

**IRSN**INSTITUT  
DE RADIOPROTECTION  
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE*Faire avancer la sûreté nucléaire*

# Étude des conséquences radiologiques d'un accident de fusion du cœur survenant sur un REP de 900 MWe

Étude du cas de l'Accident Grave pour le  
deuxième mandat du CODIRPA

Rapport PRP-CRI/SESUC/2015-00055

Pôle radioprotection, environnement, déchets  
et crise

Service des Situations d'Urgence et d'organisation de Crise



Demandeur	CODIRPA
Référence de la demande	
Numéro de la fiche programme	004/02/01/01
Processus de rattachement	R1-4






## Étude des conséquences radiologiques d'un accident de fusion du cœur survenant sur un REP de 900 MWe

Étude du cas de l'Accident Grave pour le deuxième mandat du CODIRPA

Céline QUENNEVILLE

Bureau de Modélisation des transferts dans l'environnement pour  
l'étude des Conséquences des Accidents

Rapport PRP-CRI/SESUC n° 2015-00055

	Réservé à l'unité		Visas pour diffusion		
	Auteur	Vérificateur	Chef du SESUC	Directrice de la Crise PRP-CRI	Directeur Général de l'IRSN
Noms	C. QUENNEVILLE	D. DIDIER	E. COGEZ	S. SUPERVIL	J. REPUSSARD
Dates	23/02/2015	23/02/2015	16/12/2015	18/12/15	
Signatures					

DIFFUSION : Libre  Interne  Limitée





---

---

**HISTORIQUE DES MODIFICATIONS**

Version	Date	Auteurs	Pages ou paragraphes modifiés	Description ou commentaires
1	23/02/2015	C. QUENNEVILLE		Version initiale

---

---

**LISTE DE DIFFUSION**

Nom	Organisme

---

## RESUME

Le comité directeur post-accidentel (CODIRPA), piloté par l'ASN, a pour objectif de contribuer à l'élaboration des éléments de doctrine pour la gestion de la phase post-accidentelle d'une situation d'urgence radiologique.

Ce document présente les conséquences radiologiques à court et moyen termes d'un scénario d'accident grave affectant un réacteur français à eau pressurisée. Cet accident conduit à la fusion du cœur du réacteur et à l'utilisation du système de décompression et de filtration de l'enceinte (dispositif U5). Ce cas d'étude a permis d'alimenter les réflexions du GT « Rejet Long » mis en place par le CODIRPA.

L'accident, les rejets et les conditions météorologiques sont préalablement présentés. La séquence météorologique retenue correspond à des conditions réelles. La dispersion atmosphérique des rejets a été évaluée à l'aide d'outils de modélisation à petite échelle et à grande échelle. Dans une troisième partie du rapport, les conséquences radiologiques, en phase d'urgence, sont exposées. Les conséquences post-accidentelles, induites par ce scénario accidentel, sont ensuite analysées de manière approfondie.

Enfin, la dernière partie de ce rapport présente une étude statistique de la variabilité des conséquences de l'accident suivant les conditions météorologiques utilisées.

---

## ABSTRACT

---

### MOTS-CLES

ACCIDENTS, CONSEQUENCES RADIOLOGIQUES, ACCIDENT GRAVE, APRP, FUSION, FILTRE U5, CONSEQUENCES DOSIMETRIQUES, POST-ACCIDENTEL, CODIRPA.

<b>1</b>	<b>CONTEXTE.....</b>	<b>7</b>
<b>2</b>	<b>SCENARIO D'ACCIDENT ET REJETS ASSOCIES .....</b>	<b>7</b>
2.1	DESCRIPTION DE L'ACCIDENT.....	7
2.2	LES REJETS RADIOACTIFS .....	11
2.2.1	DESCRIPTION DES PHENOMENES DE REJETS.....	11
2.2.2	HYPOTHESES DE CALCUL .....	12
2.2.3	CINETIQUE ET COMPOSITION DES REJETS .....	13
<b>3</b>	<b>DISPERSION DES PRODUITS RADIOACTIFS DANS L'ATMOSPHERE .....</b>	<b>16</b>
3.1	CALCUL DE DISPERSION ATMOSPHERIQUE .....	16
3.1.1	MODELES ET PARAMETRES UTILISES POUR L'ETUDE .....	16
3.1.2	SCENARIO METEOROLOGIQUE .....	19
3.2	ZONES IMPACTEES - COMPORTEMENT DU PANACHE .....	26
3.2.1	COMPORTEMENT DU PANACHE .....	26
3.2.2	DEPOTS.....	31
<b>4</b>	<b>CONSEQUENCES RADIOLOGIQUES ET DOSIMETRIQUES PENDANT LA PHASE DE REJET ....</b>	<b>40</b>
4.1	DOSES REÇUES A LA FIN DES REJETS .....	40
4.2	CINETIQUE DE PRISE DE DOSE .....	43
<b>5</b>	<b>CONSEQUENCES RADIOLOGIQUES ET DOSIMETRIQUES DUES AUX DEPOTS .....</b>	<b>44</b>
5.1	ZONAGES POST-ACCIDENTELS INDUITS .....	44
5.1.1	CONDITIONS DE CALCUL CONSIDEREES .....	45
5.1.2	ETENDUE DES ZONAGES POST-ACCIDENTELS .....	45
5.2	EVALUATIONS DOSIMETRIQUES .....	50
5.2.1	CONDITIONS DE CALCUL CONSIDEREES .....	50
5.2.2	CHOIX DES POINTS GEOGRAPHIQUES POUR L'ETUDE.....	50
5.2.3	EXPOSITION INTERNE PAR INGESTION D'ALIMENTS CONTAMINES .....	53
5.2.4	EXPOSITION INTERNE PAR INHALATION DE PARTICULES REMISES EN SUSPENSION .....	62
5.2.5	EXPOSITION EXTERNE AUX DEPOTS.....	68
5.2.6	BILAN DE L'EXPOSITION DE LA POPULATION DUE AUX DEPOTS.....	73
5.2.7	ANALYSE DES RESULTATS .....	83
5.3	CONSEQUENCES AGRICOLES .....	85
5.3.1	HYPOTHESES RELATIVES A L'EVALUATION DE LA CONTAMINATION DES PRODUITS DE LA CHAINE ALIMENTAIRE .....	85
5.3.2	PERIMETRE DE DEPASSEMENT DES NIVEAUX MAXIMAUX ADMISSIBLES DANS LES DENREES ALIMENTAIRES .....	85

<b>6 ETUDE DE VARIABILITE DES RESULTATS EN FONCTION DE LA SEQUENCE METEOROLOGIQUE UTILISEE .....</b>	<b>107</b>
6.1 PRINCIPE DE L'ETUDE.....	107
6.2 RESULTATS POUR LES CONSEQUENCES EN PHASE D'URGENCE .....	108
6.2.1 EVACUATION DES POPULATIONS .....	108
6.2.2 MISE A L'ABRI DES POPULATIONS .....	109
6.2.3 LA RECOMMANDATION DE PRISE DE COMPRIMES D'IODE STABLE .....	111
6.2.4 ZONAGES POST-ACCIDENTELS .....	113
<b>7 SYNTHESE .....</b>	<b>116</b>
7.1 CONTAMINATION DE L'ENVIRONNEMENT .....	116
7.2 CONSEQUENCES EN PHASE D'URGENCE.....	116
7.3 CONSEQUENCES EN PHASE POST-ACCIDENTELLE.....	117
7.4 ETUDE STATISTIQUE .....	118
<b>8 CONCLUSION GENERALE .....</b>	<b>119</b>
<b>ANNEXE 1 .....</b>	<b>120</b>
<b>ANNEXE 2 .....</b>	<b>122</b>
<b>ANNEXE 3 .....</b>	<b>123</b>
<b>ANNEXE 4 .....</b>	<b>124</b>
<b>ANNEXE 5 .....</b>	<b>125</b>
<b>ANNEXE 6 .....</b>	<b>127</b>
<b>ANNEXE 7 .....</b>	<b>128</b>
<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>129</b>

# **1 CONTEXTE**

Par lettre du 13 avril 2005, l'ASN a proposé la création d'un Comité directeur en charge de l'élaboration d'éléments de doctrine pour la gestion de la phase post-événementielle d'un accident nucléaire ou d'une situation d'urgence radiologique (CODIRPA). Lors de son premier mandat, la réflexion du CODIR-PA s'est appuyée sur des scénarios entraînant des rejets de courte durée (moins de 24 heures) et d'ampleur moyenne. Pour le deuxième mandat du CODIRPA, il a été demandé à l'IRSN d'évaluer et de présenter les conséquences à court et moyen terme d'un accident grave se produisant sur un réacteur à eau sous pression d'EDF [CR - Réunion CODIRPA/ GT « Doctrine post-accidentelle et rejet de longue durée » du 21 juin 2013].

Le présent document porte sur l'évaluation des conséquences radiologiques associées à un accident de fusion du cœur suivi de l'ouverture du dispositif de dépressurisation et de filtration de l'enceinte, supposé affecter un des réacteurs du Centre de Production d'Électricité de Dampierre. Les conditions météorologiques retenues pour les calculs sont issues d'une situation réelle.

Après une description du scénario d'accident retenu, les thématiques suivantes sont abordées :

- les rejets dans l'environnement,
- les conditions météorologiques retenues,
- les hypothèses de dispersion atmosphérique utilisées pour le calcul,
- les dépôts résultant du passage du panache,
- les conséquences urgence et post-accidentelle du scénario accidentel,
- l'étude statistique de la variabilité des résultats selon la situation météorologique retenue.

## **2 SCENARIO D'ACCIDENT ET REJETS ASSOCIES**

On appelle accident grave un accident au cours duquel le combustible est significativement dégradé par une fusion plus ou moins complète du cœur du réacteur. Compte tenu des mesures de prévention des accidents mises en œuvre par l'exploitant, ce type d'accident reste hautement hypothétique ; sa survenue supposerait en effet la défaillance des multiples lignes de défense et fonctions de sûreté. Cependant, du fait des conséquences importantes qu'auraient les rejets de produits radioactifs dans l'environnement, et au titre du principe de la défense en profondeur, ces scénarios d'accident sont étudiés et des dispositions sont prévues dans le cadre des plans particuliers d'intervention pour protéger la population dans les premières heures suivant le début de l'accident.

### **2.1 DESCRIPTION DE L'ACCIDENT**

La séquence accidentelle retenue dans le cadre de cette étude est un accident de perte de réfrigérant primaire (APRP) se produisant sur un réacteur de 900 MWe, conduisant à la fusion complète du cœur. La chronologie des événements est donnée dans le Tableau 1 et illustrée avec la Figure 2. L'événement à l'origine de la perte d'eau primaire est une grosse brèche (30 cm de diamètre) en branche froide sur la boucle n°2 du circuit primaire, survenant brutalement alors que le réacteur est à pleine puissance (instant t0, considéré comme le début de l'accident). L'apparition de la brèche entraîne une dépressurisation du circuit primaire qui provoque l'arrêt automatique du réacteur, puis le démarrage automatique d'un système d'injection de sécurité qui permet de compenser la perte d'eau primaire à la brèche par l'injection d'eau dans le circuit primaire. Compte tenu de la

taille importante de la brèche, la montée rapide de la pression dans l'enceinte de confinement déclenche la mise en service automatique d'un système d'aspersion d'eau qui permet, d'une part, de limiter la montée en pression de l'enceinte, d'autre part de rabattre les aérosols radioactifs produits lors de la fusion.

Le système d'injection de sécurité et le système d'aspersion d'eau dans l'enceinte de confinement aspirent de l'eau dans un réservoir contenant 1600 m<sup>3</sup> d'eau. Lorsque ce réservoir est vide, les pompes aspirent alors l'eau collectée dans les puisards de l'enceinte de confinement ; l'eau perdue à la brèche est ainsi remise en circulation dans le circuit primaire. Suite au passage en recirculation de l'eau à partir des puisards de l'enceinte, le système d'injection de sécurité subit une défaillance et devient indisponible, environ 1 heure après le début de l'accident. Le système d'aspersion d'eau dans l'enceinte est perdu à t0+1h30, pour les mêmes raisons. La perte du système d'injection de sécurité entraîne la fusion du cœur qui débute à t0+1h45, selon la séquence suivante :

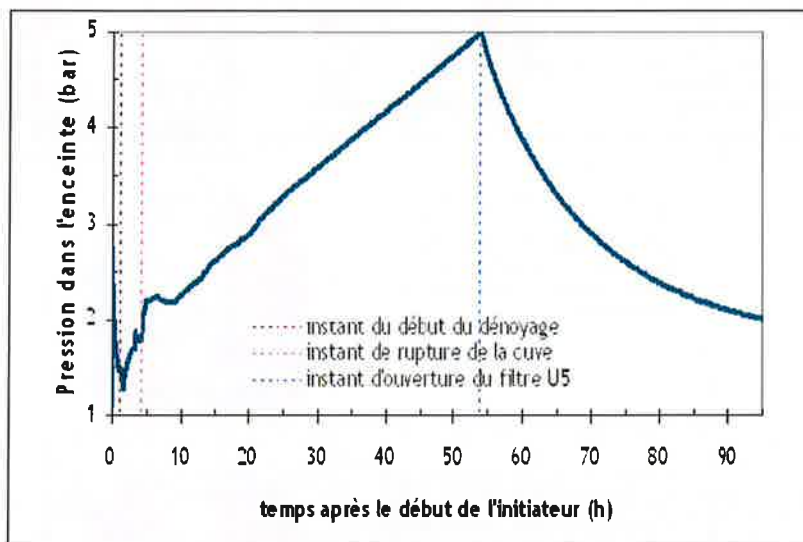
- le dénoyage prolongé du cœur du réacteur conduit à un échauffement progressif du combustible sous l'effet de la puissance résiduelle, qui n'est plus évacuée ;
- progressivement, il se forme, dans le cœur, un bain de matériaux fondus, appelé corium qui va ensuite s'écouler au fond de la cuve. L'effondrement des éléments constitutifs du cœur au fond de la cuve provoque son percement.

Dans le scénario étudié, la rupture de la cuve se produit à t0+4h20 ce qui entraîne la chute du corium formé sur le béton au fond du puits de cuve. Une érosion thermique progressive du radier en béton (appelée « interaction corium-béton ») débute alors, pouvant aller jusqu'à le percer, causant ainsi la perte du confinement et une fuite de produits radioactifs à l'extérieur de l'enceinte. Durant la phase d'interaction corium-béton, une quantité importante de gaz est libérée, provoquant une montée en pression progressive de l'enceinte de confinement. Afin d'éviter la rupture de l'enceinte qui pourrait en résulter, un dispositif d'éventage-filtration (dispositif U5) a été installé sur les réacteurs à eau sous pression français et peut être mis en œuvre au plus tôt 24 heures après le début de l'accident, en cas de défaillance du système d'aspersion d'eau dans l'enceinte, lorsque la pression atteint 5 bars.

L'étude porte sur un accident affectant la centrale de Dampierre. Compte tenu de la nature du radier en béton des réacteurs de cette centrale (silico-calcaire), la séquence retenue n'entraîne pas la percée du radier. Le système d'aspersion d'eau dans l'enceinte étant indisponible, une pression de 5 bars est atteinte 52 heures après le début de la fusion du cœur. A t0+54h, on suppose donc l'ouverture du dispositif U5. Ce dispositif d'éventage et de filtration reste ouvert pendant toute la suite de l'accident (1 mois). La Figure 1 illustre la montée progressive de la pression dans l'enceinte et la dépressurisation suite à l'ouverture du dispositif U5.

**Tableau 1 : Déroulement du scénario d'accident**

Brèche de diamètre 30 cm sur la branche froide de la boucle 2 du circuit primaire	$t_0$
Arrêt automatique du réacteur	$t_0$
Démarrage du système d'injection de sécurité (RIS)	$t_0 + 4 \text{ s}$
Démarrage de l'aspersion d'eau dans l'enceinte de confinement (EAS)	$t_0 + 48 \text{ s}$
Défaillance du RIS au passage en recirculation	$t_0 + 59 \text{ min}$
Début de dénoyage du cœur	$t_0 + 1 \text{ h } 21 \text{ min}$
Défaillance de l'EAS	$t_0 + 1 \text{ h } 36 \text{ min}$
Début de la fusion du cœur	$t_0 + 1 \text{ h } 46 \text{ min}$
Instant de rupture de la cuve	$t_0 + 4 \text{ h } 21 \text{ min}$
Ouverture du système de décompression / filtration U5 à 5 bar	$t_0 + 54 \text{ h}$



**Figure 1 : Évolution de la pression dans l'enceinte de confinement : Ouverture du système de décompression/filtration de l'enceinte (procédure U5) à 5 bars**

La Figure 2 illustre le déroulement de l'accident à l'aide de schémas représentant les états successifs de l'installation.

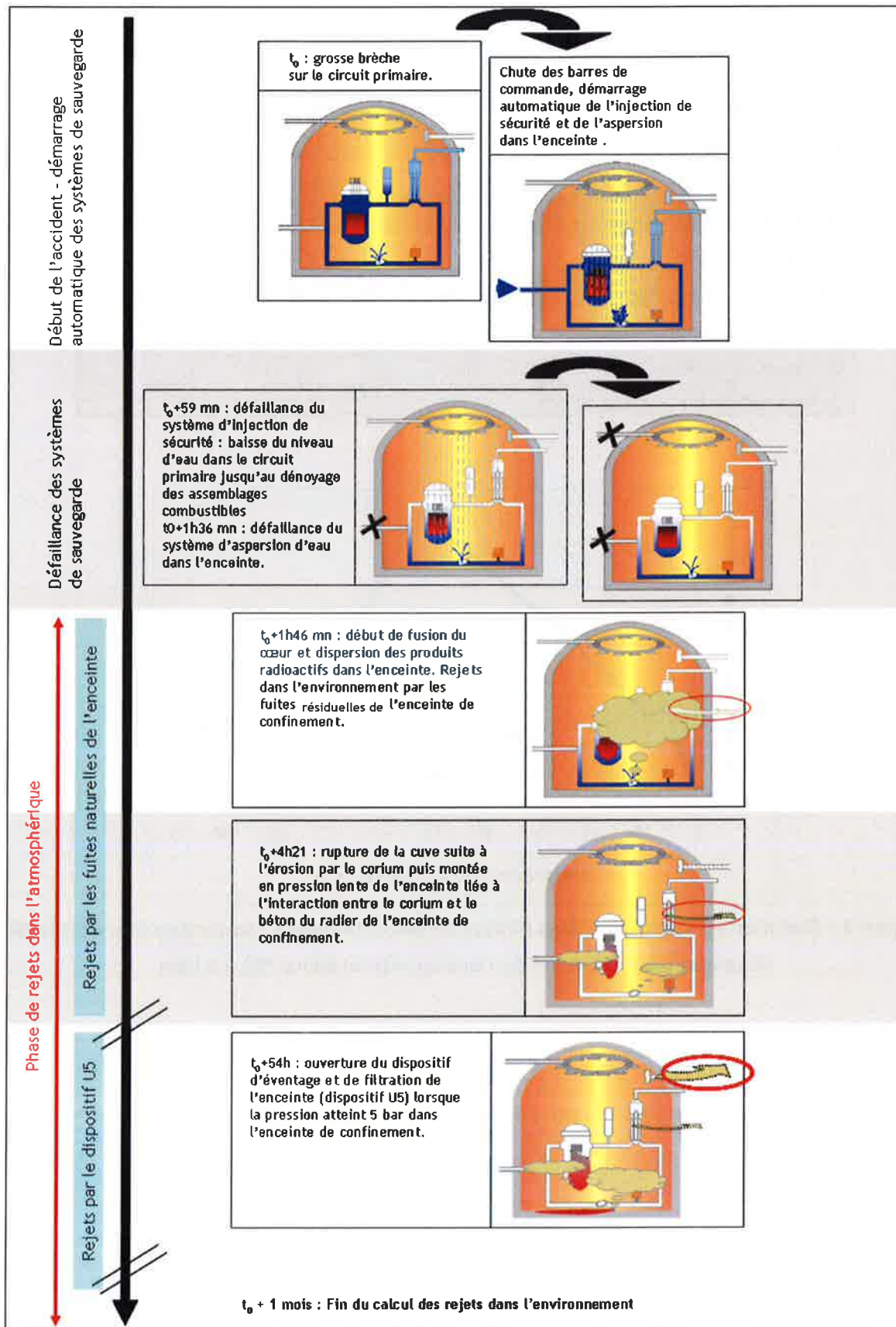


Figure 2 : Déroulement de l'accident



## 2.2 LES REJETS RADIOACTIFS

### 2.2.1 DESCRIPTION DES PHENOMENES DE REJETS

Les rejets radioactifs dans l'environnement deviennent significatifs à la suite du dénoyage du cœur. Sous l'effet de l'échauffement, les produits de fission les plus volatils, puis les produits de fission semi-volatils sont relâchés par le combustible dans le circuit primaire puis, via la brèche, dans l'enceinte de confinement.

Des produits radioactifs sont ensuite rejetés dans l'atmosphère par les fuites dites « résiduelles » de l'enceinte de confinement suivant deux voies :

- la voie « collectée » qui correspond à un rejet à la cheminée de l'installation après reprise des rejets par les fuites résiduelles de l'enceinte par les systèmes de ventilation/filtration des bâtiments auxiliaires ;
- la voie « non-collectée » qui se traduit par un rejet non filtré par les fuites résiduelles de l'enceinte débouchant directement dans l'environnement. Les rejets sont constitués essentiellement des produits de fission les plus volatils comme les gaz rares, les iodes, les césiums et les tellures.

Avec le temps, les aérosols vont se déposer sur les parois de l'enceinte de confinement et les rejets diminuer progressivement. L'interaction entre le corium et le béton du radier va générer l'émission dans l'enceinte d'aérosols de béton de granulométrie relativement élevée. Ces aérosols de béton vont accentuer la cinétique de dépôts des aérosols radioactifs présents dans l'enceinte, à la suite notamment de phénomènes d'agglomération.

A l'ouverture du dispositif U5, une troisième voie de rejets, filtrée, est créée. Les aérosols s'étant en grande partie déposés dans l'enceinte de confinement, les rejets par le filtre U5 sont essentiellement constitués de gaz (gaz rares et iodes gazeux).

Les rejets dans l'environnement dépendent des conditions affectant le transfert des produits de fission dans l'installation. Ce transfert dépend principalement de la nature physico-chimique des produits de fission : gaz ou aérosols, forme chimique. En particulier, le comportement des iodes radioactifs dans l'enceinte de confinement est particulièrement complexe et influence directement les conséquences radiologiques de l'accident. En effet, en situation d'accident grave, les iodes sont en partie relâchés dans l'enceinte de confinement par la brèche présente sur le circuit primaire sous forme moléculaire (I<sub>2</sub>). Les iodes moléculaires interagissent ensuite avec les peintures revêtant les surfaces de l'enceinte (phénomène d'adsorption) et conduisent à la forme d'iodes organiques, moins bien piégés que l'I<sub>2</sub> par les pièges à iodes et les filtres équipant les systèmes de filtration de l'installation. Par ailleurs, un phénomène de destruction radiolytique des iodes organiques a récemment été mis en évidence. Plusieurs réactions physico-chimiques interviennent et il est difficile de modéliser le comportement des iodes dans l'enceinte de confinement et de connaître la répartition des différentes formes chimiques de l'iode présent dans l'enceinte. Des expérimentations et des recherches sur le comportement de l'iode dans l'enceinte de confinement sont toujours en cours à l'IRSN pour mieux comprendre les phénomènes en jeu et quantifier les concentrations relatives des différentes espèces chimiques de l'iode présentes dans l'enceinte. En l'attente des conclusions de ces recherches, l'IRSN utiliserait, en situation d'urgence, des hypothèses sur le comportement des iodes ayant tendance à maximiser les conséquences de l'accident.

Le Tableau 2 présente la liste des catégories de radionucléides prises en compte dans l'évaluation des rejets.

**Tableau 2 : Radionucléides et formes chimiques des iodés pris en compte pour l'évaluation des rejets dans l'environnement**

Groupes	Radionucléides et formes chimiques des iodés pris en compte dans l'étude
Gaz rares radioactifs	Kr et Xe
iodés radioactifs sous forme moléculaire (gaz)	I <sub>2</sub>
iodés radioactifs sous forme organique (gaz)	ICH <sub>3</sub>
Aérosols radioactifs	<u>Produits de fissions</u> : isotopes radioactifs du Te, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Tc, Ru, Rh, Sb, Ba, Ce, La, Pr, Nd, I, Cs, Br, Rb, Se et Ag <u>Actinides</u> : Np, Pu, Am, Cm et U

### 2.2.2 HYPOTHESES DE CALCUL

Le rejet est calculé en considérant les hypothèses qui seraient utilisées par l'IRSN en situation d'urgence (taux de fuite de l'enceinte notamment). Les principales hypothèses sont les suivantes :

Avant ouverture du filtre U5 :

- non-fonctionnement du système d'aspersion d'eau dans l'enceinte,
- taux global de conversion de l'iode moléculaire en iode organique sur les peintures : 10 %,
- taux de fuite de l'enceinte de 0,116 % du volume par jour,
- répartition des fuites de l'enceinte : 86 % vers les bâtiments auxiliaires (fuites collectées) et 14 % à l'environnement (fuites non collectées),
- systèmes de ventilation des bâtiments auxiliaires en service (reprise des fuites de l'enceinte vers les bâtiments auxiliaires et filtration avant rejet à la cheminée de l'installation).

Après ouverture du filtre U5 :

- débit de rejet au travers du dispositif U5 défini à chaque instant comme le rapport entre le débit massique de rejet des gaz à travers le filtre et la masse totale de ces mêmes gaz présents dans l'enceinte - taux de fuite relativement constant de l'ordre de 175 % du volume par jour ;
- efficacité de filtration du dispositif U5 : 1000 pour les aérosols et de 10 pour l'iode moléculaire.

Le rejet est calculé sur 21 jours, sachant que la pression d'équilibre dans l'enceinte (2 bars) est atteinte environ 40 heures après l'ouverture du système U5.

## 2.2.3 CINETIQUE ET COMPOSITION DES REJETS

Le Tableau 3 présente les activités cumulées rejetées dans l'environnement en fonction du temps pour les différentes catégories de radionucléides considérées.

**Tableau 3 : Activités cumulées par catégories, relâchées dans l'environnement, en fonction du temps après le début de l'accident**

Temps (h)	1	10	24	54	58	63	72	100	Fin rejets
Total Gaz Rares (Bq)	0	3,72 10 <sup>15</sup>	9,13 10 <sup>15</sup>	1,16 10 <sup>17</sup>	1,44 10 <sup>18</sup>	2,60 10 <sup>18</sup>	3,80 10 <sup>18</sup>	4,81 10 <sup>18</sup>	4,94 10 <sup>18</sup>
Total Iodes Moléculaires (Bq)	0	2,20 10 <sup>12</sup>	2,20 10 <sup>12</sup>	2,20 10 <sup>12</sup>	2,20 10 <sup>12</sup>	2,20 10 <sup>12</sup>	2,20 10 <sup>12</sup>	2,20 10 <sup>12</sup>	2,20 10 <sup>12</sup>
Total Iodes Organiques (Bq)	0	3,99 10 <sup>12</sup>	9,12 10 <sup>12</sup>	5,38 10 <sup>14</sup>	7,53 10 <sup>15</sup>	1,36 10 <sup>16</sup>	1,97 10 <sup>16</sup>	2,48 10 <sup>16</sup>	2,54 10 <sup>16</sup>
Total Iodes Aérosols (Bq)	0	5,75 10 <sup>14</sup>	6,67 10 <sup>14</sup>	6,70 10 <sup>14</sup>	6,71 10 <sup>14</sup>	6,72 10 <sup>14</sup>	6,72 10 <sup>14</sup>	6,72 10 <sup>14</sup>	6,72 10 <sup>14</sup>
Total Autres (Bq)	0	6,32 10 <sup>14</sup>	6,60 10 <sup>14</sup>	6,61 10 <sup>14</sup>	6,66 10 <sup>14</sup>	6,67 10 <sup>14</sup>	6,68 10 <sup>14</sup>	6,68 10 <sup>14</sup>	6,68 10 <sup>14</sup>

Il convient de distinguer deux phases de rejet, la première correspondant à la période entre le début de la fusion du cœur et l'ouverture du dispositif U5, la seconde à partir de l'ouverture du dispositif U5. Les caractéristiques des rejets pour ces deux phases sont en effet différentes, non seulement de par la quantité de radionucléides rejetée mais également de par la composition isotopique des rejets.

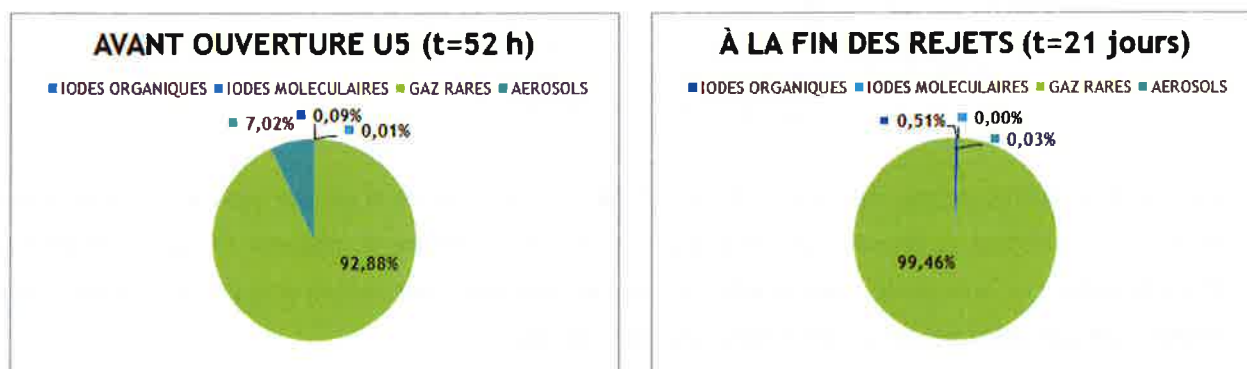
Le Tableau 4 présente une synthèse des résultats du précédent tableau. Il met en évidence que les gaz rares et l'iode organique sont très majoritairement rejetés dans l'environnement à l'ouverture du dispositif U5, alors que la majorité des aérosols sont émis pendant la première phase de rejet, par les fuites résiduelles de l'enceinte. À l'ouverture du filtre U5, les aérosols se sont déposés sur les surfaces à l'intérieur de l'enceinte de confinement et contribuent donc très faiblement aux rejets.

On remarque également que la très grande majorité des isotopes rejetés lors de l'ouverture du dispositif U5 est rejetée en moins de trois jours. Les rejets se poursuivant dans les jours suivant restent significatifs, mais de moindre ampleur.

**Tableau 4 : Activités cumulées rejetées dans l'environnement avant l'ouverture du dispositif U5 et à la fin des rejets**

	AVANT OUVERTURE U5 (t=52 h)	À LA FIN DES REJETS (t=21 jours)
IODES ORGANIQUES	1,63 10 <sup>13</sup> Bq	2,54 10 <sup>16</sup> Bq
IODES MOLECULAIRES	2,20 10 <sup>12</sup> Bq	2,20 10 <sup>12</sup> Bq
GAZ RARES	1,76 10 <sup>16</sup> Bq	4,94 10 <sup>18</sup> Bq
AEROSOLS	1,33 10 <sup>15</sup> Bq	1,34 10 <sup>15</sup> Bq

La Figure 3 présente la composition isotopique des activités cumulées rejetées juste avant l'ouverture du dispositif U5 ainsi qu'à la fin des rejets. Pour la première phase de rejets, les gaz rares et les aérosols contribuent respectivement à 92,88% et 7,02% de l'activité rejetée. Pour cette phase de l'accident, les rejets d'iodes sous formes organique et moléculaire sont faibles (0,1%). En ce qui concerne les activités rejetées après l'activation de la procédure U5, elles sont principalement composées de gaz rares, à hauteur de 99,46%, et d'iodes sous forme organique, à hauteur de 0,51%. Les aérosols et les iodes moléculaires ne contribuent quasiment plus au rejet.



**Figure 3 : Répartition de la composition des activités cumulées rejetées avant l'ouverture du dispositif U5 et à la fin des rejets**

Enfin, la Figure 4 présente les activités cumulées rejetées dans l'environnement respectivement pour les gaz rares, les iodes et les aérosols (y compris les iodes sous forme aérosols), en fonction du temps, depuis le début de l'accident.

Il apparaît que les iodes sous forme aérosols représentent une part importante des aérosols rejetés au cours de l'accident.

Le rejet comporte initialement 79 isotopes différents. En tenant compte des filiations radioactives de ces isotopes, le rejet dans l'atmosphère comporte 144 isotopes (cf. Annexe 6).

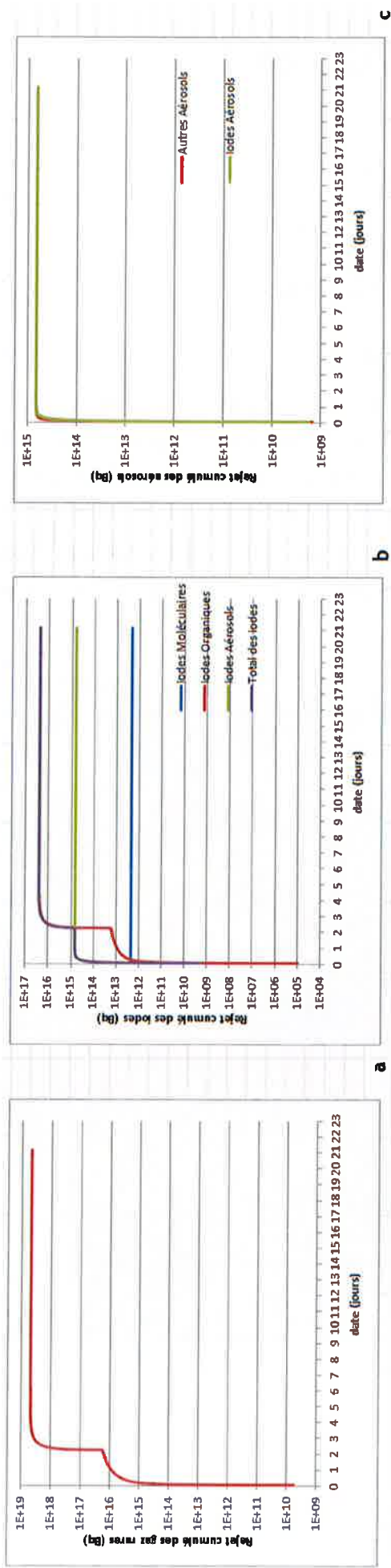


Figure 4 : Activité cumulée en gaz rares(a), iodes (b) (sous les différentes formes) et en aérosols dont les iodes sous forme d'aérosol (c)



## **3 DISPERSION DES PRODUITS RADIOACTIFS DANS L'ATMOSPHERE**

### **3.1 CALCUL DE DISPERSION ATMOSPHERIQUE**

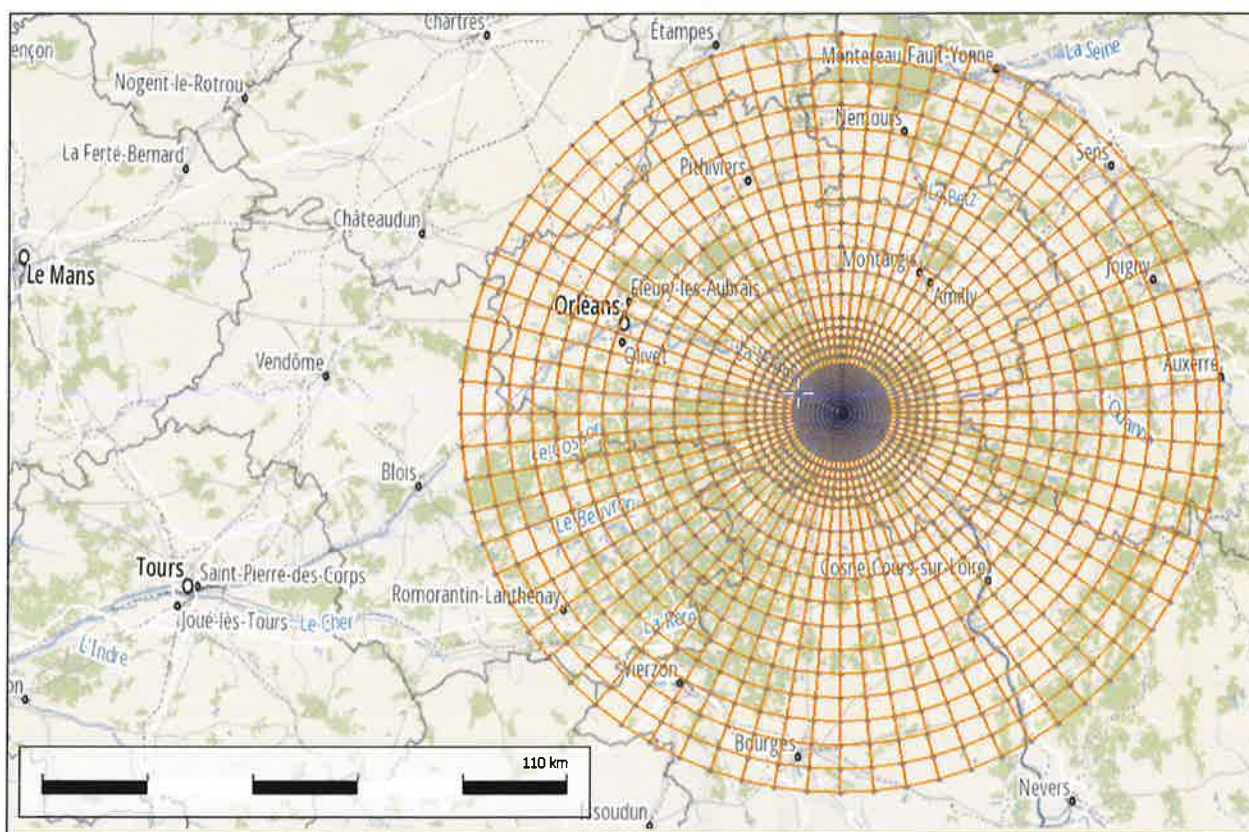
Une fiche expliquant le principe d'un calcul de dispersion atmosphérique est disponible en annexe 1.

#### **3.1.1 MODELES ET PARAMETRES UTILISES POUR L'ETUDE**

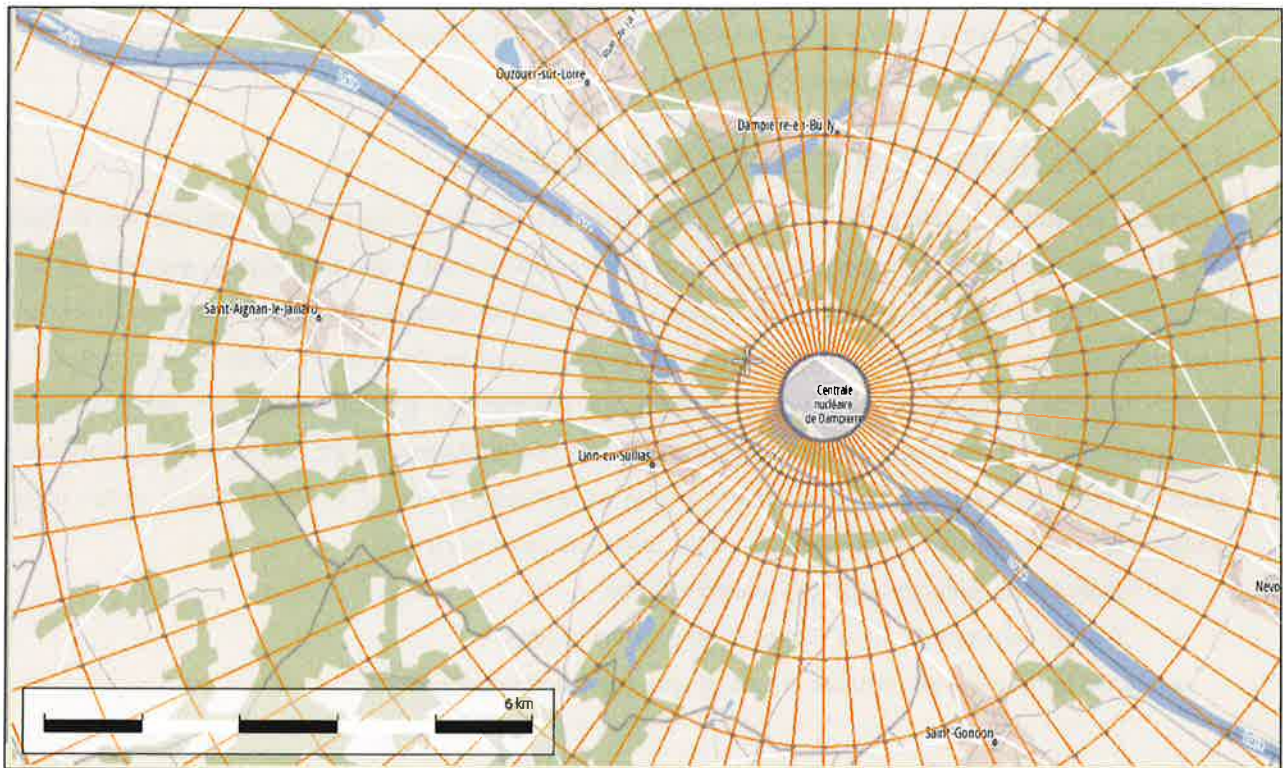
##### **3.1.1.1 Modélisation de la dispersion à petite échelle**

Le modèle numérique utilisé pour simuler la dispersion atmosphérique du rejet à courte distance est le modèle pX ([1], [2]). Ce modèle fait partie de la catégorie des modèles à bouffées gaussiennes ([4], [6]) qui modélisent le comportement du rejet dans l'atmosphère de manière simplifiée. Le principe de modélisation de la dispersion à petite échelle est exposé dans l'annexe 2 de ce document.

Pour cette étude, les calculs sur cette échelle locale, sont réalisés entre 500 mètres et 80 kilomètres par rapport au point de rejet, ceci pour toute la période du rejet (21 jours). Les points de calcul sont présentés sur la Figure 5 suivante.



a)



b)

Figure 5 : a) étendue spatiale du calcul de dispersion « petite échelle ». b) points de calcul au voisinage du rejet

Les paramètres retenus pour le calcul de dispersion atmosphérique sont indiqués dans le Tableau 5. Ce calcul a été effectué à l'aide de données météo 3D issues du modèle ALADIN de MétéoFrance. Ces données météorologiques étant horaires, le facteur de battement de vent a été fixé à 1. Le scénario météorologique est présenté au paragraphe 3.1.2. En ce qui concerne le comportement des polluants, les vitesses de dépôt et les constantes de lessivage par la pluie utilisées pour ce calcul sont issues des travaux effectués pour l'accident de Fukushima du 11 mars 2011 ([13]).

Tableau 5 : Paramètres principaux du calcul pX

Paramètre	Valeur
Hauteur de rejet	Au sol
Vitesse et direction du vent, précipitations, Stabilité	Fichier météo 3D
Facteur de battement de vent	1
Pour tous les radionucléides (hors iode moléculaire), vitesse de dépôt	0,2 cm.s <sup>-1</sup>
Pour l'iode moléculaire, vitesse de dépôt	0,7 cm.s <sup>-1</sup>
Pour tous les radionucléides, constante de lessivage par la pluie	5 10 <sup>-5</sup> h.mm <sup>-1</sup> .s <sup>-1</sup>



A noter que pour ce calcul, les lois d'écart-types de Doury ont été utilisées, contrairement au choix fait pour les études relatives à l'accident de Fukushima (Pasquill).

### 3.1.1.2 Modélisation de la dispersion à grande échelle

Le modèle numérique de dispersion atmosphérique utilisé pour les plus grandes échelles spatiales est le modèle IdX [7]. Ce modèle numérique est un code tridimensionnel eulérien, c'est-à-dire qu'il évalue, pour chaque pas de temps du calcul, les concentrations (ou les activités volumiques) en chaque point d'un maillage tridimensionnel structuré prédéfini. Le principe de ce modèle numérique est expliqué en détail dans l'annexe 3 de ce rapport.

Compte tenu de l'importance du rejet, la distance sur laquelle des activités volumiques significatives sont transportées est nécessairement importante (quelques milliers de kilomètres). Il est donc nécessaire de réaliser un calcul de dispersion sur une échelle supérieure à celle de la France. Ce calcul sera noté dans la suite : calcul « grande échelle ». Le calcul « grande échelle » a les caractéristiques suivantes :

- résolution horizontale de  $0,125^\circ$  (environ 10 km),
- domaine correspondant à la France et les pays limitrophes,
- grille horizontale de calcul de 211 (longitude) par 141 (latitude) points.

La Figure 6 présente le domaine couvert par le calcul « grande échelle ».

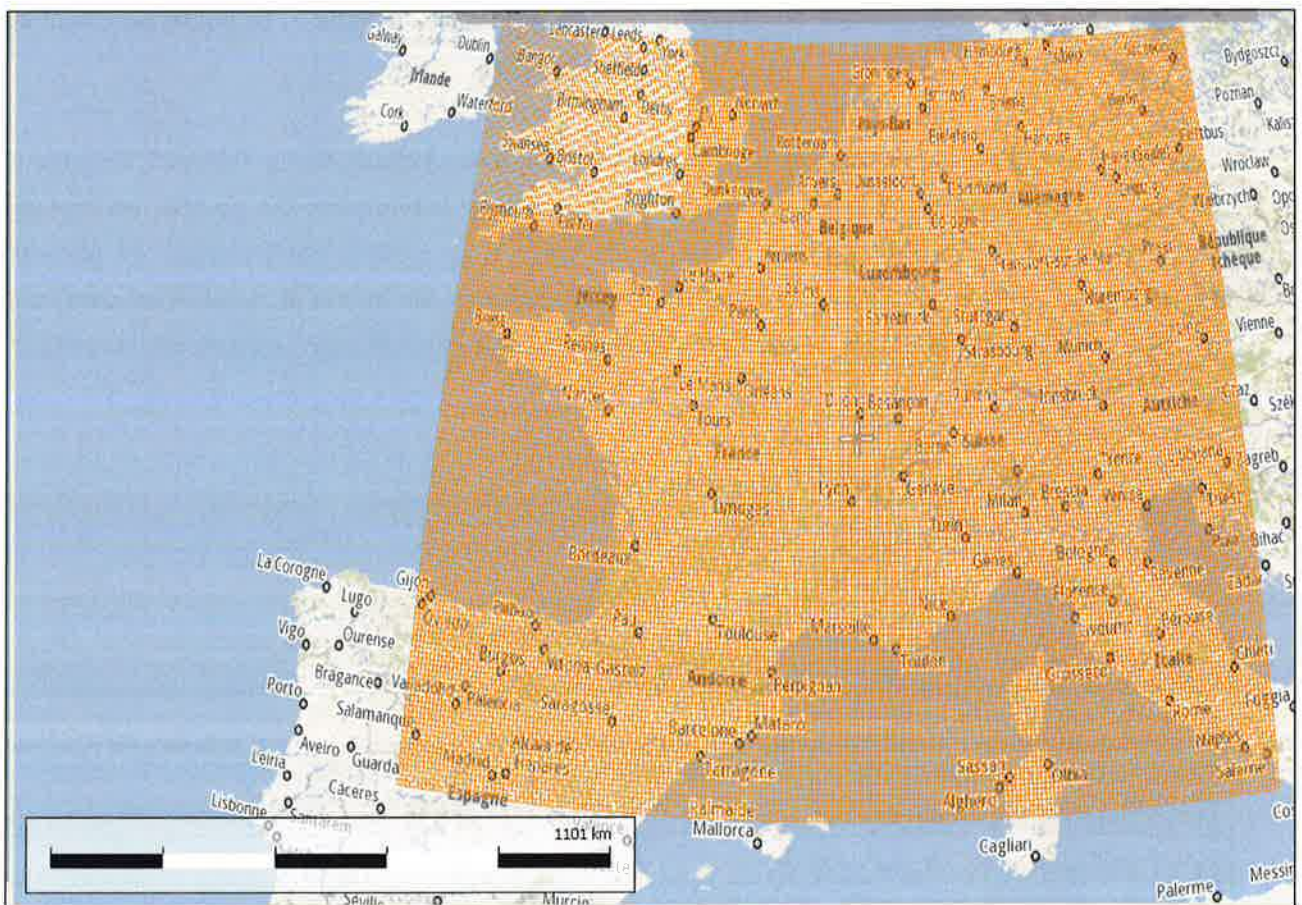


Figure 6 : Représentation du domaine de calcul pour le calcul de dispersion avec IdX

### 3.1.1.3 Limites

Les limites des deux modèles de dispersion sont présentées dans l'annexe 4 de ce rapport.



### 3.1.2 SCENARIO METEOROLOGIQUE

Les données météorologiques utilisées sont des données horaires, allant du 31 juillet 2011 14h00 heure locale (12h00 TU) au 24 août 2011 08h00 heure locale (06h00 TU). Cette période de météo permet de couvrir les 21 jours de rejets qui démarrent au 31 juillet 2011 17h00 heure locale (15h00 TU).

Parmi les champs météorologiques utilisés par les codes de dispersion, ceux qui méritent une attention particulière sont les suivants :

- la turbulence atmosphérique que l'on assimilera par simplicité ici à la stabilité atmosphérique, et qui influence la diffusion du panache radioactif ;
- les composantes du champ de vent, qui conditionnent le sens de déplacement du panache radioactif ;
- les champs de pluie, qui contribuent au rabatement des particules radioactives.

Ces champs sont présentés ci-dessous sur le domaine météorologique considéré avec une attention particulière portée au niveau de la localisation du rejet. L'évolution temporelle des conditions météorologiques est à étudier au regard des différentes phases du rejet. En effet, la description des rejets faite plus haut montre qu'il existe deux phases de rejet distinctes : la première phase liée à la fusion du cœur et au rejet par les fuites résiduelles de l'enceinte de confinement, la deuxième liée à l'ouverture du dispositif U5. Le Tableau 3 montre que la majorité des aérosols sont émis dans l'environnement pendant la première phase du rejet (c'est-à-dire avant l'ouverture du dispositif U5) et que les gaz rares et l'iode organique sont eux majoritairement rejetés dans l'environnement à l'ouverture du dispositif U5. Plus précisément, la Figure 4 montre que les aérosols sont rejetés au cours du premier jour, alors que les gaz rares et l'iode organique sont rejetés majoritairement à partir du troisième jour.

#### 3.1.2.1 Stabilité atmosphérique au voisinage du point de rejet

Au cours de la période du 31 juillet au 24 août 2011, la stabilité atmosphérique connaît une alternance Diffusion Normale (DN)/Diffusion Faible (DF) classique, en fonction notamment du jour et de la nuit. La Figure 7 illustre cette alternance au niveau du point de rejet.

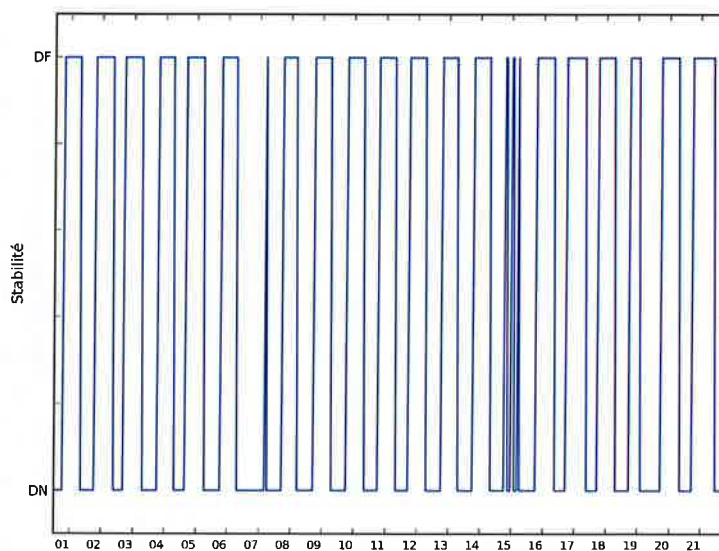


Figure 7 : Séquence de la stabilité atmosphérique au voisinage du point de rejet

Selon la classification de Doury, la stabilité est de type DN pour 50 % du temps. Pour le reste du scénario, c'est-à-dire 50 % du temps, la stabilité est considérée de type DF peu dispersive, soit une condition défavorable pour la dispersion et in fine pour les conséquences. On note également que, pour la journée du 15 août, il existe des alternances successives DN/DF. En effet, le gradient de température oscille de part et d'autre de la limite de  $0,5^\circ/100\text{m}$ . Dans ce type de situation, la stabilité de l'atmosphère n'oscille pas franchement entre deux états aussi marqués que ceux qui sont représentés par le modèle de Doury, mais reste plutôt constante. Elle serait certainement de type « neutre » pour une bonne partie de la journée.

### 3.1.2.2 Direction et vitesse du vent au voisinage du point de rejet

Les variations en fonction du temps de la direction et la vitesse de vent au voisinage du point de rejet sont présentées sur les figures suivantes. La cinétique du rejet est superposée aux séquences météorologiques afin de mieux appréhender les phases de l'évènement.

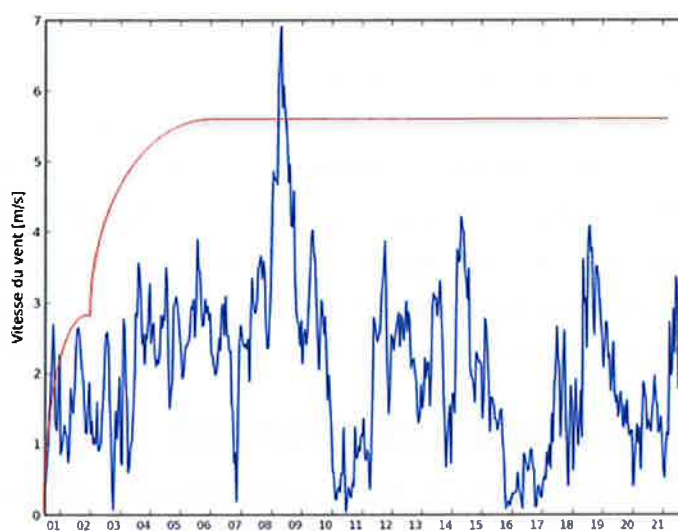


Figure 8 : Séquence de la vitesse du vent au voisinage du point de rejet

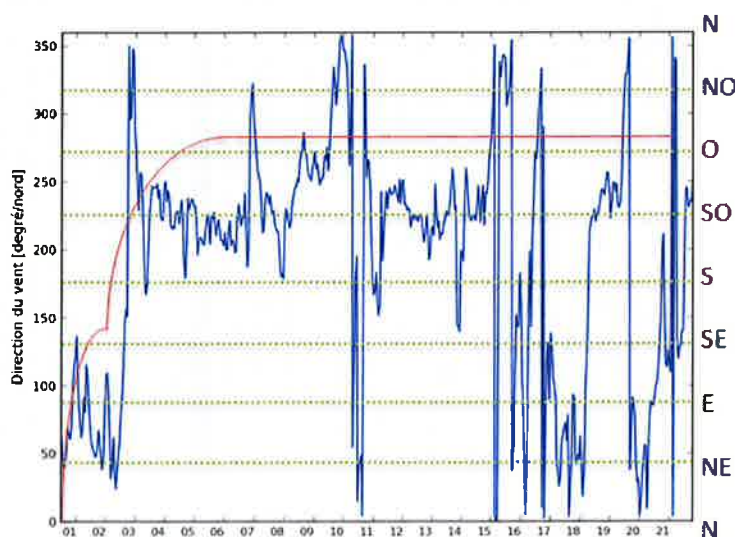


Figure 9 : Séquence de l'orientation du vent au voisinage du point de rejet

Pour ce qui concerne la première phase du rejet (définie comme étant la phase de rejet avant l'ouverture du filtre U5, c'est-à-dire avant le 2 août 2011 à 23h), la direction d'où vient le vent varie sur une plage de l'ordre de 100° à l'est du CNPE de Dampierre ; alors que pour la deuxième phase de rejet (ouverture du filtre U5), la direction du vent a complètement tourné et dirige les rejets à l'est de la centrale.

On note également que le début des rejets s'effectue dans une atmosphère ayant une diffusion faible (DF) avec une vitesse de vent variant entre 1 et 3 m/s. Le rejet d'aérosols est ainsi réalisé dans des conditions météorologiques moyennement pénalisantes vis-à-vis des conséquences dosimétriques. Pour la deuxième phase des rejets, la vitesse du vent est plus importante ce qui induit des conditions météorologiques plus pénalisantes.

### 3.1.2.3 Précipitations au voisinage du point de rejet

Le niveau de pluie horaire et le cumul journalier des précipitations au voisinage du point de rejet sont présentés sur les figures suivantes. La cinétique du rejet est superposée aux séquences météorologiques afin de mieux appréhender les phases de l'évènement.

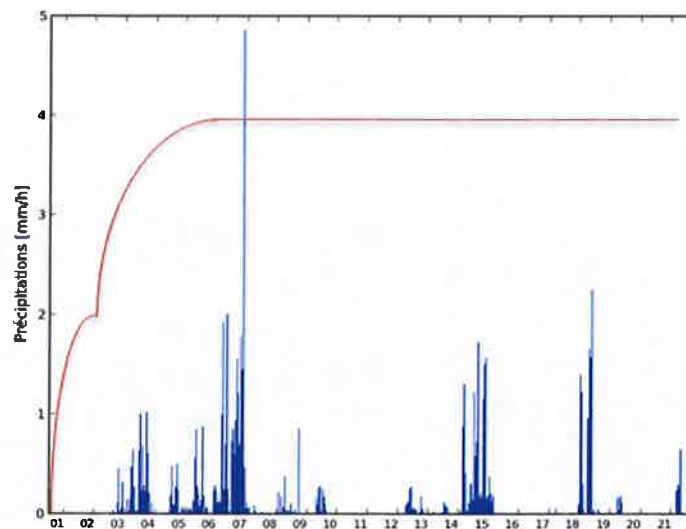


Figure 10 : Séquence des précipitations au voisinage du point de rejet

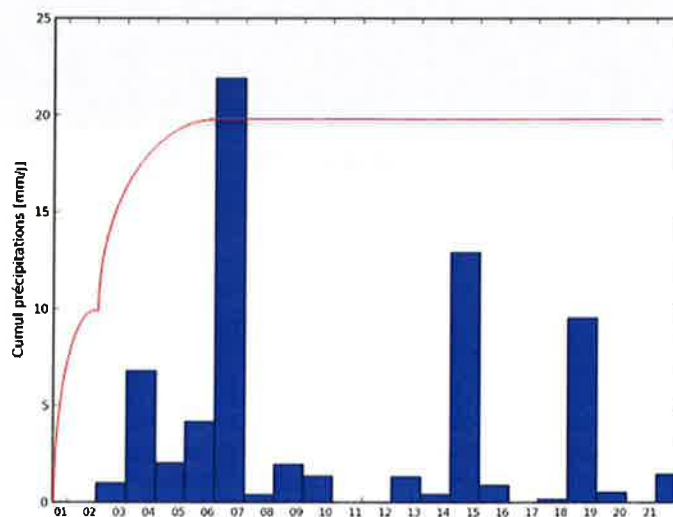
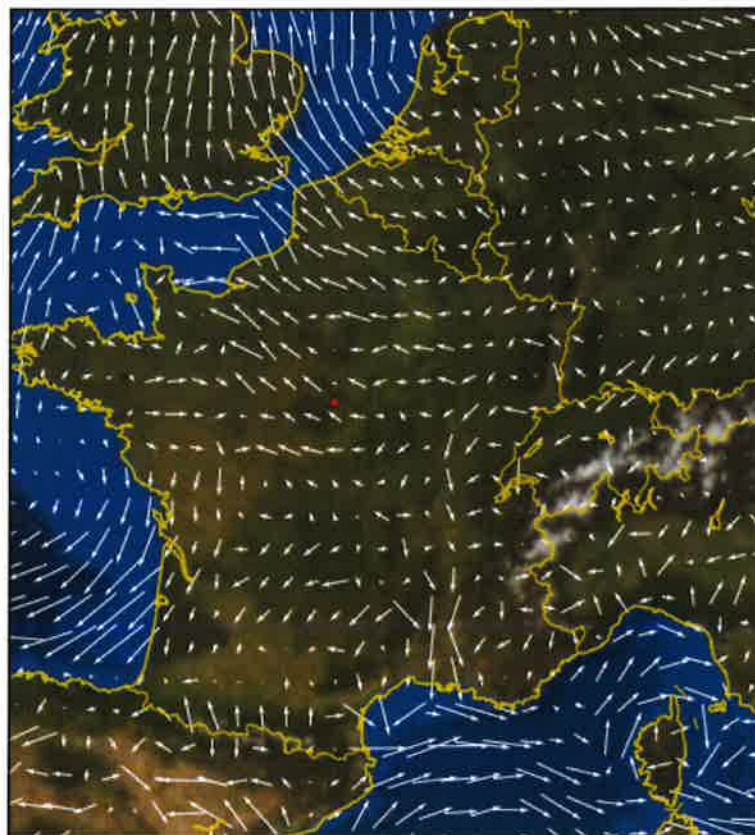


Figure 11 : Cumul par jour des précipitations au voisinage du point de rejet

La Figure 10 et la Figure 11 montrent que la première phase de rejet s'effectue par temps sec. Le dépôt des aérosols émis pendant cette phase est ainsi relativement minimisé compte tenu des précipitations. En ce qui concerne la deuxième phase du rejet, on peut noter un niveau de précipitations assez faible au début de l'ouverture du dispositif U5 ; il existe ensuite, pour les deux jours suivants, des niveaux de pluie un peu plus importants, maximisant ainsi les dépôts de radionucléides au sol.

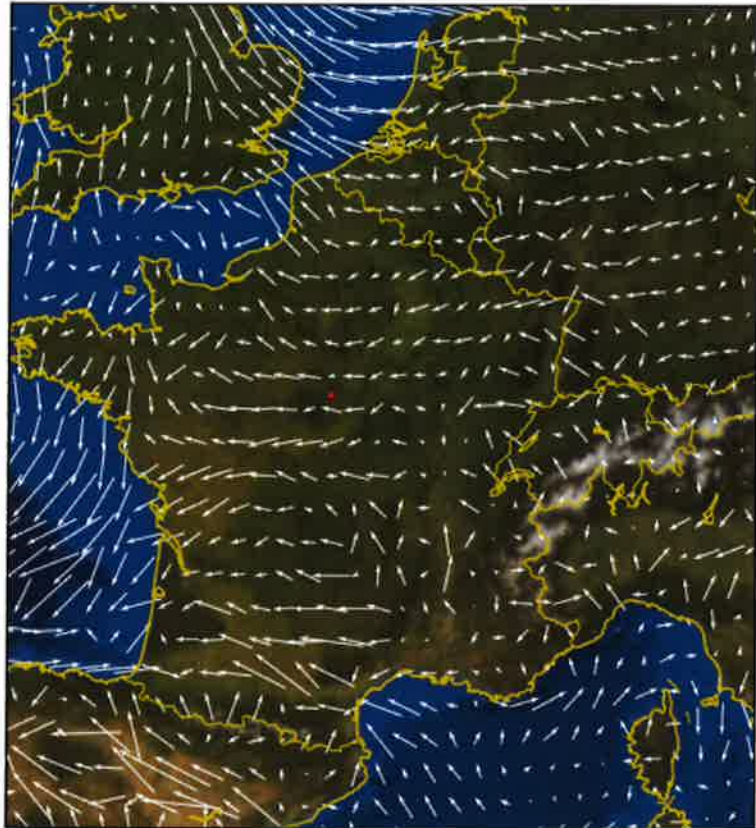
### 3.1.2.4 Champs de vent à l'échelle nationale

La Figure 12 présente les champs de vent à l'échelle nationale. Il s'agit d'un champ instantané à une heure donnée. On remarque que pour la première phase des rejets, le vent dirige le panache à l'ouest de Dampierre. On note également que pour la deuxième phase des rejets, le vent est plutôt dirigé vers le nord-est. La bascule de vent entre les deux phases s'effectue par le sud (voir la figure du 3 août 2011 00h00), ce qui est aussi constaté sur la Figure 9.

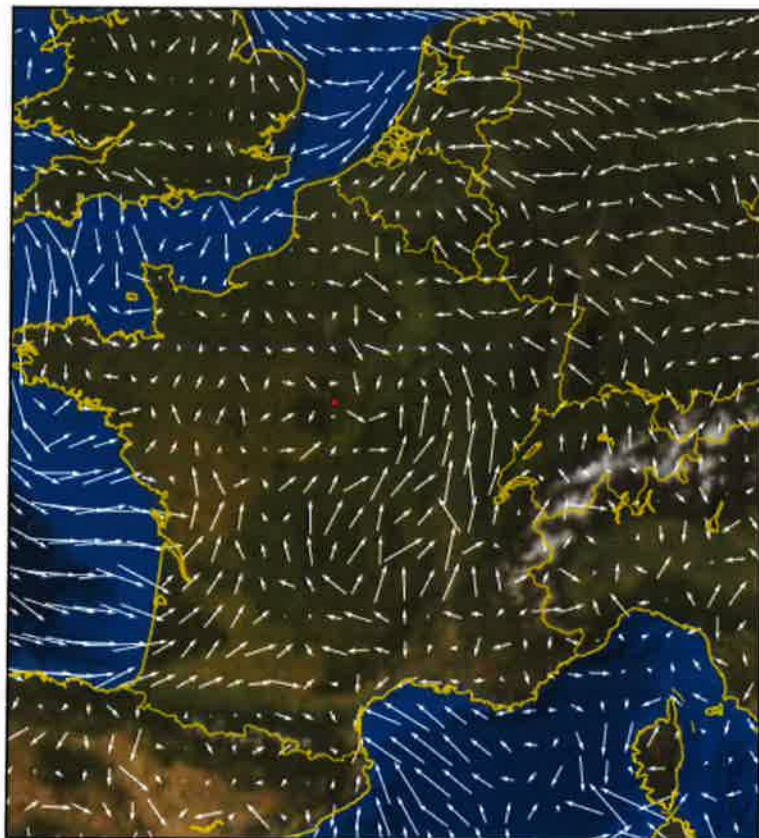


1<sup>er</sup> août 2011 00h00

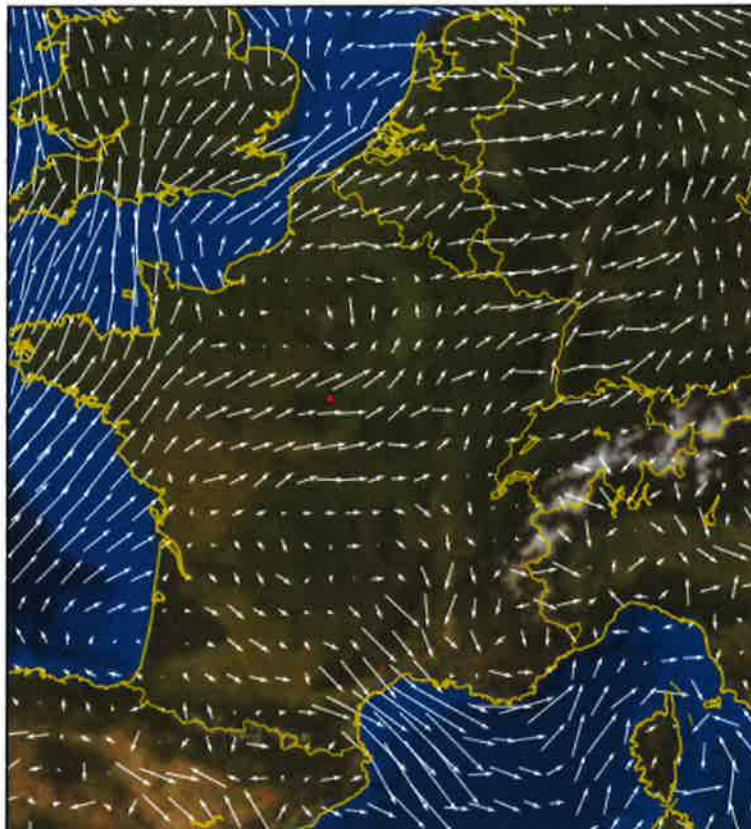




2 août 2011 00h00



3 août 2011 00h00

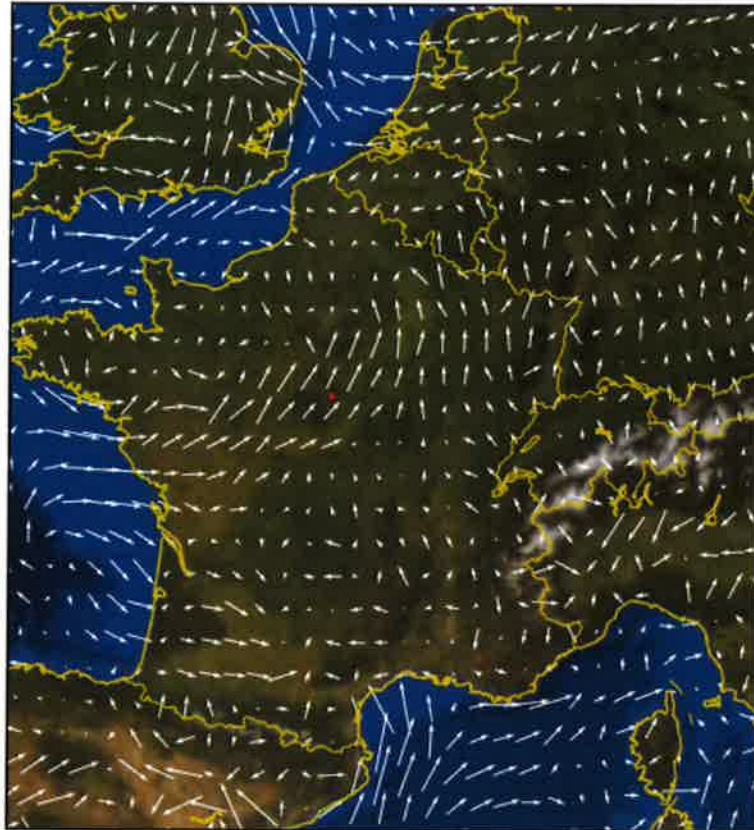


4 août 2011 00h00



5 août 2011 00h00





6 août 2011 00h00

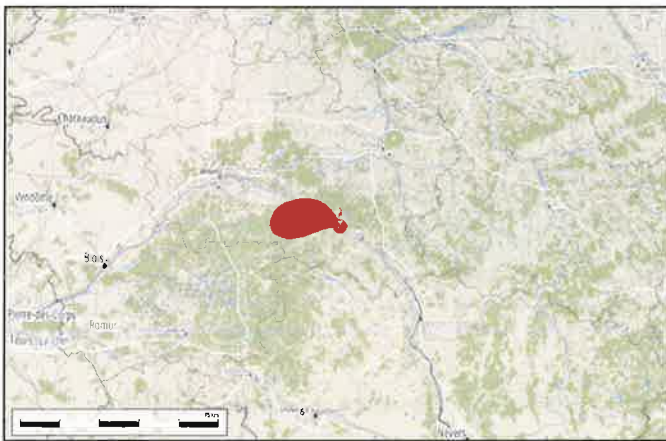
Figure 12 : Séquence des champs de vent instantanés sur le domaine « grande échelle »

## 3.2 ZONES IMPACTÉES - COMPORTEMENT DU PANACHE

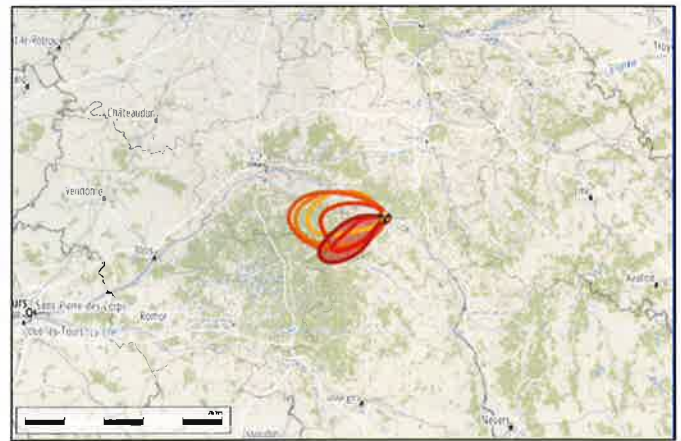
### 3.2.1 COMPORTEMENT DU PANACHE

#### 3.2.1.1 A courte distance

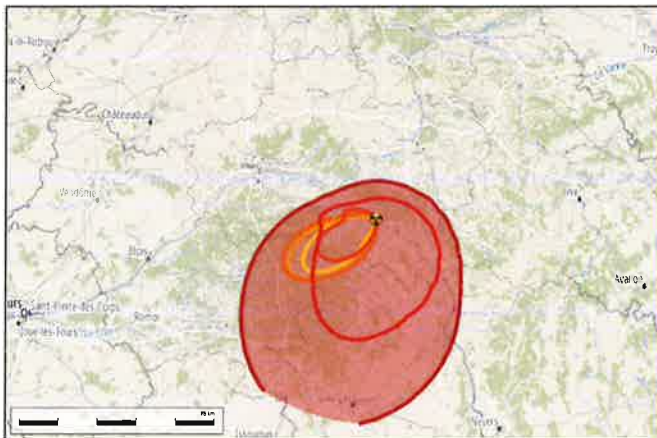
La Figure 13 présente, pour chaque jour, l'évolution temporelle du panache. Sur chaque image, plusieurs positions successives de panache sont représentées. Pour un jour donné, le panache calculé à 2, 6, 10, 14, 18 et 22 heures (heures locales) est représenté par une isoligne de couleur fonction du temps. Cette série de figures confirme bien ce qui a été observé précédemment : première phase de rejet à l'ouest, deuxième phase de rejet vers le nord-est et bascule de vent par le sud.



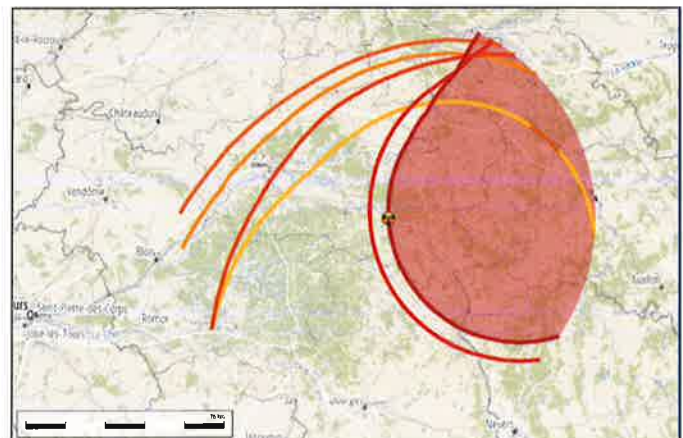
31 juillet 2011



1<sup>er</sup> août 2008

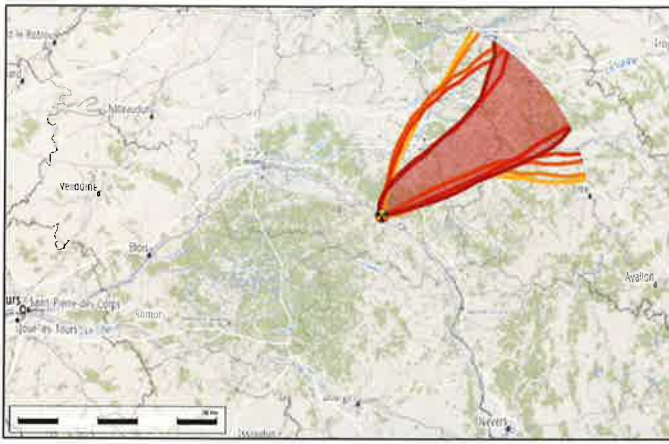


2 août 2011

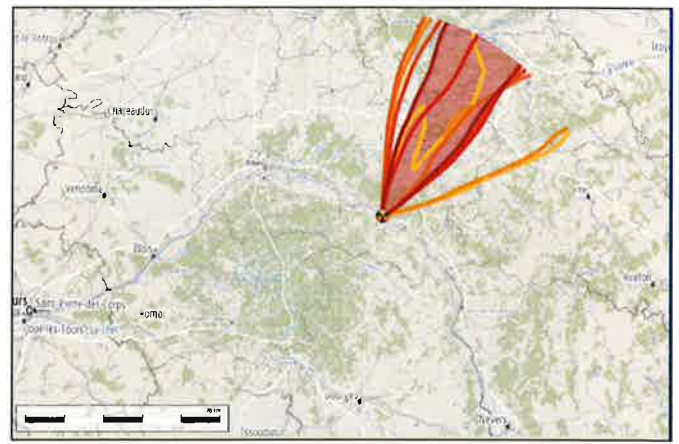


3 août 2011

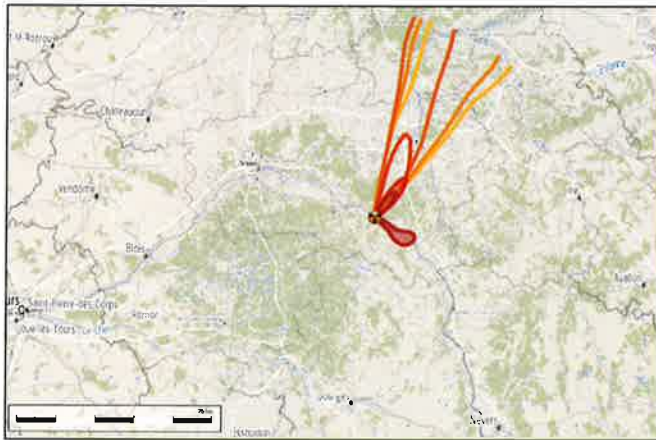




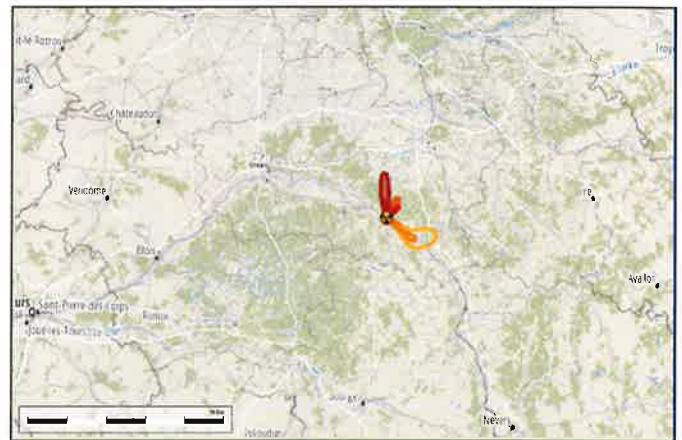
4 août 2011



5 août 2011



6 août 2011



7 août 2011



**Figure 13 : Séquence du comportement quotidien du panache pour le calcul à courte distance.**  
**Pour chaque image, 6 positions successives du panache de Xe-133 sont présentées**  
**(isovaleurs de  $10\ 000\ \text{Bq/m}^3$ )**

### **3.2.1.2 A l'échelle de la France**

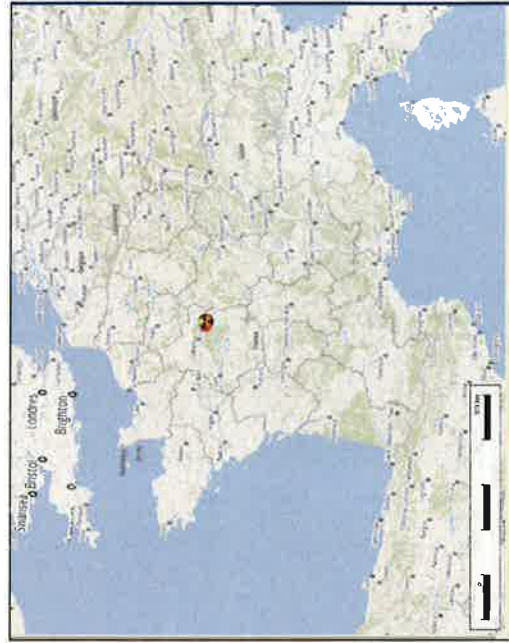
La Figure 14 présente la séquence du comportement du panache pour le calcul « grande échelle ». La valeur seuil délimitant le panache est prise à  $1000\ \text{Bq/m}^3$  pour le Xe-133, dix fois plus faible que celle retenue pour la courte distance.



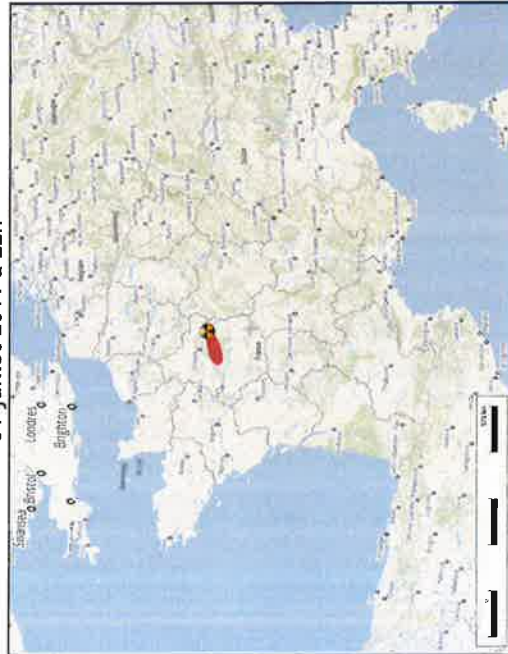
31 juillet 2011 à 22h



1<sup>er</sup> août 2011 à 06h



1<sup>er</sup> août 2011 à 14h



1<sup>er</sup> août 2011 à 22h

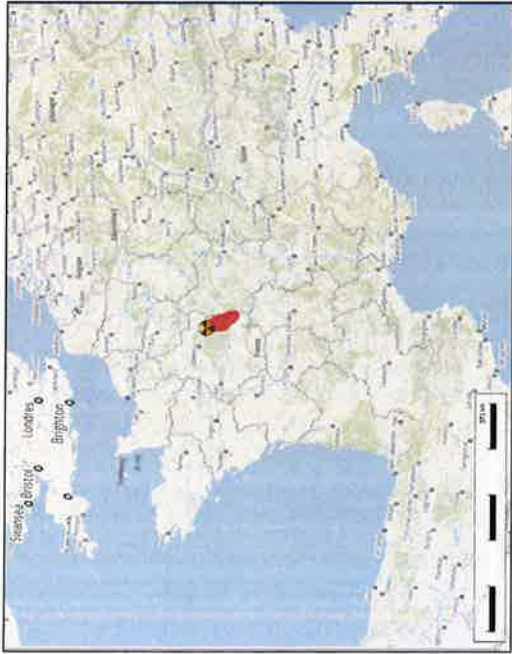


2 août 2011 à 06h



2 août 2011 à 14h





2 août 2011 à 22h



3 août 2011 à 06h



3 août 2011 à 14h



3 août 2011 à 22h

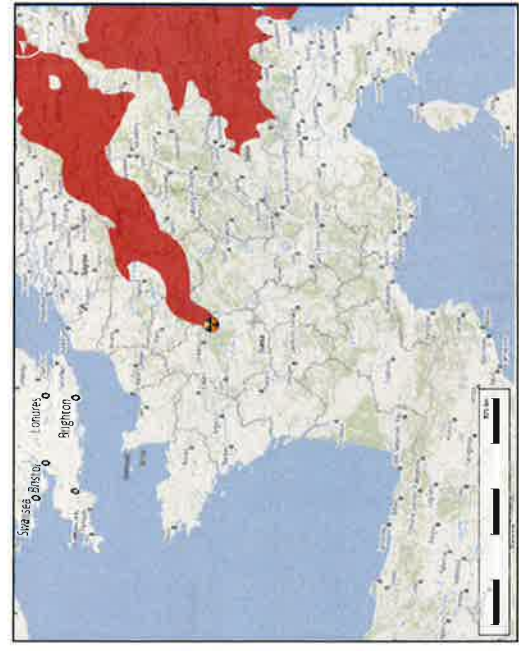


4 août 2011 à 06h

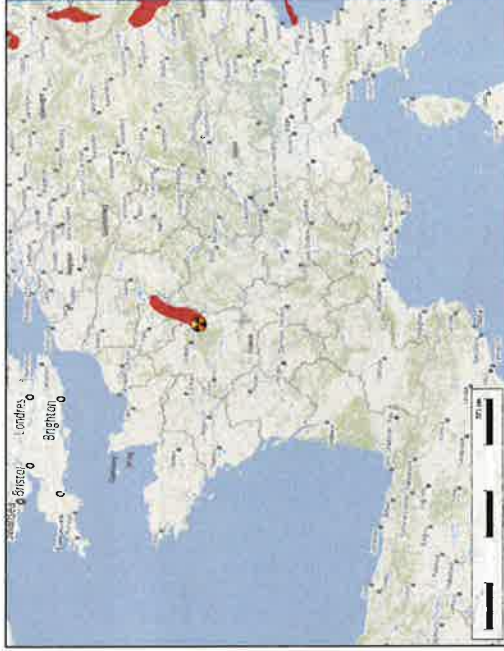


4 août 2011 à 14h





5 août 2011 à 14h



6 août 2011 à 14h



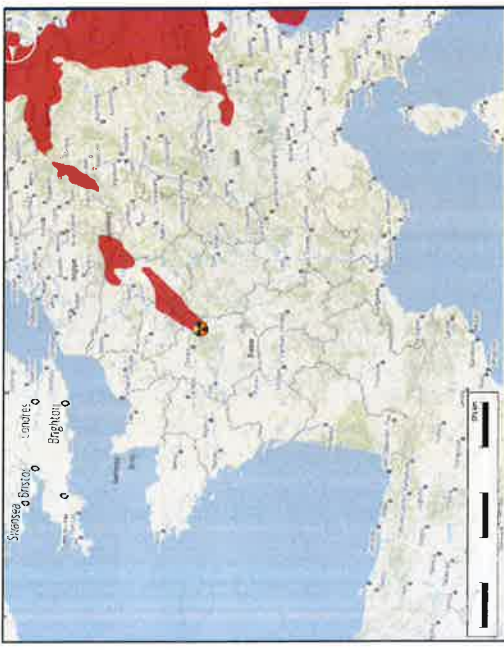
5 août 2011 à 06h



6 août 2011 à 06h



4 août 2011 à 22h



5 août 2011 à 22h

**Figure 14 : Séquence du comportement du panache (isovaleur de 1 000 Bq/m<sup>3</sup> pour le Xe-133) pour le calcul grande échelle**

### 3.2.2 DEPOTS

Ce rapport ne présente pas les dépôts calculés pour chacun des isotopes transportés, certains isotopes ayant été regroupés par « famille ». Des familles ont été définies dans le règlement Euratom N° 2218/89 qui fixe les niveaux maximaux admissibles dans les denrées alimentaires. Ces « familles » sont :

- isotopes du strontium dont Sr-90 (famille Strontium),
- isotopes de l'iode dont I-131, toutes formes physico-chimiques confondues (famille Iode total),
- isotopes du plutonium et d'éléments transplutoniens à émission alpha dont Pu-239 et Am-241 (famille Pu),
- isotopes de période supérieure à 10 jours dont Cs-134 et Cs-137 (famille Périodes-Longues).

Une cinquième « famille » correspondant aux isotopes ayant une période inférieure à 10 jours (famille Périodes-Courtes) a été ajoutée. De même, compte tenu de l'importance jouée par la forme organique des isotopes de l'iode dans les conséquences radiologiques, cette « famille » est également distinguée (famille Iode-Organique).

#### 3.2.2.1 Dépôts à la fin de chaque phase de rejet et à la fin du scénario accidentel

Les Figure 15, Figure 16 et Figure 17 présentent la distribution spatiale des dépôts pour les différentes familles de radionucléides définies plus haut, respectivement à la fin de la première phase des rejets, à la fin de la deuxième phase et à la fin du scénario accidentel.

Les isotopes des familles Strontium, Plutonium et Périodes Longues sont principalement rejetés durant la première phase des rejets. Leur demi-vie respective étant longue, la concentration de leurs dépôts diminue très peu avec le temps.

Concernant la famille des Périodes Courtes, le rejet des radionucléides s'effectue également en majorité pendant la phase de fusion du scénario accidentel étudié. Les demi-vies de ces isotopes étant courtes, la concentration de leurs dépôts au sol diminue rapidement avec le temps.

Le dépôt de la famille Iode s'effectue dès le début de l'accident. Toutefois, la figure 15b permet de constater que l'iode organique n'est pas majoritaire dans le dépôt d'iode issu de la phase de fusion. Le dépôt d'iode organique ne débute réellement qu'à l'ouverture du filtre U5 (à partir du 2 août 2011 23 h). On notera la forte diminution du dépôt au cours du temps liée à la décroissance de l'iode.

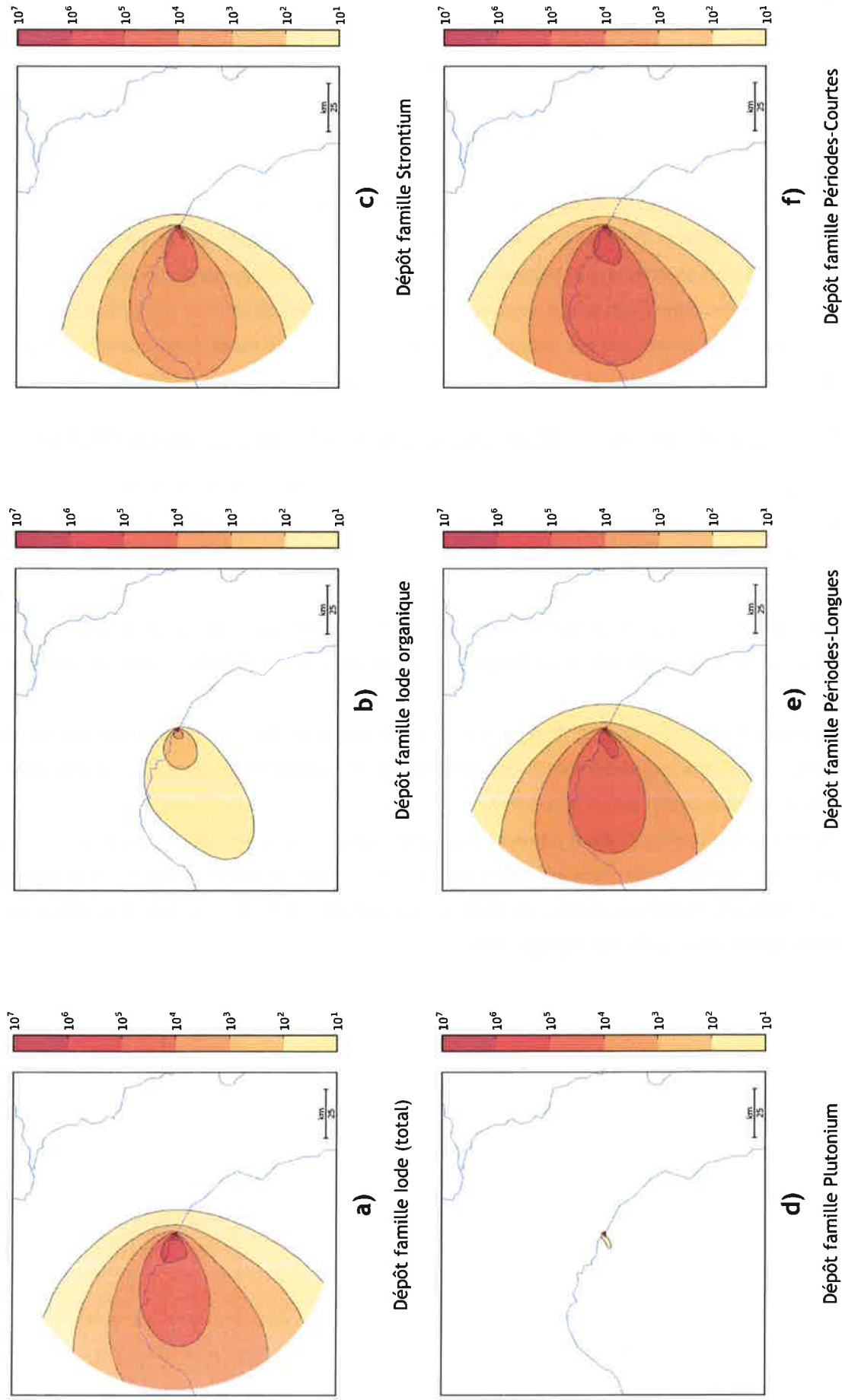
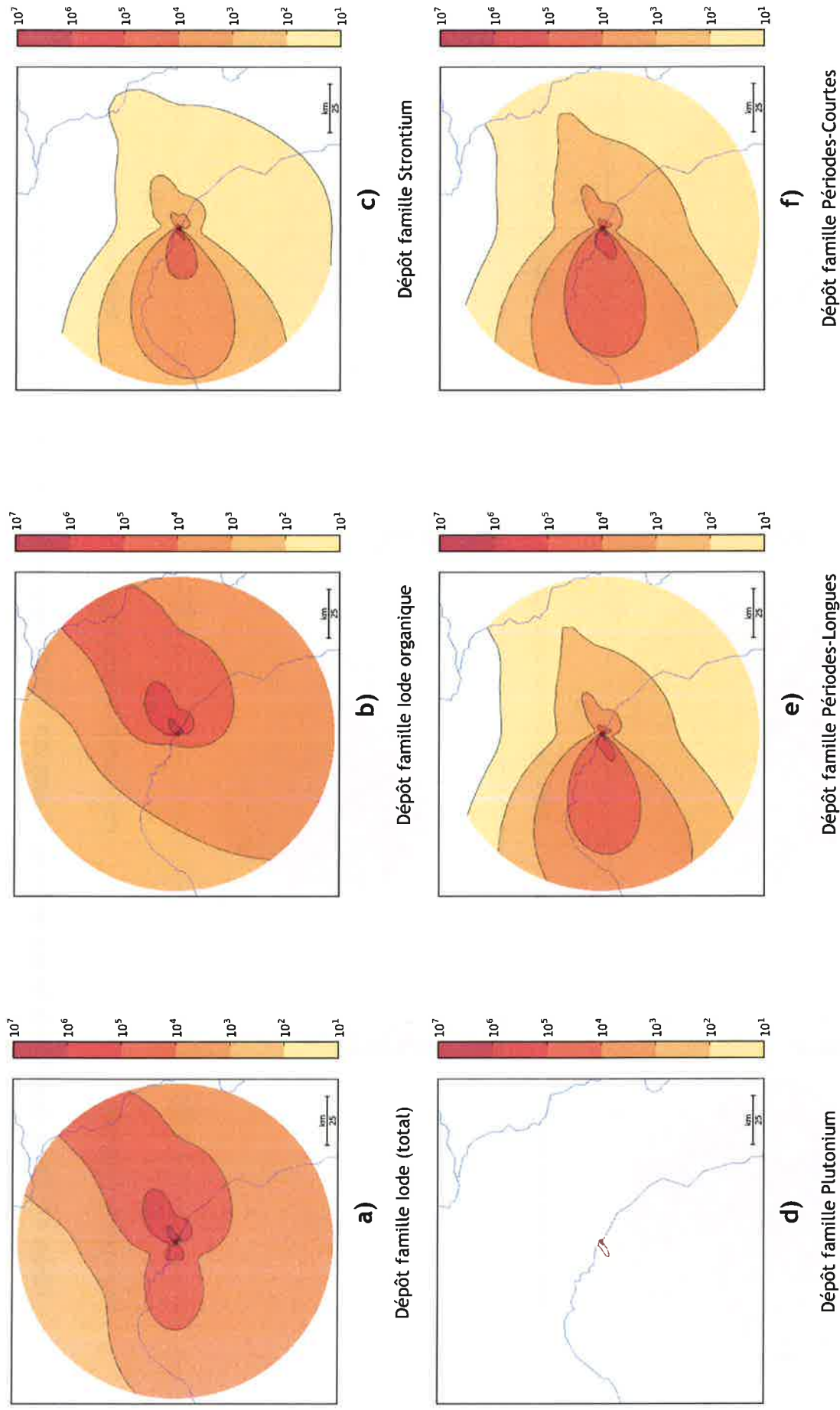
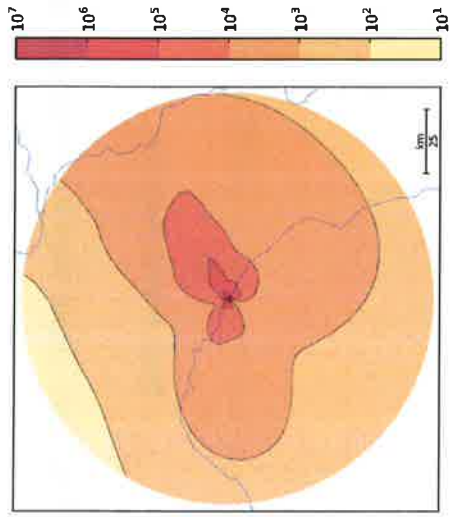


Figure 15 : Dépôt ( $Bq/m^2$ ) à la fin de la première phase de rejet (le 02 août 2011 17h00) pour les 6 familles d'isotopes, calcul à courte distance



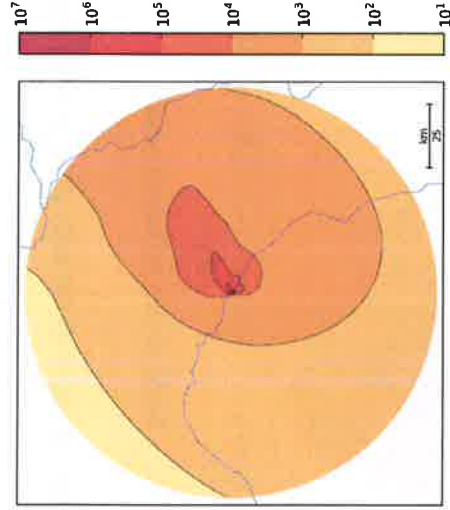


**Figure 16 : Dépôt ( $Bq/m^2$ ) à la fin de la deuxième phase de rejet (le 06 août 2011 09h00) pour les 6 familles d'isotopes, calcul à courte distance**



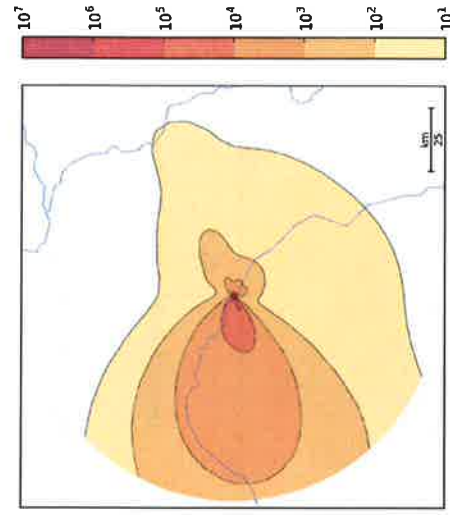
**a)**

Dépôt famille lode (total)



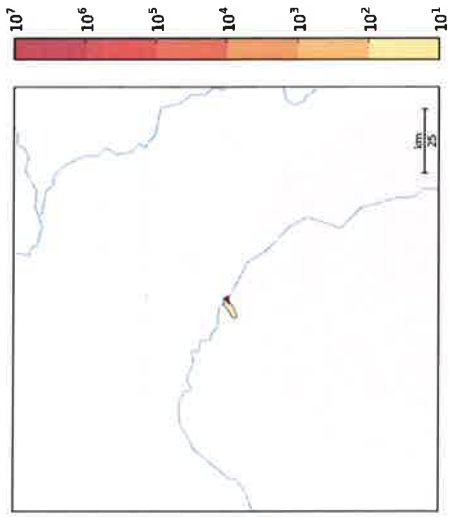
**b)**

Dépôt famille lode organique



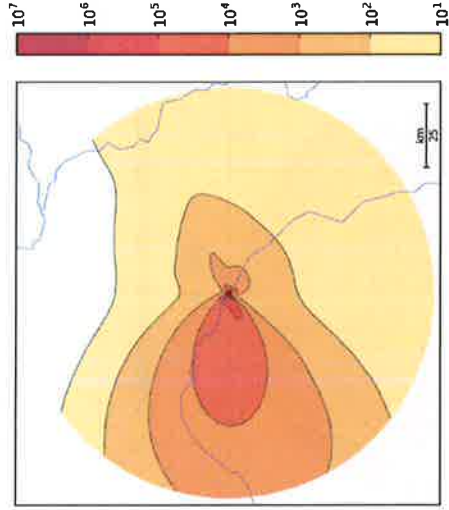
**c)**

Dépôt famille Strontium



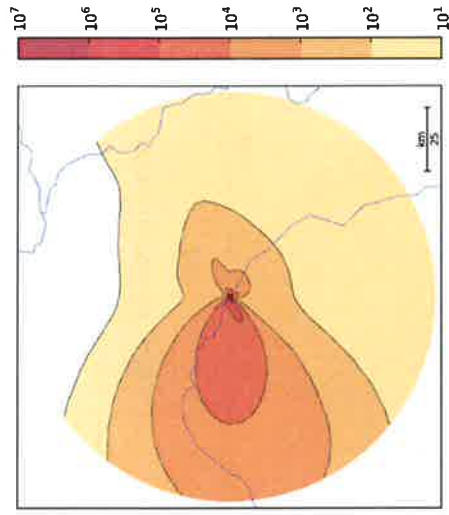
**d)**

Dépôt famille Plutonium



**e)**

Dépôt famille Périodes-Longues



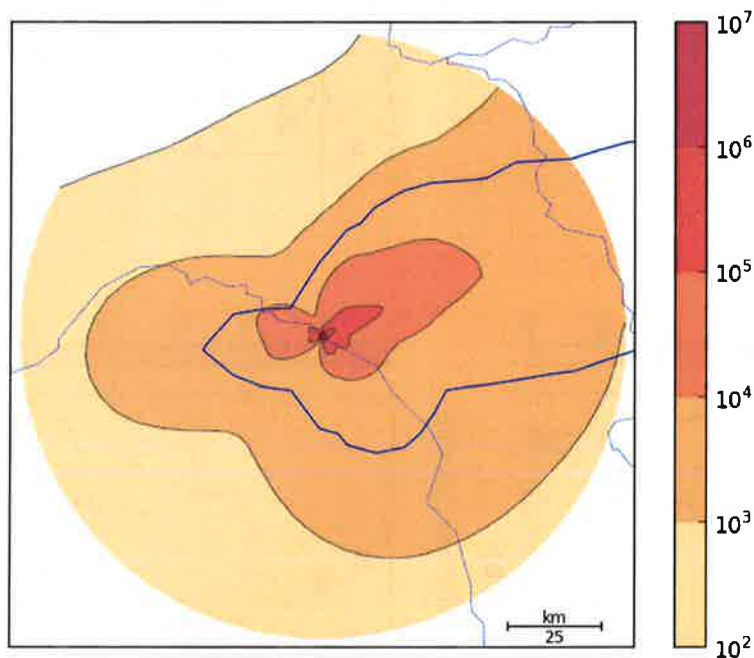
**f)**

Dépôt famille Périodes-Courtes

**Figure 17 : Dépôt ( $Bq/m^2$ ) à la fin des rejets (le 21 août 2011 17h00) pour les 6 familles d'isotopes, calcul à courte distance**



Pour ce qui concerne le calcul à « l'échelle nationale », on remarque sur les Figure 19, Figure 20 et Figure 21 que les dépôts des différentes familles sont, pour les maximums, plus faibles que ceux qui sont obtenus par le calcul à courte distance (attention, l'échelle de valeurs de ces cartes est différente de celle utilisée pour la courte distance). En effet, comme précisé dans l'annexe 4, IdX n'est pas valide à faible distance du point de rejet, là où les valeurs maximales sont atteintes. Par principe, IdX implique une dilution initiale instantanée dans la maille de rejet. Ainsi, il est prévisible d'observer un dépôt maximum plus faible évalué par IdX que par pX. Néanmoins, la Figure 18 qui présente pour la famille Iode une comparaison des dépôts obtenus par les deux modèles, montre que les évaluations de ces dépôts sont assez cohérentes.



**Figure 18 : Comparaison des dépôts de la famille Iode entre les calculs réalisés avec pX et ceux réalisés avec IdX. L'iso-dépôt  $10^3$  Bq/m<sup>2</sup>, pour le calcul IdX, est représentée en bleu.**

De manière similaire au calcul réalisé par pX, le calcul réalisé par IdX montre que, concernant le dépôt d'iode, celui-ci est majoritairement composé d'iode organique correspondant à la deuxième phase de rejet. On note malgré tout une zone de dépôt d'iode à l'ouest qui s'est constituée lors de la première phase du rejet. Ce dépôt est constitué des isotopes de l'iode aérosols et moléculaires.

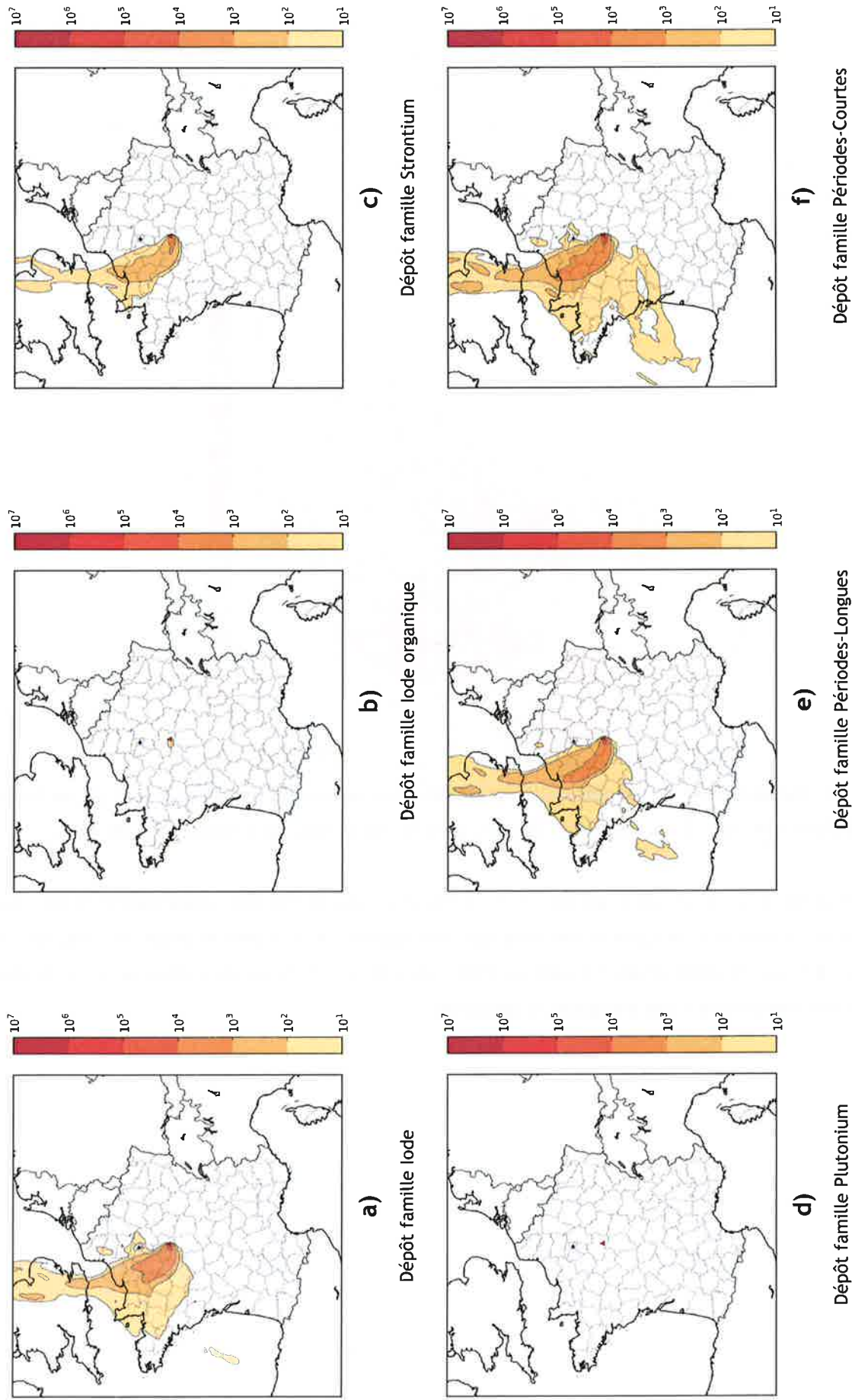


Figure 19 : Dépôt ( $Bq/m^2$ ) à la fin de la première phase de rejet (le 02 août 2011 17h00) pour les 6 familles d'isotopes, calcul à l'échelle nationale

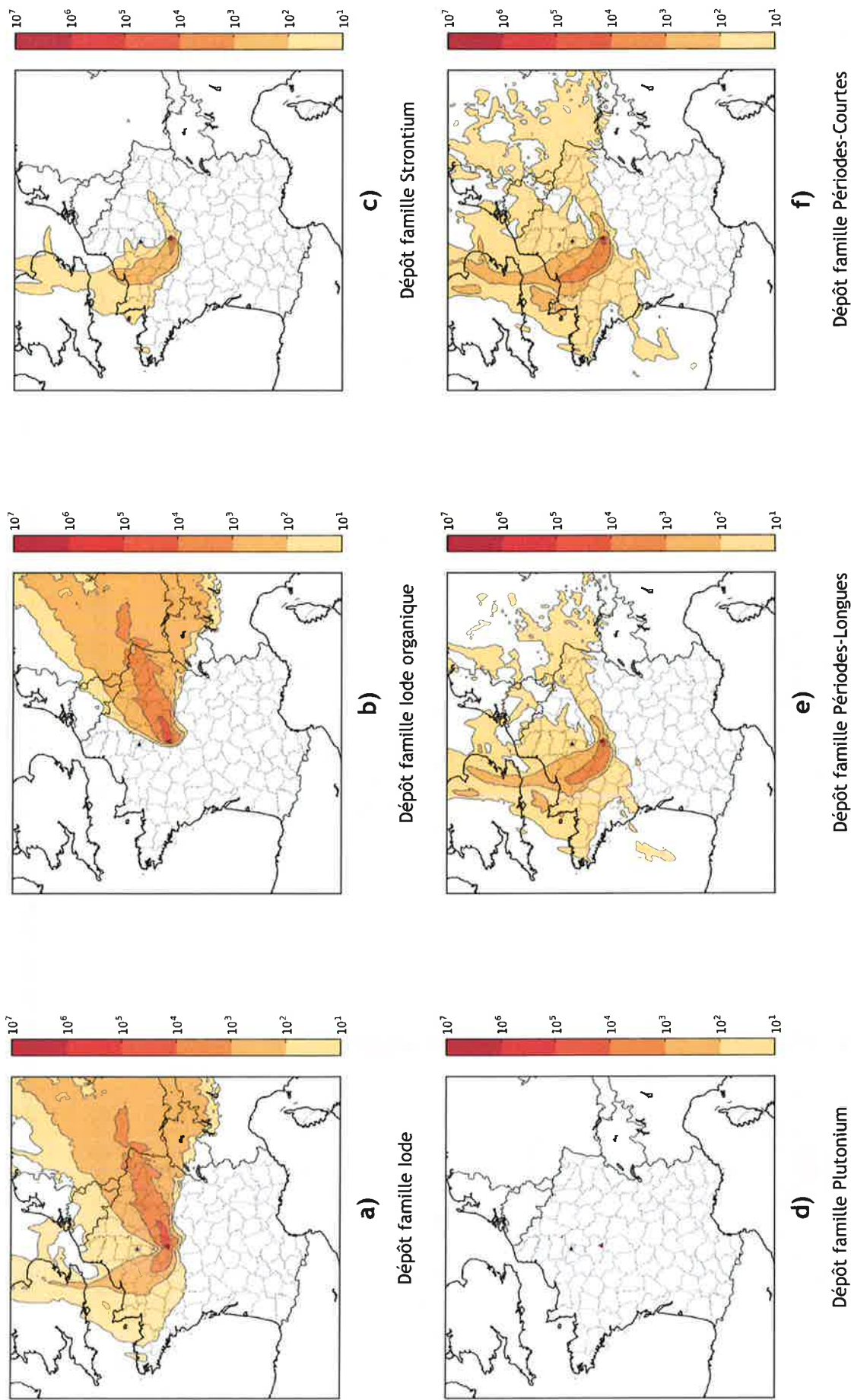
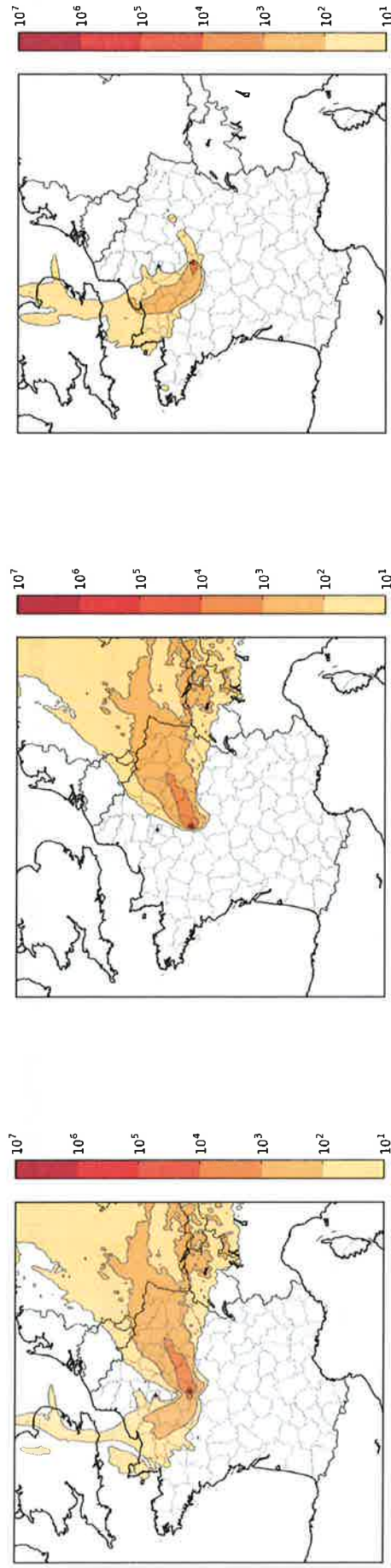


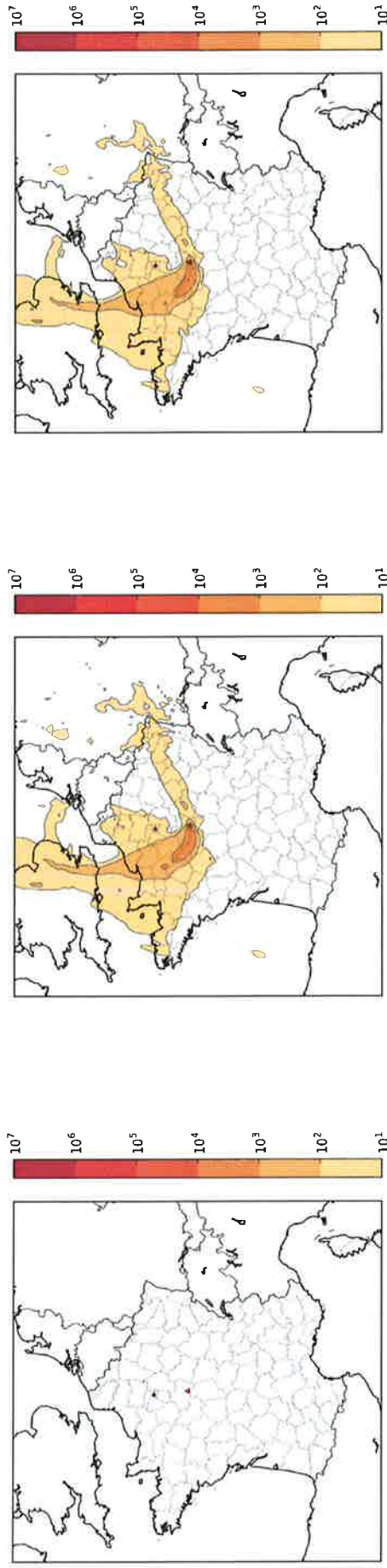
Figure 20 : Dépôt ( $Bq/m^2$ ) à la fin de la deuxième phase de rejet (le 06 août 2011 09h00) pour les 6 familles d'isotopes, calcul à l'échelle nationale





**b)**  
Dépôt famille Iode organique

**c)**  
Dépôt famille Strontium

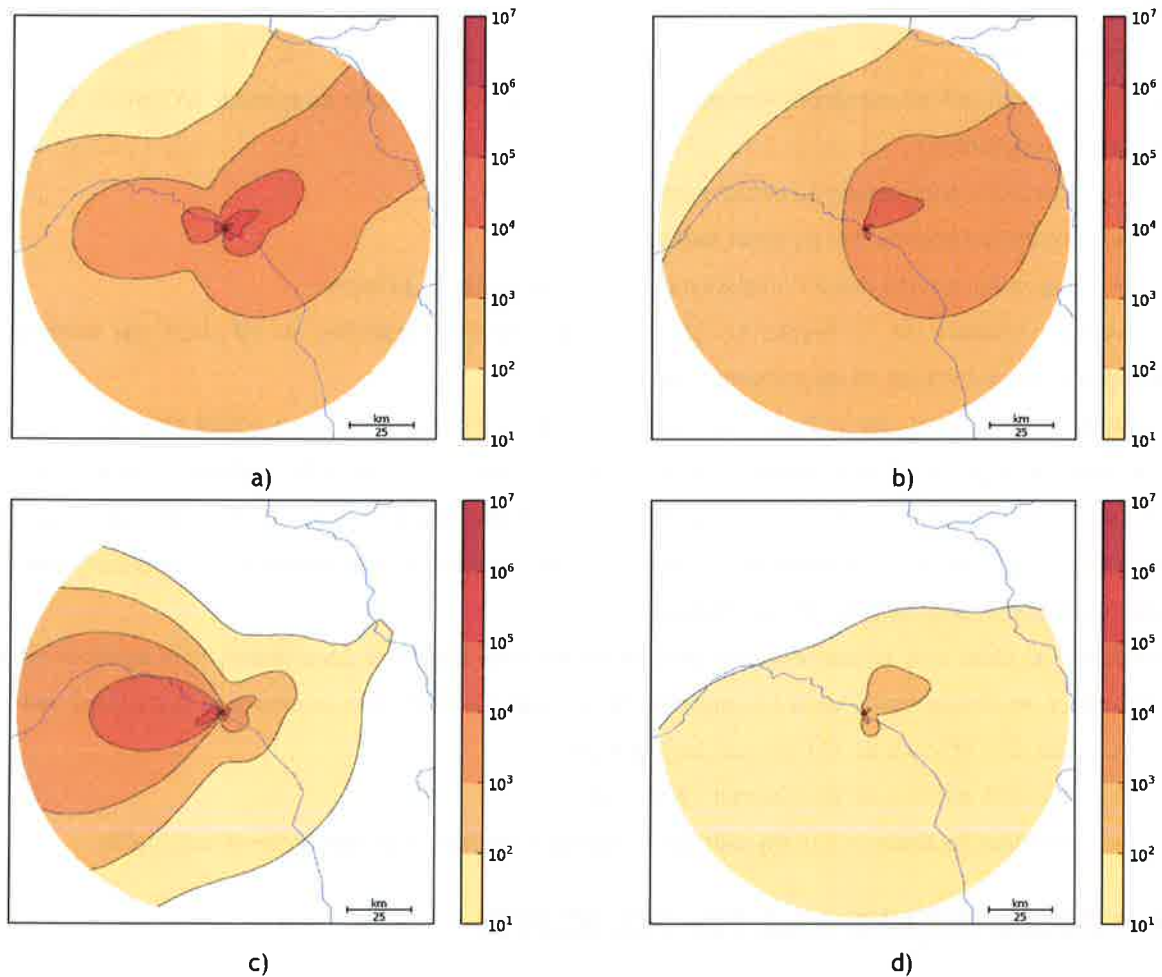


**e)**  
Dépôt famille Périodes-Longues

**f)**  
Dépôt famille Périodes-Courtes

**Figure 21 : Dépôt (Bq/m<sup>2</sup>) à la fin des rejets (le 21 août 2011 17h00) pour les 6 familles d'isotopes, calcul à l'échelle nationale**

Toute la première phase des rejets s'effectue par temps sec (voir Figure 10 et Figure 11). Les précipitations ont lieu principalement après l'ouverture du dispositif U5. Ainsi, le dépôt humide est relativement significatif pour cette seconde phase de rejet (cf. Figure 22). On constate également que l'essentiel des dépôts des radionucléides à vies longues est du dépôt sec. En effet, ces radionucléides sont rejetés majoritairement pendant la première phase du rejet, où les précipitations sont nulles.



**Figure 22 : Cartes de dépôts sec et humide (en Bq/m<sup>2</sup>) pour les familles Iode et Périodes-Longues (dépôt sec Iode (a) ; dépôt humide Iode (b) ; dépôt sec Périodes-Longues (c) ; dépôt humide Périodes-Longues (d))**

## **4 CONSEQUENCES RADIOLOGIQUES ET DOSIMETRIQUES** **PENDANT LA PHASE DE REJET**

Les conséquences d'un rejet s'évaluent à la fois sur le plan radiologique (contamination des milieux) et sur le plan dosimétrique (détriment causé à l'organisme humain). À partir des résultats d'activité dans l'air et au sol issus des calculs aux différentes échelles, il est possible d'évaluer les doses et débits de doses reçus par exposition externe et par inhalation.

Les doses reçues par les personnes exposées au panache ont été évaluées en prenant en compte les trois voies d'exposition suivantes :

- exposition externe due au panache radioactif,
- exposition externe due au dépôt radioactif,
- exposition interne due à l'inhalation des gaz et particules du panache.

L'inhalation résultant de la remise en suspension des matières déposées au sol n'est pas considérée, car négligeable devant les autres voies d'exposition.

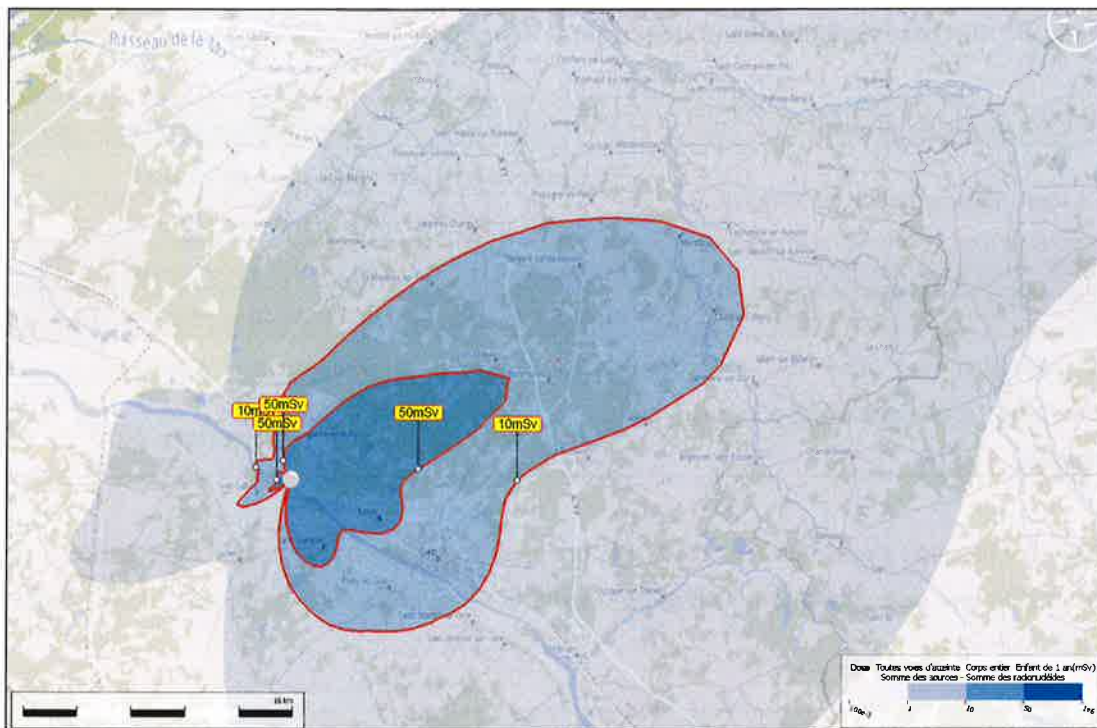
Les doses sont calculées pour la population recevant les doses les plus fortes (ici, l'enfant de 1 an), en considérant une personne exposée ne bénéficiant d'aucun moyen de protection contre l'exposition externe et l'exposition interne (aucune action de protection d'urgence n'est supposée mise en œuvre). Par conséquent, s'agissant d'un rejet de plusieurs jours, ces hypothèses de calcul sont pénalisantes car elles aboutissent à considérer une personne restant en permanence dehors, sans se déplacer.

Les doses calculées sont la dose efficace pour toutes les voies d'atteinte considérées, hors ingestion de produits contaminés, et la dose équivalente à la thyroïde. Les niveaux d'intervention retenus pour cette étude sont :

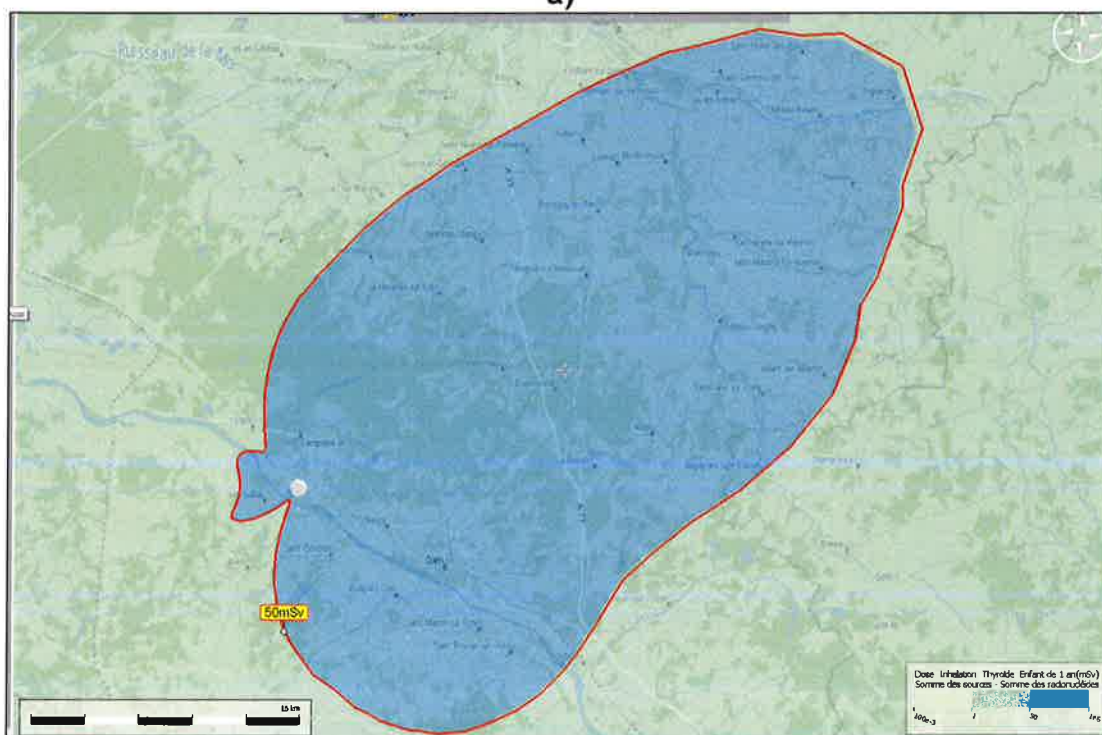
- une dose efficace de 10 mSv pour la mise à l'abri,
- une dose efficace de 50 mSv pour l'évacuation,
- une dose équivalente à la thyroïde de 50 mSv pour l'ingestion de comprimés d'iode stable.

### **4.1 DOSES REÇUES A LA FIN DES REJETS**

La représentation cartographique des résultats d'évaluation (Figure 23) montre les territoires impactés à la fin des rejets, soit 21 jours après le début des rejets. Un premier secteur situé à l'ouest du CNPE correspond à la première phase du rejet. Le second secteur orienté vers le nord-est, beaucoup plus étendu que le premier, correspond principalement à la phase du rejet après ouverture du filtre U5.



a)



b)

**Figure 23 : Cartographies des doses efficaces (a) et équivalente à la thyroïde (b) évaluées 21 jours après le début des rejets (en mSv)**

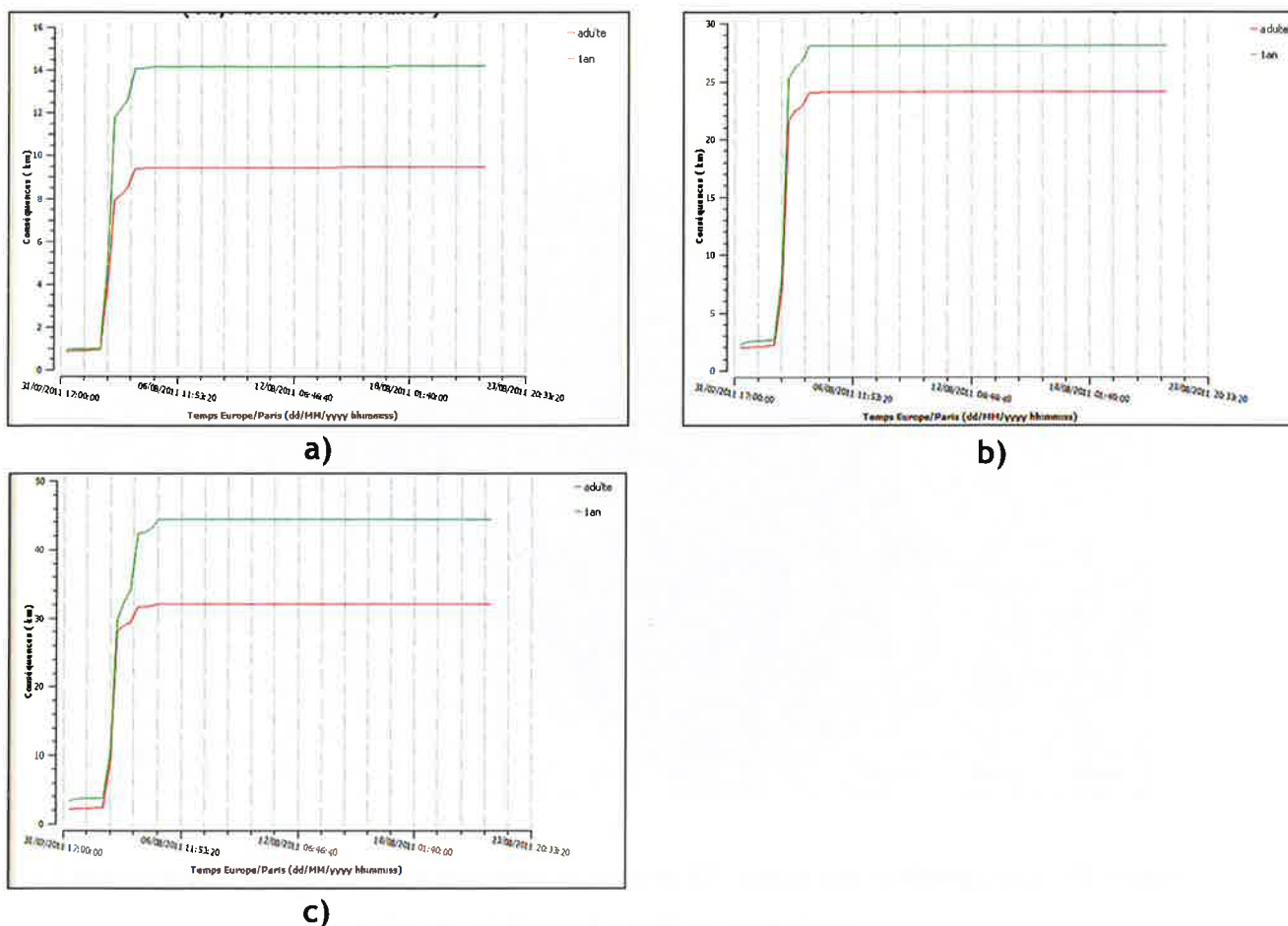
Les distances maximales d'atteinte des niveaux d'intervention d'urgence sont présentées dans le Tableau 6. En situation de crise, les niveaux d'intervention d'urgence sont calculés de manière itérative au fur et à mesure de l'avancement de la situation accidentelle (état de l'installation et conditions météorologiques). Les résultats suivants sont donc obtenus en fin de phase d'urgence lorsque l'ensemble des événements est connu.



**Tableau 6 : Distances maximales d'atteinte des niveaux d'intervention 21 jours après le début des rejets**

Type de protection	Distance (en km)
Mise à l'abri (dose efficace de 10 mSv)	3,5 pour la première phase du rejet (Ouest)
	28 pour la deuxième phase du rejet (Nord-Est)
Évacuation (dose efficace de 50 mSv)	1,5 pour la première phase du rejet (Ouest)
	14 pour la deuxième phase du rejet (Nord-Est)
Recommandation de prise de comprimés d'iode stable (dose équivalente à la thyroïde de 50 mSv)	4,5 pour la première phase du rejet (Ouest)
	44 pour la deuxième phase du rejet (Nord-Est)

La Figure 24 présente l'évolution temporelle des distances d'atteinte des niveaux d'intervention d'urgence. Ces figures permettent de constater que la distance maximale est atteinte très rapidement après le début des rejets (environ 4 jours).



**Figure 24 : a) Évolution temporelle de la distance d'atteinte du niveau d'intervention pour l'évacuation ;  
 b) Évolution temporelle de la distance d'atteinte du niveau d'intervention pour la mise à l'abri ;  
 c) Évolution temporelle de la distance d'atteinte du niveau d'intervention pour l'ingestion d'iode stable**



## 4.2 CINÉTIQUE DE PRISE DE DOSE

Compte tenu de la différence de composition du rejet entre les deux phases (la première contient des aérosols et très peu d'iode organique, la deuxième contient une majorité de gaz rares et d'iode organique et très peu d'aérosols), il est important de distinguer les deux cinétiques de prise de dose. La Figure 25 montre que, pour ce qui concerne la première phase du rejet (courbe en bleue), la cinétique de prise de dose efficace est tout d'abord rapide le premier jour puis plus ralentie pour être relativement linéaire par la suite. En effet, au-delà du 3 août, dans le secteur ouest, seul le dépôt contribue à la prise de dose. Ainsi la dose efficace évolue proportionnellement au temps passé sur le territoire contaminé. Dans le deuxième secteur (nord-est) touché par la deuxième phase du rejet, la cinétique est relativement différente. En effet, la dose augmente fortement à partir de l'ouverture du filtre U5 puis est quasiment constante dès le 5 août, traduisant une exposition plus faible due au dépôt.

Pour ce qui concerne la prise de dose équivalente à la thyroïde, la cinétique est relativement différente, car elle dépend principalement de l'exposition à l'iode par inhalation. En effet, il n'existe pas d'augmentation résiduelle en fin de période de rejet comme pour l'évaluation de la dose efficace, puisque les dépôts ne contribuent pas à l'exposition par inhalation. Pour la zone nord-est, à la suite de l'ouverture du filtre U5, le rejet étant principalement composé d'iode, l'évolution temporelle de la dose équivalente à la thyroïde est quasi similaire à celle de la prise de dose efficace.



### Capteur 0 :

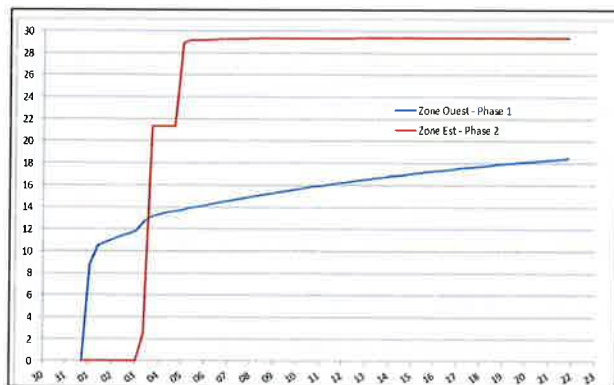
Lion-en-Sullias (environ 2 km de Dampierre)

Zone Ouest - Phase 1 du rejet

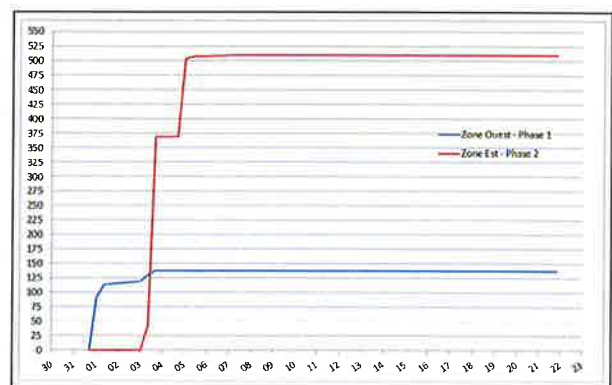
### Capteur 1 :

Dampierre-en-Burly (environ 3 km de Dampierre)

Zone Nord-Est - Phase 2 du rejet



a)



b)

Figure 25 : a) Évolution temporelle de la dose efficace (en mSv). b) Évolution temporelle de la dose équivalente à la thyroïde (en mSv)

## **5 CONSEQUENCES RADIOLOGIQUES ET DOSIMETRIQUES DUES AUX DEPOTS**

Le présent chapitre détaille les conséquences radiologiques et dosimétriques du fait des retombées de radioactivité dans l'environnement, **sans application d'actions de protection de la population ou de réduction de la contamination de l'environnement**. L'exposition externe due au dépôt sur le sol, l'ingestion de produits agricoles contaminés et l'inhalation de particules remises en suspension sont les principales voies d'exposition prises en compte pour l'évaluation de l'exposition des populations en phase post-accidentelle.

Les zonages post-accidentels présentés sont ceux définis dans la doctrine post-accidentelle établie lors du premier mandat du CODIRPA [8] (Périmètre d'Eloignement ou PE, Zone de Protection des Populations ou ZPP et Zone de Surveillance renforcée des Territoires ou ZST).

### **5.1 ZONAGES POST-ACCIDENTELS INDUITS**

Les conséquences post-accidentelles d'un accident nucléaire s'évaluent à la fois sur le plan radiologique (contamination des milieux agricoles) et sur le plan dosimétrique (exposition à long terme des populations du fait de la contamination dans l'environnement). À partir des résultats de dépôts au sol issus des calculs aux différentes échelles, il est possible d'évaluer les différentes doses reçues par les populations et la contamination des denrées alimentaires.

En sortie de phase d'urgence, un premier zonage post-accidentel est établi sur la base d'une modélisation prédictive (sur un mois et une année) des expositions futures de la population à la radioactivité ambiante et de la contamination de la chaîne alimentaire.

**La définition initiale du périmètre de la ZPP se fait à partir de l'évaluation prévisionnelle des doses susceptibles d'être reçues au cours du mois suivant la fin des rejets, sans tenir compte de l'efficacité des actions de réduction de la contamination qui seraient mises en œuvre dans cette zone.** La ZPP est ainsi délimitée à partir du résultat le plus pénalisant, pour la population présentant les doses les plus importantes, parmi les deux indicateurs d'exposition suivants :

- la dose efficace prévisionnelle reçue au cours du premier mois suivant la fin des rejets, toutes voies d'exposition confondues, y compris l'ingestion de denrées locales contaminées, la valeur guide retenue étant de l'ordre de 10 mSv sur le premier mois ;
- la dose équivalente prévisionnelle à la thyroïde reçue au cours du premier mois suivant la fin des rejets, toutes voies d'exposition confondues, en particulier l'ingestion de denrées locales contaminées, la valeur guide retenue étant de l'ordre de 50 mSv sur le premier mois.

Le PE est délimité en fonction des résultats d'une évaluation prédictive des doses efficaces prévisionnelles sur le premier mois suivant la fin des rejets, sans prendre en compte l'ingestion de denrées alimentaires contaminées d'origine locale, en les comparant à une valeur guide de l'ordre de 10 mSv sur le premier mois.

La ZST s'étend au-delà de la ZPP. En sortie de phase d'urgence, la ZST est définie à partir d'évaluations prédictives reposant sur une modélisation des transferts de la radioactivité déposée en milieu agricole. Elle est caractérisée par une contamination de l'environnement plus faible ne justifiant pas la mise en œuvre a priori

d'actions de protection des populations. La ZST est ainsi définie comme la zone englobant l'ensemble des périmètres au sein desquels, pour une catégorie de production agricole donnée susceptible d'être produite et récoltée au cours du mois à venir, les Niveaux Maximum Admissibles pourraient être dépassés.

### **5.1.1 CONDITIONS DE CALCUL CONSIDEREES**

Les évaluations des zonages post-accidentels ont été réalisées en prenant en compte deux cibles de population : l'adulte et l'enfant de 2 à 7 ans. Les calculs ont été effectués pour les deux échelles de modélisation (courte distance et longue distance).

La ZPP et le PE ont été calculés pour deux périodes d'intégration différentes : le premier mois (appelé ensuite ZPP/PE 1<sup>er</sup> mois) et la première année (appelé ensuite ZPP/PE 2-13<sup>ème</sup> mois).

Il est important de noter que contrairement à ce qui a été spécifié dans les éléments de doctrine du CODIRPA, les évaluations prédictives des doses efficaces permettant d'établir le zonage ont été calculées sur le premier mois suivant le début des rejets (et non suivant la fin des rejets). La période de rejet étant longue, cela permet de prendre en compte les doses susceptibles d'être engagées pendant cette phase.

L'étendue de la ZST est calculée à partir de la contamination de 4 denrées alimentaires sur le mois à venir à la suite des rejets : lait de vache, légumes-feuilles, farine de céréales et viande de bœuf.

### **5.1.2 ETENDUE DES ZONAGES POST-ACCIDENTELS**

Les Figure 26 et Figure 27 montrent les Périmètres d'Eloignement et les Zones de Protections des Populations obtenus pour le 1<sup>er</sup> mois et le 2-13<sup>ème</sup> mois, avec le modèle « petite échelle ». Un premier secteur situé à l'ouest du CNPE correspond à la première phase du rejet. Le second secteur orienté vers le nord-est, beaucoup plus étendu que le premier, correspond principalement à la phase du rejet après ouverture du dispositif U5.

Le PE 2-13<sup>ème</sup> mois est plus grand que le PE 1<sup>er</sup> mois pour la partie ouest. Cela s'explique par le dépôt de césium qui persiste dans le temps et qui va induire une dose par exposition externe cumulée plus forte sur une année entière que sur le premier mois. A contrario, à l'est, on remarque qu'il n'existe pas de périmètre d'éloignement pour le 2-13<sup>ème</sup> mois. Dans cette zone, le dépôt est composé majoritairement d'iode qui décroît très vite et n'a plus d'impact sur la dose à long terme.

La ZPP est basée principalement sur la dose par ingestion de denrées contaminées qui diminuent dans le temps. Cela explique la diminution de la ZPP entre le 1<sup>er</sup> mois et le 2-13<sup>ème</sup> mois.

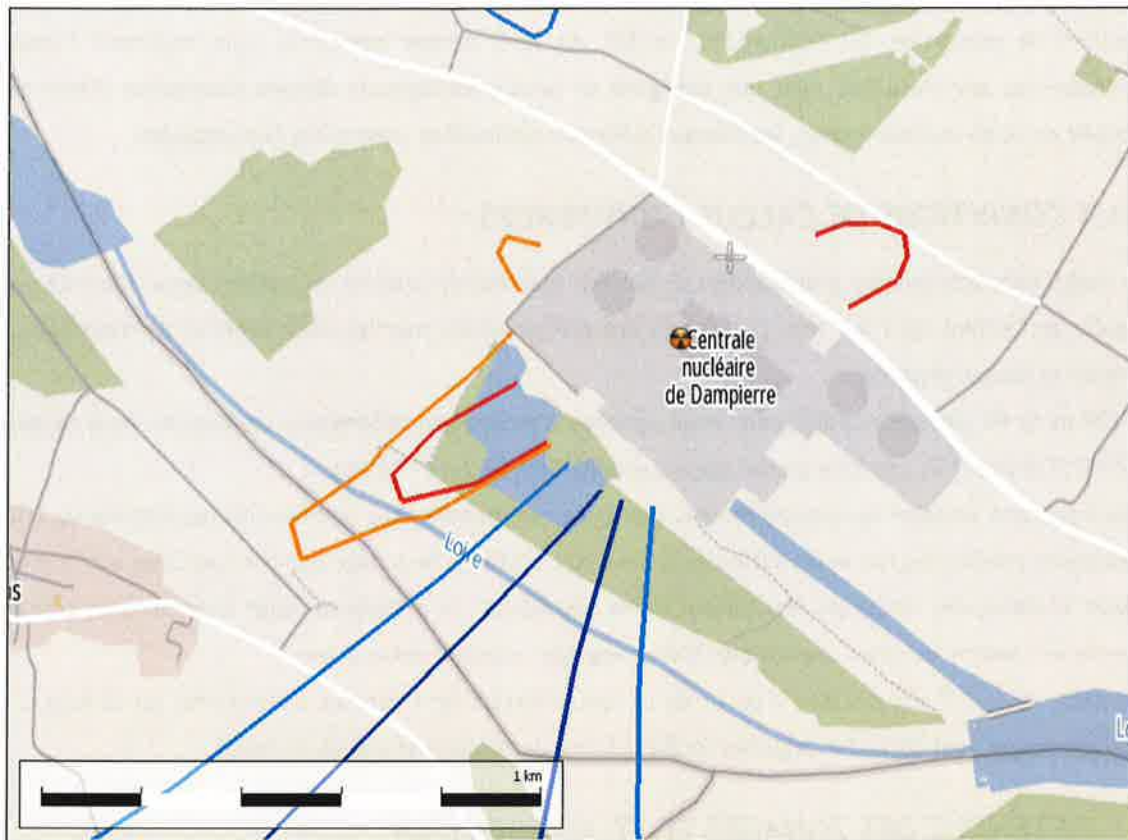


Figure 26 : Périmètres d'Eloignement - 1<sup>er</sup> mois (rouge) et 2-13<sup>ème</sup> mois (orange)

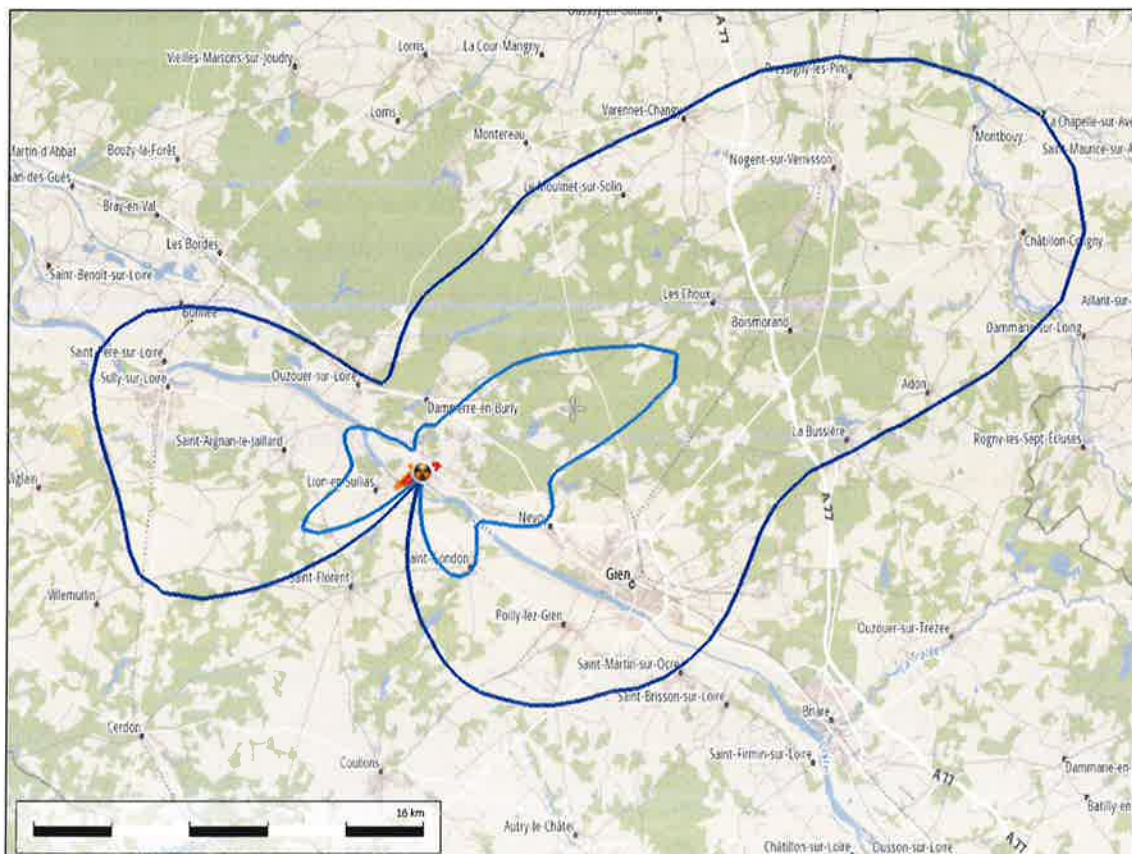


Figure 27 : Zone de Protection des Populations - 1<sup>er</sup> mois (bleu foncé) et 2-13<sup>ème</sup> mois (bleu clair)



La Figure 28 montre l'étendue de la Zone de Surveillance renforcée des Territoires. La zone à l'ouest de Dampierre correspond à l'impact de la phase de fusion du scénario accidentel. Tandis que la partie est découle de l'impact de l'ouverture du dispositif U5.

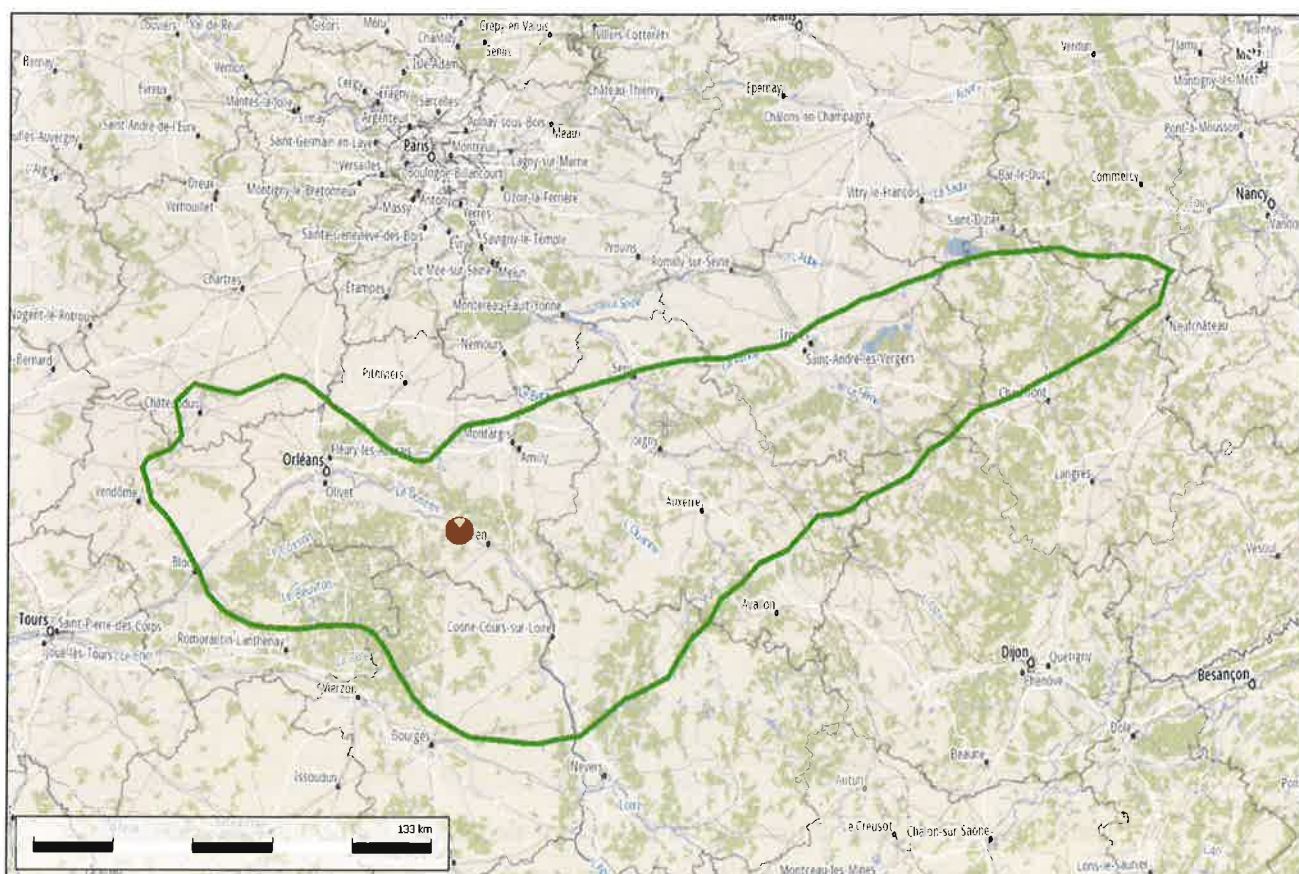


Figure 28 : Zone de Surveillance renforcée des Territoires

Le Tableau 7 présente les étendues kilométriques des différents zonages post-accidentels.

Tableau 7 : Distances kilométriques des zonages post-accidentels

En km	Directions		
	270 °(Ouest)	72 °(Nord-Est)	160 °(Sud-Est)
PE 1 <sup>er</sup> mois	1	0,73	-
PE 2-13 <sup>ème</sup> mois	1,3 (+600m vers le nord-ouest)	-	-
ZPP 1 <sup>er</sup> mois	14	30	11,5
ZPP 2-13 <sup>ème</sup> mois	5,5	11,5	4,5
ZST	108	253	77

La Figure 29 présente l'évolution, à 3 dates clés (fin de phase fusion, fin de phase U5 et fin des rejets), du périmètre de dépassement des NMA. Pour chaque point du domaine spatial du calcul, ces zones de dépassement des NMA sont basées sur la denrée présentant l'impact le plus pénalisant à l'instant t. Cela veut dire que selon les points, ce n'est pas toujours la même denrée alimentaire qui est pénalisante.



La Figure 30 présente quant à elle l'évolution temporelle du périmètre de dépassement des NMA pour des dates ultérieures à celles citées ci-dessus.

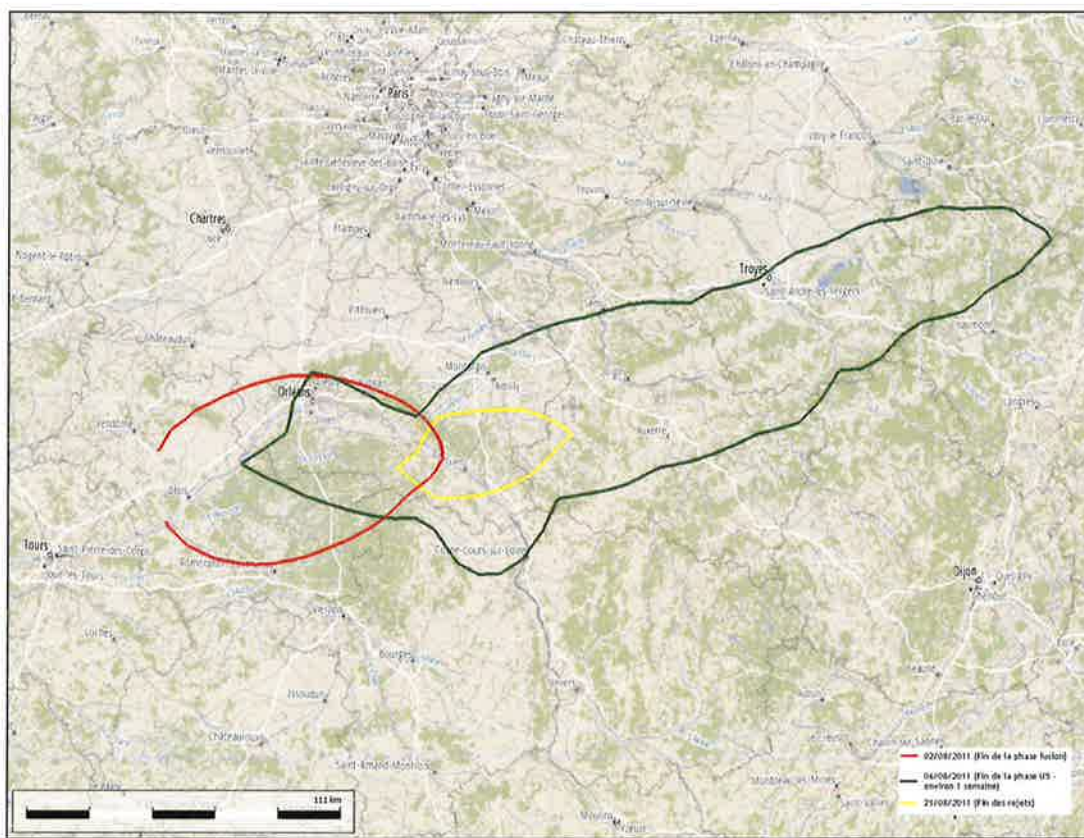


Figure 29 : Evolution temporelle du périmètre de dépassement des NMA, à 3 dates clés : fin de phase fusion, fin de phase U5 et fin des rejets

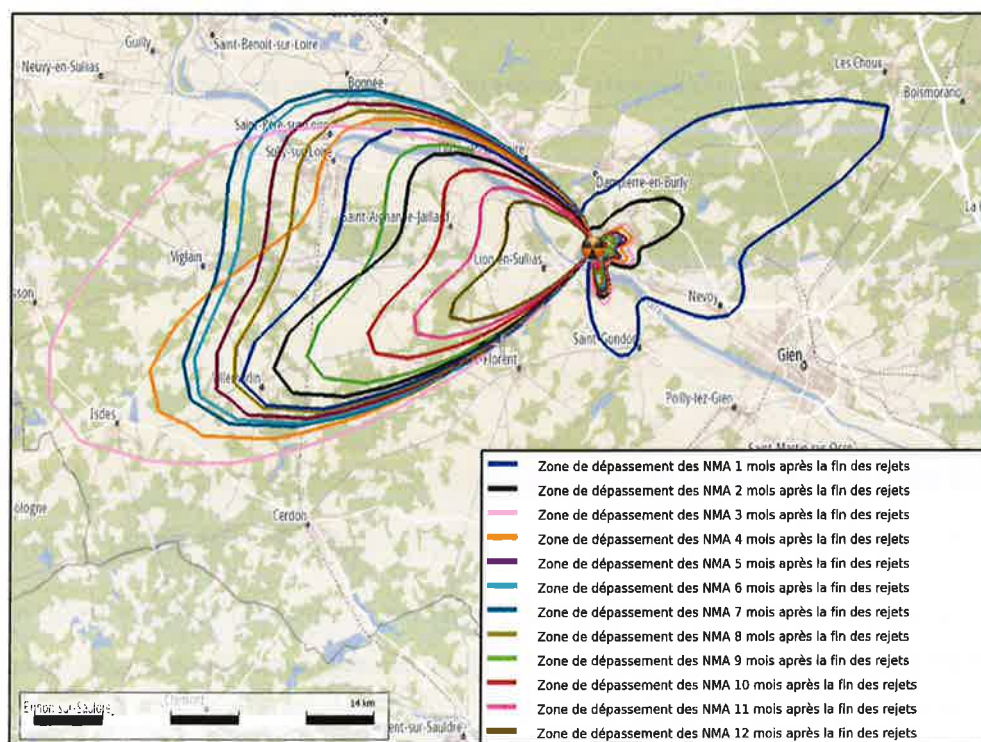


Figure 30 : Evolution temporelle du périmètre de dépassement des NMA

Le Tableau 8 présente les étendues kilométriques des différents périmètres de dépassement des NMA.

**Tableau 8 : Etendues kilométriques des différents périmètres de dépassement des NMA**

En km	Directions		
	270 °(Ouest)	72 °(Nord-Est)	160 °(Sud-Est)
Fin de phase fusion	102	-	
Fin de phase U5	80	253	77
Fin des rejets	20	48	15
1 mois après fin des rejets	15	13,4	4,3
2 mois après fin des rejets	14	4	1,8
3 mois après fin des rejets	23	1,8	2,2
4 mois après fin des rejets	19	1,6	1,8
5 mois après fin des rejets	16,3	1,4	1,7
6 mois après fin des rejets	17	1,2	1,6
7 mois après fin des rejets	17,5	1,2	1,6
8 mois après fin des rejets	15,5	0,9	1,4
9 mois après fin des rejets	12,5	0,8	0,9
10 mois après fin des rejets	9,8	0,6	0,8
11 mois après fin des rejets	8	-	0,6
12 mois après fin des rejets	6,5	-	-

A l'ouest du CNPE de Dampierre, le périmètre de dépassement des NMA le plus étendu correspond à la fin de la phase de fusion. Les zones diminuent ensuite jusqu'à l'entrée en stabulation des vaches, le 15 octobre (2 mois après la fin des rejets). L'animal consomme alors du foin récolté pendant l'été donc contaminé. Certains radionucléides ayant une vie longue, la contamination du foin n'a quasi pas diminué avec le temps et la contamination du lait de vache augmente. On observe de nouveau une petite augmentation de l'étendue kilométrique du périmètre de dépassement des NMA à 7 mois après la fin des rejets. A cette date, c'est la viande de bœuf qui définit le périmètre. Dans les mois qui suivent, les zones diminuent puisque les animaux sortent de nouveau à l'extérieur au printemps (environ 8 mois après la fin des rejets) et consomment l'herbe de pâturage qui reste contaminée par la persistance du dépôt de radionucléides à vie longue mais à un niveau moins important que dans les semaines qui ont suivi l'accident.

A l'est de la centrale, le maximum est observé à la fin de la phase U5 du scénario accidentel. Ensuite, on observe une diminution progressive de l'étendue du périmètre de dépassement des NMA due à la décroissance de l'iode qui est, dans cette direction, le radionucléide majoritaire du dépôt. Au-delà de deux mois après la fin des rejets, les NMA de l'iode ne sont plus dépassés. Le faible dépôt de césiums, qui s'est formé pendant la bascule de vent, juste avant l'ouverture du dispositif U5, conduit à dépasser les NMA. Les distances diminuent jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de denrées présentant des niveaux de contamination supérieurs aux NMA (à partir du 11<sup>ème</sup> mois après la fin des rejets).

## 5.2 EVALUATIONS DOSIMETRIQUES

Cette partie du rapport présente les évaluations dosimétriques liées à la phase post-accidentelle. Plusieurs voies d'exposition ont été étudiées telles que la dose par ingestion de denrées alimentaires contaminées, la dose par exposition externe due au dépôt et la dose par inhalation de particules remises en suspension.

### 5.2.1 CONDITIONS DE CALCUL CONSIDEREES

Les évaluations dosimétriques ont été réalisées pour deux cibles : l'adulte et l'enfant de 2 à 7 ans. Ce dernier correspond à la cible recevant les doses les plus importantes pour les évaluations post-accidentelles. Il est à noter que cette cible est différente de celle prise en compte dans les évaluations relatives à la phase de rejets. Cela s'explique, en premier lieu, par les différences de voies d'exposition, inhalation pendant le passage du panache et exposition externe par les dépôts en phase post-accidentelle, en second lieu, du fait des paramètres d'exposition retenus.

Une étude concernant les évaluations de contamination de certaines denrées alimentaires et les doses reçues par les différentes voies d'exposition a été réalisée pour quatre dates différentes :

- 1 semaine : 07 août 2011,
- 1 mois : 31 août 2011,
- 6 mois : 31 janvier 2012,
- 1 an : 31 juillet 2012.

Les calculs post-accidentels ont été effectués pour les deux échelles d'évaluation de la dispersion atmosphérique, à savoir : la « petite échelle » et la « grande échelle ».

### 5.2.2 CHOIX DES POINTS GEOGRAPHIQUES POUR L'ETUDE

A partir des résultats d'activités surfaciques du calcul à « petite échelle », trois références géographiques (cf. Figure 31) ont été choisies pour la représentation des résultats post-accidentels :

- le premier point correspond à la commune de Lion-en-Sullias (à 2 km à l'ouest de la centrale) concernée par les rejets des deux premiers jours. Il s'agit de la commune la plus proche du CNPE ;
- le deuxième point correspond à la commune de Sully-sur-Loire (à 11,5 km à l'ouest de la centrale) concernée par les rejets des deux premiers jours. Cette commune est en bordure de ZPP ;
- le troisième point correspond à la commune de Châtillon-Coligny (à 27 km au nord-est de la centrale) impactée par les rejets consécutifs à l'ouverture du dispositif U5. Cette commune est en bordure de ZPP.

La Figure 32 présente les cinétiques de dépôt des principaux radionucléides déposés pendant la phase de rejet.



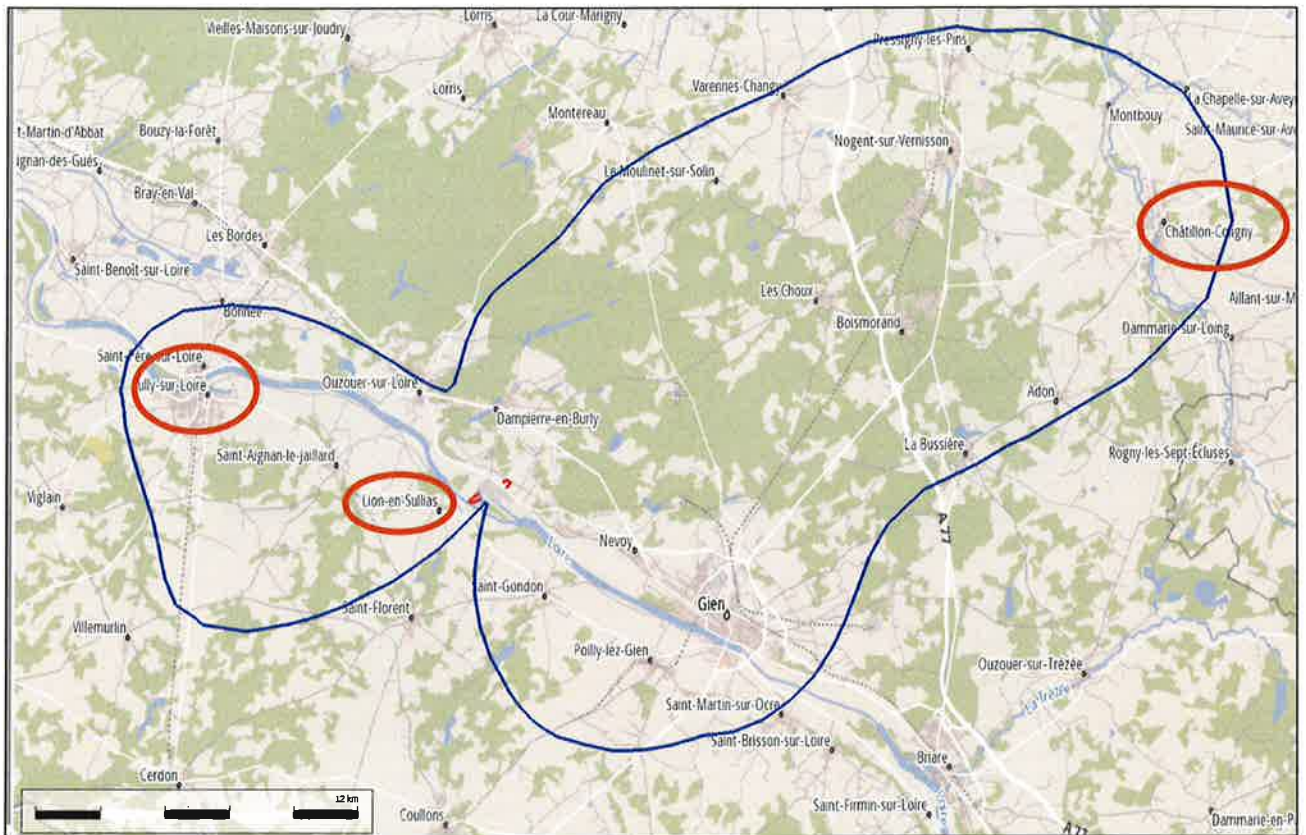
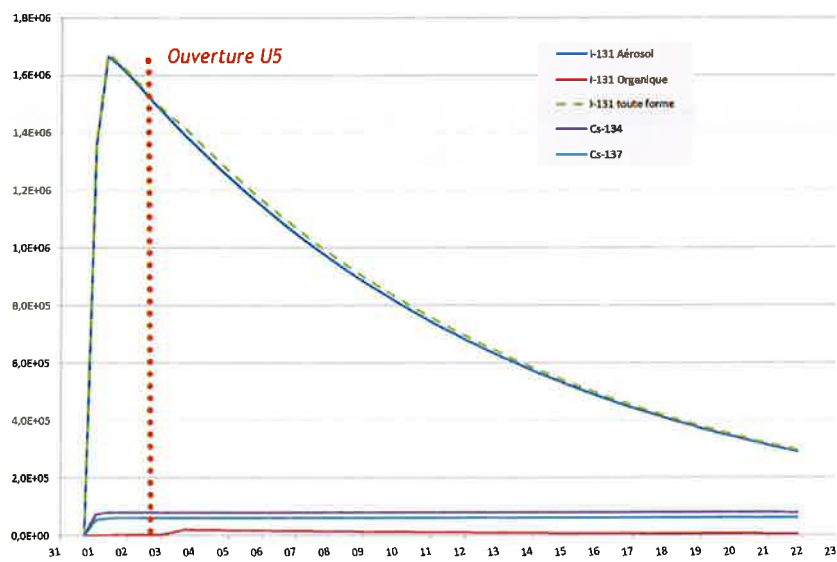
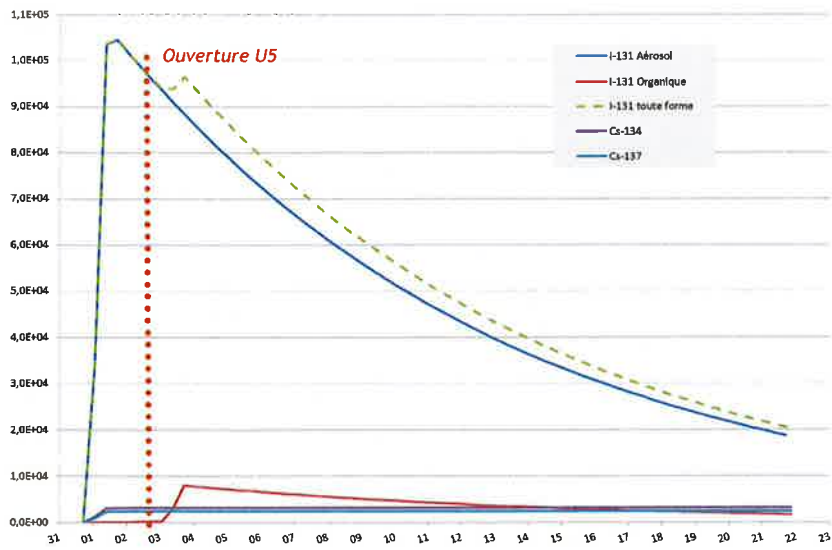


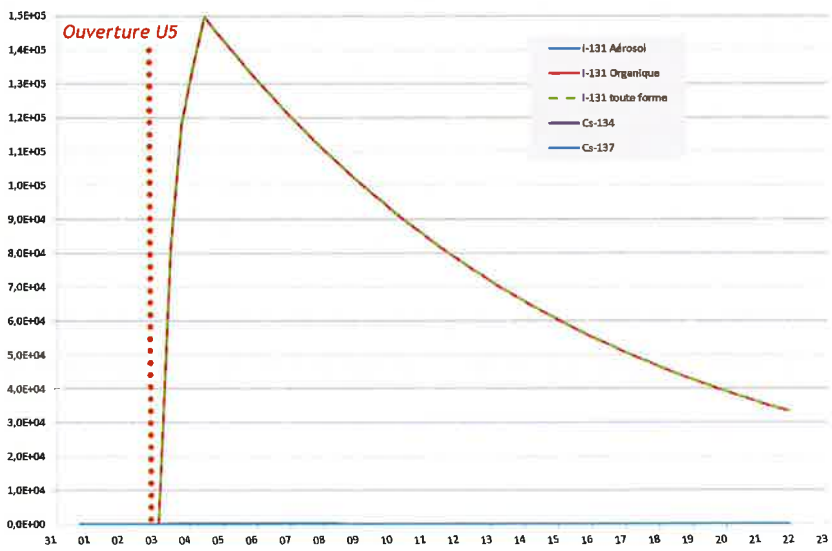
Figure 31 : Localisation des points géographiques choisis pour présenter les résultats des évaluations post-accidentelles (l'isoligne bleue représente la ZPP)



a)



b)



c)

Figure 32 : Cinétiques de dépôt (en Bq/m<sup>2</sup>) à Lion-en-Sullias (a), Sully-sur-Loire (b) et Châtillon-Coligny (c)

## 5.2.3 EXPOSITION INTERNE PAR INGESTION D'ALIMENTS CONTAMINES

### 5.2.3.1 Hypothèses

L'évaluation de la dose reçue par ingestion de denrées alimentaires contaminées est réalisée en tenant compte du régime alimentaire des populations et d'un niveau d'autarcie associé. Le Tableau 9 rappelle la composition du régime alimentaire des groupes de population considérés dans cette étude. Il s'agit d'un régime alimentaire moyen en France (INSEE 1991. CIQUAL (1995). CIBLEX (2003). IAEA/SRS19 (2001)). La prise en compte du « niveau d'autarcie » permet de considérer qu'une part de l'alimentation provient d'autres régions qui, par hypothèse, ne sont pas affectées par l'accident. L'autre part de la ration alimentaire est composée d'aliments produits localement. Par exemple, une autarcie de 12% signifie que 12% de la quantité ingérée provient de l'agriculture locale.

**Tableau 9 : Régime alimentaire des groupes de population [20]**

Compartiments alimentaires	Adulte Rural [>17ans]	Jeune Enfant Rural [2-7 ans]	Autarcie (%)
	Quantité (kg/j)	Quantité (kg/j)	
Beurre	0,018	0,006	12
Lait De Vache Longue Conservation	0,18	0,11	8
Conserve Légume Feuille	0,015	0,012	40
Conserve Légume Fruit	0,021	0,016	38
Conserve Légume Racine	0,015	0,011	40
Farine De Céréale Homme	0,2	0,11	8
Fromage De Vache Fermenté	0,039	0,015	12
Lait De Brebis	0	0	100
Lait De Chèvre	0	0	100
Lait De Vache	0,094	0,057	80
Légume Feuille (frais)	0,087	0,068	73
Légume Fruit (frais)	0,053	0,041	67
Légume Racine (frais)	0,043	0,031	72
Œuf De Poule	0,029	0,012	66
Pomme De Terre	0,12	0,026	78
Viande De Bœuf	0,053	0,034	42
Viande De Mouton	0,0069	0,0044	47
Viande De Porc	0,067	0,044	34
Viande De Poulet	0,066	0,043	78

### 5.2.3.2 Résultats

#### 5.2.3.2.1 Commune de Lion-en-Sullias

La Figure 33 présente les évaluations de la dose efficace et de la dose équivalente à la thyroïde reçues par ingestion de denrées alimentaires contaminées pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de populations étudiés sur la commune de Lion-en-Sullias.

Dans cette commune, la dose efficace par ingestion de denrées contaminées sur la première année atteint 90 mSv pour le jeune enfant rural (2-7 ans). L'exposition sur le premier mois représente plus de 90 % de la dose reçue au cours de la 1<sup>ère</sup> année pour cette voie d'exposition. La dose équivalente à la thyroïde par l'ingestion de denrées contaminées est de l'ordre de 1,3 Sv sur la première année. La dose équivalente à la thyroïde prise pendant la phase de rejet significative, d'une durée de 6 jours, et sans action de protection, est d'environ 500 mSv (cf. Figure 34). Cela représente quasiment 50 % de la dose reçue au cours de la 1<sup>ère</sup> année.

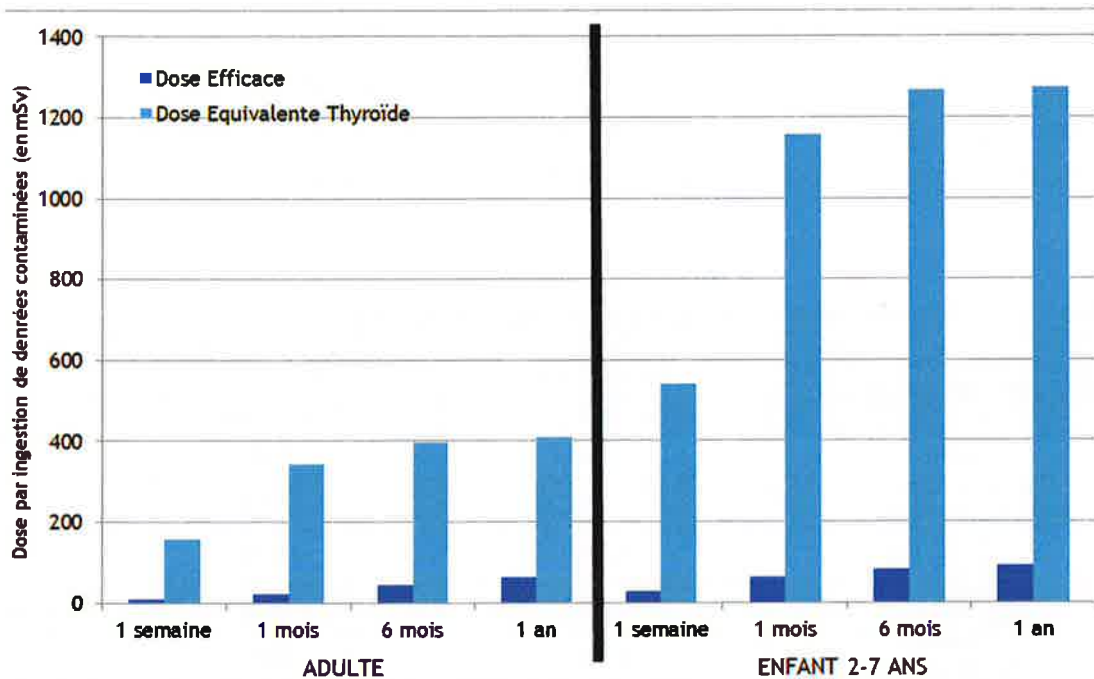


Figure 33 : Évaluation de la dose efficace et de la dose équivalente à la thyroïde pour l'exposition par ingestion d'aliments contaminés pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de population considérés, sur la commune de Lion-en-Sullias (en mSv)

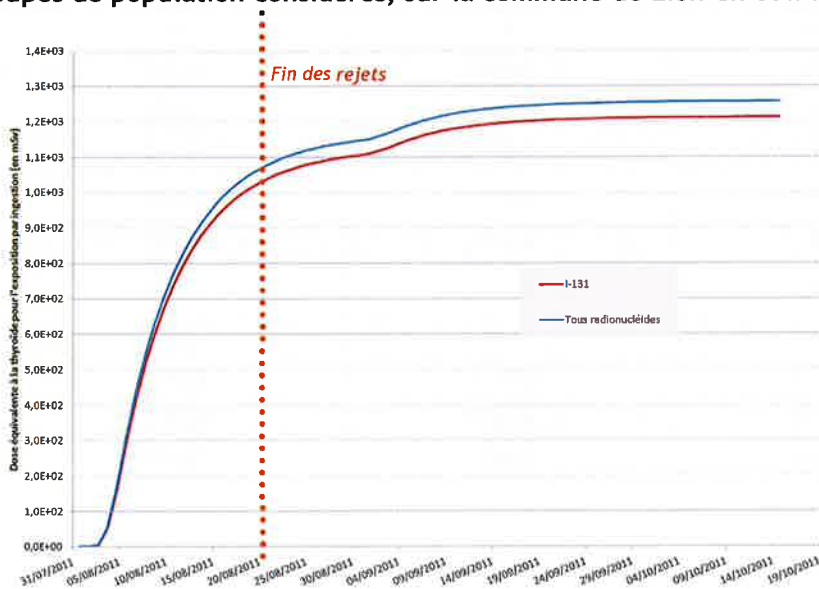


Figure 34 : Cinétique de prise de dose équivalente à la thyroïde pour l'exposition par ingestion d'aliments contaminés pour l'enfant de 2 à 7 ans, sur la commune de Lion-en-Sullias



### 5.2.3.2.2 Commune de Sully-sur-Loire

La Figure 35 présente les évaluations de la dose efficace et de la dose équivalente à la thyroïde reçues par ingestion de denrées alimentaires contaminées pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de populations étudiés sur la commune de Sully-sur-Loire.

Dans cette commune, la dose efficace par ingestion de denrées contaminées sur la première année atteint 5 mSv pour le jeune enfant rural (2-7 ans). L'exposition sur le premier mois représente plus de 90 % de la dose reçue au cours de la 1<sup>ère</sup> année pour cette voie d'exposition. La dose équivalente à la thyroïde par l'ingestion de denrées contaminées est de l'ordre de 80 mSv sur la première année. La dose équivalente à la thyroïde prise pendant la phase de rejet significative, d'une durée de 6 jours, et sans action de protection, est d'environ 35 mSv (cf. Figure 36). Cela représente quasiment 50 % de la dose reçue au cours de la 1<sup>ère</sup> année.

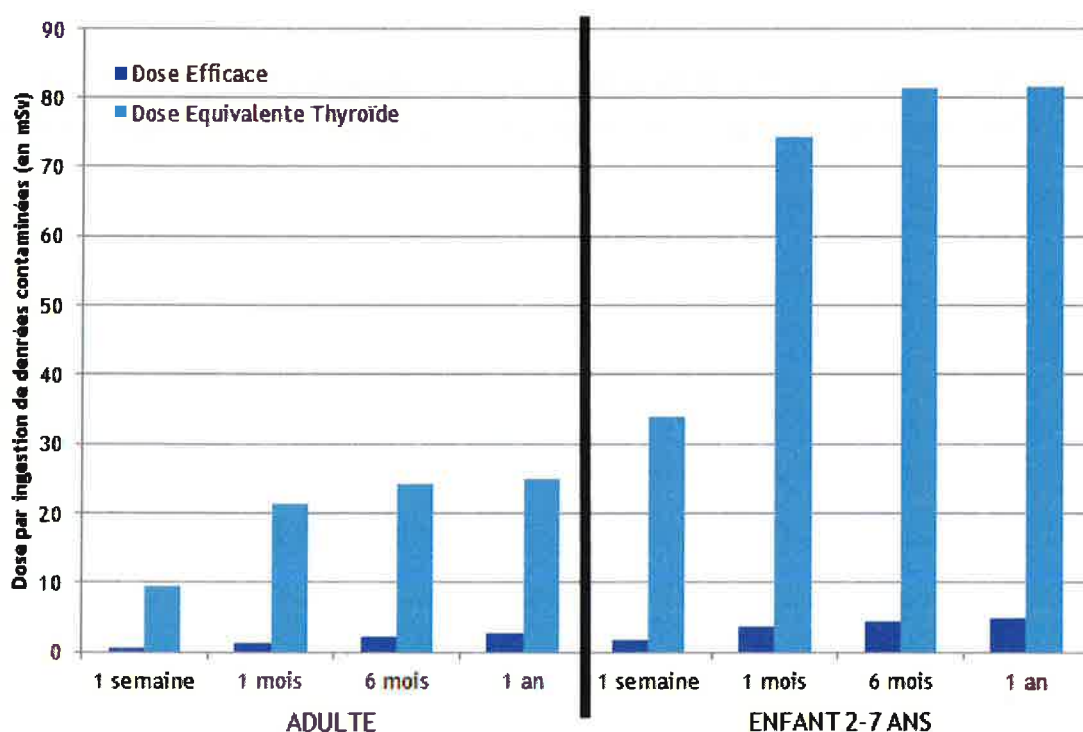
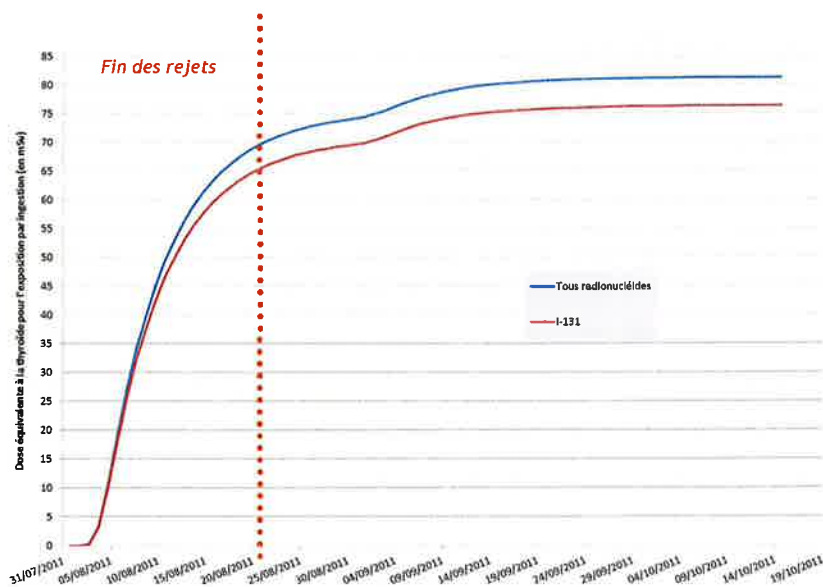


Figure 35 : Évaluation de la dose efficace et de la dose équivalente à la thyroïde pour l'exposition par ingestion d'aliments contaminés pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de population considérés, sur la commune de Sully-sur-Loire (en mSv)



**Figure 36 : Cinétique de prise de dose équivalente à la thyroïde pour l'exposition par ingestion d'aliments contaminés pour l'enfant de 2 à 7 ans, sur la commune de Sully-sur-Loire**

La Figure 37 présente la contribution des radionucléides à la dose efficace par ingestion de denrées contaminées sur la commune de Sully-sur-Loire, pour les deux groupes de population étudiés. L'isotope 131 de l'iode contribue majoritairement à la dose efficace à hauteur respectivement de 85 % après 1 semaine d'exposition et de 42 % après 1 an d'exposition, pour l'adulte. Sa contribution diminue au cours du temps par décroissance radioactive de l'iode 131 (période radioactive de l'ordre de 8 jours). En ce point de calcul, au bout d'un an, la contribution à la dose efficace des autres isotopes déposés devient significative. On note le même comportement dans la contribution des isotopes à la dose efficace pour l'enfant 2-7 ans.

En ce qui concerne la dose équivalente reçue à la thyroïde par ingestion de denrées contaminées, l'isotope 131 de l'iode est le contributeur majoritaire (à plus de 93 % pour une année d'intégration).

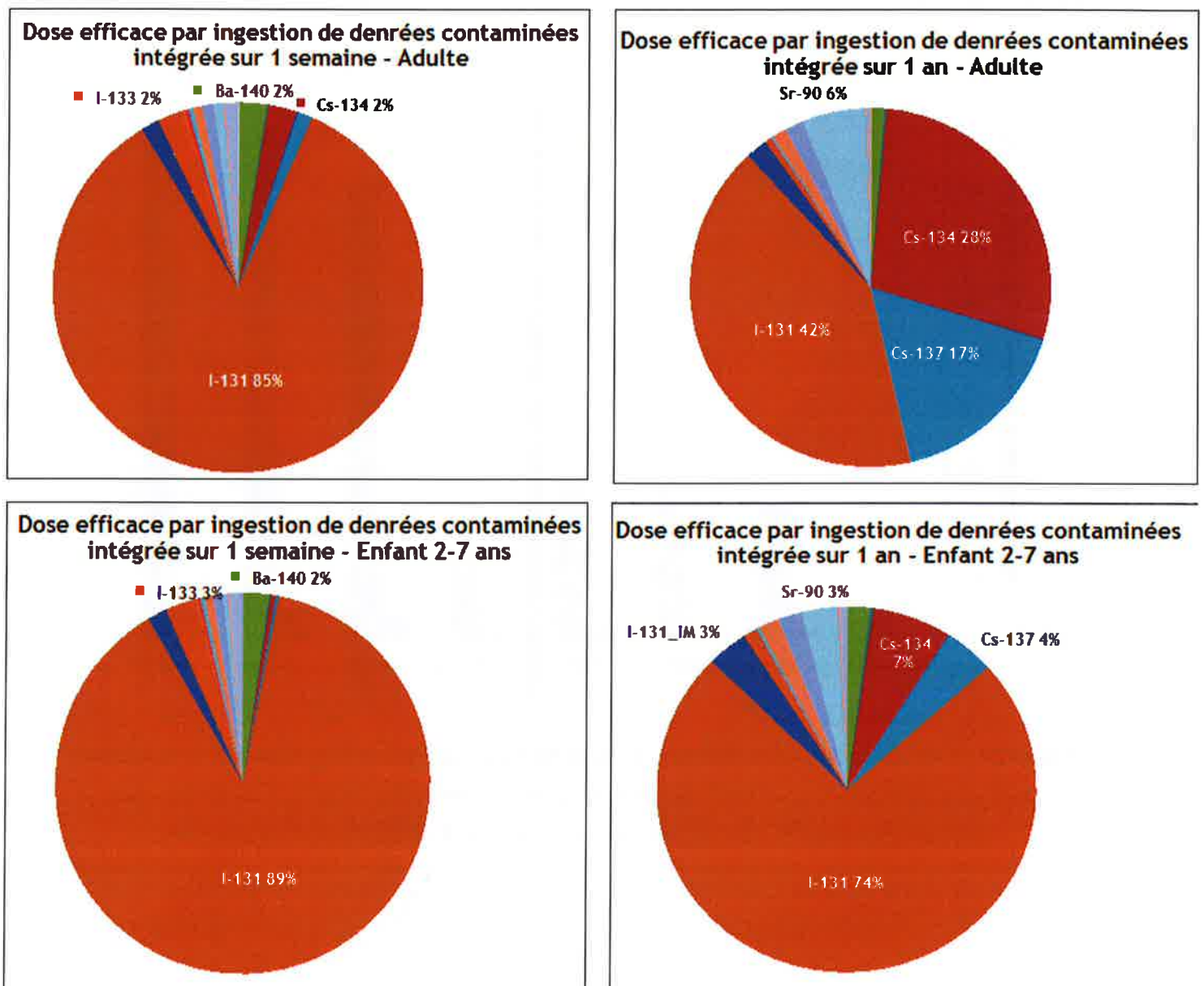


Figure 37 : Répartition isotopique de la dose efficace par ingestion d'aliments contaminés reçue par l'adulte et l'enfant de 2 à 7 ans après 1 semaine et 1 an d'exposition, sur la commune de Sully-sur-Loire

### 5.2.3.2.3 Commune de Châtillon-Coligny

La Figure 38 présente les évaluations de la dose efficace et de la dose équivalente à la thyroïde reçues par ingestion de denrées alimentaires contaminées pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de population étudiés sur la commune de Châtillon-Coligny. En ce point, la dose efficace par ingestion de denrées contaminées sur la première année atteint 4,5 mSv pour l'enfant de 2 à 7 ans et 1,5 mSv pour l'adulte. Comme l'illustre la Figure 39, l'isotope 131 de l'iode y contribue à plus de 99 % pour les deux populations quelle que soit la période d'intégration.

La dose équivalente à la thyroïde par l'ingestion de denrées contaminées, pour un an d'intégration, est de l'ordre de 27 mSv pour l'adulte et 90 mSv pour l'enfant de 2 à 7 ans.

L'exposition sur le premier mois représente 90 % de la dose annuelle (efficace et équivalente thyroïde) pour cette voie (cf. Figure 39).

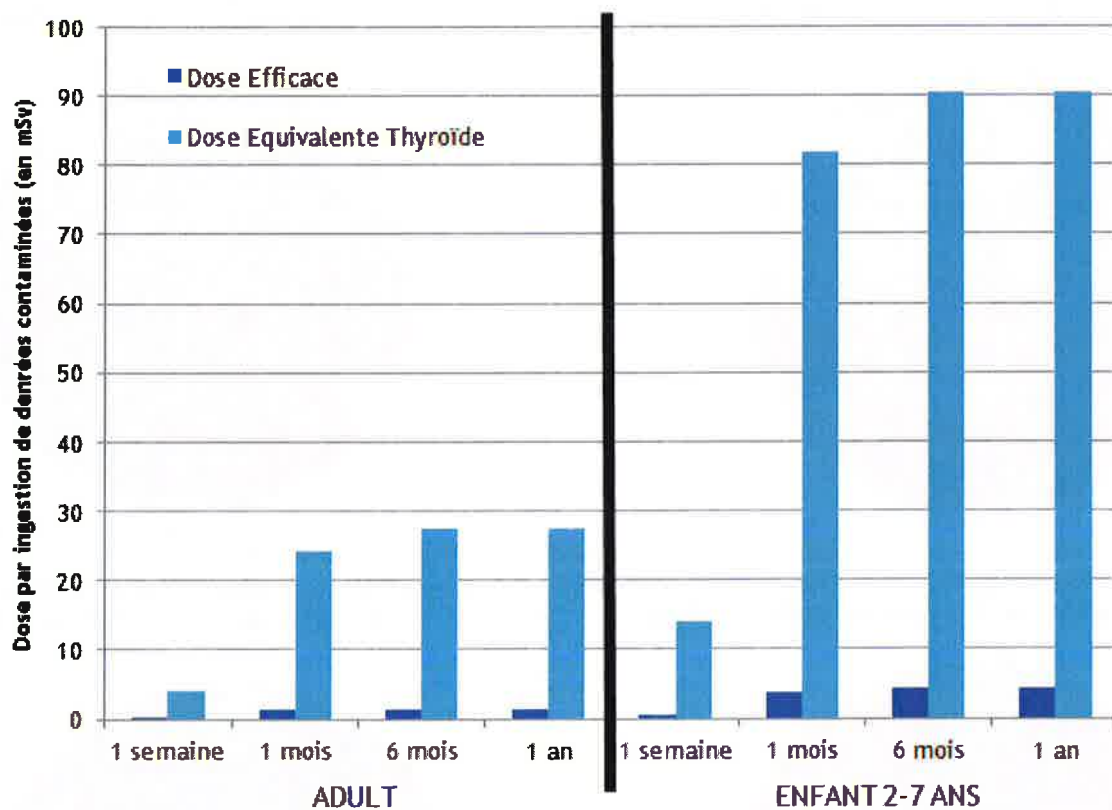
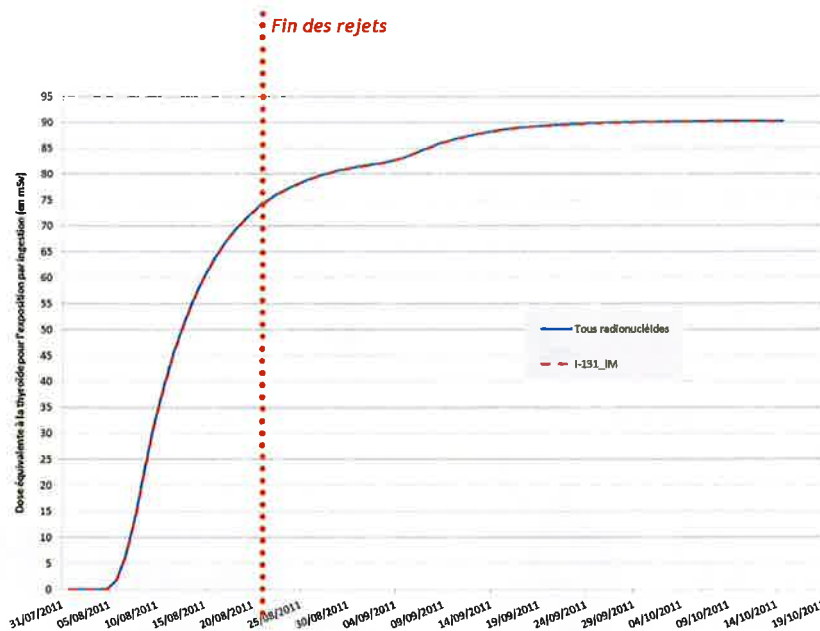


Figure 38 : Évaluation de la dose efficace et de la dose équivalente à la thyroïde pour l'exposition par ingestion d'aliments contaminés pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de population considérés, sur la commune de Châtillon-Coligny (en mSv)





**Figure 39 : Cinétique de prise de dose équivalente à la thyroïde pour l'exposition par ingestion d'aliments contaminés pour l'enfant de 2 à 7 ans, sur la commune de Châtillon-Coligny**

#### 5.2.3.2.4 Evaluations au niveau national

Les Figure 40 et Figure 41 présentent respectivement l'évaluation sous forme cartographique de la dose efficace et de la dose équivalente à la thyroïde reçues par ingestion d'aliments contaminés pour l'enfant de 2 à 7 ans, cumulées sur une année (sur la « petite échelle » et l'« échelle nationale »).

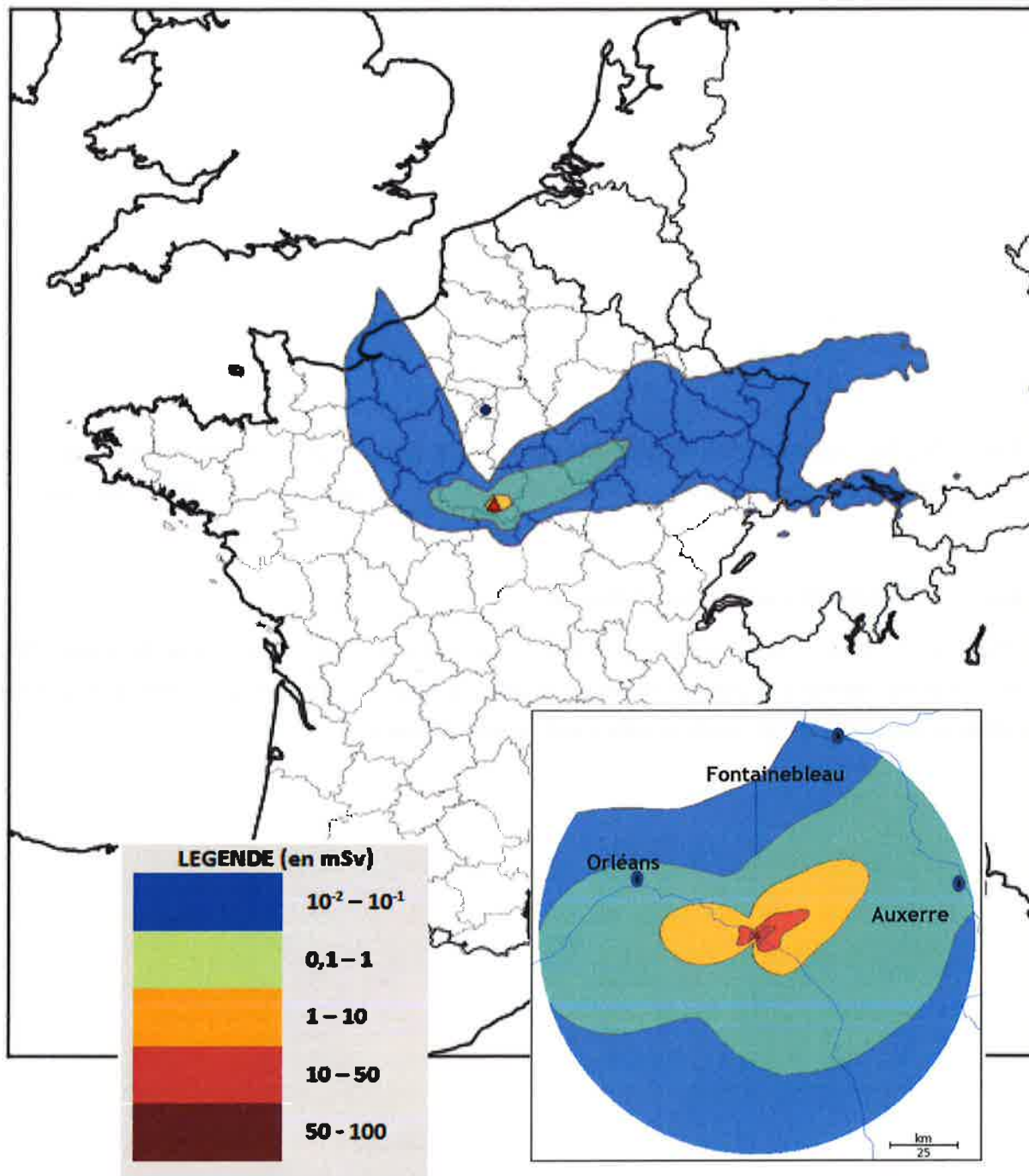


Figure 40 : Représentation cartographique de l'évaluation de la dose efficace par ingestion de denrées alimentaires contaminées pour l'enfant de 2 à 7 ans, reçue sur une période de 1 an, sur la « petite échelle » et sur l'« échelle nationale » (exprimée en mSv)

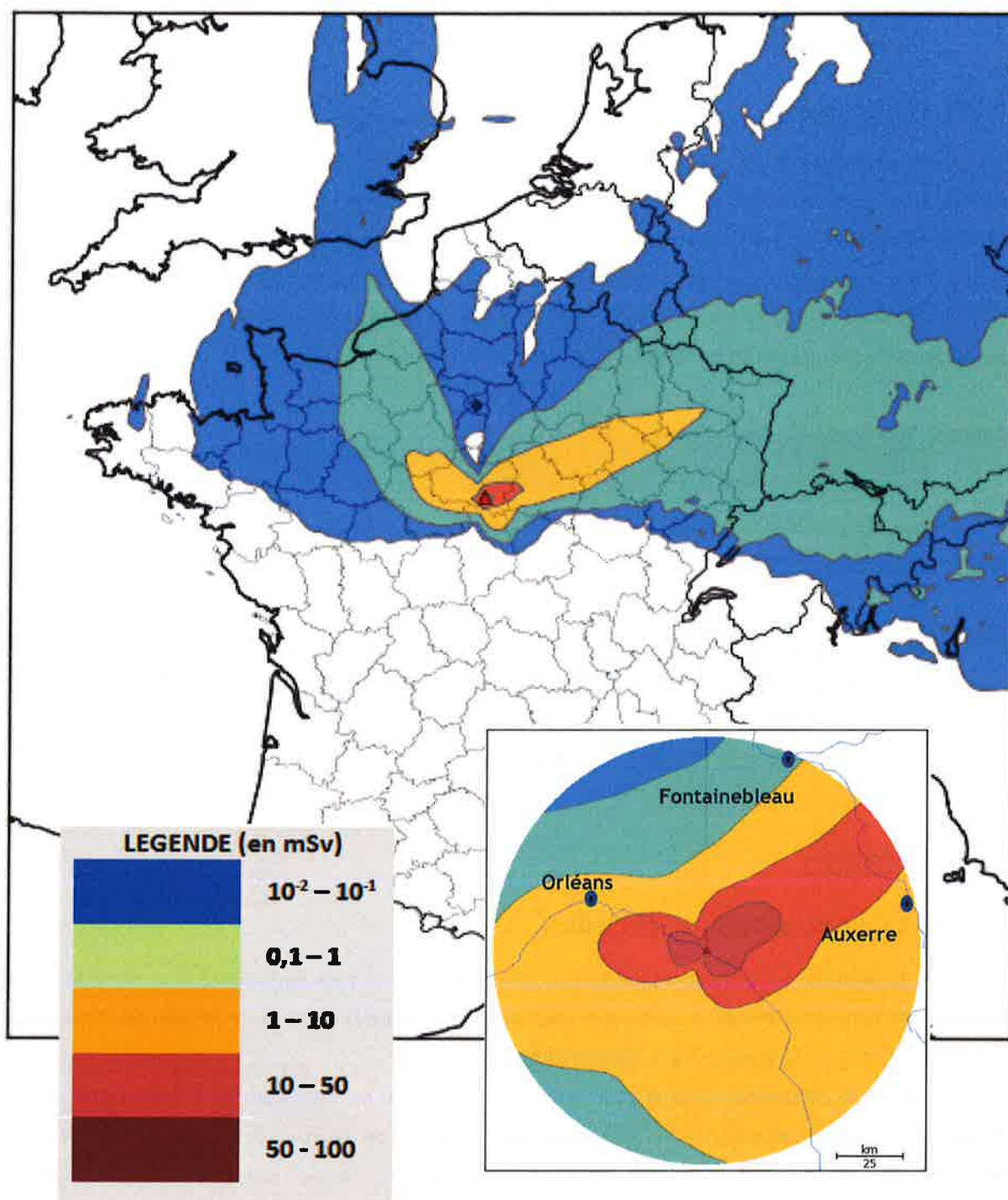


Figure 41 : Représentation cartographique de l'évaluation de la dose équivalente à la thyroïde par ingestion de denrées alimentaires contaminées pour l'enfant de 2 à 7 ans, sur une période de 1 an, sur la « petite échelle » et sur l'« échelle nationale » (exprimée en mSv)

## 5.2.4 EXPOSITION INTERNE PAR INHALATION DE PARTICULES REMISES EN SUSPENSION

### 5.2.4.1 Hypothèses

Les groupes de population sont caractérisés par des débits respiratoires propres et spécifiques à un lieu de vie. Ces données sont issues de la CIPR 66 [15]. Trois lieux de vie sont considérés : l'intérieur des habitations et les milieux extérieurs urbain et agricole. Le temps de présence des groupes de population dans ces différents lieux de vie ainsi que leur débit respiratoire sont respectivement présentés dans le Tableau 10 et le Tableau 11.

Le phénomène de remise en suspension des radionucléides ou des particules est modélisé à l'aide d'un taux de remise en suspension égal à  $10^{-7} \text{m}^{-1}$  [14], quel que soit le lieu de vie.

Tableau 10 : Budgets temps (en h/j) [14]

Classe d'âges	Intérieur	Urbain	Agricole
2-7 ans	20	4	0
Adulte	14	6	4

Tableau 11 : Débit respiratoire (en  $\text{m}^3/\text{h}$ ) [14]

Classe d'âges	Intérieur	Urbain	Agricole
2-7 ans	0,35	0,49	0,49
Adulte	0,8	1,59	1,59

### 5.2.4.2 Résultats

#### 5.2.4.2.1 Commune de Lion-en-Sullias

La Figure 42 présente les évaluations de la dose efficace et de la dose équivalente à la thyroïde reçues par inhalation de particules remises en suspension pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de population étudiés sur la commune de Lion-en-Sullias.

Pour un adulte, la dose efficace reçue pour cette voie, sur un an, est de l'ordre de  $10 \mu\text{Sv}$ . Cette valeur reste extrêmement faible, comparée à la dose reçue par ingestion de denrées contaminées ( $62 \text{mSv}$ ). La dose équivalente à la thyroïde correspondante est de l'ordre de  $9 \mu\text{Sv}$  sur l'année. Pour l'enfant de 2 à 7 ans, la dose efficace et la dose équivalente à la thyroïde par inhalation de poussières remises en suspension sont respectivement de  $8 \mu\text{Sv}$  et  $17 \mu\text{Sv}$  sur l'année.



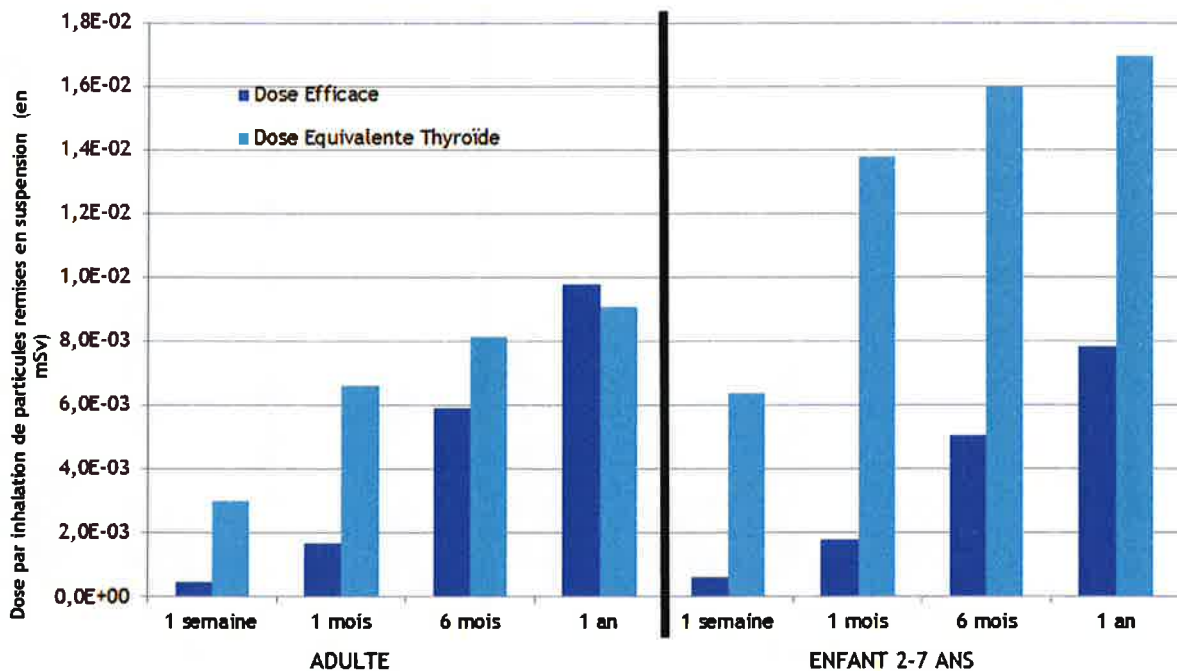


Figure 42 : Évaluation de la dose efficace et de la dose équivalente à la thyroïde par inhalation de particules remises en suspension pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de population considérés, au point Lion-en-Sullias (exprimée en mSv)

#### 5.2.4.2.2 Commune de Sully-sur-Loire

La Figure 43 présente les évaluations de la dose efficace et de la dose équivalente à la thyroïde reçues par inhalation de particules remises en suspension pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de population étudiés sur la commune de Sully-sur-Loire.

Pour un adulte, la dose efficace reçue pour cette voie, sur un an, est de l'ordre de 275 nSv. Cette valeur reste extrêmement faible, comparée à la dose par ingestion de denrées contaminées (27 mSv). La dose équivalente à la thyroïde correspondante est de l'ordre de 530 nSv sur l'année. Pour l'enfant de 2 à 7 ans, la dose efficace et la dose équivalente à la thyroïde par inhalation de poussières remises en suspension sont respectivement de 240 nSv et 1 µSv sur l'année.

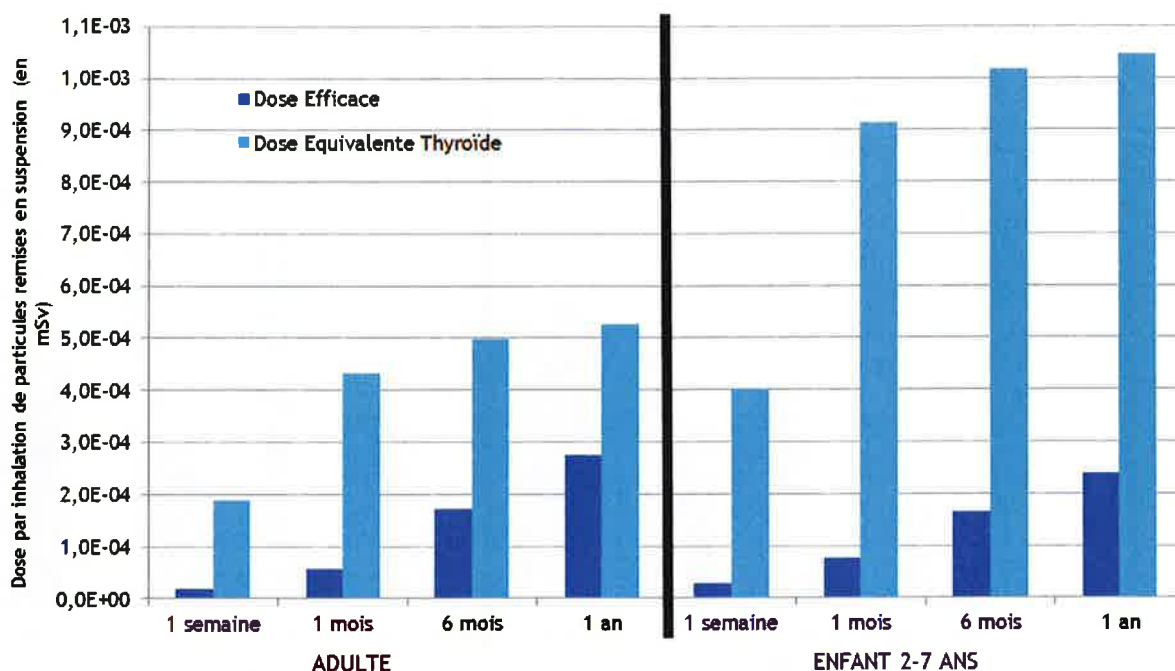


Figure 43 : Évaluation de la dose efficace et de la dose équivalente à la thyroïde par inhalation de particules remises en suspension pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de population considérés, au point Sully-sur-Loire (exprimée en mSv)

#### 5.2.4.2.3 Commune de Châtillon-Coligny

La Figure 44 présente les évaluations de la dose efficace et de la dose équivalente à la thyroïde reçues par inhalation de particules remises en suspension pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de population étudiés sur la commune de Châtillon-Coligny.

Pour un adulte, la dose efficace reçue pour cette voie, sur un an, reste extrêmement faible, de l'ordre de 55 nSv. La dose équivalente à la thyroïde correspondante est de l'ordre de 1 µSv sur l'année. Pour l'enfant de 2 à 7 ans, ces doses sont respectivement de 114 nSv et 2,3 µSv sur l'année.

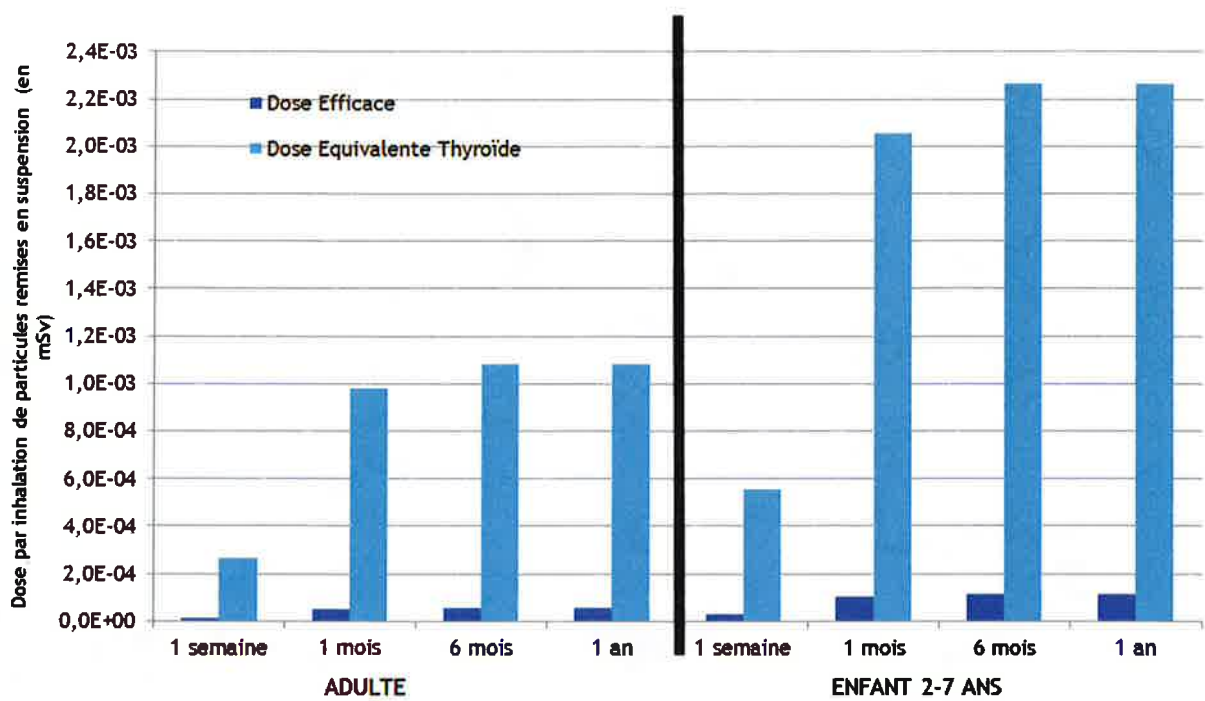


Figure 44 : Évaluation de la dose efficace et de la dose équivalente à la thyroïde par inhalation de particules remises en suspension pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de population considérés, au point Châtillon-Coligny (exprimée en mSv)

#### 5.2.4.2.4 Evaluations au niveau national

Les Figure 45 et Figure 46 présentent respectivement l'évaluation sous forme cartographique de la dose efficace et de la dose équivalente à la thyroïde reçues par inhalation de particules remises en suspension pour l'adulte cumulées sur une année (sur la « petite échelle » et l'« échelle nationale »).

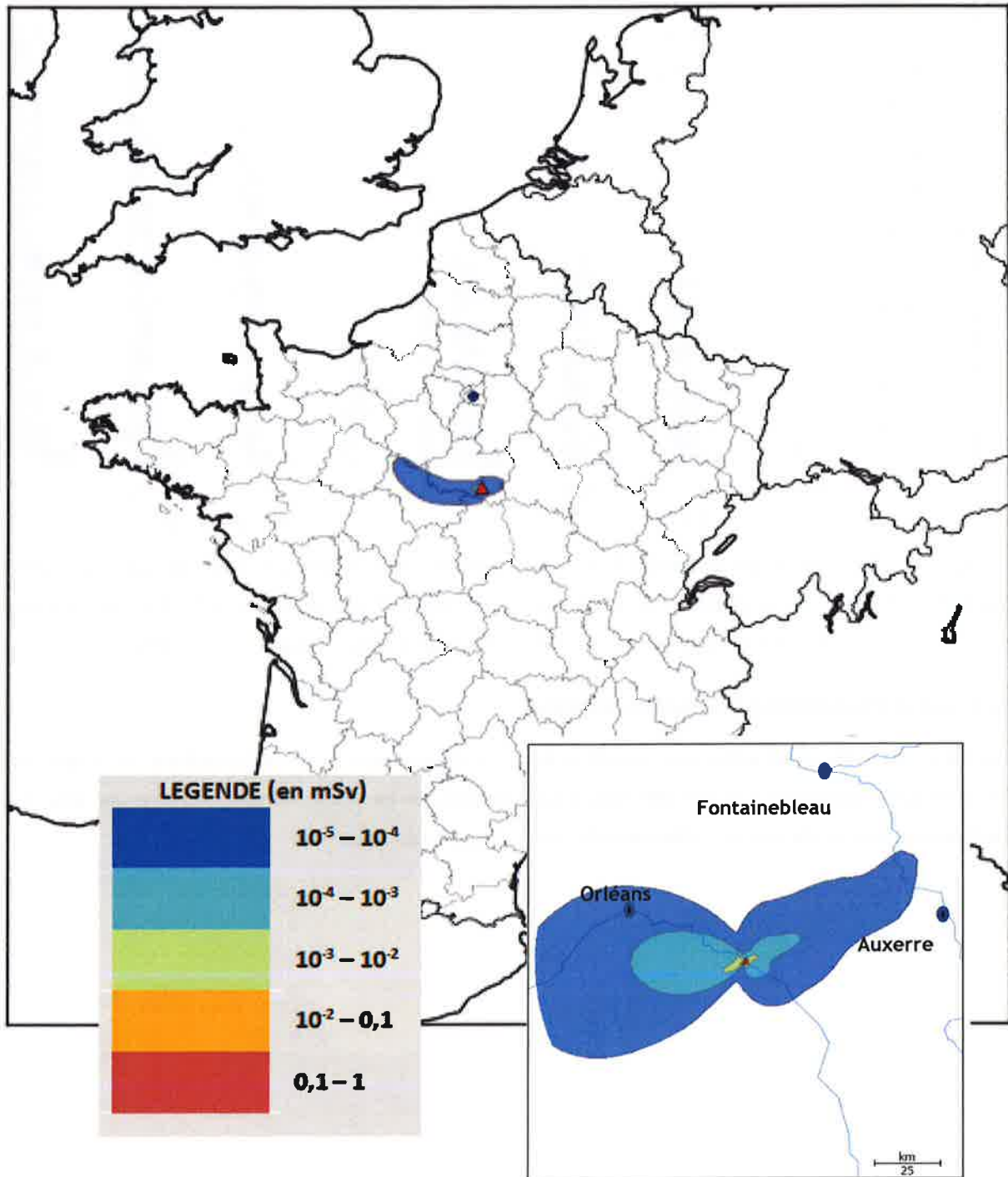


Figure 45 : Représentation cartographique de l'évaluation de la dose efficace par inhalation de particules remises en suspension pour l'adulte reçue sur une période de 1 an, sur la « petite échelle » et sur l'« échelle nationale » (exprimée en mSv)



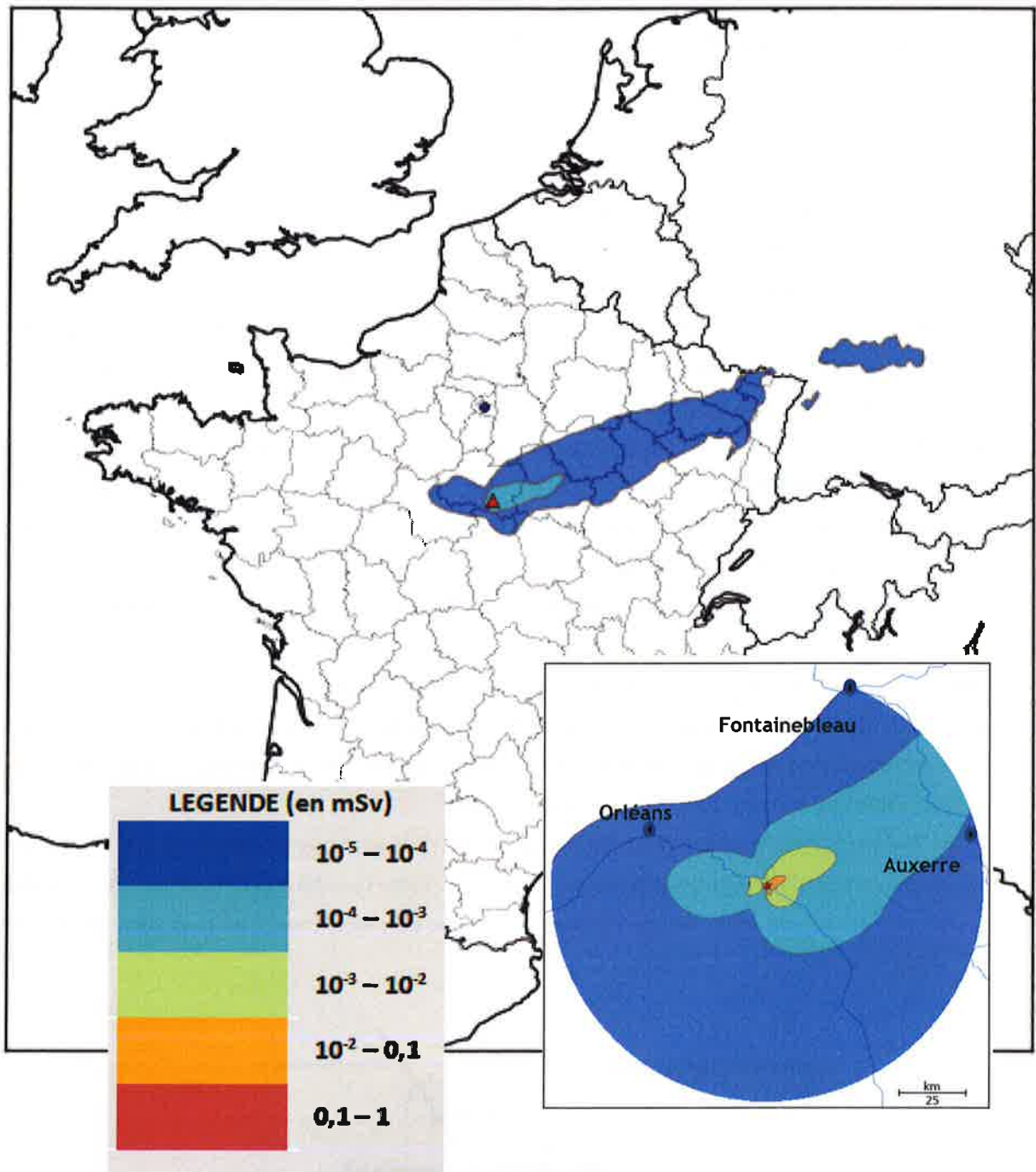


Figure 46 : Représentation cartographique de l'évaluation de la dose équivalente à la thyroïde par inhalation de particules remises en suspension pour l'adulte sur une période de 1 an, sur la « petite échelle » et sur l'« échelle nationale » (exprimée en mSv)

## 5.2.5 EXPOSITION EXTERNE AUX DEPOTS

### 5.2.5.1 Hypothèses

De manière simplifiée, l'outil de calcul considère, pour l'évaluation de la dose efficace par exposition externe due au dépôt, que le temps de vie de la population est réparti entre 3 cadres de vie différents (cf. Tableau 10) :

- cadre de vie « urbain » : la source d'exposition est l'activité surfacique du sol qui n'évolue que par décroissance radioactive des radionucléides (surface dure) ;
- cadre de vie « agricole » : la source d'exposition correspond à un sol qui serait labouré 30 jours après la date des dépôts au sol. Après ce labour, la contamination surfacique initiale est homogénéisée sur 15 cm de profondeur (surface meuble) ;
- cadre de vie « intérieur » : la source d'exposition est l'activité surfacique du sol extérieur à l'habitation. L'individu bénéficie de la protection offerte par son habitation vis-à-vis des rayonnements émis à l'extérieur de l'habitation. En considérant les hypothèses retenues dans le jeu de données internes de l'outil de calcul [20], le facteur de protection, ou facteur de réduction de dose, est pris égal à 0,1 [18] (cf. Figure 47). Les dépôts qui pourraient exister à l'intérieur de l'habitation ne sont pas pris en compte.

L'utilisation de ce modèle simplifié conduit, notamment, à ne pas considérer :

- l'existence d'autres sources de rayonnement qui pourraient avoir une contribution non négligeable à l'exposition externe, surtout en milieu urbain (vitres, toits, trottoirs, buissons...). Seule l'exposition due aux dépôts sur les sols, supposés nus, est considérée ;
- la migration spécifique des radioéléments entre les différents compartiments de l'environnement par divers vecteurs (lessivage des surfaces par la pluie ...). Cette hypothèse permet de considérer la situation la plus pénalisante mais néglige l'existence de lieux de concentration de la contamination (sites en cuvette...).

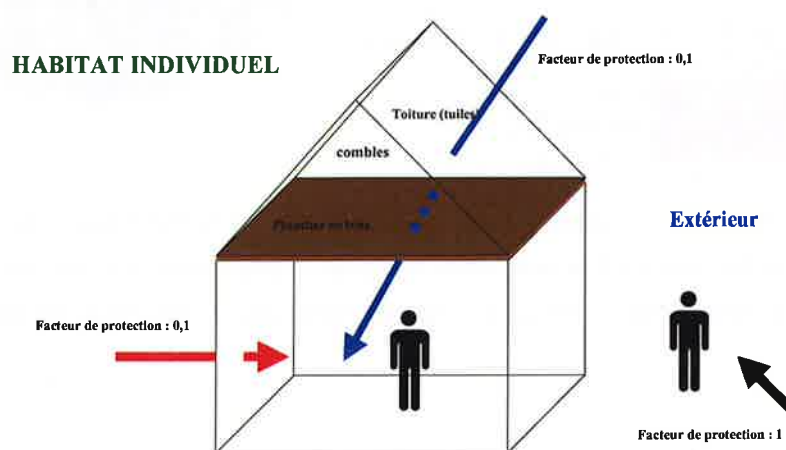


Figure 47 : Influence de l'habitat sur l'exposition externe extrait du rapport IRSN/DPRE/SERGD 99-13 [18]

## 5.2.5.2 Résultats

### 5.2.5.2.1 Commune de Lion-en-Sullias

L'adulte représente le groupe de population présentant les doses les plus élevées pour cette voie d'exposition.

La Figure 48 présente les évaluations de la dose efficace reçue par exposition externe pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de population étudiés sur la commune de Lion-en-Sullias.

Pour un adulte, la dose efficace reçue par cette voie, sur un an, est de l'ordre de 4,5 mSv. Pour l'enfant de 2 à 7 ans, la dose correspondante est de 2,3 mSv sur l'année.

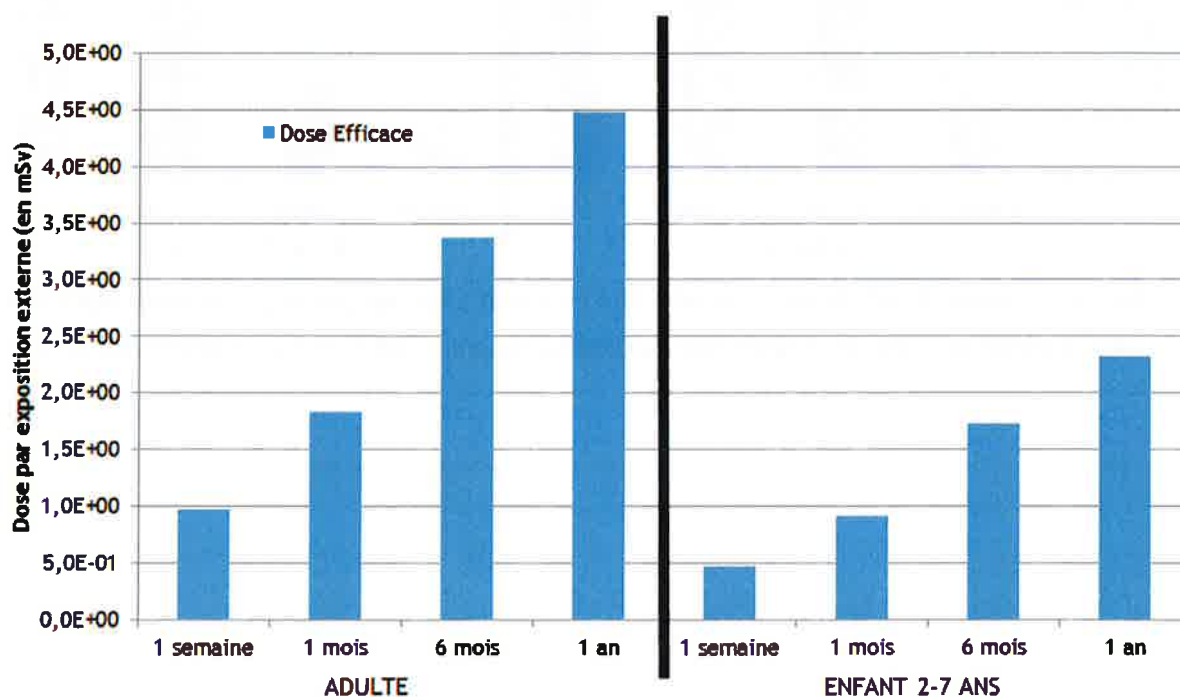


Figure 48 : Évaluation de la dose externe due au dépôt pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de population considérés, au point Lion-en-Sullias (exprimée en mSv)

### 5.2.5.2.2 Commune de Sully-sur-Loire

L'adulte représente le groupe de population présentant les doses les plus élevées pour cette voie d'exposition.

La Figure 49 présente les évaluations de la dose efficace reçue par exposition externe pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de population étudiés sur la commune de Sully-sur-Loire.

Pour un adulte, la dose efficace reçue par cette voie, sur un an, est de l'ordre de 172  $\mu$ Sv. Pour l'enfant de 2 à 7 ans, la dose correspondante est de 87  $\mu$ Sv sur l'année.

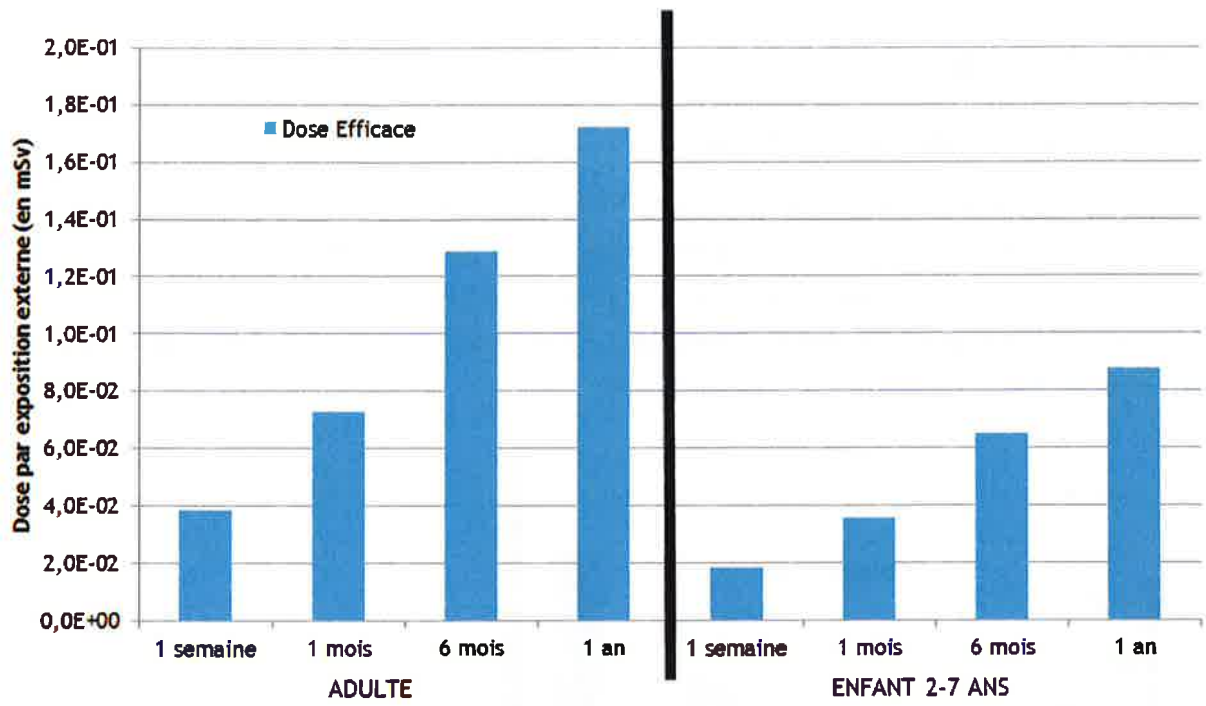


Figure 49 : Évaluation de la dose externe due au dépôt pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de population considérés, au point Sully-sur-Loire (exprimée en mSv)



### 5.2.5.2.3 Commune de Châtillon-Coligny

La Figure 50 présente les évaluations de la dose efficace reçue par exposition externe pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de population étudiés sur la commune de Châtillon-Coligny.

Pour un adulte, la dose efficace reçue pour cette voie, sur un an, est de l'ordre de 27  $\mu\text{Sv}$ . Pour l'enfant de 2 à 7 ans, cette dose est de 13  $\mu\text{Sv}$  sur l'année.

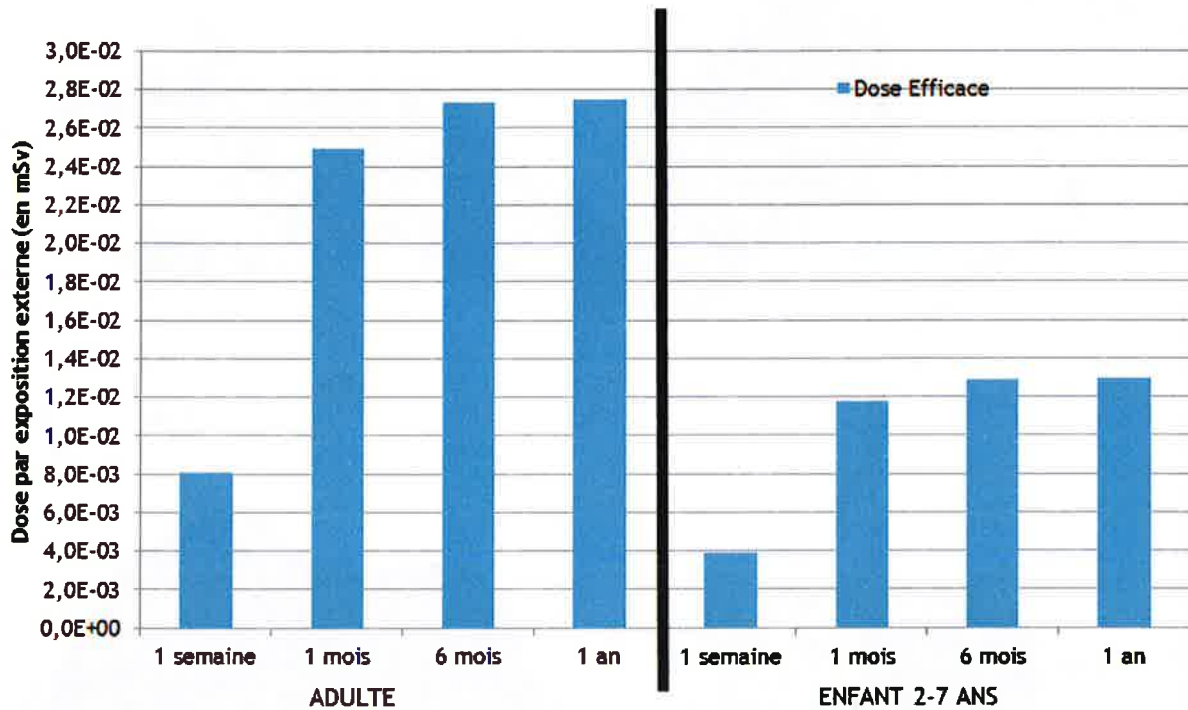


Figure 50 : Évaluation de la dose externe due au dépôt pour les quatre périodes d'exposition et pour les deux groupes de population considérés, au point Châtillon-Coligny (exprimée en mSv)

### 5.2.5.2.4 Evaluations au niveau national

La Figure 51 présente l'évaluation sous forme cartographique de la dose efficace reçue par exposition externe due au dépôt pour l'adulte cumulée sur une année (sur la « petite échelle » et l'« échelle nationale »).

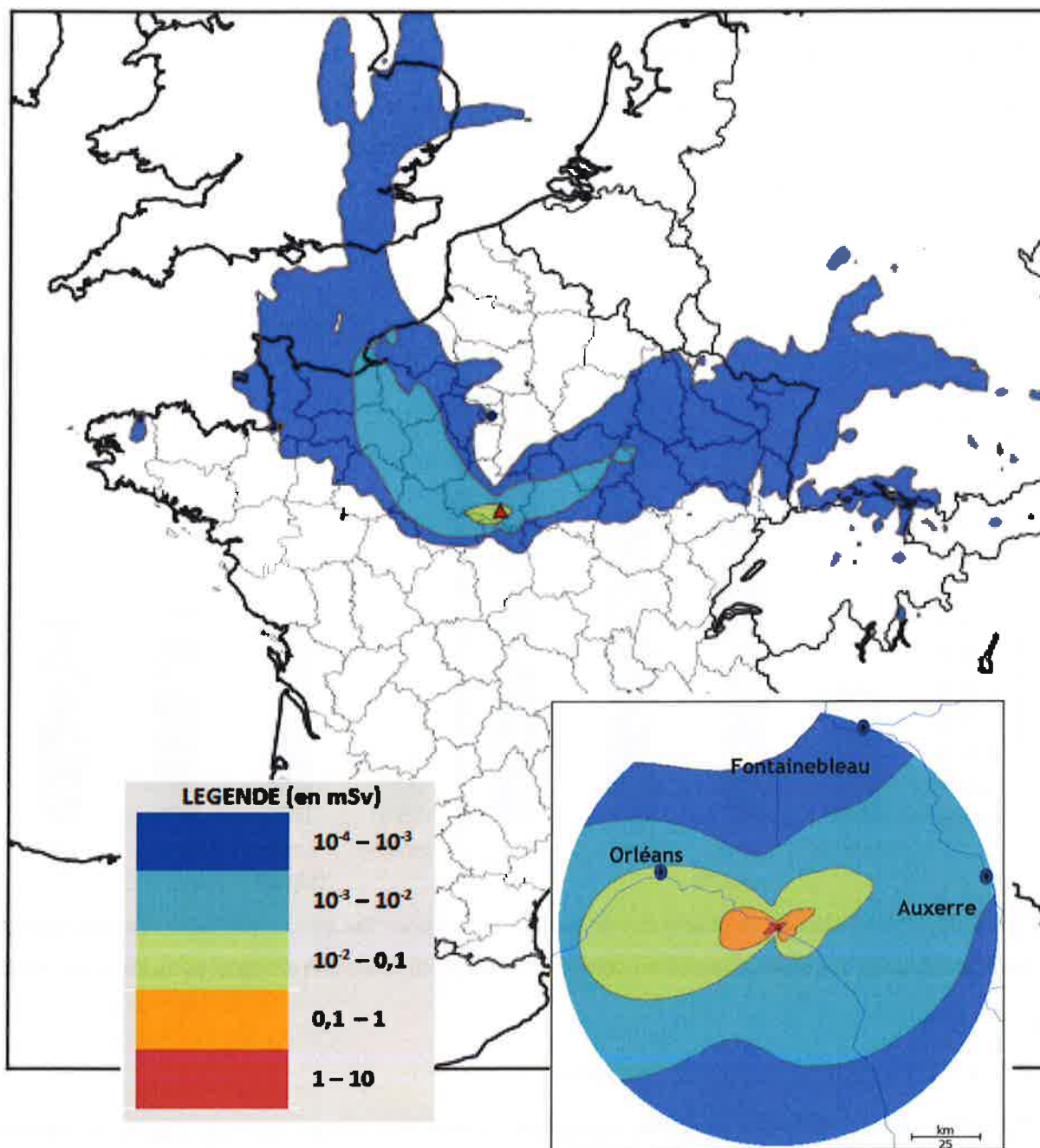


Figure 51 : Représentation cartographique de l'évaluation de la dose efficace externe par le dépôt pour l'adulte reçue sur une période de 1 an, sur la « petite échelle » et sur l'« échelle nationale » (exprimée en mSv)

## 5.2.6 BILAN DE L'EXPOSITION DE LA POPULATION DUE AUX DEPOTS

### 5.2.6.1 Bilan dosimétrique

#### 5.2.6.1.1 Commune de Lion-en-Sullias

Du Tableau 12 au Tableau 15, il est présenté un récapitulatif des évaluations des doses efficaces et équivalentes à la thyroïde réalisées sur la « petite échelle », sur la commune de Lion-en-Sullias pour chaque voie d'exposition post-accidentelle et pour la dose sommée sur toutes ces voies d'exposition pour respectivement les deux groupes de population et les quatre périodes d'exposition considérés dans cette étude. Quel que soit le type de dose considéré (efficace ou équivalente à la thyroïde), la dose totale (sommées sur les voies d'exposition pertinentes) est plus forte pour l'enfant de 2 à 7 ans que pour l'adulte.

**Tableau 12 : Dose efficace reçue par un adulte pour chaque voie d'exposition post-accidentelle et pour les quatre périodes d'exposition considérées, à Lion-en-Sullias, à 2 km du point de rejet (exprimée en mSv)**

Durée d'exposition	Dose par ingestion de denrées contaminées		Dose par externe au dépôt		Dose par inhalation par remise en suspension		Dose totale
	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv
1 semaine	1,00E+01	91,2	9,68E-01	8,8	4,78E-04	0	1,10E+01
1 mois	2,37E+01	92,8	1,84E+00	7,2	1,67E-03	0	2,55E+01
6 mois	4,48E+01	93,0	3,38E+00	7,0	5,92E-03	0	4,82E+01
1 an	6,26E+01	93,3	4,48E+00	6,7	9,80E-03	0	6,71E+01

**Tableau 13 : Dose efficace reçue par un enfant de 2 à 7 ans pour chaque voie d'exposition post-accidentelle et pour les quatre périodes d'exposition considérées, à Lion-en-Sullias, à 2 km du point de rejet (exprimée en mSv)**

Durée d'exposition	Dose par ingestion de denrées contaminées		Dose par externe au dépôt		Dose par inhalation par remise en suspension		Dose totale
	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv
1 semaine	2,95E+01	98,4	4,71E-01	1,6	6,01E-04	0	2,99E+01
1 mois	6,48E+01	98,6	9,11E-01	1,4	1,80E-03	0	6,57E+01
6 mois	8,14E+01	97,9	1,73E+00	2,1	5,05E-03	0	8,31E+01
1 an	9,08E+01	97,5	2,32E+00	2,5	7,81E-03	0	9,31E+01

Tableau 14 : Dose équivalente à la thyroïde reçue par un adulte pour chaque voie d'exposition post-accidentelle et pour les quatre périodes d'exposition considérées, à Lion-en-Sullias à 2 km du point de rejet (exprimée en mSv)

Durée d'exposition	Dose par ingestion de denrées contaminées		Dose par inhalation par remise en suspension		Dose totale
	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv
1 semaine	1,57E+02	100	3,00E-03	0	1,57E+02
1 mois	3,43E+02	100	6,62E-03	0	3,43E+02
6 mois	3,96E+02	100	8,14E-03	0	3,96E+02
1 an	4,10E+02	100	9,08E-03	0	4,10E+02

Tableau 15 : Dose équivalente à la thyroïde reçue par un enfant de 2 à 7 ans pour chaque voie d'exposition post-accidentelle et pour les périodes d'exposition considérées, à Lion-en-Sullias à 2 km du point de rejet (exprimée en mSv)

Durée d'exposition	Dose par ingestion de denrées contaminées		Dose par inhalation par remise en suspension		Dose totale
	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv
1 semaine	5,41E+02	100	6,37E-03	0	5,41E+02
1 mois	1,16E+03	100	1,38E-02	0	1,16E+03
6 mois	1,27E+03	100	1,60E-02	0	1,27E+03
1 an	1,27E+03	100	1,70E-02	0	1,27E+03

### 5.2.6.1.2 Commune de Sully-sur-Loire

Du Tableau 16 au Tableau 19, il est présenté un récapitulatif des évaluations des doses efficaces et équivalentes à la thyroïde réalisées sur la « petite échelle », sur la commune de Sully-sur-Loire pour chaque voie d'exposition post-accidentelle et pour la dose sommée sur toutes ces voies d'exposition pour respectivement les deux groupes de population et les quatre périodes d'exposition considérés dans cette étude. Quel que soit le type de dose considéré (efficace ou équivalente à la thyroïde), la dose totale (sommées sur les voies d'exposition pertinentes) est plus forte pour l'enfant de 2 à 7 ans que pour l'adulte.



Tableau 16 : Dose efficace reçue par un adulte pour chaque voie d'exposition post-accidentelle et pour les quatre périodes d'exposition considérées, à Sully-sur-Loire à 11,5 km du point de rejet (exprimée en mSv)

Durée d'exposition	Dose par ingestion de denrées contaminées		Dose par externe au dépôt		Dose par inhalation par remise en suspension		Dose totale
	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv
1 semaine	5,46E-01	93,4	3,85E-02	6,6	1,81E-05	0,00	5,84E-01
1 mois	1,28E+00	94,6	7,28E-02	5,4	5,70E-05	0,00	1,35E+00
6 mois	2,08E+00	94,2	1,29E-01	5,8	1,71E-04	0,01	2,21E+00
1 an	2,72E+00	94,0	1,72E-01	5,9	2,75E-04	0,01	2,90E+00

Tableau 17 : Dose efficace reçue par un enfant de 2 à 7 ans pour chaque voie d'exposition post-accidentelle et pour les quatre périodes d'exposition considérées, à Sully-sur-Loire à 11,5 km du point de rejet (exprimée en mSv)

Durée d'exposition	Dose par ingestion de denrées contaminées		Dose par externe au dépôt		Dose par inhalation par remise en suspension		Dose totale
	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv
1 semaine	1,68E+00	98,9	1,84E-02	1,1	2,79E-05	0,00	1,70E+00
1 mois	3,72E+00	99,1	3,55E-02	0,9	7,58E-05	0,00	3,75E+00
6 mois	4,43E+00	98,6	6,47E-02	1,4	1,65E-04	0,00	4,49E+00
1 an	4,75E+00	98,2	8,76E-02	1,8	2,40E-04	0,00	4,84E+00

Tableau 18 : Dose équivalente à la thyroïde reçue par un adulte pour chaque voie d'exposition post-accidentelle et pour les quatre périodes d'exposition considérées, à Sully-sur-Loire à 11,5 km du point de rejet (exprimée en mSv)

Durée d'exposition	Dose par ingestion de denrées contaminées		Dose par inhalation par remise en suspension		Dose totale
	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv
1 semaine	9,53E+00	99,998	1,89E-04	0,002	9,53E+00
1 mois	2,13E+01	99,998	4,34E-04	0,002	2,13E+01
6 mois	2,43E+01	99,998	4,98E-04	0,002	2,43E+01
1 an	2,49E+01	99,998	5,26E-04	0,002	2,49E+01

**Tableau 19 : Dose équivalente à la thyroïde reçue par un enfant de 2 à 7 ans pour chaque voie d'exposition post-accidentelle et pour les périodes d'exposition considérées, à Sully-sur-Loire à 11,5 km du point de rejet (exprimée en mSv)**

Durée d'exposition	Dose par ingestion de denrées contaminées		Dose par inhalation par remise en suspension		Dose totale
	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv
1 semaine	3,40E+01	99,999	4,02E-04	0,001	3,40E+01
1 mois	7,43E+01	99,999	9,14E-04	0,001	7,43E+01
6 mois	8,15E+01	99,999	1,02E-03	0,001	8,15E+01
1 an	8,17E+01	99,999	1,05E-03	0,001	8,17E+01

### 5.2.6.1.3 Commune de Châtillon-Coligny

Du Tableau 20 au Tableau 23, il est présenté un récapitulatif des évaluations des doses efficaces et équivalentes à la thyroïde réalisées sur la « petite échelle », sur la commune de Châtillon-Coligny pour chaque voie d'exposition post-accidentelle et pour la dose sommée sur toutes ces voies d'exposition pour respectivement les deux groupes de population et les quatre périodes d'exposition considérés dans cette étude.

Comme pour la commune de Sully-sur-Loire, quel que soit le type de dose considéré (efficace ou thyroïde), la dose totale (sommées sur les voies d'exposition pertinentes) est plus forte pour l'enfant de 2 à 7 ans que pour l'adulte.

**Tableau 20 : Dose efficace reçue par un adulte pour chaque voie d'exposition post-accidentelle et pour les quatre périodes d'exposition considérées, à Châtillon-Coligny à 27 km du point de rejet (exprimée en mSv)**

Durée d'exposition	Dose par ingestion de denrées contaminées		Dose par externe au dépôt		Dose par inhalation par remise en suspension		Dose totale
	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv
1 semaine	2,12E-01	96,3	8,09E-03	3,7	1,29E-05	0,01	2,21E-01
1 mois	1,25E+00	98,0	2,49E-02	2,0	4,79E-05	0,00	1,27E+00
6 mois	1,41E+00	98,1	2,73E-02	1,9	5,37E-05	0,00	1,44E+00
1 an	1,41E+00	98,1	2,75E-02	1,9	5,46E-05	0,00	1,44E+00

Tableau 21 : Dose efficace reçue par un enfant de 2 à 7 ans pour chaque voie d'exposition post-accidentelle et pour les quatre périodes d'exposition considérées, à Châtillon-Coligny à 27 km du point de rejet (exprimée en mSv)

Durée d'exposition	Dose par ingestion de denrées contaminées		Dose par externe au dépôt		Dose par inhalation par remise en suspension		Dose totale
	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv
1 semaine	6,75E-01	99,4	3,88E-03	0,6	2,76E-05	0,00	6,79E-01
1 mois	3,90E+00	99,7	1,18E-02	0,3	1,02E-04	0,00	3,92E+00
6 mois	4,32E+00	99,7	1,29E-02	0,3	1,13E-04	0,00	4,33E+00
1 an	4,32E+00	99,7	1,30E-02	0,3	1,14E-04	0,00	4,34E+00

Tableau 22 : Dose équivalente à la thyroïde reçue par un adulte pour chaque voie d'exposition post-accidentelle et pour les quatre périodes d'exposition considérées, à Châtillon-Coligny à 27 km du point de rejet (exprimée en mSv)

Durée d'exposition	Dose par ingestion de denrées contaminées		Dose par inhalation par remise en suspension		Dose totale
	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv
1 semaine	4,14E+00	99,994	2,65E-04	0,006	4,14E+00
1 mois	2,43E+01	99,996	9,80E-04	0,004	2,43E+01
6 mois	2,74E+01	99,996	1,08E-03	0,004	2,74E+01
1 an	2,74E+01	99,996	1,08E-03	0,004	2,74E+01

Tableau 23 : Dose équivalente à la thyroïde reçue par un enfant de 2 à 7 ans pour chaque voie d'exposition post-accidentelle et pour les périodes d'exposition considérées, à Châtillon-Coligny à 27 km du point de rejet (exprimée en mSv)

Durée d'exposition	Dose par ingestion de denrées contaminées		Dose par inhalation par remise en suspension		Dose totale
	en mSv	% de la dose totale	en mSv	% de la dose totale	en mSv
1 semaine	14,12	99,996	5,58E-04	0,004	1,41E+01
1 mois	81,68	99,997	2,06E-03	0,003	8,17E+01
6 mois	90,37	99,997	2,27E-03	0,003	9,04E+01
1 an	90,37	99,997	2,27E-03	0,003	9,04E+01

## 5.2.6.2 Contribution des différentes voies d'exposition à la dose

### 5.2.6.2.1 Commune de Lion-en-Sullias

La Figure 52 présente la contribution des différentes voies d'exposition post-accidentelles à la dose efficace totale reçue au cours des quatre périodes étudiées pour les deux classes d'âge considérées sur la commune de Lion-en-Sullias à environ 2 km du point de rejet.

En ce point, où les dépôts sont majoritairement composés d'aérosols, l'exposition par ingestion de denrées contaminées est prépondérante (de 91 à 99 %).

La décroissance radioactive de l'iode 131 a pour effet de diminuer la contamination des denrées alimentaires. Ceci conduit à réduire, au fur et à mesure du temps, la contribution de la dose par ingestion. La contribution relative de l'exposition externe augmente donc avec la durée d'intégration. L'exposition externe par le dépôt contribue toutefois faiblement à la dose totale et est plus significative pour l'adulte. Sa contribution relative atteint 7 % pour l'adulte après 1 an d'exposition au dépôt considéré.

L'exposition par inhalation des particules remises en suspension est négligeable avec les hypothèses de calcul prises en compte.

Quels que soient la période d'exposition et le groupe de population considérés, l'ingestion de denrées alimentaires contaminées contribue majoritairement à la dose équivalente à la thyroïde.

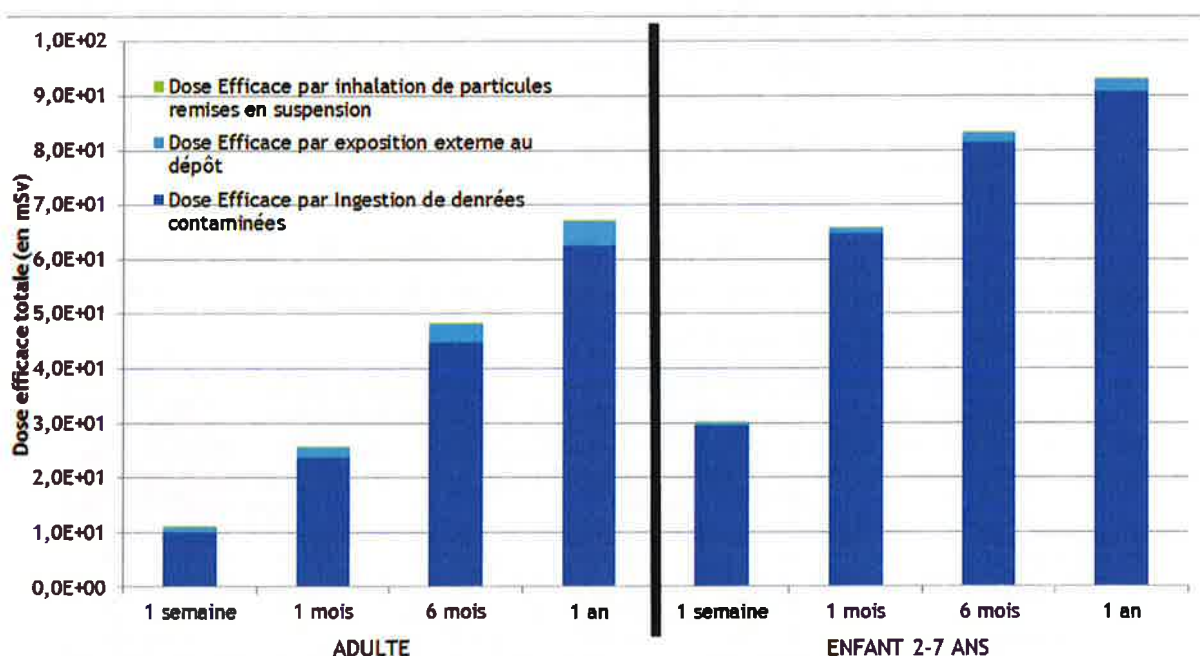


Figure 52 : Contribution de chacune des voies d'exposition à la dose efficace totale pour les quatre durées d'exposition et pour les deux groupes de population considérés, à Lion-en-Sullias à 2 km du point de rejet (exprimée en mSv)



### 5.2.6.2.2 Commune de Sully-sur-Loire

La Figure 53 présente la contribution des différentes voies d'exposition post-accidentelles à la dose efficace totale reçue au cours des quatre périodes étudiées pour les deux classes d'âge considérées sur la commune de Sully-sur-Loire à environ 11,5 km du point de rejet.

En ce point, où les dépôts sont majoritairement composés d'aérosols, l'exposition par ingestion de denrées contaminées est prépondérante (de 93 à 99 %).

Comme expliqué précédemment, la contribution relative de l'exposition externe augmente avec la durée d'intégration. L'exposition externe par le dépôt contribue toutefois faiblement à la dose totale et est plus significative pour l'adulte. Sa contribution relative atteint 6 % pour l'adulte après 1 an d'exposition au dépôt considéré.

L'exposition par inhalation des particules remises en suspension est négligeable avec les hypothèses de calcul prises en compte.

Quels que soient la période d'exposition et le groupe de population considérés, l'ingestion de denrées alimentaires contaminées contribue majoritairement à la dose équivalente à la thyroïde.

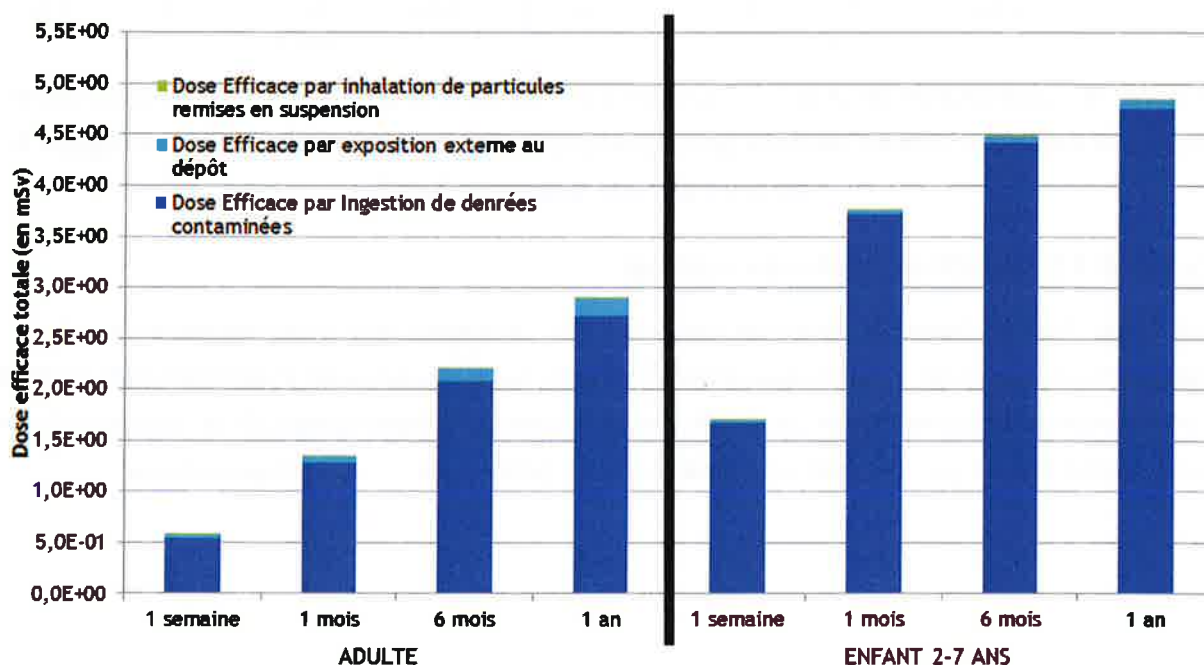


Figure 53 : Contribution de chacune des voies d'exposition à la dose efficace totale pour les quatre durées d'exposition et pour les deux groupes de population considérés, à Sully-sur-Loire à 11,5 km du point de rejet (exprimée en mSv)

### 5.2.6.2.3 Commune de Châtillon-Coligny

La Figure 54 présente la contribution des différentes voies d'exposition post-accidentelles à la dose efficace totale reçue au cours des quatre périodes étudiées pour les deux classes d'âge considérées sur la commune de Châtillon-Coligny à environ 27 km du point de rejet. En ce point où les dépôts sont très majoritairement composés par des isotopes de l'iode (à la fin des rejets principaux, c'est-à-dire au 6 août 2011, l'activité surfacique en ce point est composée à plus de 96 % d'iode 131 organique et à plus de 2 % d'iode 133 organique), la voie par ingestion de

denrées contaminées contribue à plus de 96 % à la dose totale quels que soient le type de dose et le groupe de population considérés.

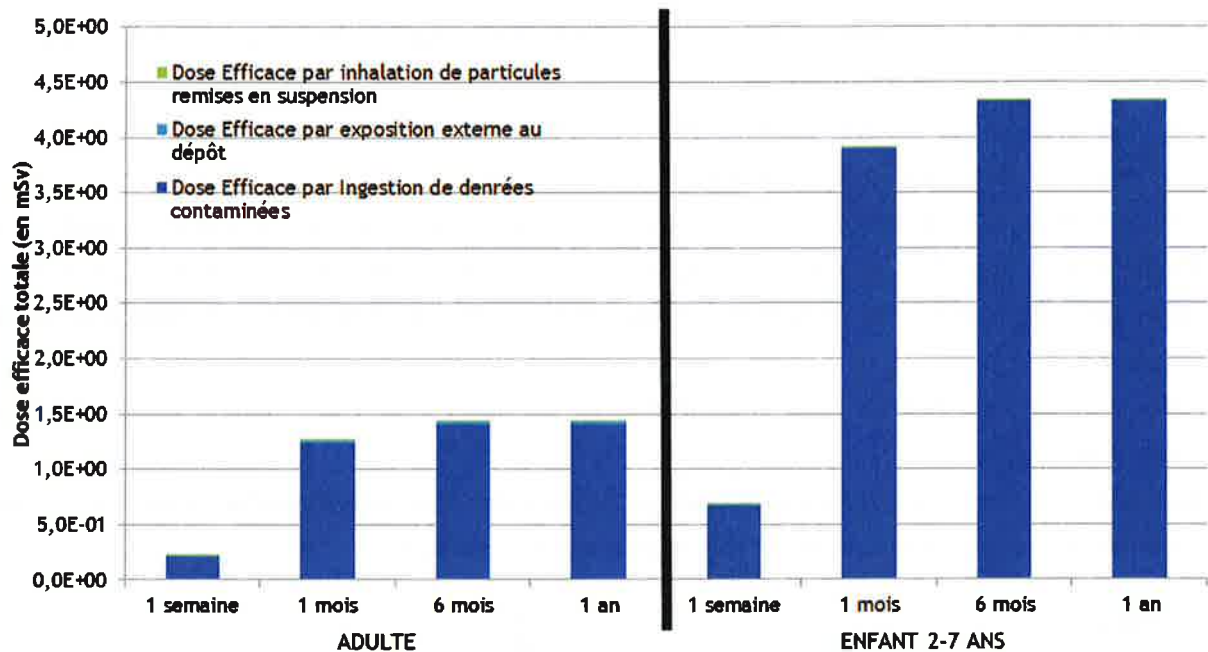


Figure 54 : Contribution de chacune des voies d'exposition à la dose efficace totale pour les quatre durées d'exposition et pour les deux groupes de population considérés, à Châtillon-Coligny à 27 km du point de rejet (exprimée en mSv)

#### 5.2.6.2.4 Evaluations au niveau national

La Figure 55 et la Figure 56 présentent respectivement l'évaluation sous forme cartographique de la dose équivalente à la thyroïde et de la dose efficace sommées sur toutes les voies d'exposition post-accidentelles (inhalation de particules remises en suspension, exposition externe au dépôt et ingestion de denrées contaminées) pour l'enfant de 2 à 7 ans, intégrées sur une année (sur la « petite échelle » et l'« échelle nationale »).

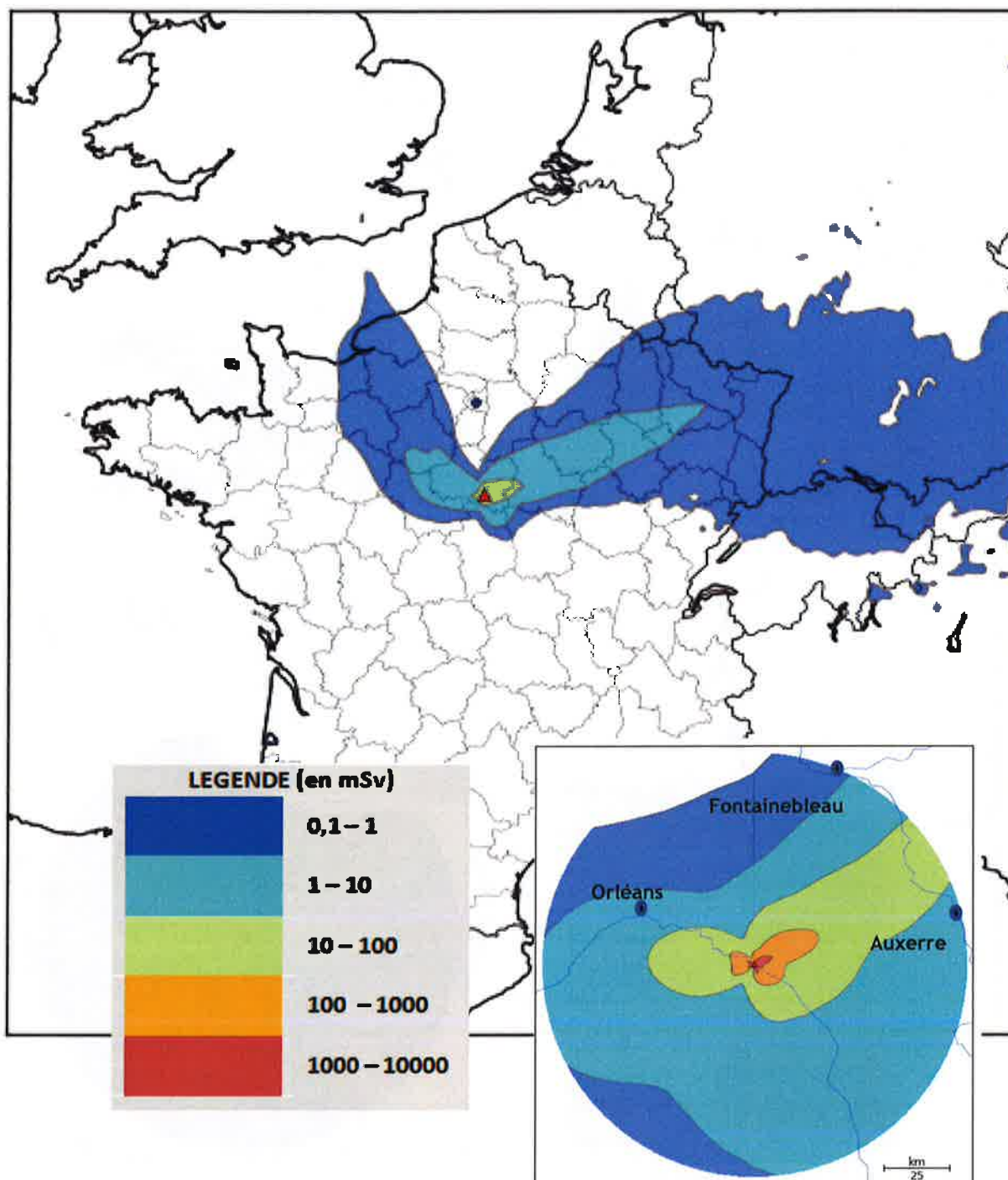


Figure 55 : Représentation cartographique de l'évaluation de la dose équivalente à la thyroïde sommée sur toutes les voies d'exposition, pour l'enfant de 2 à 7 ans, intégrée sur une période de 1 an, sur la « petite échelle » et sur l'« échelle nationale » (exprimée en mSv)

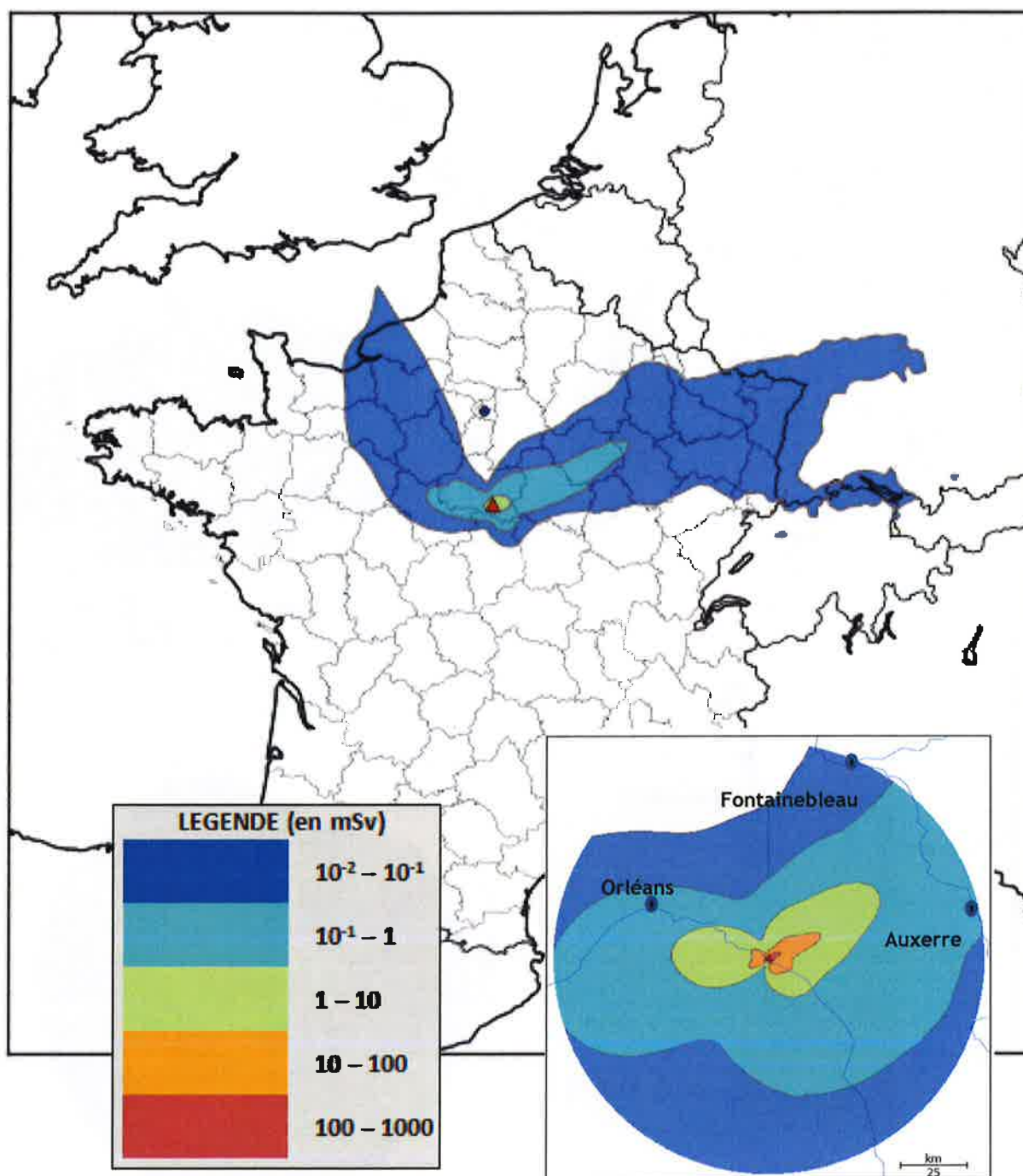


Figure 56 : Représentation cartographique de l'évaluation de la dose efficace sommée sur toutes les voies d'exposition, pour l'enfant de 2 à 7 ans, intégrée sur une période de 1 an, sur la « petite échelle » et sur l'« échelle nationale » (exprimée en mSv)



## 5.2.7 ANALYSE DES RESULTATS

Etant donné les conditions météorologiques retenues, deux zones impactées par les rejets se distinguent nettement :

- une zone correspondant à la première phase du rejet, illustrée dans l'étude par les résultats des points de calcul des communes de Lion-en-Sullias et Sully-sur-Loire. Les dépôts dans l'environnement y sont en grande majorité constitués de radionucléides sous forme d'aérosols à période radioactive supérieure à 10 jours ;
- une zone correspondant à la seconde phase des rejets (ouverture du dispositif U5), illustrée dans l'étude par les résultats du point de calcul de la commune de Châtillon-Coligny. Les dépôts dans l'environnement y sont en grande majorité constitués d'isotopes de l'iode.

Concernant l'exposition globale en phase post-accidentelle, le groupe de population recevant les doses les plus importantes correspond à l'enfant de 2 à 7 ans.

Quelle que soit la zone considérée, la voie d'exposition la plus importante est l'ingestion de denrées alimentaires contaminées. A Lion-en-Sullias, elle contribue à 93 % de la dose efficace totale sur le premier mois. Sur la commune de Sully-sur-Loire, elle représente respectivement 99 % et 98 % de la dose efficace totale sur le premier mois et sur l'année d'exposition. Sur la commune de Châtillon-Coligny, elle atteint plus de 99 % de la dose efficace totale, quelle que soit la période d'exposition considérée.

Sur les communes de Lion-en-Sullias et Sully-sur-Loire, la seconde voie d'exposition d'importance est l'exposition externe, qui représente respectivement 0,9 % et 1,8 % de la dose efficace totale, pour Sully-sur-Loire, et 1,4 % et 2,5 %, pour Lion-en-Sullias, sur le premier mois et sur l'année pour l'enfant de 2 à 7 ans. Elle contribue jusqu'à 6 % de la dose efficace totale sur une année d'exposition pour l'adulte, à Sully-sur-Loire, et à 7 % à Lion-en-Sullias. Sur ces deux communes, sa contribution augmente avec la durée d'exposition. En effet, les dépôts en iode diminuent continuellement par décroissance radioactive, ce qui diminue la contamination des denrées alimentaires, donc la contribution de la dose par ingestion de denrées contaminées. Les expositions dues aux dépôts des isotopes à période radioactive élevée prennent alors au fil du temps de plus en plus d'importance. Sur la commune de Châtillon-Coligny principalement impactée par de l'iode, l'exposition externe ne contribue qu'à environ 3,6 % de la dose efficace totale quelle que soit la période de temps considérée.

Dans tous les cas, l'inhalation de particules remises en suspension reste une voie d'exposition négligeable devant les autres voies.

En termes de cinétique de prise de dose efficace, il apparaît que sur la commune de Châtillon-Coligny, un enfant de 2 à 7 ans exposé au dépôt considéré recevrait 16 % de la dose efficace reçue au cours de la 1<sup>ère</sup> année, toutes voies d'exposition comprises, dès la première semaine qui suit le début des rejets (en sachant que cette commune est exposée à partir de 52 heures après le début des rejets - Ouverture du dispositif U5) et 90 % de cette même dose au cours du premier mois d'exposition. Sur la commune de Sully-sur-Loire, ces chiffres seraient respectivement de 35 et 77 %.

Concernant la dose équivalente à la thyroïde, sur la commune de Sully-sur-Loire, 40 % de la dose reçue la 1<sup>ère</sup> année serait prise lors de la première semaine suivant le début des rejets et environ 90 % lors du 1<sup>er</sup> mois. Pour la commune de Châtillon-Coligny, ces chiffres seraient de 15 % et 89 %.

## 5.3 CONSEQUENCES AGRICOLES

Dans ce chapitre, les distances d'atteinte des niveaux maximaux admissibles (NMA<sup>1</sup>) sont représentées sous forme cartographique par denrée alimentaire pour les différentes catégories d'isotopes. Ces distances d'atteinte des NMA ont été calculées pour plusieurs dates afin de pouvoir appréhender l'évolution temporelle des zones de dépassement de ces niveaux.

### 5.3.1 HYPOTHESES RELATIVES A L'EVALUATION DE LA CONTAMINATION DES PRODUITS DE LA CHAINE ALIMENTAIRE

Dans le cadre de cette étude, une attention particulière a été portée sur quatre denrées alimentaires du régime alimentaire des populations étudiées : le lait de vache, les légumes-feuilles, la viande de bœuf et la farine de céréales. Les calculs ont été réalisés en supposant un contexte agricole pénalisant vis-à-vis de la contamination des denrées alimentaires. Par exemple :

- les agriculteurs poursuivent leurs pratiques agricoles usuelles. Aucune action de réduction de la contamination n'est prise en compte dans les calculs ;
- les troupeaux (bovins) laitiers et allaitants sont supposés être à l'extérieur au moment de l'accident et consommer respectivement 50 kg et 45 kg d'herbe contaminée par jour ;
- l'entrée en stabulation, pour la vache, s'effectue au 15 octobre, jusqu'au 1<sup>er</sup> avril de l'année suivante ; l'animal consomme quotidiennement 40 kg de maïs ensilé et 4 kg de foin ;
- l'entrée en stabulation, pour le bœuf, s'effectue au 1<sup>er</sup> novembre, jusqu'au 1<sup>er</sup> avril de l'année suivante ; l'animal consomme quotidiennement 25 kg de maïs ensilé et 12 kg de foin ;
- la récolte des céréales est supposée avoir lieu le 10 août et la consommation sous forme de farine débute 90 jours après la date de récolte avec un facteur de transformation agroalimentaire de 0,5, ce qui signifie que la transformation agroalimentaire du produit brut (la céréale vers la farine) diminue le niveau de radioactivité dans le produit final (du fait de la dilution du polluant) ;
- la récolte des produits maraîchers est supposée être effectuée quotidiennement.

### 5.3.2 PERIMETRE DE DEPASSEMENT DES NIVEAUX MAXIMAUX ADMISSIBLES DANS LES DENREES ALIMENTAIRES

Le périmètre de dépassement des niveaux maximaux admissibles (NMA) sur le territoire impacté, pour un produit agricole et pour un instant donné, est délimité par un périmètre sur lequel le niveau de contamination du produit agricole est égal au niveau maximal admissible associé. A l'heure actuelle, la base réglementaire applicable repose sur les niveaux maximaux admissibles du règlement Euratom N°2218/89 [19], rappelés dans le Tableau 24.

---

<sup>1</sup> Les Niveaux Maximaux Admissibles pour la commercialisation des denrées alimentaires sont des niveaux préétablis qui seraient mis en vigueur d'office par la Commission, en vertu du règlement (Euratom) n° 3954/87 du Conseil du 28 décembre 1987 modifié par le règlement (Euratom) N° 2218/89 du Conseil du 18 juillet 1989, fixant les niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive (en Bq/kg) pour les denrées alimentaires et les aliments du bétail après un accident nucléaire ou dans toute autre situation d'urgence radiologique.

**Tableau 24 : Niveaux Maximaux Admissibles selon le règlement Euratom N° 2218/89 [19]**

Famille	Denrées Alimentaires (Bq/kg)			
	Aliments pour nourrissons	Produits laitiers	Autres denrées	Liquides destinés à la consommation
Isotopes de strontium dont $^{90}\text{Sr}$	75	125	750	125
Isotopes d'iode dont $^{131}\text{I}$	150	500	2000	500
Isotopes de plutonium et d'éléments transplutoniens à émission alpha dont $^{239}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am}$	1	20	80	20
Isotopes de période > 10 jours* dont $^{134}\text{Cs}$ et $^{137}\text{Cs}$	400	1000	1250	1000

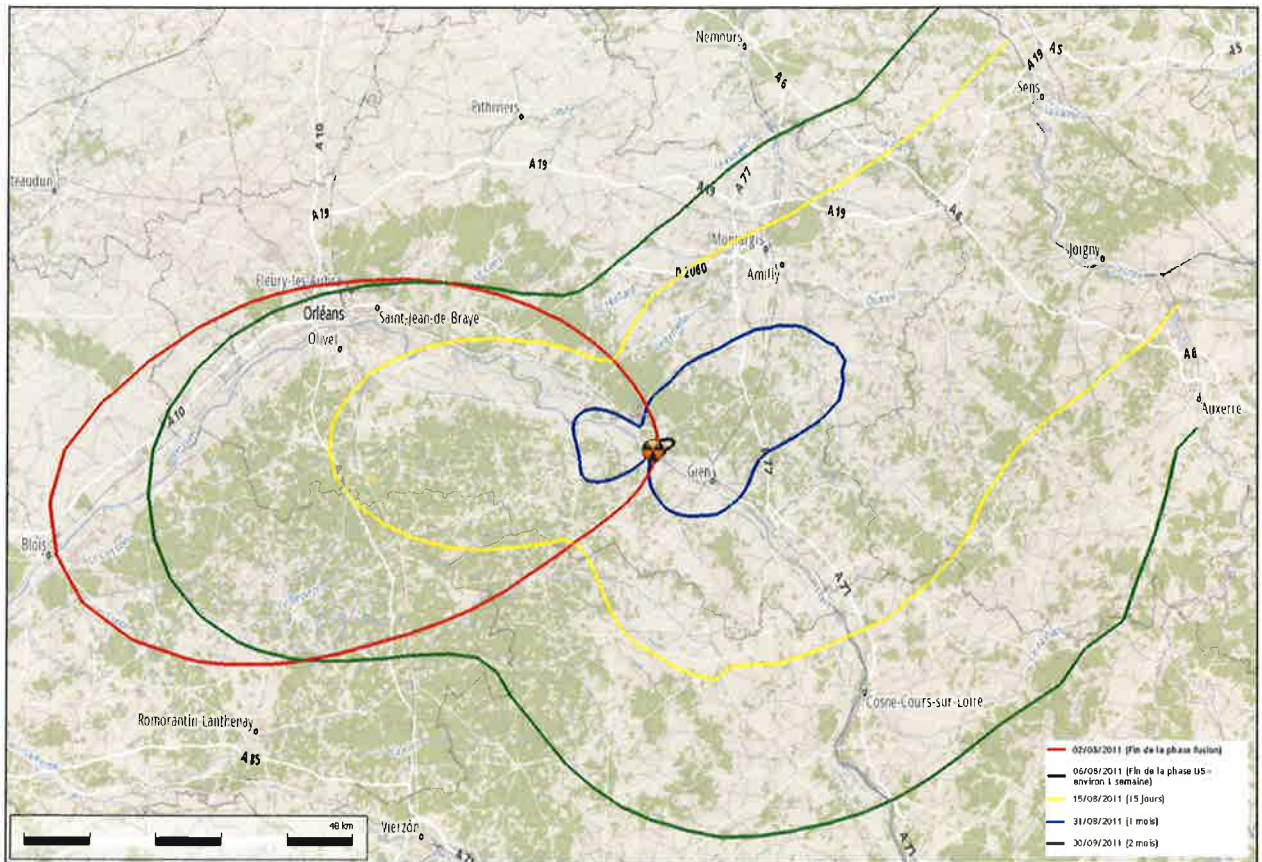
### 5.3.2.1 Lait de vache

Les Figure 57, Figure 58 et Figure 59 représentent, pour le lait de vache, les distances d'atteinte des NMA, respectivement pour la catégorie des isotopes de l'iode, pour la catégorie des radionucléides de période supérieure à 10 jours et pour la catégorie des isotopes du strontium sur la « petite échelle » et sur l'« échelle nationale ». Le NMA concernant la catégorie des radionucléides transplutoniens n'est jamais dépassé pour le lait de vache. Pour les catégories strontium et radionucléides de période supérieure à 10 jours, les distances de dépassement des normes sont inférieures à 80 km. Il convient donc d'utiliser le calcul réalisé avec le modèle « petite échelle », les résultats obtenus avec le modèle « échelle nationale » n'étant pas valides pour ces distances.

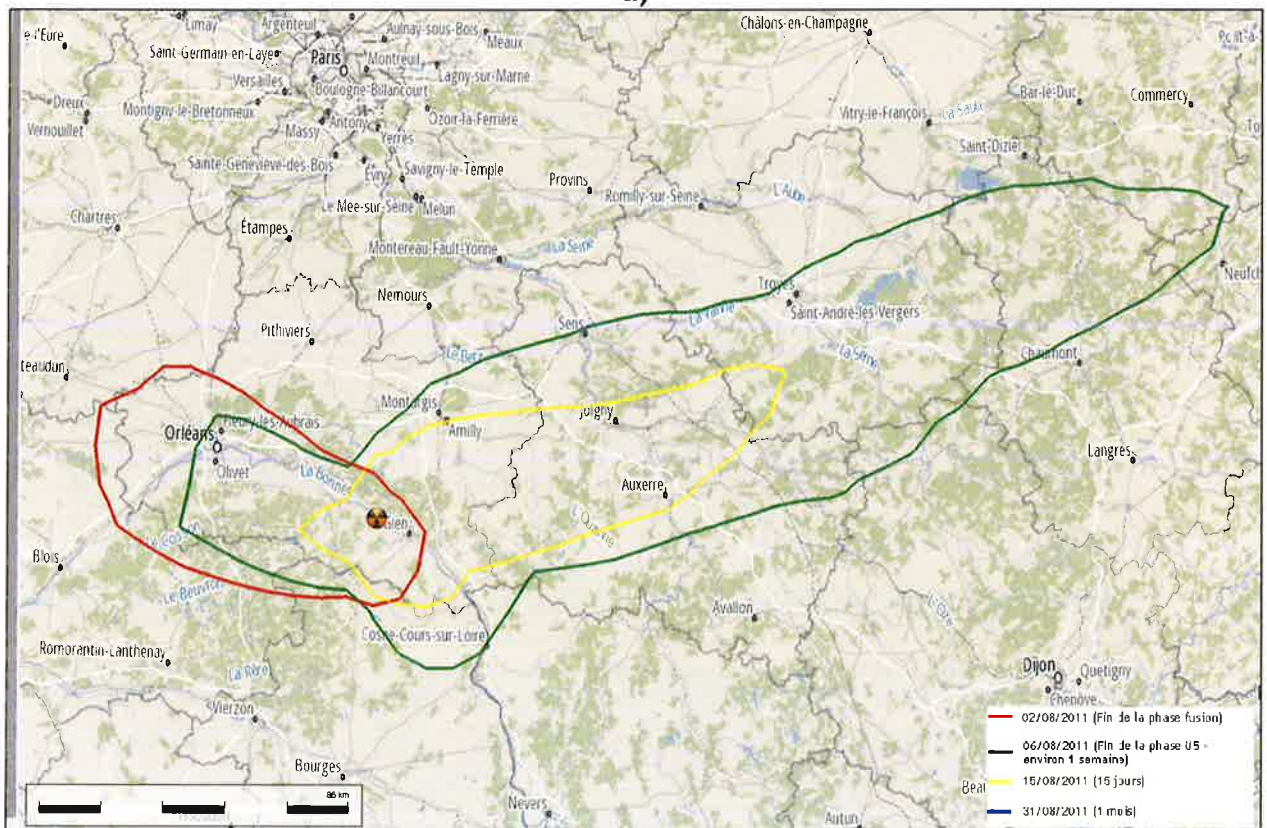
Sur la Figure 57, on observe le phénomène de décroissance de l'iode de par la contamination du lait en iode qui diminue avec le temps. Au-delà de 3 mois après le début des rejets, il n'y a plus de dépassement du NMA pour la famille iode pour le lait de vache.

En ce qui concerne les familles strontium et radionucléides de période supérieure à 10 jours, on observe une augmentation progressive de la zone de dépassement du NMA sur la première semaine puis une décroissance. Au 3<sup>ème</sup> mois, la zone augmente de nouveau. Cela coïncide avec le changement d'affouragement de la vache. En effet, au 31 octobre, la vache est rentrée en étable pour l'hiver et est nourrie à l'aide de fourrage fabriqué avec le foin récolté pendant l'été précédent, donc contaminé (la concentration en radionucléides n'a pas diminué puisqu'il s'agit d'isotopes à vie longue). Le lait de vache est ainsi de nouveau contaminé (cf. Figure 60, Figure 61 et Figure 62).





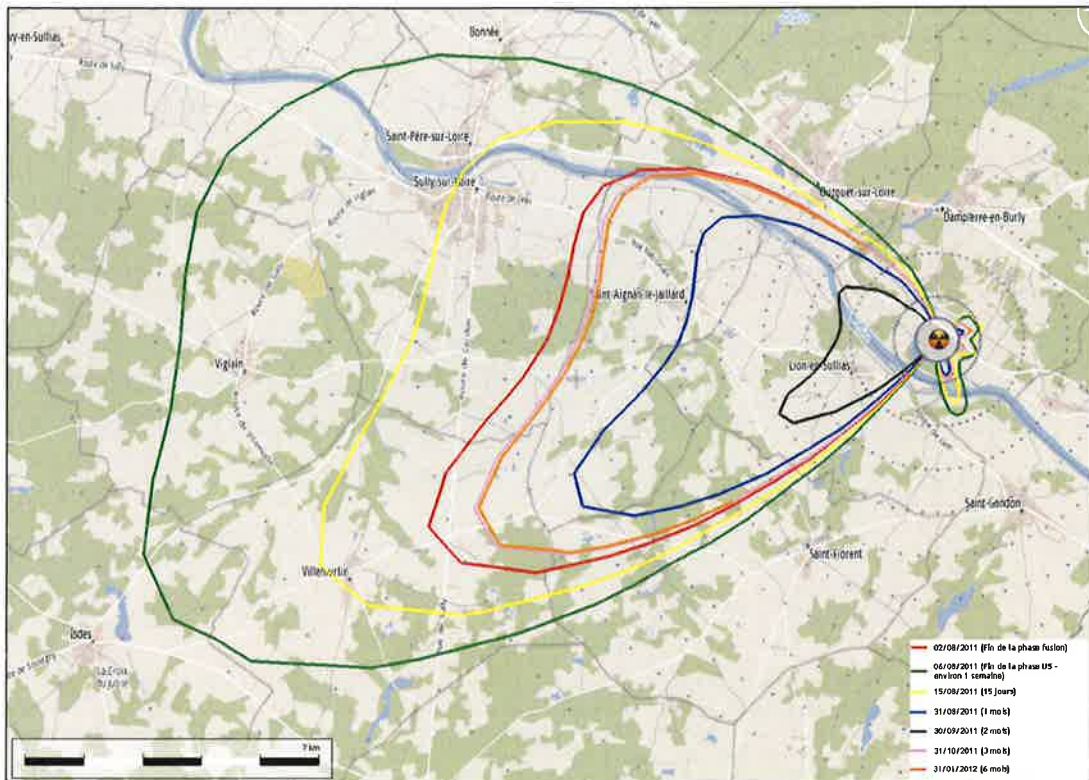
a)



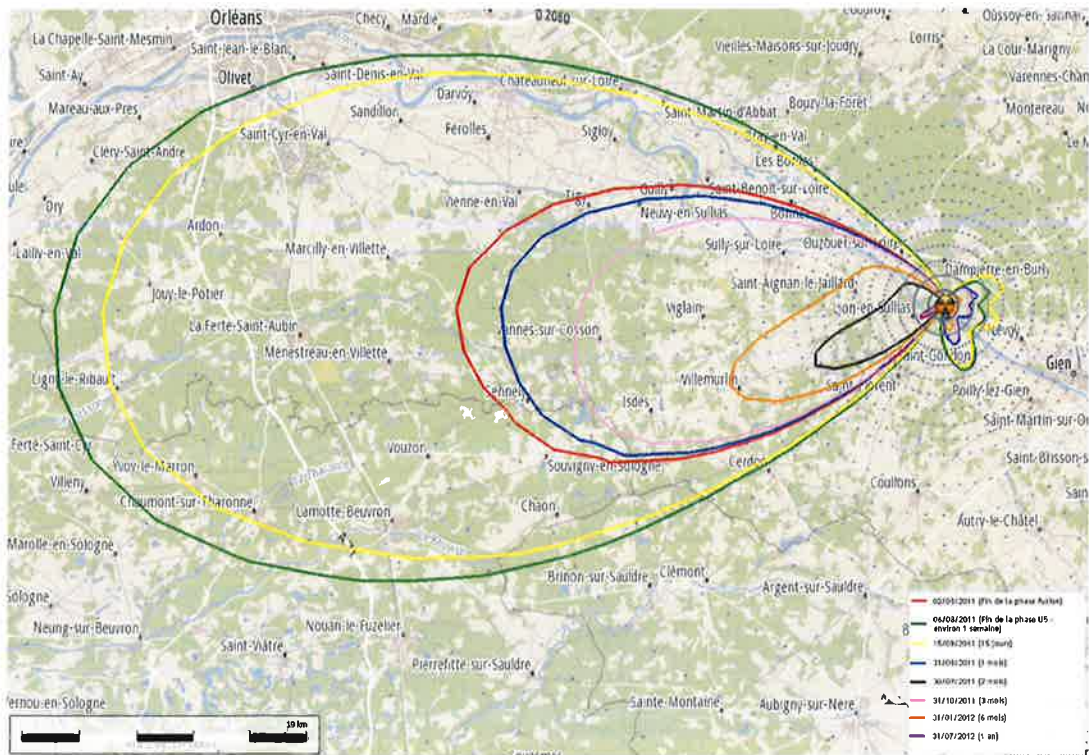
b)

**Figure 57 : Cartographie des périmètres de dépassement des NMA, pour le lait de vache, en fonction du temps (légende sur figure b), pour la catégorie des isotopes de l'iode sur la « petite échelle » (a) et sur l'« échelle nationale » (b)**





**Figure 58 : Cartographie des périmètres de dépassement des NMA, pour le lait de vache, en fonction du temps, pour la catégorie des radionucléides de période supérieure à 10 jours sur la « petite échelle »**



**Figure 59 : Cartographie des périmètres de dépassement des NMA, pour le lait de vache, en fonction du temps, pour la catégorie des isotopes du strontium sur la « petite échelle »**

Les NMA sont atteints dans deux directions privilégiées correspondant, pour l'une, à la première phase de rejet des isotopes sous forme aérosol (direction de 270° par rapport au nord) puis, pour l'autre, aux rejets d'iodes sous forme organique (direction de 72°). On distingue également une troisième direction privilégiée vers le sud à 160° (correspondant à la bascule du vent). Le Tableau 25 présente les distances maximales d'atteinte des NMA pour différentes directions.

**Tableau 25 : Évaluation des distances d'atteinte des NMA pour la contamination du lait de vache sur la « petite échelle » et sur l'« échelle nationale » en fonction des axes privilégiés**

En km	Échelle considérée	Évaluation « petite échelle »			Évaluation « échelle nationale »		
	Direction (° / Nord)	270°	72°	160°	270°	72°	160°
Catégorie Isotopes de l'iode	Fin phase fusion	-	-	-	[84]*	-	-
	Fin phase U5	[74]*	>domaine	[77]*	-	253	-
	15 jours	48	>domaine	41	-	120	-
	1 mois	12	31	13	-	-	-
	2 mois	0,8	3,5	1,6	-	-	-
	3 mois	0,7	2,5	1,4	-	-	-
	6 mois	-	-	-	-	-	-
	1 an	-	-	-	-	-	-
Catégorie radionucléides de période supérieure à 10 jours	Fin phase fusion	12,5	-	-	-	-	-
	Fin phase U5	19	1	1,8	-	-	-
	15 jours	15	1	1,5	-	-	-
	1 mois	9	0,6	0,8	-	-	-
	2 mois	4	-	-	-	-	-
	3 mois	11,3	0,8	0,9	-	-	-
	6 mois	11,2	0,8	0,9	-	-	-
	1 an	-	-	-	-	-	-
Catégorie Isotopes du strontium	Fin phase fusion	32,4	-	-	-	-	-
	Fin phase U5	59,5	3	4,6	-	-	-
	15 jours	56	4	4,3	-	-	-
	1 mois	29	2	2,6	-	-	-
	2 mois	9	0,6	0,9	-	-	-
	3 mois	25	1,7	2,4	-	-	-
	6 mois	15	1,4	1,7	-	-	-
	1 an	1,7	-	-	-	-	-

\*Valeurs en limite de validité du modèle de dispersion

La Figure 60, la Figure 61 et la Figure 62 représentent la cinétique de contamination du lait de vache dans les deux communes étudiées pour les évaluations dosimétriques : Sully-sur-Loire, Lion-en-Sullias (à l'ouest) et Châtillon-Coligny (à l'est).

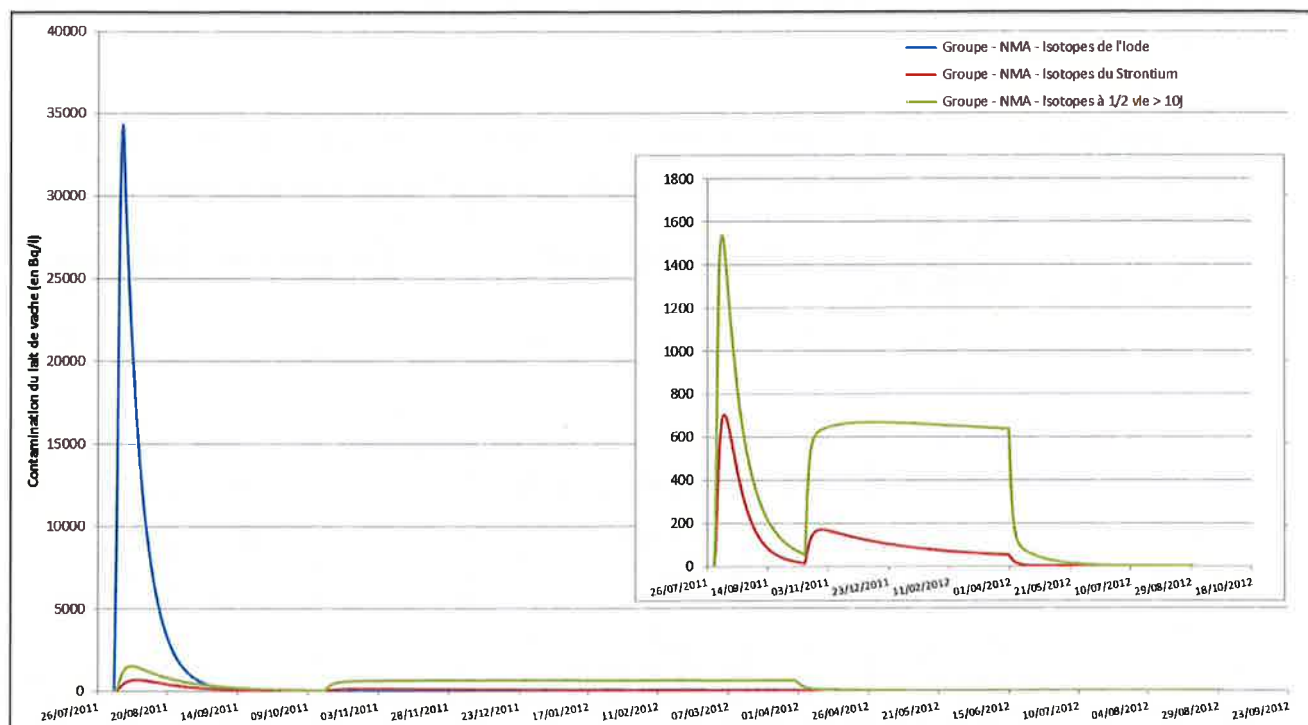


Figure 60 : Cinétique de la contamination du lait de vache, par groupe NMA, dans la commune de Sully-sur-Loire

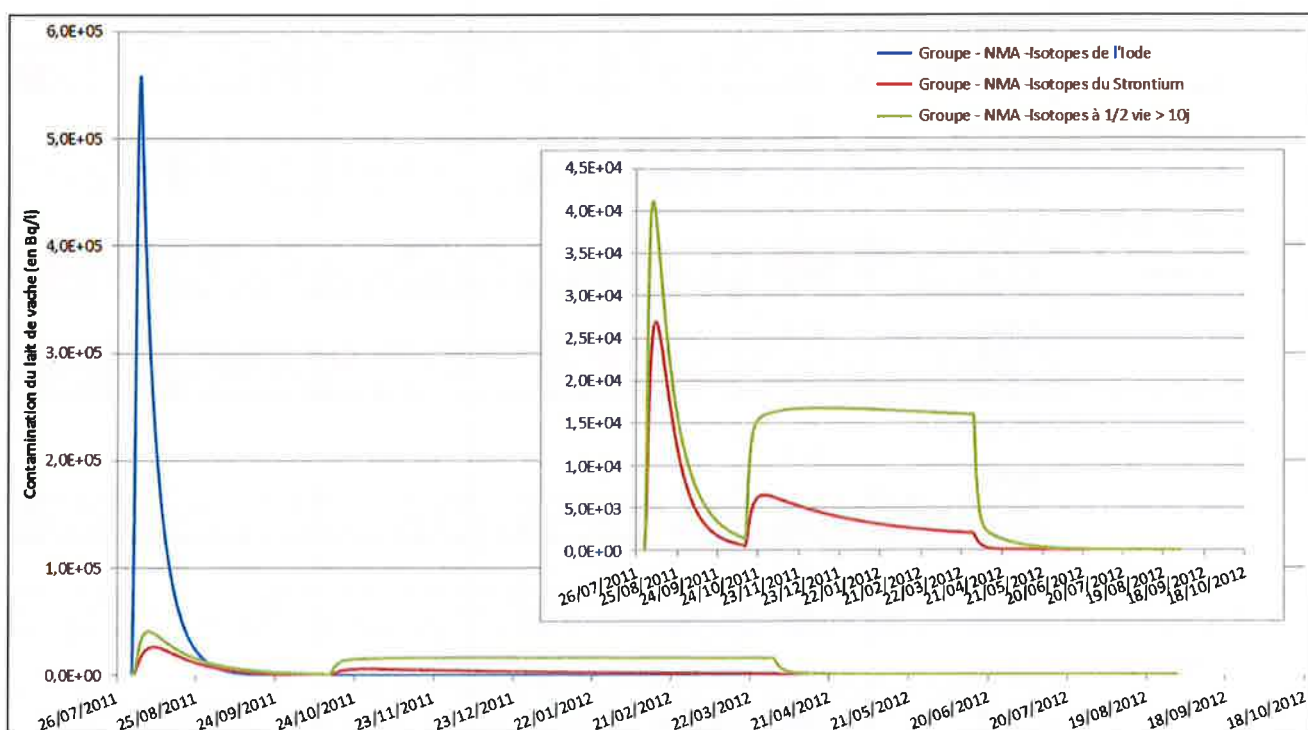


Figure 61 : Cinétique de la contamination du lait de vache, par groupe NMA, dans la commune de Lion-en-Sullias



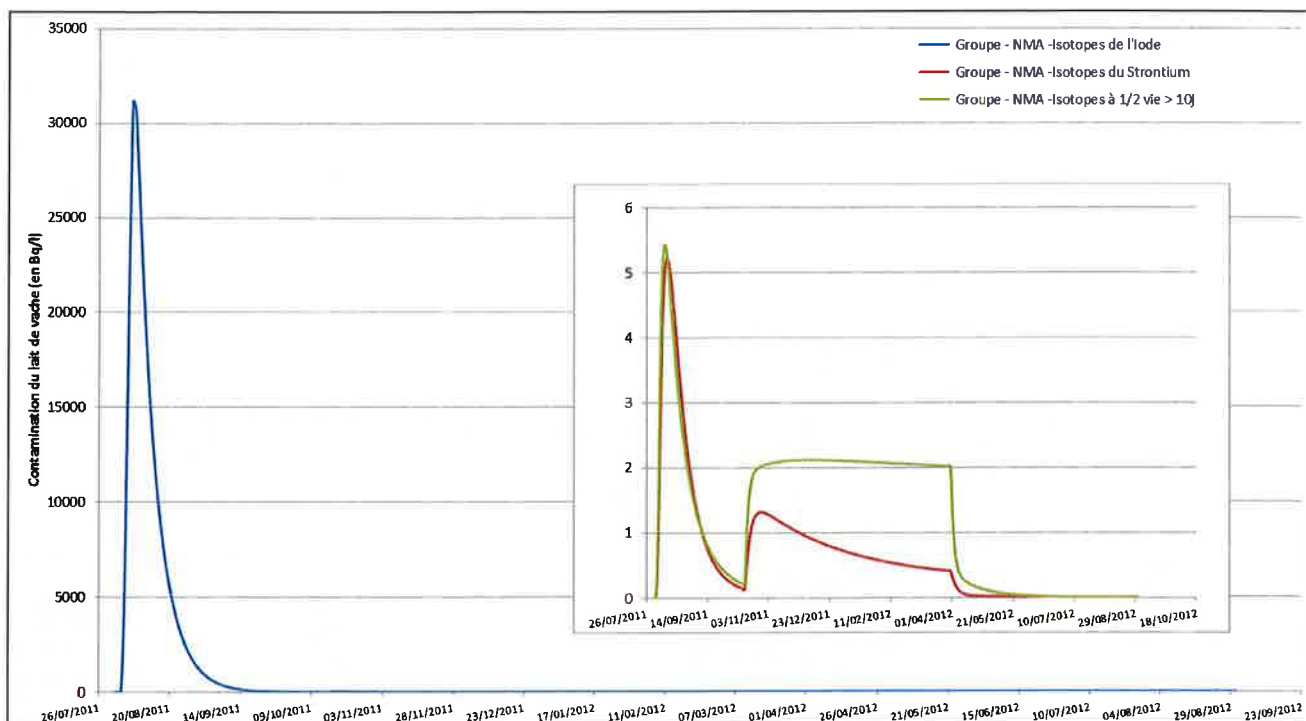


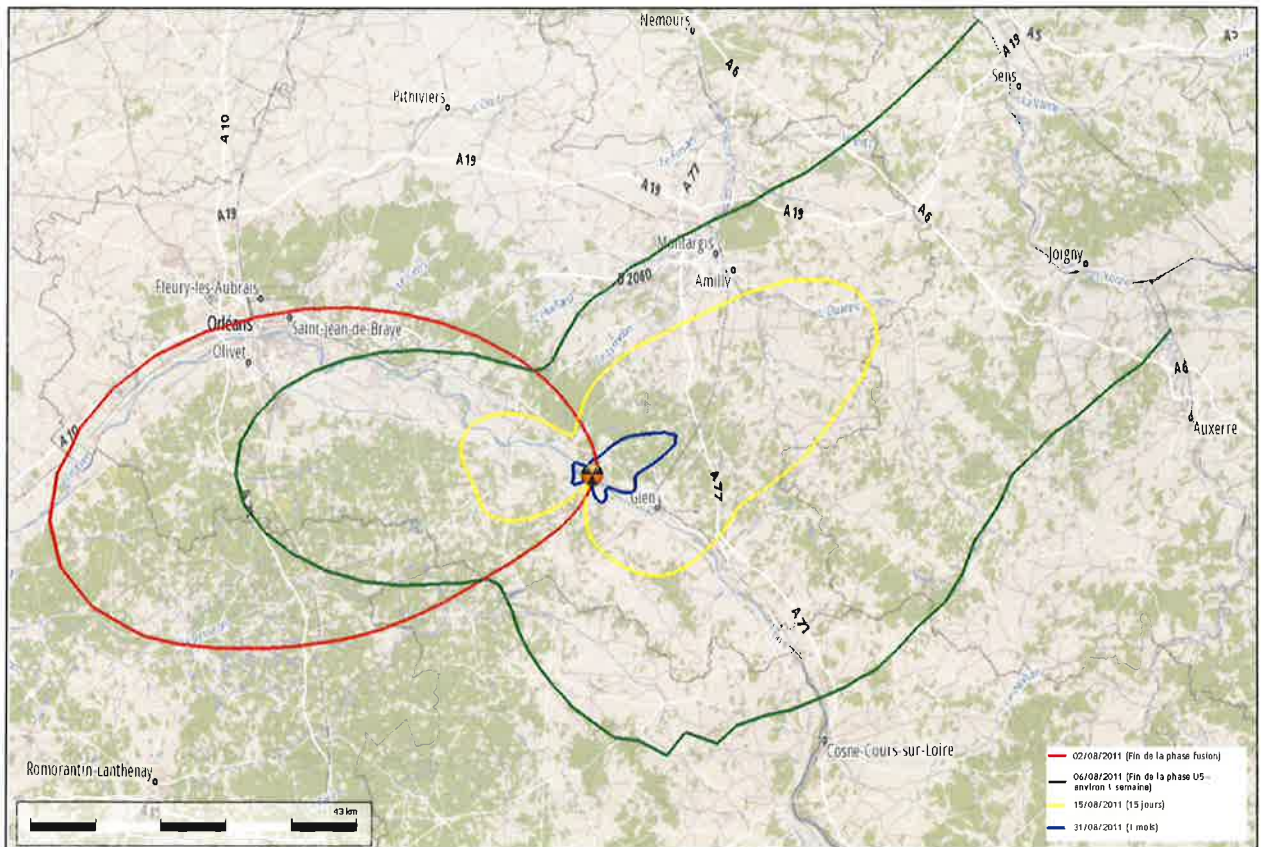
Figure 62 : Cinétique de la contamination du lait de vache, par groupe NMA, dans la commune de Châtillon-Coligny

### 5.3.2.2 Les légumes feuilles

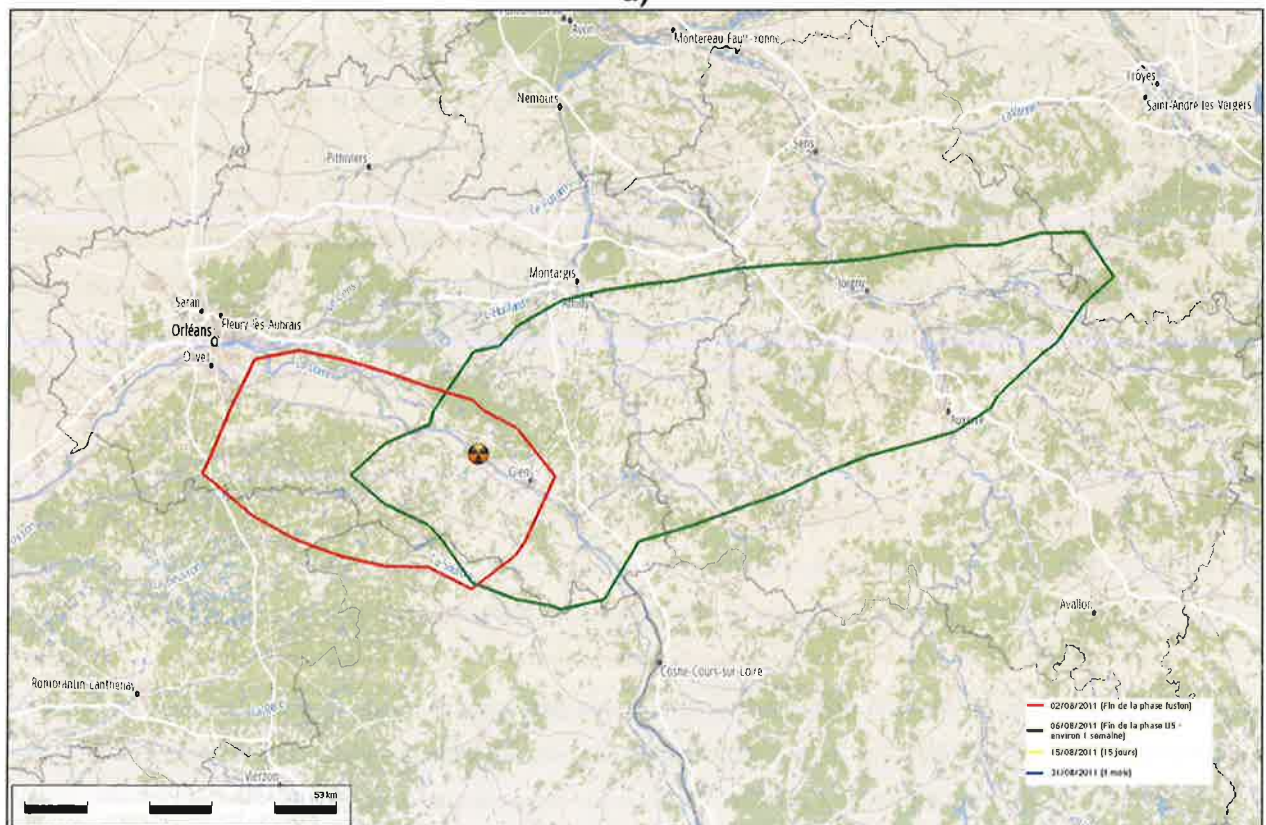
Les Figure 63, Figure 64 et Figure 65 représentent, pour les légumes-feuilles, les distances d'atteinte des NMA, respectivement pour la catégorie des isotopes de l'iode, pour la catégorie des radionucléides de période supérieure à 10 jours et pour la catégorie des isotopes du strontium sur la « petite échelle » et sur l'« échelle nationale ». Certains périmètres de dépassement des NMA sont représentés à la fois en courte distance et en longue distance. En effet, les distances d'atteinte sont parfois situées aux limites de validité des deux modèles de calcul (cf. Figure 64). Le NMA concernant la catégorie des radionucléides transplutoniens n'est jamais dépassé pour les légumes-feuilles. Pour les catégories strontium et radionucléides de période supérieure à 10 jours, les distances de dépassement des NMA ne sont pas très importantes. Il convient donc d'utiliser le calcul réalisé avec le modèle « petite échelle ».

Sur la Figure 63, on observe le phénomène de décroissance de la contamination en iode des légumes-feuilles du fait de la décroissance de l'iode et de la dilution de la radioactivité par croissance du végétal. Au-delà du premier mois après le début des rejets, il n'y a plus de dépassement du NMA catégorie iode pour les légumes-feuilles.

En ce qui concerne les catégories strontium et radionucléides de période supérieure à 10 jours, on observe une emprise maximale à la fin de la phase de fusion puis une décroissance de la zone de dépassement du NMA. La demi-vie des radionucléides concernés étant plutôt longue, le phénomène de décroissance de la zone de dépassement est dû à la dilution de l'activité massique par croissance du végétal. Au-delà du 2<sup>ème</sup> mois, la plante n'étant plus contaminée que par transfert racinaire (processus de contamination plus faible par rapport au transfert foliaire), le NMA n'est plus dépassé.



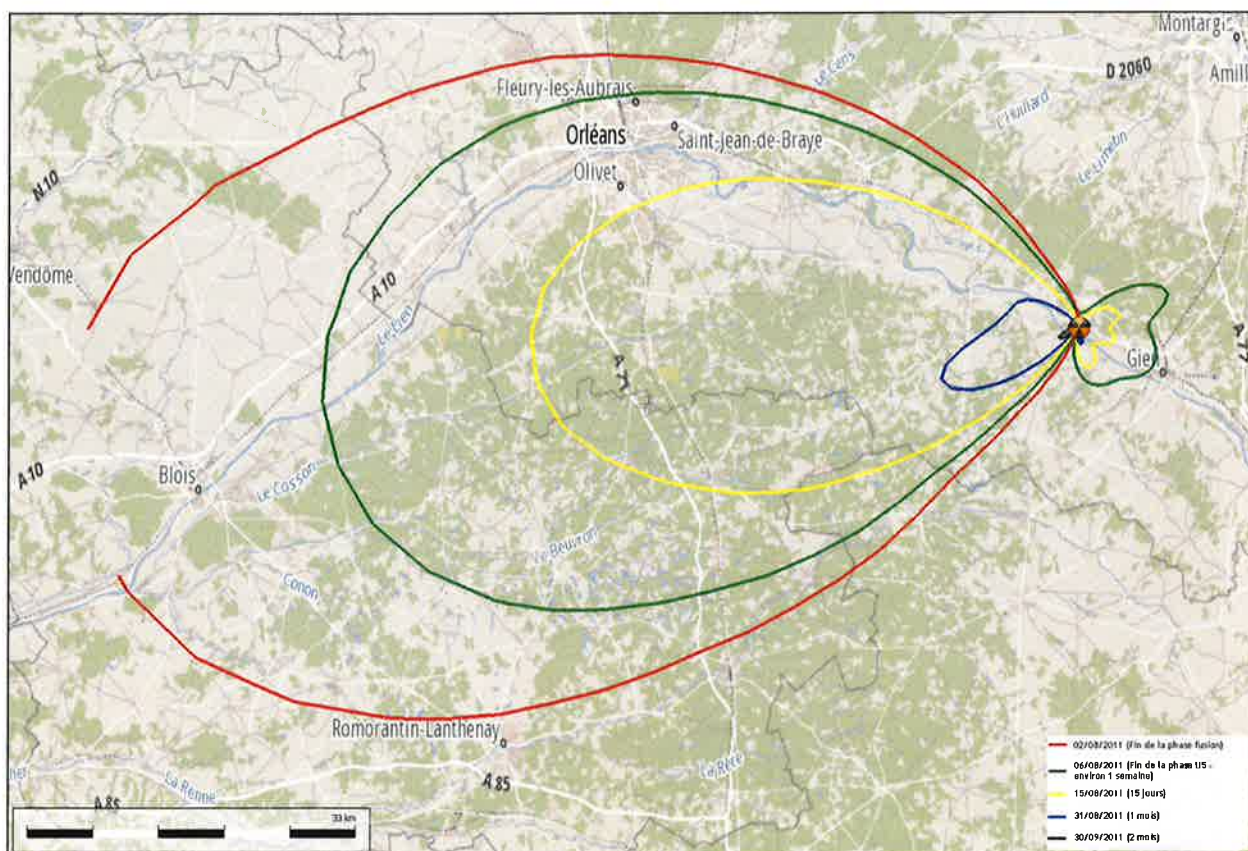
a)



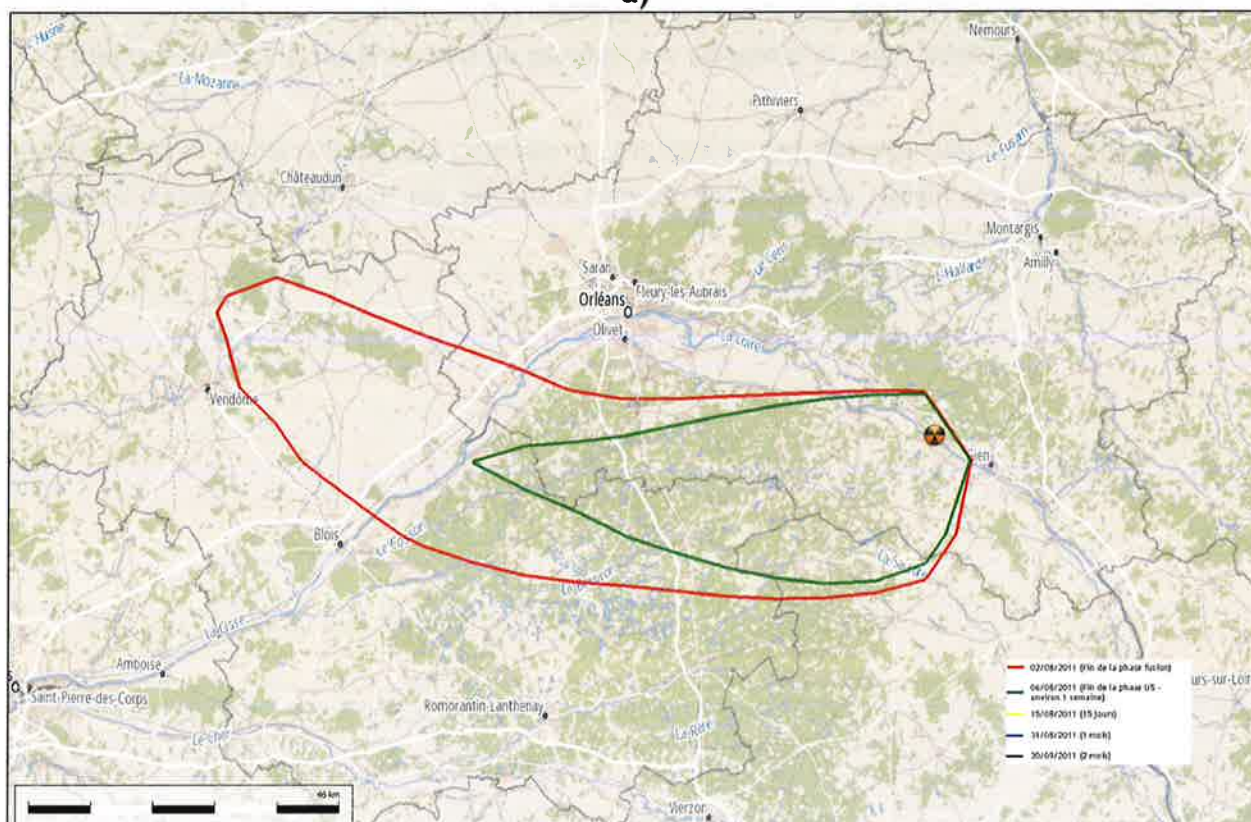
b)

Figure 63 : Cartographie des périmètres de dépassement des NMA, pour les légumes feuilles, en fonction du temps (légende sur figure b), pour la catégorie des isotopes de l'iode sur la « petite échelle » (a) et sur l'« échelle nationale » (b)





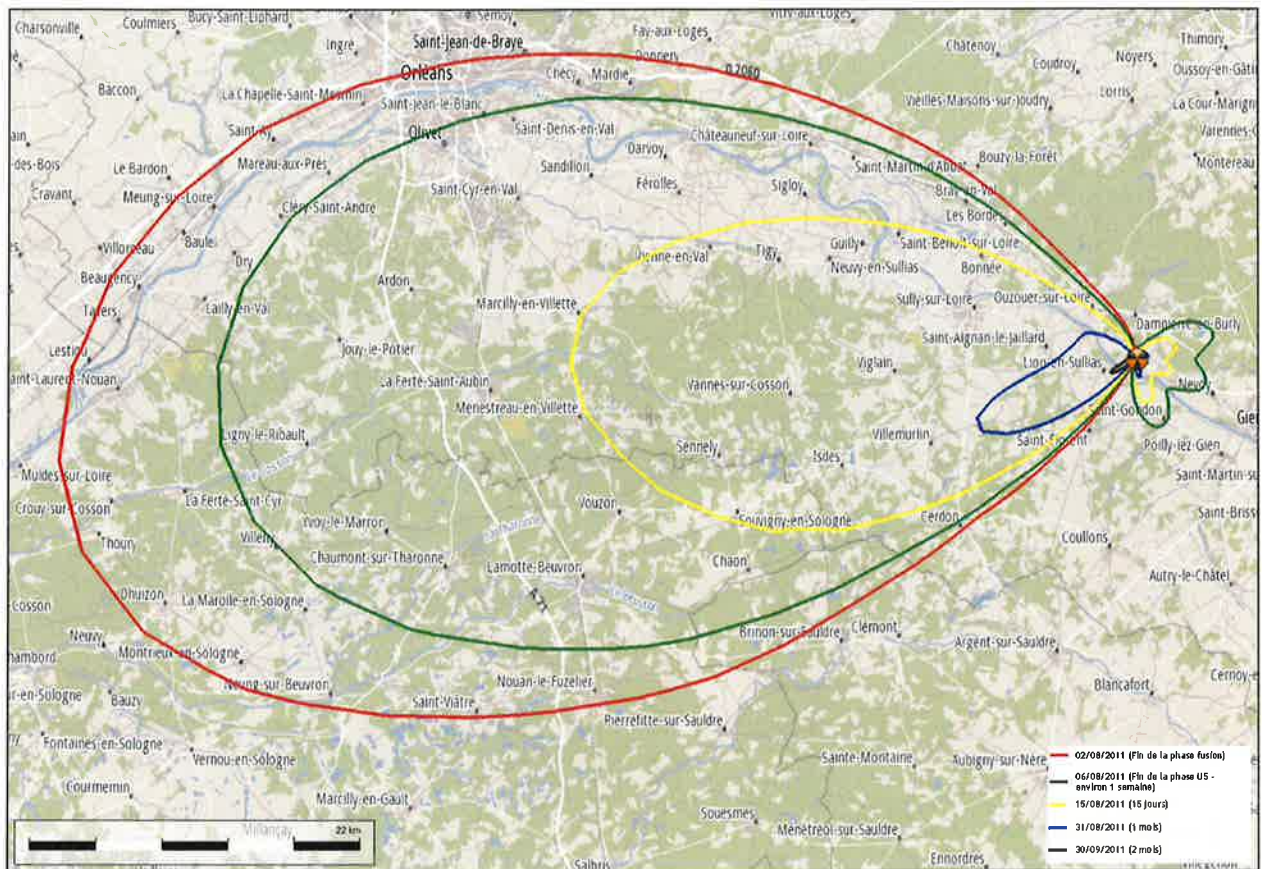
a)



b)

**Figure 64 : Cartographie des périmètres de dépassement des NMA, pour les légumes feuilles, en fonction du temps (légende sur figure b), pour la catégorie des radionucléides de période supérieure à 10 jours sur la « petite échelle » (a) et sur l'« échelle nationale » (b)**





**Figure 65 : Cartographie des périmètres de dépassement des NMA, pour les légumes feuilles, en fonction du temps, pour la catégorie des isotopes du strontium sur la « petite échelle »**

Les NMA sont atteints principalement dans la direction correspondant à la première phase de rejet des aérosols (direction de 270° par rapport au nord). Les distances d'atteinte des NMA pour différentes directions sont présentées dans le tableau ci-dessous.



**Tableau 26 : Évaluation des distances d'atteinte des NMA pour la contamination des légumes-feuilles sur la « petite échelle » et sur l'« échelle nationale » en fonction des axes privilégiés**

En km	Échelle considérée	Évaluation « petite échelle »			Évaluation « échelle nationale »		
	Direction (° / Nord)	270°	72°	160°	270°	72°	160°
Catégorie Isotopes de l'iode	Fin phase fusion	73	-	-	<domaine	<domaine	<domaine
	Fin phase U5	47	>domaine	40	<domaine	111	<domaine
	15 jours	17	43	17	<domaine	<domaine	<domaine
	1 mois	3	12	4	-	-	-
	2 mois	-	-	-	-	-	-
	3 mois	-	-	-	-	-	-
	6 mois	-	-	-	-	-	-
	1 an	-	-	-	-	-	-
Catégorie radionucléides de période supérieure à 10 jours	Fin phase fusion	-	-	-	109	<domaine	<domaine
	Fin phase U5	[77]*	10	6,5	<domaine	<domaine	<domaine
	15 jours	55	4,5	4	<domaine	<domaine	<domaine
	1 mois	15	1,5	1,5	-	-	-
	2 mois	2	-	-	-	-	-
	3 mois	-	-	-	-	-	-
	6 mois	-	-	-	-	-	-
	1 an	-	-	-	-	-	-
Catégorie Isotopes du strontium	Fin phase fusion	72	-	-	<domaine	<domaine	<domaine
	Fin phase U5	62	5,5	4,75	<domaine	<domaine	<domaine
	15 jours	37	3	3	<domaine	<domaine	<domaine
	1 mois	11	1	1,2	-	-	-
	2 mois	2	-	-	-	-	-
	3 mois	-	-	-	-	-	-
	6 mois	-	-	-	-	-	-
	1 an	-	-	-	-	-	-

\*Valeurs en limite de validité du modèle de dispersion

La Figure 66, la Figure 67 et la Figure 68 représentent la cinétique de contamination des légumes-feuilles dans les deux communes étudiées pour les évaluations dosimétriques : Sully-sur-Loire, Lion-en-Sullias (à l'ouest) et Châtillon-Coligny (à l'est).

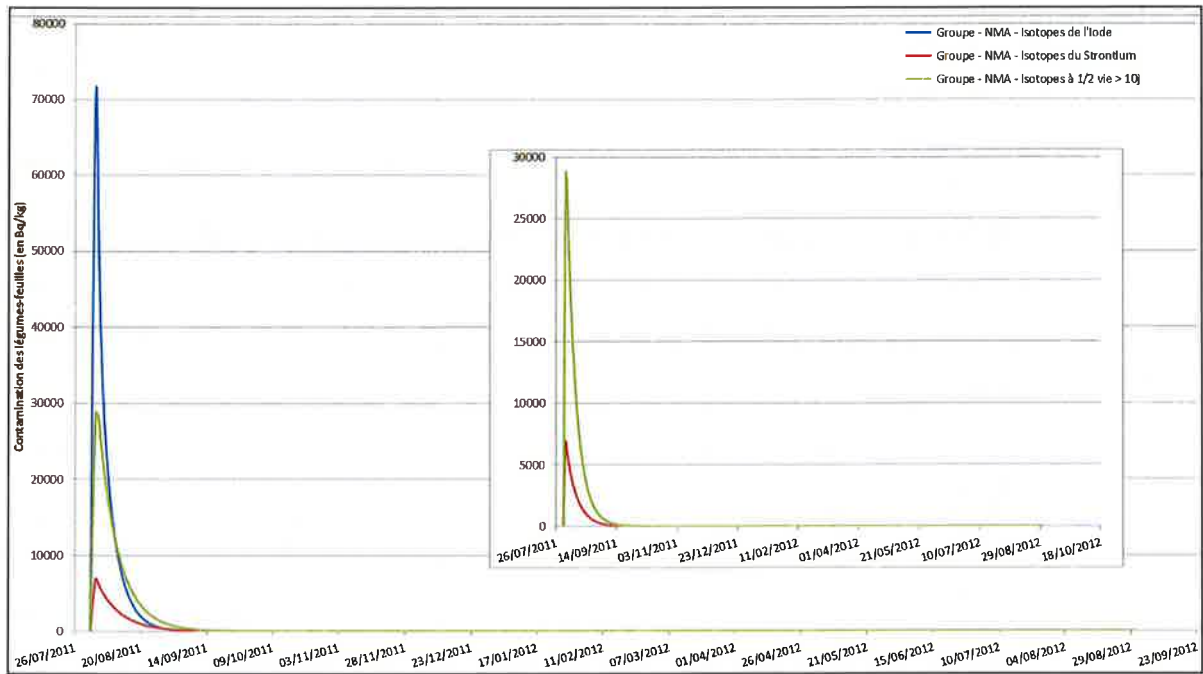


Figure 66 : Cinétique de la contamination des légumes-feuilles, par groupe NMA, dans la commune de Sully-sur-Loire

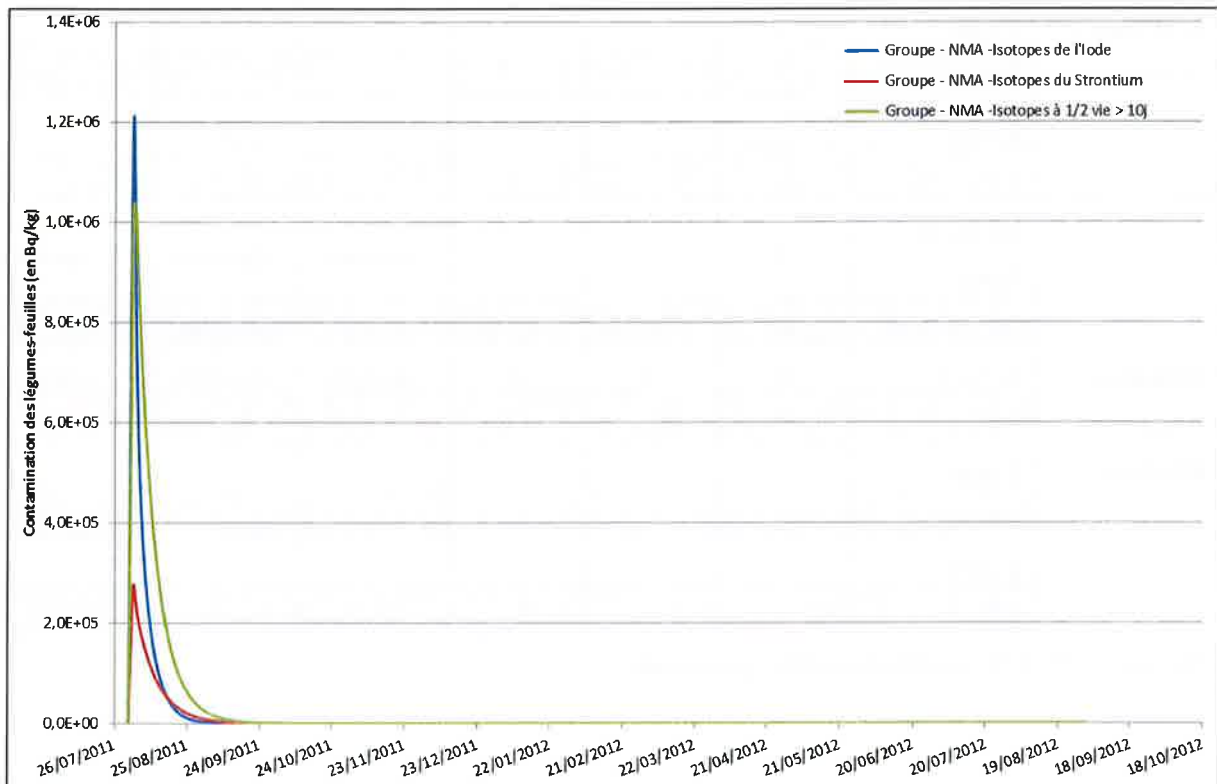
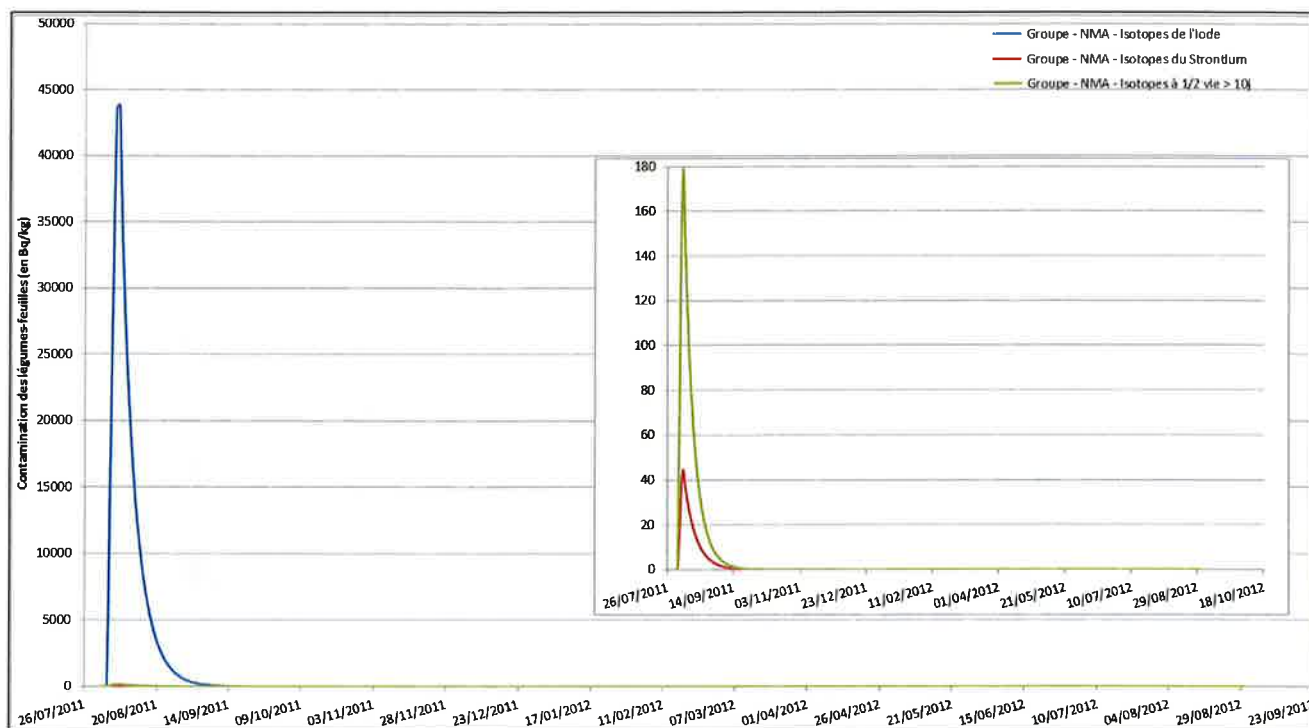


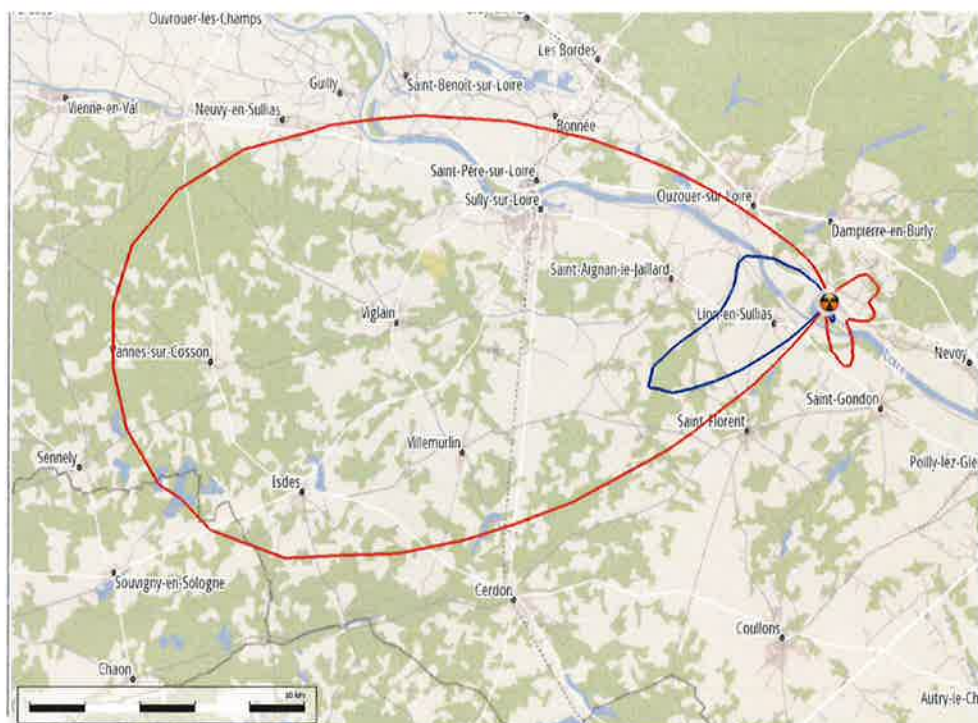
Figure 67 : Cinétique de la contamination des légumes-feuilles, par groupe NMA, dans la commune de Lion-en-Sullias



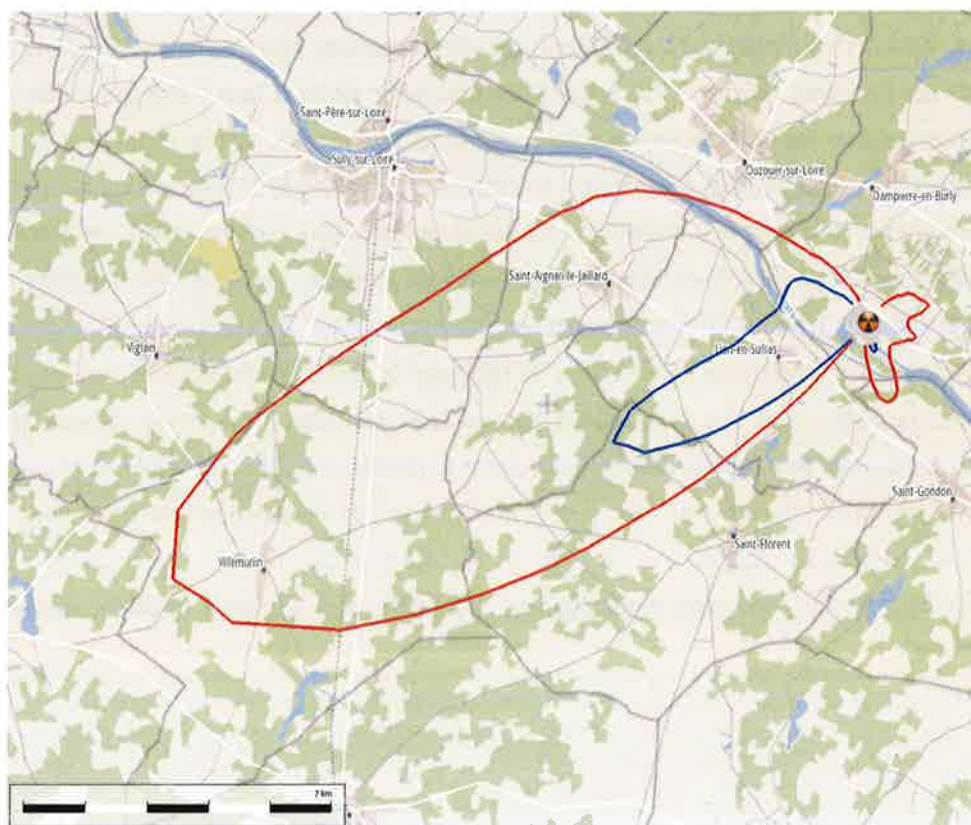
**Figure 68 : Cinétique de la contamination des légumes-feuilles, par groupe NMA, dans la commune de Châtillon-Coligny**

### 5.3.2.3 La farine de céréales

La farine de céréales est le produit transformé issu des « céréales hiver homme » (céréales destinées à être consommées par l'homme, semées à l'automne et en croissance pendant tout l'hiver pour être récoltées à l'été suivant). L'activité dans les céréales est estimée au moment de la récolte, soit le 11/08 pour la date retenue. Par contre, l'activité dans les denrées alimentaires transformées est évaluée au moment où elles sont consommées, c'est-à-dire qu'il est tenu compte du délai de stockage du produit avant consommation. Les Figure 69 et Figure 70 représentent, pour les céréales hiver homme et la farine de céréales, les distances d'atteinte des NMA pour la catégorie des radionucléides de période supérieure à 10 jours et pour la catégorie des isotopes du strontium. La Figure 71 présente le périmètre de dépassement du NMA pour la catégorie des isotopes de l'iode pour les céréales hiver homme. Le NMA concernant la catégorie des isotopes de l'iode n'est jamais dépassé pour la farine de céréales. En effet, il existe un délai de trois mois entre la récolte du grain de céréale et la consommation de la farine qui en est issue. L'iode a donc décré et il n'existe plus de dépassement du NMA. Pour la catégorie des radionucléides de période supérieure à 10 jours et la catégorie des isotopes du strontium, les distances de dépassement de la norme sont relativement faibles. Il convient donc d'utiliser le calcul réalisé avec le modèle « petite échelle ».



**Figure 69 : Cartographie des périmètres de dépassement des NMA, pour les céréales hiver homme (en rouge) au moment de récolte et pour la farine de céréales au moment de la consommation (en bleu), pour la catégorie des radionucléides de période supérieure à 10 jours**



**Figure 70 : Cartographie des périmètres de dépassement des NMA, pour les céréales hiver homme (en rouge) au moment de récolte et pour la farine de céréales au moment de la consommation (en bleu), pour la catégorie des isotopes du strontium**



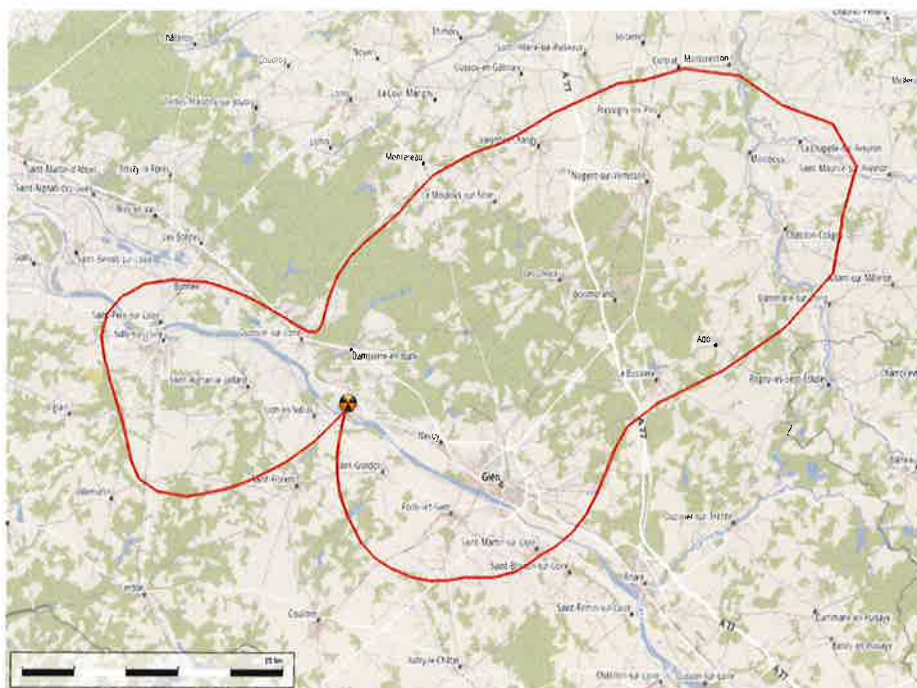


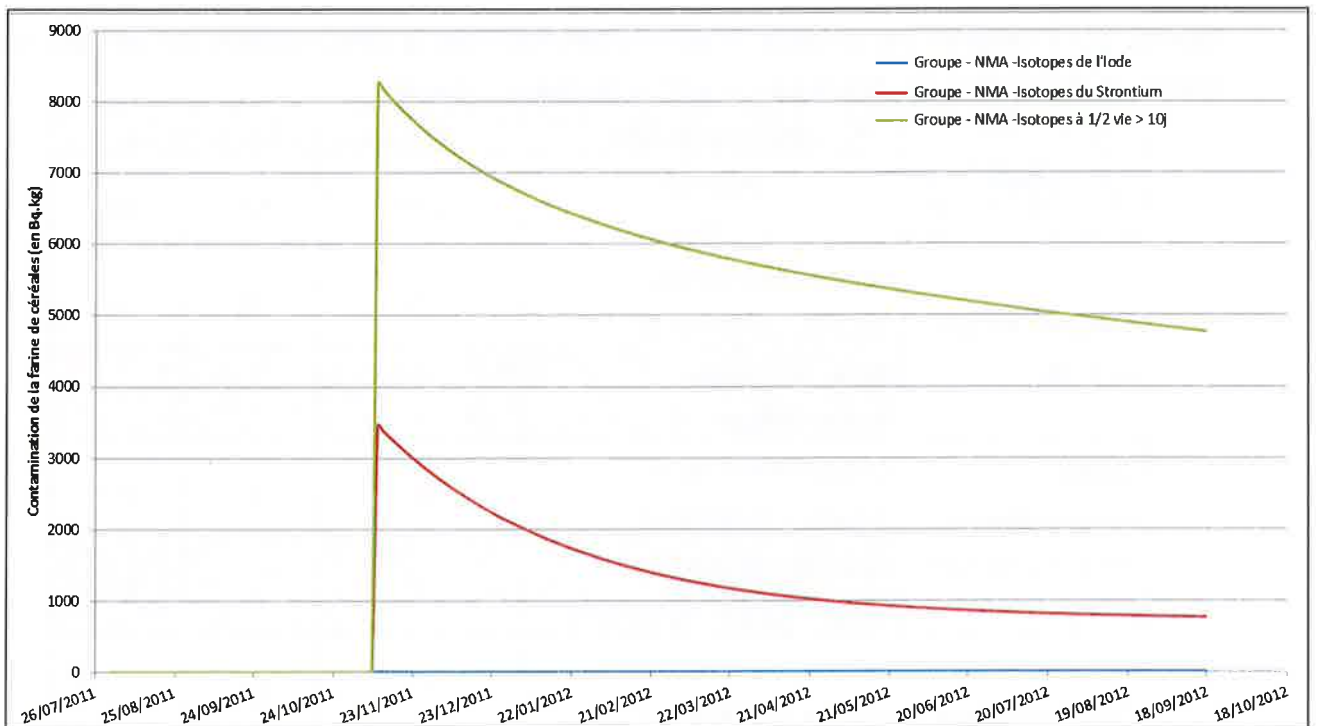
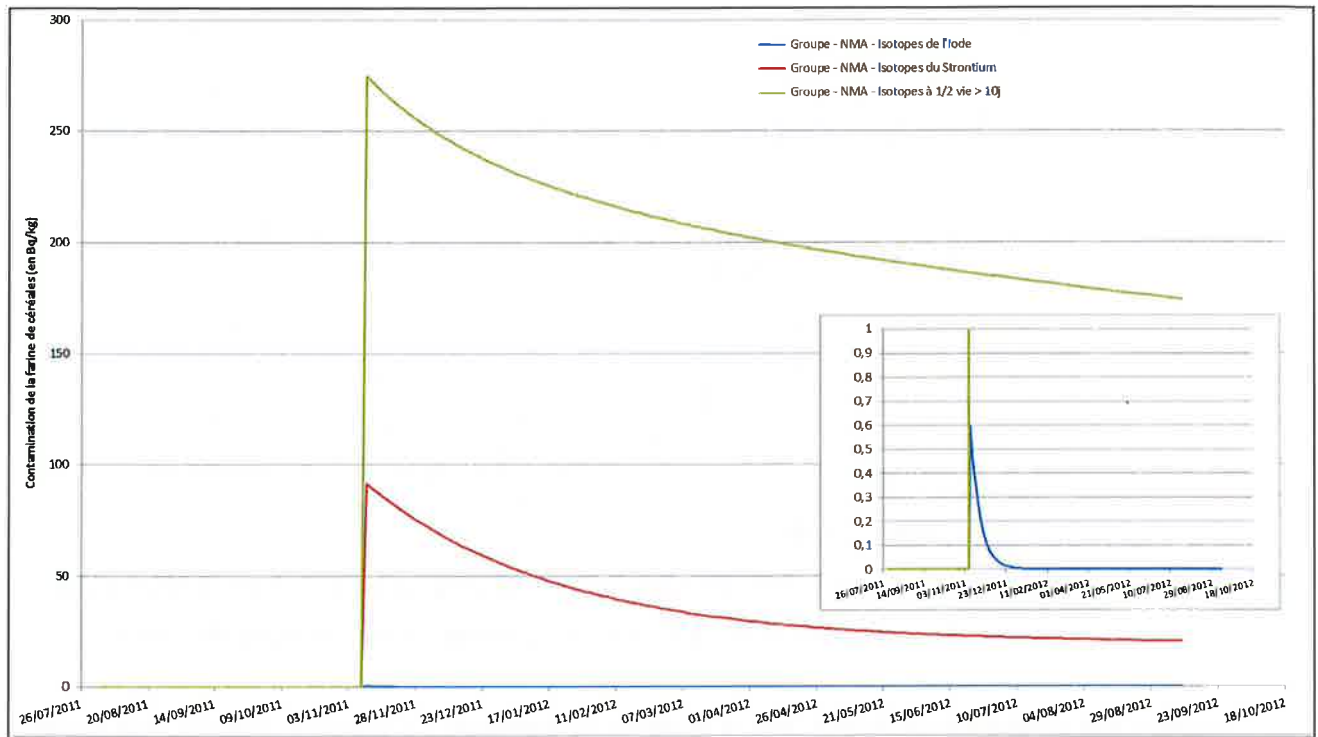
Figure 71 : Cartographie du périmètre de dépassement du NMA, pour les céréales hiver homme, au moment de la récolte (11/08/2011), pour la catégorie des isotopes de l'iode

Les NMA sont atteints principalement dans la direction correspondant à la première phase de rejet des aérosols (direction de 270° par rapport au nord). Les distances d'atteinte des NMA pour différentes directions sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 27 : Évaluation des distances d'atteinte des NMA pour la contamination des céréales hiver homme et de la farine de céréales en fonction des axes privilégiés

En km	Échelle considérée	Évaluation « petite échelle »		
	Direction (° / Nord)	270°	72°	160°
Catégorie Isotopes de l'iode	Céréales hiver homme (récolte = 11/08/2011)	15	32	13
	Farine de céréales (consommation = 09/11/2011)	-	-	-
Catégorie radionucléides de période supérieure à 10 jours	Céréales hiver homme (récolte = 11/08/2011)	26	2	2,5
	Farine de céréales (consommation = 09/11/2011)	7	-	0,5
Catégorie Isotopes du strontium	Céréales hiver homme (récolte = 11/08/2011)	17	1,5	2
	Farine de céréales (consommation = 09/11/2011)	6,5	-	0,5

La Figure 72, la Figure 73 et la Figure 74 représentent la cinétique de contamination de la farine de céréales, produite à partir des céréales hiver homme, dans les deux communes étudiées pour les évaluations dosimétriques : Sully-sur-Loire, Lion-en-Sullias (à l'ouest) et Châtillon-Coligny (à l'est).



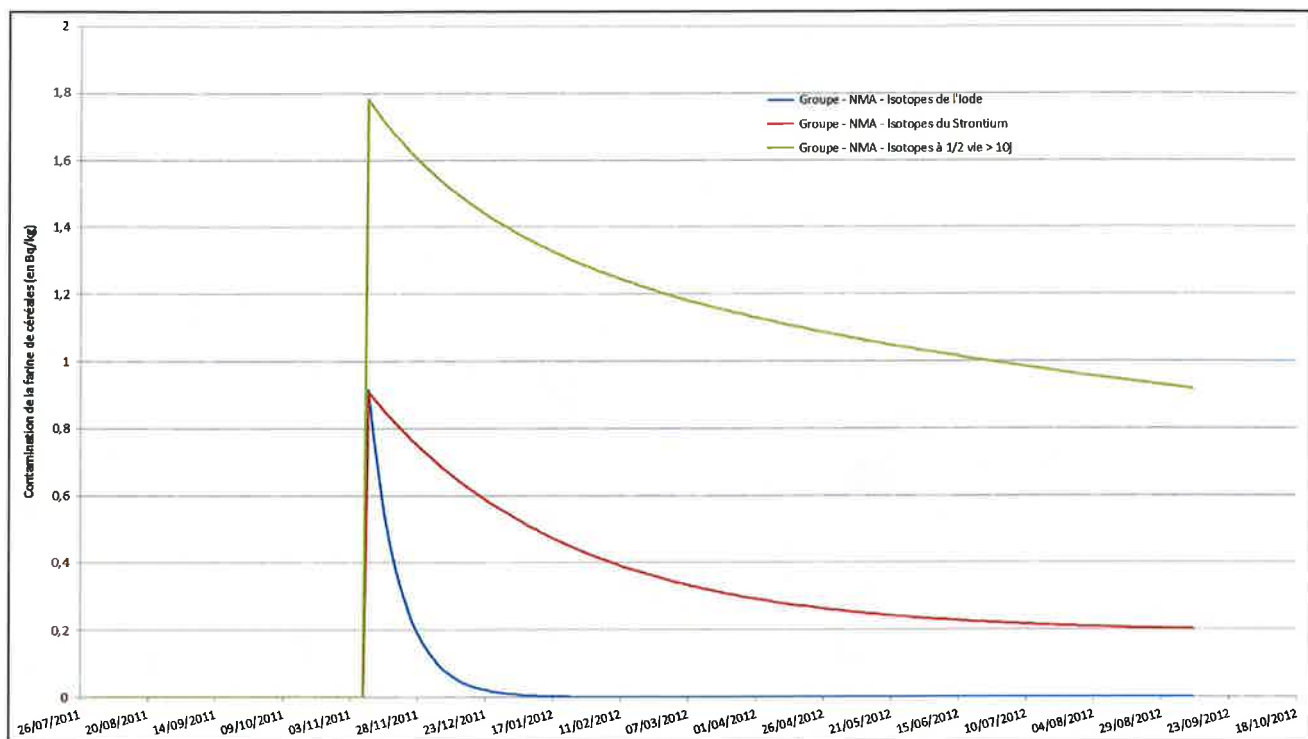


Figure 74 : Cinétique de la contamination de la farine de céréales, par groupe NMA, dans la commune de Châtillon-Coligny

### 5.3.2.4 La viande de bœuf

Les Figure 75, Figure 76 et Figure 77 représentent, pour la viande de bœuf, les distances d'atteinte des NMA, respectivement pour la catégorie des isotopes de l'iode, pour la catégorie des radionucléides de période supérieure à 10 jours et pour la catégorie des isotopes du strontium sur la « petite échelle » et sur l'« échelle nationale ». Le NMA concernant la catégorie des radionucléides transplutoniens n'est jamais dépassé pour la viande de bœuf. Pour toutes les catégories d'isotopes, les distances de dépassement des normes ne sont pas très importantes. Il convient donc d'utiliser le calcul réalisé avec le modèle « petite échelle ».

Sur les Figure 75, Figure 78, Figure 79 et Figure 80, on observe le phénomène de décroissance de l'iode par la contamination de la viande qui diminue avec le temps. Au-delà du deuxième mois après le début des rejets, il n'y a plus de dépassement du NMA catégorie iode pour la viande de bœuf.

En ce qui concerne les catégories strontium et radionucléides de période supérieure à 10 jours, on observe une décroissance des zones de dépassement des NMA due à la diminution de la contamination de l'herbe de pâturage par croissance biologique du végétal. Toutefois, au sixième mois suivant le début des rejets, on observe une augmentation significative de l'étendue de la zone de dépassement des NMA. Cela s'explique par le changement de régime alimentaire du bœuf intervenant dès le 1<sup>er</sup> novembre pour son entrée en stabulation. A partir de cette date, et jusqu'au 1<sup>er</sup> avril de l'année suivante, le bœuf est nourri avec du foin et du maïs ensilé récoltés durant l'été précédent. Dans notre cas d'étude, ces récoltes ont été contaminées par le rejet atmosphérique. La période des radionucléides concernés étant longue, la contamination de ces denrées animales n'a pratiquement pas diminué et induit donc une élévation de la contamination de la viande de bœuf (cf. Figure 78 et Figure 80).



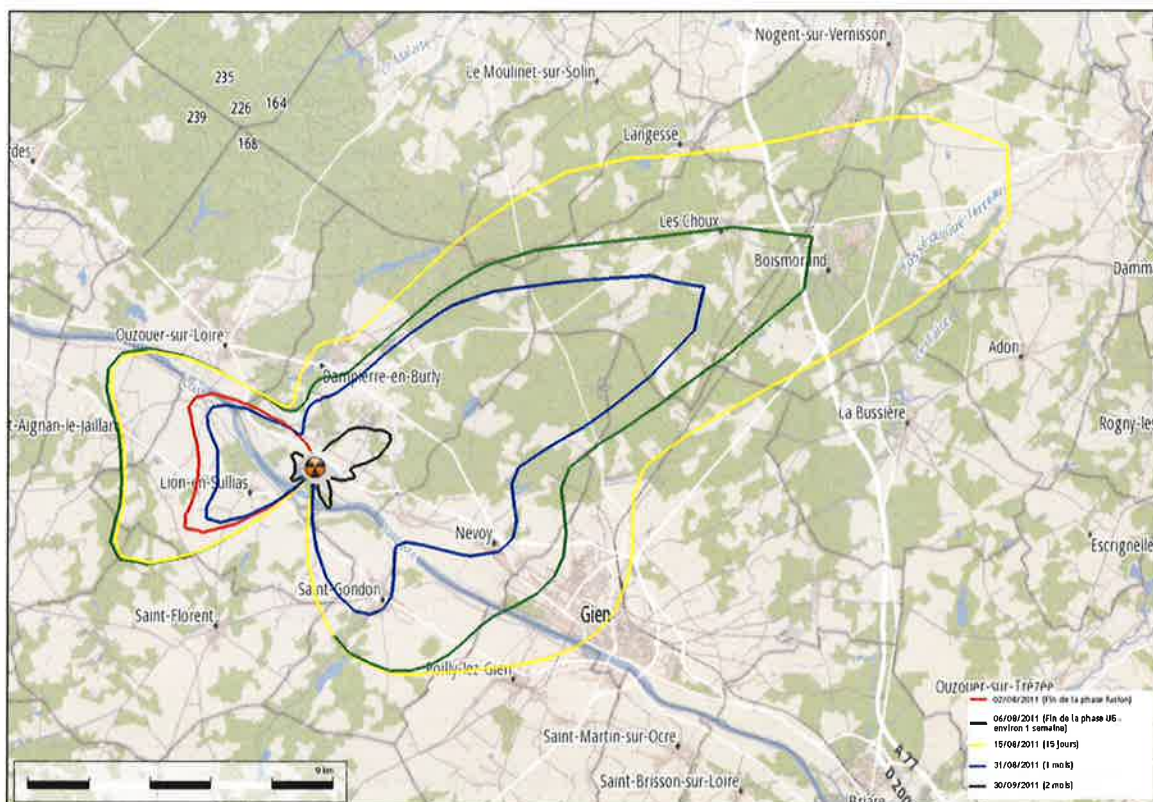


Figure 75 : Cartographie des périmètres de dépassement des NMA, pour la viande de bœuf, en fonction du temps, pour la catégorie des isotopes de l'iode sur la « petite échelle »

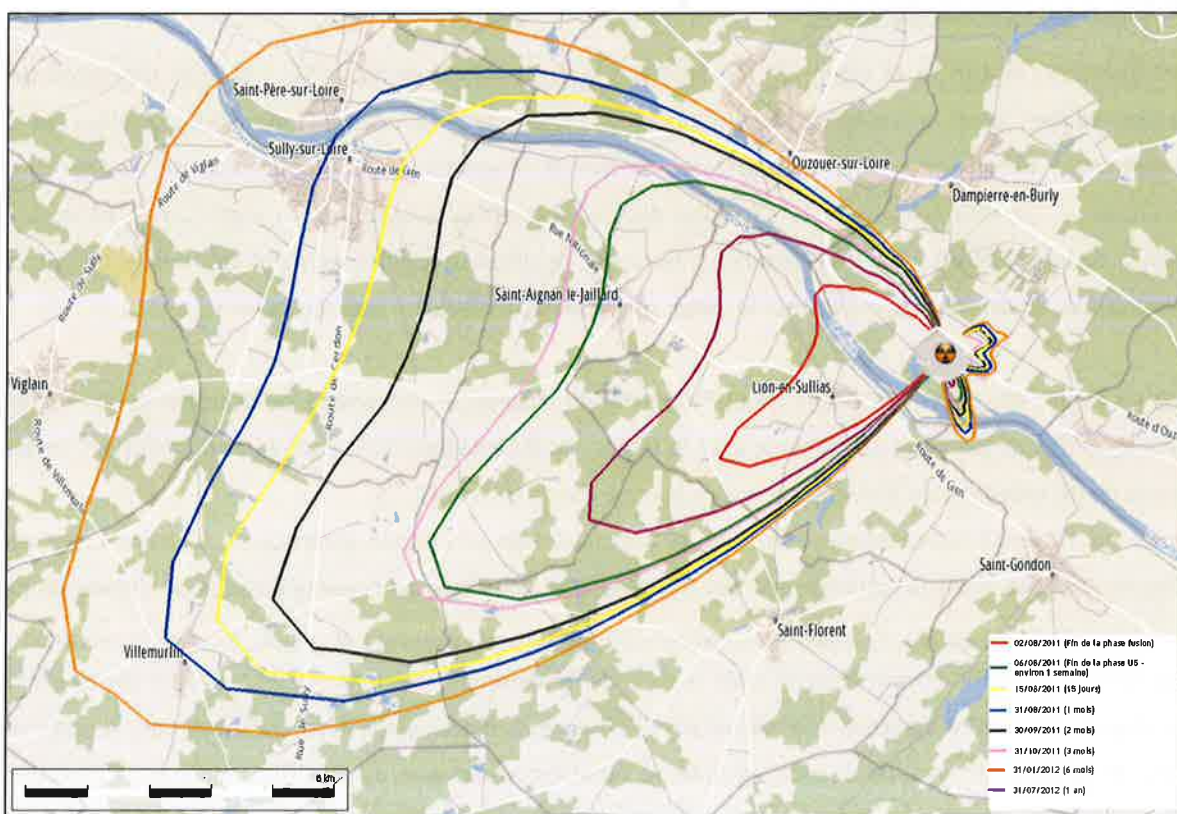
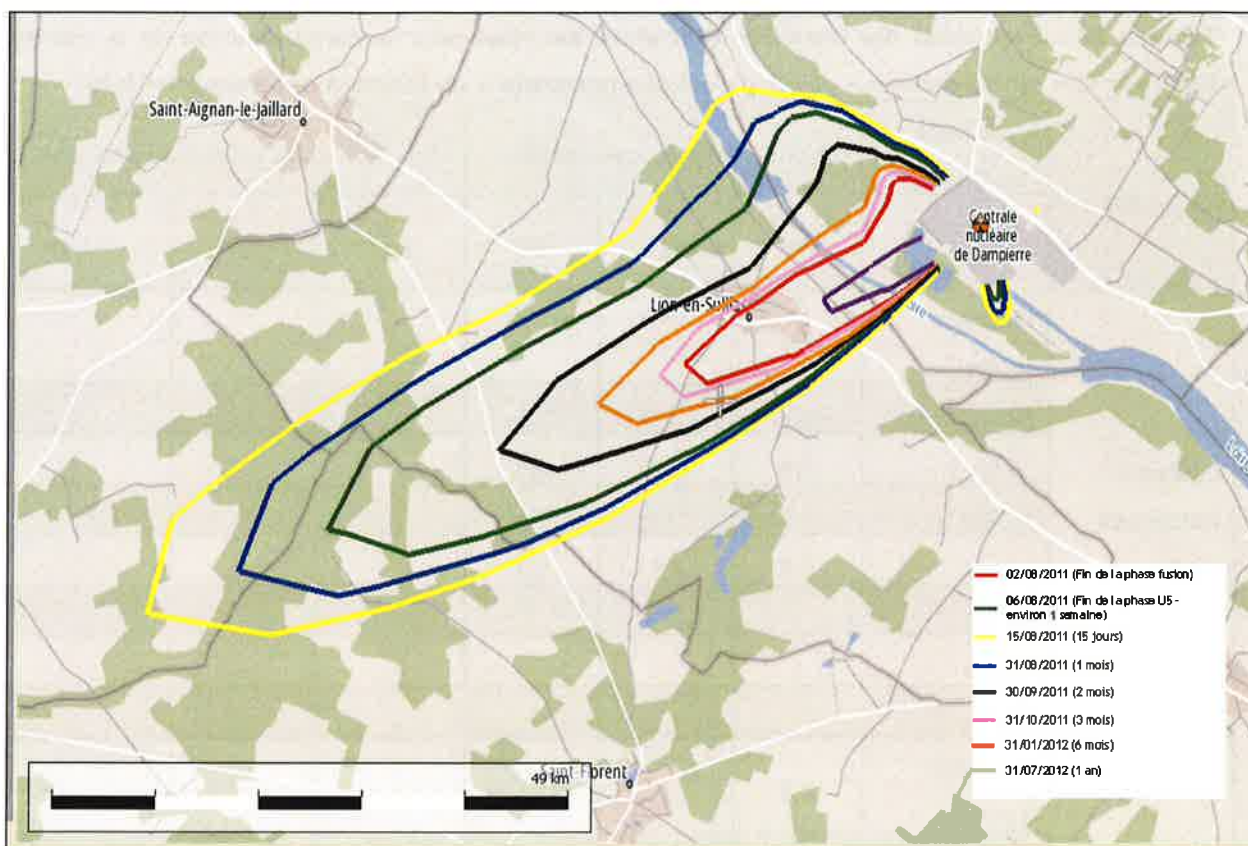


Figure 76 : Cartographie des périmètres de dépassement des NMA, pour la viande de bœuf, en fonction du temps, pour la catégorie des radionucléides de période supérieure à 10 jours sur la « petite échelle »





**Figure 77 : Cartographie des périmètres de dépassement des NMA, pour la viande de bœuf, en fonction du temps, pour la catégorie des isotopes du strontium sur la « petite échelle »**

Les NMA sont atteints principalement dans la direction correspondant à la première phase de rejet des aérosols (direction de 270° par rapport au nord). Les distances d'atteinte des NMA pour différentes directions sont présentées dans le tableau ci-dessous.

**Tableau 28 : Évaluation des distances d'atteinte des NMA pour la contamination de la viande de bœuf sur la « petite échelle » et sur l'« échelle nationale » en fonction des axes privilégiés**

En km	Échelle considérée	Évaluation « petite échelle »			Évaluation « échelle nationale »		
	Direction (° / Nord)	270°	72°	160°	270°	72°	160°
Catégorie Isotopes de l'iode	Fin phase fusion	4,3	-	-	-	-	-
	Fin phase U5	6,7	16,5	6,5	-	-	-
	15 jours	6,4	22,3	6,5	-	-	-
	1 mois	3,7	12,6	4,6	-	-	-
	2 mois	0,9	2,3	1,2	-	-	-
	3 mois	-	-	-	-	-	-
	6 mois	-	-	-	-	-	-
	1 an	-	-	-	-	-	-
Catégorie radionucléides de période supérieure à 10 jours	Fin phase fusion	4,5	-	-	-	-	-
	Fin phase U5	10	-	0,9	-	-	-
	15 jours	14	0,8	1,3	-	-	-
	1 mois	15	0,95	1,4	-	-	-
	2 mois	13	0,8	1,1	-	-	-
	3 mois	10,5	0,7	0,9	-	-	-
	6 mois	17	1,2	1,6	-	-	-
	1 an	7	-	0,6	-	-	-
Catégorie Isotopes du strontium	Fin phase fusion	2,8	-	-	-	-	-
	Fin phase U5	6	-	0,6	-	-	-
	15 jours	8	-	0,8	-	-	-
	1 mois	7	-	0,75	-	-	-
	2 mois	4,5	-	-	-	-	-
	3 mois	3	-	-	-	-	-
	6 mois	3,6	-	-	-	-	-
	1 an	1,5	-	-	-	-	-

La Figure 78, la Figure 79 et la Figure 80 représentent la cinétique de contamination de la viande de bœuf dans les deux communes étudiées pour les évaluations dosimétriques : Sully-sur-Loire, Lion-en-Sullias (à l'ouest) et Châtillon-Coligny (à l'est).

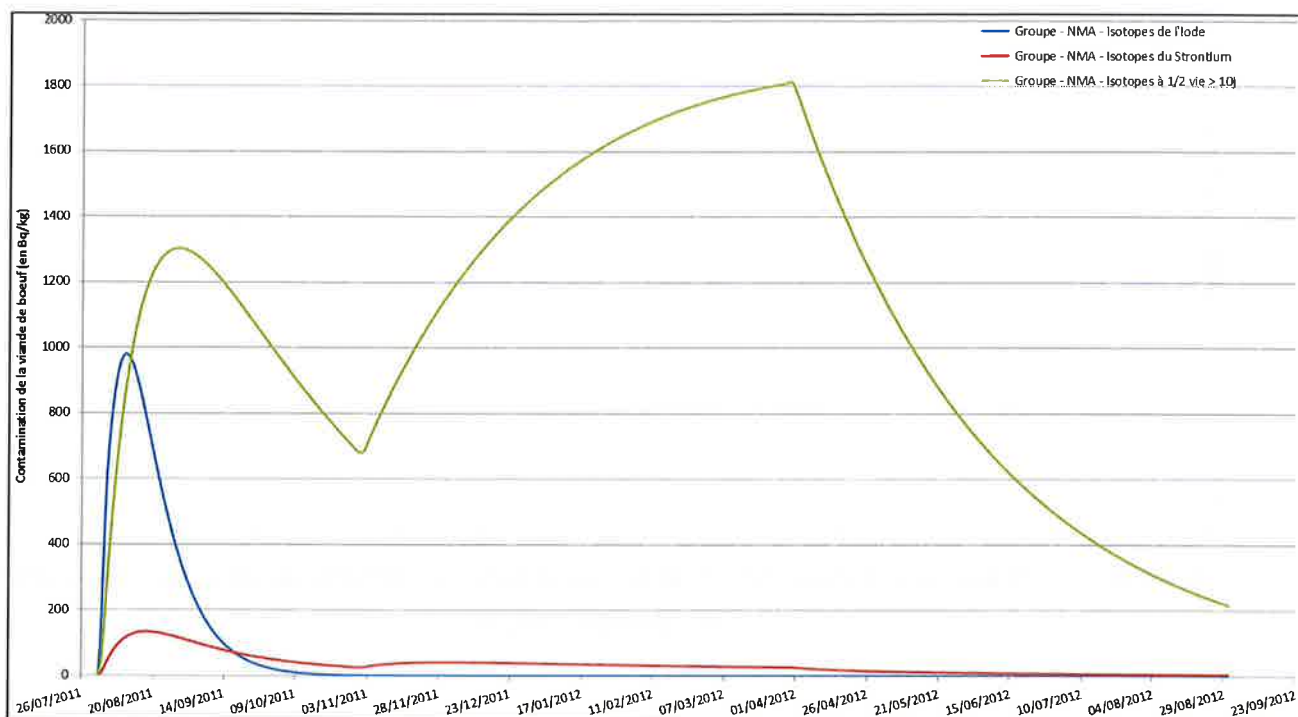


Figure 78 : Cinétique de la contamination de la viande de bœuf, par groupe NMA, dans la commune de Sully-sur-Loire

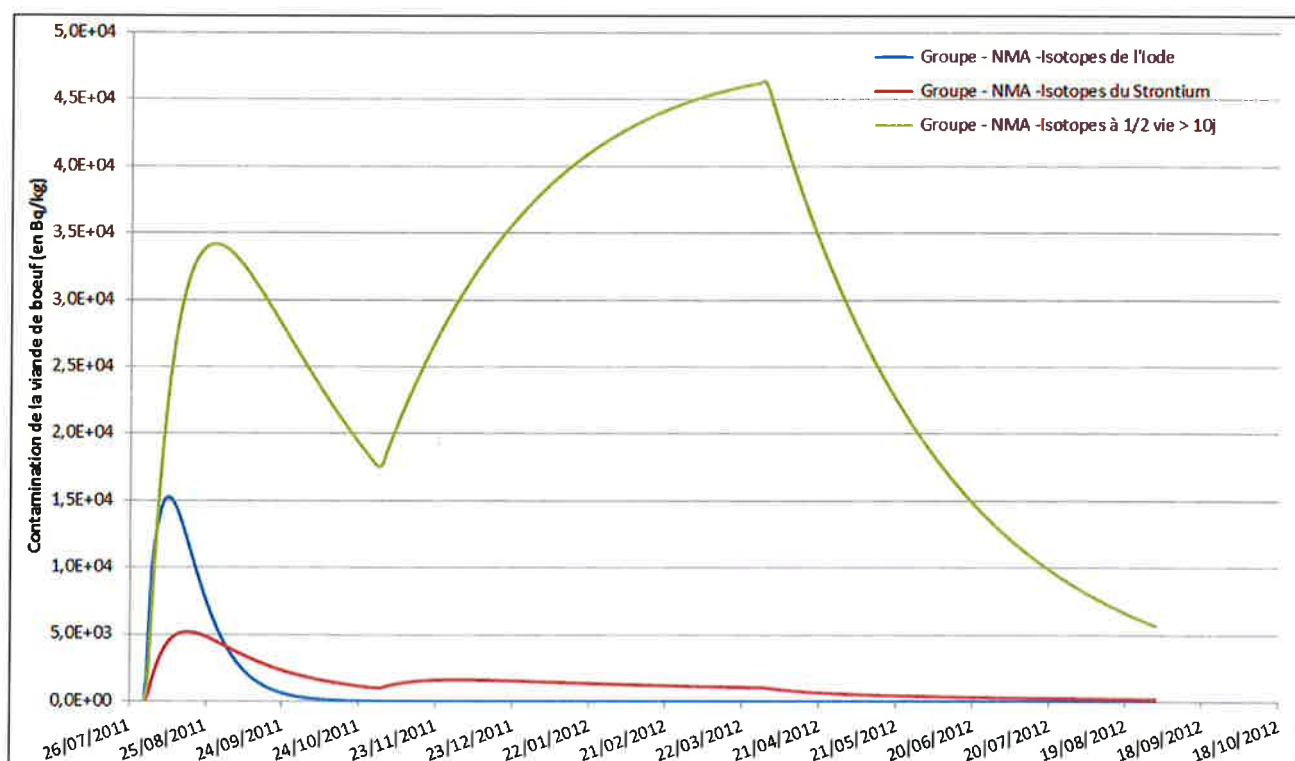
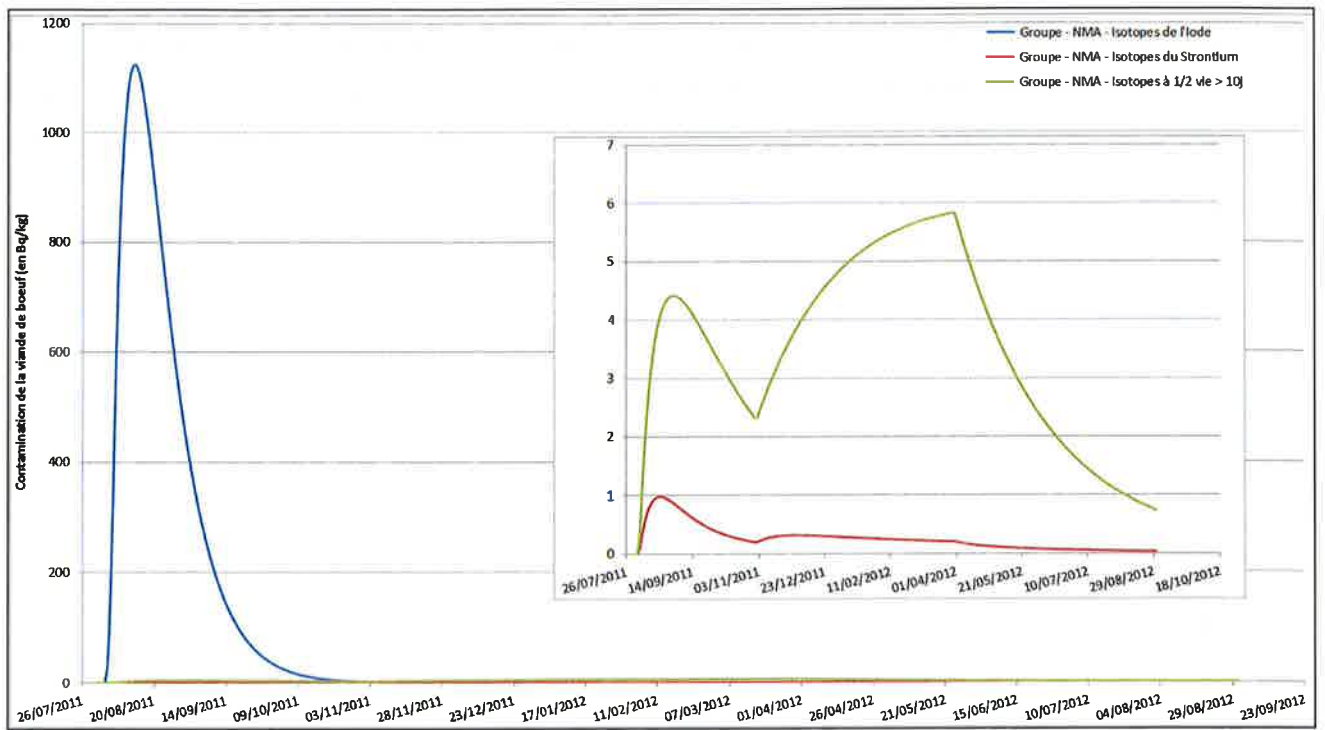


Figure 79 : Cinétique de la contamination de la viande de bœuf, par groupe NMA, dans la commune de Lion-en-Sullias



**Figure 80 : Cinétique de la contamination de la viande de bœuf, par groupe NMA, dans la commune de Châtillon-Coligny**



## 6 ETUDE DE VARIABILITE DES RESULTATS EN FONCTION DE LA SEQUENCE METEOROLOGIQUE UTILISEE

Le scénario accidentel étudié dans ce document induit un rejet à l'atmosphère de longue durée avec des conséquences qui s'étendent sur de grandes distances (> 50 km). Cette étude est également basée sur une séquence météorologique précise. Cependant, chaque séquence météo est par définition unique, il est donc impossible d'apprécier l'impact « générique » de l'accident considéré sur cette seule base. Ainsi, pour pouvoir apprécier la variabilité des résultats en fonction de la séquence météorologique, un grand nombre de simulations de dispersion atmosphérique est réalisé sur un panel de séquences météorologiques. Cela permet d'appréhender les conséquences potentielles de l'accident étudié, quel que soit le contexte météorologique, en termes de probabilité.

### 6.1 PRINCIPE DE L'ETUDE

Les données météorologiques utilisées pour réaliser cette étude statistique sont les séquences de météo réalistes issues des modèles de prévision de Météo-France, recalées avec les observations, pour ces dix dernières années. Pour le scénario accidentel étudié dans ce rapport, ce travail représente 6000 simulations de dispersion atmosphérique différentes pour chaque domaine (courte et longue distance) et autant de calculs de conséquences dosimétriques. De l'ensemble de ces résultats, il est ensuite possible de réaliser des études statistiques permettant d'apprécier la variabilité des conséquences de l'accident. La Figure 81 présente, de manière schématique, le principe de cette étude statistique.

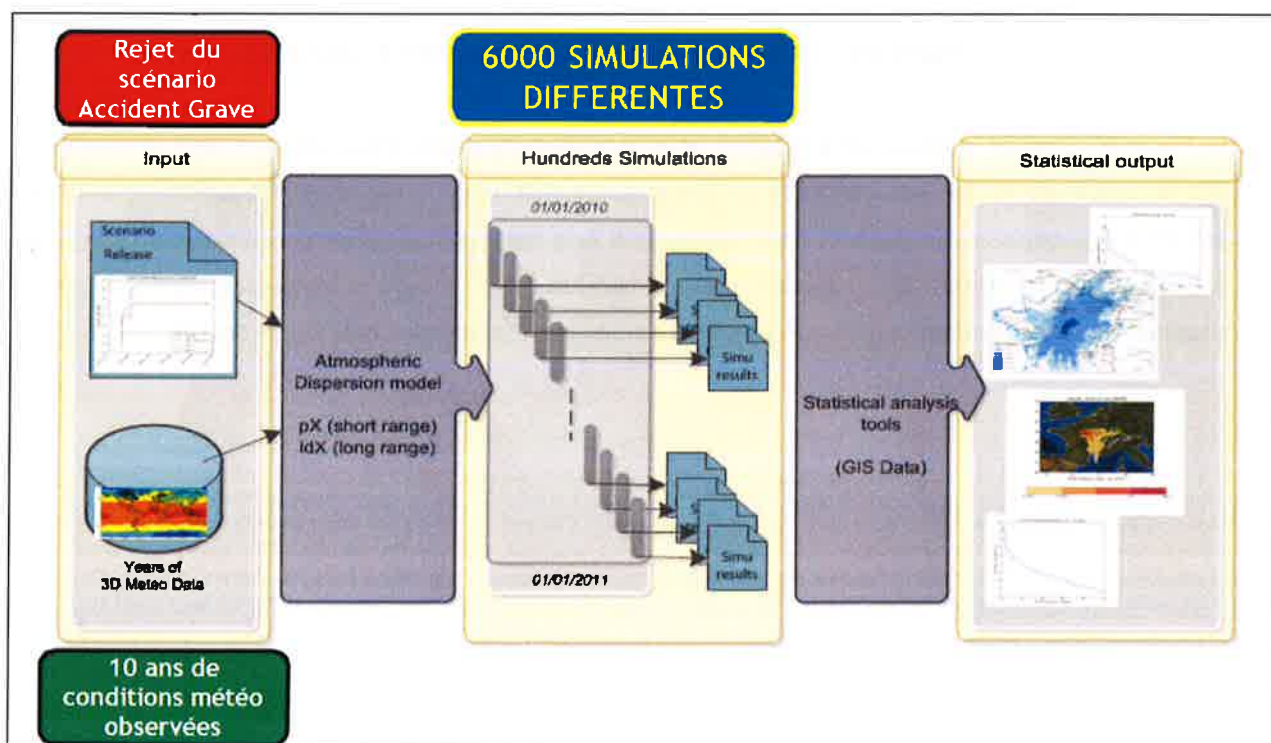


Figure 81 : Principe de l'étude statistique de variabilité des conséquences d'un accident selon la séquence météorologique utilisée

## 6.2 RESULTATS POUR LES CONSEQUENCES EN PHASE D'URGENCE

### 6.2.1 EVACUATION DES POPULATIONS

La Figure 82 présente l'histogramme de distribution pour l'atteinte du niveau d'intervention concernant l'évacuation. La médiane est de 14 km, ce qui signifie que 50% des simulations évaluent une zone où la distance d'atteinte du niveau d'intervention est inférieure à 14 km et 50% des simulations où la distance d'atteinte est supérieure à 14 km. Pour cet accident, plus de 95% des simulations présentent une zone d'au moins 7 km où le niveau d'intervention pour l'évacuation est dépassé. Moins de 5% des simulations conduisent à des zones où le niveau d'intervention est dépassé à plus de 24 km.

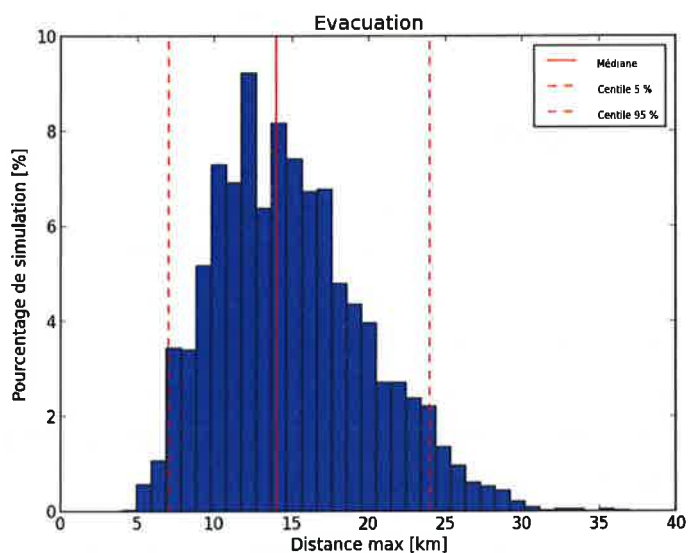


Figure 82 : Histogramme de distribution pour l'évacuation

La Figure 83 présente la courbe de probabilité de dépassement du niveau d'évacuation. A titre d'exemple, il y a 50% de risque que la distance d'atteinte du niveau d'intervention de l'évacuation soit supérieure à 15 km. La probabilité de dépassement du seuil d'évacuation peut être également représentée de manière cartographique (cf. Figure 84). La ville de Sully-sur-Loire, située à 11,5 km de la centrale et indiquée sur la Figure 84, serait située dans la zone correspondant au niveau d'intervention pour l'évacuation dans 2 à 5% des cas.

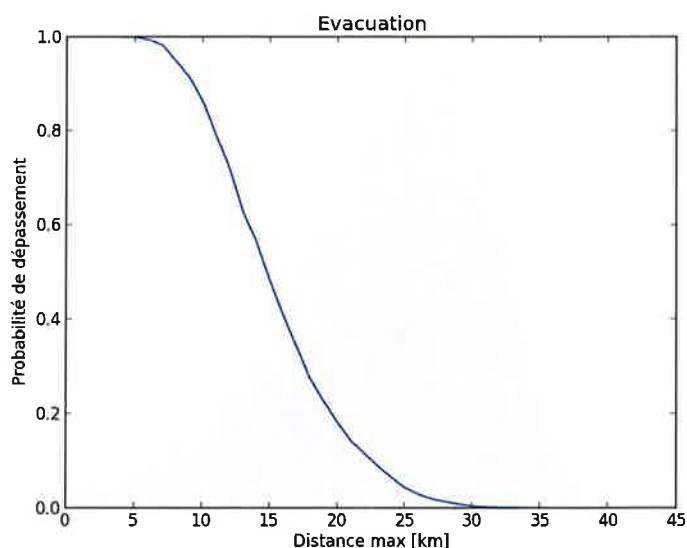


Figure 83 : Courbe de probabilité de dépassement pour l'évacuation

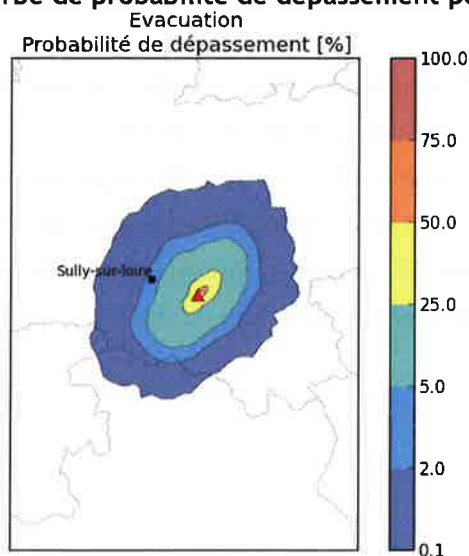
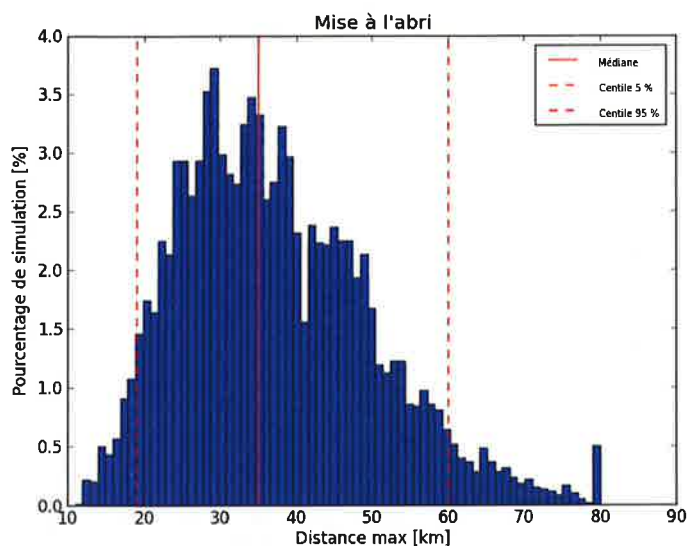


Figure 84 : Carte de probabilité de dépassement pour l'évacuation

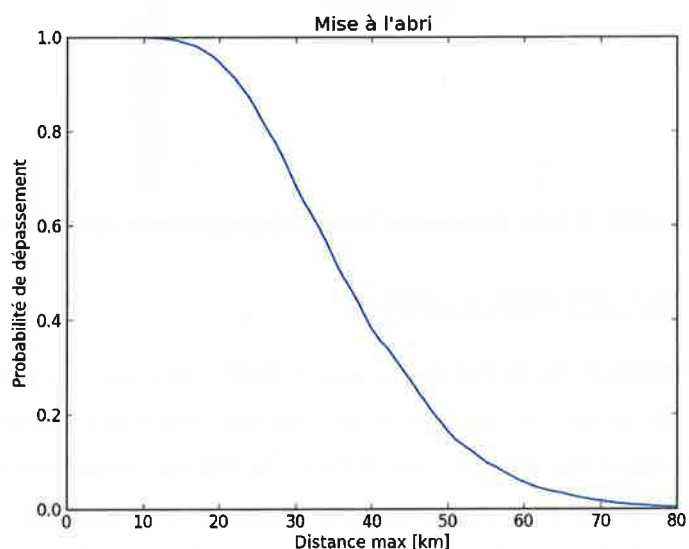
## 6.2.2 MISE A L'ABRI DES POPULATIONS

La Figure 85 présente l'historgramme de distribution pour l'atteinte du niveau d'intervention concernant la mise à l'abri. La médiane est de 35 km, ce qui signifie que 50% des simulations évaluent une zone où la distance d'atteinte du niveau d'intervention est inférieure à 35 km et 50% des simulations où la distance d'atteinte est supérieure à 35 km. Pour cet accident, plus de 95% des simulations présentent une zone d'au moins 19 km où le niveau d'intervention pour la mise à l'abri est dépassé. Moins de 5% des simulations conduisent à des zones où le niveau d'intervention est dépassé à plus de 60 km.



**Figure 85 : Histogramme de distribution pour la mise à l'abri**

La Figure 86 présente la courbe de probabilité de dépassement du niveau de mise à l'abri. A titre d'exemple, il y a 65% de risque que la distance d'atteinte du niveau d'intervention de l'évacuation soit supérieure à 30 km. La probabilité de dépassement du seuil de mise à l'abri peut être également représentée de manière cartographique (cf. Figure 87). Les villes de Sully-sur-Loire et Châtillon-Coligny, situées respectivement à 11,5 km et 27 km de la centrale et indiquées sur la Figure 87, seraient respectivement situées dans la zone correspondant au niveau d'intervention pour la mise à l'abri dans 5 à 25% et 0,1 à 2% des cas.



**Figure 86 : Courbe de probabilité de dépassement pour la mise à l'abri**



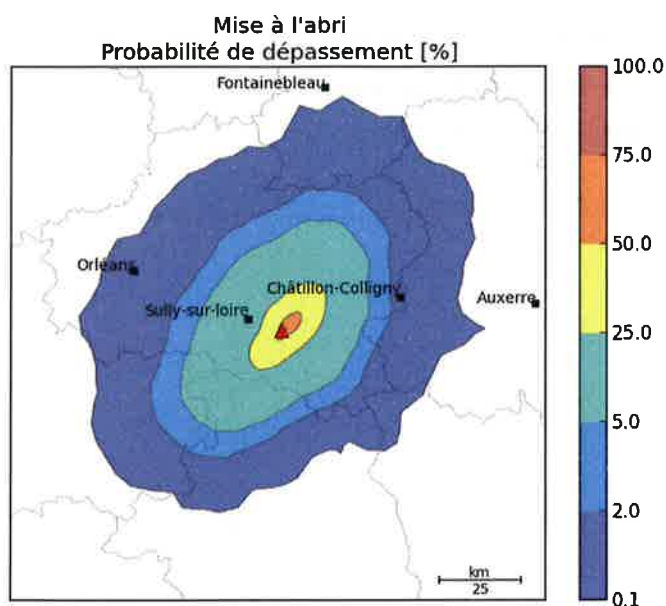


Figure 87 : Carte de probabilité de dépassement pour la mise à l'abri

### 6.2.3 LA RECOMMANDATION DE PRISE DE COMPRIMÉS D'IODE STABLE

La Figure 88 présente l'histogramme de distribution pour l'atteinte du niveau d'intervention concernant la recommandation d'ingestion de comprimés d'iode stable, avec une modélisation à courte et à longue distance. En effet, la zone de prise de comprimés d'iode stable peut être déterminée à l'aide de l'un ou de l'autre des deux modèles dispersion suivant les simulations, sachant que généralement le domaine de validité du modèle à courte distance s'étend sur une distance de l'ordre de 80 km du point de rejet et que le modèle à longue distance n'est représentatif qu'au-delà. La médiane est de 72 km pour le modèle courte distance, ce qui signifie que 50% des simulations évaluent une zone où la distance d'atteinte du niveau d'intervention est inférieure à 72 km et 50% des simulations où la distance d'atteinte est supérieure à 72 km. En courte distance, pour cet accident, plus de 95% des simulations présentent une zone d'au moins 42 km où le niveau d'intervention pour la prise d'iode stable est dépassé.

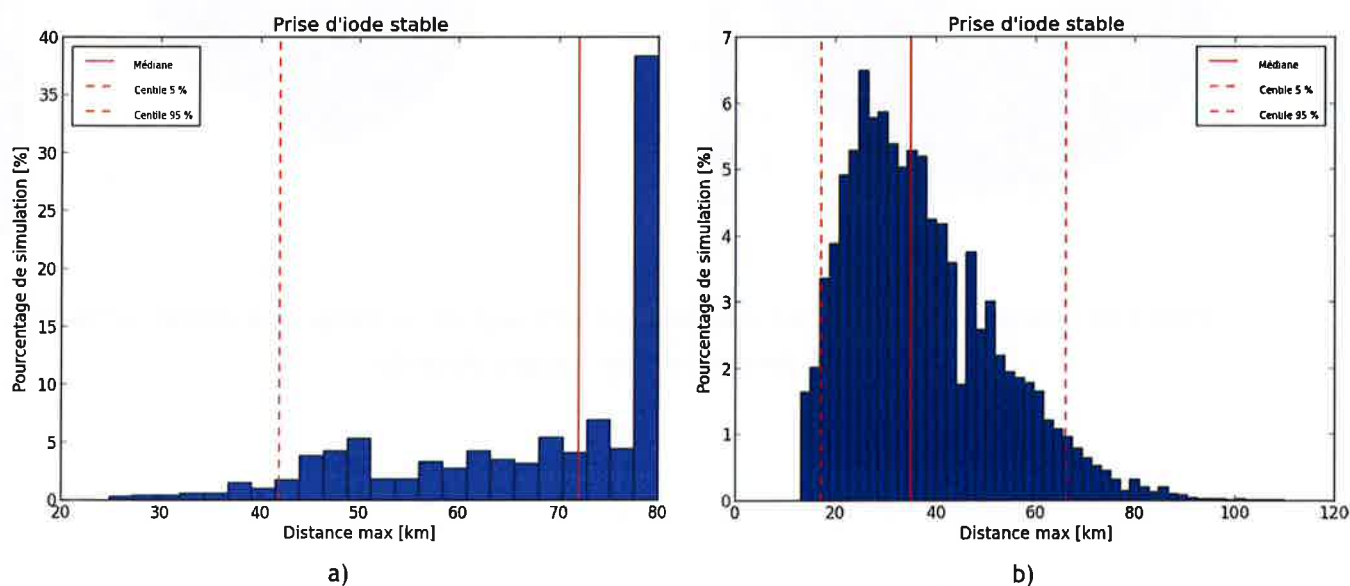
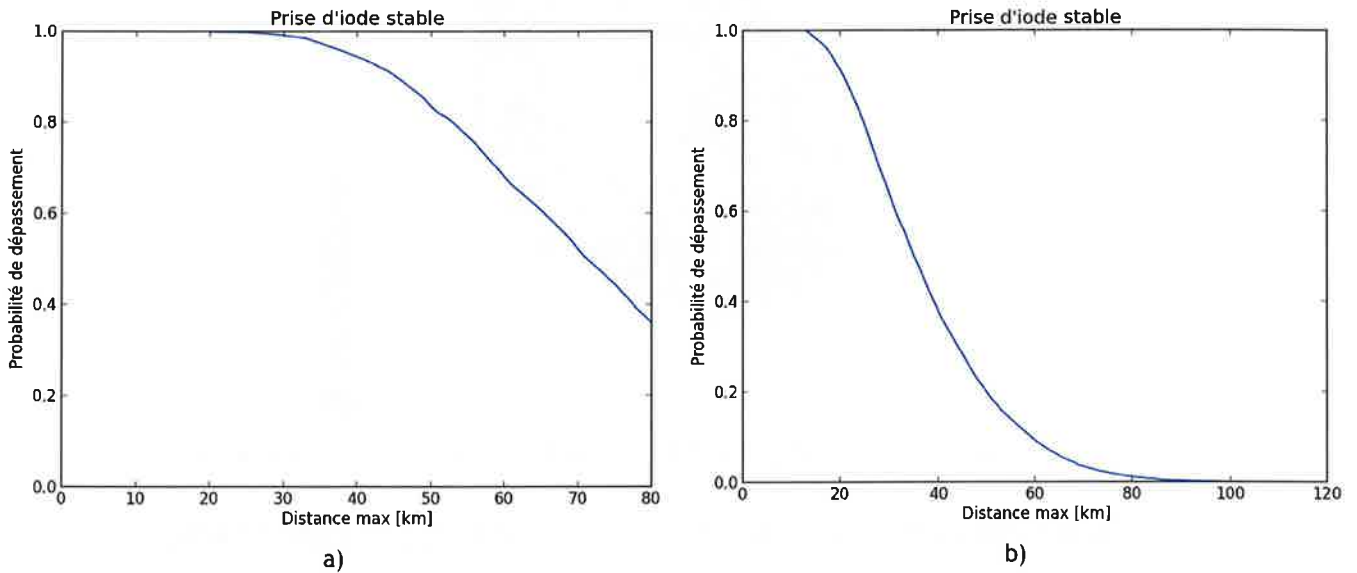
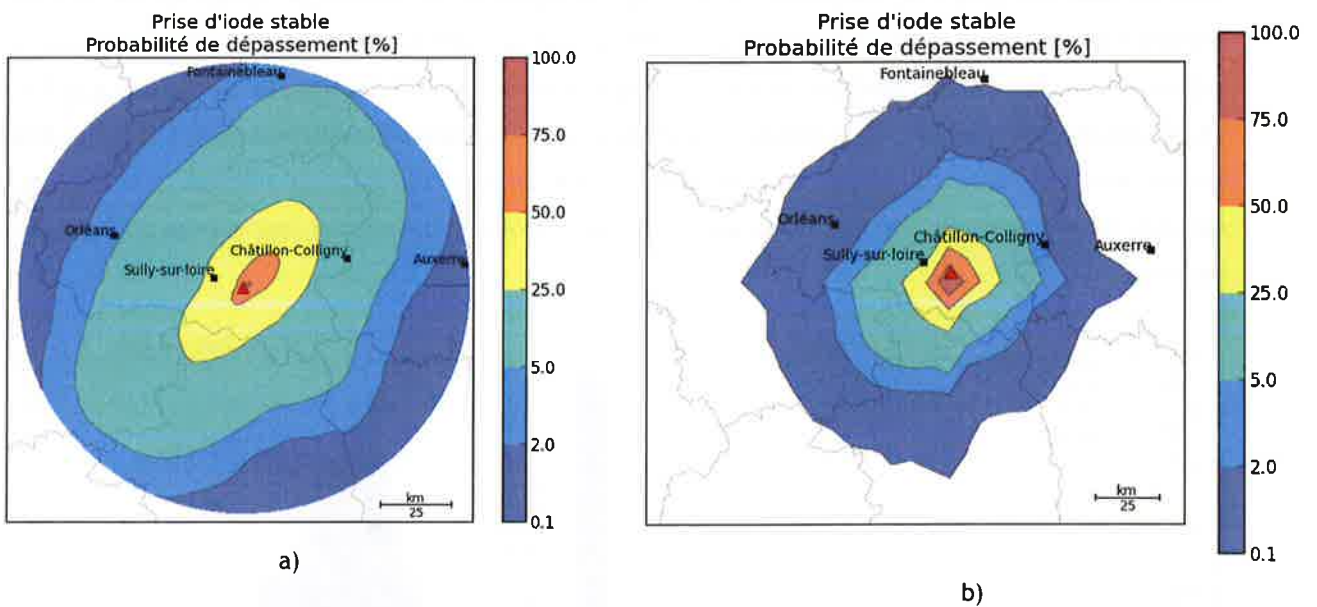


Figure 88 : Histogramme de distribution pour la prise de comprimés d'iode stable ((a) : courte distance ; b) : longue distance)

La Figure 89 présente la courbe de probabilité de dépassement du niveau de prise de comprimés d'iode stable, en courte et en longue distance. La probabilité de dépassement du seuil de prise d'iode stable peut être également représentée de manière cartographique (cf. Figure 90).



**Figure 89 : Courbe de probabilité de dépassement pour la prise de comprimés d'iode stable ((a) : courte distance ; b) : longue distance)**



**Figure 90 : Carte de probabilité de dépassement pour la prise de comprimés d'iode stable ((a) : courte distance ; b) : longue distance)**

## 6.2.4 ZONAGES POST-ACCIDENTELS

Pour le moment, il n'est pas possible de lancer les 6000 simulations à la chaîne pour le calcul post-accidentel. Aussi, une méthode simplificatrice de correspondance entre les dépôts de radionucléides observés au sol (calculés dans les 6000 simulations) et la limite des zones post-accidentelles a été élaborée. Les résultats qui suivent sont donc à observer avec prudence. Dans le périmètre de chaque zonage, il s'agit de relier l'activité au dépôt ( $Bq/m^2$ ) pour extrapoler les résultats de l'étude statistique. Cependant, cette méthode ne tient pas compte de la différence entre les dépôts secs et les dépôts humides. Pour le Périmètre d'Eloignement (PE) et la Zone de Surveillance renforcée des Territoires (ZST), c'est le dépôt de Cs-137 qui a permis de faire cette corrélation. Pour la Zone de Protection des Populations (ZPP), il est impossible de réaliser cette étude avec cette méthode. Il n'y a donc pas de résultats pour cette zone.

La Figure 91 présente l'histogramme de distribution pour l'atteinte de la valeur guide concernant le PE. La médiane est de 0 km, ce qui signifie que 50% des simulations ne présentent pas de PE. Le percentile 95% est de 1,6 km, ce qui signifie que moins de 5% des simulations présentent un PE de plus de 1,6 km pour cet accident. Le périmètre d'éloignement le plus grand ne dépasse pas 3 km.

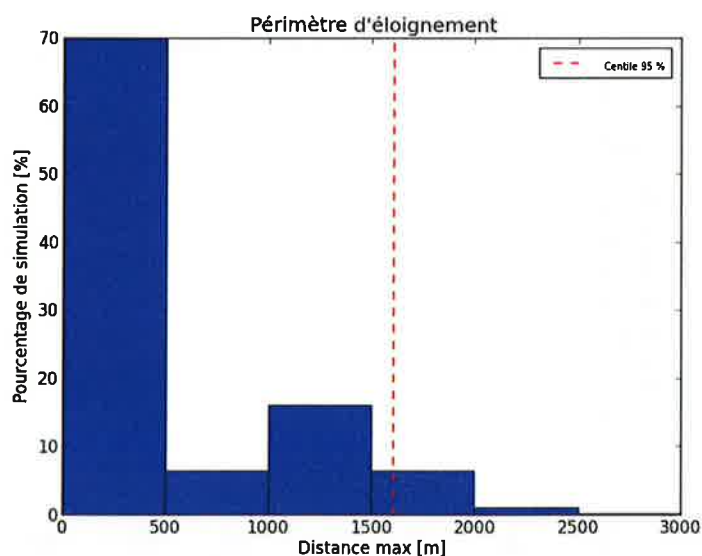


Figure 91 : Histogramme de distribution pour le périmètre d'éloignement

La Figure 92 présente l'histogramme de distribution pour l'atteinte des NMA concernant la ZST. La médiane est de 220 km, ce qui signifie que 50% des simulations donnent une ZST de moins de 220 km et 50% des simulations donnent une ZST de plus de 220 km. Plus de 95% des simulations présentent une ZST de plus de 80 km pour cet accident et moins de 5% induisent une ZST de plus de 710 km. Les résultats au-delà de 900 km correspondent à des tâches de léopard créées par la pluie (cf. Figure 94), qui induit un dépôt important de Cs-137 (par rabattement des particules présentes dans la colonne d'air). Or, la pluie, par effet de lessivage sur les végétaux, a pour conséquence de diminuer la contamination des denrées alimentaires. Ces tâches de dépôt ne sont donc pas forcément représentatives d'un dépassement des NMA.

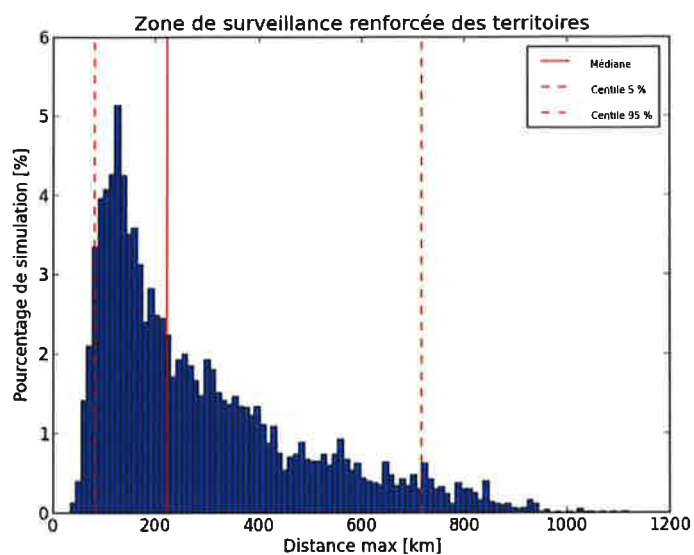


Figure 92 : Histogramme de distribution pour la zone de surveillance renforcée des territoires

La Figure 93 présente la courbe de probabilité de dépassement du niveau de ZST. Par exemple, il y a 60% de risque d'avoir une ZST à plus de 200 km. La probabilité de dépassement du seuil de ZST peut être également représentée de manière cartographique (cf. Figure 94).

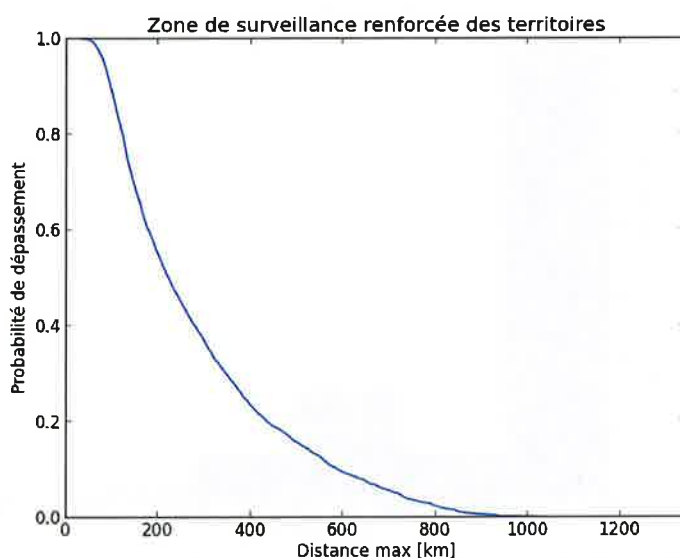


Figure 93 : Courbe de probabilité de dépassement pour la zone de surveillance renforcée des territoires



Zone de surveillance renforcée des territoires  
 Probabilité de dépassement

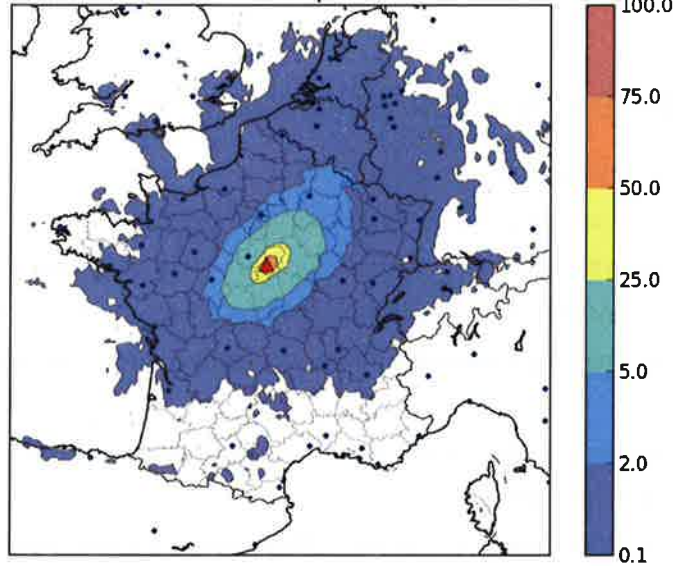


Figure 94 : Carte de probabilité de dépassement pour la zone de surveillance renforcée des territoires

La Figure 95 présente l’histogramme de distribution pour l’atteinte des NMA concernant la ZST, en termes de surface impactée, en nombre moyen de départements touchés. Pour cette évaluation, il est considéré qu’un département moyen équivaut à 5 670 km<sup>2</sup> (pour indication : l’Ile-de-France s’étend sur 12 000 km<sup>2</sup>). La médiane est de 1,5 équivalent départements (soit 8 500 km<sup>2</sup>), ce qui signifie que 50% des simulations donnent une ZST impactant moins de 1,5 équivalent départements et 50% des simulations donnent une ZST impactant plus de 1,5 équivalent départements. Plus de 95% des simulations présentent une ZST impactant plus de 0,6 département (soit 3 400 km<sup>2</sup>) pour cet accident et moins de 5% induisent une ZST impactant plus de 4,8 départements (soit 27 200 km<sup>2</sup>).

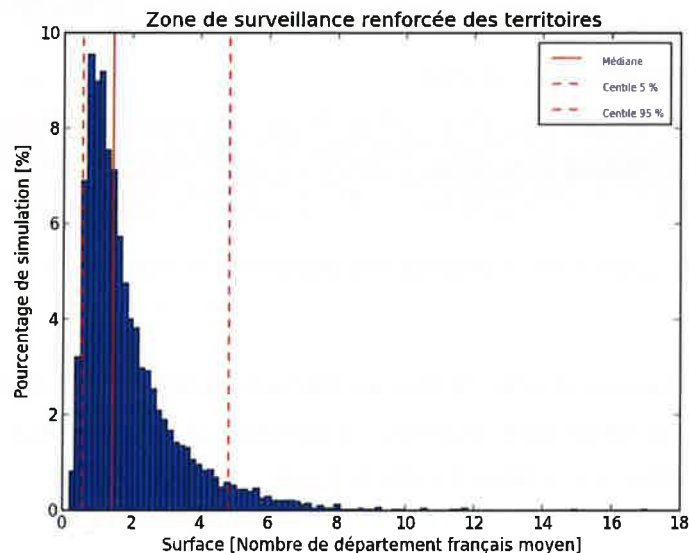


Figure 95 : Histogramme de distribution pour la zone de surveillance renforcée des territoires, en nombre de départements moyens impactés

## 7 SYNTHÈSE

### 7.1 CONTAMINATION DE L'ENVIRONNEMENT

L'accident retenu dans cette étude est une fusion du cœur sur un réacteur électronucléaire de type REP, suivi de l'ouverture du dispositif de dépressurisation et de filtration de l'enceinte. Ce scénario conduit à un rejet atmosphérique de produits radioactifs se décomposant en deux phases distinctes. Avant l'ouverture du dispositif U5, le rejet est composé principalement d'isotopes sous forme d'aérosols. Après l'ouverture du dispositif U5, le rejet s'intensifie et est composé majoritairement d'iode sous forme organique et de gaz rares.

Compte-tenu de cette cinétique de rejet et du scénario météorologique considéré, deux zones géographiques de contamination se distinguent nettement :

- la première zone de contamination, située à l'ouest de la centrale nucléaire, comprenant des dépôts d'aérosols de période radioactive relativement importante ;
- la seconde zone de contamination, située au nord-est de la centrale nucléaire, composée majoritairement d'un dépôt d'iode sous forme organique de courte période radioactive ; la contamination de cette zone diminue rapidement au fil du temps.

### 7.2 CONSÉQUENCES EN PHASE D'URGENCE

Les distances d'application des actions de protection de la population en phase d'urgence, si on considère uniquement les niveaux d'intervention comme référence, sont les suivantes :

Tableau 29 : Distance d'atteinte des actions de protection de la population en phase d'urgence

Type de protection	Distance (en km)	
	Zone Ouest	Zone Nord-Est
Mise à l'abri (dose efficace de 10 mSv)	3,5	28
Évacuation (dose efficace de 50 mSv)	1,5	14
Ingestion d'iode stable (dose équivalente à la thyroïde de 50 mSv)	4,5	44,5

En phase d'urgence, la cinétique de prise de dose est relativement linéaire dès les premières heures de rejet sur la zone Ouest. Sur la deuxième zone impactée, la cinétique de prise de dose augmente fortement après l'ouverture du dispositif U5 puis se stabilise à partir du 5 août.

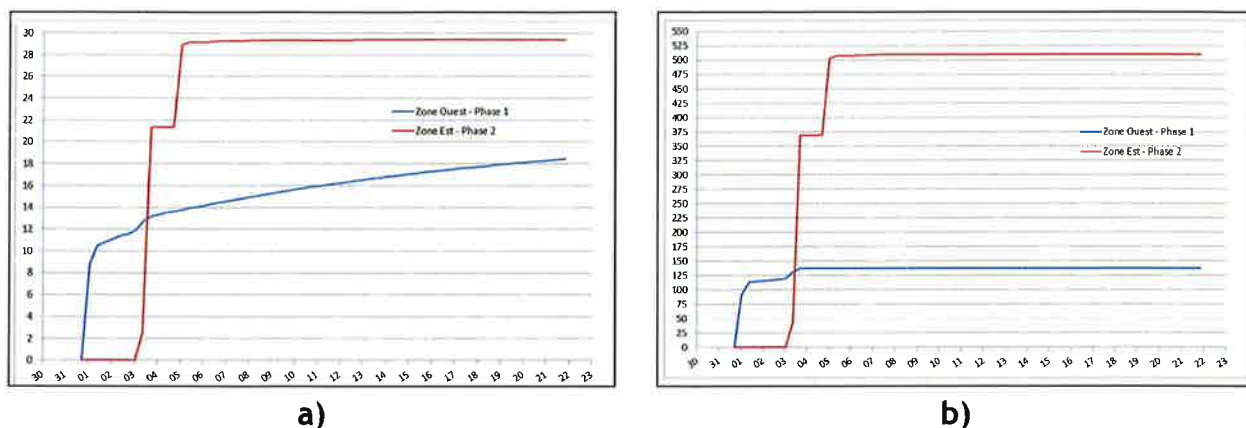


Figure 96 : a) Évolution temporelle de la dose efficace (en mSv). b) Évolution temporelle de la dose équivalente à la thyroïde (en mSv)

### 7.3 CONSEQUENCES EN PHASE POST-ACCIDENTELLE

Le Tableau 30 présente les distances kilométriques maximales, dans chaque direction, de l'ensemble des zonages post-accidentels.

Les zonages post-accidentels ont été calculés sur la base de ce qui a été établi dans les premiers éléments de doctrine définis par le CODIRPA lors de son premier mandat [8] (hormis pour la date de début d'intégration pour le calcul du PE et de la ZPP qui a été arbitrairement fixée à la date de début des rejets). On observe que le périmètre d'éloignement calculé sur la période 2-13<sup>ème</sup> mois s'agrandit par rapport à celui évalué sur le 1<sup>er</sup> mois, de par la persistance du dépôt de Cs-137/Cs-134 qui contribue fortement à la dose par exposition externe cumulée sur l'année suivant l'accident. La ZPP évaluée pour la période du 2-13<sup>ème</sup> mois est moins étendue que celle évaluée pour la période du 1<sup>er</sup> mois du fait de la disparition de l'iode radioactif conduisant à des doses par ingestion de plus en plus faible au fil du temps. En ce qui concerne la Zone de Surveillance renforcée des Territoires, la zone à l'ouest de Dampierre (270°) correspond à l'impact du rejet par les fuites résiduelles de l'enceinte de confinement, tandis que la partie est (72°) découle de l'impact de l'ouverture du dispositif U5.

Tableau 30 : Distances kilométriques des zonages post-accidentels

En km	Directions		
	270 °(Ouest)	72 °(Nord-Est)	160 °(Sud-Est)
PE 1 <sup>er</sup> mois	1	0,73	-
PE 2-13 <sup>ème</sup> mois	1,3	-	-
ZPP 1 <sup>er</sup> mois	14	30	11,5
ZPP 2-13 <sup>ème</sup> mois	5,5	11,5	4,5
ZST	108	253	77

Lors de la phase post-accidentelle, la voie d'exposition prépondérante est l'ingestion de denrées contaminées. Toutefois, au fil du temps, la contribution de l'exposition externe par le dépôt augmente alors que la contribution de la dose par ingestion de denrées contaminées diminue. En effet, la disparition de l'iode radioactif conduit à une diminution de la contamination des denrées. Quelle que soit la zone impactée, l'exposition par l'inhalation de particules remises en suspension est négligeable.

A partir des évaluations de la contamination des productions agricoles, les distances maximales de dépassement des niveaux maximaux admissibles (NMA) ont été identifiées pour chaque denrée (cf.

Tableau 31) et pour chaque direction de dispersion du rejet (cf. Tableau 32). Au fil du temps, les périmètres de dépassement des NMA diminuent, en particulier à l'est où la décroissance radioactive de l'iode organique induit une diminution rapide de la contamination des denrées. Par contre, à l'ouest, il subsiste un dépôt de césiums (demi-vie de 30 ans) qui a pour conséquence une contamination durable des denrées alimentaires. On observe donc, dans cette zone, une diminution beaucoup plus lente des périmètres de dépassement des NMA.

**Tableau 31 : Synthèse des distances maximales d'atteinte des NMA pour chaque denrée alimentaires et les catégories de radionucléides concernés**

Denrée alimentaire	Catégorie NMA	Direction (/Nord)	Date	Distance maximale
Lait	Iode	72°	Fin Phase U5 (06/08/2011)	253 km
Légume feuille	Iode	72°	Fin Phase U5 (06/08/2011)	111 km
Viande bovine	Iode	72°	15 jours après début de rejets (15/08/2011)	23,3 km
Farine de céréales	Vie > 10 jours	270°	A la consommation (09/11/2011)	7 km

**Tableau 32 : Synthèse des distances maximales d'atteinte des NMA pour chaque direction de dispersion du rejet**

Direction (/Nord)	Denrée alimentaire	Catégorie NMA	Date	Distance maximale
270°	Lait de vache	Iode	Fin Phase fusion (02/08/2011)	108 km
72°	Lait de vache	Iode	Fin Phase U5 (06/08/2011)	253 km
160°	Lait de vache	Iode	Fin Phase U5 (06/08/2011)	77 km

## 7.4 ETUDE STATISTIQUE

La réalisation de 6000 simulations différentes avec les séquences météorologiques de ces dix dernières années a mis en évidence la grande variabilité des résultats de conséquences radiologiques de l'accident grave. Le tableau ci-dessous présente une synthèse des informations statistiques obtenues avec cette étude.



**Tableau 33 : Synthèse des résultats de l'étude statistique**

	Résultats statistiques		
	Médiane	Percentile 5%	Percentile 95%
Evacuation	14 km	7 km	24 km
Mise à l'abri	35 km	19 km	60 km
Prise de comprimés d'iode stable	CD : 72 km LD : 35 km	CD : 17 km LD : 42 km	CD : hors domaine LD : 66 km
Périmètre d'Eloignement	0 km	0 km	1,6 km
Zone de Surveillance renforcée des Territoires	220 km	80 km	710 km

## **8 CONCLUSION GENERALE**

L'étude des conséquences radiologiques de cet accident de fusion du cœur survenant sur un REP de 900 MWe a mis en avant les points suivants :

- le scénario retenu pour cette étude conduit à un rejet atmosphérique de produits radioactifs se décomposant en deux phases distinctes en termes de composition isotopique et de direction du rejet. Avant l'ouverture du dispositif U5, le rejet est composé principalement d'isotopes sous forme d'aérosols. Les conditions météorologiques retenues impliquent une dispersion vers l'ouest. Après l'ouverture du dispositif U5, le rejet s'intensifie et est composé majoritairement d'iode sous forme organique et de gaz rares. Les conditions météorologiques retenues engendrent cette fois une dispersion à l'est du point de rejet. Cette particularité est due à la séquence météorologique utilisée. En effet, une bascule de vent, de l'ouest vers l'est, s'effectue au même instant que l'ouverture du dispositif U5 ;
- avant l'ouverture du dispositif U5, le rejet d'aérosols, à l'ouest, induit une contamination radiologique de l'environnement persistante. En effet, la période radioactive du césium conduit un dépôt décroissant lentement dans le temps. A l'inverse, le rejet correspondant à l'ouverture U5 étant principalement composé d'iode, la contamination à l'est diminue rapidement. Il est tout de même important de noter que les doses engendrées sont en revanche plus élevées pour cette deuxième phase de rejet, notamment en ce qui concerne la dose équivalente à la thyroïde ;
- la dose équivalente à la thyroïde reçue par ingestion de denrées contaminées pendant la phase de rejet représente plus de 50 % de la dose reçue, par ingestion de denrées contaminées, au cours de la première année avec des niveaux supérieurs aux valeurs guides associées aux actions de protection de la phase d'urgence (500 mSv pour un enfant 2-7 ans vivant à 2 km à l'ouest du CNPE). Il apparaît donc essentiel de protéger la voie de contamination par ingestion dès le début des rejets, en préconisant des recommandations de non consommation des denrées produites localement.

## ANNEXE 1

### Principe d'un calcul de dispersion atmosphérique

La dispersion atmosphérique de polluants s'intéresse à l'ensemble des phénomènes physiques qui se produisent dans l'atmosphère. Les principaux mécanismes et leur modélisation sont rappelés par exemple dans [11]. Les modèles de dispersion atmosphérique constituent un des maillons permettant d'établir le lien entre un rejet radioactif et les problématiques de contamination de l'air et des sols.

Les modèles numériques de dispersion atmosphérique utilisés pour cette étude reposent sur l'utilisation de deux sources d'information : la quantification et la cinétique du rejet à l'atmosphère (présentée au début de ce document) et un scénario météorologique. Ces deux sources d'information avec une paramétrisation des phénomènes de transferts atmosphériques permettent d'obtenir une évaluation de l'activité dans l'air et des dépôts au sol. La mise en œuvre d'un calcul de dispersion, réalisé dans le cadre de cette étude, est illustrée sur la Figure 97 suivante.

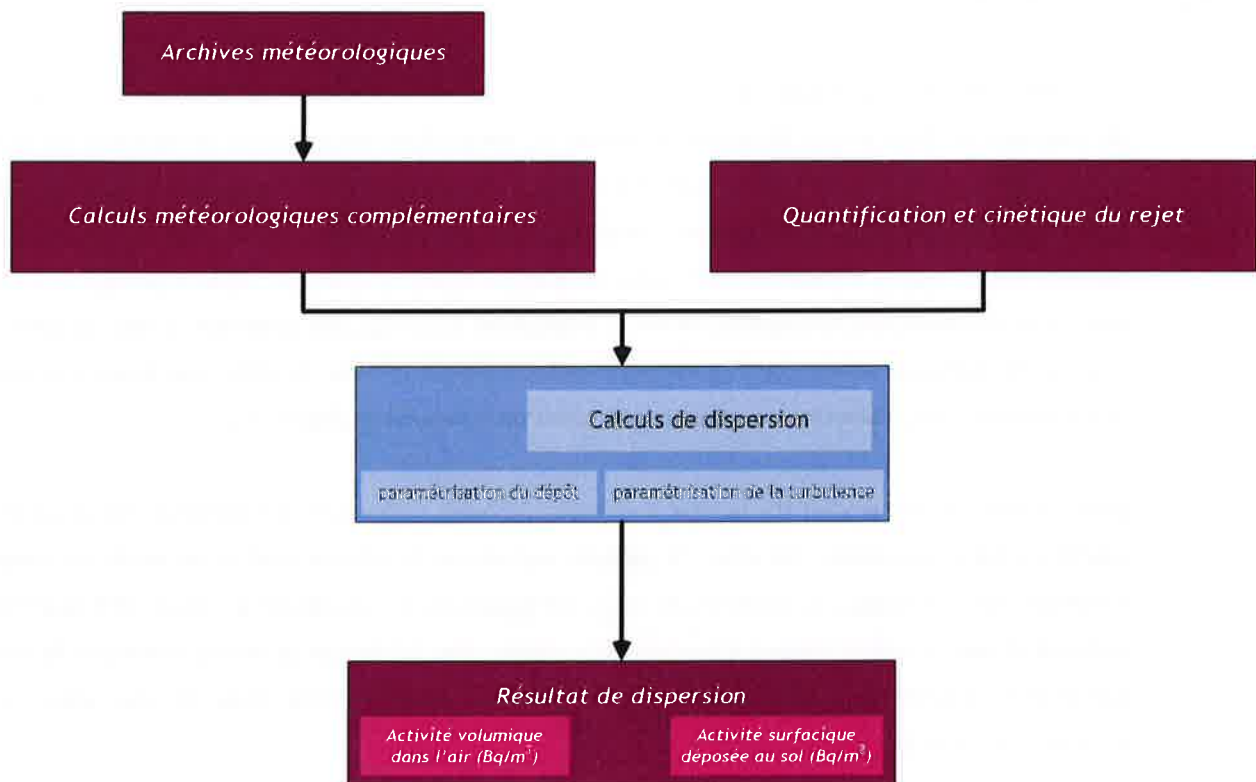


Figure 97 : Schéma de mise en œuvre des calculs de dispersion

L'étude réalisée ici implique un rejet sur une période de 21 jours. Compte tenu de cette durée, le rejet à l'atmosphère va nécessairement être transporté sur des distances importantes (quelques milliers de kilomètres). Il est donc nécessaire de mettre en œuvre un modèle numérique de dispersion atmosphérique sur une échelle qui englobe la France ainsi qu'une partie des pays limitrophes. Ce modèle, pour des raisons techniques (temps de calcul, taille des fichiers de sortie, résolutions physiques...) ne permet pas une résolution fine au voisinage de la source de rejet. Il est donc nécessaire de mettre également en œuvre un modèle numérique de dispersion atmosphérique pour les petites échelles (quelques centaines de mètres à quelques dizaines de kilomètres). Ainsi

deux calculs de dispersion ont été réalisés pour cette étude. Il est important de noter qu'il existe des limites associées à ces deux modèles de dispersion (cf. Annexe 4).

Le scénario météorologique utilisé dans cette étude est un scénario météorologique réel. En effet, les modèles numériques de dispersion à ces échelles peuvent utiliser une description réaliste de l'état de l'atmosphère au cours du temps. Il n'est pas possible, pour un tel scénario, d'utiliser des scénarios météorologiques synthétiques comme utilisées dans les études précédentes ([11], [12]). La situation météorologique correspond à celle enregistrée du 31 juillet au 24 août 2011.

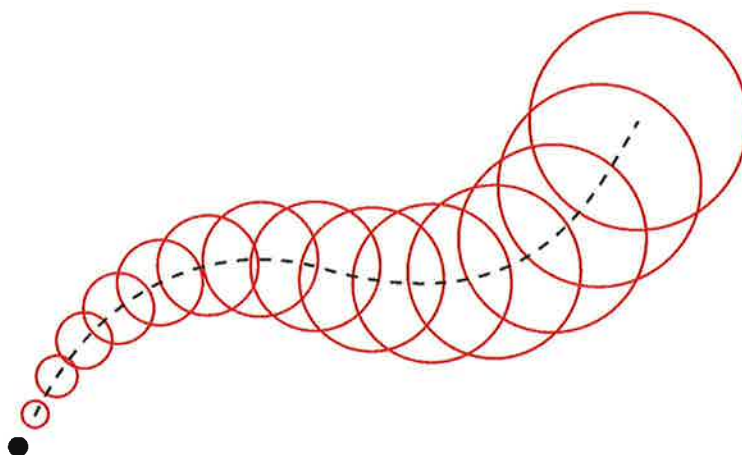
Pour cette étude, les évaluations de conséquences ont été effectuées de manière similaire à ce qui pourrait être réalisé en contexte de crise réelle. Néanmoins, il est important de noter que dans un cas réel, les premiers résultats d'évaluation ne seraient pas disponibles sur la période complète de 21 jours dès le début. En effet, Météo-France (ou tout autre service météorologique) délivre les prévisions météorologiques pour une période maximale de l'ordre de 4 jours par rapport à une date donnée. Ces prévisions sont actualisées toutes les 6 heures. Ainsi, pour une situation réelle, les évaluations de conséquences seraient donc mises à jour régulièrement couvrants une période maximale de l'ordre de 2 à 3 jours.

## ANNEXE 2

### Modélisation de la dispersion à petite échelle

Le modèle numérique utilisé pour simuler la dispersion atmosphérique du rejet à courte distance est le modèle pX ([1], [2]). Ce modèle fait partie de la catégorie des modèles à bouffées gaussiennes ([4], [6]) qui modélisent le comportement du rejet dans l'atmosphère de manière simplifiée.

La méthode de modélisation de la dispersion turbulente de matière par bouffées gaussiennes est une approche simplifiée de représentation du transport des polluants dans l'atmosphère, qui est adaptée à une utilisation opérationnelle. En effet, les temps de calcul sont courts et les données d'entrée nécessaires au fonctionnement du modèle sont simples. Dans un modèle de ce type, l'approche utilisée consiste à décomposer le rejet de polluants en une succession de rejets instantanés. Chacun de ces rejets est modélisé par une bouffée gaussienne qui diffuse au cours du temps. Le centre de masse de chaque bouffée est transporté par le champ de vitesse moyenne, qui est supposé uniforme à l'échelle de la bouffée à chaque instant mais qui évolue au cours du temps. À un instant donné, l'activité en un point de l'espace est obtenue en ajoutant les contributions de toutes les bouffées émises depuis le début du rejet. Le principe de ce type de modèle est schématisé sur la Figure 98 suivante.



**Figure 98 : Principe d'un modèle de dispersion par bouffées gaussiennes. Le rond noir représente la position du rejet. Les cercles illustrent les positions des différentes bouffées utilisées pour discrétiser le panache**

Le phénomène de diffusion (notamment par la turbulence atmosphérique) est modélisé en utilisant une paramétrisation des écarts-types par classe de conditions météorologiques. La paramétrisation utilisée pour cette étude est celle de Doury [4]. Elle permet de distinguer deux classes de conditions atmosphériques : les conditions dites de stratification stable (DF) typiques de la nuit et les conditions dites de stratification instable ou neutre (DN) typiques des situations de jour ensoleillé.

Les phénomènes de dépôts sont modélisés. Les dépôts dits « secs » qui résultent de l'interaction entre les produits rejetés dans l'atmosphère et le sol, sont pris en compte en utilisant une formulation intégrant la notion de vitesse de dépôt. Les dépôts dits « humides » qui résultent uniquement du lessivage des produits rejetés par la pluie, sont modélisés à partir d'une formulation qui dépend principalement de l'intensité de la pluie [11]. De plus, les phénomènes de filiation et de décroissance radioactive sont également modélisés.



## **ANNEXE 3**

### **Modélisation de la dispersion à grande échelle**

Le modèle numérique de dispersion atmosphérique utilisé pour les plus grandes échelles spatiales est le modèle IdX [7]. Ce modèle numérique est un code tridimensionnel eulérien, c'est-à-dire qu'il évalue, pour chaque pas de temps du calcul, les concentrations (ou les activités volumiques) en chaque point d'un maillage tridimensionnel structuré prédéfini. Le calcul est réalisé à partir des équations de conservation de la mécanique des fluides et de paramétrisations associées.

Cette approche de la modélisation du comportement d'un rejet atmosphérique permet de prendre en compte naturellement un champ météorologique réaliste. Comme le modèle pX pour la petite échelle, IdX modélise les dépôts secs et humides. Les approches utilisées pour les phénomènes de dépôt sont similaires à ceux de pX. La turbulence est, quant à elle, modélisée de manière différente. Le principe de classe et d'écarts types ne peut pas être utilisé. La turbulence est évaluée au travers d'un coefficient de diffusion turbulent qui apparaît dans les équations de conservation résolues par le modèle. Pour cette étude, le modèle de Troen&Mhart [7] est utilisé.

Compte tenu de la durée du rejet, les distances sur lesquelles le rejet est transporté sont nécessairement importantes (quelques milliers de kilomètres). Il est donc nécessaire de réaliser un calcul de dispersion sur une échelle supérieure à celle de la France.

## **ANNEXE 4**

### **Les limites des deux modèles de dispersion**

Comme tout modèle, pX et ldX sont une représentation simplifiée de la réalité physique qu'ils modélisent. Ils sont construits sur des hypothèses ([1], [7]) qui déterminent leur domaine de validité.

Il est important de rappeler que les deux modèles utilisés dans cette étude ne sont pas couplés entre eux, c'est-à-dire que tous les calculs réalisés sont faits indépendamment les uns des autres. Les effets associés sont l'existence d'une certaine incohérence entre les résultats des deux calculs pour une même position spatiale.

Les modèles de dépôts sont des modèles très simplifiés. En particulier, le modèle de dépôt sec ne tient pas compte de l'occupation du sol alors qu'elle joue un rôle prépondérant. De plus, le modèle de dépôt humide ne modélise que le lessivage par la pluie. Le phénomène de captage par le nuage d'éléments du rejet atmosphérique qui tombent au sol lorsque ce nuage devient précipitant est aussi un phénomène important qui n'est pas pris en compte pour cette étude.

## ANNEXE 5

### Répartition des isotopes par catégorie et présentation de leur période radioactive

Le tableau ci-dessous présente la période radioactive par ordre croissant de chaque isotope réparti par classe NMA :

Classe NMA	Isotope	Période radioactive	Classe NMA	Isotope	Période radioactive
Isotope de strontium dont <sup>90</sup> Sr	Sr-91	9,5 heures	Isotopes de période > 10 jours dont <sup>134</sup> Cs et <sup>137</sup> Cs	Ba-140	12,74 jours
	Sr-89	50,5 jours		Cs-136	13,1 jours
	Sr-90	29,14 ans		Pr-143	13,56 jours
Isotopes d'iode dont <sup>131</sup> I	I-134	52,6 minutes		Ce-141	32,5 jours
	I-132m	1,39 heures		Te-129m	33,6 jours
	I-132	2,3 heures		Nb-95	35,15 jours
	I-135	6,61 heures		Ru-103	39,28 jours
	I-133	20,8 heures		Y-91	58,51 jours
	I-131	8,04 jours		Zr-95	63,98 jours
	I-129	15710752,79 ans		Te-127m	109 jours
Isotope de plutonium et d'éléments transplutoniums à émission alpha dont <sup>239</sup> Pu et <sup>241</sup> Am	Cm-244	18,12 ans		Ce-144	284,3 jours
	Pu-238	87,8 ans		Ru-106	1,01 ans
	Am-241	432,5 ans		Cs-134	2,06 ans
	Pu-240	6541,48 ans		Nb-93m	13,61 ans
	Pu-242	376557,58 ans		Cs-137	30,02 ans
Pu-241	14,41 ans	U-233		158608,57 ans	
				Tc-99	213145,9 ans
				U-234	244667,46 ans
				Zr-93	1531048,01 ans
				Np-237	2141465,63 ans
				Cs-135	2301575,34 ans
				U-236	23431037,54 ans
				U-235	704282090,31 ans
				U-238	4471061643,84 ans
				Rb-87	47032185438,86 ans

Le tableau ci-dessous présente la période radioactive par ordre croissant de chaque isotope classé dans la catégorie des isotopes à période radioactive inférieure à 10 jours :

Catégorie	Isotope	Période radioactive
Isotopes de période < 10 jours	Rh-106	29,9 secondes
	Nb-97m	60 secondes
	Ba-137m	2,55 minutes
	Pr-144m	7,2 minutes
	Pr-144	17,28 minutes
	Rb-88	17,8 minutes
	Te-131	25 minutes
	Cs-138	32,2 minutes
	Y-91m	49,71 minutes
	Rh-103m	56,12 minutes
	Te-129	1,16 heures
	Nb-97	1,2 heures
	Cs-134m	2,9 heures
	Y-92	3,54 heures
	La-141	3,93 heures
	Sb-129	4,32 heures
	Ru-105	4,44 heures
	Tc-99m	6,02 heures
	Te-127	9,35 heures
	Y-93	10,1 heures
	Zr-97	16,9 heures
	Te-131m	1,25 jours
	Ce-143	1,38 jours
	Rh-105	1,47 jours
	La-140	1,68 jours
	Np-239	2,36 jours
	Y-90	2,67 jours
	Mo-99	2,75 jours
	Te-132	3,26 jours
	Nb-95m	3,61 jours
Sb-127	3,85 jours	
U-237	6,75 jours	



## ANNEXE 6

### Liste des radionucléides rejetés à l'atmosphère (isotopes initiaux + filiations)

Le tableau ci-dessous présente la liste des radionucléides rejetés à l'atmosphère en prenant en compte la filiation radioactive des isotopes initiaux :

Ba-137m	Pb-209	Pa-234	I-131
Ba-140	Tl-209	Ru-103	Xe-131m
La-140	Np-239	Rh-103m	Te-131m
Ce-141	Pu-239	Ru-105	Te-132
Ce-143	U-235	Rh-105	I-132
Pr-143	Th-231	Ru-106	Kr-83m
Ce-144	Pa-231	Rh-106	Kr-85
Pr-144	Ac-227	Sb-127	Kr-85m
Pr-144m	Th-227	Te-127	Kr-87
Cm-244	Ra-223	Te-127m	Rb-87
Pu-240	Rn-219	Sb-129	Kr-88
U-236	Po-215	Te-129	Xe-133
Th-232	Pb-211	I-129	Xe-133m
Ra-228	Bi-211	Te-129m	Xe-135
Ac-228	Tl-207	Sr-89	Cs-135
Th-228	Po-211	Sr-90	Xe-135m
Ra-224	Fr-223	Y-90	Xe-138
Rn-220	Pu-238	Sr-91	I-132m
Po-216	U-234	Y-91m	I-133
Pb-212	Th-230	Y-91	I-134
Bi-212	Ra-226	Y-92	I-135
Po-212	Rn-222	Y-93	I-131_I
Tl-208	Po-218	Zr-93	I-132_I
La-141	Pb-214	Nb-93m	I-132m_I
Nb-95	Bi-214	Zr-95	I-133_I
Nb-97	Po-214	Nb-95m	I-134_I
Nb-97m	Pb-210	Zr-97	I-135_I
Np-237	Bi-210	Cs-134	I-131_IM
Pa-233	Po-210	Cs-134m	I-132_IM
U-233	At-218	Cs-136	I-132m_IM
Th-229	Pu-241	Cs-137	I-133_IM
Ra-225	Am-241	Cs-138	I-134_IM
Ac-225	U-237	Mo-99	I-135_IM
Fr-221	Pu-242	Tc-99m	
At-217	U-238	Tc-99	
Bi-213	Th-234	Rb-88	
Po-213	Pa-234m	Te-131	

## ANNEXE 7

### Répartition des radionucléides déposés au sol en fonction des catégories NMA

Par rapport aux catégories de radionucléides pris en compte dans le règlement Euratom N°2218/89, une cinquième catégorie de radionucléides a été ajoutée pour les besoins de l'étude. Elle correspond aux autres isotopes présentant une période radioactive inférieure à 10 jours. Le tableau ci-dessous présente la répartition des radionucléides déposés au sol en fonction des catégories définies par le règlement EURATOM [19] :

	Radionucléides déposés
Isotopes de strontium dont $^{90}\text{Sr}$	Sr-89, Sr-90, Sr-91
Isotopes d'iode dont $^{131}\text{I}$	I-131, I-132, I-132m, I-133, I-134, I-135
Isotope de plutonium et d'éléments transplutoniums à émission alpha dont $^{239}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am}$	Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-242, Am-241, Cm-244
Isotopes de période > 10 jours dont $^{134}\text{Cs}$ et $^{137}\text{Cs}$	Ba-140, Ce-141, Ce-144, Cs-134, Cs-135, Cs-136, Cs-137, Nb-93m, Nb-95, Np-237, Pr-143, Pu-241, Rb-87, Ru-103, Ru-106, Tc-99, Te-127m, Te-129m, U-233, U-234, U-235, U-236, U-238, Y-91, Zr-93, Zr-95
Isotopes de période < 10 jours	Ba-137m, Ce-143, Cs-134m, Cs-138, La-140, La-141, Mo-99, Nb-95m, Nb-97, Nb-97m, Np-239, Pr-144, Pr-144m, Rb-88, Rh-103m, Rh-105, Rh-106, Ru-105, Sb-127, Sb-129, Tc-99m, Te-127, Te-129, Te-131, Te-131m, Te-132, U-237, Y-90, Y-91m, Y-92, Y-93, Zr-97

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] - D. DIDIER, I. KORSAKISSOK, L. SOULHAC - « Projet pX, Note de principe pX 1.2 », Note technique IRSN/PRP-CRI/SESUC/2014-00028.
- [2] - I. KORSAKISSOK, D.DIDIER. - « Spécifications générales du code recherche de px 1.2. », Note technique IRSN/PRP-CRI/SESUC/2014-00027.
- [3] - M. TOMBETTE et A. MATHIEU - « Qualification du modèle pX, premières comparaisons. », Note technique IRSN/DEI/SESUC/08-087, 2008. « Qualification du modèle pX : comparaisons sur les campagnes de Lillestrom, Kincaid et Indianapolis », Note technique IRSN/DEI/SESUC/09-046.
- [4] - A. DOURY - « Le vademecum des transferts atmosphériques. », Rapport CEA-DSN-440, 1981.
- [5] - A. DOURY - « Une méthode de calcul pratique et générale pour la prévision numérique des pollutions véhiculées par l'atmosphère », Rapport CEA-R-4280 Rév.1, CEA, 1976.
- [6] - M. MONFORT - « Présentation du modèle de dispersion atmosphérique du code SIROCCO », Note technique IPSN DPEA/SECRI/99-121, Septembre 1999.
- [7] - D. QUELO - « IdX v1 - Note de Principe », Rapport IRSN/PRP-CRI/SESUC n°2013-00194
- [8] - CODIRPA - «Eléments de Doctrine pour la gestion post-accidentelle d'un accident nucléaire», 5 octobre 2012.
- [9] - Y. MINIER et O. ISNARD - « Evaluation des transferts atmosphériques du rejet accidentel de Tchernobyl », Rapport IRSN/DEI/SESUC/06-01, 2006.
- [10] - D. QUELO, M. KRISTA, M. BOCQUET, O. ISNARD, Y. MINIER et B. SPORTISSE B. - «Validation of the Polyphemus platform: the ETEX, Chernobyl and Algeciras cases.», *Atm Environ*, 41, 26, pp5300-5315, doi:10.1016/j.atmosenv.2007.02.035, 2007.
- [11] - N. REALES et E. QUENTRIC - « CODIR-PA : présentation de deux scénarios d'accident affectant une centrale nucléaire française. », Note technique IRSN/DEI/SARG/07-026 et IRSN/DEI/SESUC/07-53, 2007.
- [12] - N. REALES, S. MASSET et E. NAVARRO - « CODIR-PA : conséquences à court et moyen termes d'un rejet de plutonium dans l'atmosphère. », Note technique IRSN/DEI/SESUC/08-069, 2008.
- [13] - I. KORSAKISSOK, A. MATHIEU et D. DIDIER - « Atmospheric dispersion and ground deposition induced by the Fukushima Nuclear Power Plant accident : A local-scale simulation and sensitivity study », *journal Science Direct*, 2013.
- [14] Ph. CALMON « Equations et paramètres du logiciel ASTRAL v2.3 », Rapport IRSN DEI/SECRE/2009-06, Mars 2009.
- [15] ICRP Publication 66, « Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection », Pergamon Press, September 1993
- [16] F. CHARPIN - « Accident de réacteur - Scénario S3 - PARTIE A : Conséquences radiologiques », Note technique IPSN DPHD/SEGR/98 n°49 - indice 2, Novembre 1999.
- [17] F. CHARPIN - « Accident de réacteur - Scénario S3 - PARTIE B : Les Contre-mesures, description estimation de leur efficacité », Note technique IPSN DPHD/SEGR/98 n°51 - indice 3, Novembre 1999.
- [18] - M. BADIE, Ch. BRUN-YABA, B. CESSAC, J.M. PERES - « Stratégies de réhabilitation : méthodologie d'évaluation d'un environnement contaminé suite à un accident - Application à l'exercice Becquerel », Rapport DPRE/SERGD n°99-13, 1999.
- [19] Règlement EURATOM N° 2218/89 du conseil du 18 juillet 1989 modifiant le règlement N° 3954/87 fixant les niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive pour les denrées alimentaires et les aliments pour bétail après un accident nucléaire ou dans toute autre situation d'urgence radiologique, 1989.
- [20] N. REALES - « paZ - Jeu de données internes - Version 1.1 », Fiche Technique PRP-CRI SESUC 2013-00010.

