

Évaluer les doses liées à l'inhalation de gaz et aérosols radioactifs

A3

En cas de rejet accidentel d'un panache radioactif dans l'atmosphère, les personnes se trouvant dans le passage des masses d'air contaminées sont exposées aux rayonnements ionisants du fait de l'inhalation de gaz et aérosols radioactifs¹.

Pour évaluer les doses liées à cette exposition, la première étape consiste à connaître le niveau de contamination de l'air, c'est-à-dire l'**activité volumique** (en becquerels par mètre cube ou Bq/m³) des radionucléides qu'il contient. Bien que cela puisse s'avérer complexe, il est également important de tenir compte de l'évolution temporelle de l'activité de l'air.

En faisant des hypothèses quant à la **durée d'exposition** au panache (en heures) et au **débit respiratoire** des personnes exposées (en mètres cube par heure ou m³/h), il est possible d'estimer l'**activité inhalée** (en Bq).

Multipliés par des coefficients de dose (en sieverts par becquerel ou Sv/Bq), ces résultats permettent de déterminer la **dose efficace** associée à l'inhalation des substances radioactives.

Connaître la radioactivité de l'air

La principale méthode employée pour mesurer l'activité volumique des radionucléides présents dans l'air ambiant est la spectrométrie gamma. Cette technique permet d'identifier les radionucléides contenus dans l'air à partir de l'énergie des rayonnements gamma qu'ils émettent, et de les quantifier, en Bq/m³.

Ce type de mesure peut être réalisé :

- en laboratoire, sur des échantillons de filtres ayant collecté les gaz et poussières de l'air ambiant pendant une période déterminée. C'est le cas de 6 balises atmosphériques gérées par le laboratoire

¹ Le risque est maximal pendant le passage du panache mais il existe également des expositions ultérieures (remise en suspension de la contamination du sol, feux de forêts contaminées, ...).

L'évaluation des doses comporte 3 étapes :

- 1/ Déterminer l'activité volumique (Bq/m³) des radionucléides présents dans l'air ambiant
- 2/ Estimer l'activité inhalée (Bq) en fonction de la durée d'exposition et du débit respiratoire
- 3/ Déterminer la dose efficace (Sv) à partir des coefficients de dose

de la CRIIRAD dans la vallée du Rhône entre le sud de Lyon et Avignon ;

- directement dans l'air ambiant, au moyen de sondes de spectrométrie gamma. C'est le cas de la station de mesure gérée par le laboratoire de la CRIIRAD pour la ville de Genève.

Pour plus d'informations : <http://balises.criirad.org/> et fiche A2

La spectrométrie gamma ne permet toutefois pas de détecter les radionucléides qui n'émettent pas ou trop peu de rayonnements gamma, par exemple le strontium 90 ou le plutonium 239, radionucléides pouvant être rejetés en cas d'accident nucléaire et qui ne peuvent être mesurés qu'avec des techniques spécifiques.

Remarque : comme le montre la fiche A2, un radiamètre grand public (par exemple un compteur Geiger-Müller) n'est pas adapté pour quantifier les radionucléides contenus dans l'air.

Évaluer les doses

Afin de **convertir une activité (en Bq) en une dose efficace (en Sv)**, des coefficients de « **dose efficace engagée** » par unité incorporée ont été définis par la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR)² et repris dans les réglementations de l'Union Européenne³ et de la Suisse⁴.

Qu'est-ce qu'une « dose efficace engagée » ?

La « dose efficace » est la grandeur utilisée pour estimer les effets biologiques des rayonnements ionisants. Une dose est dite « efficace » lorsqu'elle prend en compte l'impact des rayonnements ionisants sur tous les organes, en fonction de leur sensibilité aux rayonnements et des types de rayonnement qui les atteignent.

Pour plus de renseignements, cf. fiche G2.

² ICRP, 2012. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119.

³ Directive 96/29.

⁴ Ordonnance sur la radioprotection du 26 avril 2017 (814.501).

Une dose est dite « engagée » lorsqu'elle prend en compte l'impact des rayonnements ionisants émis par les radionucléides pendant les 50 ans suivant leur absorption pour les adultes et jusqu'à l'âge de 70 ans pour les enfants.

Par exemple, pour un enfant de 5 ans, le coefficient de dose efficace engagée du plutonium 239 est de 27 $\mu\text{Sv/Bq}^5$. Si l'enfant inhale 10 Bq de Pu 239, il sera exposé à 270 μSv . Cette valeur rend compte de la dose de rayonnement qui sera délivrée par ces 10 Bq à tous les organes radiosensibles où le plutonium 239, radionucléide de longue période qui reste pratiquement fixé à vie dans l'organisme, se concentre (notamment le poumon, les surfaces osseuses, le foie, la moelle osseuse, les gonades), et ce jusqu'à 70 ans (soit pendant 65 ans).

Des coefficients variables

Des coefficients ont été établis pour chaque radionucléide.

Ils varient selon la voie d'exposition (inhalation, ingestion), la catégorie (public, travailleurs) et, dans le cas du public, la tranche d'âge (moins d'1 an, 1 à 2 ans, 2 à 7 ans, 7 à 12 ans, 12 à 17 ans et plus de 17 ans).

Cette fiche concerne les coefficients « **inhalation** » pour le public. Le tableau ci-après liste les coefficients du césium 137 et du plutonium 239. Les autres coefficients sont consultables dans les textes précités.

Un radionucléide peut être présent dans l'air sous différentes formes physico-chimiques (état gazeux, liquide ou solide ; seul ou incorporé à d'autres substances ; taille et forme de particule variables, ...).

En fonction de ces paramètres, sa rétention dans le système respiratoire et sa vitesse de transfert vers le système sanguin ne sont pas forcément les mêmes. Afin d'en tenir compte, plusieurs coefficients sont donnés pour les différentes formes d'un même radionucléide.

Dans la plupart des cas, trois coefficients sont proposés, selon la vitesse de transfert dans le système sanguin (F pour Fast ou rapide, M pour Moderate ou modéré, S pour Slow ou lente). Les tableaux réglementaires donnent les trois coefficients. En première approche, par précaution, le coefficient le plus élevé peut être utilisé. Il est également possible de consulter la publication 71 de la CIPR qui propose, pour chaque radionucléide, le type (F, M ou S) à utiliser par défaut.

Pour certains radionucléides, des coefficients supplémentaires sont proposés, afin de distinguer les formes gazeuses des formes particulières (c'est le cas de l'iode qui comporte 5 coefficients).

Coefficients de dose incorporée par inhalation pour les personnes du public								
Radionucléide	Période physique	Type	≤ 1 an	1-2 ans	2-7 ans	7-12 ans	12-17 ans	> 17 ans
			$\mu\text{Sv/Bq}$	$\mu\text{Sv/Bq}$	$\mu\text{Sv/Bq}$	$\mu\text{Sv/Bq}$	$\mu\text{Sv/Bq}$	$\mu\text{Sv/Bq}$
Césium 137	30,0 ans	F	0,0088	0,0054	0,0036	0,0037	0,0044	0,0049
		M	0,0360	0,0290	0,0180	0,0130	0,0110	0,0097
		S	0,110	0,100	0,070	0,048	0,042	0,039
Plutonium 239	24 100 ans	F	210	200	150	120	110	120
		M	80	77	60	48	47	50
		S	43	39	27	19	17	16

Si vous utilisez les tableaux officiels, vous trouverez les coefficients exprimés en Sv/Bq et écrits en affichage scientifique, par exemple $8,8 \cdot 10^{-9}$ Sv/Bq.

Pour plus de lisibilité, les coefficients peuvent être écrits en millisieverts (mSv) ou microsieverts (μSv) par becquerel, avec : 1 Sv = 1 000 mSv = 1 000 000 μSv .

Pour convertir les Sv/Bq en $\mu\text{Sv/Bq}$, il faut multiplier les valeurs par 1 000 000, Par exemple $8,8 \cdot 10^{-9}$ Sv/Bq = 0,000000088 Sv/Bq = 0,0088 $\mu\text{Sv/Bq}^6$

Les deux autres paramètres à prendre en considération sont la **durée d'exposition** au panache (en **heures**) ainsi

⁵ Dans le cas d'une vitesse de transfert lente dans le système sanguin (cf. ci-après).

⁶ Transformation de l'affichage scientifique en affichage classique : $8,8 \cdot 10^{-9}$ Sv/Bq = $8,8/10^9$ = $8,8/1000000000$ (1 suivi de 9 zéros) = 0,000000088 Sv/Bq

Conversion : 0,000000088 Sv/Bq x 1000000 = 0,0088 $\mu\text{Sv/Bq}$

que le **débit respiratoire** (en m^3/h). Celui-ci dépend du public exposé et du type d'activité (sommeil, station assise, activité physique plus ou moins intense).

En première approche, les valeurs ci-après peuvent être utilisées pour une journée type.

Débit respiratoire moyen (m^3/h) en fonction de l'âge					
3 mois	1 an	5 ans	10 ans	15 ans	Adulte
0,119	0,215	0,363	0,638	0,838	0,925

Source : CIPR 71

Attention, ces valeurs sont données à titre indicatif mais les débits réels peuvent être nettement différents (pour l'adulte, autour de $0,4 m^3/h$ au sommeil et jusqu'à $3 m^3/h$ en cas d'effort intense).

Pour des calculs plus fins, des données détaillées sont disponibles dans la publication 66 de la CIPR.

Exemple de calcul

Entre mars et mai 2011, suite à l'accident nucléaire de Fukushima, des mesures quotidiennes de l'activité volumique en **césium 137** dans l'air ont été effectuées dans la ville de Chiba, près de Tokyo, à 220 km au sud-ouest de la centrale⁷.

La valeur moyenne quotidienne la plus élevée (**$7,5 Bq/m^3$**) a été détectée entre le 20 mars 10h05 et le 21 mars 11h40.

Pour calculer l'**activité inhalée par un adulte** se trouvant à Chiba à cette date, il faut multiplier l'activité volumique ($7,5 Bq/m^3$) par la durée du prélèvement d'air ($25,6 h$)⁸, et par le débit respiratoire moyen ($0,925 m^3/h$). On obtient un résultat de **178 Bq**.

D'après le tableau ci-dessus, pour le césium 137, le **coefficient de dose** incorporée par inhalation est $0,039 \mu Sv/Bq$ pour un adulte (hypothèse d'un transfert lent).

L'estimation maximale de la dose efficace liée à l'**inhalation du césium 137 par un adulte se trouvant à Chiba du 20 au 21 mars** est donc :

$$178 Bq \times 0,039 \mu Sv/Bq \approx 6,9 \mu Sv.$$

Pour évaluer la dose efficace totale liée à l'inhalation des radionucléides présents dans le panache, il faut répéter l'opération :

- pour toute la durée de passage du panache. Dans le cas de Chiba, la dose efficace liée à l'inhalation de césium 137 par un adulte **entre le 14 mars et le 14 mai 2011** est de **$9,9 \mu Sv$** ;
- pour tous les autres radionucléides présents dans l'air. Dans l'exemple cité, en ajoutant la contribution de **césium 134** ($4,2 \mu Sv$) et celle de l'**iode 131** ($50,8 \mu Sv$) on obtient une dose efficace de **$65 \mu Sv$** .

Dans le cas d'un **nourrisson**, le débit respiratoire ($0,119 m^3/h$) étant 8 fois plus faible que celui d'un adulte, les activités inhalées sont moins importantes. Mais les coefficients de dose étant nettement plus élevés, la dose efficace est quasiment identique à celle d'un adulte (**$62 \mu Sv$**).

Dans le cas d'un enfant de 5 ans, la dose efficace (**$108 \mu Sv$**) est plus élevée.

Des radionucléides plus ou moins toxiques

Les coefficients de dose incorporée par inhalation peuvent fortement différer d'un radionucléide à l'autre.

Pour un adulte, le coefficient de dose maximal lié à l'inhalation de plutonium 239 est de $120 \mu Sv/Bq$. Cette valeur est 3 000 fois plus élevée que le coefficient maximal lié à l'inhalation de césium 137 ($0,039 \mu Sv/Bq$) : l'inhalation d'1 Bq de plutonium 239 délivre la même dose efficace que l'inhalation de 3 000 Bq de césium 137.

Pour évaluer la dose efficace liée à au passage d'un panache radioactif, il est important de ne pas négliger les faibles activités, en particulier pour les radionucléides les plus radiotoxiques.

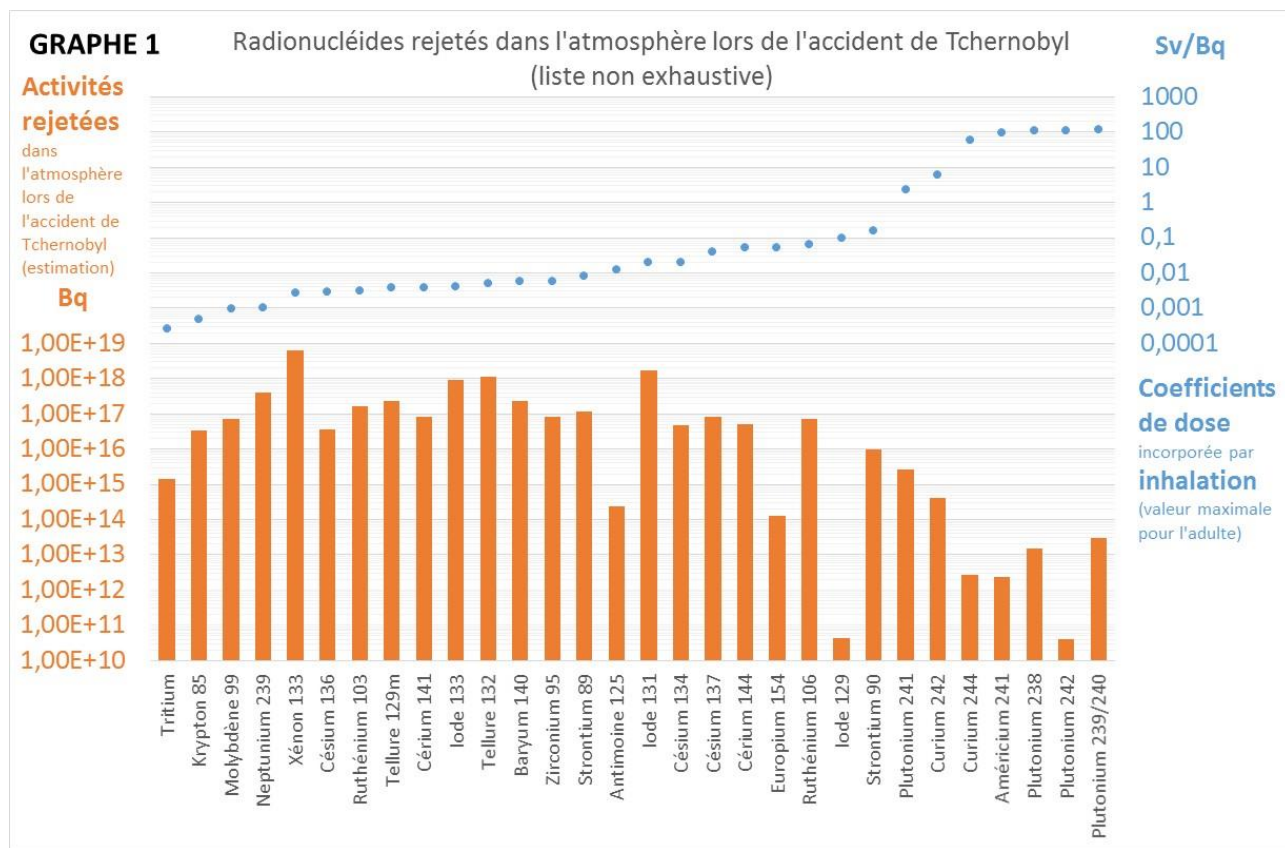
Ceci est illustré par le graphe 1, qui présente les activités rejetées dans l'atmosphère lors de l'accident de Tchernobyl pour 31 radionucléides, et les coefficients de dose associés.

NB : l'échelle des valeurs est logarithmique. Les valeurs sont multipliées par 10 d'une graduation à l'autre.

On constate par exemple, que pour le plutonium 238, l'activité rejetée est environ 100 000 fois plus faible que pour l'iode 131. Mais le plutonium 238 présente un coefficient de dose par inhalation 5 000 fois plus élevé que l'iode 131 : malgré les écarts d'activité, sa contribution à l'exposition par inhalation peut donc être non négligeable.

⁷ K. Hirose, « Fukushima Daiichi Nuclear Plant accident : Atmospheric and oceanic impacts over the five years », Journal of Environmental Radioactivity 157 (2016) 113-130

⁸ Pour simplifier le calcul, l'adulte est considéré comme passant la totalité de cette durée à l'extérieur (l'éventuel effet protecteur lié au temps passé à l'intérieur des bâtiments n'est pas pris en compte).



Les limites de l'évaluation des doses

Les effets biologiques liés à l'incorporation d'un radionucléide diffèrent en fonction de nombreux paramètres : caractéristiques physico-chimiques du radionucléide, nature des rayonnements émis lors de sa désintégration, organes touchés, caractéristiques anatomiques et physiologiques individuelles, ...

Les coefficients de dose proposés par la CIPR correspondent à la simplification d'une situation complexe et comportent d'importantes incertitudes.

Ces coefficients évoluent logiquement en fonction de l'avancée des connaissances. Les coefficients actuels sont parus au cours des années 1990 ; une refonte est en cours, à partir des bases définies dans la publication 103 de la CIPR (2007).

Compte tenu de ces éléments, les coefficients doivent être pris avec précaution. Il faut souligner que l'évaluation des doses efficaces est effectuée par rapport

à une personne de référence⁹ et ne rend pas compte des particularités individuelles.

Pour plus de renseignements, cf. fiche G2.

En ajoutant la dose liée à l'inhalation aux doses induites par les autres voies d'exposition (ingestion, exposition interne, ...), on obtient la dose efficace globale qui peut être comparée à des limites et valeurs de référence réglementaires qui sont, pour le public :

- 1 mSv par an en situation normale¹⁰,
- 100 mSv pour une situation d'urgence,
- 20 mSv par an en phase post-accidentelle.

Pour les aliments, cf. fiches AL2 et AL3

⁹ Personne théorique censée représenter l'ensemble des personnes du public (ou des travailleurs), sans distinction de sexe, et dont les caractéristiques anatomiques et physiologiques sont utilisées pour effectuer les calculs de dose.

¹⁰ Cette limite s'applique au cumul des expositions aux rayonnements ionisants générés par l'ensemble des activités nucléaires.

Quelques ordres de grandeur

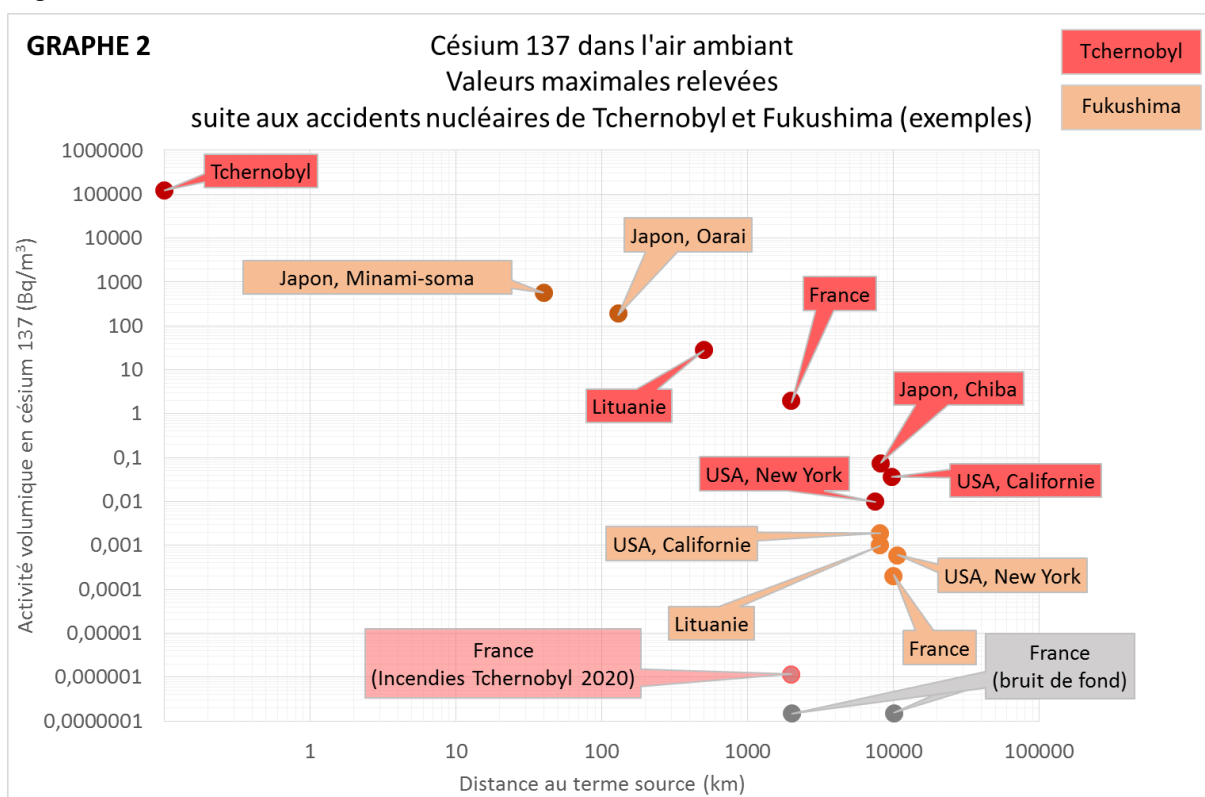
La contamination de l'air consécutive à un accident nucléaire majeur peut concerner la totalité de la surface du globe, mais les ordres de grandeur peuvent sensiblement varier en fonction de plusieurs paramètres, et notamment de l'éloignement du point de rejet.

C'est ce que montre le graphe ci-dessous, qui présente les activités volumiques maximales dans l'air ambiant relevées après les accidents nucléaires de Tchernobyl et Fukushima.

NB : l'échelle des valeurs est logarithmique, en abscisse comme ordonnée. Les valeurs sont multipliées par 10 d'une graduation à l'autre.

Si on prend le cas de la France, la valeur maximale consécutive à l'accident de Tchernobyl (distant de 2 000 km) a dépassé 1 Bq/m³, tandis qu'elle a été inférieure à 0,0001 Bq/m³ suite à l'accident de Fukushima (distant de 10 000 km).

Par ailleurs, suite aux incendies survenus près de Tchernobyl au printemps 2020, les masses d'air contaminé par le césium 137 remis en suspension ont atteint la France, à un niveau d'environ 0,000001 Bq/m³. Cet ordre de grandeur est 10 fois plus élevé que le **bruit de fond** (*), mais 100 fois plus faible que la contamination consécutive à Fukushima et 1 million de fois plus faible que celle suivant la catastrophe de Tchernobyl.



Sources

GRAPHE 1

Coefficients de dose : CIPR 119

Activités rejetées : Steinhauser G. & al., "Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents : A review of the environmental impacts", Science of the Total Environment 470-471 (2014) 800-817

GRAPHE 2

France (Bruit de fond) et France (Incendies Tchernobyl 2020) : IRSN, Note d'information n°4, Incendies en Ukraine dans la zone d'exclusion autour de la centrale de Tchernobyl : Premiers résultats de mesure en France, 24 avril 2020

Fukushima (hors Japon) : Thakur & al., An overview of Fukushima radionuclides measured in the northern hemisphere, Science of the Total Environment 458-460 (2013) 577-613

(*) Notion de bruit de fond

Des produits radioactifs peuvent être déjà présents dans l'air avant le passage du panache. C'est ce qu'on appelle le bruit de fond. Celui-ci comporte une composante naturelle (l'air contient plusieurs radionucléides naturels : radon et descendants, béryllium 7, ...) et une composante artificielle. Les radionucléides artificiels étaient absents de l'air au début du 20^{ème} siècle. A partir de 1945, plusieurs événements ont provoqué une contamination de l'air, les principaux étant les essais nucléaires atmosphériques réalisés de 1945 à 1980, les catastrophes de Tchernobyl le 26 avril 1986 et de Fukushima le 11 mars 2011. Le bruit de fond artificiel diminue globalement dans le temps, principalement en fonction de la décroissance des radionucléides et de leur dépôt (mais des phénomènes de remise en suspension peuvent survenir). S'agissant du césium 137, le bruit de fond dans l'air français était de l'ordre de 1 µBq/m³ juste avant Tchernobyl, 10 µBq/m³ dans les années ayant suivi Tchernobyl, 0,1 µBq/m³ actuellement.