

CEA\_IPSN



## Département de Protection Sanitaire

SERVICE D'ÉTUDES APPLIQUÉES DE PROTECTION SANITAIRE

ESTIMATION DES CONSEQUENCES SANITAIRES EN FRANCE  
DE L'ACCIDENT NUCLEAIRE DE TCHERNOBYL (26 AVRIL 1986)  
A PARTIR DES MESURES FAITES PAR LE GROUPE C.E.A.

RAPPORT DPS 86/03 SEAPS

ESTIMATION DES CONSEQUENCES SANITAIRES EN FRANCE  
DE L'ACCIDENT NUCLEAIRE DE TCHERNOBYL (26 AVRIL 1986)  
A PARTIR DES MESURES FAITES PAR LE GROUPE C.E.A.

Rapport établi le 27 Juin 1986 par : F. LAYLAVOIX  
C. MADELMONT  
N. PARMENTIER  
D. ROBEAU  
I. WARTENBERG

LES MESURES ANALYSEES DANS LE PRESENT DOCUMENT PROVIENNENT :

. Des S.P.R. des Centres de :

LA HAGUE, SACLAY, BRUYERES-le-CHATEL, VALDUC,  
LE RIPAULT, GRENOBLE, MARCOULE, CADARACHE,  
PIERRELATTE.

. Des stations de prélèvements de poussières atmosphériques du  
DERS/SERE/SRP/LMEI-ORSAY :

ORSAY, LE BARP (CESTA), VERDUN, DIJON.

. Du Département de Protection Sanitaire SEAPS/LARB  
(Mesures de lait de la Région Parisienne).

**DES MESURES NOUS SONT PARVENUES PLUS RECEMMENT DES DIFFERENTES  
CENTRALES NUCLEAIRES EDF. NOUS LES EN REMERCIONS. ELLES FERONT  
L'OBJET D'UNE ANALYSE DANS UNE PROCHAINE PUBLICATION.**

## TABLE DES MATIERES

	Pages
<b>INTRODUCTION</b>	1
<b>UNITES UTILISEES DANS LE RAPPORT (RAPPEL)</b>	1
RECOMMANDATIONS DE LA COMMISSION INTERNATIONALE DE PROTECTION RADIOLOGIQUE (publication n° 26)	2
<b>1. MESURES EFFECTUEES PAR LE GROUPE CEA</b>	<b>3</b>
1.1 Mesures atmosphériques	3
1.2 Mesures de dépôts	4
1.3 Mesures sur la chaîne alimentaire	4
<b>2. EXPOSITION AU MILIEU PHYSIQUE (atmosphère et sol)</b>	<b>5</b>
2.1 Méthode utilisée pour l'exploitation des résultats	5
2.2 Calcul des doses et présentation des résultats	6
2.2.1 Exposition au panache en équivalent de dose efficace	6
2.2.2 Exposition d'un adulte par inhalation en terme d'équivalent de dose engagé thyroïde	6
2.2.3 Exposition externe aux dépôts en équivalent de dose efficace reçu pendant un an	6
2.2.4 Récapitulation sur l'exposition au milieu physique pour la première année après l'accident	7
<b>3. EXPOSITION DUE A L'INGESTION</b>	<b>8</b>
3.1 Produits animaux	8
3.1.1 Lait	8
3.1.1.1 Iode 131	8
3.1.1.2 Césium 137	9
3.1.2 Viande	10
3.2 Produits végétaux	10
<b>4. DISCUSSION</b>	<b>11</b>
4.1 Mesures	11
4.2 Interprétations	12
<b>5. CONCLUSION</b>	<b>13</b>

## INTRODUCTION

L'interprétation sanitaire est essentiellement basée sur des résultats de mesures fournis par les Laboratoires du CEA, répartis sur le territoire métropolitain. Toutefois, comme ces données n'étaient pas toujours homogènes, des estimations ont été faites, quand cela était nécessaire, pour présenter des tableaux complets dans la mesure du possible pour chaque voie d'exposition et chaque site.

Il est clair que le réseau ainsi constitué ne peut pas rendre compte de toutes les conséquences qui auraient pu être observées. Néanmoins, on s'est efforcé d'élargir cette interprétation à certaines régions en évitant de privilégier des données (chaîne alimentaire) trop spécifiques à l'environnement des sites.

## UNITES UTILISEES DANS LE RAPPORT (RAPPEL)

Tout individu soumis à une exposition externe ou interne (inhalation ou ingestion) aux rayonnements ionisants court un risque lié aux effets biologiques de ces rayonnements. Des limites admissibles de ce risque sont exprimées sous forme de recommandations par des organismes internationaux. Les autorités nationales compétentes ont ensuite la responsabilité de les adapter sous forme de réglementation.

- L'activité d'une quantité de radionucléides est égale au quotient du nombre de transformations nucléaires spontanées qui se produisent dans cette quantité par l'intervalle de temps considéré.

Le Becquerel est l'unité quantifiant une transformation nucléaire par seconde. C'est l'unité du système international.

Le Curie est l'unité quantifiant  $3,7 \cdot 10^{10}$  transformations nucléaires par seconde. C'est le nombre de transformations nucléaires dans un gramme de radium pendant une seconde.

- Dans un milieu matériel irradié, la dose absorbée est égale au quotient de l'énergie cédée au milieu par le rayonnement, par la masse du milieu.

Le Gray est l'unité quantifiant la cession par le rayonnement d'un Joule par kg de matière du milieu, soit  $6,25 \cdot 10^{18}$  électron-Volt par kg de matière.

Le rad est l'unité quantifiant la cession par le rayonnement d'un centijoule par kg de matière du milieu. C'est un centigray.

- Le débit de dose absorbée est égal au quotient de l'accroissement de dose par un intervalle de temps. L'unité de débit de dose est le quotient du Gray par n'importe quelle unité de temps.
- L'équivalent de dose à un organe : l'effet biologique d'un rayonnement ionisant dans une masse de tissu est directement proportionnel à la dose absorbée, mais dépend aussi d'autres facteurs, en particulier la densité de perte d'énergie, et la distribution de la dose absorbée dans l'espace et dans le temps. L'équivalent de dose est égal à la dose absorbée multipliée par le "facteur de qualité".

Le Sievert est l'unité d'équivalent de dose du système international. C'est le Gray multiplié par le facteur de qualité.

Le Rem est l'unité d'équivalent de dose égal au centisievert. C'est le rad multiplié par le facteur de qualité.

- L'équivalent de dose efficace est la somme pondérée de l'équivalent de dose pour chaque organe (poumon, thyroïde, moëlle rouge...) du corps humain (unité : Sievert).
- L'équivalent de dose efficace engagé est l'équivalent de dose efficace intégré sur une période de 50 ans résultant d'une contamination, c'est-à-dire de l'ingestion ou de l'inhalation de radionucléides (unité : Sievert).

RECOMMANDATIONS DE LA COMMISSION INTERNATIONALE  
DE PROTECTION RADIOLOGIQUE (publication n° 26)

Pour limiter l'apparition d'effets stochastiques elle recommande de ne pas dépasser  $5 \cdot 10^{-3}$  Sv par an en terme d'équivalent de dose efficace pour les individus du public les plus exposés . Ces effets sans seuil concernent les

cancers induits et les effets héréditaires. Pour éviter l'induction d'effets non stochastiques (effets à seuil) elle recommande par ailleurs une limitation à  $5.10^{-2}$  Sv par an pour le public en terme d'équivalent de dose à un organe quelconque.

Compte tenu de la répartition des radionucléides observée dans ce rapport (notamment l'importance des  $^{131}\text{I}$  et  $^{132}\text{Te}$ - $^{132}\text{I}$ ) on a tenu à vérifier (pour l'induction d'effets non stochastiques) que la limitation à  $5.10^{-2}$  Sv pour le public en terme d'équivalent de dose organe n'était pas dépassée pour la thyroïde en exposition interne.

## 1. MESURES EFFECTUEES PAR LE GROUPE CEA

Nous avons eu connaissance de l'accident qui est survenu dans la Centrale de TCHERNOBYL, Dimanche 27 Avril 1986 au soir, mais les premières mesures de radioactivité imputables à cet accident ont été décelées dès le 29 Avril dans le Sud-Est et l'Est de la FRANCE. Les mesures de radioactivité dans l'air et au sol ont été faites, en ce qui concerne le Commissariat à l'Energie Atomique, sur ou à proximité de ses sites et stations de mesures : SACLAY, ORSAY, BRUYERES-le-CHATEL, CADARACHE, MARCOULE, GRENOBLE, PIERRELATTE, DIJON, VERDUN, LA HAGUE, LE RIPAULT et le BARP (CESTA). La carte (figure 1) précise leur situation géographique.

Les mesures concernant les produits de la chaîne alimentaire ont été faites sur des échantillons prélevés dans les régions des sites de SACLAY, CADARACHE, GRENOBLE, VALDUC et LA HAGUE.

### 1.1 Mesures atmosphériques

Il est utile de rappeler que le "bruit de fond" pour les radionucléides décelés est nul en temps normal, sauf pour le Césium 137 dont la concentration en certains points du territoire peut atteindre  $10^{-6}$  Bq/m<sup>3</sup>.

Il est intéressant de noter que la radioactivité de l'air est restée presque à son maximum durant trois jours dans le Sud-Est (MARCOULE, CADARACHE) alors qu'elle ne s'est maintenue à son maximum qu'une journée dans l'Est et en Région Parisienne.

Durant les cinq jours qui ont suivi, les concentrations atmosphériques ont rapidement décru de deux décades pour remonter de façon significative aux alentours du 5 au 10 Mai selon les sites, avant de décroître à nouveau.

A titre d'exemple et pour quelques radionucléides, les données fournies sont schématisées par les graphiques numérotés de 2 à 7 pour les sites de CADARACHE, MARCOULE, GRENOBLE, VERDUN, SACLAY et ORSAY. La valeur maximum enregistrée en  $^{131}\text{I}$  est de  $18 \text{ Bq/m}^3$  sur le site de SACLAY (avec filtre destiné à piéger les aérosols + cartouche à charbon actif).

## 1.2 Mesures de dépôts

Les valeurs de dépôts ont été mesurées sur la végétation, sauf à CADARACHE où on dispose de mesures sur des prélèvements de sol effectués le 20 Mai ( $15 \text{ KBq/m}^2$  pour l'Iode 131 ramené au 5 Mai). Les valeurs les plus élevées sont bien évidemment observées pour les sites où il a plu pendant le passage du panache. Seuls les sites de MARCOULE, LA HAGUE, SACLAY et CADARACHE ont fourni des mesures de dépôts pour un nombre important de radionucléides.

## 1.3 Mesures sur la chaîne alimentaire

### a) Mesures de la radioactivité du lait

Les valeurs maximum pour l'Iode 131 ont été enregistrées dans l'Est ( $480 \text{ Bq/l}$  à VALDUC) et dans le Sud-Est (à CADARACHE :  $180 \text{ Bq/l}$ , à GRENOBLE :  $233 \text{ Bq/l}$ ).

Les évolutions de la concentration d'Iode 131 et de Césium 137 sont données pour les sites de VALDUC et GRENOBLE sur les graphiques 8 et 9.

On a noté la plus forte radioactivité du lait de chèvre par rapport au lait de vache ( $2000 \text{ Bq/l}$  pour l'Iode 131 près du site de CADARACHE) ; son évolution au cours du temps figure sur le graphique 10.

### b) Mesures de la radioactivité dans les végétaux

A titre d'exemple sur le graphique 11, on peut voir l'évolution de la radioactivité de salades prélevées chaque jour sur un même lieu dans la région de CADARACHE (VINON). On note plusieurs remontées successives de la radioactivité mesurée.



## 2. EXPOSITION AU MILIEU PHYSIQUE (atmosphère et sol)

### 2.1 Méthode utilisée pour l'exploitation des résultats

Les calculs sont basés sur les mesures d'activité atmosphérique et d'activité des dépôts quand ces dernières ont été fournies. Dans le cas contraire les dépôts ont été estimés à partir des concentrations atmosphériques intégrées ( $\text{Bq.s.m}^{-3}$ ) en tenant compte des situations météorologiques propres à chaque site, ce qui nous a conduit à choisir les vitesses apparentes de dépôt suivantes (après recalages sur des mesures réelles) :

$5.10^{-2} \text{ m.s}^{-1}$  Pluviométrie de l'ordre de 10 mm pendant le passage du panache.

$10^{-2} \text{ m.s}^{-1}$  Pluviométrie de l'ordre de 5 mm.

$5.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$  Pluviométrie inférieure à 5 mm.

Dans l'ensemble, pour l'exposition externe au panache et interne par inhalation, les radionucléides mesurés et donc utilisés dans les calculs sont  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$ - $^{132}\text{I}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{136}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ - $^{140}\text{La}$ ,  $^{99}\text{Mo}$ , avec en plus pour certains sites  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{110\text{m}}\text{Ag}$ ,  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{127}\text{Sb}$ ,  $^{129\text{m}}\text{Te}$ ,  $^{133}\text{I}$ ,  $^{131\text{m}}\text{Te}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{239}\text{Np}$ .

En ce qui concerne les mesures de concentrations atmosphériques de l'Iode 131, des différences importantes ont été observées selon que les prélèvements étaient faits uniquement sur filtre destiné à piéger les aérosols, ou sur ce même type de filtre suivi d'une cartouche à charbon actif (comme à SACLAY et CADARACHE). Ceci nous a conduit à interpréter les mesures des autres sites avec un facteur multiplicatif de 5 pour l'Iode 131. Pour LA HAGUE qui n'a pas fourni de mesure d'Iode 131 dans l'atmosphère, on a estimé l'activité de ce radionucléide à partir de celle du Césium 137, en se recalant sur le rapport de la concentration de l'Iode 131 à celle du Césium 137 déduit des mesures sur le site de SACLAY.

Pour l'exposition externe aux dépôts, les radionucléides pris en compte sont dans l'ensemble  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$ - $^{132}\text{I}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{136}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ - $^{140}\text{La}$  et  $^{99}\text{Mo}$ .

## 2.2 Calcul des doses et présentation des résultats

### 2.2.1 Exposition au panache en équivalent de dose efficace

L'exposition externe au panache et l'exposition interne par inhalation sont calculées à partir des concentrations atmosphériques intégrées ( $\text{Bq.s.m}^{-3}$ ) déduites du suivi des mesures dans le temps.

Les résultats en équivalents de dose efficace sont présentés dans le tableau 1. Ils sont obtenus après application de deux hypothèses différentes :

- la première considère une présence permanente à l'extérieur sans aucune protection pendant le passage du panache, et donne des valeurs théoriques maximales ;
- la deuxième considère un temps de présence de 20 % à l'extérieur sans aucune protection, et de 80 % à l'intérieur des habitations avec un facteur de protection de 0,2, et donne des valeurs plus proches de la réalité pour un individu moyen (compte tenu des proportions respectives des populations rurales et urbaines en FRANCE).

### 2.2.2 Exposition d'un adulte par inhalation en terme d'équivalent de dose engagé thyroïde

La totalité des radionucléides mesurés a été prise en compte pour ces calculs. Les équivalents de dose engagés à la thyroïde par inhalation sont donnés dans le tableau 2 ; les mêmes hypothèses que pour les équivalents de dose efficace sont appliquées.

### 2.2.3 Exposition externe aux dépôts en équivalent de dose efficace reçu pendant un an

Comme indiqué en 2.1 deux cas différents se présentent :

- 1 - On dispose de mesures de dépôts au sol (CADARACHE) directement utilisables, ou de mesures de dépôts sur l'herbe ou les végétaux (LA HAGUE, SACLAY, MARCOULE) à partir desquelles on peut estimer les dépôts totaux sur le sol (à l'aide des facteurs de captation par la végétation).

- 2 - On ne dispose d'aucune mesure de dépôt, et on ne peut que les estimer à partir des concentrations atmosphériques intégrées (voir données au paragraphe 2.1).

Pour les calculs d'exposition externe, on a considéré ensuite que les dépôts se maintenaient en surface pendant l'année suivant l'accident. Cette hypothèse simplificatrice qui conduit à une surestimation de l'exposition, s'impose en raison des difficultés à prendre en compte les caractéristiques des sols qui conditionnent la migration.

Les résultats en équivalents de dose efficace pour l'année suivant l'accident sont présentés dans le Tableau 3. Ceux qui correspondent à des mesures de dépôts (au sol ou sur la végétation) sur les sites ou au voisinage sont encadrés.

Deux hypothèses différentes sont prises en compte, comme pour l'exposition au panache :

- la première considère une présence permanente à l'extérieur sans aucune protection pendant toute l'année suivant l'accident, et donne des valeurs théoriques maximales ;
- la deuxième considère un temps de présence de 20 % à l'extérieur sans aucune protection, et de 80 % à l'intérieur des habitations avec un facteur de protection de 0,05, et donne des valeurs plus proches de la réalité pour un individu moyen (compte tenu des proportions respectives des populations rurales et urbaines en FRANCE).

Cette voie d'atteinte est certainement la plus pénalisante pour les sites où la pluviométrie a été très élevée pendant le passage du panache.

#### 2.2.4 Récapitulation sur l'exposition au milieu physique pour la première année après l'accident

Elle est présentée en équivalent de dose efficace dans le Tableau 4. Les facteurs de protection précédemment proposés sont pris en compte.

On peut comparer cette exposition estimée pour la première année suivant l'accident, avec celle qui a été déterminée pour la radioactivité naturelle

(Figure 12, débit de dose exposition externe\*) ramenée en équivalent de dose efficace reçu pendant le même temps.

On constate, en tout état de cause, que l'exposition due à l'accident de TCHERNOBYL reste inférieure à celle qui résulte de la radioactivité naturelle.

### 3. EXPOSITION DUE A L'INGESTION

L'interprétation des résultats de mesures relatifs à la chaîne alimentaire ne concerne que les transferts directs dus aux retombées du nuage. On a considéré que les conséquences de ces transferts pouvaient s'observer pendant deux mois (croissance et renouvellement des couvertures végétales pour l'herbe de pâture et les légumes feuilles). Le suivi des transferts indirects demande nécessairement plus de recul et l'influence des caractères agronomiques des sols est telle qu'une utilisation généralisée des valeurs de certains paramètres peut conduire à une interprétation irréaliste. On peut rappeler cependant que les niveaux d'activité dus aux transferts indirects des radionucléides à vie longue et moyenne devraient être d'environ deux ordres de grandeur inférieurs à ceux dus aux transferts directs, pour la 1ère année.

Les données limitées dont on a pu disposer ne permettaient pas de prendre en compte l'impact des productions destinées à des consommations différées (longue conservation).

#### 3.1 Produits animaux

##### 3.1.1 Lait

###### 3.1.1.1 Iode 131

Le tableau 5 donne l'interprétation des résultats de mesure de l'Iode 131 sur le lait de vache et les conséquences sanitaires dues à son ingestion

---

\* On rappelle que ces données ne prennent pas en considération l'exposition interne due aux descendants du radon et du thoron.

(0,3 litre par jour pour l'adulte et 0,7 litre pour l'enfant). Les résultats concernent les environnements de quatre centres où la production laitière destinée à l'homme peut être considérée comme significative ainsi qu'un lait de grand mélange distribué dans la Région Parisienne. Les périodes de décroissance effectives du lait déterminées graphiquement sont variables de 2,2 j à 4 j. Par rapport à la période attendue de 5,1 jours, ces écarts peuvent être attribués à des stades végétatifs différents pour les pâtures selon les régions, et à leur évolution plus ou moins rapide au moment de l'accident.

Dans le calcul des activités intégrées nécessaires à l'interprétation, on a utilisé une intégration graphique avec interpolation si nécessaire, suivie dans certains cas d'une intégration mathématique, avec une période effective de décroissance mesurée sur le lait ou sur l'herbe (quand on ne disposait pas de mesures directes sur le lait).

Le Centre de CADARACHE a effectué un suivi de l'évolution de l'activité du lait de chèvre d'une exploitation, du 2 au 23 Mai 1986. Les résultats observés et les interprétations sont présentés au tableau 7. Les valeurs relativement élevées traduisent un phénomène connu, imputable à un métabolisme différent et à des modes d'alimentation particuliers : les caprins coupent l'herbe plus à la base que les bovins, et mangent également des feuilles d'arbustes dont le pouvoir de captation peut être élevé pour certaines espèces. Les interprétations sanitaires ont été faites avec les hypothèses simplificatrices suivantes :

- il faut cinq litres de lait pour faire un kilogramme de fromage ;
- le temps d'affinage est de un mois ;
- la totalité de l'activité de l'iode se retrouve dans le caillé ;
- la consommation quotidienne retenue chez l'adulte est de 0,3 litre de lait et 50 grammes de fromage.

On peut considérer que la consommation de lait de chèvre concerne un individu ou un groupe critique, tandis que la consommation du fromage concerne la population en général.

### 3.1.1.2 Césium 137

Le tableau 6 présente les résultats relatifs au Césium 137.

Pour l'environnement des Centres de LA HAGUE et de VALDUC où on ne disposait pas de suivi de mesures, mais où la production de lait de vache est significative sur le plan économique, les activités intégrées en Bq.j.l<sup>-1</sup> ont été estimées à partir des mesures faites sur l'herbe de pâture (avec une consommation estimée à 30 kg par jour et en utilisant les paramètres de transfert fourrage → lait).

En ce qui concerne le lait de chèvre suivi par le Centre de CADARACHE, on a utilisé un facteur de transfert technologique  $\frac{^{137}\text{Cs}/\text{gramme de fromage}}{^{137}\text{Cs}/\text{gramme de lait brut}}$  de 0,86. Ces résultats sont présentés avec ceux de l'Iode 131 au tableau 7.

### 3.1.2 Viande

Le Groupe CEA n'a pas fait d'analyse sur des prélèvements de viande bovine produite sur le territoire métropolitain. C'est donc un ordre de grandeur des niveaux (activité intégrée en Bq.j.kg<sup>-1</sup>) qui est estimé à partir des activités mesurées sur l'herbe de pâture (en utilisant une consommation de 30 kg de fourrage par jour et les paramètres de transfert fourrage → viande). Les résultats sont présentés au tableau 8 avec les interprétations sanitaires correspondantes pour l'Iode 131 et le Césium 137.

On a considéré chez l'adulte une consommation quotidienne de 150 g (valeur estimée par excès car seule la viande bovine a fait l'objet d'une estimation) et un délai de 8 jours entre l'abattage et la consommation pour les données relatives à l'Iode 131.

### 3.2 Produits végétaux

Sont concernés dans cette interprétation les légumes feuilles (salade, épinard, chou) productions maraîchères continues considérées comme les espèces les plus sensibles aux retombées directes du nuage. Il faut souligner qu'en raison des dispersions importantes observables sur ces types de prélèvements, les interprétations conduisent plutôt à déterminer un ordre de grandeur pour ce vecteur de la chaîne alimentaire.

Deux approches ont été utilisées pour estimer les activités intégrées en Bq.j.kg<sup>-1</sup> :

- intégration graphique avec interpolation si nécessaire pour les séries de résultats (légumes feuilles, même lieu, plusieurs mesures consécutives) complétée par une intégration mathématique à partir de la dernière valeur en utilisant une période d'élimination physique et biologique de 30 jours) ;
- intégration mathématique utilisant cette même période d'élimination pour les prélèvements uniques mesurés après le passage du panache.

Les résultats sont présentés au tableau 9 pour une consommation quotidienne de 300 g de légumes non lavés.

L'analyse de bettes du marché de NICE (23 Mai) a été faite en raison des valeurs observées sur le spectre des radionucléides.

#### 4. DISCUSSION

Les estimations des conséquences sanitaires qui viennent d'être présentées pour les différentes voies d'atteinte restent très partielles, et prétendent plus à donner un ordre de grandeur vis-à-vis des situations qui ont pu réellement exister. Ceci résulte à la fois des caractéristiques des mesures et des interprétations.

##### 4.1 Mesures

- Les mesures atmosphériques transmises ne précisait pas toujours le type de filtre utilisé, ni la chronologie exacte (début et fin de prélèvement).
- Les mesures de dépôts n'ont pas été systématiquement associées aux mesures atmosphériques ni aux conditions météorologiques observées (pluviométrie, vitesse du vent). Une seule mesure a été faite sur un sol nu (CADARACHE), les autres ont été basées sur des mesures de couverture végétale, ce qui nécessite l'utilisation d'un facteur de captation.
- La nature des radionucléides mesurés a été diverse suivant les sites et l'absence de données quantitatives pour un radionucléide aurait pu être complétée par la mention "non détecté" ou "non mesuré".

- Pour la chaîne alimentaire, les seules données utilisables sont celles pour lesquelles un suivi dans le temps de l'activité de l'aliment (pour les principaux radionucléides) est effectué : pour les productions végétales continues (salades, épinards, divers légumes feuilles, prairie) ce suivi devrait être effectué sur une même espèce au niveau d'une seule exploitation ou d'un groupe d'exploitations proches, avec si possible une estimation de la dispersion due à l'échantillonnage, en plus de celle due à la mesure.

Le lait devrait être prélevé à la même ferme après mélange, ou dans une même laiterie.

Pour les prélèvements d'herbe qui peuvent être utilisés pour estimer un dépôt, le rendement est une donnée indispensable qui n'a pas toujours été fournie.

- Rappelons enfin que les mesures d'activités globales s'avèrent totalement inutilisables en vue d'un calcul de risque sanitaire.

#### 4.2 Interprétations

Des approximations et des simplifications se sont imposées :

- les iodes particuliers et les iodes piégés sur charbon actif, ont été considérés comme étant en proportion identique sur tous les points de mesures ;
- les estimations des dépôts à partir des concentrations atmosphériques intégrées n'ont pas tenu compte de certains paramètres fondamentaux (intensité de la pluie, granulométrie des aérosols) ; lorsque les dépôts ont été estimés à partir des couvertures végétales, le facteur de captation utilisé est un compromis entre les facteurs habituellement utilisés par temps sec et par temps de pluie ;
- pour les produits carnés il n'y a aucune mesure et l'interprétation n'est basée que sur des estimations ;



- les vecteurs alimentaires considérés sont en nombre très réduit , ce qui a entraîné une adaptation dans les données relatives au régime pour évaluer les quantités ingérées ;
- les facteurs de transfert technologique liés aux transformations des produits alimentaires n'ont pas été adaptés aux conditions locales.

## 5. CONCLUSION

Avec les réserves qui viennent d'être faites, on peut toutefois essayer de présenter une synthèse des différentes voies d'atteinte analysées. Pour ce faire on a considéré les situations provinciales de cinq Centres :

*LA HAGUE*

*SACLAY*

*VALDUC\**

*GRENOBLE*

*CADARACHE*

*NORMANDIE*

*ILE de FRANCE*

*BOURGOGNE*

*DAUPHINE*

*PROVENCE*

pour lesquels on a retenu :

- les conséquences de l'exposition au milieu physique (exposition au nuage, inhalation, exposition au dépôt sur un an) ;
- les conséquences dues à l'ingestion des composants de la chaîne alimentaire dont la production dans l'environnement des Centres est significative.

Les résultats obtenus sont récapitulés dans le tableau 10.

En admettant que les hypothèses utilisées et les estimations qui en découlent soient les plus réalistes possible, des différences géographiques apparaissent de façon significative, elles sont vraisemblablement liées aux trajectoires et aux conditions météorologiques existantes pendant le passage du nuage sur les lieux de prélèvement.

---

\* Ce sont les mesures faites à DIJON qui ont été associées au Centre de VALDUC.

**BIBLIOGRAPHIE SOMMAIRE**

---

- C.E.A.-N.R.P.B.  
Méthodologie pour l'évaluation des conséquences radiologiques des rejets d'effluents radioactifs en fonctionnement normal.  
DOC. n° V/3865/79-FR, EN, CCE.
  
- International Commission on Radiological Protection.  
ICRP Publication 30, Oxford : Pergamon Press 1979 - 1982.
  
- NG et al.  
A review of transfer factors for assessing the dose from radionuclides in agricultural products.  
Nuclear Safety 23, 1, 1982.
  
- R. BITTEL, F. DABURON, C. MADELMONT  
Aspects pratiques du comportement du radiocésium dans l'environnement.  
CEA-BIB 225, 1977.
  
- A. RANNOU  
Contribution à l'étude du risque lié à la présence du radon 220 et du radon 222 dans l'atmosphère des habitations.  
Thèse, Faculté des Sciences de BREST, 22 Octobre 1985.

T A B L E A U 1

EXPOSITION EXTERNE AU PANACHE ET INTERNE PAR INHALATION EN  
EQUIVALENT DE DOSE EFFICACE (Sv)

Sites ou Stations	Grenoble	Marcoule	La Hague	Sactay	Cadarache	Orsay	Verdun	Le Ripault	Dijon	Le Barp (CESTA)	Pierrelatte	Bruyères le Châtel
Dates des mesures	1 au 11/5	29/4 au 4/5	2/5	1 au 10/5	1 au 10/5	29/4 au 9/5 4 au 9/5	29/4 au 3/5 4 au 9/5	1 au 2/5	26/4 au 10/5	26/4 au 10/5	1/5	1/5
Durée des mesures (jour)	11	6	1	10	10	11	10	2	15	20	1	1
Equivalent de dose panache (Sv) * sans protection (1) avec protection (2) mrem	3,9.10 <sup>-8</sup> 1,4.10 <sup>-8</sup> 0,001	2,9.10 <sup>-7</sup> 1,0.10 <sup>-7</sup> 0,61	4,5.10 <sup>-8</sup> 1,6.10 <sup>-8</sup> 0,002	1,3.10 <sup>-7</sup> 4,7.10 <sup>-8</sup> 0,005	2,4.10 <sup>-7</sup> 8,6.10 <sup>-8</sup> 0,009	3,3.10 <sup>-7</sup> 1,2.10 <sup>-7</sup> 0,012	5,7.10 <sup>-7</sup> 2,1.10 <sup>-7</sup> 0,021	2,9.10 <sup>-8</sup> 1,0.10 <sup>-8</sup> 0,001	2,0.10 <sup>-7</sup> 7,2.10 <sup>-8</sup> 0,007	8,6.10 <sup>-8</sup> 3,1.10 <sup>-8</sup> 0,003	3,4.10 <sup>-8</sup> 1,2.10 <sup>-8</sup> 0,001	6,0.10 <sup>-8</sup> 2,2.10 <sup>-8</sup> 0,002
Equivalent de dose engagé par inhalation (Sv) * sans protection (1) avec protection (2) mrem	3,7.10 <sup>-6</sup> 1,3.10 <sup>-6</sup> 0,13	2,2.10 <sup>-5</sup> 7,9.10 <sup>-6</sup> 0,79	1,7.10 <sup>-6</sup> 6,1.10 <sup>-7</sup> 0,061	1,4.10 <sup>-5</sup> 5,0.10 <sup>-6</sup> 0,5	8,7.10 <sup>-6</sup> 3,1.10 <sup>-6</sup> 0,31	1,7.10 <sup>-5</sup> 6,1.10 <sup>-6</sup> 0,61	3,0.10 <sup>-5</sup> 1,1.10 <sup>-5</sup> 1,1	1,5.10 <sup>-6</sup> 5,4.10 <sup>-7</sup> 0,054	1,0.10 <sup>-5</sup> 3,6.10 <sup>-6</sup> 0,36	4,0.10 <sup>-6</sup> 1,4.10 <sup>-6</sup> 0,14	3,9.10 <sup>-6</sup> 1,4.10 <sup>-6</sup> 0,14	2,5.10 <sup>-6</sup> 9,0.10 <sup>-7</sup> 0,09

\* On a pris en compte toutes les formes physico-chimiques de l'iode 131 pour les sites où seul l'iode particulaire atmosphérique avait été mesuré comme indiqué au paragraphe 2.1

(1) présence permanente à l'extérieur sans aucune protection

(2) 20% du temps à l'extérieur sans protection et 80% du temps à l'intérieur avec un facteur de protection de 0,2 apporté par l'habitation.

T A B L E A U 2

EXPOSITION INTERNE PAR INHALATION  
EN EQUIVALENT DE DOSE ENGAGE THYROÏDE  
(TOUS RADIONUCLÉIDES MESURES) POUR UN ADULTE (Sv)

Sites ou Stations	Grenoble	Marcoule	La Hague	Saclay	Cadarache	Orsay	Verdun	Le Ripault	Dijon	Le BARD (CESTA)	Pierrelatte	Bruyères le Châtel
Dates des mesures	1 au 11/5	29/4au4/5	2/5	1 au 10/5	1 au 10/5	29/4au9/5	29/4au3/5 4 au 9/5	1 au 2/5	2 6/4au10/5	26/4 au 10/5	1/5	1/5
Durée des mesures (jour)	11	6	1	10	10	11	10	2	15	20	1	1
Equivalent de dose engagé thyroïde par inhalation (Sv) * sans protection (1) avec protection (2)	7,3.10 <sup>-5</sup> 2,6.10 <sup>-5</sup>	2,9.10 <sup>-4</sup> 1,0.10 <sup>-4</sup>	4,6.10 <sup>-5</sup> 1,7.10 <sup>-5</sup>	1,9.10 <sup>-4</sup> 6,8.10 <sup>-5</sup>	2,1.10 <sup>-4</sup> 7,6.10 <sup>-5</sup>	3,2.10 <sup>-4</sup> 1,2.10 <sup>-4</sup>	5,5.10 <sup>-4</sup> 2,0.10 <sup>-4</sup>	4,1.10 <sup>-5</sup> 1,5.10 <sup>-5</sup>	1,6.10 <sup>-4</sup> 5,8.10 <sup>-5</sup>	5,5.10 <sup>-5</sup> 2,0.10 <sup>-5</sup>	7,2.10 <sup>-5</sup> 2,6.10 <sup>-5</sup>	6,5.10 <sup>-5</sup> 2,3.10 <sup>-5</sup>

Equivalent de dose engagé thyroïde par inhalation(2) \* (mrem)

3	10	2	7	8	12	20	2	6	2	3	2
---	----	---	---	---	----	----	---	---	---	---	---

\* On a pris en compte toutes les formes physico-chimiques de l'iode 131 pour les sites où seul l'iode particulaire atmosphérique avait été mesuré comme indiqué au paragraphe 2.1

(1) présence permanente à l'extérieur sans aucune protection

(2) 20% du temps à l'extérieur sans protection et 80% du temps à l'intérieur avec un facteur de protection de 0,2 apporté par l'habitation.

T A B L E A U 3

EXPOSITION EXTERNE AUX DEPOTS PENDANT UN AN  
EN EQUIVALENT DE DOSE EFFICACE (Sv)

Sites ou Stations	Grenoble	Marcoule	La Hague	Saclay	Cadarache	Orsay	Verdun	Le Ripault	Dijon	Le BARP (CESTA)	Pierrelatte	de Chatea Bruyeres
Equivalent de dose due aux dépôts (Sv en 1 an) :												
sans protection (1)	3,7.10 <sup>-5</sup>	9,3.10 <sup>-4</sup>	2,9.10 <sup>-6</sup>	3,2.10 <sup>-5</sup>	1,5.10 <sup>-4</sup>	8.10 <sup>-5</sup>	1,7.10 <sup>-3</sup>	9,8.10 <sup>-6</sup>	6,1.10 <sup>-4</sup>	2,2.10 <sup>-4</sup>	5,2.10 <sup>-4</sup>	2,2.10 <sup>-5</sup>
avec protection (2)	8,9.10 <sup>-6</sup>	2,2.10 <sup>-4</sup>	7,0.10 <sup>-7</sup>	7,7.10 <sup>-6</sup>	3,6.10 <sup>-5</sup>	1,9.10 <sup>-5</sup>	4,1.10 <sup>-4</sup>	2,4.10 <sup>-6</sup>	1,5.10 <sup>-4</sup>	5,3.10 <sup>-5</sup>	1,3.10 <sup>-4</sup>	5,3.10 <sup>-6</sup>
Equivalent de dose due aux dépôts (mrem en 1 an) avec protection (2)	0,9	22	0,07	0,8	4	2	41	0,2	15	5	13	0,5

(1) présence permanente à l'extérieur sans aucune protection pendant 1 an.

(2) 20% du temps à l'extérieur sans protection et 80% du temps à l'intérieur avec un facteur de protection de 0,05 apporté par l'habitation.

à partir de mesures de dépôts.

T A B L E A U 4

RECAPITULATION DE L'EXPOSITION AU MILIEU PHYSIQUE EN EQUIVALENT DE DOSE EFFICACE  
(EXPOSITION EXTERNE AU PANACHE + INTERNE PAR INHALATION + EXTERNE AUX DEPOTS)

BILAN DE LA PREMIERE ANNEE APRES L'ACCIDENT (Sv)

Sites ou Stations	Grenoble	Marcoule	La Hague	Saclay	Cadarache	Orsay	Verdun	Le Ripault	Dijon	Le Barp (CESTA)	Pierrelatte	Bruyères (le Chate)
Equivalent de dose efficace total (1) Sv	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$3,9 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$	$4,2 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$5,4 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$6,2 \cdot 10^{-6}$
mrem	1	23	0,1	1	4	3	42	0,3	15	5	13	0,6

(1) avec les facteurs de protection mentionnés dans le texte et dans les tableaux 1 et 3

à partir des mesures

Equivalent de dose efficace du à l'exposition externe naturelle:												
* Sv	$4,6 \cdot 10^{-4}$	$5,7 \cdot 10^{-4}$	non mesuré	$5,1 \cdot 10^{-4}$	$4,3 \cdot 10^{-4}$	$5,1 \cdot 10^{-4}$	$7,3 \cdot 10^{-4}$	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$5,7 \cdot 10^{-4}$	$5,1 \cdot 10^{-4}$
mrem	46	57	-	51	43	51	73	60	50	55	57	51

\* Pour l'exposition naturelle dans le département de la Meuse (Verdun) non mesurée, on a utilisé la moyenne d'un département voisin, la Moselle.

TABLEAU 5

INTERPRETATION DES RESULTATS DE MESURE DE L'IODE 131 SUR LE LAIT DE VACHE  
ESTIMATION DES CONSEQUENCES SANITAIRES DUES A L'INGESTION (Sv)

	LA HAGUE	SACLAY	VALDUC	GRENOBLE	LAIT REGION PARISIENNE
Valeur maximale Bq. l <sup>-1</sup>	52	60	480	233	52
Nombre de prélève- ments mesurés	3	4	9	6	15
Méthode de calcul	*	***	*	**	***
Période effective utilisée (T)	T = 2,2 j observée graphiquement	T = 3,5 j observée graphiquement	T = 4 j observée graphiquement	T = 2,5 j observée graphiquement	T = 4 j observée graphiquement
Activité intégrée Bq. j. l <sup>-1</sup>	165	300	2560	990	460
Equivalent de dose engagé efficace adulte Sv	7,1.10 <sup>-7</sup>	1,3.10 <sup>-6</sup>	1,1.10 <sup>-5</sup>	4,2.10 <sup>-6</sup>	2,0.10 <sup>-6</sup>
Equivalent de dose engagé à la thyroïde adulte Sv	2,3.10 <sup>-5</sup>	4,2.10 <sup>-5</sup>	3,6.10 <sup>-4</sup>	1,4.10 <sup>-4</sup>	6,5.10 <sup>-5</sup>
Equivalent de dose engagé à la thyroïde enfant Sv	4,3.10 <sup>-4</sup>	7,8.10 <sup>-4</sup>	6,6.10 <sup>-3</sup>	2,6.10 <sup>-3</sup>	1,2.10 <sup>-3</sup>

\* Intégration mathématique

\*\* Intégration graphique

\*\*\* Intégration graphique + intégration mathématique

TABLEAU 6

INTERPRETATION DES RESULTATS DES NIVEAUX D'ACTIVITE DE CESIUM 137 SUR LE LAIT DE VACHE  
ESTIMATION DES CONSEQUENCES SANITAIRES DUES A L'INGESTION (Sv)

	LA HAGUE	SACLAY	VALDUC	GRENOBLE	LAIT REGION PARISIENNE
Valeur maximale Bq.l-1	-	13	-	180	13
Nombre de prélèvements mesurés	-	6	-	14	13
Méthode de calcul		*		*	*
Période effective utilisée (T)		T = 13,5 j observée graphiquement		T = 11,4 j observée graphiquement	T = 30 j théorique
Activité intégrée Bq.j.l-1	70 (**)	305	225 (**)	2780	285
Equivalent de dose engagé efficace adulte Sv	2,8.10-7	1,2.10-6	9,1.10-7	1,1.10-5	1,2.10-6

\* Intégration graphique + intégration mathématique

(\*\*) L'activité intégrée en Bq.l-1 a été estimée à partir des mesures faites sur l'herbe de pâture



TABLEAU 7

INTERPRETATION DES RESULTATS DE MESURES DE L'IODE 131  
 ET DU CESIUM 137 SUR UN LAIT DE CHEVRE (Environnement de CADARACHE)\*  
 CONSEQUENCES SANITAIRES POUR L'ADULTE (Sv)

	IODE 131	CESIUM 137
LAIT		
Valeur maximale Bq.l <sup>-1</sup>	2 000	74
Nombre de prélèvements mesurés	18	18
Méthode de calcul	Intégration graphique	Intégration mathématique
Période effective utilisée (T)	T = 4,5 j Déterminée graphiquement	T = 14,2 j Déterminée graphiquement
Activité intégrée dans le lait Bq.j.l <sup>-1</sup>	11 800	1 330
Activité intégrée pour le fromage Bq.j.kg <sup>-1</sup>	4 400	1 145
Equivalent de dose engagé efficace Sv	Lait : 5,1.10 <sup>-5</sup> Fromage : 3,1.10 <sup>-6</sup>	5,4.10 <sup>-6</sup> 7,7.10 <sup>-7</sup>
Equivalent de dose engagé thyroïde Sv	Lait : 1,7.10 <sup>-3</sup> Fromage : 1,0.10 <sup>-4</sup>	- -

\* Voir hypothèses dans le texte