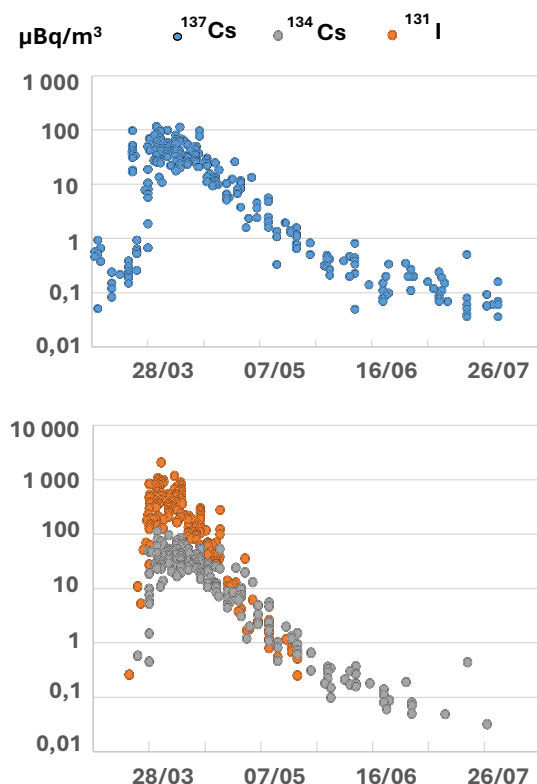


Figure 32 : Evolutions des concentrations d'iode 131, de césium 134 et de césium 137 mesurées en France dans les aérosols atmosphériques lors des retombées de l'accident de Fukushima (activités volumiques en $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ d'air).

Comme lors des retombées de cet accident, l'iode atmosphérique des retombées de l'accident de Fukushima se trouvait principalement sous forme gazeuse (70 à 80%). Les concentrations en iode 131 gazeux les plus élevées, comprises entre 3000 et 7400 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$, ont été mesurées entre le 28 mars et le 8 avril 2011. Ces figures montrent par ailleurs que les concentrations de césium 134 étaient quasi-égales à celles de césium 137, alors que lors des retombées de l'accident de Tchernobyl elles étaient 2 fois inférieures.

Les mesures faites en France et en Europe ont montré que ces concentrations dans l'air y ont été du même ordre de grandeur.

Ces concentrations dans l'air se sont traduites principalement par des concentrations d'iode 131 dans les légumes et le lait en cours de production (voir la figure 33).

Du césium 134 a pu être mesuré dans de rares échantillons de légumes (autour de 0,05 à 0,1 Bq/kg frais), de lait (valeur maximale de 0,1 Bq/L) et de viande de mouton (valeur maximale de 0,04 Bq/kg frais). Il n'a pas été possible de quantifier l'augmentation des concentrations de césium 137 attribuables à ces retombées sur la base des mesures de ce radionucléide, du fait de la rémanence des retombées de l'accident de Tchernobyl dans ces denrées ; on peut

supposer qu'elles étaient du même niveau que celles du césium 134.

Ces concentrations, ont été de l'ordre de 100 à 10 000 fois inférieures à celles observées en mai 1986. Aucune élévation liée à ces retombées n'a pu être mise en évidence par les mesures dans les denrées agricoles produites ultérieurement, notamment dans les productions fruitières et céréalières du printemps à l'automne 2011.

Ainsi, les retombées en France de l'accident de Fukushima ont été très faibles et très fugaces.

Les doses efficaces ont été estimées à moins de 1,8 μSv pour l'année 2011. Elles ont résulté essentiellement de l'exposition externe aux dépôts radioactifs. La faible contribution de l'ingestion s'explique par le fait que très peu de denrées ont été concernées en raison de la date des retombées : très précoce dans les calendriers des productions agricoles. Concernant les enfants, c'est la classe d'âge 1-2 ans qui a été globalement la plus sensible à l'exposition à l'iode 131, principalement par ingestion alimentaire et secondairement par inhalation, avec une dose équivalente à la thyroïde estimée inférieure 25 μSv en moyenne, ayant pu atteindre 45 μSv . Ces estimations, pourtant pénalisantes, sont très faibles au regard de celles liées aux retombées des essais d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl.

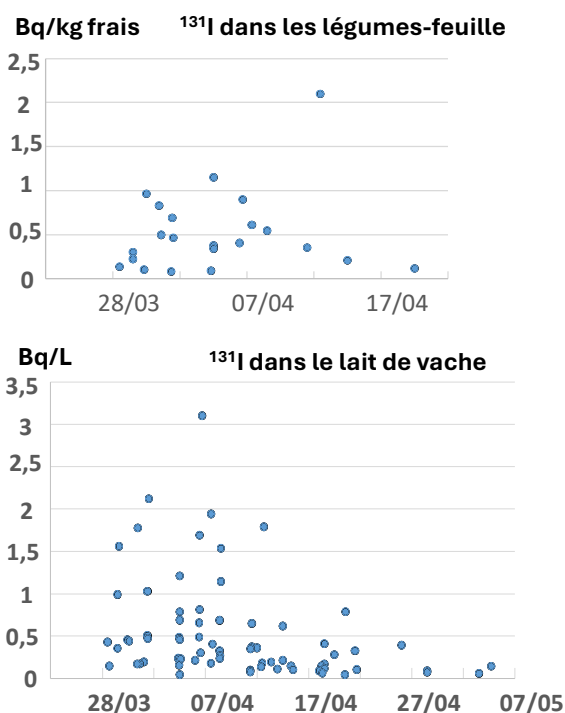


Figure 33 : Evolutions des concentrations d'iode 131 mesurées en France dans les légumes-feuilles et le lait de vache après les retombées de l'accident de Fukushima (activités massiques et volumiques en Bq/kg frais et en Bq/L)

4.2. LES RETOMBEES DE L'ACCIDENT D'ALGESIRAS

La figure 31 montre aussi qu'une élévation, très ponctuelle et de faible ampleur, de l'activité volumique du césium 137 a été observée en juin 1998. Cette augmentation, décelée par certaines stations de l'IRSN du Sud de la France, a résulté de la destruction d'une source scellée de césium 137 dans les hauts fourneaux d'une aciérie proche de la ville d'Algésiras en Espagne à la fin du mois de mai 1998. Les conséquences de cet événement n'ont été décelées que dans l'air et ont été insignifiantes en termes d'exposition de la population. Les activités volumiques les plus élevées mesurées dans l'air en France ont été de 2480 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (du 25 mai au 2 juin 1998 à La Seyne/mer) et 2100 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (du 1^{er} au 2 juin) à Nice. Les activités mesurées plus au nord (Dijon, Orsay, Charleville-Mézières et Bordeaux) n'ont pas dépassé 38 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$.

4.3. RETOMBEES EN FRANCE DES INCENDIES DE FORETS DE RUSSIE, BIELORUSSIE ET D'UKRAINE

Des concentrations de césium 137 dans l'air supérieures aux niveaux habituels sont parfois mesurées lorsqu'arrivent en France des panaches d'incendies de grande ampleur qui surviennent dans des régions d'Europe de l'Est fortement touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl (IRSN 2024b). Lors de ces incendies, la combustion de la matière organique, contenue dans les couches superficielles du sol ainsi que celle des végétaux, émet dans l'air une partie des radionucléides encore présents dans l'environnement en raison de leur période radioactive longue. Il s'agit principalement du césium 137, du strontium 90, d'isotopes du plutonium et de l'américium 241⁴⁶. Les concentrations atmosphériques qui en résultent, diminuent rapidement du fait de la dispersion des masses d'air au cours de leur transport sur de longues distances et ces événements, qui ne sont décelés que grâce aux techniques de prélèvement et d'analyses les plus performantes de l'ASNR, induisent des concentrations dans l'air en France trop faibles pour être perceptibles sur le graphique de la figure 31 ; elles atteignent tout au plus quelques $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ d'air pour le ¹³⁷Cs et environ 1000 fois moins pour les isotopes du plutonium, pour le ⁹⁰Sr et pour l'²⁴¹Am.

⁴⁶ En 1986, des isotopes du plutonium et du strontium 90 fixés sur des particules de grande taille (quelques dizaines à centaines de micromètres) se sont déposés par gravité en quantités importantes dans les environs de la centrale Ukrainienne. L'américium 241 provient de la désintégration du plutonium 241.

⁴⁷ Dans les régions tempérées de l'hémisphère nord (latitudes comprises entre 30 et 60°), la circulation générale des masses d'air troposphériques est organisée selon un flux d'Ouest en Est. Par conséquent, les panaches des incendies qui se

Ces événements sont par ailleurs peu fréquents car les conditions météorologiques qui les entraînent le sont également⁴⁷. Cela a notamment été le cas en août et septembre 2002, en mars 2003, en août 2010 et surtout en avril 2020 lorsque des incendies majeurs se sont déclarés dans l'environnement proche de la centrale Ukrainienne. Le dernier événement de cette nature est survenu à la fin de l'été 2024 et a donné lieu à plusieurs notes d'informations accessibles sur le site internet de l'ASNR.

En 2024, l'IRSN a publié les résultats d'une étude plus approfondie sur les conséquences en France de des incendies qui affectent les zones de Russie, Biélorussie et d'Ukraine les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl, en reprenant le cas de l'épisode de 2020 et en considérant d'autres scénarios d'incendies fictifs parmi les plus pessimistes (IRSN 2024b). Les doses efficaces estimées sont extrêmement faibles, de l'ordre de 1 à 10 nSv pour un adulte, soit de 100 000 à un 1 000 000 de fois inférieures aux doses estimées pour l'année 1986 pour des personnes qui résidaient dans les zones de l'Est de la France les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl.

4.4. LES RETOMBEES DES « EPISODES DE POUSSIÈRES SAHARIENNES »

La France, et plus particulièrement le sud du pays, est régulièrement survolée par des poussières sahariennes (IRSN 2024 § 4.7). Ces événements deviennent de plus en plus fréquents et significatifs ces dernières années en termes d'augmentation de l'empoussièrement atmosphérique (masses volumiques en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ environ 10 fois plus et ponctuellement jusqu'à environ 50 fois plus que les niveaux habituels). Ces poussières, de couleur ocre à brune, sont marquées par des radionucléides artificiels, parmi lesquels le césium 137 est le plus présent. Ce césium provient essentiellement des retombées sur les sols du Sahara des essais nucléaires atmosphériques réalisés dans l'hémisphère Nord, principalement par les Etats-Unis et l'Union soviétique avant 1963 ; les quatre essais réalisés par la France au début des années 60 au Sahara Algérien ayant eu en comparaison une contribution négligeable aux dépôts radioactifs sur les vastes zones du Sahara concernées par ces soulèvements de poussières.

développent dans la partie Est de l'Europe ont généralement tendance à se disperser vers l'Est et le continent eurasiatique. Toutefois, lors de situations anticycloniques, des masses d'air continentales peuvent se déplacer vers l'Europe de l'Ouest. La combinaison d'une situation anticyclonique et d'un incendie majeur dans les territoires contaminés reste relativement rare mais a provoqué à plusieurs reprises la dispersion d'un panache de cendres contenant des éléments radioactifs artificiels détectables à l'état de traces dans plusieurs pays européens et jusqu'en France.

Les principales augmentations de la concentration de césium 137 dans l'air relevées en France et dues à de tels événements datent de février 2004, et plus récemment de février et juin 2021, mars 2022, septembre 2023, mars et juin 2024. Elles sont dues principalement à l'augmentation de la concentration en particules dans l'air (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et, dans une moindre mesure, de leur activité massique (en Bq/g). L'activité massique des particules transportées est supérieure à celle des sols dont elles sont issues et tend à augmenter entre le point d'émission et la zone de dépôt en raison de la sédimentation rapide des particules les plus grosses, dont l'activité massique est plus faible que celle des particules plus fines, qui voyagent plus facilement sur de longues distances.

Comme les panaches d'incendies présentés précédemment, les augmentations des concentrations de césium 137 dans l'air liées aux événements de poussières sahariennes, de l'ordre du $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ d'air (activité maximale ajoutée de 2 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ observée à la station de La Seyne-sur-mer en mars 2024), ne sont pas perceptibles sur le graphique de la figure 31.

Un seul de ces épisodes majeurs de quelques jours peut déposer autant de ^{137}Cs que le cumul moyen d'une année, soit environ 0,1 à 0,4 Bq/m^2 . Toutefois, les activités déposées lors de ces épisodes restent insignifiantes par rapport à l'activité surfacique des sols français sur lesquels ont lieu ces dépôts depuis l'accident de Tchernobyl, de l'ordre de plusieurs centaines à quelques dizaines de Bq/m^2 . Dans tous les cas, l'impact dosimétrique lié à l'inhalation de ces très faibles concentrations atmosphériques ou à l'ingestion de denrées sur lesquelles ont lieu les dépôts associés, reste négligeable par rapport à celui de la rémanence des retombées des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl.

4.5. LA DESINTEGRATION DU SATELLITE SNAP EN 1964

Le 21 avril 1964, un satellite de navigation américain équipé d'un générateur auxiliaire SNAP-9A (System for Nuclear Auxiliary Power generator) s'enflamme lors de sa rentrée dans l'atmosphère au-dessus de l'océan Indien, libérant ainsi une activité de plutonium 238 correspondant presque au double de celle due à l'ensemble des essais militaires pour ce radionucléide. 80% des retombées se sont faites dans l'hémisphère Sud entre 1965 et 1973 ; ce long temps de résidence dans l'atmosphère est lié à l'altitude élevée de l'explosion. Les 20% des retombées qui ont eu lieu sur l'hémisphère Nord ont conduit à des dépôts très faibles, de l'ordre de 1 Bq/m^2 . Les conséquences dosimétriques de cet événement sont prises en compte dans les doses consécutives aux essais atmosphériques d'armes nucléaires dont elles constituent une composante négligeable.

4.6. LA DETECTION DE RUTHENIUM 106 DANS L'AIR EN 2017

Du ruthénium-106 a été détecté en octobre 2017 par plusieurs réseaux européens de surveillance de la radioactivité dans l'atmosphère situés à l'Est du pays (IRSN 2018 § 5.3). Dès qu'il a eu connaissance des premières détections de ruthénium 106 dans l'atmosphère en Europe, l'IRSN (devenu ASNR) a mobilisé l'ensemble de ses moyens de surveillance radiologique de l'atmosphère et a procédé à l'analyse régulière des filtres de ses stations de surveillance. La plupart des stations de prélèvement les plus performantes de l'IRSN réparties sur le territoire ont révélé la présence de ruthénium 106 avec des concentrations allant de 0,2 à 46 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ entre le 27 septembre et le 13 octobre 2017. Ces concentrations sont extrêmement faibles : 10 000 à 100 000 fois plus faibles que celles de ce radionucléide, mesurées en 1961-1963 (figure 6), 100 à 1000 fois plus faibles que celles mesurées durant les essais chinois ou encore plus de l'ordre de 1 000 000 de fois plus faibles que celles mesurées dans les premiers jours de mai 1986. Elles ne pouvaient pas avoir de conséquences mesurables dans les autres composantes de l'environnement. Les doses qui ont pu en résulter en France, considérées comme insignifiantes, n'ont pas été précisément estimées. L'IRSN a considéré que l'importation en France de denrées contaminées par du ruthénium-106 à proximité de la source de rejets était extrêmement faible, que le risque sanitaire potentiel lié à ce scénario était lui aussi très faible et qu'il n'était donc pas nécessaire de mettre en place des contrôles systématiques de la contamination des denrées importées.

Une étude menée par l'IRSN, de reconstitution des trajectoires suivies par ces masses d'air marquées en ruthénium 106, a conclu qu'un rejet d'une quantité importante de ruthénium localisé entre la Volga et l'Oural, qui se serait produit fin septembre 2017 au cours d'une opération de traitement de combustible irradié refroidi deux ans environ, est l'hypothèse la plus probable pour expliquer les mesures issues des stations de surveillance de la radioactivité atmosphérique de différents pays européens.

Cet événement qui n'a pu conduire qu'à une exposition insignifiante de la population française, n'a pas donné lieu à une évaluation dosimétrique.

4.7. LA DETECTION D'IODE 131 DANS L'AIR EN NOVEMBRE 2011

En novembre 2011, l'IRSN (devenu ASNR) a eu connaissance de la détection, par plusieurs pays d'Europe centrale, d'iode 131 à l'état de traces dans l'air, événement qui a par ailleurs fait l'objet d'un communiqué de presse de l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) publié le 11 novembre de la même année. Dès lors, l'IRSN a engagé rapidement des analyses par spectrométrie gamma sur des prélèvements d'aérosols et d'iode sous forme gazeuse effectués en France, pour y rechercher la présence éventuelle de ce radionucléide. Les niveaux mesurés en France n'ont pas dépassé quelques $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ et étaient proches des limites de détection des instruments de mesure. Parmi les filtres d'aérosol prélevés par des stations du nord de la France dans lesquels l'iode 131 était présent en quantité mesurable, ce sont les filtres relevés les 9 et 10 novembre à Alençon, Charleville-Mézières, Orsay et au Vésinet, avec des activités volumiques de respectivement ($3,0 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$, $5,0 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$, $4,2 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ et $12 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$) qui présentaient les concentrations les plus élevées.

Dans son communiqué de presse du 17 novembre 2011, l'AIEA a indiqué avoir reçu de l'autorité hongroise pour l'énergie nucléaire (Hungarian Atomic Energy Authority - HAEA) une information selon laquelle « ...la source d'iode 131 détecté en Europe était très probablement un rejet à l'atmosphère provenant de l'Institut des Isotopes (Institute of Isotopes Ltd.) situé à Budapest ». Cet institut produit des isotopes radioactifs destinés à des applications dans le domaine médical, dans l'industrie et pour la recherche. Selon l'autorité hongroise, le rejet se serait produit depuis le 8 septembre, avec un épisode de rejet plus important du 12 au 14 octobre.

Cet événement qui n'a pu conduire qu'à une exposition insignifiante de la population française, n'a pas donné lieu à une évaluation dosimétrique.

4.8. LA DETECTION D'IODE 131 DANS L'AIR EN FEVRIER 2017

Des traces d'iode 131 ont été détectées dans les aérosols atmosphériques d'une douzaine de pays européens entre la mi-janvier et la fin-février 2017. Les concentrations sont restées très faibles : entre 0,1 et 10 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (0,1 à 0,3 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ pour ce qui concerne les mesures faites en France) et n'ont conduit à aucun impact sanitaire significatif. Comme en 2011, c'est probablement les rejets d'une industrie radiopharmaceutique et des conditions météorologiques particulières qui en sont à l'origine. Parmi les différentes sources potentielles identifiées, la reconstitution de la trajectoire des masses d'air, effectuée par l'IRSN, montre qu'il pourrait s'agir plus probablement d'un institut de production radiopharmaceutique situé à Obninsk à environ 200 km au sud-sud-ouest de Moscou.

5. EXPOSITION RADIOLOGIQUE DE LA POPULATION FRANÇAISE DEPUIS 1945 : BILAN ET MISE EN PERSPECTIVE

5.1. MISE EN PERSPECTIVE DES RETOMBÉES ANCIENNES

La figure 34 présente l'évolution, depuis 1945, de la dose efficace moyenne⁴⁸ annuelle estimée pour des adultes travaillant en extérieur en milieu rural (cas le

plus pénalisant hors consommation de denrées forestières) et qui auraient résidé dans trois zones géographiques différentes, représentatives de la variabilité de ces doses à l'échelle de la France métropolitaine : la région parisienne, les environs d'Epinal et les environs de Vaison-la-Romaine.

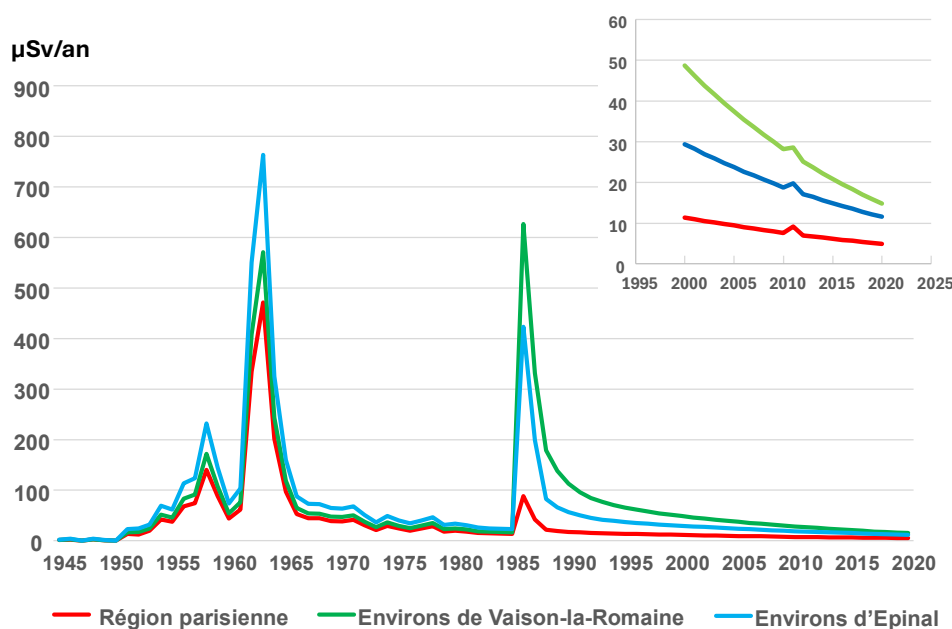


Figure 34 : Evolution, de 1945 à 2020, des doses efficaces moyennes (en $\mu\text{Sv/an}$) estimées pour des adultes travaillant en extérieur en milieu rural (cas le plus pénalisant) et ayant résidé dans trois ensembles géographiques différemment touchés par les retombées des essais d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl

Les doses moyennes les plus élevées sont estimées pour les années 1958 puis 1961-1963 pour les retombées des essais nucléaires et 1986 pour celles de l'accident de Tchernobyl. En 1963, les doses efficaces ont été comprises entre 470 μSv (en région parisienne) et 780 μSv (environs d'Epinal) en relation avec la cartographie des dépôts (voir la figure 9), elle-même liée aux précipitations moyennes annuelles. Entre 1964 et 1985, après le traité d'interdiction partiel des essais d'armes nucléaires signé en 1963 par les Etats-Unis,

l'Union soviétique et le Royaume-Uni et durant les essais nucléaires chinois (1964-1980), les doses ont été beaucoup plus faibles et en diminution : de 50 μSv en 1965 à 15 μSv en 1985 pour la région parisienne (respectivement de 90 μSv à 23 μSv pour les environs d'Epinal).

Les retombées de l'accident de Tchernobyl ont induit une augmentation de ces doses efficaces moyennes en 1986 : faible en région parisienne (90 μSv), modérée dans les environs d'Epinal (420 μSv) et plus importante

⁴⁸ On rappelle que les doses sont qualifiées de « 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. Dans ce cas, il s'agit de

personnes passant 8h/j à l'extérieur en milieu rural (population d'agriculteurs par exemple)

dans les environs de Vaison-la-Romaine (620 μSv). Ces doses ont fortement diminué dès 1987 et plus lentement par la suite, pour être comprises, en 2020, entre 5 μSv en région parisienne et 15 μSv dans les environs de Vaison-la-Romaine.

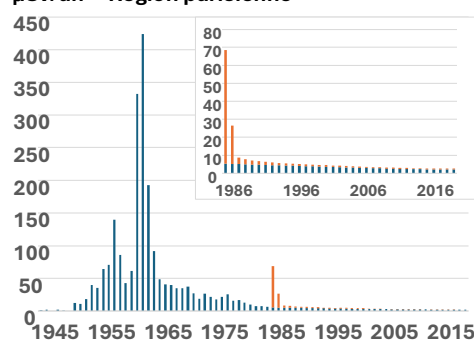
La dose moyenne liée aux retombées de l'accident de Fukushima, homogène sur le territoire et estimée au maximum à 1,8 μSv pour l'année 2011, est à peine perceptible sur ce graphique (zoom en haut à droite) au regard des doses liées aux essais nucléaires et à l'accident de Tchernobyl, comprises cette année-là entre 5,5 μSv en Région parisienne et 24 μSv dans les environs de Vaison-la-Romaine. Les conséquences dosimétriques des autres retombées mentionnées dans le chapitre 4, sont, quant à elles, imperceptibles sur ce graphique.

La figure 35 présente pour les trois mêmes régions, les évolutions des doses efficaces estimées pour des adultes travaillant en intérieur en milieu urbain (toujours hors consommation de denrées forestières).

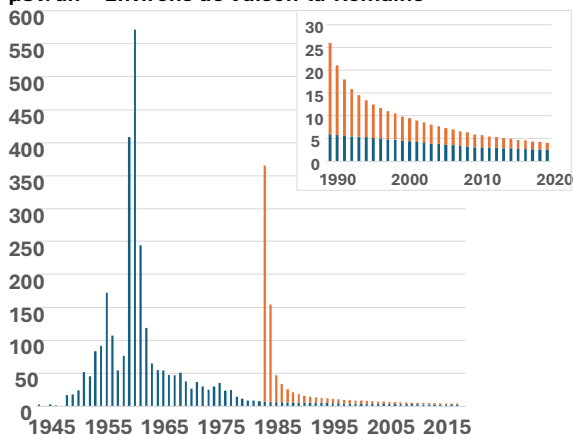
Contrairement au cas de la figure 34 relatives à des adultes travaillant en extérieur en milieu rural, ces doses plus faibles sont représentatives d'une très large majorité des adultes qui vivent en milieu urbain et ne séjournent que 2 à 3 heures par jours à l'extérieur de locaux.

Par ailleurs, les graphiques de la figure 35 présentent les contributions respectives des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl. Pour la majeure partie de la France, les doses liées à l'accident de Tchernobyl sont devenues assez rapidement plus faibles que celles dues aux essais nucléaires. Ainsi, en région parisienne, la contribution des retombées des essais nucléaires est redevenue prépondérante dans l'exposition des Français dès 1988. Sur les zones les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl (ayant reçu plus de 10 000 Bq/m^2 de césium 137 en 1986) comme cela a été le cas des environs de Vaison-la-Romaine, la contribution des essais nucléaires est redevenue prépondérante à partir du début des années 2000.

$\mu\text{Sv}/\text{an}$ Région parisienne



$\mu\text{Sv}/\text{an}$ Environs de Vaison-la-Romaine



■ Essais nucléaires
■ Tchernobyl

$\mu\text{Sv}/\text{an}$ Environs d'Epinal

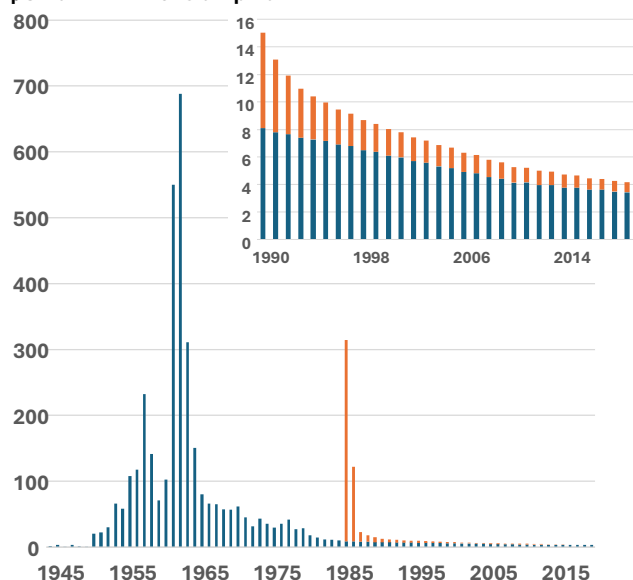


Figure 35 : Evolution, de 1945 à 2020, des doses efficaces annuelles moyennes (en $\mu\text{Sv}/\text{an}$) estimées pour des adultes travaillant en intérieur en milieu urbain (cas représentatif de la majeure partie de la population) et ayant résidé dans trois ensembles géographiques différemment touchés par les retombées des essais d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl, avec les contributions respectives de ces deux origines.

La figure 36 présente, de manière plus détaillée, la variabilité spatiale de ces doses efficaces moyennes pour six années clefs de leur évolution temporelle. Cette figure confirme qu'en 1958 et en 1963 (en fait, de 1961 à 1963), les doses efficaces moyennes reçues sur la France entière ont été aussi élevées que celles estimées pour l'Est du pays en 1986. Ainsi, en 1958, pour la quasi-totalité du territoire, les doses efficaces

reçues par les adultes sont estimées entre 100 et 300 μSv (couleur jaune) ; en 1986, ce n'était le cas que sur la moitié Est du pays. De même, en 1963, les doses moyennes ont été partout comprises entre 300 μSv (couleur orange) et plus de 1000 μSv (orange foncé avec un maximum de 1 300 μSv atteint très localement en Moselle), alors qu'en 1986 de tels niveaux ont concerné essentiellement les zones les plus touchées de l'Est du pays.

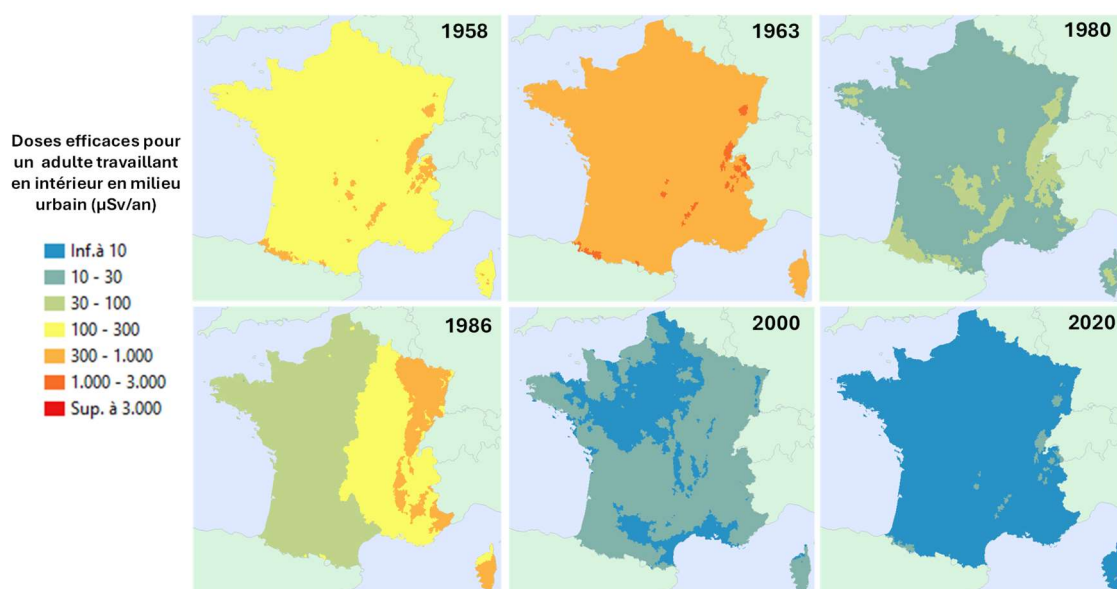


Figure 36 : Cartes des doses efficaces moyennes estimées pour des adultes travaillant en intérieur.

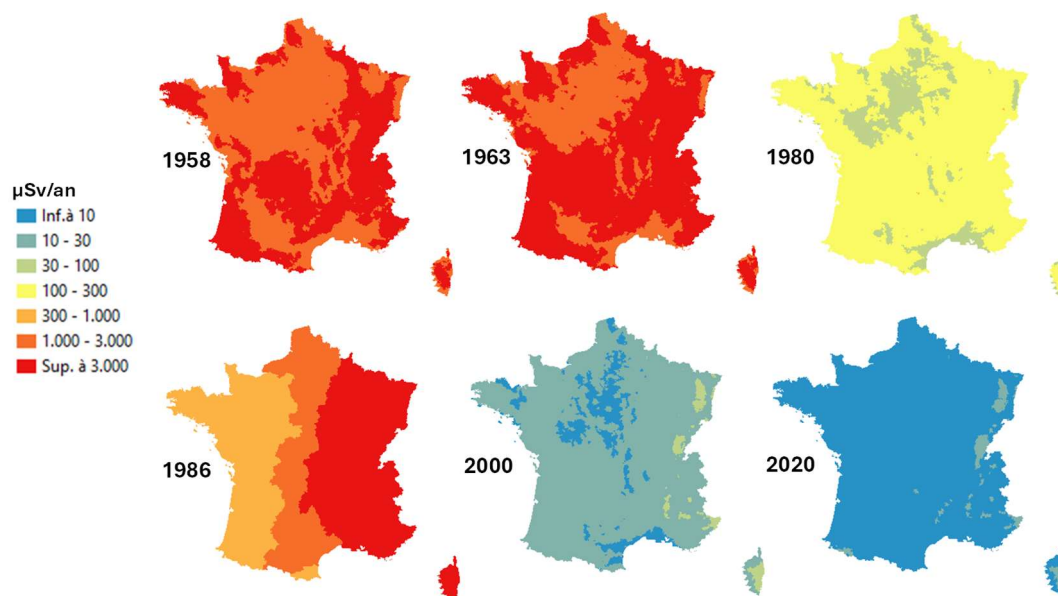


Figure 37 : Cartes des doses moyennes à la thyroïde résultant des retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl et estimées pour les enfants de 1 à 2 ans.

Cette importance des doses liées aux essais nucléaires au regard de celles liées à l'accident de Tchernobyl est encore confirmée par la figure 37 qui représente les estimations de doses à la thyroïde pour les enfants de 1 à 2 ans (classe d'âges la plus exposée). En 1958 et de 1961 à 1963, ces doses ont été estimées comprises

entre 1 et 10 mSv. En 1986, elles ont été du même ordre de grandeur, comprises entre 0,3 mSv à l'Ouest et 10 mSv pour les enfants de cette même classe d'âge résidant dans l'Est de la France en 1986.

Il est important de rappeler ici que, dans les années 60 comme en 1986, des doses à la thyroïde plus élevées

ont pu être reçues par des enfants ayant consommé des quantités importantes de légumes et de lait frais (voir le chapitre 3.4. De même, la consommation de champignons sauvages et de gibiers peut, encore aujourd'hui ou dans l'avenir, induire des doses efficaces très supérieures à celles mentionnées dans le présent chapitre (voir chapitre 3.4).

5.2. COMPARAISON AVEC LES EXPOSITIONS LIEES AUX REJETS DES INSTALLATION NUCLEAIRES

Les expositions de l'ensemble des Français aux retombées atmosphériques radioactives peuvent être comparées, en termes de doses efficaces, à celles des personnes résidentes à proximité des installations nucléaires et exposées à leur rejets. Si l'on excepte le site d'Orano de La Hague présenté ci-après, les rejets normaux des sites nucléaires français induisent, depuis plus de 20 ans, des doses efficaces inférieures, voire très inférieures à 1 $\mu\text{Sv/an}$ ⁴⁹ (IRSN, 2024) et qui ne concernent que les personnes résidant dans un rayon de 5 à 10 km autour des sites. Ces doses sont très

faibles au regard de celles liées à la rémanence des retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl mentionnées précédemment.

Toutefois, les rejets de certains sites nucléaires ont pu induire, à certaines périodes passées, des doses du même ordre de grandeur que celles rémanentes des retombées des essais nucléaires ou de l'accident de Tchernobyl. A noter que les centres nucléaires de production d'électricité (CNPE d'EDF) ne font pas partie de ces sites. A titre d'exemple, la figure 38 présente les doses efficaces moyennes⁵⁰ annuelles pour des adultes habitant autour du site de La Hague (ASNR 2026a). Elle montre que si les doses dues aux rejets du site (en vert), n'ont jamais atteint les niveaux liés aux essais nucléaires du début des années 1960, leur contribution aux doses totales est devenue importante dès les années 1970 et le sont restées depuis avec valeurs comprises entre 10 à 25 $\mu\text{Sv/an}$ au début des années 1980, et de quelques $\mu\text{Sv/an}$ depuis les années 1990. On note par ailleurs qu'en 1986, le « pic » de dose lié à l'accident de Tchernobyl a été faible dans le Nord-Cotentin.

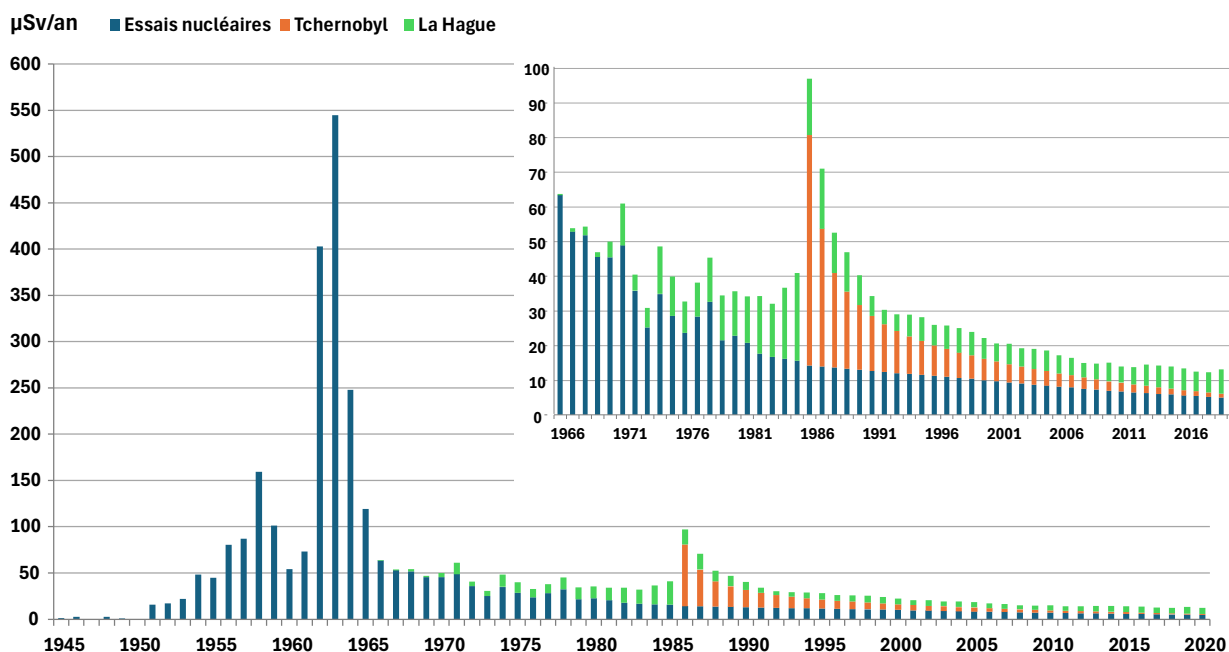


Figure 38 : Contributions des retombées des essais nucléaires, de l'accident de Tchernobyl et des rejets du site d'Orano de La Hague, aux doses moyennes annuelles ($\mu\text{Sv/an}$) estimées pour les adultes habitant la commune de Beaumont.

⁴⁹ A noter, qu'outre les rejets, des entreposages peuvent induire, pour un nombre très limité de personnes vivant à proximité immédiate de certains sites, des doses de quelques dizaines de $\mu\text{Sv/an}$ (rapport ASNR -2025b).

⁵⁰ Des scénarios plus pénalisants, considérant notamment des quantités consommées très importantes de denrées produites localement, à la limite du vraisemblable, ont conduit à des estimations de doses plus élevées (plusieurs dizaines de $\mu\text{Sv/an}$) qui n'ont pas été retenues pour cette comparaison.

Enfin, les doses liées aux retombées atmosphériques anciennes peuvent être comparées à limite d'exposition du public à la radioactivité artificielle (hors exposition à des fins médicales) fixée à 1 000 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ par le code de la santé publique. Il ressort de cette comparaison qu'au plus fort des retombées des essais nucléaires (1958 et 1961-1963) ainsi qu'en 1986, année des retombées de l'accident de Tchernobyl, cette valeur de 1 000 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ a pu être atteinte par certaines catégories de personnes résidant sur les zones de France les plus touchées par ces retombées.

5.3. COMPARAISON AVEC LES EXPOSITIONS D'ORIGINE NATURELLE

Les doses efficaces liées aux retombées atmosphériques anciennes, peuvent également être comparées à celles qui résultent des sources naturelles de rayonnements. En effet, nous sommes tous exposés au rayonnement cosmique provenant du soleil et des étoiles, ainsi qu'aux radionucléides naturellement présents dans notre environnement. On distingue ainsi l'exposition due à l'inhalation de radon, un gaz radioactif naturel qui émane dans l'air depuis les roches et des sols, l'exposition liée à l'ingestion de radionucléides naturellement présents dans les denrées alimentaires (potassium 40, radionucléides descendant des chaînes de désintégration de l'uranium et du thorium), l'exposition au rayonnement émis par ces

mêmes radionucléides présents dans les sols (rayonnement tellurique) ...

L'ASNR effectue tous les 5 ans une estimation des doses efficaces moyennes reçues par les adultes du fait de ces expositions radiologiques naturelles. Le bilan à paraître en 2026 (ASNR 2026b) évalue à 5 500 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (hors examens de diagnostics médicaux), la dose efficace moyenne totale, toutes voies d'expositions naturelles environnementales confondues. Cette valeur moyenne cache une importante variabilité ; elle peut en effet varier entre 2 500 et 13 000 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ en fonction du lieu de résidence (effets de l'altitude vis-à-vis du rayonnement cosmique et de la teneur des sols en uranium et en thorium), du type d'habitation (plus ou moins propice à accumuler le radon), des habitudes alimentaires (notamment la consommation de fruits de mer), de la consommation de tabac et de l'utilisation des transports aériens...

Il apparaît ainsi que, même au plus fort des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires ou en 1986 lors des retombées de l'accident de Tchernobyl, les doses efficaces dues à la radioactivité artificielle dans l'environnement sont toujours restées très inférieures à celles dues à la radioactivité naturelle dont elles n'ont le plus souvent, pour la majeure partie de la population, pas excédé le dixième de la valeur. Aujourd'hui, les doses efficaces dues à la rémanence des retombées atmosphériques anciennes ne représentent que moins de 1% des doses dues à la radioactivité naturelle.

6. BIBLIOGRAPHIE

ASNR (2025) – Autorité de sûreté nucléaire et de radioprotection : Actualisation de l'évaluation des conséquences radiologiques en France de l'accident de Tchernobyl ; contamination de l'environnement et exposition de la population. Rapport ASNR 2025-0025

ASNR (2026a) - Autorité de sûreté nucléaire et de radioprotection : exposition radiologique liée aux rejets de radionucléides d'origine artificielle de l'usine d'Orano de La Hague entre 1966 et 2020. Rapport ASNR 2026-00143.

ASNR (2026b) - Autorité de sûreté nucléaire et de radioprotection : Exposition de la population française aux rayonnements ionisants. Rapport ASNR 2026 à paraître.

ASNR (2026c) - Autorité de sûreté nucléaire et de radioprotection : Etude de la rémanence de la radioactivité artificielle dans les zones les plus touchées par les retombées des essais d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl.

IRSN (2011) - Institut de radioprotection et de sûreté nucléaires : Analyse de l'impact de l'accident de Fukushima en France (métropole et DROM-COM) à partir des résultats de la surveillance renforcée de la radioactivité de l'environnement. Rapport IRSN-DEI 2011-01

IRSN (2018) – Institut de radioprotection et de sûreté nucléaires : Bilan de l'état radiologique de l'environnement français 2015-2017. Rapport IRSN 2018-00006

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 (2024a) – Institut de radioprotection et de sûreté nucléaires : Bilan de l'état radiologique de l'environnement français 2021-2023. Rapport IRSN 2024-00600

IRSN (2024b) - Institut de radioprotection et de sûreté nucléaires : estimation des conséquences radiologiques en France métropolitaine pouvant résulter d'incendies sur des zones contaminées par l'accident de Tchernobyl. Rapport IRSN 2024-00428.

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

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 & Vray F (2024) : Conséquences radiologiques des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires sur le territoire français métropolitains – contamination de l'environnement et exposition de la population. Rapport de l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire IRSN 2024-00559.

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.

UNSCEAR (2000) : United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiations: Source and Effects of Ionizing Radiation. Volume I: Sources. pp20-287, United Nations, New York.

ASNR

Pôle Santé et Environnement
Direction de l'Environnement

E-mail

contact@asnr.fr

N° du rapport

Rapport ASNR/2026-00367
Tous droits réservés ASNR
Juillet 2026

Siège social :
15 rue Louis Lejeune
92120 Montrouge

Adresse postale :
BP 17 - 92262
Fontenay-aux-Roses cedex
asnr.fr/nous-contacter

info@asnr.fr
Tél. : 01 58 35 88 88

asnr.fr

