

# Comité Directeur pour la gestion de la phase post-accidentelle d'un accident nucléaire ou d'une situation radiologique (CODIRPA)



## Groupe de travail n° 3

« Évaluation des conséquences radiologiques et  
dosimétriques en situation post-accidentelle »



Rapport final  
4 décembre 2010

**DOCUMENT DE TRAVAIL POUR LE CODIRPA**

# SOMMAIRE

<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>5</b>
<b>2. LA CONTAMINATION DE L'ENVIRONNEMENT ET L'EXPOSITION DES PERSONNES EN SITUATION POST-ACCIDENTELLE</b> .....	<b>7</b>
2.1. QUELQUES DÉFINITIONS ET ÉLÉMENTS DE MÉTHODE .....	7
2.2. LA FORMATION DES DÉPÔTS RADIOACTIFS .....	8
2.3. LA CONTAMINATION DES PRODUITS VÉGÉTAUX ET ANIMAUX.....	11
2.3.1. Contamination des végétaux.....	11
2.3.2. Contamination des animaux et des denrées d'origine animale .....	13
2.4. LA CONTAMINATION DES MILIEUX BÂTIS .....	15
2.5. QUELQUES RAPPELS SUR LES VOIES D'EXPOSITION DES PERSONNES .....	16
2.6. LE ZONAGE POST-ACCIDENTEL.....	18
2.6.1. La Zone de Protection des Populations (ZPP) .....	19
2.6.2. La Zone de Surveillance renforcée des Territoires (ZST).....	20
<b>3. PRINCIPES ET MÉTHODES POUR ÉVALUER LA CONTAMINATION DE L'ENVIRONNEMENT</b> .....	<b>21</b>
3.1. GRANDEURS RADIOLOGIQUES CARACTÉRISTIQUES .....	21
3.1.1. Débit de dose ambiant .....	21
3.1.2. Activité volumique de l'air .....	22
3.1.3. Activité volumique de l'eau de pluie .....	23
3.1.4. Activité surfacique (dépôt surfacique) .....	24
3.1.5. Activité massique d'un solide (produit consommable, matériaux) .....	25
3.1.6. Activité volumique d'un liquide (eau, lait, etc.) .....	25
3.2. CARACTÉRISATION DES DÉPÔTS RADIOACTIFS À L'ISSUE DE LA PHASE D'URGENCE .....	25
3.2.1. Généralités sur la caractérisation des dépôts radioactifs .....	25
3.2.2. Estimation des dépôts à l'aide d'outils de modélisation .....	27
3.2.3. Caractérisation des dépôts par des mesures .....	29
3.3. CARACTÉRISATION DE LA CONTAMINATION DES PRODUCTIONS AGRICOLES .....	41
3.3.1. Évaluation prédictive de la contamination des denrées agricoles .....	41

3.3.2. Mesure de la radioactivité des denrées .....	44
3.4. CARACTÉRISATION DE LA CONTAMINATION DES DÉCHETS, DES MATÉRIAUX ET DES PRODUITS MANUFACTURÉS .....	46
3.4.1. Problématique de la caractérisation de la contamination des matériaux et produits.....	46
3.4.2. Rappel des propositions du GT6 pour la gestion des déchets, des produits et des matériaux	47
3.4.3. Mesure de la radioactivité des produits, matériaux et déchets.....	47
<b>4. ORGANISATION DES MESURES DE LA RADIOACTIVITÉ DE L'ENVIRONNEMENT ....</b>	<b>51</b>
4.1. DÉFINITION DES PROGRAMMES DE MESURES RADIOLOGIQUES DANS L'ENVIRONNEMENT .....	51
4.1.1. Finalité des mesures de radioactivité en situation post-accidentelle.....	52
4.1.2. Principes généraux pour la définition des programmes de mesures.....	56
4.1.3. Organisation de la surveillance de l'environnement dans l'espace et dans le temps .....	59
4.2. ORGANISATION DES PRÉLÈVEMENTS DANS L'ENVIRONNEMENT ET GESTION DES ÉCHANTILLONS .	69
4.2.1. Mobilisation et organisation des acteurs pour prélever des échantillons dans l'environnement .....	69
4.2.2. Aspects pratiques et logistiques des prélèvements .....	71
4.3. MESURES DE LA RADIOACTIVITÉ DES ÉCHANTILLONS EN LABORATOIRE .....	73
4.3.1. Problématique de la mesure d'échantillons contaminés .....	74
4.3.2. Proposition d'un guide de bonnes pratiques des laboratoires .....	77
4.3.3. Stratégie analytique pour les mesures destinées au contrôle de la radioactivité des denrées et des produits .....	79
4.4. IDENTIFICATION ET PRÉPARATION DES ACTEURS DE LA MESURE DE LA RADIOACTIVITÉ .....	87
4.4.1. Intervenants pour la réalisation des mesures in situ.....	87
4.4.2. Laboratoires de mesure agréés .....	96
4.4.3. La formation et l'entraînement à la mesure en situation post-accidentelle.....	104
4.4.4. Organisation de la mobilisation des capacités de mesure.....	106
4.5. GESTION DES RÉSULTATS DE MESURE .....	109
4.5.1. Collecte, exploitation et restitution des résultats de mesure dans l'environnement .....	109
4.5.2. Mise à disposition des résultats et information du public .....	114
<b>5. ÉVALUATION DES DOSES REÇUES PAR LES PERSONNES EXPOSÉES.....</b>	<b>118</b>
5.1. LES TECHNIQUES DE MESURES DE L'EXPOSITION INDIVIDUELLE DES PERSONNES.....	118
5.1.1. Dosimétrie externe .....	118

5.1.2. Anthroporadiamétrie .....	119
5.1.3. Analyses radiotoxicologiques.....	119
5.1.4. Dosimétrie biologique et biophysique .....	119
5.2. ÉVALUATION RÉTROSPECTIVE DES DOSES REÇUES PAR LES PERSONNES EXPOSÉES .....	120
5.2.1. Identification des populations concernées.....	120
5.2.2. Techniques de mesure de la contamination interne des personnes .....	121
5.3. PROPOSITION D'UNE STRATÉGIE D'ÉVALUATION DES DOSES REÇUES PAR LA POPULATION EXPOSÉE LORS DE L'ACCIDENT.....	124
5.3.1. Principes généraux à retenir .....	124
5.3.2. Mise en œuvre des principes généraux.....	126
5.3.3. Restitution des résultats de mesure .....	128
5.3.4. Collecte, exploitation et mise à disposition des résultats de mesure sur les personnes ....	129
<b>6. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES .....</b>	<b>131</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX.....</b>	<b>132</b>
<b>LISTE DES FIGURES .....</b>	<b>133</b>
<b>LISTE DES ACRONYMES.....</b>	<b>135</b>
<b>ANNEXE 1 - LISTE DES RÉUNIONS DU GT3 DE 2006 À 2010 .....</b>	<b>137</b>
<b>ANNEXE 2 - LISTE DES PERSONNES CONVIÉES AUX RÉUNIONS, DES PARTICIPANTS ET DES CONTRIBUTEURS DU GT3 .....</b>	<b>139</b>
<b>ANNEXE 3 - LA FORMATION DES DÉPÔTS RADIOACTIFS .....</b>	<b>141</b>
<b>ANNEXE 4 - LA CONTAMINATION DES VÉGÉTAUX ET DES PRODUITS ANIMAUX .....</b>	<b>146</b>
<b>ANNEXE 5 - OUTILS ET MÉTHODES DE CARACTÉRISATION DES DÉPÔTS FONDÉS SUR LA MODÉLISATION .....</b>	<b>152</b>
<b>ANNEXE 6 - ORDRE DE GRANDEUR DES NIVEAUX DE CONTAMINATION SUSCEPTIBLES D'ÊTRE OBSERVÉS DANS L'ENVIRONNEMENT POUR LES SCÉNARIOS ÉTUDIÉS PAR LE CODIRPA .....</b>	<b>158</b>
<b>ANNEXE 7 - RÉVISION GÉNÉRALE DES POLITIQUES PUBLIQUES .....</b>	<b>164</b>

# **1. INTRODUCTION**

Dans le cadre de la directive interministérielle du 7 avril 2005 sur l'action des pouvoirs publics en cas d'événement entraînant une situation d'urgence radiologique, le Comité directeur pour la gestion de la phase post-accidentelle d'un accident nucléaire ou d'une situation d'urgence radiologique (CODIRPA), mis en place par l'Autorité de sûreté nucléaire (ASN), a pour objectif général d'élaborer la doctrine fondant l'organisation et l'action des pouvoirs publics en situation post-accidentelle.

Une situation post-accidentelle (appelée également « post-événementielle ») désigne une situation suspectée ou avérée de contamination radiologique de l'environnement ou de personnes à la suite d'un accident survenu dans le cadre d'une activité nucléaire ou d'un acte de malveillance impliquant des substances radioactives. Dans une première étape, le CODIRPA s'est donné pour mission de travailler autour de scénarios d'accident d'ampleur « moyenne » affectant un réacteur nucléaire électrogène en France, ainsi qu'un scénario générique de rejet de plutonium.

Divers groupes de travail thématiques ont été mis en place depuis la fin 2005, dont le groupe n°3 (GT3) consacré à la problématique de l'évaluation des conséquences radiologiques et dosimétriques en situation post-accidentelle. L'animation de ce groupe de travail a été confiée à l'IRSN, de la manière suivante :

- pilotage du groupe : Didier Champion, IRSN ;
- secrétariat technique (préparation des ordres du jour et rédaction des comptes-rendus) : Emmanuel Quentric, puis Sonia Masset et enfin Claire Gauvin, tous trois du Service des situations d'urgence et d'organisation de crise (SESUC) de l'IRSN.

Le GT3 a réuni des personnes appartenant à des organismes susceptibles d'agir en situation post-accidentelle, en tant que contributeurs à l'évaluation des conséquences radiologiques et dosimétriques ou en tant que bénéficiaires des résultats d'évaluation, ou les deux à la fois. Ont ainsi été conviés aux réunions du GT3 :

- les principales administrations ministérielles ayant l'usage des résultats d'évaluation, par ailleurs présentes au comité directeur : ASN, DSND, DSC, DGAL, DGCCRF, SGDSN ;
- les agences sanitaires et des organismes publics directement impliqués dans la gestion des conséquences post-accidentelles et qui sont utilisateurs des résultats d'évaluation ou détenteurs de données permettant d'affiner cette évaluation : InVS, AFSSA, AFSSET (ces deux dernières agences étant aujourd'hui réunies pour former l'Anses), Météo France, etc. ;
- les principaux exploitants d'INB, à la fois en qualité d'exploitant d'une installation qui pourrait être à l'origine d'une situation post-accidentelle, mais aussi en tant qu'entreprise détenant une capacité d'expertise (mesures) de la contamination de l'environnement et des personnes : CEA, EDF, AREVA ;
- les services déconcentrés de l'État susceptibles de contribuer à la démarche d'évaluation grâce à leur action sur le terrain (organisation de la collecte d'échantillons, contacts avec des

personnes et institutions locales, etc.) et à leurs connaissances sur les caractéristiques locales des activités, des pratiques, des modes de vie, etc. ;

- les laboratoires institutionnels ou associatifs impliqués dans la réalisation de mesures de la radioactivité dans l'environnement ou sur les personnes (outre l'IRSN) ;
- les acteurs locaux (élus ou associatifs) directement concernés par les informations qui résulteraient d'une évaluation des conséquences post-accidentelles (membres de CLI).

La liste des réunions du GT3 et des contributeurs invités figure en annexe 1. La liste des personnes conviées et présentes à ces réunions est fournie en annexe 2.

Le GT3 a produit un rapport d'étape daté du 2 décembre 2007, rendant compte de l'avancement des travaux sur la période 2006-2007. En 2007, un nouveau groupe de travail, également animé par l'IRSN, a été mis en place parallèlement au GT3 pour traiter spécifiquement le sujet des hypothèses à utiliser pour mener les évaluations des conséquences radiologiques et dosimétriques en situation post-accidentelle (GT « Hypothèses »), dont le rapport final date du 20 janvier 2010. Le présent rapport y fait largement référence sans en développer davantage le contenu.

Le GT3 a examiné les différentes techniques disponibles pour évaluer les conséquences radiologiques et dosimétriques, en analysant leur intérêt, leurs conditions de mise en œuvre et leurs limites. Cet examen a été mené dans le contexte de la caractérisation de l'état radiologique de l'environnement et de l'exposition des personnes dans les heures et les premiers jours qui suivent la fin des rejets radioactifs (cette période est également appelée phase de transition).

Le présent rapport a été rédigé à partir des principaux éléments présentés et discutés au cours des 19 réunions du GT3 qui se sont tenues sur la période 2006-2010. Il s'agit d'un document de travail destiné au CODIRPA, qui propose diverses recommandations et pistes de travail concernant l'évaluation des conséquences radiologiques et dosimétriques. Compte-tenu de l'existence du rapport du GT « Hypothèses » qui est plus particulièrement consacré à l'évaluation prédictive des conséquences à l'aide de modèles, le présent rapport traite principalement des questions relatives à l'organisation des mesures de la radioactivité dans l'environnement et sur des personnes exposées.



- **le recours au calcul et à la modélisation** : cette approche permet d'estimer des paramètres non directement établis par la mesure, notamment pour interpoler des résultats acquis, prédire des situations futures, comparer des scénarios de gestion, etc.. Par ailleurs, la détermination des doses reçues par les personnes exposées par différentes voies d'atteinte nécessite obligatoirement un calcul ou une modélisation, même lorsque des mesures directes sont faites sur les personnes ; c'est le cas *a fortiori* pour estimer les doses reçues par une population à partir de données environnementales. Outre des paramètres et des résultats de mesures à caractère radiologique, l'approche par modélisation nécessite également de nombreuses données et informations sur les caractéristiques de l'environnement ou sur le mode de vie des personnes exposées, de manière à fournir une estimation aussi pertinente que possible : météorologie, hydrologie, agriculture, pratiques alimentaires, type d'activité, etc.. Il arrive couramment qu'en l'absence de telles informations, des hypothèses par défaut soient retenues pour réaliser les calculs ; dans un tel cas, il importe que ces hypothèses soient explicitées et acceptées par les différentes parties prenantes. Ce sujet a été traité spécifiquement par le GT « Hypothèses ».

En s'appuyant sur les trois scénarios accidentels proposés (un scénario de rupture du tubes de générateur de vapeur dit «RTGV», un scénario de fusion partielle du cœur du réacteur maîtrisée en cuve et un scénario générique de rejet de plutonium), le GT3 s'est attaché à analyser et comprendre les principaux phénomènes à l'origine des contaminations environnementales et des voies d'atteinte à l'homme. Sur cette base, il a été possible de mieux appréhender la capacité et les limites des différentes techniques de caractérisation de la contamination des milieux et des produits, ainsi que de l'exposition des personnes.

## 2.2. LA FORMATION DES DÉPÔTS RADIOACTIFS

Pendant la phase de rejet et jusqu'à dissipation complète du panache radioactif provoqué par l'accident, une partie des radionucléides (sous formes d'aérosols ou de gaz solubles dans l'eau) se dépose au sol, selon deux processus complémentaires : le dépôt sec et le dépôt humide (uniquement si des précipitations ont lieu). Des indications plus détaillées sur les phénomènes à l'origine des dépôts radioactifs sont fournies dans l'annexe 3.

**Le dépôt sec** se produit lorsque l'air ambiant à proximité des surfaces de dépôt contient des aérosols radioactifs, quelle que soit l'orientation de ces surfaces (horizontale, verticale ou inversée). Le dépôt sec peut se former aussi bien à l'extérieur des bâtiments qu'à l'intérieur, dès lors que l'air intérieur est contaminé (cas des rejets prolongés) ou lorsque le confinement des bâtiments est faible (ventilation ou climatisation maintenue, portes ou fenêtres ouvertes).

L'importance du dépôt sec dépend de plusieurs facteurs :

- la concentration des aérosols radioactifs dans l'air au niveau du sol ;
- la durée de la contamination de l'air au contact du sol ;
- la vitesse de dépôt au sol, elle-même liée à l'état de turbulence de l'air, à la taille des aérosols et aux caractéristiques des surfaces recevant le dépôt. Elle est d'autant plus grande que les objets au sol offrent une surface d'échange importante, comme par exemple dans une

forêt. En l'absence de pluie concomitante, le dépôt effectif rémanent immédiatement après la fin des rejets est pratiquement identique à la densité d'activité déposée au cours des rejets.

**Le dépôt humide** se forme sur les territoires où il y a des précipitations (pluie ou neige) pendant la dispersion du panache radioactif. Il résulte du lessivage des particules radioactives ou des gaz solubles (cas de l'iode) par les gouttes d'eau lors de leur trajet dans l'air.

Contrairement au dépôt sec qui dépend directement de l'activité volumique de l'air au niveau du sol, le dépôt humide est fonction des caractéristiques de l'air sur tout le parcours des gouttes d'eau, notamment en altitude ; à la limite, un dépôt radioactif humide peut se produire alors même que l'activité des radionucléides dans l'air au niveau du sol est nulle.

Lors de précipitations significatives (dépassant 5 mm), le dépôt humide est plus intense que le dépôt sec, pour un niveau de contamination de l'air donné. Son importance varie en fonction de l'efficacité du lessivage (globalement plus faible à proximité du point de rejet qu'à distance éloignée) et de la hauteur des précipitations, ce qui explique la forte hétérogénéité des dépôts et la formation de « taches » de contamination, même à grande distance du point de rejet, correspondant à de fortes précipitations locales.

Au niveau du sol, le dépôt humide a un comportement très différent du dépôt sec : selon l'importance des précipitations, il ne reste pas nécessairement sur les surfaces recevant l'eau de pluie, mais tend à se redistribuer en fonction de l'écoulement de l'eau, par exemple en ruisselant sur les surfaces végétales ou bâties, en s'infiltrant partiellement dans la terre, en étant évacué par le réseau hydrographique, ou en se concentrant vers des impluviums recueillant l'eau tombée sur les parcelles adjacentes (figure 1). Le résultat d'un tel phénomène de redistribution est difficile à prévoir tant les facteurs qui l'influencent sont nombreux et complexes. Par ailleurs, contrairement au dépôt sec, le dépôt humide n'affecte pas les lieux couverts, tels que l'intérieur des bâtiments.

#### Définitions :

Les dépôts radioactifs peuvent être décrits par deux paramètres complémentaires :

- **l'activité déposée au cours des rejets**, exprimée en  $\text{Bq.m}^{-2}$ , correspondant au cumul des retombées atmosphériques sèches et humides par unité de surface ; ce paramètre est directement relié aux conditions de dispersions atmosphériques des aérosols émis par l'accident et il est principalement utilisé par les modèles radioécologiques, pour estimer la contamination des différentes composantes de l'environnement ;
- **le dépôt rémanent à un instant donné**, également exprimé en  $\text{Bq.m}^{-2}$ , correspondant à l'activité totale des dépôts persistants à un instant donné, par unité de surface ; cette activité peut être superficielle, fixée ou labile, ou peut avoir migré en profondeur, dans les sols meubles notamment.

**C'est le dépôt rémanent qui détermine l'importance des conséquences post-accidentelles dans la durée.** Ses caractéristiques dépendent de la densité d'activité déposée, du type de dépôt (sec ou humide), de l'état de la surface recevant le dépôt (lisse ou « rugueuse », horizontale ou pentue,

exposée au vent ou abritée, etc.) et des radionucléides en cause (décroissance radioactive plus ou moins rapide, tendance plus ou moins forte à migrer). Le schéma de la figure 1 illustre les processus de dépôt sec et humide sur un sol et son couvert végétal et le dépôt rémanent qui en résulte sur ces composantes. Le dépôt rémanent observé immédiatement après la fin des rejets est sensiblement identique au cumul de l'activité déposée si l'interception des radionucléides déposés a été parfaite, ce qui est généralement le cas pour les dépôts secs ; en revanche, notamment en cas de dépôt humide, le dépôt rémanent peut être nettement différent de l'activité déposée, généralement plus faible (lorsqu'une partie de l'activité déposée par les pluies a été transportée par les eaux de ruissellement) mais parfois plus important (phénomènes de concentration sous l'effet de la convergence de l'eau de pluie contaminée tombée sur un bassin versant).

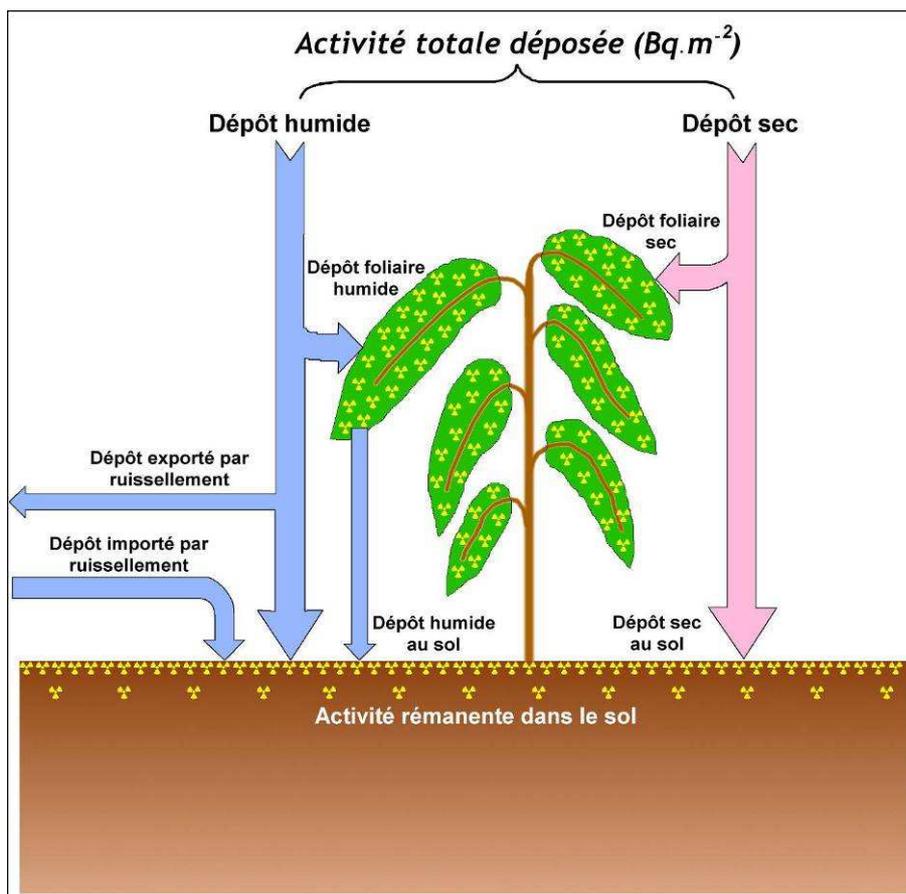


Figure 1- Schéma illustrant, de façon qualitative, les principaux phénomènes impliqués dans la formation d'un dépôt sur un sol et son couvert végétal.

Le devenir du dépôt rémanent initial au cours de la première année qui suit l'accident dépend de trois facteurs principaux :

- la décroissance radioactive des radionucléides à vie courte (de quelques heures à quelques jours) ;
- la migration, naturelle ou provoquée par l'homme, de la fraction mobile (ou labile) du dépôt ;
- la redistribution et la dilution par les processus biologiques (croissance végétale, consommation animale, etc.).

D'une façon générale, ces facteurs tendent à provoquer la diminution de l'activité initialement déposée, souvent rapidement au début, puis plus lentement par la suite.

#### Recommandation :

La connaissance de la densité d'activité déposée et du dépôt rémanent associé est essentielle dès le début de la phase de transition post-accidentelle, afin d'estimer au plus vite les conséquences prévisibles en termes de doses et de contamination des denrées agricoles (voir § 3.3.1 et rapport du GT « Hypothèses »). Pour conforter cette connaissance, qui au départ serait principalement obtenue par modélisation, il est recommandé de réaliser rapidement la caractérisation des dépôts, dans les jours qui suivent leur formation, car ceux-ci se transforment rapidement. Pour cela, il est important de réaliser un nombre suffisamment représentatif de mesures et de prélèvements, même si ceux-ci ne sont mesurés qu'ultérieurement.

## 2.3. LA CONTAMINATION DES PRODUITS VÉGÉTAUX ET ANIMAUX

La contamination des produits végétaux et animaux par les retombées atmosphériques de radionucléides dépend de nombreux facteurs environnementaux : elle est très variable selon la date des dépôts initiaux et les catégories de denrées et évolue fortement au cours du temps, notamment les premières semaines qui suivent la fin de l'accident. L'annexe 4 décrit les principaux facteurs ayant une influence sensible sur la contamination de ces produits ; les points essentiels sont résumés dans les deux paragraphes qui suivent.

### 2.3.1. CONTAMINATION DES VÉGÉTAUX

Lors de la dispersion des substances radioactives dans l'air, une partie de l'activité surfacique déposée est interceptée par les parties aériennes des végétaux et par les sols (voir figure 1). Il en résulte une contamination immédiate des végétaux par transfert foliaire.

Certains radionucléides fixés à la surface des feuilles sont absorbés sélectivement par le végétal et sont transférés par voie interne à l'ensemble de la plante, en particulier dans certains organes de réserve ou de structure tels que les fruits, le bois et les racines. L'intensité de ce phénomène, appelé translocation, dépend du type d'élément radioactif, de sa forme chimique et de l'état physiologique du végétal au moment du dépôt. L'activité ainsi incorporée par transfert foliaire se répartit plus ou moins uniformément dans la biomasse du végétal.

Par ailleurs, la part des radionucléides déposés qui se fixe dans les sols migre progressivement en profondeur, principalement sous l'action de percolation de l'eau de pluie ; le dépôt surfacique initial évolue en contamination massique des sols, exprimée en  $\text{Bq.kg}^{-1}$  sec de terre. Ainsi, des radionucléides présents dans le sol se retrouvent au contact du système racinaire des plantes (ou du mycélium des champignons) et peuvent être absorbés par la plante : il s'agit du transfert racinaire. Contrairement au transfert foliaire, la contamination des végétaux par transfert racinaire intervient de manière différée, en fonction de la migration des radionucléides dans le sol et de leur solubilité. Il s'agit d'un processus de contamination moins intense que le transfert foliaire mais qui peut agir durablement sur la

contamination des produits végétaux poussant sur des terres contaminées par des radionucléides de période radioactive suffisamment longue (typiquement le césium 137).

La contamination des végétaux s'exprime en termes d'activité massique (en Bq.kg<sup>-1</sup>). En l'absence d'indication contraire, cette activité massique se réfère à l'état frais des produits (non déshydraté) et avant toute transformation agroalimentaire.

L'importance de la contamination initiale des végétaux au début de la phase post-accidentelle dépend de nombreux facteurs, en particulier :

- les caractéristiques des retombées radioactives : la contamination des végétaux par transfert foliaire est très sensible au dépôt sec, et plus faiblement au dépôt humide, surtout aux fortes pluies, du fait du ruissellement sur les feuilles d'une partie de l'eau de pluie contaminée ;

**Recommandation :**

Pour l'évaluation prédictive des niveaux de contamination des produits végétaux au début de la phase post-accidentelle, il ne suffit pas de connaître le dépôt total, mais il faut également déterminer la part sèche et la part humide de ce dépôt. Il convient donc que les méthodes et outils d'expertise de crise permettent de déterminer ces caractéristiques et que les informations météorologiques pertinentes (localisation et intensité des pluies) soient disponibles rapidement (si possible dans les quelques heures suivant la fin des rejets).

- l'état de développement des végétaux au moment de la formation du dépôt : la contamination des végétaux par transfert foliaire est d'autant plus importante que le développement des feuilles, donc la surface d'interception, est élevé au moment de l'accident. Ainsi, les légumes à feuilles (salades, choux, poireaux, etc.) prêts à être récoltés au moment de l'accident auront une contamination maximale, contrairement aux jeunes plants dont la contamination sera beaucoup plus faible lorsqu'ils auront atteint leur maturité, du fait d'une surface d'interception plus réduite au moment du dépôt radioactif et de la dilution de la contamination initiale de la plante par croissance de la biomasse. De même, la contamination initiale de l'herbe sera d'autant plus importante que son rendement de croissance est élevé, en raison d'un développement foliaire plus important au contact des substances radioactives de l'air.

### Recommandation :

Les niveaux de contamination des produits végétaux au moment de leur récolte dans l'année qui suit l'accident dépend fortement de leur stade de développement lors de l'accident. Il est donc important d'en tenir compte lors des évaluations et d'établir, en amont de toute situation de crise, une connaissance de la répartition spatiale et temporelle des rendements de croissance et des données de développement des cultures pour les différentes catégories végétales consommées par l'homme ou le bétail. Cette connaissance *a priori* devrait dans la mesure du possible être complétée et précisée en situation de crise, à l'aide de données actualisées observées sur le terrain (voir également le rapport du GT « Hypothèses »).

D'une manière générale, les légumes à feuilles sont parmi les denrées végétales qui seront les plus fortement contaminées au cours des jours suivant la fin de l'accident. La contamination des autres productions végétales telles que les grains (céréales), les fruits, les racines et les tubercules comestibles est moins immédiate et implique plus largement les phénomènes de translocation et, dans un deuxième temps, d'absorption racinaire.

### **2.3.2. CONTAMINATION DES ANIMAUX ET DES DENRÉES D'ORIGINE ANIMALE**

La contamination des animaux se fait essentiellement par l'ingestion de végétaux contaminés. L'incorporation des radionucléides et les processus métaboliques de l'animal entraînent la contamination des parties comestibles (viandes, abats, lait, œufs, etc.). Le niveau de contamination atteint dans ces produits est le résultat de deux processus inverses : un processus d'accumulation progressive d'une partie des radionucléides contenus dans l'alimentation de l'animal et absorbés lors du transit intestinal ; un processus d'élimination par les voies naturelles (excrétion). L'équilibre entre ces deux processus détermine la valeur de contamination observée et peut évoluer au cours du temps selon leur poids respectif. Ainsi, typiquement, on observe d'abord une période d'augmentation progressive de la contamination dans les denrées animales dans les jours qui suivent l'accident, puis un palier plus ou moins long, suivi d'une période de décroissance due à la réduction de l'apport quotidien de radionucléides.

En dehors des processus métaboliques, propres à l'animal et aux radionucléides considérés, l'état de contamination des denrées d'origine animale dépend fortement des caractéristiques de l'alimentation de l'animal, celles-ci étant principalement contrôlées ;

- d'une part par les pratiques d'alimentation mises en place par l'éleveur (fourrage, ensilage, mise en pâture, etc.), elles-mêmes influencées par la saison ;
- d'autre part par les processus naturels de réduction de la contamination des végétaux (décroissance radioactive, diminution de l'activité massique initiale par effet de la dilution provoquée par la croissance du végétal), tels que décrits précédemment.

L'apport d'une nourriture non contaminée aux animaux d'élevage permet de limiter le niveau de contamination maximale de l'animal, ou la durée du palier de contamination (voir rapport du GT2 du CODIRPA « Vie dans les territoires ruraux contaminés et agriculture »).

À titre d'illustration, la figure 2 montre le profil type d'évolution de la contamination par le césium 137 des légumes à feuilles, de la viande et du lait dans l'est de la France entre mai et juillet 1986, après l'accident de Tchernobyl survenu le 26 avril 1986, reconstitué par l'IRSN à l'aide du modèle ASTRAL et calé sur les mesures disponibles sur cette période. On voit en particulier que la contamination de la viande n'atteint son maximum qu'un mois après la formation du dépôt et décroît lentement ensuite, pour des raisons liées au métabolisme de l'animal.

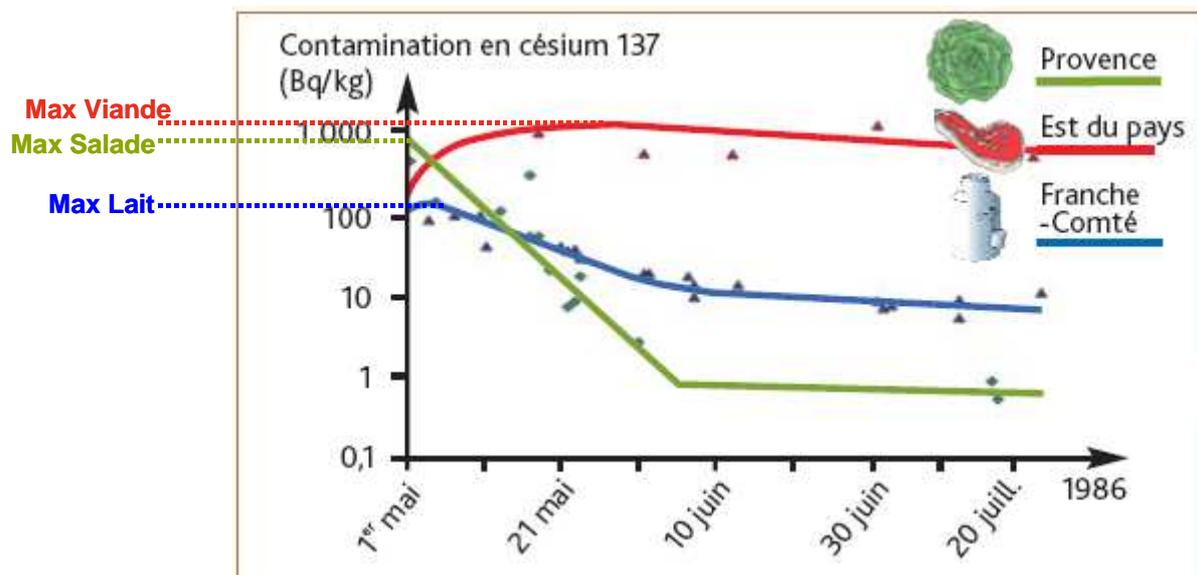


Figure 2 - Évolution de la contamination de différentes denrées agricoles de l'est de la France après l'accident de Tchernobyl.

Les courbes sont obtenues à l'aide du code ASTRAL de l'IRSN, après ajustement sur les mesures disponibles sur cette période.

**Ce qu'il est important de retenir sur la contamination des denrées animales :**

S'agissant des denrées d'origine animale, les processus métaboliques ainsi que les pratiques d'alimentation des animaux font que la contamination maximale de ces denrées n'est pas nécessairement observée immédiatement après la formation des dépôts radioactifs et peut apparaître plusieurs jours à plusieurs semaines après l'accident. Par conséquent, les mesures de contamination dans ces denrées réalisées immédiatement après l'accident ne permettent pas à elles seules d'établir ces valeurs maximales qui peuvent apparaître ultérieurement ; il est donc nécessaire de recourir à une évaluation prédictive, mettant en œuvre une modélisation et s'appuyant sur les données environnementales et les mesures disponibles.

## 2.4. LA CONTAMINATION DES MILIEUX BÂTIS

La contamination des milieux bâtis par les retombées radioactives atmosphériques dépend de nombreux facteurs difficiles à quantifier à l'aide de modèles prédictifs (voir rapport du GT « Hypothèses »). Les principaux facteurs intervenant dans la répartition des dépôts radioactifs sont :

- **La nature des retombées atmosphériques :**

Les dépôts secs sont susceptibles de contaminer toutes les surfaces extérieures quelles que soient leurs positions : voiries, murs, toitures, arbres et jardins. Si la contamination de l'air ambiant dure suffisamment longtemps (plusieurs heures), l'air intérieur des bâtiments peut à son tour être contaminé, entraînant ainsi un dépôt sec à l'intérieur des bâtiments, de plus faible importance qu'à l'extérieur.

Les dépôts humides, formés lors des pluies, ont tendance à ruisseler sur les surfaces imperméables (toitures, murs, voiries) si la pluie est importante, ne laissant qu'une partie de la contamination déposée sur les surfaces touchées, le reste étant évacué par les réseaux d'eau pluviale. Les dépôts humides n'entraînent aucune contamination à l'intérieur des bâtiments.

- **La nature des matériaux de construction :**

Selon la nature des matériaux de construction (tuile, pierre, brique, crépi, ciment, verre, etc.), les retombées atmosphériques sont plus ou moins interceptées par les surfaces et plus ou moins durablement fixées.

L'estimation de la variabilité du dépôt initial sur chaque surface urbaine peut être faite en multipliant le dépôt initial déterminé sur une surface de référence (voirie ou gazon) par un coefficient. Déterminés expérimentalement suite à l'accident de Tchernobyl, ces coefficients sont toujours inférieurs à 1, excepté pour les arbres qui ont une capacité d'interception des aérosols plus importante, et décroissent au fil du temps. Ainsi, une semaine après un dépôt sec, le dépôt résiduel sur un toit serait de 0,3 fois celui du gazon, alors que le dépôt sur un arbre serait 10 fois supérieur. Au bout d'un an (en l'absence d'intervention humaine), ces valeurs seraient respectivement de 0,15 (toit) et de 2 (arbres). Ces coefficients dépendent également du type de dépôt, sec ou par temps de pluie. Pour un dépôt associé à une forte pluie, ils sont en général plus faibles que dans le cas d'un dépôt sec.

### Ce qu'il est important de retenir sur la contamination des milieux bâtis :

Comme pour la contamination des denrées végétales, il est important de connaître la part relative des dépôts secs et humides pour estimer le niveau de contamination des milieux bâtis.

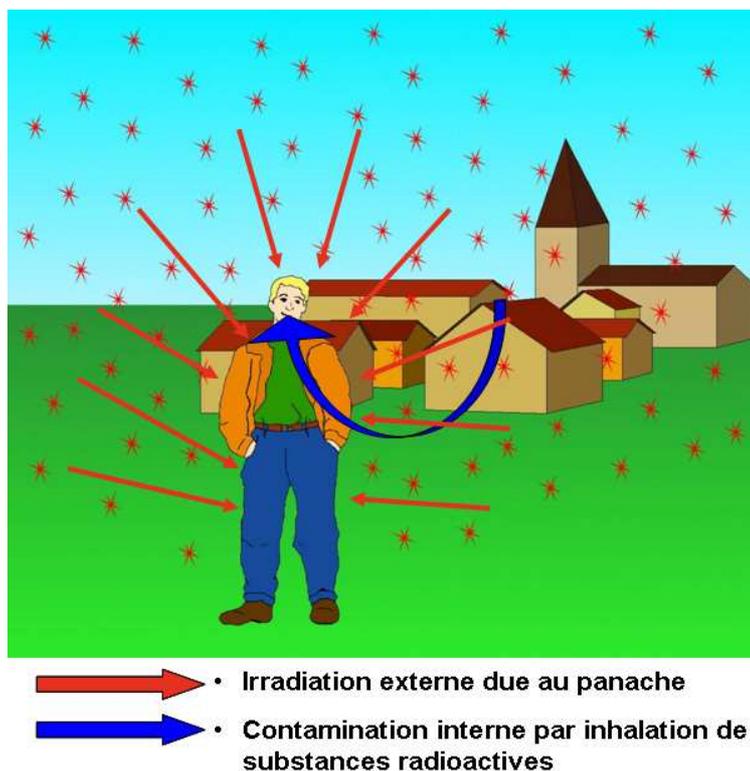
Par rapport à une surface de référence (gazon ou voirie) exposée à une même densité d'activité déposée, la contamination rémanente des milieux urbains est généralement plus faible, sauf pour les arbres ou en cas de stagnation prolongée de l'air contaminé en certains lieux. Lors de la caractérisation de la contamination en milieu urbain, une attention particulière doit être portée sur d'éventuels points d'accumulation de radionucléides, susceptibles d'apparaître lors de la formation de dépôts humides (par exemple, zones d'égouttement sous les toitures ou les arbres, bassins d'infiltration d'eaux pluviales, etc.).

Par ailleurs, une fois le dépôt formé, en cas de contamination par des radionucléides émetteurs gamma, la forme plus ou moins complexe des constructions peut entraîner des champs de rayonnement variables. Le débit de dose ambiant dépend alors de la typologie des milieux urbains et de facteurs de position (voir rapport du GT « Hypothèses »).

## **2.5. QUELQUES RAPPELS SUR LES VOIES D'EXPOSITION DES PERSONNES**

Dans le contexte d'un accident nucléaire, pendant la dispersion des radionucléides dans l'air et après la formation des dépôts radioactifs, les populations à proximité de l'installation accidentée sont susceptibles d'être exposées par des voies multiples, dont l'importance varie en fonction des phases de l'accident.

Pendant la phase d'urgence, la source d'exposition principale est constituée par le panache de radionucléides dans l'air, déterminant deux voies d'exposition dominantes : l'irradiation externe par le panache et la contamination interne par inhalation (figure 3). L'irradiation due au dépôt est habituellement de moindre importance à ce stade et la contamination interne par ingestion de denrées contaminées est négligeable au cours de cette phase.



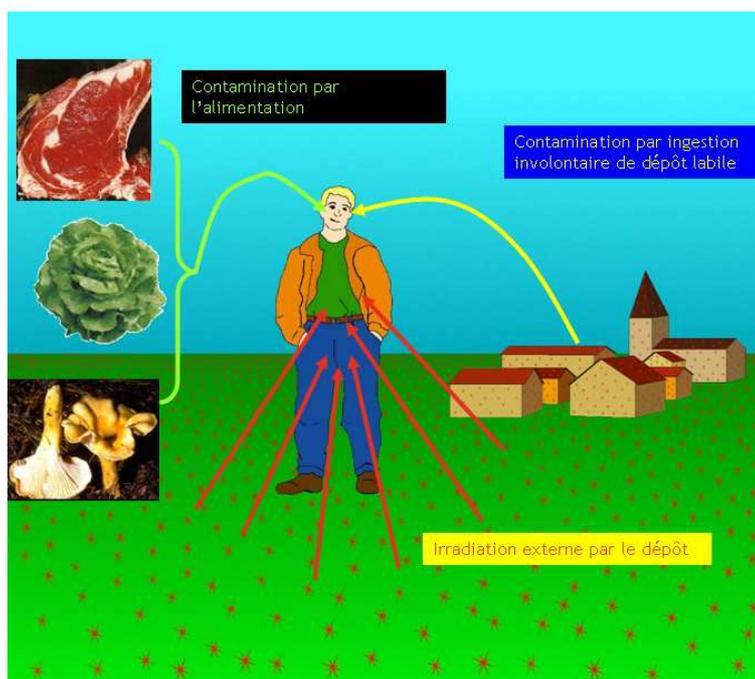
*Figure 3 - Principales voies d'exposition au cours de la phase d'urgence d'un accident nucléaire.  
L'irradiation externe due au panache radioactif n'est significative que si des radionucléides émetteurs gamma sont présents.*

Ainsi, à l'issue de la phase d'urgence, les personnes exposées au panache radioactif présenteraient une contamination interne plus ou moins importante selon le lieu où elles se trouvaient au moment de l'accident et l'efficacité des actions de protection (mise à l'abri, ingestion d'iode stable voire évacuation) appliquées (voir figure 21 au paragraphe 5.2.2.1).

Pendant la phase post-accidentelle de transition et de long terme, le panache radioactif ayant disparu et les dépôts radioactifs étant durablement constitués, les sources principales d'exposition sont (figure 4) :

- le dépôt proprement dit, source d'irradiation externe (en cas de présence de radionucléides émetteurs gamma) et de contamination interne occasionnelle par ingestion involontaire,
- et l'ingestion de denrées alimentaires contaminées.

L'inhalation des poussières radioactives remises en suspension est généralement une source marginale d'exposition. Toutefois, elle doit être prise en compte à l'occasion de travaux particuliers sur les territoires ou dans des locaux contaminés, ou si l'accident a provoqué une contamination par des radionucléides transuraniens (principalement émetteurs alpha).



**Figure 4 - Principales voies d'exposition au cours de la phase post-accidentelle d'un accident nucléaire. L'irradiation externe due au dépôt radioactif n'est significative que si des radionucléides émetteurs gamma sont présents.**

## 2.6. LE ZONAGE POST-ACCIDENTEL

L'importance des dépôts radioactifs résultant des rejets accidentels détermine fortement celle des voies d'exposition des populations qui résident sur les territoires contaminés ainsi que la contamination des denrées agricoles récoltées par la suite sur ces territoires.

Afin de gérer de manière différenciée les conséquences post-accidentelles, le CODIRPA recommande que deux zones soient distinguées pour la gestion des territoires les plus contaminés et soient mises en place, si nécessaire, à la sortie de la phase d'urgence (figure 5) :

- une Zone de Protection des Populations (ZPP), à l'intérieur de laquelle des actions seraient menées dans le but de réduire les doses susceptibles d'être reçues par les personnes qui s'y trouvent ;
- une Zone de Surveillance renforcée des Territoires (ZST), à l'intérieur de laquelle une surveillance spécifique des denrées alimentaires et des produits agricoles destinés à être commercialisés serait mise en place, afin de vérifier que les niveaux maximaux admissibles (NMA) fixés par la réglementation ne sont pas dépassés.

Chacune des zones a une finalité différente et celles-ci sont délimitées en utilisant des indicateurs de nature différente : indicateurs dosimétriques pour la ZPP et indicateurs exprimés en concentration de radioactivité dans les denrées pour la ZST.

Au-delà de ces deux zones, il est possible de retrouver une contamination attribuable à l'accident mais à des niveaux très faibles qui ne nécessitent pas la mise en œuvre d'actions particulières pour des raisons sanitaires.

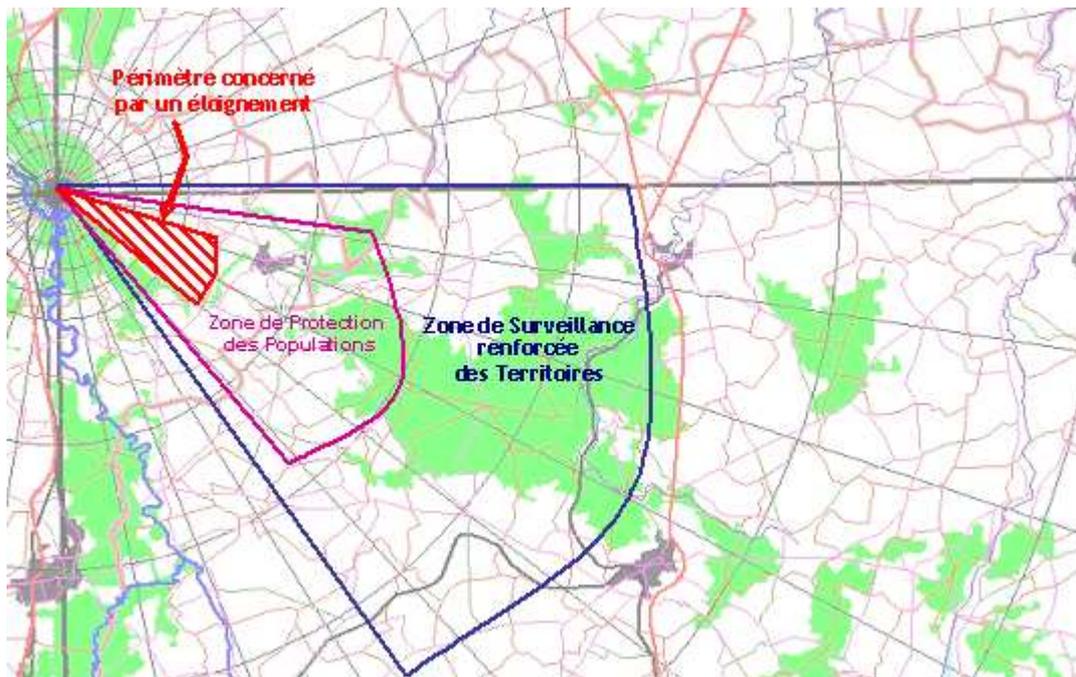


Figure 5 - Représentation schématique du zonage post-accidentel proposé par le CODIRPA.

### 2.6.1. LA ZONE DE PROTECTION DES POPULATIONS (ZPP)

La ZPP correspond au périmètre au sein duquel il est justifié de mener des actions visant à réduire l'exposition des personnes y résidant. Cette zone est définie selon un objectif de protection radiologique de la population vivant dans les territoires les plus contaminés.

Dans les scénarios d'accident considérés, la principale source d'exposition des populations est l'ingestion de denrées contaminées d'origine locale. C'est pourquoi, il serait interdit de consommer et de commercialiser les denrées produites dans la ZPP, quel que soit leur niveau de contamination.

Si malgré cette interdiction, l'exposition des populations est encore jugée trop importante du fait de l'irradiation externe due aux dépôts ou éventuellement de l'ingestion involontaire de radionucléides, il serait alors nécessaire d'éloigner une partie des résidents de la ZPP en créant une zone d'éloignement.

La zone de protection des populations doit être définie en sortie de la phase d'urgence avant la levée des actions de protection des populations mises en place en phase d'urgence.

La définition initiale du périmètre de la ZPP se fait à partir de l'évaluation prédictive des doses efficaces et à la thyroïde susceptibles d'être reçues au cours du mois suivant la fin des rejets, en considérant toutes les voies d'exposition, y compris l'ingestion de denrées locales contaminées, et sans tenir compte de l'efficacité des actions de réduction de la contamination qui seraient à mettre en œuvre dans la zone.

Pour juger de la nécessité d'instaurer une zone d'éloignement au sein de la ZPP, il est en complément effectué une évaluation prédictive de la dose efficace prévisionnelle susceptible d'être reçue au cours du mois suivant la fin des rejets, en considérant toutes les voies d'exposition confondues sauf l'ingestion de denrées alimentaires contaminées d'origine locale, interdite par hypothèse à l'intérieur de la ZPP.

L'emprise des zones correspond aux territoires où les doses ainsi estimées risquent de dépasser les valeurs guides proposées par le CODIRPA (de l'ordre de 10 mSv pour les doses efficaces et entre 50 et 100 mSv pour les doses équivalentes à la thyroïde).

### **2.6.2. LA ZONE DE SURVEILLANCE RENFORCÉE DES TERRITOIRES (ZST)**

La ZST s'étend au-delà de la Zone de Protection des Populations. Elle est caractérisée par une contamination de l'environnement plus faible, ne justifiant pas la mise en œuvre d'actions de protection des populations locales, en dehors de quelques recommandations visant à prévenir des modes de vie plus à risque. Cette contamination touche néanmoins l'ensemble des compartiments de l'environnement, en particulier les denrées et produits agricoles, et doit faire l'objet d'une surveillance particulière renforcée réalisée au travers de mesures de radioactivité dans les matrices d'intérêt (sol, végétaux, etc.).

La contamination de certains produits agricoles et denrées peut en effet dépasser, ne fut-ce que temporairement, les Niveaux Maximaux Admissibles (NMA) instaurés par la législation européenne pour la mise sur le marché de ces produits destinés à la consommation humaine ou au bétail.

La zone de surveillance renforcée des territoires est déterminée à partir d'une évaluation prévisionnelle de la contamination des denrées et produits agricoles locaux, en considérant dans un premier temps toutes les catégories génériques de denrées (légumes feuilles, légumes fruits, légumes racines, fruits, lait de vache, viande) susceptibles d'être récoltées ou collectées puis commercialisées au cours du mois à venir, sans attendre de savoir quel type et quelle quantité de denrées appartenant à ces diverses catégories sont effectivement présents sur les territoires impactés par les retombées radioactives. L'extension de la ZST recouvre l'ensemble des lieux où les résultats de ces évaluations montrent un risque de dépassement des NMA. La définition initiale de la ZST ne prend pas en compte les éventuelles actions de réduction de la contamination qui pourraient être menées en milieu agricole au cours des premières semaines suivant la fin des rejets.

À l'intérieur de la ZST, il serait préconisé, dans un premier temps, l'interdiction systématique de toute forme de commercialisation et de consommation des différentes productions agricoles. Dans un second temps, dès la mise en place des plans de surveillance adaptés à chaque filière de production agricole, les autorités pourraient autoriser la commercialisation de certaines denrées dès lors que les résultats de mesure montrent que ces denrées respectent les NMA.

### **3. PRINCIPES ET MÉTHODES POUR ÉVALUER LA CONTAMINATION DE L'ENVIRONNEMENT**

#### **3.1. GRANDEURS RADIOLOGIQUES CARACTÉRISTIQUES**

La contamination de l'environnement peut être décrite par de multiples grandeurs radiologiques, mesurables ou pouvant être déterminées par le calcul. Ces grandeurs permettent de caractériser :

- l'air et les conditions ambiantes : débit de dose, activité volumique de l'air et de l'eau de pluie ;
- les dépôts rémanents sur les surfaces au sol : activité surfacique, débit de dose (en l'absence de contamination de l'air), activité massique des sols ;
- les denrées alimentaires : activité massique (pour les solides) ou volumique (pour les liquides) ;
- l'eau de surface ou souterraine, ainsi que l'eau potable : activité volumique ;
- les matériaux, produits manufacturés, déchets, etc. : activité massique, activité surfacique et éventuellement le débit de dose au contact ou à une distance donnée.

Ces grandeurs caractéristiques sont présentées dans les paragraphes qui suivent.

##### ***3.1.1. DÉBIT DE DOSE AMBIANT***

Le débit de dose ambiant caractérise le rayonnement gamma ambiant résultant de sources radioactives dans l'air (panache radioactif) ou sur les surfaces au sol (dépôt radioactif rémanent). Il est habituellement exprimé en microsievert par heure ( $\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ ) ou éventuellement un multiple de cette unité<sup>2</sup>. Le débit de dose ambiant est déterminé directement à partir des valeurs fournies par l'équipement de mesure ou après conversion de valeurs obtenues dans d'autres unités. La mesure du débit de dose se fait :

- soit en temps réel sur site, à partir d'équipements de mesure portatifs ou de dispositifs fixes installés sur place, en permanence (ex. balises du réseau TELERAY de l'IRSN) ou temporairement. La mesure est dans ce cas « instantanée » (en réalité sur un pas de temps très court, inférieur à la minute) ;
- soit de manière différée, par analyse d'un capteur passif (dosimètre environnemental) laissé un certain temps en un point fixe de l'environnement. La mesure est intégrée sur une durée longue (plusieurs jours, voire plusieurs mois). Dans ce cas, le résultat est généralement exprimé en dose cumulée sur la période d'observation (en millisieverts - mSv), mais il peut être facilement converti en débit de dose moyen en divisant le résultat par la durée d'exposition du dosimètre.

Des codes de calcul, notamment ceux utilisés en situation de crise, permettent également de calculer des valeurs de débit de dose ambiant, en tenant compte de la nature et de la distribution spatiale des

---

<sup>2</sup> En France, le débit de dose ambiant dû au bruit de fond radioactif naturel varie habituellement entre 0,05 et 0,2  $\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$

radionucléides, ainsi que, le cas échéant, des facteurs de protection (ou de position) associés aux types de lieu considérés (notamment à l'intérieur des bâtiments).

**Le débit de dose ambiant** est une grandeur facile et rapide à mesurer selon des techniques variées. La mesure fournit une information directe sur l'existence d'une ambiance irradiante et sert à quantifier une des voies d'exposition des personnes (irradiation externe). En revanche, elle n'apporte pas directement d'information sur les caractéristiques de la source à l'origine du rayonnement ambiant (contamination de l'air, dépôt surfacique, source ponctuelle), ni sur les radionucléides en cause (nature et activité).

### 3.1.2. ACTIVITÉ VOLUMIQUE DE L'AIR

L'activité volumique de l'air est exprimée en becquerels par mètre-cube d'air ( $\text{Bq.m}^{-3}$ ), pour l'ensemble des radionucléides présents dans l'air ou pour un radionucléide particulier. Sa détermination permet de calculer les doses dues à l'irradiation externe par un panache radioactif ou dues à l'inhalation de substances radioactives présentes dans l'air ambiant. Les substances radioactives inhalables (aérosols, iodes radioactifs) peuvent être prélevées par aspiration au travers de filtres spéciaux qui sont ensuite analysés en laboratoire. Cette caractérisation de la contamination de l'air se fait uniquement au niveau du sol (de l'ordre de 1 à 2 m de hauteur) ; aucune donnée n'est habituellement acquise sur la composition de l'air en altitude ; toutefois, en 1986, lors de l'accident de Tchernobyl, le SCPRI avait réalisé des prélèvements de poussières sur des avions ayant traversé le panache ; les mesures effectuées sur ces prélèvements ne permettaient pas de connaître l'activité volumique de l'air mais donnaient une information sur la composition isotopique des poussières. L'activité volumique des gaz incondensables (gaz rares) n'est généralement pas mesurée dans l'environnement, sauf cas exceptionnel (krypton 85 autour de l'usine AREVA-NC de la Hague), mais elle est indirectement considérée au travers de la mesure du débit de dose ambiant résultant du panache radioactif.

Des codes de calcul permettent de modéliser la dispersion atmosphérique des substances radioactives rejetées lors d'un accident et de déterminer des valeurs d'activité volumique de l'air dans l'environnement, en tenant compte des activités rejetées (terme source) et des conditions météorologiques au moment des rejets et dans les jours qui suivent sur l'ensemble de la zone de dispersion du panache. Ces codes de calcul sont applicables à toutes formes de substances radioactives dans l'air (aérosols, gaz condensables et gaz incondensables).

La mesure de l'activité volumique de l'air prélevé pendant la phase d'urgence permet de caractériser le panache radioactif et d'en déduire l'exposition des personnes par inhalation ; elle fournit également une information très utile pour l'estimation de l'activité déposée au sol au cours des rejets. La mesure de l'activité volumique de l'air en phase post-accidentelle permet de suivre l'évolution de l'activité résiduelle dans l'air et l'éventuelle remise en suspension de poussières radioactives du sol.

La mesure nécessitant un dispositif de prélèvement fixe préinstallé ou installé par une équipe d'intervention lors de l'accident, les résultats de mesure de la contamination de l'air seraient en nombre très limité pendant la phase d'urgence et plus nombreux au cours de la phase post-accidentelle (possibilité d'implanter des équipements supplémentaires).

### 3.1.3. ACTIVITÉ VOLUMIQUE DE L'EAU DE PLUIE

L'activité volumique de l'eau de pluie est exprimée en becquerels par litre ( $\text{Bq.L}^{-1}$ ), pour l'ensemble des radionucléides présents dans l'eau de pluie ou pour un radionucléide particulier. L'intérêt principal de ce paramètre est de fournir une information sur la fraction de la contamination atmosphérique interceptée par les pluies et apportée au sol sous forme de dépôt humide. Ce type de dépôt peut être quantifié dès lors que la mesure de l'activité volumique de l'eau de pluie est associée à une mesure de pluviométrie (en litres par mètre-carré, équivalent à des millimètres de hauteur de pluie). En France, les dispositifs de collecte de l'eau de pluie dédiés à la mesure de la radioactivité sont en nombre relativement limité (au voisinage des principaux sites nucléaires et une vingtaine sur le reste du territoire, exploités par l'IRSN). Dans le contexte d'une situation post-accidentelle, il serait théoriquement concevable de renforcer le nombre de points de caractérisation en récupérant et en analysant les eaux de pluviomètres, notamment ceux exploités par Météo-France. Toutefois, la mesure des précipitations est aujourd'hui entièrement automatisée dans le réseau de stations de Météo-France, et l'eau des pluviomètres est évacuée au fur et à mesure, sans aucun stockage. La récupération des eaux de pluie des pluviomètres automatiques gérés par Météo-France nécessiterait une modification des appareils employés. Par ailleurs, les différents réseaux complémentaires de mesure des précipitations (gérés par EDF, la CNR, etc.) s'automatisent de plus en plus compte tenu, d'une part, de la difficulté à recruter des observateurs volontaires, et d'autre part, du besoin de disposer de données en temps réel et à un pas de temps de plus en plus fin.

Les codes de calcul pour la modélisation de la dispersion atmosphérique, évoqués précédemment, permettent également d'estimer l'activité volumique de l'eau de pluie et d'en déduire les dépôts humides (voir aussi l'annexe 3).

**La mesure de l'activité de l'eau de pluie** est pertinente au cours de la phase de rejet et pendant la dispersion du panache radioactif, afin de quantifier le dépôt humide. Toutefois, les dispositifs permettant de collecter l'eau de pluie à des fins d'analyse sont peu nombreux et l'exploitation complémentaire du réseau des pluviomètres de Météo-France pour renforcer la densité d'information sur la contamination de l'eau de pluie en cas d'accident nucléaire n'apparaît pas possible compte-tenu des dispositifs techniques actuellement utilisés. Il est donc recommandé d'engager l'étude de solutions qui permettraient d'échantillonner l'eau de pluie en situation d'urgence radiologique pour en mesurer la contamination, afin d'améliorer la connaissance des dépôts humides.

### 3.1.4. ACTIVITÉ SURFACIQUE (DÉPÔT SURFACIQUE)

L'activité surfacique est exprimée en becquerels par mètre-carré (Bq.m<sup>-2</sup>), pour l'ensemble des radionucléides déposés ou pour un radionucléide particulier. En pratique, la mesure porte sur le dépôt surfacique rémanent ; elle peut être réalisée selon des techniques variées qui, toutes, nécessitent des campagnes sur le terrain : spectrométrie *in situ*, spectrométrie portative, spectrométrie hélicoptérée (HELINUC), sondes alpha, prélèvements par frottis (surface rigide et lisse), prélèvements de sols superficiels avec la végétation sus-jacente, etc. (pour plus de détail, voir le § 3.2.3). La mise en œuvre de ces techniques nécessite une bonne maîtrise des conditions de réalisation et repose sur des équipes spécialisées. Sous certaines conditions, la mesure du débit de dose ambiant (cf. ci-dessus) peut indirectement fournir une indication sur les caractéristiques des dépôts surfaciques.

L'activité surfacique peut également être obtenue à l'aide de différentes approches de modélisation (cf. § 3.2.2) tenant compte de la dispersion atmosphérique des substances radioactives et des conditions météorologiques au moment des rejets et dans les jours qui suivent sur l'ensemble de la zone de dispersion du panache. En général, la modélisation permet de déterminer le cumul de l'activité déposée par unité de surface à la fin des rejets, exprimé sous la forme d'une densité d'activité déposée, qui peut être significativement différente du dépôt surfacique rémanent (voir § 2.2).

**La mesure de l'activité surfacique** ne fournit pas une information opérationnelle directe pour la gestion des situations post-accidentelles, mais il s'agit d'une donnée importante pour l'évaluation prédictive, à l'aide de modèles, des conséquences et des risques associés pour les différentes composantes de l'environnement. À ce titre, la cartographie des dépôts surfaciques, alliant modélisation et mesures, peut être considérée comme la base technique essentielle du zonage post-accidentel.

### 3.1.5. ACTIVITÉ MASSIQUE D'UN SOLIDE (PRODUIT CONSOMMABLE, MATÉRIAUX)

Cette grandeur est exprimée en becquerels par kilogramme ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ ), pour l'ensemble des radionucléides présents dans le produit ou pour un radionucléide particulier. Elle caractérise l'activité présente dans le produit, indifféremment à sa surface ou dans la masse. Les produits considérés peuvent être des productions agricoles solides, des aliments, de la terre, des matériaux, des biens manufacturés, des déchets, etc.. La mesure de l'activité massique repose toujours sur le même principe : l'analyse en laboratoire (fixe ou mobile) d'une quantité maîtrisée de produit ; en pratique, la réalisation de cette analyse est plus ou moins complexe selon les radionucléides et les limites de détection recherchés (nécessité d'un traitement radiochimique pour la mesure des radionucléides émetteurs alpha ou bêta pur).

Des codes de calcul permettent d'estimer l'activité massique des produits végétaux (légumes, fruits, céréales, champignons, baies sauvages, herbe, foin, fourrage) ou animaux (viande d'animaux d'élevage ou de gibiers, lait, œufs) destinés à la consommation humaine ou animale, contaminées par des retombées radioactives, ainsi que l'évolution prévisible de cette activité au cours du temps (cf. § 3.3.1).

La mesure de l'activité massique de produits consommables ou de matériaux permet d'évaluer le risque d'exposition selon l'usage du produit et de contrôler la conformité du produit au regard des critères de gestion retenus. À cet effet, il importe que le résultat de mesure soit exprimé en référence à l'état du produit tel que consommé ou utilisé pour transformation (poids frais).

### 3.1.6. ACTIVITÉ VOLUMIQUE D'UN LIQUIDE (EAU, LAIT, ETC.)

Cette grandeur est exprimée en  $\text{Bq.L}^{-1}$ , pour l'ensemble des radionucléides présents dans le liquide ou pour un radionucléide particulier. Elle caractérise la contamination des liquides, principalement les ressources en eau de toute nature et les aliments liquides tels que le lait. Les principes de mesure sont les mêmes que dans le cas précédent.

## 3.2. CARACTÉRISATION DES DÉPÔTS RADIOACTIFS À L'ISSUE DE LA PHASE D'URGENCE

### 3.2.1. GÉNÉRALITÉS SUR LA CARACTÉRISATION DES DÉPÔTS RADIOACTIFS

Comme l'indiquent les paragraphes 2.2 à 2.4, ce sont les dépôts rémanents formés à l'issue de la phase de rejet qui déterminent l'essentiel des conséquences post-accidentelles (contamination des produits, débit de dose ambiant). Il est donc important de quantifier le plus rapidement possible ces dépôts, soit à l'aide de codes numériques modélisant les principaux phénomènes de dépôt, soit à l'aide de mesures.

À la fin de la phase d'urgence, ce sont principalement les outils de modélisation qui permettent d'estimer globalement l'importance des dépôts sur les territoires impactés par l'accident, au départ avec de grandes incertitudes en raison du faible nombre de données de terrain, puis progressivement avec une meilleure précision au fur et à mesure de l'acquisition de nouveaux résultats de mesure de radioactivité et de données environnementales spécifiques (cf. rapport du GT « Hypothèses »). Ces outils calculent l'activité déposée en fonction de la dispersion atmosphérique des substances radioactives rejetées par l'installation accidentée. En pratique, cette activité déposée est assimilée au dépôt rémanent initial ; toutefois, des écarts par rapport au dépôt rémanent seront inévitablement observés lors des caractérisations par des mesures, le plus souvent dans le sens d'une surestimation initiale (non prise en compte dans les modèles de la part du dépôt qui ne se fixe pas et est évacuée par les eaux de ruissellement), mais pas toujours (cas des taches de concentration du dépôt). Ce problème est également à mettre en perspective de l'échelle d'intérêt pour la représentation cartographique des dépôts (voir discussion plus loin).

Le dépôt radioactif estimé par modélisation est habituellement exprimé en activité surfacique (en Bq.m<sup>2</sup>). Cette grandeur est principalement utile pour effectuer une cartographie générale des territoires contaminés et comme données d'entrée des modèles radioécologiques permettant d'estimer la contamination des denrées et leur évolution dans le temps ; en revanche, son intérêt opérationnel est plutôt limité.

D'autres grandeurs permettant de caractériser indirectement le dépôt radioactif rémanent présentent un intérêt opérationnel particulier :

- **le débit de dose ambiant** : cette grandeur dépend de l'activité des radionucléides émetteurs gamma présents sur les différentes surfaces et de la géométrie de ces surfaces. C'est une grandeur d'intérêt majeur pour caractériser les risques d'exposition des personnes dans les différents lieux de vie. C'est pourquoi il est recommandé de mesurer ce paramètre en priorité dans les lieux bâtis ;
- **l'activité surfacique labile** : il s'agit de la fraction du dépôt non fixée en surface et pouvant être ainsi remobilisée spontanément (remise en suspension par le vent) ou par le contact des personnes présentes (risque de contamination cutanée et d'ingestion involontaire de substances radioactives). L'activité surfacique labile peut être mesurée en réalisant des frottis sur des surfaces lisses et sèches, mesurés ensuite. L'acquisition de ce paramètre est particulièrement indiquée dans les lieux de vie des personnes (milieu bâti) ;
- **l'activité massique des végétaux (ou d'autres produits)** : cette grandeur est directement associée au dépôt foliaire. Sa mesure présente un double intérêt lorsque le végétal est un produit agricole destiné à être consommé : elle permet de savoir directement si le produit est apte à être consommé et elle donne une information indirecte (exploitable en expertise) sur les caractéristiques du dépôt.

Ces grandeurs sont principalement quantifiées à l'aide de mesures réalisées *in situ* ou sur des échantillons prélevés dans l'environnement. Le débit de dose ambiant et l'activité massique des végétaux peuvent également être estimés à l'aide d'outils de calcul.

**Recommandation :**

Les mesures radiologiques destinées à déterminer l'importance des dépôts radioactifs devraient prioritairement porter sur les grandeurs opérationnelles que sont le débit de dose ambiant, l'activité surfacique labile, et l'activité massique des produits.

Les mesures de l'activité surfacique totale (en Bq.m<sup>2</sup>) devraient principalement servir au processus d'expertise, afin de consolider et d'améliorer la représentation cartographique des dépôts réalisée à l'aide de modèles.

### 3.2.2. ESTIMATION DES DÉPÔTS À L'AIDE D'OUTILS DE MODÉLISATION

Des méthodes et des outils de modélisation permettent d'estimer les dépôts radioactifs formés lors de la dispersion du panache, sans attendre de disposer d'une caractérisation représentative du territoire à l'aide de mesures. Il s'agit de calculs prédictifs dont les résultats, habituellement représentés sous forme cartographique (en activité surfacique ou en débit de dose ambiant), servent à faire les premières évaluations de doses prévisionnelles et de conséquences sur la contamination des denrées, nécessaires à la mise en place rapide des zones post-accidentelles.

L'annexe 5 présente plus en détail les méthodes disponibles pour l'évaluation prédictive des dépôts.

Le rapport du GT « Hypothèses » propose les principes d'une méthode d'expertise des conséquences post-accidentelles reposant sur une démarche itérative de type « diagnostic-pronostic », concernant en premier lieu l'évaluation des dépôts radioactifs et permettant d'en déduire des prévisions de doses et de contamination des denrées produites sur les territoires contaminés. Ces calculs prédictifs impliquent notamment d'évaluer l'importance et les caractéristiques (dépôt sec et humide) des retombées radioactives au sol, dans les zones bâties et les milieux agricoles en tous points du territoire concerné, en termes d'activité surfacique (Bq.m<sup>2</sup>) et de débit de dose ambiant (µSv.h<sup>-1</sup>), ainsi que leur évolution au cours du mois à venir (effet de la décroissance radioactive).

La formation des dépôts étant progressive pendant la phase de rejet, la quantification de ces dépôts n'est pertinente, en vue de la définition du zonage post-accidentel, qu'une fois les rejets terminés. En pratique, le rapport du GT « Hypothèses » propose de réaliser une première cartographie globale des dépôts radioactifs, si possible un peu avant la fin des rejets, en recourant à une modélisation prédictive de la dispersion atmosphérique des rejets et du dépôt d'une partie des radionucléides transportés dans les masses d'air. Cette évaluation initiale serait par la suite périodiquement actualisée en fonction des données nouvelles disponibles sur le terme source rejeté ou des résultats de mesure de radioactivités dans l'environnement. Pour cela, plusieurs approches complémentaires de modélisation sont disponibles.

Une première approche repose sur une modélisation directe des dépôts en fonction du terme source rejeté et des paramètres de dispersion atmosphérique, notamment les données météorologiques. Elle serait mise en œuvre à l'aide d'outils de crise qui donnent des résultats acceptables dans le champ proche (de 0,5 km à quelques dizaines de kilomètres autour du site accidenté) mais très imprécis au-delà, en particulier pour les territoires où des dépôts humides locaux sont susceptibles de se produire. Il est donc recommandé de poursuivre l'amélioration des outils d'évaluation et, en attendant, de

retenir des hypothèses raisonnablement prudentes sur les paramètres de calcul, afin de prévenir les risques de réévaluation « à la hausse » des conséquences ayant servi à la mise en place de zones de protection (voir GT « Hypothèses »).

Cette approche de modélisation directe est la seule permettant de faire une estimation, au cours de la phase d'accident, du cumul prévisible des retombées radioactives. Lors que des mesures de radioactivité peuvent être réalisées au cours de cette phase, l'interprétation de leurs résultats et leur recoupement avec les résultats d'évaluations menées antérieurement peuvent contribuer à améliorer la qualité du diagnostic de l'état radiologique de l'environnement depuis le début des rejets et, par conséquent, celle du pronostic des dépôts susceptibles d'être formés à la fin des rejets.

Après la fin des rejets, une approche complémentaire de la précédente pourrait être mise en œuvre pour l'évaluation des retombées radioactives totales, en se servant d'une modélisation empirique qui utilise des données environnementales observées pendant la phase de rejet ou immédiatement après :

- résultats de mesure ou d'estimations par modélisation de l'activité volumique de l'air, dans l'espace et dans le temps, au cours de l'accident ;
- localisation et intensité des précipitations pluvieuses pendant les rejets ;
- mesures de l'activité de l'eau de pluie collectée pendant les rejets ;
- mesure des activités surfaciques des dépôts totaux après la fin des rejets (sol + végétation).

Comme l'indique le rapport du GT « Hypothèses », cette seconde approche est à privilégier pour évaluer les dépôts à moyenne ou longue distance du point de rejet (au-delà d'une centaine de kilomètres).

Quelle que soit l'approche employée, les estimations de dépôts seraient imprécises en milieu urbain, à cause de phénomènes particuliers conduisant à la formation de dépôts hétérogènes et de la forme plus ou moins complexe des constructions qui peut entraîner des champs de rayonnement variables en cas de contamination par des radionucléides émetteurs gamma (cf. § 2.4). Il existe des modèles génériques permettant d'estimer le débit de dose ambiant en fonction de la typologie des milieux urbains et de facteurs de position (voir rapport du GT « Hypothèses »), mais l'utilisation opérationnelle de ces modèles pour faire des calculs prédictifs de dose au début de la phase de transition post-accidentelle est difficile, notamment à cause de la quasi impossibilité de disposer de la description réelle du milieu bâti.

#### Recommandations :

Pour l'évaluation prédictive des dépôts radioactifs servant de base technique au zonage qui serait mis en place à la fin de la phase d'urgence, il est recommandé de recourir à une modélisation directe à partir du terme source estimé et des données météorologiques, en vérifiant la cohérence des estimations ainsi obtenues avec les résultats de mesure de radioactivité dans l'environnement, lorsqu'ils sont disponibles.

Le recours à une telle modélisation est toutefois un exercice complexe, qui nécessite un haut niveau d'expertise pour apprécier correctement les paramètres utilisés dans la modélisation et les limites des outils de modélisation. Même si certains codes de calcul



L'intérêt principal de ce dispositif est de permettre d'établir rapidement la cartographie de l'état radiologique d'un territoire, pour divers radionucléides émetteurs gamma ou en termes de débit de dose ambiant. C'est une des méthodes les plus performantes pour dépister les éventuels points chauds.

La mise en œuvre opérationnelle d'HELINUC implique, une fois l'alerte donnée, de disposer d'un hélicoptère et de mobiliser l'équipe d'astreinte, de préparer le dispositif de mesure, de transporter l'ensemble (moyens techniques et humains) vers la zone d'intervention, de monter le dispositif sur l'hélicoptère, de préparer le vol. Ainsi, avant le début de réalisation de la première campagne de mesure, la DSC et le GIE-INTRA estiment un délai ne dépassant pas 12 à 14 heures. Des actions en cours ou à venir pourraient contribuer à réduire ce délai d'engagement, par exemple grâce à la qualification du dispositif sur hélicoptère EC 145. Il est à noter que lors d'exercices de crise prévoyant la mobilisation d'HELINUC, des délais plus courts sont constatés (de 4 à 6 heures), probablement en raison des inévitables biais inhérents à de tels exercices qui se jouent en heures ouvrables (le délai serait plus long en cas de mobilisation lors des jours de fermeture des centres du CEA). Ces exercices montrent également que trop de temps est perdu dans les heures initiales, en termes d'alerte, de définition des besoins et de mobilisations. Il serait donc souhaitable que soient organisés des tests inopinés de mobilisation, permettant d'évaluer la chaîne complète de l'alerte à la fourniture d'une première carte. Des tests similaires pourraient également être proposés pour d'autres équipes d'intervention (IRSN, CEA...).

L'engagement de la campagne de mesures est lui-même conditionné par :

- l'absence de contamination radioactive de l'air, à la fois pour des raisons de radioprotection de l'équipage à bord de l'hélicoptère et de qualité métrologique ;
- l'absence d'un fort débit de dose ambiant dû aux dépôts, également pour des raisons de radioprotection de l'équipage ;
- des conditions météorologiques favorables au vol et une bonne visibilité, ce qui exclut une intervention de nuit ou en cas de brouillard sauf si l'hélicoptère est équipé d'appareils le permettant, comme c'est le cas de l'EC 145.

Une campagne de mesure dure de 1 à 2 heures et, selon la précision de caractérisation recherchée, permet de couvrir une surface de 5 à 10 km<sup>2</sup>. Après chaque campagne, un traitement préliminaire des données, prenant 2 heures, permet une première restitution cartographique des résultats, sous forme d'un fichier numérique pouvant être transmis aux différents PC, selon des normes d'échange et de représentation élaborées par le CEA-DAM. Les campagnes de mesure se font habituellement à une hauteur de 40 à 50 mètres au-dessus du sol et un écart entre profils de 80 mètres environ. Toutefois le GIE-INTRA considère qu'il est possible d'obtenir une cartographie sur un territoire plus large en augmentant l'écart entre profils à 250 m ; le résultat est bien sûr moins précis (en termes de localisation des « points chauds ») mais permet d'obtenir plus rapidement un ordre de grandeur de la contamination sur un territoire nettement plus étendu. Cette configuration de vol a pu être testée par le GIE-INTRA lors de l'exercice de Nogent en 2008.

D'un point de vue métrologique, le dispositif permet de quantifier des activités surfaciques supérieures à quelques milliers à quelques dizaines de milliers de Bq.m<sup>-2</sup> selon le radionucléide émetteur gamma recherché, ce qui est tout à fait pertinent du point de vue de la caractérisation de la contamination des territoires en situation post-accidentelle (les activités surfaciques déposées pouvant alors dépasser

le million de Bq.m<sup>-2</sup>). Bien entendu, HELINUC ne permet pas de détecter et de quantifier la contamination due aux émetteurs alpha et bêta purs.

En situation d'urgence radiologique ou nucléaire, HELINUC peut être mobilisé soit par le PCD national de l'exploitant nucléaire (EDF, CEA) ou la direction opérationnelle du site (AREVA), soit par le ministère de l'intérieur (COGIC). Lors des exercices de crise, la cellule mesure mise en place au PCO mobilise HELINUC via l'échelon départemental (DOS), zonal puis le COGIC. La convention de juillet 2007 passée entre le GIE-INTRA et la DSC prévoit « *qu'en cas de simultanéité d'interventions, la mise à disposition de l'ensemble des moyens humains et matériels disponibles se fait après concertation entre le DOS et le responsable national de la gestion de crise de l'exploitant (l'équipe nationale de crise pour EDF et CEA, la Direction opérationnelle du site concerné pour AREVA) qui analysent les besoins et déterminent les priorités d'intervention* ».

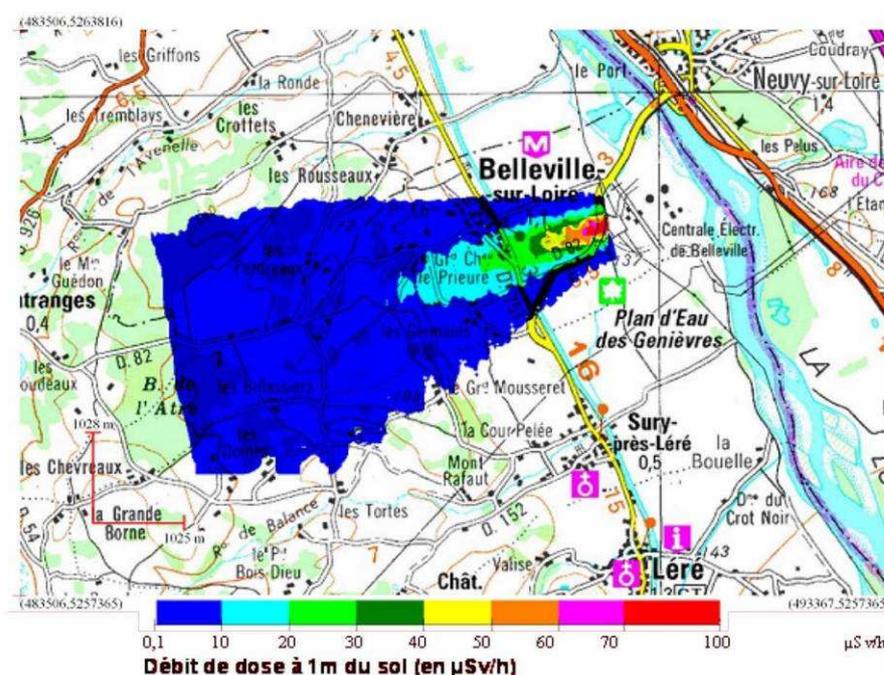


Figure 6 - Exemple de cartographie du débit de dose restitué à partir d'une campagne HELINUC menée lors de l'exercice de Belleville (2005 - valeurs numériques corrigées à partir d'une simulation scénarisée).

Il ressort des discussions au sein du GT3 et de l'analyse qui en découle, plusieurs observations et pistes de travail concernant HELINUC :

- HELINUC est le seul moyen opérationnel permettant de faire rapidement une cartographie des dépôts fondée sur la mesure sur un territoire de taille significative et il conviendrait, dans ces conditions, qu'HELINUC puisse engager les premières campagnes de mesure dès le début de la phase post-accidentelle, une fois que les rejets radioactifs sont maîtrisés et que le panache radioactif est dissipé. Compte tenu des délais de mobilisation, d'acheminement et de préparation du dispositif, il convient de mieux définir les critères de mobilisation d'HELINUC dès la phase d'urgence et les besoins à satisfaire en priorité ;
- HELINUC peut apporter une information très utile pour la gestion opérationnelle des territoires à l'issue de la phase d'urgence. Compte tenu des enjeux de protection et des stratégies de gestion des populations immédiatement après la phase d'urgence, il est recommandé de faire

intervenir HELINUC en priorité au-dessus des zones bâties, à condition que la topographie des lieux n'altère pas significativement la qualité des résultats de mesure. Cette proposition est d'autant plus justifiée que l'estimation de la contamination des zones urbaines à l'aide de modèles prédictifs est peu précise (voir § 3.2.2). Dans ce contexte, et face à la diversité de restitution offerte par le dispositif, il est recommandé de limiter les paramètres cartographiés afin d'en faciliter l'appropriation et l'exploitation par les autres acteurs : en priorité le débit de dose ambiant et, éventuellement l'activité surfacique pour un radionucléide caractéristique choisi en fonction du type d'accident ;

- les résultats d'HELINUC fournissent également une information pertinente permettant d'ajuster les prévisions issues d'outils de modélisation (processus d'expertise). Habituellement, la restitution des campagnes de mesure se fait sous forme de cartes (fichiers JPEG) qui ne sont pas exploitables par un système d'information géographique (SIG) ou par un logiciel de traitement numérique. Ainsi, cette restitution ne permet pas d'utiliser la richesse des informations réelles de mesure. Dans ces conditions, d'autres formes de restitution des résultats de campagnes de mesure devraient être envisagées, pas nécessairement sous forme cartographique et préférentiellement sous forme tabulée, afin de disposer des données numériques représentatives de tous les radionucléides caractérisés au cours des campagnes. Un échange technique entre les spécialistes concernés de l'IRSN et le GIE-INTRA devrait se poursuivre pour préciser le cadre d'échange.

### **Synthèse des recommandations concernant HELINUC :**

Afin de permettre à HELINUC de réaliser les premières campagnes de mesures de dépôt dès la fin des rejets, il est recommandé de mieux définir les critères de mobilisation d'HELINUC dès la phase d'urgence et les besoins à satisfaire en priorité. Une convention de mobilisation existe déjà entre le GIE-INTRA et la DSC ; celle-ci pourrait être complétée par un protocole technique d'échange de données avec l'IRSN, afin de permettre une meilleure utilisation des données acquises par ce dispositif de mesure dans le cadre de l'expertise des conséquences radiologiques.

Les exercices nationaux de crise planifiés chaque année ne donnant pas nécessairement une indication réaliste sur les délais d'action d'HELINUC, il serait souhaitable que soient organisés des tests inopinés de mobilisation, permettant d'évaluer la chaîne complète de l'alerte à la fourniture d'une première carte. Des tests similaires pourraient également être proposés pour d'autres équipes d'intervention (IRSN, CEA...).

En raison des enjeux spécifiques de gestion des populations mises à l'abri lors de la phase d'urgence et des populations limitrophes, il est recommandé de réaliser en priorité des campagnes HELINUC sur les zones habitées, en ayant vérifié au préalable que la topographie de ces zones n'altère pas significativement la qualité des mesures. Ces campagnes devraient d'abord concerner les territoires les plus touchés par les retombées, en prenant les précautions nécessaires pour assurer la radioprotection du personnel de bord (voir également les § 4.1.3.1 et 4.1.3.2). Par la suite, il serait pertinent de renouveler de telles campagnes dans un but de suivi périodique de l'évolution de la situation en un lieu donné.

Les paramètres à cartographier en priorité à partir des résultats de campagnes HELINUC devraient être le débit de dose ambiant et l'activité surfacique d'un radionucléide « référent » à définir en fonction des caractéristiques de l'accident et des contraintes météorologiques (voir également § 4.3.3).

Il est enfin recommandé de poursuivre un travail sur les formes de restitution des résultats des campagnes HELINUC, répondant aux différents besoins d'utilisation (experts et décideurs ; voir également la recommandation du § 0).

### **3.2.3.2. Cartographie par des mesures spectrométriques *in situ***

Divers dispositifs transportables sur le terrain permettent de réaliser une cartographie (à l'échelle d'une petite parcelle) par spectrométrie gamma. Typiquement, la technique consiste à disposer un détecteur de précision (germanium) en hauteur sur un support stable (trépied) et à mesurer le rayonnement gamma émis par les radionucléides présents sur une parcelle circulaire d'une dizaine de mètres de rayon. L'intérêt de ce dispositif est de fournir une estimation précise de l'activité surfacique moyenne d'une surface représentative, ce qui est un atout important par rapport aux autres techniques de mesure ponctuelle qui seront vues dans les paragraphes suivants. En déplaçant l'équipement sur la zone étudiée, il est possible de dresser une cartographie locale de l'activité

surfacique ou du débit de dose ambiant. D'un point de vue métrologique, cette technique permet d'accéder à des niveaux de contamination surfacique très bas (quelques Bq.m<sup>-2</sup>), ce qui est peu utile dans le contexte d'une situation post-accidentelle, mais aussi à des niveaux beaucoup plus importants, de l'ordre de 1 MBq.m<sup>-2</sup> ou de quelques dizaines de µSv/h.

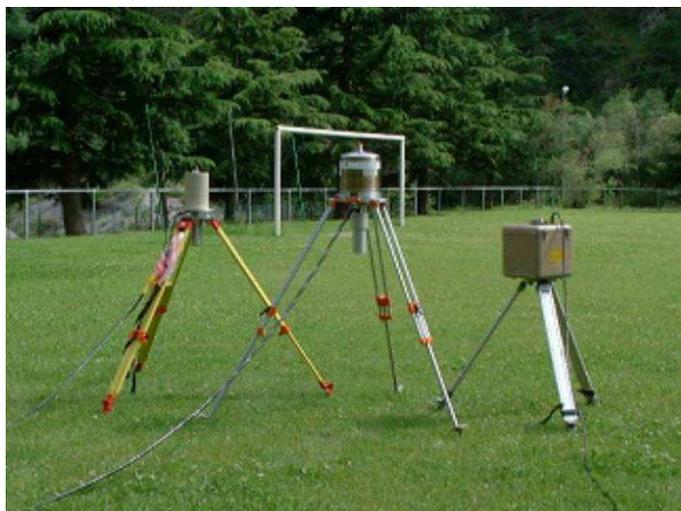


Figure 7 - Dispositifs de spectrométrie gamma in situ déployés sur le terrain.

L'obtention d'un résultat de mesure à l'aide de cet équipement est relativement rapide (30 minutes comprenant 15 minutes d'acquisition et 15 minutes d'analyse du spectre) ; en revanche, le dispositif est relativement fragile et nécessite une quinzaine de minutes d'installation pour chaque point à mesurer. Finalement, le principal facteur limitant est le déplacement du dispositif d'un point à un autre, surtout s'il est projeté de couvrir une vaste surface. Dans ces conditions, il semble difficile d'acquérir des résultats sur plus d'une dizaine de points par jour, ce qui constitue une limite importante de cette technique.

En termes de conditions d'utilisation, ce dispositif doit être déployé sur des surfaces planes et dégagées (absence d'arbres ou de murs dans le voisinage de l'équipement).

Compte-tenu des possibilités mais aussi des contraintes de cette technique, les observations suivantes peuvent être faites :

- l'atout principal de cette technique est de fournir une caractérisation représentative du niveau de contamination d'une parcelle, en intégrant les éventuels facteurs de variabilité locale. Cette technique est donc à privilégier dans les zones où une telle variabilité est susceptible d'apparaître, notamment à la suite de dépôts humide, ou pour préciser la caractérisation de zones particulières mises en évidence lors d'une campagne HELINUC ;
- la faible capacité et les contraintes logistiques associées incitent à recourir à cette technique principalement pour conforter le processus d'expertise des conséquences radiologiques dans l'environnement. À l'inverse, cette technique paraît trop sophistiquée pour participer efficacement à des contrôles de routine ;
- les conditions techniques de mise en œuvre conduisent à employer ce type d'équipement dans des lieux ouverts, éloignés des zones bâties, c'est-à-dire typiquement sur les parcelles agricoles (culture ou prairie) ;

- il existe plusieurs variantes techniques permettant une cartographie locale par spectrométrie gamma : outre le dispositif statique présenté précédemment, l'IRSN a développé un équipement portable en sac à dos couplé à un GPS ; des dispositifs embarqués dans des véhicules devraient également être disponibles. Il serait donc utile de réaliser un inventaire plus exhaustif des dispositifs existant en France.

#### Recommandations :

Le recours aux techniques de spectrométrie gamma *in situ* est recommandé à des fins d'expertise, en priorité sur terrains plats et dégagés (parcelles agricoles) et pour caractériser des dépôts susceptibles d'avoir une forte variabilité locale (zones de dépôts humides).

### **3.2.3.3. Caractérisation de dépôts par des instruments portatifs**

Divers équipements portatifs permettent à des équipes d'intervention spécialement formées de faire des mesures directes sur le terrain afin de caractériser le débit de dose ambiant ou la contamination surfacique. De par la variabilité naturelle des phénomènes impliqués dans la formation des dépôts, des mesures multiples devront être effectuées (obtention de moyennes). Les mesures directes sont très rapides à réaliser (quelques secondes) mais la projection des équipes sur le terrain et la remontée des résultats sont les étapes qui limitent les performances du processus de caractérisation globale d'un territoire (quelques heures, selon le terrain).

Si de manière générale les mesures directes de contamination surfacique sont assez aisées à mettre en œuvre, le cas particulier de la mesure d'une contamination par des radionucléides émetteurs  $\alpha$  est assez délicate (faible pénétration du rayonnement  $\alpha$  dans l'air). La mesure des rayonnements  $\beta$  peut aussi être rendue difficile du fait de la perturbation de l'appareil par la présence de rayonnements  $\gamma/X$ . Pour les rayonnements  $\alpha$  et  $\beta$ , une analyse différée en laboratoire est indispensable.

La grande majorité des appareils portatifs actuellement disponibles délivrent les mesures de dépôt en chocs par seconde, unité non sélective. Une mesure spécifique du type de rayonnement recherché ( $\alpha$ ,  $\beta$  ou  $\gamma/X$ ) peut être faite en utilisant des sondes spécifiques. Les valeurs en chocs par seconde peuvent toutefois être, de façon rudimentaire, converties en Bq/m<sup>2</sup> en connaissant le spectre des radionucléides déposés et les spécifications techniques de l'appareil.

En mesure directe, les limites de détection sont de l'ordre de 2 000 Bq/m<sup>2</sup> pour les émetteurs  $\alpha$ , de 10 000 Bq/m<sup>2</sup> pour les radionucléides émetteurs  $\beta$ . Les radiamètres portatifs permettent généralement de quantifier le bruit de fond naturel (de l'ordre de 0,1  $\mu$ Gy/h) et, de ce fait, peuvent aisément déceler une éventuelle élévation du débit de dose ambiant provoqué par un dépôt de radionucléides émetteurs gamma, jusqu'à des valeurs allant de 100  $\mu$ Gy/h à 1 Gy/h selon le type de sonde.

Certains instruments portatifs peuvent également être utilisés pour mesurer directement l'activité de frottis (voir § 3.2.3.4), préalablement à une éventuelle analyse complémentaire en laboratoire.

L'intervention d'équipes dotées de tels instruments portatifs et secondées par des laboratoires mobiles ne permet pas la caractérisation rapide de vastes territoires mais est particulièrement indiquée pour les zones complexes ou sensibles que constituent les milieux bâtis. En particulier, du fait de la capacité

d'investigation qu'elles offrent, ces techniques permettent la recherche de « points chauds » qui pourraient se révéler problématiques du point de vue de la radioprotection, alors même que les autres techniques de caractérisation des dépôts présentées jusqu'à présent ne permettent pas une telle découverte. De par leur nature, les mesures acquises selon ces techniques s'inscrivent préférentiellement dans un objectif de contrôle et sont d'une exploitation plus difficile dans un processus d'expertise global. De plus, une difficulté essentielle liée à l'usage des instruments portatifs tient à la multitude de résultats fournis par une multitude d'intervenants en des lieux variés, rendant complexe la consolidation et la transmission des données vers l'ensemble des parties prenantes, en prenant soin de conserver la traçabilité des données pour éviter toute confusion. Les mesures effectuées *in situ* doivent donc être rigoureusement planifiées et justifiées dans le but de mettre les ressources au service de relevés pertinents et de qualité.

#### Recommandations :

La caractérisation des dépôts par des instruments portatifs est recommandée à des fins de contrôle, en priorité des milieux bâtis ou dans des chantiers de décontamination.

L'attention est attirée sur la difficulté d'organiser une bonne traçabilité des résultats de mesures obtenus par cette instrumentation, en raison de la multitude de valeurs acquises mais aussi de la diversité potentielle des acteurs et des équipes d'intervention. Il convient donc que les intervenants réalisant de telles mesures prévoient les moyens permettant de consigner les coordonnées précises des lieux où sont effectuées des mesures *in situ* et les résultats obtenus, de manière à en faciliter l'exploitation ultérieure. Le plan guide national pour l'élaboration des programmes directeurs de mesure de radioactivité de l'environnement en cas d'événement une situation d'urgence radiologique (rapport IRSN de février 2009 réalisé à la demande de la DSC) donne des formats de fiches de renseignement qui sont également adaptées aux mesures *in situ* effectuées au cours de la phase post-accidentelle.

#### **3.2.3.4. Caractérisation des dépôts à partir de mesures sur des prélèvements**

Deux types principaux de prélèvements peuvent concourir à la caractérisation directe des dépôts :

- **des frottis sur surfaces lisses et sèches**, qui permettent de collecter la part labile de l'activité déposée. Pour être exploitables du point de vue de la quantification de l'activité surfacique, ils doivent être réalisés selon un protocole strict (type de surface, aire frottée). La mesure du frottis se fait en laboratoire (fixe ou mobile pour la spectrométrie gamma). Du fait des caractéristiques des surfaces pouvant être frottées et du type d'information fournie par cette mesure, la technique du frottis doit être privilégiée pour les contrôles en milieu urbain et est généralement mise en œuvre par les mêmes équipes d'intervention dotées de moyens portatifs, telles que présentées au paragraphe précédent ;
- **des prélèvements de sol superficiel et de la végétation** qu'il supporte, puis l'analyse de ces deux fractions en laboratoire fixe ou mobile (spectrométrie gamma). Ces prélèvements doivent également être réalisés selon un protocole strict afin d'être exploitables en termes d'activité surfacique totale déposée. Ils ont plutôt vocation à être réalisés en milieu agricole (sol cultivé)

ou naturel (zones de concentration). Ce type de prélèvement et de mesure complète utilement les indications obtenues par spectrométrie gamma hélicoptée ou *in situ* et repose sur une logistique relativement légère, le principal facteur limitant étant le délai de déplacement d'un point à l'autre. En revanche, la principale limite de cette technique concerne la représentativité de la mesure, qui se limite à l'échantillon prélevé ; aussi, pour compenser cette limite de représentativité, il est recommandé de procéder à 3 prélèvements par point d'observation. Par sa nature, ce type de prélèvement est peu utile pour un objectif de contrôle et doit être réservé à la consolidation de l'évaluation globale des dépôts par modélisation à partir de données environnementales (cf. § 3.2.2), en complément de la spectrométrie gamma *in situ*.

Comme dans le cas précédent, la principale difficulté liée aux techniques de caractérisation par prélèvements tient à la multitude des échantillons fournis par une multitude d'intervenants en des lieux variés, et mesurés dans des laboratoires divers. Une organisation rigoureuse de la traçabilité s'impose dans ses conditions, sous peine de rendre les résultats d'analyse inexploitable. A cet effet, le plan guide national pour l'élaboration des programmes directeurs de mesure, évoqué au paragraphe précédent (rapport IRSN de février 2009), propose, dans ses annexes, des fiches de prélèvement qu'il est recommandé d'utiliser pour réaliser des prélèvements d'échantillons en situation post-accidentelle.

**Recommandations :**

La caractérisation des dépôts labiles à l'aide de frottis est recommandée à des fins de contrôle en milieu bâti, et doit être réalisée en complément des mesures par des instruments portatifs, normalement mis en œuvre par les mêmes équipes d'intervention.

La réalisation de prélèvements de sol superficiel et de la végétation qui le recouvre est recommandée en milieu agricole ou naturel, principalement à des fins d'expertise en complément des mesures spectrométriques gamma *in situ*.

Dans tous les cas, une traçabilité rigoureuse des échantillons et des informations associées doit être assurée du prélèvement jusqu'au laboratoire d'analyse.

Il est recommandé de conserver certains prélèvements pour d'éventuelles analyses supplémentaires à des fins d'expertise, une fois la mesure initiale réalisée.

**3.2.3.5. Cas d'un dépôt de radionucléides émetteurs  $\beta$  ou  $\alpha$**

Les techniques de mesure décrites dans les paragraphes précédents sont appropriées pour la caractérisation de dépôts comportant, au moins en partie, des radionucléides émetteurs  $\gamma$ . Le GT3 a examiné plus spécifiquement le cas d'un dépôt composé majoritairement de radionucléides émetteurs  $\beta$  ou  $\alpha$ , en considérant le scénario « plutonium » proposé au CODIRPA en 2008.

Ce scénario considère un rejet de plutonium « vieilli » de 10 ans issu du retraitement d'un combustible nucléaire de type UOX<sub>2</sub>, constitué des radionucléides suivants : Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241, Pu-242 et Am-241. L'activité de ce mélange est majoritairement due au Pu-238 (5,1%), au Pu-241 (92%) et à l'Am-241 (1,9%). Le Pu-238 est un émetteur  $\alpha$  et le Pu-241 est émetteur  $\beta$ . Seul l'Am-241 émet un

rayonnement  $\gamma$  mesurable. Pour ce scénario, la dose due à l'irradiation externe est pratiquement négligeable au regard des autres voies d'exposition, témoignant de la faible émission de rayonnement gamma et, par conséquent, de la difficulté de mesurer ce rayonnement par les techniques décrites précédemment.

En principe, la connaissance du spectre isotopique de la contamination environnementale permet d'estimer l'activité de tous ces radionucléides en fonction de l'activité  $\gamma$  mesurée pour l'américium 241. En pratique, deux difficultés ont été mises en évidence par le GT3 :

- le spectre isotopique des matières radioactives présentes dans les installations n'est pas nécessairement le même que celui qui sera observé dans l'environnement, en raison des différences de comportement du plutonium et de l'américium au cours de la dispersion atmosphérique et de la formation des dépôts. Dans ces conditions, l'utilisation du spectre isotopique fourni par l'exploitant ne permettrait qu'une estimation approximative des activités des isotopes du plutonium dans l'environnement, déduite de celle de l'américium 241 ;
- si l'activité de l'américium 241 est trop faible, la mesure par spectrométrie gamma risque de donner des résultats inférieurs à la limite de détection, ne permettant pas de déduire l'activité des isotopes du plutonium, qui pourtant peut être importante.

La technique de caractérisation la plus immédiate des radionucléides émetteurs alpha présents dans les dépôts surfaciques est la mesure de l'activité « alpha globale » à l'aide d'une sonde placée au contact de la surface ou d'un frottis. Cette technique est pertinente pour des mesures de contrôle mais l'interprétation des résultats en termes d'activité de chaque radionucléide est difficile : outre la question de la connaissance du spectre isotopique déjà évoquée, les radionucléides émetteurs alpha présents naturellement dans l'environnement (chaînes radioactives de l'uranium et du thorium) perturberait fortement le résultat de mesure et son interprétation, notamment lorsque l'activité mesurée est proche du bruit de fond naturel qui, lui-même, est très variable.

Il en serait de même pour la mesure de l'activité « bêta globale », pour les mêmes raisons.

La caractérisation précise de la composition isotopique et de l'activité par radionucléide des dépôts formés après un rejet de radionucléide émetteurs  $\alpha$  nécessite de recourir à des techniques de laboratoire spécifiques et longues à mettre en œuvre (plusieurs jours) : spectrométrie alpha après traitement radiochimique des échantillons prélevés et, pour certains radionucléides (U), techniques de mesure isotopique non-nucléaire.

### Recommandations :

En cas de contamination de l'environnement par des radionucléides émetteurs  $\alpha$  (ou  $\beta$  pur), seules des techniques de mesures globales de l'activité permettraient de connaître dans des délais courts les niveaux d'activité déposée. Ces techniques sont recommandées en priorité pour des mesures de contrôle et lorsque les niveaux de contamination sont suffisamment importants (significativement au-dessus du bruit de fond naturel).

Ces indicateurs globaux ne permettent pas de connaître la nature et l'activité des radionucléides mesurés ; il est néanmoins possible d'estimer ces activités si le spectre isotopique est déterminé à l'aide de mesures effectuées par des laboratoires spécialisés sur des prélèvements d'échantillons (pour plus de détail, voir le § 4.3.3.2). Toutefois, cette caractérisation par les techniques de laboratoire actuellement disponibles nécessitant un délai important (jusqu'à plusieurs jours), il est acceptable de considérer, dans un premier temps, le spectre isotopique des matières radioactives présentes dans l'installation accidentée, avant rejet, déterminé par l'exploitant nucléaire.

Si le rejet comprend également des radionucléides émetteurs  $\gamma$ , tels que l'américium 241, avec une activité suffisamment élevée, la mesure de ces radionucléides à l'aide des techniques décrites dans les paragraphes précédents et la connaissance du spectre isotopique de la contamination environnementale permet d'estimer, indirectement, les activités de radionucléides émetteurs  $\alpha$  ou  $\beta$  (voir aussi le § 4.3.3.2).

### **3.2.3.6. Synthèse comparative des techniques de caractérisation des dépôts par la mesure**

Toutes les techniques présentées précédemment ont des atouts mais aussi des limites intrinsèques qui orientent le recours à l'une ou l'autre d'entre elles en fonction des objectifs poursuivis. Ainsi le tableau 1 dresse la synthèse des indications et des limites de l'utilisation des différentes catégories de techniques, dans le contexte de la caractérisation initiale des dépôts.

La mise en œuvre de ces différentes techniques pour la caractérisation des dépôts initiaux en début de phase post-accidentelle n'est pertinente qu'après la fin de la dispersion du panache radioactif, une fois que le processus de dépôt est terminé, en prenant les précautions nécessaires en termes de radioprotection, lorsque cela s'avère justifié. Cette indication, valable pour les 3 scénarios actuellement étudiés par le CODIRPA entraînant des rejets sur une durée inférieure à 24 heures, devrait être nuancée en cas de rejets de longue durée (plusieurs jours).

**Tableau 1 : Synthèse comparative des techniques de caractérisation des dépôts par la mesure**

	<b>Utilisation recommandée</b>	<b>Limites et contraintes de mise en œuvre</b>
<b>HELINUC<sup>5</sup></b> <b>(spectrométrie gamma hélicoptérée)</b>	<p>Pour une cartographie générale des dépôts et du débit de dose ambiant sur des surfaces de taille intermédiaire (plusieurs dizaines de km<sup>2</sup>).</p> <p>En priorité sur les zones bâties de la ZPP les plus proches du site.</p> <p>En priorité en appui à l'expertise des dépôts, en complément de la modélisation directe et des mesures au sol, et éventuellement pour un objectif de contrôle.</p>	<p>Délais de mobilisation, d'acheminement et de préparation justifiant une activation dès la phase d'urgence, selon des critères à définir.</p> <p>Règles de priorité d'emploi à fixer en fonction des différents « ayants droits ».</p> <p>Mise en œuvre limitée par les conditions de visibilité</p> <p>Règles de restitution des résultats à préciser selon les objectifs (choix des radionucléides, modes de représentation, etc.).</p> <p>Inadapté en cas de dépôts constitué uniquement de radionucléides émetteurs <math>\alpha</math> ou <math>\beta</math>.</p>
<b>Spectrométrie gamma <i>in situ</i></b>	<p>Pour une cartographie représentative à l'échelle d'une parcelle</p> <p>En priorité sur des terrains dégagés et plans, de type surfaces agricoles.</p> <p>À privilégier pour un objectif d'expertise, dans le but d'améliorer la cartographie des dépôts obtenue par modélisation, dans le champ proche ou lointain.</p>	<p>Contrainte logistique pour le déplacement du dispositif d'un point à l'autre, limitant l'acquisition à 10 points par jours.</p> <p>Intérêt limité pour des contrôles de radioprotection opérationnelle.</p> <p>Inadapté en cas de dépôts constitué uniquement de radionucléides émetteurs <math>\alpha</math> ou <math>\beta</math> pur.</p>
<b>Équipements portatifs et frottis</b>	<p>Pour des contrôles opérationnels en priorité en milieux bâtis.</p> <p>Investigations pour la recherche de points chauds.</p> <p>Résultats sous forme de débit de dose ambiant (pour les radionucléides émetteurs <math>\gamma</math>) ou d'activité surfacique labile.</p> <p>Utilisable pour une quantification globale des émetteurs alpha et bêta.</p>	<p>Valeurs de dépôts totaux non accessibles directement et sujettes à interprétation.</p> <p>Non pertinent pour des faibles contaminations par des radionucléides émetteurs <math>\alpha</math> ou <math>\beta</math> pur (bruit de fond naturel variable).</p> <p>Pour les frottis : nécessité d'un laboratoire de mesure (laboratoire mobile à privilégier).</p> <p>Mesures peu exploitables dans le cadre de la cartographie générale des dépôts.</p> <p>Gestion complexe de la multitude de résultats et d'intervenants.</p>
<b>Prélèvements « Sol + Végétation</b>	<p>Pour une quantification précise de tous les radionucléides (émetteurs alpha, bêta, gamma) déposés</p> <p>À réaliser sur des sols agricoles (terre nue ou couverture herbacée)</p> <p>À privilégier pour un objectif d'expertise, dans le but d'améliorer la cartographie des dépôts obtenue par modélisation, dans le champ proche ou lointain.</p>	<p>Nécessité de mesure en laboratoire (fixe ou mobile) impliquant des résultats différés, avec un délai long (plusieurs jours) pour les radionucléides émetteurs <math>\alpha</math>.</p> <p>Limite de représentativité spatiale des mesures nécessitant la multiplication de prélèvements pour un secteur donné</p> <p>Gestion complexe de la multitude de résultats et d'intervenants</p>

<sup>5</sup> Certains exploitants d'installation nucléaire disposent également de véhicules équipés de dispositifs de mesure du rayonnement gamma émis par le sol, utilisés notamment pour le contrôle de la contamination surfacique des voiries de sites. Les caractéristiques de ces « autonucs » et leurs conditions de mise en œuvre n'ont pas été étudiés par le GT3. On peut toutefois admettre que de tels moyens pourraient être sollicités en situation post-accidentelle pour effectuer des contrôles en milieu urbain.

## 3.3. CARACTÉRISATION DE LA CONTAMINATION DES PRODUCTIONS AGRICOLES

### 3.3.1. ÉVALUATION PRÉDICTIVE DE LA CONTAMINATION DES DENRÉES AGRICOLES

#### 3.3.1.1. Intérêt et limite des méthodes d'évaluation

L'évaluation prédictive de la contamination des productions agricoles est un point clé de la gestion précoce d'une situation post-accidentelle, à la fois pour décider des actions de protection des personnes qui vivent sur les territoires contaminée (ZPP) et pour organiser le contrôle des filières de commercialisation de ces produits (ZST). La gestion de la commercialisation des produits agricoles repose sur des niveaux maximaux admissibles (NMA) fixés par un règlement européen qui serait établi rapidement après l'accident, en application du règlement Euratom du 22 décembre 1987 modifié. Comme indiqué au paragraphe 2.3 et à l'annexe 4, la contamination de la plupart des productions agricoles serait maximale dans les jours qui suivent l'accident.

Pour définir la ZPP et de la ZST, il est nécessaire de disposer d'une prévision des niveaux de contamination susceptibles d'être observés dans les denrées végétales et animales d'origine locale, en fonction du lieu (c'est-à-dire des caractéristiques des dépôts en ce lieu) et du temps (la contamination des denrées en un lieu donné évolue au cours du temps). Une telle prévision ne peut être obtenue rapidement que par modélisation prédictive (par exemple à l'aide du code ASTRAL historiquement développé par l'IRSN et aujourd'hui la plateforme de calcul SYMBIOSE) à partir de la connaissance des dépôts radioactifs (voir § 3.2) et de l'état des pratiques agricoles autour du site accidenté. Les résultats de mesure de la contamination des produits agricoles ne seraient disponibles que progressivement, dans le cadre des campagnes de prélèvements et de mesures à des fins d'expertise ou dans le cadre des programmes de surveillance mis en place par les autorités.

L'IRSN dispose des outils d'évaluation permettant d'établir rapidement les niveaux de contamination susceptibles d'être atteints dans la plupart des productions agricoles. Toutefois, la mise en œuvre de ces outils en situation de crise se heurte à plusieurs difficultés :

- le calcul de la contamination des denrées agricoles repose sur la connaissance des dépôts initiaux, avec leurs composantes sèche et humide ; or on a vu précédemment que cette connaissance est fort imprécise au début de la phase post-accidentelle, quelle que soit l'approche retenue, *a fortiori* si on s'intéresse à la situation à l'échelle d'une parcelle agricole ;
- indépendamment des conditions initiales des dépôts, de nombreux facteurs environnementaux ont une influence très sensible sur le niveau de contamination finale des productions destinées à être consommées, tels que le stade de développement des végétaux, les modes de culture, le mode d'alimentation des animaux d'élevage, etc. ;
- enfin, la diversité des produits concernés par cette évaluation et l'évolution temporelle, parfois très rapide, de la contamination maximale atteinte par chaque catégorie de produits rendent complexe la restitution des résultats d'évaluation et leur prise en charge par les

autorités devant interdire la consommation de denrées locales, réglementer leur commercialisation ou organiser l'information des consommateurs.

Compte tenu du risque d'être submergé par une trop grande masse de calculs à réaliser en urgence et afin d'organiser une restitution des résultats d'estimation exploitable par les autorités et les parties prenantes, l'IRSN doit poursuivre le développement de sa capacité d'expertise de crise nécessaire à la détermination de la ZPP et de la ZST. De plus, dans le cas de rejets de longue durée (plusieurs jours), non encore étudié par le CODIRPA, une adaptation particulière de l'expertise de la contamination des denrées semble nécessaire.

#### **Recommandations :**

Dans le contexte d'une situation de crise, il est impossible de connaître la valeur réelle des paramètres influençant la contamination des denrées. Il est donc proposé de choisir dans un premier temps, des valeurs raisonnablement pénalisantes pour ces paramètres, afin de s'affranchir des incertitudes dues à la variabilité naturelle des facteurs ayant une influence sensible sur la contamination et de prévenir les risques de « réévaluation à la hausse » ultérieures. Par la suite, les évaluations pourront être actualisées à l'aide de données plus réalistes venant des observations de terrain (voir rapport du GT « Hypothèses »).

L'évaluation prédictive des niveaux maximaux de contamination des denrées agricoles est fondée sur une modélisation déterministe des processus de contamination environnementale, qui conduit à une représentation binaire de l'état de contamination des denrées, au-dessus ou en dessous des NMA par exemple ; cette représentation sera nécessairement mise en défaut par certains résultats de mesure sur le terrain, compte tenu de la grande variabilité des phénomènes en cause dans la contamination environnementale. Toutefois, compte tenu du choix des hypothèses de calcul des conséquences radiologiques sur les denrées agricoles (cf. GT « Hypothèses ») et sous réserve d'une bonne appréciation de la répartition spatiale des retombées radioactives à la fin des rejets, on peut considérer qu'il y a une faible probabilité de trouver des denrées produites à l'extérieur de la ZST, dont l'activité dépasse les NMA.

#### **3.3.1.2. Accès aux données environnementales nécessaires aux évaluations prédictives**

Comme cela a été indiqué plus haut ainsi que dans le rapport du GT « Hypothèses », la qualité et la pertinence des évaluations prédictives de la contamination des denrées agricoles et des doses prévisionnelles associées à leur consommation, dépendent largement de l'accès aux données agricoles et agronomiques (nature et localisation des cultures et élevages, rendements agricoles, calendrier de développements des cultures végétales, etc.). Une partie de ces informations existe auprès des services déconcentrés de l'État, parfois consolidées au niveau national, certaines ayant un caractère administratif, d'autres un caractère statistique.

Les données administratives sont les données relatives à la gestion des aides et à la traçabilité des productions. Ce sont des données disponibles dans les directions départementales des territoires (DDT)

ou les directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) (voir l'annexe 7 relative à la réorganisation des services de l'état dans les régions et départements dans le cadre de la RGPP).

La localisation des élevages à caractère commercial ou des particuliers ainsi que des établissements détenant des animaux d'élevage (bovins, ovins, caprins et porcins) est possible grâce aux enregistrements disponibles au sein des EDE (Établissement Départemental d'Élevage). Ceux-ci disposent d'une Base de Données Nationale d'Identification (BDNI) répertoriant, au niveau départemental ou communal, la localisation des élevages ou des particuliers possédant des animaux d'élevage (à partir d'un bovin, d'un ovin, d'un caprin ou de deux porcins), ainsi que les mouvements d'animaux. Une fois le zonage post-accidentel effectué autour du site où s'est produit un accident nucléaire, les animaux concernés seraient donc rapidement identifiables. En ce qui concerne les élevages avicoles, leur localisation est possible via l'outil SIGAL, système d'informations de la DGAL commun aux services déconcentrés et à l'administration centrale. Cet outil est utilisé notamment pour l'organisation et la communication des plans de contrôle, ainsi que par les services déconcentrés pour répertorier les données techniques concernant le domaine vétérinaire. Cependant, les particuliers possédant une basse-cour ne sont pas identifiés dans ce système d'information et ne peuvent donc pas être localisés.

Toutes ces données sont disponibles au sein des services déconcentrés ainsi qu'en administration centrale.

Deux limites à l'exploitation des ces informations sont néanmoins à souligner :

- la localisation des élevages se faisant jusqu'au niveau communal, une exploitation peut avoir son siège social (souvent le corps de ferme) dans une commune exclue du zonage et des animaux en pâture sur des parcelles à l'intérieur du zonage. Un zonage plus large permettrait de s'affranchir de cette difficulté. Néanmoins, cela risquerait de pénaliser des exploitations non soumises à un risque d'exposition au panache et impliquerait des coûts de gestion (temps, hommes, matériel...) non négligeables. Des moyens complémentaires de gestion de ces troupeaux particuliers sont à envisager (e.g. message radio invitant les éleveurs concernés à se manifester auprès des autorités compétentes...);
- il peut arriver que des particuliers possèdent des animaux d'élevage (notamment ovins et caprins) sans les avoir déclarés. C'est le cas des animaux utilisés pour la tonte de parcelles privées. Ces animaux ne sont donc pas localisables. Cependant, leur utilisation n'entraîne pas forcément leur consommation. Dans ce cas, comme dans celui des volailles chez des particuliers, on notera que l'interdiction de consommer des denrées produites sur place doit permettre de s'affranchir du risque de voir la population exposée à une contamination interne via la consommation de denrées issues de ces animaux.

Les cultures aidées à l'îlot (blé, orge, colza) sont consignées dans le Registre Parcellaire Graphique (RPG), qui est disponible sur Internet. La mise à jour des données suit une fréquence annuelle et concerne les îlots (ensemble des parcelles contiguës exploitées par un même agriculteur). Si un accident survient quelques mois avant la mise à jour des données, le RPG peut fournir des informations erronées. Cependant, le jugement de la DDT doit permettre d'inférer l'occupation probable de l'îlot (cultures pérennes, roulements classiques).

Les données d'occupation des sols, au niveau de l'îlot, et de localisation des exploitations agricoles correspondantes, sont organisées autour du Registre Parcellaire Graphique (RPG), à différents niveaux (couches d'information), depuis l'identifiant non significatif de l'îlot, jusqu'au montant des aides, en passant par les données permettant la géolocalisation et la prise de contact avec l'exploitant agricole.

Ces données sont visualisables par les services du ministère de l'agriculture, avec signature auprès de l'Agence Unique de Paiement (AUP) d'une convention de mise à disposition au cas par cas.

La connaissance de l'environnement culturel des zones concernées est donc possible, sous réserve de la mise en place rapide des conventions adéquates.

**Recommandation :**

Concernant les données de niveau îlot ou de niveau communal qui sont confidentielles en temps normal, il est recommandé qu'un protocole soit élaboré entre l'IRSN, les services du ministère de l'agriculture, et l'AUP pour définir les modalités de leur mise à disposition en cas d'accident, à des fins d'évaluation des conséquences des retombées radioactives sur les productions et les denrées agricoles.

### 3.3.2. MESURE DE LA RADIOACTIVITÉ DES DENRÉES

La technique la plus répandue pour mesurer la radioactivité de denrées consiste à prélever un échantillon du produit à contrôler et à l'analyser en laboratoire (mesure directe par spectrométrie gamma après avoir conditionné l'échantillon dans un récipient de géométrie définie ; mesure après traitement radiochimique pour mesurer les radionucléides alpha ou bêta pur ; voir également § 4.3.3). D'une manière générale, les résultats de mesure doivent être exprimés en Bq/kg frais (ou en Bq/L pour les denrées liquides), correspondant à l'état habituel de consommation du produit, même si le laboratoire peut être amené à rendre des résultats se rapportant au poids sec (cas susceptible d'être rencontré pour certaines mesures d'expertise).

Ces mesures devraient être réalisées *a priori* sur des produits bruts, c'est-à-dire prélevés directement dans une zone de production, le cas échéant avant transformation par l'industrie agroalimentaire, mais elles sont également susceptibles d'être réalisées sur des produits transformés, afin de vérifier que cette transformation n'a pas conduit à concentrer des radionucléides à un niveau conduisant au dépassement des NMA (voir § 4.1.3.3). De même, il est vraisemblable que des contrôles seraient faits au niveau des points de vente des denrées prêtes à être consommées, comme cela se fait déjà actuellement (contrôle par sondage).

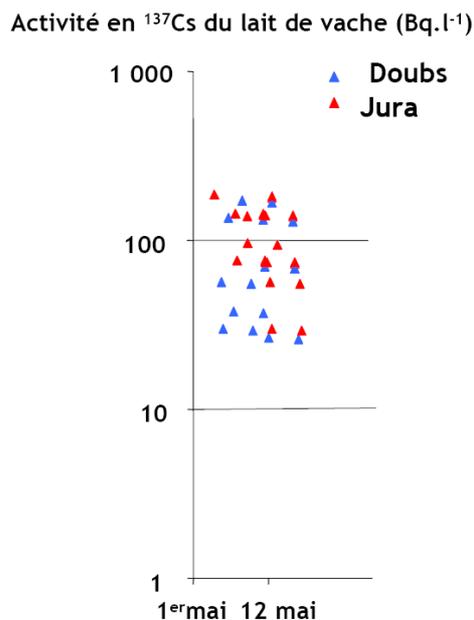
**Cas des denrées végétales :**

La contamination des denrées végétales peut être très variable, même sur un territoire réduit. Dès lors, se pose la question de la représentativité des échantillons prélevés pour la mesure. Cette variabilité peut être d'origine naturelle (variation des conditions de dépôt et influence du type de végétal) mais aussi être lié aux pratiques de culture (culture sous serre...). Il convient dans ces conditions de veiller à ce que les échantillons prélevés au niveau des zones de production (produits bruts) soit représentatifs d'un type de produit et d'un mode de production donnés. La quantité à

prélever d'un produit donné doit être suffisamment importante et homogénéisée, afin de lisser les variations ponctuelles et améliorer la représentativité de la mesure. Le paragraphe 4.1.3.3 discute plus particulièrement de la stratégie d'échantillonnage dans la ZST.

### Cas des denrées animales :

Pour les denrées telles que le lait et les œufs, la problématique d'échantillonnage et de mesure est similaire à celle évoquée précédemment pour les denrées végétales, notamment en termes de variabilité des niveaux de contamination, pouvant atteindre de l'ordre d'un facteur 10 sur un territoire donné (figure 8).



*Figure 8 - Illustration de la variabilité de la contamination du lait de vache mesurée dans deux départements de Franche-Comté au cours des 15 premiers jours de mai 1986.*

Le cas de la viande peut s'avérer plus complexe au début de la phase de transition post-accidentelle car le prélèvement à analyser se fait sur un animal mort et le résultat obtenu n'est représentatif que de cet animal. À l'échelle d'un troupeau, il semble difficile de faire ce type d'opération pour chaque individu après abattage, pour des raisons de capacité métrologique. Dès lors, afin de tenter d'appréhender la variabilité de la contamination entre individus d'un même cheptel, un contrôle par sondage (par exemple sur un animal sur dix) pourrait être envisagé ; cette approche semble acceptable car les techniques d'élevages actuelles sont assez standardisées pour qu'un échantillonnage d'une ou plusieurs têtes soit représentatif de l'ensemble du cheptel.

Le GT3 a également débattu du problème du lieu de prélèvement des échantillons de viande pour analyse. L'abattage des animaux n'étant en principe pas possible dans les élevages, le prélèvement des échantillons de viande pour contrôler le respect des NMA devrait se faire au niveau des abattoirs, dont certains seraient probablement à l'extérieur de la ZST ; cette pratique serait toutefois contraire au principe de gestion des animaux d'élevage dans la ZST proposé par le GT2, qui empêche le mouvement des animaux mis sous séquestre. Cette question reste donc à approfondir.

Par la suite, au cours de la phase de transition post-accidentelle ou sur le long terme, l'installation de laboratoires de contrôle de proximité, voire de moyens de mesure de la contamination interne d'animaux vivants, comme cela se fait actuellement en Norvège pour les rennes et les moutons,

permettrait de renforcer le contrôle de la contamination de la viande des animaux après, voire avant abattage, conduisant ainsi à une gestion plus ciblée du risque alimentaire.

### **3.4. CARACTÉRISATION DE LA CONTAMINATION DES DÉCHETS, DES MATÉRIAUX ET DES PRODUITS MANUFACTURÉS**

#### **3.4.1. PROBLÉMATIQUE DE LA CARACTÉRISATION DE LA CONTAMINATION DES MATÉRIAUX ET PRODUITS**

Il est difficile de prévoir, à l'aide de modèles prédictifs, quelle sera la contamination des divers produits, matériaux et déchets exposés aux retombées radioactives. Dans la plupart des cas, la contamination initiale est surfacique, partiellement labile ; concernant les matériaux meubles ou perméables (terre, sable), une partie de cette contamination peut s'infiltrer rapidement dans la masse, sous l'effet des pluies lors de la formation des dépôts humides ou par la suite.

L'importance de la contamination surfacique des matériaux et des produits peut bien sûr être corrélée à celle des dépôts initiaux, mais de nombreux facteurs rendent difficile une quantification précise *a priori* :

- la forme plus ou moins complexe des produits et leur composition, parfois faite de nombreux matériaux différents, comme par exemple une automobile, entraînent une aptitude très variable à intercepter et retenir la contamination ambiante, difficile à prévoir ;
- les produits et matériaux peuvent être plus ou moins protégés au moment des retombées radioactives : à l'air libre, dans des hangars ouverts, dans des bâtiments fermés, sous emballage ; il en résulte une contamination très variable ;
- enfin, le plus souvent, la contamination des matériaux serait appréciée en fonction de leur activité massique ou volumique (en Bq/kg pour les solides et en Bq/L pour les liquides), ce qui implique de convertir la contamination surfacique initiale en activité massique ou volumique. Cette conversion dépend de nombreux facteurs (densité, volume...) rendant l'exercice pratiquement impossible.

À titre d'exemple sur un cas simple, celui de l'exploitation du sable dans une carrière : en considérant le scénario « accident de fusion du cœur maîtrisée en cuve » élaboré pour les travaux du CODIRPA, ne comportant qu'un dépôt sec (on suppose donc que la contamination initiale reste à la surface du sable), le dépôt initial à 2 km sous le vent est d'environ 10 millions de Bq/m<sup>2</sup>. Si l'exploitation de sable se fait par extraction d'une couche de 50 cm de sable ayant reçu le dépôt en surface, l'activité massique moyenne (après mélange) du sable récolté serait d'environ 12 500 Bq/kg (en considérant une masse volumique d'un sable partiellement humide de 1 600 kg/m<sup>3</sup>). Si, dans la même sablière, le sable est sous forme d'un tas conique de 4 m de haut (pente à l'équilibre de 30°), l'activité moyenne du tas de sable serait d'environ 5 400 Bq/kg. Enfin, si on ne décape qu'une couche superficielle de sable (environ 10 cm) pour en faire un déchet d'exploitation (radioactif), l'activité massique de ce déchet de sable serait d'environ 62 500 Bq/kg, le plaçant dans la catégorie des déchets de très faible activité (activité massique inférieure à 100 Bq/g). Il est à noter que la disparition progressive des radionucléides à vie courte conduirait à réduire ces activités initiales de plus d'un facteur 50 au bout d'un mois et de plus d'un facteur 100 au bout d'un an.



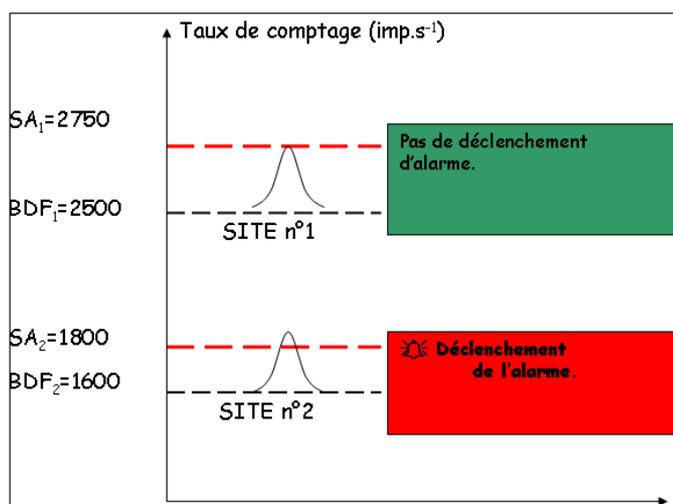
Ce contrôle peut être effectué de plusieurs façons :

- **en effectuant des mesures en laboratoire sur des échantillons représentatifs du produit, matériau ou déchet à contrôler :** il s'agit d'un contrôle destructif (prise d'échantillon) qui semble en général peu indiqué pour les biens manufacturés (contamination principalement surfacique, composition hétérogène). Le recours à ce type de mesure est plutôt à envisager pour des matériaux contaminés dans la masse (par exemple du bois ou des matériaux meubles) ou dans le cas d'une contamination par des radionucléides émetteurs alpha ou bêta pur (non détectable par des mesures d'ambiance). Les résultats de telles mesures ne sont exploitables que si les matériaux (ou déchets) contrôlés sont suffisamment homogènes. Si tel n'est pas le cas, des prélèvements multiples ensuite mélangés et homogénéisés peuvent être réalisés avant mesure, mais cette étape peut être longue et difficilement applicable dans une optique de contrôle ;
- **en effectuant des mesures *in situ* de contamination surfacique (fixe ou labile) :** ce type de mesure est pertinent au début la phase post-accidentelle, lorsque la contamination est essentiellement en surface et pour partie non fixée. Ces mesures peuvent être faites sur des produits solides, offrant des surfaces faciles d'accès. Elles sont réalisées à l'aide d'équipements portatifs, directement au contact des surfaces ou sur des frottis (mesure de la contamination labile) ;
- **en ayant recours à des portiques de détection de la radioactivité :** ces portiques, qui équipent déjà certaines installations d'élimination de déchets ou de recyclage de ferraille, permettent de détecter la présence de radionucléides émetteurs gamma dans des volumes significatifs (typiquement le chargement d'un camion ou d'un convoyeur à bande). De tels portiques peuvent être installés soit en sortie d'un site de production (par exemple une usine qui serait implantée dans la ZPP), soit à l'entrée d'une installation de traitement de déchets ou de matières premières. Le traitement de l'intensité du rayonnement par les différents détecteurs permet, en cas de dépassement d'un seuil donné, de déclencher une alarme. Deux types des contrôles peuvent être envisagés : les contrôles statiques pour lesquels le chargement est contrôlé en position fixe, et les contrôles dynamiques pour lesquels le chargement à contrôler se déplace devant les détecteurs.

Les contrôles réalisés à l'aide de portiques sont certainement les plus pratiques à mettre en œuvre dans la durée, pour les déchets et matériaux, car ils permettent de caractériser des chargements de divers matériaux contaminés plus ou moins uniformément (terre, végétaux, matériaux de construction, vrac...) à des cadences importantes, en apportant une réponse immédiate en cas de détection d'une radioactivité trop élevée. Toutefois, plusieurs restrictions ou conditions à respecter sont à signaler :

- l'installation d'un portique n'est pas immédiate. Sauf à pré-équiper tous les lieux qui pourraient être concernés par ce type de contrôle, il est probable que l'usage de portiques ne pourrait être envisagé de manière significative qu'au bout de quelques semaines, le temps d'acquérir l'équipement, sous réserve de sa disponibilité, et de l'installer. Dans ce but, il ne semble pas réaliste de « réquisitionner » des portiques déjà installés dans des installations qui seraient à l'extérieur des territoires contaminés ; en effet, ces portiques seraient nécessaires pour permettre aux exploitants de ces installations de démontrer que leurs produits sont exempts de toute contamination ;

- ce type d'équipement est inapproprié en cas de contamination accidentelle par des radionucléides émetteurs alpha ou bêta pur. De plus, si le chargement contrôlé a une radioactivité hétérogène et ne contient que des sources ponctuelles, celles-ci peuvent ne pas être détectées si elles sont de faible activité ou noyées dans une masse importante de matériaux non radioactifs qui atténuent le rayonnement émis. Par exemple, lors des essais de caractérisation du portique CRCV du centre CEA de Saclay avec un camion-benne de 15 m<sup>3</sup> spécialement aménagé afin de pouvoir y positionner des sources ponctuelles (type gammagraphie) dans des chargements inertes de densité différente (bois, métaux et eau), une source d'américium 241 de 74 MBq et une source de césium 137 de 45 kBq n'ont pas pu être détectées, leur rayonnement se trouvant atténué par les 4 mm d'acier de la paroi de la benne auxquels il faut ajouter une distance de 65 cm entre la benne et le détecteur le plus proche ;
- les dispositifs actuels ont été conçus pour réaliser la détection de radioactivité dans des chargements supposés ne pas en contenir et non pour mesurer un niveau de radioactivité ; de ce fait, le seuil d'alarme est fixé très bas, en fonction du bruit de fond naturel ambiant. Les portiques pourraient toutefois être utilisés pour satisfaire au besoin de mesure de tri (vérifier si on est au-dessus ou en dessous d'une valeur spécifiée, telle qu'un seuil de commercialisation) si des étalonnages adaptés étaient réalisés au préalable. En effet, toutes choses égales par ailleurs (camion, type de chargement, répartition des masses et des activités dans le chargement, spectre de radionucléides, conditions d'acquisition du signal) les signaux nets délivrés par les détecteurs devraient être proportionnels à l'activité contenue dans la benne. Une mesure de masse permettrait alors d'estimer l'activité massique moyenne du chargement, en se fondant sur la connaissance *a priori* du spectre de radionucléides. Si la mesure par le portique révèle un niveau d'activité non conforme aux critères choisis, un contrôle complémentaire du chargement par spectrométrie gamma pourrait être réalisé afin de préciser les caractéristiques radiologiques des produits et d'aider à la réorientation du chargement ;
- l'utilisation d'un portique pour contrôler des faibles niveaux de radioactivité peut se révéler inopérante lorsque le portique est lui-même installé sur un territoire contaminé, car le bruit de fond ambiant y est plus élevé que dans le reste du territoire (par exemple entre 0,3 et 75 µSv/h dans la ZPP une semaine après la fin des rejets pour le scénario de d'accident de fusion du cœur d'un REP ; voir annexe 6). Cette limite de performance risque d'être rencontrée si des portiques sont installés dans des usines implantées en zone contaminée pour contrôler la « non-contamination » des produits en sortie d'usine. Cette situation peut conduire à déclarer un produit « non-contaminé » alors même que celui-ci est susceptible de déclencher un portique de détection lors d'un contrôle à l'extérieur des territoires contaminés, où le bruit de fond ambiant est significativement plus faible (figure 9).



**Figure 9 - Influence du bruit de fond ambiant sur l'aptitude d'un portique à détecter ou non une source radioactive de même intensité dans un chargement contrôlé.**  
**Le seuil d'alarme du portique est fixé respectivement à 10 % (bruit de fond élevé) et 12,5 % (bruit de fond faible) au-dessus du bruit de fond ambiant.**

### Ce qu'il faut retenir au sujet du contrôle radiologique des produits, matériaux et déchets :

L'utilisation de portiques de détection apparaît être la technique la plus pratique pour contrôler dans la durée des matériaux et déchets potentiellement contaminés par des radionucléides émetteurs gamma. Toutefois, leur implantation dans les lieux où de tels contrôles seraient à effectuer peut nécessiter un délai significatif (de l'ordre de plusieurs semaines en supposant l'équipement disponible), empêchant une utilisation opérationnelle au début de la phase de transition post-accidentelle. Afin de faciliter cette implantation, il est suggéré qu'un inventaire des moyens existants (chez les utilisateurs et les fournisseurs) soit réalisé.

Les portiques installés sur les territoires contaminés (ZPP et ZST) devraient faire l'objet de réglages et d'étalonnages appropriés, différents de ceux appliqués en situation normale qui visent à vérifier l'absence de contamination radioactive. Afin de réduire le délai de mise en service des portiques en situation post-accidentelle, les étalonnages, les protocoles de mesure et les spécifications de mesure devraient être établis en amont de toute situation de crise ; pour cela, il convient de fixer *a priori* les critères à contrôler, tels que les seuils de commercialisation dont le principe est proposé par le GT6.

L'utilisation de portiques pour vérifier la « non-contamination » de produits, de matériaux ou de déchets au niveau de la source de production dans les territoires contaminés peut s'avérer inefficace, compte tenu du bruit de fond élevé, notamment au cours du premier mois suivant la fin de l'accident. Les contrôles de non-contamination à l'aide de portiques devraient donc être effectués dans des lieux protégés de toute source d'irradiation externe et de préférence en sortie de ZPP ou ZST, sauf si des raisons de nature logistique s'y opposent.

## **4. ORGANISATION DES MESURES DE LA RADIOACTIVITÉ DE L'ENVIRONNEMENT**

Le GT3 a consacré une part importante de ses travaux à étudier la question de l'organisation des mesures de la radioactivité de l'environnement en situation post-accidentelle, sous ses différents aspects :

- définition des programmes de mesures dans l'environnement ;
- organisation des prélèvements dans l'environnement et gestion des échantillons ;
- réalisation des mesures de radioactivité en laboratoire ;
- identification et préparation des acteurs de la mesure ;
- restitution des résultats de mesure et d'évaluation de conséquences radiologiques.

La particularité d'une situation post-accidentelle, telle qu'étudiée par le CODIRPA, tient à la nature exceptionnelle et aux caractéristiques particulières de la contamination environnementale, qui se démarquent fortement de celles habituellement considérées par les acteurs participant, en routine, aux actions d'étude ou de surveillance de la radioactivité de l'environnement. Pour situer le problème, l'annexe 6 présente des gammes de radioactivité susceptibles d'être observées dans les différentes zones post-accidentelles, dans le mois suivant la fin des rejets accidentels d'un réacteur à eau pressurisée (déduite du scénario d'accident de fusion du cœur maîtrisée en cuve) ou d'un accident impliquant du plutonium (scénario élaboré pour le CODIRPA).

### **4.1. DÉFINITION DES PROGRAMMES DE MESURES RADIOLOGIQUES DANS L'ENVIRONNEMENT**

S'agissant d'anticiper les risques associés à des situations d'exposition futures, la prise de décision sur les actions à réaliser en phase post-accidentelle et en particulier la détermination du zonage ne peuvent se faire que sur la base d'évaluations prédictives réalisées par modélisation. Cependant, la réalisation de mesures radiologiques, quelles que soient les caractérisations à mener (rayonnement ambiant ou activité des radionucléides présents dans des échantillons), est indispensable pour étayer une démarche d'expertise et apporter une base objective pour le contrôle et la gestion des situations post-accidentelles. Les deux approches sont donc complémentaires et interdépendantes.

En théorie, tout peut donner lieu à mesure, avec des limites de détection pouvant être très basses. En pratique, cette approche est limitée par la nature et la capacité des techniques disponibles (aspects matériels et humains) et par les contraintes opérationnelles de réalisation sur un espace très étendu et dans un cadre temporel restreint. L'élaboration d'une doctrine de caractérisation des conséquences radiologiques dans l'environnement à l'aide de mesures doit donc être fondée sur trois types de considérations :

- la réalisation des mesures doit s'insérer dans des stratégies globales visant en priorité à aider les pouvoirs publics dans la gestion des conséquences post-accidentelles et se décliner par des programmes de prélèvements et de mesures sur le terrain ;
- l'engagement des programmes de prélèvements et de mesures doit répondre à un besoin défini qui peut être soit l'amélioration de l'expertise des conséquences radiologiques et dosimétriques, en appui des pouvoirs publics en charge de définir des actions de protection appropriées, soit la réalisation de contrôles radiologiques pour vérifier la conformité d'une situation ou orienter une prise de décision ;
- les performances et les capacités des techniques de mesure disponibles doivent être prises en compte au regard des objectifs retenus dans la définition des programmes de mesure.

Les programmes de prélèvements et de mesures dans l'environnement doivent être définis en cherchant le meilleur compromis entre les priorités d'acquisition de résultats pour répondre à un besoin opérationnel direct et les contraintes techniques et humaines pour leur réalisation. Autant que faire se peut, ils doivent être élaborés en anticipation de la fin des rejets liés à l'accident et être mis en œuvre dès que possible après la fin de ces rejets. Les premières évaluations prédictives peuvent utilement servir à orienter ces programmes.

#### 4.1.1. FINALITÉ DES MESURES DE RADIOACTIVITÉ EN SITUATION POST-ACCIDENTELLE

D'une manière générale, pour l'ensemble des types de grandeurs mesurables décrits précédemment, la réalisation de mesures de radioactivité en situation post-accidentelle répond à deux besoins complémentaires et possiblement antagonistes :

- d'une part, l'expertise de l'état radiologique de l'environnement et des doses reçues par les personnes exposées ;
- d'autre part, le contrôle de la conformité radiologique de produits, matériaux, milieux, etc. au regard de critères définis pour la gestion post-accidentelle ainsi que la vérification de l'absence de contamination dans des territoires visés par des actions de protection d'urgence mais finalement non affectés par le panache radioactif.

Les mesures destinées à l'expertise sont effectuées pour :

- *conforter les évaluations prédictives de conséquences radiologiques et dosimétriques effectuées dès le début de la phase post-accidentelle*, bases techniques servant à décider des actions appropriées pour la protection des populations et à définir le zonage post-accidentel. Les premières évaluations seraient établies à l'aide d'hypothèses

« raisonnablement prudentes », conduisant à des estimations de doses sur la base desquelles des décisions d'actions suffisamment protectrices seraient engagées (voir rapport du GT « Hypothèses »). Au cours du temps, les mesures de radioactivité réalisées dans l'environnement devraient permettre de préciser ces évaluations sur des bases plus réalistes. En pratique, il s'agit de réaliser en priorité des mesures *in situ* ou sur des échantillons prélevés dans l'environnement, permettant d'obtenir une cartographie plus précise des retombées radioactives initiales, à la base de tous les calculs de doses prévisionnelles. Des mesures de contamination des denrées agricoles ou naturelles représentatives des territoires plus ou moins contaminés devraient également être réalisées pour vérifier la pertinence des résultats calculés à l'aide de modèles radioécologiques ;

- ***préciser a posteriori la connaissance des conséquences radiologiques et dosimétriques au cours de la phase de rejet***, en effectuant des mesures sur des échantillons prélevés au cours de la phase d'urgence (filtres de prélèvement d'aérosols, eau de pluie, dépôt surfacique) ou peu de temps après la fin des rejets. Il s'agit ici de mieux estimer, après coup, l'importance des doses reçues par les populations au cours de la phase d'urgence, en complément des mesures faites sur les personnes, et ainsi d'apporter une base objective pour apprécier le risque sanitaire et organiser le suivi sanitaire de la population (voir chapitre 5 et rapport du GT4) ;
- ***disposer d'une connaissance précise du spectre de radionucléides en différents lieux et son évolution dans le temps***, permettant de paramétrer et optimiser les analyses faites en laboratoire dans le cadre du contrôle de la radioactivité de denrées ou de produits (cf. § 4.3.3).

**Les mesures destinées au contrôle** servent directement à orienter des choix d'action et à vérifier la conformité d'une situation ou d'un produit en regard de critères prédéfinis ou des résultats recherchés. Ces mesures de contrôle sont d'une importance capitale afin de permettre aux autorités et aux gestionnaires d'ajuster l'application des actions de prévention déjà engagées et, le moment venu, de décider leur levée. Ces mesures permettent également de vérifier l'efficacité des actions de réduction de la contamination, notamment dans les milieux bâtis. Il convient dès lors de recourir à des techniques et à des protocoles analytiques simples et optimisés, afin de disposer de résultats pertinents dans un délai aussi court que possible.

Les contraintes et exigences attachées à la réalisation des mesures ne sont pas les mêmes selon l'objectif poursuivi, comme l'illustre le

Tableau 2 : Comparaison des contraintes pesant sur les prélèvements d'échantillons et les mesures selon leur finalité comparatif ci-dessous pour les denrées agricoles.

**Tableau 2 : Comparaison des contraintes pesant sur les prélèvements d'échantillons et les mesures selon leur finalité**

	Mesures destinées à l'expertise	Mesures destinées au contrôle
<b>Choix des échantillons à mesurer</b>	Produits les plus <i>sensibles</i> et les plus <i>significatifs</i> pour un territoire donné	Produits de <i>toutes natures</i> et de <i>toutes origines</i> , bruts ou transformés
<b>Exigences sur les conditions de prélèvements</b>	<i>Fortes</i> = conditions de prélèvement (quantité, date, lieu, données techniques sur le prélèvement, etc.) maîtrisées et tracées pour une exploitation technique ultérieure	<i>Faibles</i> = stratégie orientée vers la protection des personnes ou des biens, la vérification du respect des règles, le choix des actions
<b>Représentativité spatiale et temporelle</b>	<i>Aussi forte que possible</i> (poids statistique) = disposer de lots de plusieurs échantillons (séries)	<i>Aucune a priori</i> = repose sur un plan de contrôle permanent par sondage ou systématique (choix d'autorité)
<b>Contraintes sur la mesure</b>	Avoir la <i>valeur « vraie »</i> de l'activité du produit = traitement des échantillons et métrologie d'expertise permettant de connaître le spectre de radionucléides avec des limites de détection suffisamment basses	Avoir la <i>valeur « de discrimination »</i> sur un nombre limité d'indicateurs représentatifs de l'activité du produit = métrologie directe et limites de détection adaptées aux critères de gestion

L'examen de la façon dont l'accident de Tchernobyl a été traité en France montre que l'essentiel des mesures réalisées dans les premières semaines ayant suivi l'accident, principalement par le SCPRI, ont répondu à un besoin de contrôle, sans véritable questionnement sur la représentativité des résultats ainsi obtenus. Notamment, l'analyse de produits « tout venant » a fourni de nombreux résultats en dessous des limites de détection, ce qui est satisfaisant du point de vue du contrôle mais apporte peu d'information exploitable par un processus d'expertise destiné à évaluer et à prévoir la diversité de l'état radiologique du territoire.

Ainsi, dans les premiers temps de la phase post-accidentelle, il apparaît indispensable de trouver un bon équilibre entre les mesures réalisées à des fins de contrôle et celles réalisées pour conforter la démarche d'expertise visant à mieux caractériser (au sens du réalisme de l'estimation) l'état radiologique de l'environnement et pronostiquer son évolution.

#### **Recommandations :**

Les conditions à respecter, le choix des techniques et les contraintes de réalisation ne sont pas les mêmes selon la finalité des mesures de radioactivité. Ainsi, la mission des équipes chargées de faire des prélèvements et des mesures, le choix des moyens techniques, ainsi que le contenu des programmes de mesure associées, devraient être influencés selon que les résultats sont destinés à conforter l'expertise des conséquences radiologiques ou à des actions de contrôle. Les organismes et laboratoires susceptibles d'intervenir dans la réalisation de prélèvements et de mesures devraient préciser *a priori* leur contribution envisageable en regard de ces besoins (le paragraphe 4.4 propose des orientations dans ce sens).

Les mesures destinées aux expertises devraient être réalisées par des organismes spécialisés, maîtrisant les techniques et protocoles garantissant la qualité des résultats.

### **4.1.2. PRINCIPES GÉNÉRAUX POUR LA DÉFINITION DES PROGRAMMES DE MESURES**

Les programmes de surveillance de la radioactivité de l'environnement mis en place, à des fins d'expertise ou de contrôle, dès le début de la phase post-accidentelle sont susceptibles de concerner des territoires particulièrement étendus et comprendre de nombreux types de mesure. Dès lors, il est proposé de s'appuyer sur quelques principes généraux pour orienter l'engagement spatial et temporel de ces programmes, en cherchant le meilleur compromis entre les priorités d'acquisition de résultats et les contraintes techniques et humaines pour la réalisation des prélèvements et des mesures.

#### **4.1.2.1. Hiérarchiser les besoins de mesures en fonction des priorités des pouvoirs publics pour la gestion de l'événement**

Les programmes de mesures mis en place par les pouvoirs publics doivent répondre à des besoins qui évoluent dans le temps et dans l'espace, en fonction des priorités de gestion des conséquences de l'accident :

- en phase d'urgence et durant les premières heures suivant la fin des rejets, les mesures de radioactivité doivent en priorité permettre de conforter, le cas échéant, les évaluations prédictives déjà réalisées par l'exploitant et par l'IRSN, en appui des pouvoirs publics pour la mise en œuvre d'actions de protection d'urgence de la population. Il s'agit de réaliser, d'une part, des mesures destinées à l'expertise, donnant des résultats exploitables par les experts du centre technique de crise de l'IRSN et de l'exploitant de l'installation accidentée et, d'autre part, des mesures de contrôle visant à vérifier l'absence de conséquence sur les territoires présumés épargnés par les rejets radioactifs. Les évaluations des conséquences radiologiques obtenues par modélisation devraient, dans ce contexte, aider à orienter les programmes de mesure, en cernant quoi et où mesurer ;

- en fin de phase d'urgence et dans les premiers jours de la phase post-accidentelle, les pouvoirs publics doivent mettre en place des actions permettant d'assurer la protection des populations vis-à-vis de la contamination de l'environnement. Les territoires concernés par ces actions sont ceux couverts par une zone de protection des populations, incluant une éventuelle zone d'éloignement, et ceux concernés par une contamination des ressources en eau potable, qui peuvent être en aval hydraulique des territoires ayant reçus des retombées de l'accident. Ces territoires présentent les niveaux de contamination les plus importants du fait des retombées de l'accident. Il s'agit dans ce cadre d'effectuer des mesures d'expertise permettant de conforter le bien fondé des évaluations prédictives ayant servi à définir le zonage initial et d'étayer son évolution future, ainsi que des mesures de contrôle pour attester de la bonne protection des personnes présentes sur ces territoires (milieux bâtis, lieux d'intervention, ressources en eau, etc.) ;
- en parallèle, les pouvoirs publics doivent assurer la gestion des conséquences socio-économiques de l'accident. Les territoires concernés sont plus vastes que les précédents puisqu'ils couvrent toutes les zones où la contamination peut nécessiter un contrôle préalable de produits (notamment alimentaires) avant leur mise sur le marché, même si le niveau de contamination ambiante ne nécessite pas d'action de protection des populations qui y résident. Il s'agit pour cela de faire des mesures de contrôles sur les denrées d'intérêt économique, mais aussi des mesures d'expertise pour vérifier l'adéquation du territoire objet de cette surveillance renforcée et anticiper son évolution probable.

#### **4.1.2.2. Définir et mettre en œuvre des programmes de mesure en fonction d'un objectif d'expertise ou de contrôle**

Les programmes de mesures devraient être différenciés selon un objectif spécifique, soit d'expertise, soit de contrôle, comme énoncé au paragraphe 4.1.1, car le choix des paramètres à mesurer, des techniques à mettre en œuvre et des équipes intervenant pour les mesures n'est pas le même.

Les programmes de mesures d'expertise devraient être constitués :

- de campagnes d'investigation destinées à quantifier les paramètres radiologiques caractéristiques de l'accident et à cartographier la contamination du territoire ;
- de stations fixes d'observation, où seraient périodiquement mesurés les mêmes indicateurs radiologiques de façon à en suivre l'évolution au cours du temps.

Les programmes de mesures destinés au contrôle devraient être menés soit selon une approche systématique, soit par sondage. Il s'agit en particulier :

- de vérifier l'absence de contamination dans des zones où ont été appliquées des actions de protection d'urgence et qui, *in fine*, n'ont pas été exposées au panache radioactif (par exemple une partie du périmètre de déclenchement du PPI en mode réflexe), et permettre ainsi de reprendre au plus vite certaines activités prioritaires ou sensibles (circulation routière ou ferroviaire, par exemple) qui avaient été bloquées en phase d'urgence ;
- de vérifier l'ambiance radiologique des lieux occupés par des personnes (débit de dose ambiant et contamination labile) dans le secteur où des dépôts radioactifs ont eu lieu ;

- de contrôler l'ambiance radiologique des lieux d'intervention fortement contaminés (zone d'éloignement en particulier) afin d'assurer une radioprotection appropriée des intervenants ;
- de vérifier l'efficacité des actions de nettoyage, dans les zones urbanisées ;
- de contrôler la contamination des denrées alimentaires en vue d'autoriser ou non leur commercialisation ;
- de contrôler la qualité radiologique de produits, matériaux déchets de manière à décider des filières d'utilisation ou d'élimination adaptées ;
- de contrôler la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine.

#### 4.1.2.3. Différencier les programmes de mesures en fonction du zonage post-accidentel

Les besoins et les priorités des mesures ne sont pas les mêmes selon les zones mises en place en phase post-accidentelle :

- ***dans la zone d'éloignement*** : il n'existe aucun résident permanent mais des intervenants devraient venir travailler dans cette zone, notamment sur le site accidenté ou dans des installations industrielles ou d'élevage. Dans cette zone, les mesures de contrôle devraient se faire en priorité là où vont les différents intervenants ainsi que les personnes ayant nécessité d'y travailler, pour faire des études de poste de travail et définir les actions de radioprotection appropriées. Les mesures d'expertise visent principalement à préciser la connaissance de l'état radiologique de la zone et son évolution prévisible, en vue de préparer un retour partiel ou total des populations éloignées ;
- ***dans la partie de la zone de protection des populations située à l'extérieur de la zone d'éloignement***, se trouvent des résidents permanents et des activités économiques dans un environnement faiblement contaminé. Les mesures de contrôle doivent en priorité porter sur les milieux de vie, certains lieux de travail où la contamination pourrait se concentrer (stations d'épuration, installations de traitement de déchets...), et certains produits manufacturés ; les mesures d'expertise doivent permettre de confirmer au plus vite le bon dimensionnement de la zone, d'évaluer si un éloignement différé est à prévoir dans une partie de cette zone et enfin d'identifier les parties de cette zone qui pourraient ne plus être maintenues dans le périmètre initiale de la ZPP (passage en ZST) ;
- ***dans la zone de surveillance renforcée des territoires***, le besoin de mesure concerne principalement le contrôle des productions agricoles dont la contamination est susceptible de dépasser les niveaux maximaux admissibles pour l'alimentation humaine ou du bétail, ainsi que certains biens manufacturés. Les mesures d'expertise sont destinées, d'une part, à vérifier le dimensionnement adapté de la ZST et, d'autre part, à disposer de données pertinentes pour anticiper l'évolution de cette zone.

Il est donc proposé de différencier des programmes de surveillance propres à chacune de ces zones. Des programmes de mesures, à des fins d'expertise, devraient également être envisagés en périphérie extérieure de la ZST.

#### **4.1.2.4. Tenir compte du risque d'exposition des équipes réalisant des prélèvements et des mesures**

Certains territoires sont susceptibles d'être particulièrement contaminés en début de phase post-accidentelle et être la source d'une exposition significative (irradiation externe, remise en suspension de poussières radioactives) pour les équipes intervenant pour réaliser des prélèvements ou des mesures *in situ*. Pour de telles situations, il est proposé d'appliquer les principes de justification et d'optimisation, afin d'éviter que ces équipes reçoivent des doses inutiles et de réduire celles-ci à un niveau aussi bas que raisonnablement possible.

En pratique, le GT3 propose d'appliquer ce principe pour les programmes de surveillance réalisés dans la zone d'éloignement, lorsque celle-ci existe. En effet, il s'agit d'une zone où le risque d'exposition est jugé *a priori* suffisamment élevé pour justifier l'éloignement immédiat des populations résidentes, au moins temporairement. Dès lors, toute intervention, notamment pour réaliser des prélèvements et des mesures, devrait être associée à des dispositions de radioprotection appropriées, telles que définies par le GT « Intervenants » du CODIRPA. Les programmes de surveillance devraient être définis et mis en œuvre sur la base d'un besoin explicitement exprimé et motivé, à des fins d'expertise ou de contrôle.

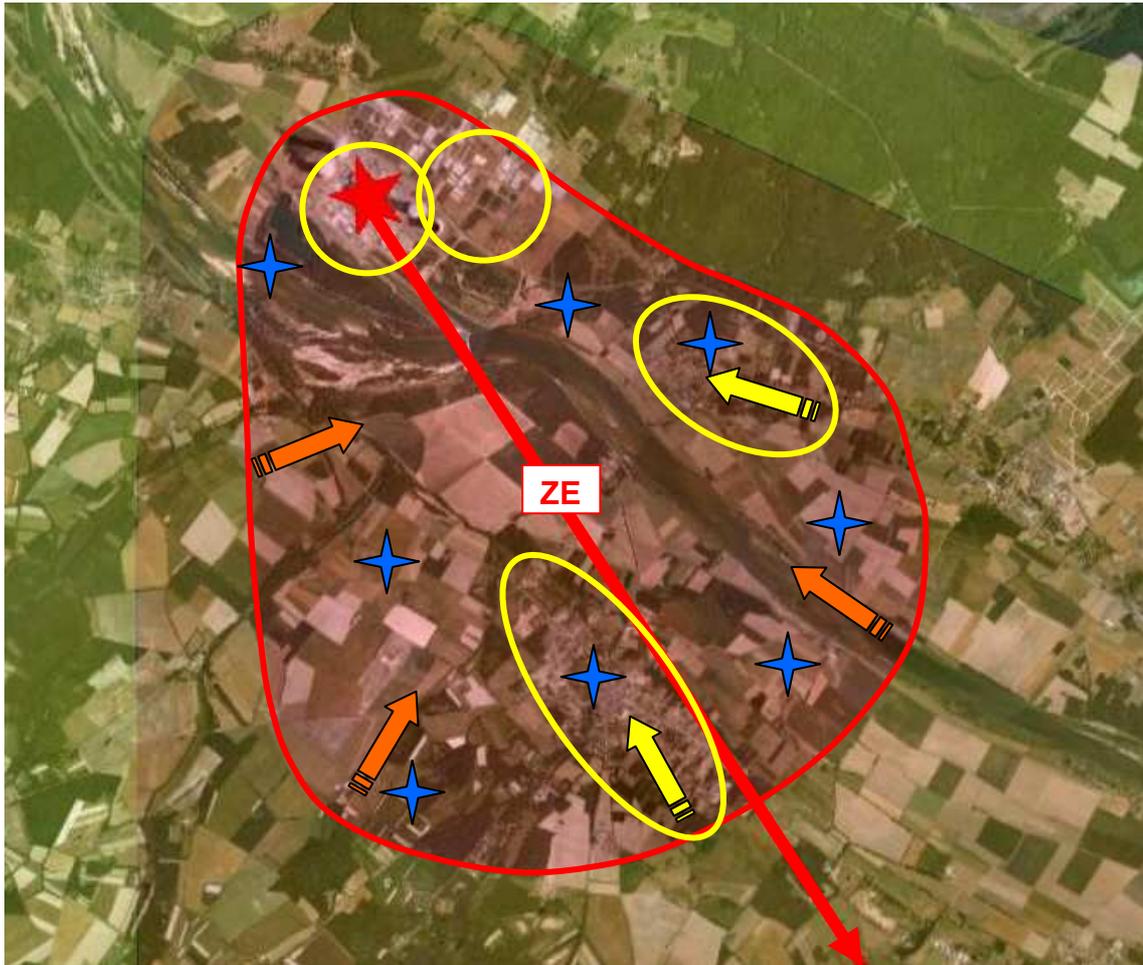
Dans la zone de protection des populations (hors zone d'éloignement) et *a fortiori* dans la zone de surveillance renforcée des territoires, où résident en permanence des populations, le GT3 considère que les campagnes de prélèvements et de mesures pourraient se faire sans contraintes particulières de radioprotection (sauf cas particulier, par exemple dans des forêts ou dans des installations présentant un risque de concentration de la contamination). En particulier, les précautions usuelles prises lors des opérations de prélèvement pour éviter tout risque de contamination croisée entre échantillons devraient suffire à assurer une protection efficace des équipes vis-à-vis du risque de contamination.

### **4.1.3. ORGANISATION DE LA SURVEILLANCE DE L'ENVIRONNEMENT DANS L'ESPACE ET DANS LE TEMPS**

L'application des principes précédents permet de concevoir une démarche de surveillance de la radioactivité de l'environnement, à des fins d'expertise ou de contrôle, adaptée à chaque zone et selon une logique de progression spatiale et temporelle.

#### **4.1.3.1. Dans la zone d'éloignement**

En raison d'une part, de l'absence de résident dans la zone d'éloignement et d'autre part, du principe de justification énoncé au paragraphe 4.1.2.4, les programmes de surveillance de la radioactivité dans cette zone devraient être limités au strict nécessaire, conçus en fonction de besoins précis et menés avec une progression prudente. La carte de la figure 10 illustre, de façon schématique, la stratégie d'engagement des programmes de mesures dans la zone d'éloignement, en distinguant les mesures d'expertise et les mesures de contrôle.



**Figure 10 - Illustration des stratégies de surveillance de la radioactivité dans la zone d'éloignement (ZE ; étoile rouge = installation accidentée ; axe rouge = sens du vent au moment des rejets). Les flèches orange indiquent le sens de progression pour les mesures d'expertise destinées à la cartographie des dépôts. Les symboles bleus représentent des points fixes d'observation de l'évolution temporelle de divers indicateurs radiologiques (mesures d'expertise). Les zones entourées de jaune désignent les lieux d'intérêt prioritaire pour réaliser des mesures de contrôle (site nucléaire, activités industrielles, lieux bâtis...) et les flèches jaunes indiquent le sens de progression des mesures de contrôle en milieu urbain.**

### Mesures à des fins d'expertise

Les mesures destinées à l'expertise réalisées dans cette zone ont pour but :

- de préciser la cartographie des dépôts radioactifs dans la zone d'éloignement ;
- de recueillir des données précoces, notamment sur les radionucléides à vie courte, utiles aux évaluations rétrospectives des doses reçues par la population depuis le début de l'accident, avant qu'elle n'ait été éloignée ;
- de suivre l'évolution dans le temps de la contamination radioactive de l'environnement.

Pour cela, il est proposé :

- pour la cartographie des dépôts, de mener des campagnes de prélèvements et de mesures en commençant par la périphérie de la zone (approche « centripète ») afin de limiter l'exposition des intervenants et de privilégier dans la mesure du possible (contamination par des

radionucléides émetteurs gamma) le recours à des moyens de mesure hélicoptés (système HELINUC) ;

- de réaliser ponctuellement et rapidement des prélèvements d'échantillons de sol, de végétaux, d'eau de surface (éventuellement d'eau de pluie tombée pendant la phase de rejet) et de faire réaliser, dans des laboratoires spécialisés (cf. § 4.4), des mesures aussi exhaustives que possible ;
- de relever périodiquement (fréquence au moins quotidienne) les filtres de prélèvement d'aérosols et renforcer la densité de surveillance par de nouvelles stations de prélèvement ainsi que par de nouvelles balises de télémessure du rayonnement gamma ambiant (en fonction de la disponibilité de ces équipements et des capacités d'installation avec alimentation électrique) ;
- de sélectionner quelques stations d'observation de la radioactivité de l'environnement où seraient prélevés des échantillons selon une périodicité adaptée au type de matrice considéré.

À partir des résultats acquis lors des premières campagnes de mesure ainsi que ceux des mesures de contrôle en milieu urbain (voir ci-après), il serait possible de réévaluer les doses prévisionnelles susceptibles d'être reçues par des personnes qui résideraient dans cette zone, au cours du premier mois suivant la fin de l'accident. Si, dans une partie de cette zone, les doses réévaluées sont significativement plus faibles que celles initialement estimées et si les prévisions de doses susceptibles d'être reçues du 2<sup>ème</sup> au 13<sup>ème</sup> mois suivant la fin de l'accident sont elles-mêmes inférieures à 10 mSv, les autorités pourraient envisager le retour progressif des populations éloignées, selon une approche concertée, en intégrant cette partie au reste de la zone de protection des populations.

#### **Mesures à des fins de contrôle**

Les mesures de contrôle dans la zone d'éloignement ont pour objectif principal la radioprotection des personnes amenées à travailler dans cette zone. Il s'agit dans ce cas de mesurer les paramètres d'exposition dans les lieux de travail ou d'intervention afin d'évaluer les risques d'exposition (études de poste) et surveiller l'ambiance de travail au cours des interventions : site accidenté, installations industrielles à risque, élevage d'animaux, chantiers particuliers...

Des mesures du débit de dose ambiant effectuées avec des appareils portatifs et de la contamination labile (frottis) pourraient également être entreprises dans les lieux bâtis, en partant de la périphérie de la zone d'éloignement (approche « centripète »).

Par ailleurs, si des matériaux doivent sortir de cette zone, des contrôles de contamination pourraient être réalisés (voir rapport du GT6).

#### **4.1.3.2. Dans le reste de la zone de protection des populations**

Dans le reste de la zone de protection des populations, du fait de la présence de résidents permanents, des programmes de surveillance de grande ampleur devraient être engagés dès que possible, afin de vérifier les bases techniques des évaluations de conséquences radiologiques et dosimétrique ayant servi à définir cette zone, de contrôler l'ambiance radiologique des zones habitées et de suivre les travaux de nettoyage. Comme pour la zone précédente, des stratégies différenciées devraient être appliquées aux différents programmes de mesures. La carte de la figure 11 illustre, de façon schématique, la

stratégie d'engagement des programmes de mesures dans la zone de protection des populations (à l'extérieur de la zone d'éloignement), en distinguant les mesures d'expertise et les mesures de contrôle.

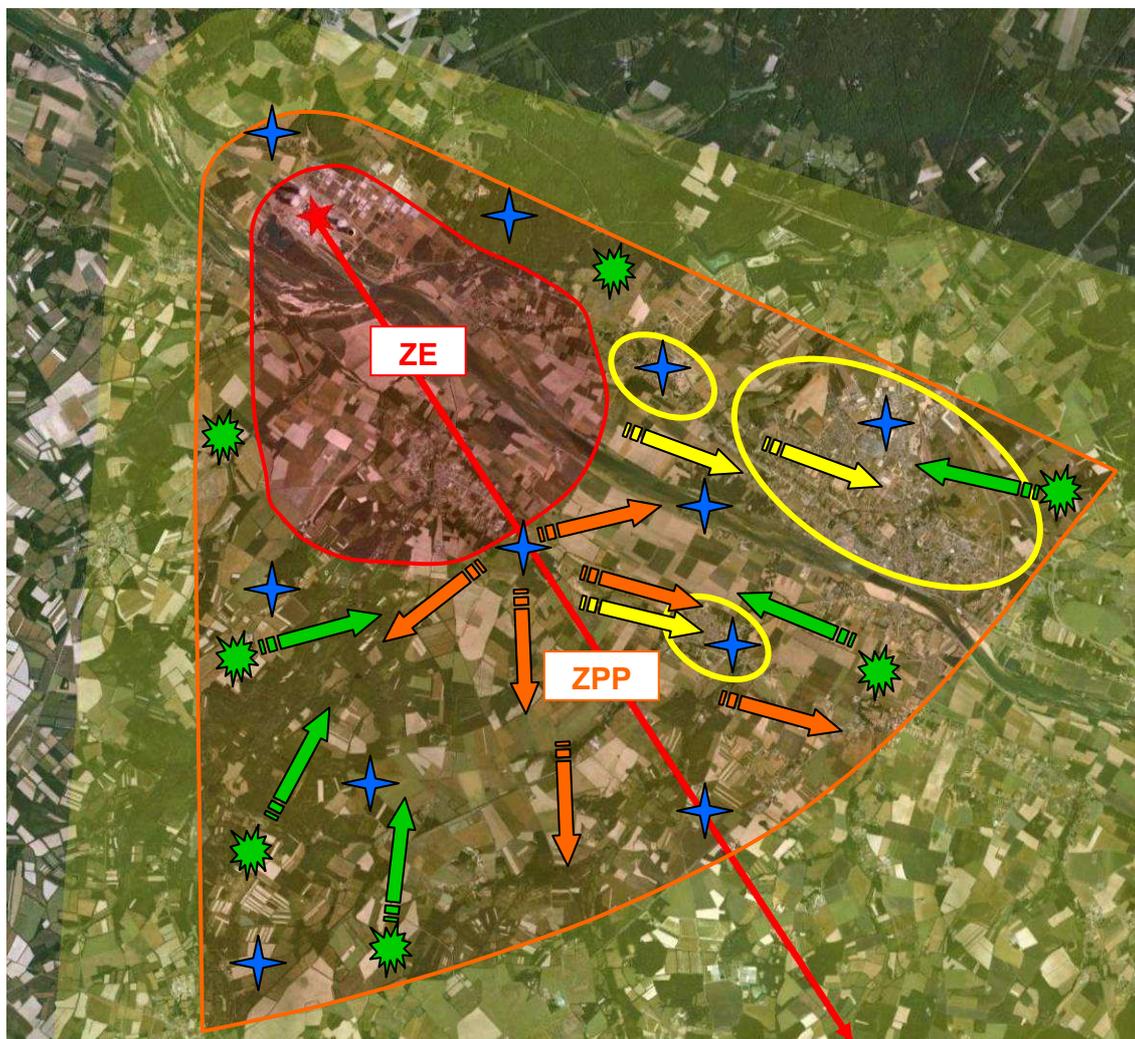


Figure 11 - Illustration des stratégies de surveillance dans la zone de protection des populations (ZPP, hors zone d'éloignement ; étoile rouge = installation accidentée ; axe rouge = sens du vent au moment des rejets).

Les flèches orange indiquent le sens de progression pour les mesures d'expertise destinées à la cartographie des dépôts. Les symboles bleus représentent des points fixes d'observation de l'évolution temporelle de divers indicateurs radiologiques (mesures d'expertise). Les symboles verts représentent des points de prélèvement de denrées agricoles pour des mesures à des fins d'expertise et les flèches vertes indiquent le sens de progression des programmes de mesures correspondants. Les zones entourées de jaune désignent les zones urbaines où devraient être réalisés en priorité des mesures de contrôle et les flèches jaunes indiquent le sens de progression de ces programmes de mesures.

### Mesures à des fins d'expertise

Les mesures d'expertise doivent en priorité servir à préciser la cartographie des dépôts. Il est proposé une démarche de surveillance progressant à partir du site accidenté ou, si elle existe, du bord extérieur de la zone d'éloignement, en se concentrant d'abord autour de l'axe principal du panache et en se dirigeant ensuite vers les territoires plus distants (approche « centrifuge »). Si des précipitations hétérogènes ont eu lieu au moment de la dispersion du panache radioactif, des programmes de mesure devraient également être prioritairement menés sur les territoires de la ZPP où les précipitations ont

été les plus fortes (données fournies par Météo-France). L'objectif sous-tendu par cette stratégie est de caractériser en priorité les parties de la ZPP où les dépôts sont potentiellement les plus élevés, c'est-à-dire là où les doses prévisibles risquent d'être les plus importantes.

Les résultats obtenus à l'issue de ces programmes de mesures, complétés par les mesures de contrôle de l'ambiance radiologique effectuées dans les lieux bâtis (cf. ci-dessous) permettront de réévaluer les doses susceptibles d'être reçues par les résidents au cours du premier mois suivant la fin de l'accident. Ces résultats, lorsqu'ils seront en nombre suffisant, permettront également de faire des évaluations dosimétriques sur le plus long terme, du 2<sup>ème</sup> au 13<sup>ème</sup> mois, en tenant compte le cas échéant de l'efficacité escomptée des actions de nettoyage et d'amélioration de la qualité radiologique des milieux. Si, sur une partie de la ZPP, les doses ainsi calculées dépassent la valeur guide proposée par le CODIRPA (cf. § 2.6.1), les autorités pourraient décider l'éloignement des résidents de cette partie qui, dans ces conditions, intègrerait la zone d'éloignement.

Bien que la consommation et la commercialisation des denrées agricoles soient interdites dans la ZPP, il est proposé de réaliser des programmes de mesures de ces denrées en partant de la périphérie de cette zone et en progressant en direction du site accidenté (approche « centripète »). L'objectif de ces mesures est de comparer la contamination observée dans les différentes catégories de denrées présentes sur ces territoires et les valeurs estimées *a priori* par les modèles radioécologiques. En cas d'écart significatif, les données et hypothèses initialement utilisées pour les évaluations prédictives de contamination des denrées agricoles seraient ajustées afin de fournir des résultats plus réalistes. Les doses susceptibles d'être reçues par la population de la ZPP au cours du premier mois, en supposant la consommation de denrées locales, seraient alors réévaluées ; si les valeurs ainsi obtenues sont significativement plus faibles que celles estimées précédemment, l'emprise de la ZPP pourrait alors être diminuée, en concertation avec les parties prenantes. C'est pourquoi il est proposé de commencer ces mesures en périphérie de la ZPP, là où ces doses risquent d'être les plus faibles.

Enfin, il est proposé de définir des stations fixes d'observation permettant, grâce à des prélèvements périodiques, de suivre l'évolution de la contamination en milieu urbain (dose externe, contamination de l'air), terrestre (sols, végétation, éventuellement denrées animales) et aquatique (eaux de surface).

### **Mesures à des fins de contrôle**

Dans la ZPP, les mesures de contrôle devraient être réalisées en priorité dans les lieux urbanisés, là où les évaluations prédictives à l'aide de modèles sont particulièrement imprécises (voir GT « Hypothèses »), en commençant par les territoires les plus proches du site accidenté ou, le cas échéant, de la zone d'éloignement (approche « centrifuge »).

Ces mesures (débit de dose ambiant, contamination surfacique) ont pour objectif principal de vérifier l'ambiance radiologique des lieux habités, d'identifier d'éventuels « points chauds » et d'orienter les stratégies de nettoyage. Ces contrôles devraient être répétés afin de surveiller l'évolution de l'ambiance radiologique et, le cas échéant, l'efficacité des actions de nettoyage. Des contrôles radiologiques devraient également être régulièrement réalisés dans les stations d'épuration des eaux usées (contrôle d'ambiance et contrôle des boues), compte tenu d'un risque de concentration des radionucléides présents dans les eaux usées au cours du processus d'épuration.

Des contrôles de la contamination des biens manufacturés et des matériaux sont à prévoir dans les lieux de production de la ZPP, afin de vérifier leur conformité aux « seuils de commercialisation » proposés par le GT6. Si des radionucléides émetteurs gamma sont présents, ces contrôles seraient préférentiellement réalisés à l'aide de moyens portatifs de mesure du rayonnement gamma ou, éventuellement, à l'aide de portiques selon les délais de disponibilité.

Une surveillance spécifique de la contamination de l'eau potable devrait être réalisée, à l'aide de prélèvements réguliers effectués au niveau des ressources exploitées dans la ZPP ou à l'aval hydraulique du site accidenté et dans les réseaux de distribution.

En principe, il n'y a pas lieu de faire des contrôles des denrées agricoles dans un premier temps, puisque celles-ci sont interdites de consommation et de commercialisation indépendamment de leur niveau de contamination. Les mesures d'expertise effectuées sur ces denrées (cf. ci-dessus) devraient permettre, par la suite, de reclasser tout ou partie de cette zone en ZST.

Remarque : la doctrine de gestion des déchets dans la ZPP proposée par le GT6 permet de limiter les contrôles de radioactivité des déchets ; ces contrôles seraient principalement effectués à l'entrée des installations de traitement des déchets, à l'aide de portiques (avec toutefois un bruit de fond radiologique plus élevé que sur les territoires non-contaminés ; cf. § 3.4.3).

#### **4.1.3.3. Dans la zone de surveillance renforcée du territoire (ZST)**

D'une manière générale, les mesures réalisées dans la zone de surveillance renforcée du territoire (ZST) seraient principalement orientées vers les denrées agricoles ou naturelles destinées à être commercialisées. La carte de la figure 12 illustre, de façon schématique, la stratégie d'engagement des programmes de mesures dans la zone de surveillance renforcée du territoire, en distinguant les mesures d'expertise et les mesures de contrôle.

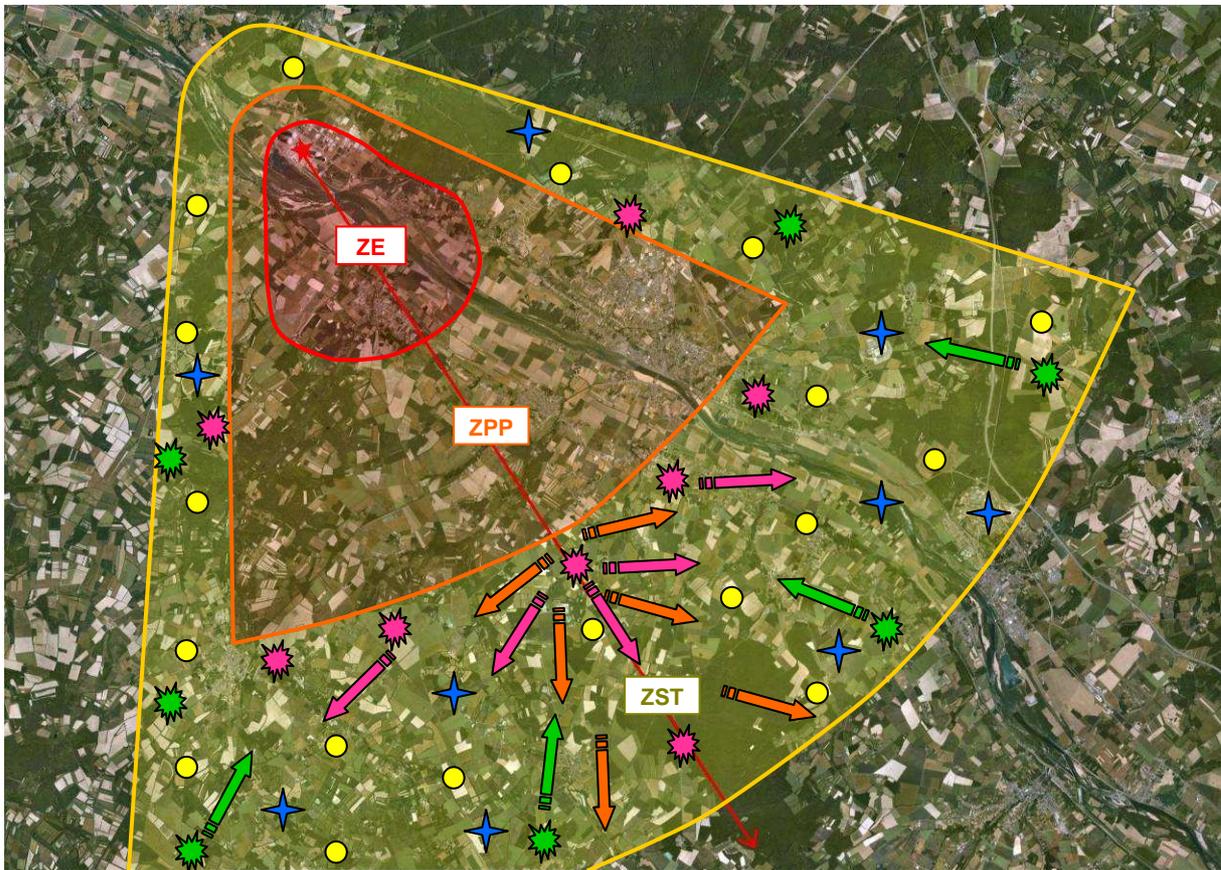
##### **Mesures à des fins d'expertise**

Les mesures réalisées dans la ZST ont pour objectif d'améliorer les évaluations des conséquences prévisibles sur les denrées agricoles et naturelles dans cette zone. Il s'agit en particulier :

- de préciser la cartographie des dépôts, selon une approche semblable à celle proposée précédemment pour la ZPP (approche « centrifuge »), à l'aide de mesures sur des échantillons de sol et de végétation ou faite par spectrométrie gamma *in situ* ;
- de mesurer la contamination des denrées agricoles les plus immédiatement sensibles à la contamination radioactive (légumes à feuilles, lait de vache, de brebis ou de chèvre) en priorité au plus près de la ZPP, afin de comparer les valeurs obtenues avec celles issues des modélisations prédictives faites antérieurement et d'ajuster cette modélisation si nécessaire. Des évaluations plus réalistes de doses dues à l'ingestion de denrées d'origine locale seraient faites à l'aide de ces nouveaux, permettant ainsi de conforter l'emprise de la ZPP ou, s'il existe un risque de dépassement des valeurs guides, de proposer de modifier l'emprise de cette zone ;
- d'effectuer des programmes de mesures de la contamination des différentes catégories de denrées agricoles en partant de la périphérie de cette zone et en progressant en direction du

site accidenté (approche « centripète »). L'objectif est de comparer les valeurs obtenues avec les prévisions de contamination des denrées fournies initialement par des modèles radioécologiques ; le cas échéant, il pourra être proposé d'ajuster l'emprise de la ZST s'il apparaît que les prévisions de dépassement des NMA ont été surestimées.

Par ailleurs, comme dans la ZPP, des stations fixes d'observation permettront de suivre l'évolution temporelle de la radioactivité.



*Figure 12 - Illustration des stratégies de surveillance dans la zone de surveillance renforcée du territoire (ZST ; étoile rouge = installation accidentée ; axe rouge = sens du vent au moment des rejets). Les flèches orange indiquent le sens de progression pour les mesures d'expertise destinées à la cartographie des dépôts. Les symboles bleus représentent des points fixes d'observation de l'évolution temporelle de divers indicateurs radiologiques (mesures d'expertise). Les symboles verts représentent des points de prélèvement de denrées agricoles pour des mesures à des fins d'expertise et les flèches vertes indiquent le sens de progression des programmes de mesures correspondants. Les symboles roses représentent des points de prélèvement de denrées sensibles pour des mesures à des fins d'expertise et les flèches roses indiquent le sens de progression des programmes de mesures correspondants. Les points jaunes représentent des lieux de production de denrées agricoles où sont réalisées des mesures de contrôles préalables à leur commercialisation.*

### Mesures à des fins de contrôle

Le principe même de la zone de surveillance renforcée du territoire (ZST) est d'instaurer un contrôle de radioactivité obligatoire avant toute commercialisation de denrées agricoles issues de cette zone. En effet, les évaluations prédictives des conséquences radiologiques sur ces denrées conduisent à considérer qu'il existe un risque important de dépassement des niveaux maximaux admissibles dans cette zone, au moins pour certaines catégories de denrées et temporairement.

En pratique, il est possible de différencier les programmes de contrôles des denrées à l'intérieur de la ZST en fonction des catégories de production considérées, selon des périmètres distincts. De même, la durée de maintien de ces contrôles devrait être différente selon les catégories de denrées. Le diagramme de la figure 13 permet d'illustrer ces différences en s'appuyant sur l'exemple du scénario d'accident de fusion du cœur maîtrisée en cuve.

		1 km	2 km	5 km	10 km	20 km	40 km
Céréales	<i>RN &gt; 10 j</i>	1ère récolte 2ème récolte					
	<i>lode</i>	1ère récolte 2ème récolte					
Légumes feuilles	<i>RN &gt; 10 j</i>	1,5 mois	35 j	15 j	5 j		
	<i>lode</i>	>2 mois	2 mois	1,5 mois	25 j	10 j	
Viande bovine	<i>RN &gt; 10 j</i>	11 mois	8 mois	3 mois			
	<i>lode</i>	3 j					
Lait de vache	<i>RN &gt; 10 j</i>	2 mois	1,5 mois	10 j			
	<i>lode</i>	50 j	40 j	30 j	20 j	10 j	

Légende :

- Zone de production > NMA pour la classe d'isotope considérée
- Zone de production < NMA pour la classe d'isotope considérée
- Distance maximale d'atteinte des NMA, quelle que soit la classe d'isotope

	Céréales	Légumes feuilles	Viande bovine	Lait de vache
t		34	3	
t + 1 j		30	4	33
t + 2 j		28	4	32
t + 7 j	5	22	6	30
t + 15 j	5	16	7	22
t + 30 j	5	9	8	13
t + 60 j	5	3	7	5

t=fin du passage du panache

**Figure 13 - Illustration des distances et des durées de dépassement des niveaux maximaux admissibles (NMA) pour différentes catégories de denrées agricoles, dans le cas du scénario d'accident de fusion du cœur maîtrisée en cuve (*RN>10j* désigne l'ensemble des radionucléides dont la période est supérieure à 10 jours, exceptés le strontium 90, les plutoniums et les transplutonies).**

**Le tableau en bas montre l'évolution de la distance maximale de dépassement des NMA en fonction du temps après la fin de l'accident ainsi que le moment auquel cette distance est la plus importante.**

Dans cet exemple, la ZST serait dans un premier temps définie jusqu'à une distance d'une trentaine de kilomètres sous le vent. Au cours des 10 premiers jours suivant la fin de l'accident, des contrôles de contamination devraient être réalisés sur l'ensemble des productions de légumes à feuilles et de lait de vache venant de la ZST ; tant que ces contrôles ne sont pas réalisés, la commercialisation (donc la consommation) de ces produits serait interdite. Les productions dont les contrôles montrent la conformité aux NMA pourraient, quant à elles, être mises sur le marché. Le maximum de contamination dans ces deux catégories de denrées serait observé au cours des premiers jours suivant l'accident. La comparaison des résultats issus de ces contrôles avec ceux des évaluations prédictives ainsi que des mesures réalisées à des fins d'expertise devrait permettre de décider la réduction de la

ZST au cours du premier mois, passant à une vingtaine de kilomètres au bout de 15 jours et une dizaine de kilomètres au bout d'un mois, dans le cas de l'exemple présenté.

Concernant les céréales, les contrôles ne seraient à envisager que sur un périmètre plus petit (5 km), uniquement au moment de la première (dans l'exemple donné, 7 jours après l'accident) et, le cas échéant, de la seconde récolte faite l'année suivante.

Le cas de la viande mérite une attention particulière. Comme pour les céréales, le périmètre à l'intérieur duquel des contrôles de contamination devraient être prescrits serait plus petit que la ZST (8 km) mais, dans les premiers jours suivant l'accident, des dépassements de NMA ne seraient observés que sur un territoire plus réduit (3 à 4 km) ; pour autant, il conviendrait de maintenir les contrôles sur l'ensemble du périmètre car progressivement, en l'absence d'action sur l'alimentation du bétail, la contamination de la viande augmenterait et atteindrait un maximum un mois après la fin de l'accident. Il est raisonnable de supposer que, sur les conseils des autorités et des organismes professionnels, des actions seraient rapidement engagées pour réduire la contamination de la viande, notamment en donnant des aliments non contaminés au bétail ; dans un tel cas, des contrôles de contamination de la viande (et du lait) devraient être maintenus afin de surveiller l'efficacité de ces actions et garantir la commercialisation de denrées conformes au NMA.

En dehors des denrées alimentaires, des contrôles pourraient être nécessaires pour certains produits manufacturés et matériaux afin de vérifier leur conformité aux « seuils de commercialisation » fixés selon les préconisations du GT6.

Dans la ZST, il ne paraît pas justifié d'organiser des contrôles de la radioactivité ambiante dans les milieux bâtis, contrairement à ce qui est envisagé dans la ZPP.

### **Représentativité des mesures**

Comme l'indique le rapport du GT2, la question de la représentativité des mesures de la contamination des denrées agricoles se poserait tout particulièrement dans le cadre de la mise en place des contrôles dits « libérateurs » effectués dans la ZST. À l'extrême, on pourrait concevoir que des mesures soient faites sur le lait de chaque vache, ou pour chaque salade récoltée, mettant en évidence une inévitable variabilité individuelle. Une telle pratique de contrôle ne serait pas raisonnable, compte tenu des limites de capacité des moyens de mesure, ni même justifié du point de vue de la prévention des risques sanitaires (il est pratiquement impossible que le lait acheté par un consommateur donné vienne systématiquement de la même vache). Un compromis acceptable serait de réaliser des contrôles de contamination d'échantillons venant d'une même unité de production (un même éleveur, un même maraîcher), à condition que les parcelles exploitées soient suffisamment proches les unes des autres (*a priori*, sur une même commune). De plus, comme l'illustre l'exemple de la figure 13, la contamination des denrées évolue rapidement au cours du premier mois suivant l'accident : pour le lait et pour les légumes à feuilles, il est recommandé de faire un contrôle quotidien (ou à chaque récolte si la fréquence dépasse la journée). Dans ces conditions, s'agissant de denrées périssables et pour ne pas retarder la prise de décision sur le devenir des productions contrôlées, il est souhaitable que les mesures soient faites dans des laboratoires de proximité (laboratoires départementaux d'analyse), dans la mesure du possible.

Par ailleurs, outre le contrôle de la contamination de denrées agricoles non transformées, il peut se révéler nécessaire d'assurer un contrôle complémentaire sur des denrées transformées à partir de matières premières animales ou végétales issues de la ZST, afin de vérifier que les procédés de transformation ne conduisent pas à concentrer certains radionucléides au point d'entraîner un risque de dépassement des NMA, bien que les matières premières utilisées soient conformes à ces niveaux. De même, il peut être utile de contrôler certains sous-produits de transformation agro-alimentaire qui sont susceptibles de présenter une contamination plus importante que les produits bruts ou élaborés. Cette éventualité est à examiner au cas par cas, autour de chaque site nucléaire ; en général, les outils d'évaluation prédictive permettent difficilement de quantifier les niveaux de contamination pouvant être atteints dans les denrées transformées, en raison des nombreuses incertitudes sur la provenance des matières premières (variable selon l'organisation des filières, du marché et de la saison) ou des coefficients de partage et facteurs de concentration des radionucléides aux différentes étapes de transformation.

#### **4.1.3.4. À l'extérieur de la ZST**

Même si les retombées radioactives sur les territoires extérieurs à la ZST sont moindres, elles peuvent induire une faible contamination décelable, au moins temporairement, dans certaines denrées plus particulièrement sensibles, ainsi qu'une contamination rémanente des sols. Il est ainsi proposé de réaliser des mesures spécifiques dans les territoires adjacents à la ZST, selon une approche « centrifuge » :

- à des fins d'expertise, lors de campagnes de prélèvements ciblées sur des denrées sensibles ou sur des territoires potentiellement plus exposés (notamment ceux ayant reçu des précipitations importantes au cours de la phase de rejet), complétées si nécessaire par des stations d'observation permettant de suivre l'évolution temporelle de la contamination rémanente (sol, eau, milieux naturels) ;
- ou lors de contrôles par sondage, selon des modalités semblables à celles actuellement mises en place par la DGAL et la DGGCCRF pour la surveillance des denrées animales et végétales en France, mais en organisant les plans de surveillance selon une densité et une fréquence plus élevées que sur le reste du pays, non impacté par l'accident. Il est probable que la mise en place de tels plans ne serait pas prioritaire les premiers jours suivant l'accident, en raison de la charge importante de contrôles devant être réalisés dans les zones post-accidentelles, mais ils devraient prendre une place plus significative par la suite.

Remarque : les conditions de dispersion des polluants radioactifs au cours de l'accident peuvent conduire à ce que des territoires proches de l'installation accidentée (de l'ordre de 2 km) se trouvent à l'extérieur du zonage post-accidentel car situés en amont du site nucléaire par rapport au sens du vent lors des rejets, et ainsi épargnés par les retombées radioactives. Il est néanmoins vraisemblable que sur ces territoires, des mesures de contrôle de l'ambiance radiologique seraient effectuées dans les jours suivant la fin des rejets, pour démontrer l'absence de tout risque.

## 4.2. ORGANISATION DES PRÉLÈVEMENTS DANS L'ENVIRONNEMENT ET GESTION DES ÉCHANTILLONS

Les programmes de mesures de la radioactivité dans l'environnement mis en place en situation post-accidentelle comporteraient, pour bon nombre d'entre eux, des prélèvements d'échantillons ensuite analysés dans des laboratoires (fixes ou éventuellement mobiles). La mise en œuvre de ces programmes nécessite donc de mobiliser des acteurs aptes à faire ces prélèvements et d'organiser le cadre de leur action. Les développements qui suivent proposent des principes, méthodes et indications à cet effet.

### 4.2.1. MOBILISATION ET ORGANISATION DES ACTEURS POUR PRÉLEVER DES ÉCHANTILLONS DANS L'ENVIRONNEMENT

#### 4.2.1.1. Dans la zone d'éloignement

Les principes proposés au paragraphe 4.1.2 pour l'engagement des programmes de mesure et leur déclinaison pour la zone d'éloignement (§ 4.1.3.1) limitent le nombre des acteurs susceptibles de réaliser des prélèvements d'échantillons dans la zone d'éloignement, en raison des contraintes de radioprotection.

Si on excepte les prélèvements par frottis effectués à des fins de contrôle, normalement mesurés *in situ* à l'aide d'instruments portatifs, les prélèvements à effectuer dans la zone d'éloignement devraient être en nombre relativement limité et destinés principalement à des fins d'expertise, pour préciser la connaissance des dépôts radioactifs et suivre leur évolution dans le temps. Des dispositifs de prélèvement d'aérosols (aspiration d'air au travers de filtres) seraient également présents dans la zone d'éloignement ; un remplacement quotidien des filtres devrait être effectué pour chacune des stations de prélèvement. Enfin, des prélèvements d'eau de surface ou de nappe phréatique seraient probablement réalisés pour évaluer l'impact sur les ressources en eau au plus près du site accidenté.

*A priori*, ces différents prélèvements seraient réalisés préférentiellement par des équipes spécialisées (aptées à travailler sous rayonnements ionisants) de l'IRSN et de l'exploitant de l'installation nucléaire, avec éventuellement le renfort des moyens venant d'autres sites nucléaires de l'exploitant (EDF, CEA ou AREVA).

Pour cela, l'IRSN pourrait maintenir au plus près de la zone impactée sa cellule mobile déployée lors de la phase d'urgence, de manière à coordonner ses équipes intervenant pour prélever des échantillons dans la zone d'éloignement ou réaliser des mesures *in situ* (cf. § 4.4.1.4). Le responsable de la cellule mobile (RCM) de l'IRSN devrait agir en étroite relation avec l'exploitant nucléaire afin de se concerter sur les actions de prélèvement menées dans la zone d'éloignement et optimiser les tâches à mener.

#### 4.2.1.2. Sur le reste du territoire

*A priori*, il y a peu de contrainte pour la réalisation de prélèvements d'échantillons à l'extérieur de la zone d'éloignement et la technicité des opérations est relativement réduite, permettant à de multiples acteurs de réaliser de tels prélèvements en appliquant des consignes simples. Ce sont d'ailleurs surtout les aspects pratiques et logistiques qui détermineraient l'aptitude des acteurs à effectuer des prélèvements.

Face à cette multitude d'acteurs, quelques propositions peuvent être formulées pour structurer la mobilisation et l'organisation de l'intervention de ces acteurs.

### **1) Prélèvements effectués dans le cadre de l'expertise des conséquences radiologiques et dosimétriques**

Compte tenu du rôle spécifique de l'IRSN dans la conduite des évaluations des conséquences radiologiques et dosimétriques post-accidentelles, en appui des pouvoirs publics, il semble naturel de faire jouer à cet institut un rôle moteur dans la mobilisation et la coordination des acteurs qui pourraient l'aider dans cette démarche d'expertise en effectuant des prélèvements d'échantillons en vue de les mesurer.

En premier lieu, l'IRSN mobiliserait ses propres équipes pour la réalisation de prélèvements d'échantillons dans le cadre des programmes de mesure spécifiques qu'il mettrait en place au titre de sa mission permanente de surveillance de la radioactivité de l'environnement, adaptée au contexte post-accidentel. En complément, l'IRSN pourrait également solliciter des acteurs locaux, le cas échéant avec l'appui du préfet, pour réaliser des prélèvements selon des consignes fournies par l'institut. Les échantillons ainsi prélevés seraient ensuite transmis à l'IRSN ou à un laboratoire apte à faire des mesures d'expertise. Ces acteurs locaux peuvent être, selon leur disponibilité, des services de l'État, des exploitants agricoles ou des fédérations professionnelles. Là encore, le maintien de la cellule mobile de l'IRSN, avec des renforts appropriés, permettrait de favoriser les échanges et la mise au point d'une organisation opérationnelle avec ces différents acteurs locaux.

Il est vraisemblable que parallèlement à la propre démarche d'expertise organisée par l'IRSN, évoquée précédemment, d'autres acteurs, en particulier des organisations non gouvernementales, s'engageraient dans une démarche d'évaluation spécifique des conséquences radiologiques post-accidentelles, en effectuant de manière autonome et à leur frais des prélèvements d'échantillons pour en mesurer la radioactivité. L'IRSN n'a pas de rôle particulier à tenir dans ce cadre mais il serait souhaitable qu'une concertation se développe entre l'institut et ces acteurs de manière à disposer d'une connaissance partagée sur les actions menées et les méthodes utilisées (voir également le § 4.4.4.1 concernant les mesures).

### **2) Prélèvements à des fins de contrôle organisés par les autorités publiques**

Les programmes de mesures mis en place par les pouvoirs publics pour vérifier la conformité des produits provenant des territoires contaminés (ZST, ZPP notamment) nécessitent de prélever des échantillons acheminés ensuite vers des laboratoires agréés (cf. § 4.4.4.2). Deux solutions sont envisageables pour la réalisation de ces prélèvements :

- les faire effectuer par des agents des services de l'État responsables de l'organisation de ces plans de mesure (DDT...) ;
- les faire effectuer directement par les acteurs concernés par ces contrôles (exploitants agricoles, distributeurs d'eau, centres de regroupement ou de transformation de produits alimentaires, etc.).

Dans tous les cas, les modalités de prélèvement et de mesure devraient respecter les prescriptions des autorités et la personne chargée du prélèvement, quel que soit son statut, devrait appliquer des

consignes techniques fournies par le laboratoire de mesure, de manière à garantir la pertinence du prélèvement et la qualité métrologique des mesures qui seront faites par la suite, compte tenu des paramètres radiologiques à contrôler (cf. § 4.3.2).

**N.B. :** pour les mesures d'auto-surveillance (cf. paragraphe 4.4.4.3), la réalisation des prélèvements est sous la responsabilité de l'acteur à l'initiative de ces mesures, qui doit veiller à la bonne application des consignes techniques de prélèvement que lui a communiquées le laboratoire d'analyse auquel il s'adresse.

#### 4.2.2. ASPECTS PRATIQUES ET LOGISTIQUES DES PRÉLÈVEMENTS

Alors qu'en situation normale, les programmes de surveillance (campagnes ponctuelles de prélèvements ou prélèvements périodiques sur des stations fixes) peuvent être organisés en prenant le temps nécessaire pour rechercher les lieux pertinents de prélèvement et négocier les modalités d'accès et d'intervention avec les propriétaires de ces lieux, il en irait différemment lors de la phase de transition post-accidentelle :

- les lieux et types d'échantillons à prélever peuvent différer de ceux considérés en situation normale et doivent être identifiés rapidement de manière à répondre correctement aux objectifs (contrôle ou expertise) des programmes de mesure ;
- les délais courts pour intervenir ne permettent pas de faire des repérages préalables ni de négocier avec les propriétaires des lieux. Dans certains cas, la réalisation de prélèvements peut nécessiter de s'introduire dans des propriétés privées (contrôle des zones urbaines notamment) ou de solliciter l'accès à des équipements techniques spécifiques protégés (prises d'eau, piézomètres...).

Le GT3 a examiné les difficultés pratiques d'organisation et de mise en œuvre des campagnes de prélèvement en contexte de crise, lors de la gestion de l'incident de rejet d'uranium survenu en 2008 à l'usine SOCATRI. Sur la base de ce retour d'expérience, il conviendrait que soient retenues les bonnes pratiques suivantes :

- **informer les intervenants sur le terrain du niveau de risque (ou de l'absence de risque) et, le cas échéant, des précautions à prendre** soit pour limiter l'exposition aux radionucléides, soit pour éviter des contaminations croisées entre échantillons. En effet, dans la mesure où habituellement ces intervenants font des prélèvements dans un environnement réputé non contaminé (situation hors accident), ceux-ci peuvent exprimer une appréhension à l'idée de travailler dans un environnement même faiblement contaminé, comme cela a pu être observé à la suite de l'incident de SOCATRI ;
- **définir une nomenclature partagée et explicite pour désigner les points de prélèvement** : lorsque plusieurs équipes interviennent en même temps ou à la suite l'une de l'autre, et *a fortiori* lorsque ces équipes d'intervention appartiennent à des organismes différents, une difficulté apparaît quant à l'identification non ambiguë des points de prélèvements (ou de mesure in situ). En effet, un même point peut être identifié sous deux ou plusieurs appellations différentes et, à l'inverse, des points différents peuvent être dénommés à l'identique (par exemple, P1...). Une telle situation est source de confusion et de perte de temps (nécessité de recouplement des informations) et peut devenir rapidement ingérable. Cette difficulté se

rencontre aussi bien pour les mesures d'expertise que pour les mesures de contrôle. Une nomenclature « universelle » est donc à concevoir. Outre la localisation des lieux de prélèvement (positionnement GPS par exemple, éventuellement la profondeur pour des eaux souterraines ou des sols), elle doit permettre de distinguer la nature des échantillons (au besoin l'espèce) lorsque plusieurs types d'échantillons sont prélevés au même endroit et au même moment ;

- **lorsque des équipes d'un même organisme interviennent successivement dans le même secteur, organiser un passage de relai efficace** entre les équipes pour éviter des lacunes dans les actions ou une perte de temps dans le repérage sur le terrain : cette coordination est particulièrement utile lorsque les prélèvements se font chez des particuliers (eau, échantillons végétaux ou animaux) vis-à-vis desquels il convient d'avoir un démarche homogène et coordonnée dans la durée ;
- **lorsque des prélèvements ou des mesures *in situ* doivent être effectués dans des propriétés privées, prendre des dispositions facilitant l'accès des équipes** : aide à la prise de contact, par exemple via le maire ou un conseiller municipal, identification des intervenants (badge professionnel, lettre de mission), accompagnement au besoin par la gendarmerie, la police ou un fonctionnaire assermenté... De telles dispositions sont indispensables si des mesures doivent être réalisées dans des lieux d'habitation ou de travail, ou pour accéder avec du matériel ou des véhicules dans des propriétés clôturées. Il convient de souligner que cette approche peut être un facteur de délai, voire de stress pour les acteurs concernés. Ces contraintes sont éventuellement moins fortes en milieu rurale, où il peut être concevable de pénétrer sans difficulté sur des parcelles cultivées ou des pâtures pour effectuer des prélèvements de végétaux ou de sols ; en revanche, l'obtention d'échantillons d'origine animale (lait par exemple) ne peut pas se faire sans rencontrer l'exploitant agricole ;
- **disposer d'éléments de réponse aux questions posées par les propriétaires ou les occupants des lieux où sont faits les prélèvements** : les équipes intervenant sur le terrain ne disposent pas toujours de tous les éléments de connaissance de la situation ; pourtant, elles seraient directement questionnées par leurs interlocuteurs. Dans un tel contexte, il est très utile de définir la posture à adopter et de mettre à disposition des équipes des éléments de réponse simples relatifs à l'accident et à l'état radiologique de l'environnement. De même, il est important d'organiser une restitution personnalisée des résultats de mesures effectuées chez un particulier ou dans une entreprise, sans attendre une mise à disposition publique anonyme ; ce point est particulièrement sensible lorsqu'il est envisagé de revenir plusieurs fois de suite au même endroit pour faire des prélèvements ;
- **prévoir une organisation performante pour le regroupement des échantillons sur place puis leur l'acheminement vers les laboratoires de mesure** : les conditions de transport et les délais d'acheminement des échantillons peuvent devenir un problème conséquent, compte tenu de l'urgence de la situation, lorsque le laboratoire de mesure est à grande distance du lieu de l'accident. Plusieurs solutions permettent d'atténuer ce délai : choisir de préférence des laboratoires de proximité, si ceux-ci répondent aux objectifs de mesure et ne sont pas affectés par la contamination environnementale provoquée par l'accident ; utiliser de préférence les laboratoires mobiles et les techniques de mesure *in situ* ; faire en sorte que la

base de départ des équipes effectuant les prélèvements soit au même endroit que les laboratoires de mesure (intervention par roulement) ; requérir les services de transporteurs spécialisés capables de prendre en charge rapidement des échantillons pour les transporter vers les laboratoires (exemple des transporteurs de produits radiopharmaceutiques à vie courte). La définition et la mise en place de cette organisation sont à la charge du prescripteur de la mesure (préfet, IRSN...) en relation avec les acteurs missionnés pour effectuer les prélèvements.

### 4.3. MESURES DE LA RADIOACTIVITÉ DES ÉCHANTILLONS EN LABORATOIRE

La mise en place des programmes de mesures de la radioactivité dans l'environnement, que ce soit à des fins d'expertise ou de contrôle, mobiliserait un nombre important d'acteurs chargés de réaliser ces mesures, qu'il s'agisse de mesures *in situ* et, surtout, de mesures en laboratoire sur des échantillons prélevés dans l'environnement. Des contraintes particulières pèseraient sur ces acteurs, en termes de radioprotection, de capacité technique et logistique et de métrologie. En particulier, les laboratoires de mesure risquent d'être confrontés à des limitations techniques qu'il convient d'anticiper en amont de toute crise nucléaire :

- la plupart des laboratoires n'ont actuellement pas la capacité de mettre en place une logistique d'accueil et de vérification d'un flux important d'échantillons destinés au contrôle permettant de s'assurer que l'activité de ces échantillons est bien compatible avec la gamme analytique correspondant au type du laboratoire et d'organiser la radioprotection du personnel ;
- au cours des jours qui suivent les rejets du réacteur accidenté, la variété des radionucléides conduit à compliquer la quantification de l'ensemble des radionucléides présents dans les produits contrôlés. Il convient donc de définir une approche pragmatique fondée soit sur la mesure de l'activité totale, soit sur la mesure d'un radionucléide caractéristique facile à mesurer, permettant de déduire l'activité des autres radionucléides présents dans l'échantillon, en particulier ceux pour lesquels un critère de gestion s'applique (cf. les NMA).

Dans ce contexte, il est important que les acteurs de la mesure susceptibles d'être mobilisés soient préalablement identifiés et préparés. La suite de ce paragraphe présente les différents aspects de ce problème, étudiés par le GT3, conduisant à la recommandation générale suivante.

#### Recommandation :

Les laboratoires qui prévoient de réaliser des mesures de contrôle en situation post-accidentelle doivent préalablement définir et maintenir des conditions logistiques et organisationnelles permettant l'accueil et la gestion d'un flux important d'échantillons susceptibles d'être contaminés sur des gammes larges, de manière à garantir le maintien de la qualité métrologique et la radioprotection des opérateurs.

### 4.3.1. PROBLÉMATIQUE DE LA MESURE D'ÉCHANTILLONS CONTAMINÉS

Le GT3 a examiné la problématique de la métrologie de laboratoire adaptée aux besoins de caractérisation d'échantillons de l'environnement contaminés après un rejet radioactif accidentel, en vue de dégager les éléments importants à prendre en compte pour mieux préparer les laboratoires de mesure à faire face aux situations post-accidentelles.

#### 4.3.1.1. Aspects analytiques

La précision de la mesure dépend directement du nombre de désintégrations radioactives détectées par le compteur : elle est de 10% pour 100 désintégrations et de 1% pour 10 000 désintégrations dénombrées. La mesure est donc théoriquement d'autant plus précise que le rendement de détection est élevé ou que le temps de comptage est long. Il peut également être nécessaire d'appliquer des facteurs correctifs significatifs sur les coefficients d'étalonnage, si l'étalon dont on dispose est différent (géométrie, matrice) de l'échantillon à mesurer.

La limite de détection, quant à elle, dépend à la fois du temps de comptage et du bruit de fond métrologique. Lorsqu'une mesure donne un résultat inférieur à la limite de détection, cela signifie qu'on est sûr à 97,5 % que, même si une activité est présente dans l'échantillon mais n'a pu être détectée en raison du bruit de fond trop élevé ou du temps de comptage insuffisant, cette activité est de toute façon inférieure la limite de détection. Comme l'illustre le graphique de la figure 14, vouloir abaisser la limite de détection peut conduire à augmenter notablement le temps de comptage. Un compromis doit donc être recherché.

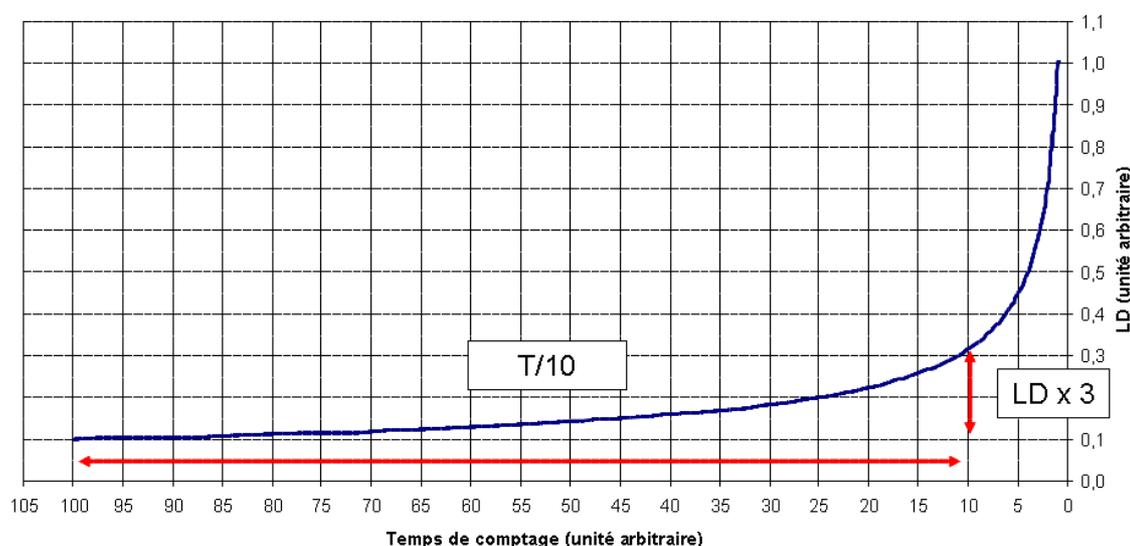


Figure 14 - Évolution théorique de la limite de détection en fonction du temps de comptage  
L'abaissement de la limite d'un facteur 3 nécessite un temps de comptage 10 fois plus long.

Les mesures de routine effectuées par les laboratoires permettent d'obtenir des limites de détection allant de quelques centièmes de Bq à quelques Bq par kilogramme ou par litre. Le tableau 3 donne des valeurs indicatives de ces limites de détection pour les principaux paramètres radiologiques mesurés dans l'eau ou dans des matrices solides.

**Tableau 3 : Exemple de limites de détection rencontrées en routine pour les principaux paramètres radiologiques**

Eaux Bq/L		Solides Bq/kg	
$\alpha$ T	0,03	$^3\text{H}^*$	280
$\beta$ T	0,1	$^{14}\text{C}^*$	140
Pu iso	0,01	Pu iso	0,05
$^{241}\text{Am}$	0,01	$^{241}\text{Am}$	0,05
$^{226}\text{Ra}$	0,03	U iso	0,05
$^{210}\text{Po}$	0,01	$^{210}\text{Po}$	1
$^{90}\text{Sr}$	0,04	$^{90}\text{Sr}$	0,04
$\gamma$ ( $^{137}\text{Cs}...$ )	0,5	$\gamma$ ( $^{137}\text{Cs}...$ )	2

\* Méthode par oxydiser

Il convient de signaler que les laboratoires qui réalisent en routine des mesures de la radioactivité d'échantillons de l'environnement ont également fixé une valeur haute d'activité à mesurer, le plus souvent de l'ordre de 1000 Bq/L ou 1000 Bq/kg, afin de limiter le risque de contamination entre échantillons ayant des gammes d'activité très différentes. De telles valeurs plafond ne pourraient pas être appliquées en situation post-accidentelle, car les gammes d'activité à mesurer seraient de l'ordre de quelques Bq/kg à plus plusieurs dizaines de milliers de Bq/kg, selon les données des scénarios proposés au CODIRPA (voir annexe 6).

**Les délais d'obtention des résultats de mesure**, dans le contexte d'une situation post-accidentelle, sont surtout déterminés, d'une part, par les limites de capacité d'analyse (flux d'échantillons à mesurer dépassant la capacité de mise en mesure) et, d'autre part, par les délais de préparation et de traitement des échantillons ; la recherche de faibles limites de détection, dans ce contexte, n'est pas la principale cause de délais. En particulier, la mesure de certains radionucléides (émetteurs bêta purs ou alpha) peut nécessiter un traitement préalable de l'échantillon, plus ou moins important et plus ou moins long, pour extraire le radionucléide que l'on cherche à identifier et à quantifier. Le tableau 4 montre les délais usuels de traitement et de mesure pour les différents types d'analyses radiologiques les plus courants, effectués sur des matrices diverses qui peuvent, dans certains cas, donner lieu à une préparation préalable (déshydratation, broyage, calcination...) avant traitement chimique (s'il y a lieu) et mesure.

**Tableau 4 : Délais usuels de traitement et de mesure pour différents types d'analyses radiologiques**

Temps d'analyse en jours		
Analyse	Traitement	Mesure
« alpha, bêta global » Tritium Potassium Spectrométrie gamma	2 jours par détermination	1 jour par mesure
<sup>90</sup> Sr <sup>226</sup> Ra Mesure des descendants	3 à 5 jours de chimie + 8 à 15 jours de mise à l'équilibre radioactif	1 jour minimum par mesure
U isotopique Pu isotopique <sup>241</sup> Am <sup>210</sup> Po Spectrométrie alpha	2 à 8 jours de chimie	3 jours de comptage par détermination + comptage du blanc

#### 4.3.1.2. Aspects logistiques

Sur le plan logistique, l'accroissement du nombre d'échantillons à analyser en situation post-accidentelle peut poser des problèmes spécifiques aux laboratoires de mesure, qu'il convient d'anticiper :

- prévoir une capacité de stockage et de conservation (réfrigérateur, séchage) pour les échantillons en attentes de mesure, notamment pour ceux qui doivent faire l'objet de mesures plus fines après une première étape de mesure de tri ;
- prévoir des possibilités de renfort de main d'œuvre, notamment pour aider aux tâches logistiques liées à l'accueil des échantillons, la manutention, les enregistrements, etc. ;
- prévoir des stocks d'équipements suffisants, notamment les flaconnages de géométrie appropriée pour la mesure.

Une attention particulière doit être apportée à l'étape de réception des échantillons avant de les mettre dans le circuit de mesure du laboratoire :

- accueil des équipes chargées de transporter les échantillons ;
- contrôle de l'absence de contamination surfacique externe des emballages contenant les échantillons et du débit de dose au contact (radioprotection et prévention des contaminations des locaux dédiés à la mesure) ;

- élimination des échantillons non exploitables (manque d'informations telles que date, heure et lieu de prélèvement) ;
- éventuellement, reconditionnement des échantillons en vue de leur mesure ;
- enregistrement de l'échantillon dans le système de gestion du laboratoire, en vue de la mesure.

Enfin, il apparaît souhaitable que le laboratoire puisse indiquer au prescripteur de la mesure dans quel délai il prévoit de fournir les résultats. Plus globalement, le laboratoire devrait s'organiser pour fournir périodiquement un état des échantillons reçus, un état des échantillons en cours de mesure (avec le délai d'obtention des résultats) et un état des mesures réalisées.

Le prescripteur de la mesure devrait, quant à lui, préciser s'il souhaite conserver l'échantillon après mesure, en vue d'une éventuelle mesure ultérieure, par exemple à des fins de contre-expertise. Cette conservation peut être assurée par le laboratoire lui-même ou par l'organisme prescripteur. La conservation ne peut être envisagée que pour certains types de matrice, après un traitement approprié (lyophilisation, congélation...).

#### ***4.3.2. PROPOSITION D'UN GUIDE DE BONNES PRATIQUES DES LABORATOIRES***

Les laboratoires de mesure de radioactivité mobilisés pour la réalisation de mesures de contrôle ont des capacités techniques très diversifiées, certains étant capables de quantifier la contamination radioactive des échantillons à de très bas niveaux d'activité. En l'absence de toute règle spécifique, ces laboratoires auront tendance à appliquer les protocoles analytiques de routine, utilisés en dehors de tout contexte d'urgence, avec pour conséquence des délais de restitution des résultats pouvant être longs et une saturation rapide des capacités des laboratoires, incompatibles avec l'afflux important d'échantillons et le besoin de connaître rapidement les résultats pour statuer sur le sort des produits contrôlés.

Les débats au sein du GT3 ont conduit celui-ci à considérer qu'il serait nécessaire de disposer d'un référentiel commun (guide par exemple) pour que les laboratoires puissent avoir une même base de validation et ainsi garantir la qualité des mesures. En réponse à ce besoin, l'IRSN a engagé un travail visant à élaborer un « Guide de bonnes pratiques » destiné aux laboratoires de mesure qui seraient sollicités en phase post-accidentelle.

Les laboratoires concernés par ce guide sont :

- soit des laboratoires agréés, ayant déjà une structure leur permettant en routine la réalisation de mesures de radioactivité sur des échantillons prélevés dans l'environnement ou des denrées alimentaires ;
- soit des laboratoires ayant des moyens de mesure conçus et adaptés à la réalisation de mesures en situation post-accidentelle mais utilisés à d'autres fins en situation "normale".

Il pourrait également intéresser des laboratoires dédiés aux mesures des effluents radioactifs des installations nucléaires, qui pourraient être sollicités pour analyser certains échantillons particulièrement actifs.

Le guide, actuellement à l'état de projet avancé, a pour objectif principal de favoriser la production de résultats d'analyses fiables dans un délai adapté à la situation et tenant compte des particularités liées aux radionucléides et aux gammes d'activités susceptibles d'être rencontrées dans les échantillons dans les phases d'urgence et de transition à court terme (quelques mois après l'accident). Il s'applique aussi bien aux mesures d'expertise (évaluation des conséquences radiologiques et dosimétriques) qu'aux mesures destinées aux contrôles réglementaires et de radioprotection, en distinguant leur spécificité. Ce guide comporte plusieurs parties :

- **partie organisationnelle :**

- gestion du flux d'échantillons à l'arrivée dans les laboratoires ;
- informations indispensables à associer au prélèvement pour permettre une bonne exploitation du résultat (identification et enregistrement) ;
- radioprotection du personnel ;
- risque de contaminations croisées entre échantillons ;
- risque de contamination des installations ;
- transmission des résultats ;
- archivage des données (données brutes de mesure, résultats, informations contextuelles) ;
- archivage d'échantillons ;
- élimination des déchets.

- **partie métrologique :**

- conditions de prélèvement et de transport des échantillons nécessaires à la qualité métrologique ;
- aide à l'adaptation des méthodes au besoin en termes de limites de détection et d'incertitude ;
- usage privilégié de la spectrométrie gamma ;
- stratégies d'analyse.

Parmi les points importants considérés par le GT3 pour l'élaboration de ce guide, il convient de souligner le recours privilégié à la spectrométrie gamma, qui est la technique à la fois la plus rapide, la plus informative et la plus répandue. Cette technique se prête à plusieurs stratégies d'analyse pouvant être combinées :

- des mesures effectuées rapidement (dans les heures ou les jours qui suivent l'accident) pour obtenir des spectres enregistrant tous les radionucléides émetteurs gamma, notamment ceux à vie courte. Même si les spectres ainsi obtenus sont difficiles à interpréter dans leur globalité, ils peuvent fournir des indications précoces sur les principaux radionucléides quantifiables et leur conservation permet des exploitations ultérieures dans le cadre d'expertises plus poussées, notamment pour la reconstitution rétrospective des doses reçues par les populations exposées ;

- des mesures pouvant être effectuées de manière différée (plusieurs semaines après l'accident) sur des échantillons prélevés après l'accident et conservés pour être mesurés plus tard, dans des conditions où les radionucléides à vie courte ont pratiquement disparu et qui permettent ainsi de mieux quantifier les radionucléides persistants.

Pour les mesures de contrôle, la spectrométrie gamma peut être utilisée sur des échantillons frais, dès lors qu'ils sont placés dans une géométrie appropriée, sans préparation ni traitement préalable.

Pour la mesure des radionucléides émetteurs alpha ou bêta pur, il paraît illusoire d'alléger les protocoles analytiques en situation post-accidentelle, par exemple en simplifiant l'étape de traitement radiochimique, car les gains en temps seraient faibles et les risques de dégrader la qualité métrologique importants. Seule la réduction des temps de comptage peut éventuellement être envisagée dans ce cas. Pour le reste, il est préférable de jouer sur la stratégie analytique pour optimiser les contrôles en fonction de la mobilisation et de l'organisation des acteurs de la mesure.

### ***4.3.3. STRATÉGIE ANALYTIQUE POUR LES MESURES DESTINÉES AU CONTRÔLE DE LA RADIOACTIVITÉ DES DENRÉES ET DES PRODUITS***

#### **4.3.3.1. Approche générale de principe**

À la suite de l'accident de Tchernobyl, les laboratoires du SCPRI ont reçu un flux important et continu de produits à contrôler, nécessitant une forte mobilisation des moyens techniques et humains ; face à cette situation, une démarche analytique optimisée a alors été mise en place. L'examen des pratiques de ces laboratoires conduit à proposer une démarche analytique de principe, applicable au contrôle de la radioactivité des produits en situation post-accidentelle, reposant sur le principe d'une mesure dite « de tri », complétée si nécessaire par une mesure plus fine (voir schéma de la figure 15). On entend ici par produit, non seulement les denrées alimentaires mais plus généralement tous produits ou matériaux pour lesquels des règles de gestion auront été fixées par les autorités, nécessitant un contrôle de radioactivité pour leur mise en œuvre.

## Démarche analytique de principe pour le contrôle de la radioactivité de produits en situation post-accidentelle

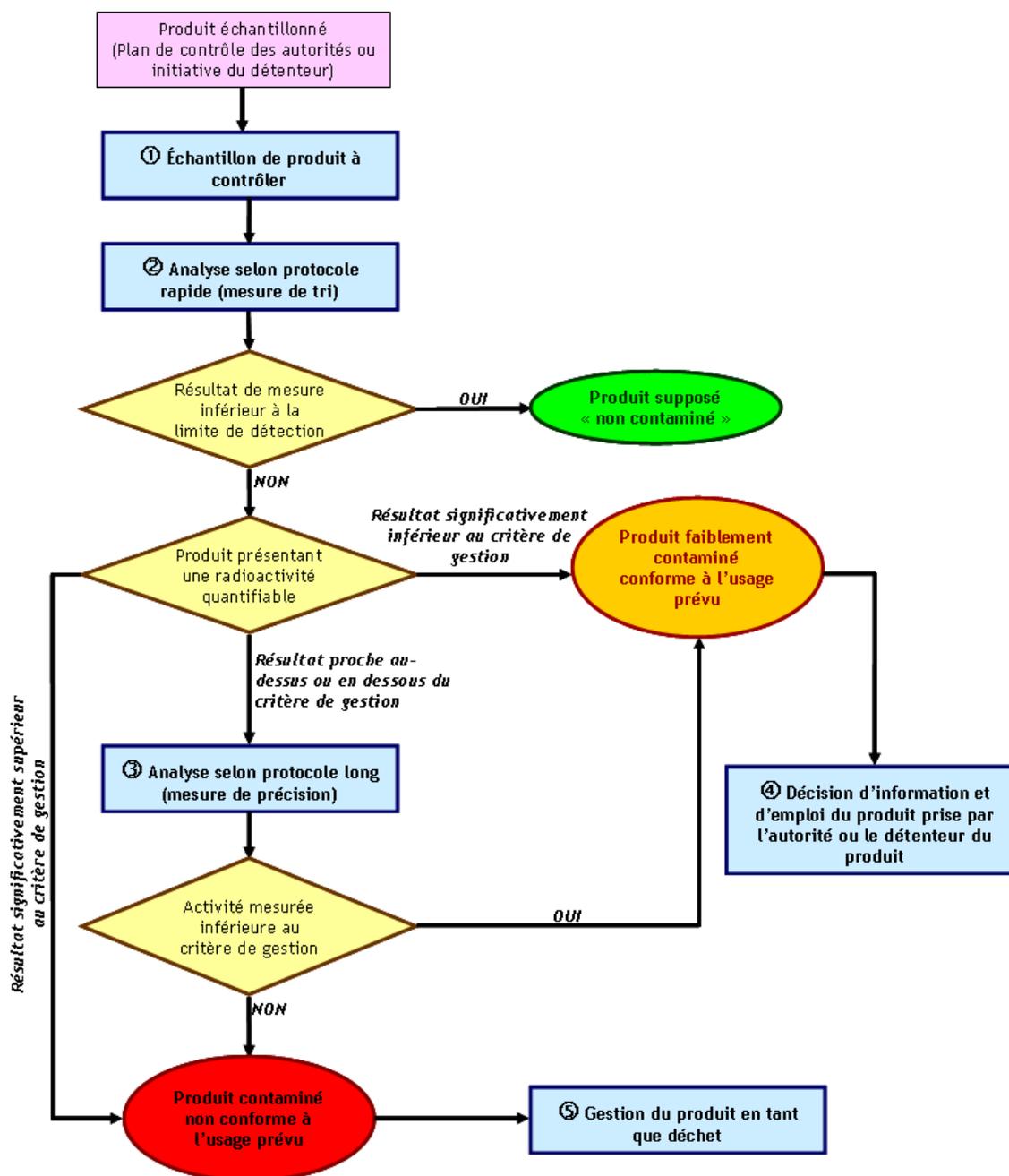


Figure 15 - Schéma de la démarche analytique de principe proposée pour la réalisation de mesures de contrôles de la radioactivité de denrées et de produits en situation post-accidentelle.

Si, à l'issue de l'étape de mesure de tri, les résultats obtenus pour les radionucléides d'intérêt sont :

- nettement inférieurs au critère de gestion : on peut conclure de façon quasi certaine que le produit contrôlé est conforme à ce critère ;
- proches (au-dessus ou en dessous) du critère de gestion à tel point que l'incertitude sur ces résultats ne permet pas de statuer sur le caractère conforme ou non du produit contrôlé, deux positions sont possibles :



transparence) et il convient de construire une information appropriée à ce sujet, de manière à ne pas induire de doute dans l'opinion sur le sérieux des contrôles de contamination mis en œuvre, dans un contexte qui ne manquerait pas d'être polémique.

#### **Recommandations :**

Il est recommandé que, en amont de toute situation de crise nucléaire, des explications appropriées soient données sur les différents types de résultats portant sur l'état radiologique de l'environnement : résultats d'évaluation à partir de modélisation des termes sources et du transfert dans l'environnement, résultats de contrôles globaux (portique par exemple), résultats de mesures en laboratoire à des fins de contrôle ou d'expertise. Ces explications devraient également porter sur le caractère évolutif des niveaux d'activité dans l'environnement (décroissance, dilution, etc.), ainsi que sur les niveaux de dose et les risques sanitaires liés à la consommation de denrées faiblement contaminées conformes aux NMA. Ces sujets pourraient donner lieu à l'établissement de dossiers d'information, accessibles sur les sites Internet des acteurs et communiqués aux CLI, de manière à ce que les différents publics aient une meilleure compréhension du sujet en situation de crise.

#### **4.3.3.2. Mesures de tri - Choix d'indicateurs radiologiques de référence**

La première étape d'analyse de l'échantillon à contrôler repose sur une mesure dite « de tri » qui doit mettre en œuvre une technique simple et rapide afin de prendre en charge un flux important d'échantillons et délivrer des résultats à brève échéance. Cette mesure de tri peut être réalisée :

- par une spectrométrie gamma d'un échantillon brut conditionné dans un récipient de géométrie appropriée, si l'échantillon est supposé contenir, pour partie, des radionucléides émetteurs gamma ;
- par une analyse de l'activité alpha ou bêta globale, si l'échantillon est principalement constitué de radionucléides émetteurs alpha ou bêta pur.

Si l'échantillon comprend un mélange de radionucléides émetteurs gamma, alpha et bêta pur, son analyse par spectrométrie gamma peut suffire si une corrélation avec les radionucléides émetteurs alpha ou bêta pur est établie. De même, dans le cas d'un mélange complexe de nombreux radionucléides émetteurs gamma, la quantification d'un nombre réduit de radionucléides identifiés dans le spectre obtenu peut suffire à estimer rapidement, par corrélation, l'activité du reste des radionucléides contribuant au spectre, évitant ainsi une analyse complète du spectre qui peut prendre beaucoup de temps (plusieurs heures à plusieurs jours) et être source d'erreurs.

**Il est à noter que la corrélation d'activités entre radionucléides n'est valable qu'à petite échelle, car le rapport des activités des différents radionucléides déposés évolue en fonction de la distance ; de plus, chaque radionucléide ayant une période radioactive différente, la corrélation d'activités évolue au cours du temps ; enfin, les différences de comportement physico-chimique des radionucléides dans l'environnement peuvent également modifier, à plus long terme, cette corrélation.**

Malgré ces difficultés et limites, il semble possible de concevoir des abaques de corrélation entre radionucléides, permettant d'estimer, à partir des résultats de mesure d'activité d'un nombre très limité de radionucléides faciles à mesurer, l'activité des autres radionucléides plus difficiles à quantifier parce qu'émetteurs alpha ou bêta purs ou présentant un spectre gamma complexe à analyser. Ces abaques seraient utiles aux laboratoires chargés des mesures de contrôles car ceux-ci ont généralement peu de moyen en radiochimie et devraient rendre des résultats dans des délais aussi courts que possible. Ces laboratoires pourraient alors limiter leur effort d'analyse de tri à un nombre limité d'indicateurs radiologiques, simples et rapides à mesurer.

#### Recommandations :

Il est proposé qu'en situation post-accidentelle (et si possible dès la phase d'urgence), l'IRSN, aidé des autres laboratoires qui en ont la capacité, établisse aussi rapidement que possible des abaques corrélant entre elles les activités des radionucléides présents dans l'environnement, en fonction du délai après la fin des rejets (prise en compte de la décroissance radioactive des différents radionucléides) et de la distance au point de rejet (prise en compte des différences de comportement des radionucléides lors de la dispersion atmosphérique). Ces abaques pourraient être élaborées à partir de résultats de mesures d'expertise réalisées sur des échantillons pertinents prélevés à différentes distances du point de rejet, peu après la fin des rejets. Ces abaques seraient ensuite mis à disposition des laboratoires effectuant des analyses de contrôle.

L'établissement de ces abaques pouvant prendre du temps (de quelques heures à quelques jours selon le type de radionucléide), il serait également pertinent de préparer à l'avance des abaques types, correspondant à des termes sources accidentels de référence, de manière à disposer au plus vite de premiers ordres de grandeur de l'activité de radionucléides non quantifiés lors des premières mesures effectuées au cours de la phase d'urgence ou au début de la phase post-accidentelle.

De tels abaques ne peuvent servir que quelques mois après la fin des rejets. Au-delà, l'évolution différenciée des radionucléides dans les différents compartiments de l'environnement rend difficile le maintien de corrélations entre radionucléides. En tout état de cause, la validité des abaques de corrélation devrait être vérifiée régulièrement (une ou deux fois par mois) à l'aide de mesures d'expertise. Si on se réfère aux scénarios d'accidents susceptibles de survenir sur des réacteurs nucléaires, les spectres de radionucléides devraient être notablement plus simples au bout de 3 mois, en raison de quasi disparition des radionucléides à vie courte.

La figure 16 illustre la démarche à suivre pour établir de telles corrélations d'activités entre les différents radionucléides présents dans l'environnement et des radionucléides de référence faciles à mesurer.

**Dans le cas d'un rejet accidentel contenant un mélange complexe de radionucléides émetteurs bêta/gamma et bêta pur (typiquement le cas d'un rejet de réacteur nucléaire), il est recommandé**

de choisir des radionucléides de référence parmi ceux qui sont émetteurs gamma, plutôt que l'activité bêta globale pour laquelle l'établissement d'une corrélation avec chaque radionucléide peut se révéler complexe dans un premier temps. Le choix de l'activité bêta globale pour établir des corrélations ne devrait être retenu qu'en cas d'événement impliquant majoritairement des radionucléides émetteurs bêta pur (par exemple, dispersion d'une source de strontium 90) et pourrait également être envisagé à plus long terme, une fois que la plupart des radionucléides à vie courte ont disparu. Le choix de l'activité alpha globale comme indicateur radiologique de référence est à privilégier dans le cas d'un accident rejetant majoritairement des radionucléides émetteurs alpha. Par ailleurs, l'utilisation de l'activité bêta ou alpha globale ne convient que dans le cas d'une contamination environnementale par des radionucléides bêta ou alpha nettement supérieure au bruit de fond naturel et est inappropriée pour la quantification de ces radionucléides à l'état de trace (cf. § 3.2.3.5).

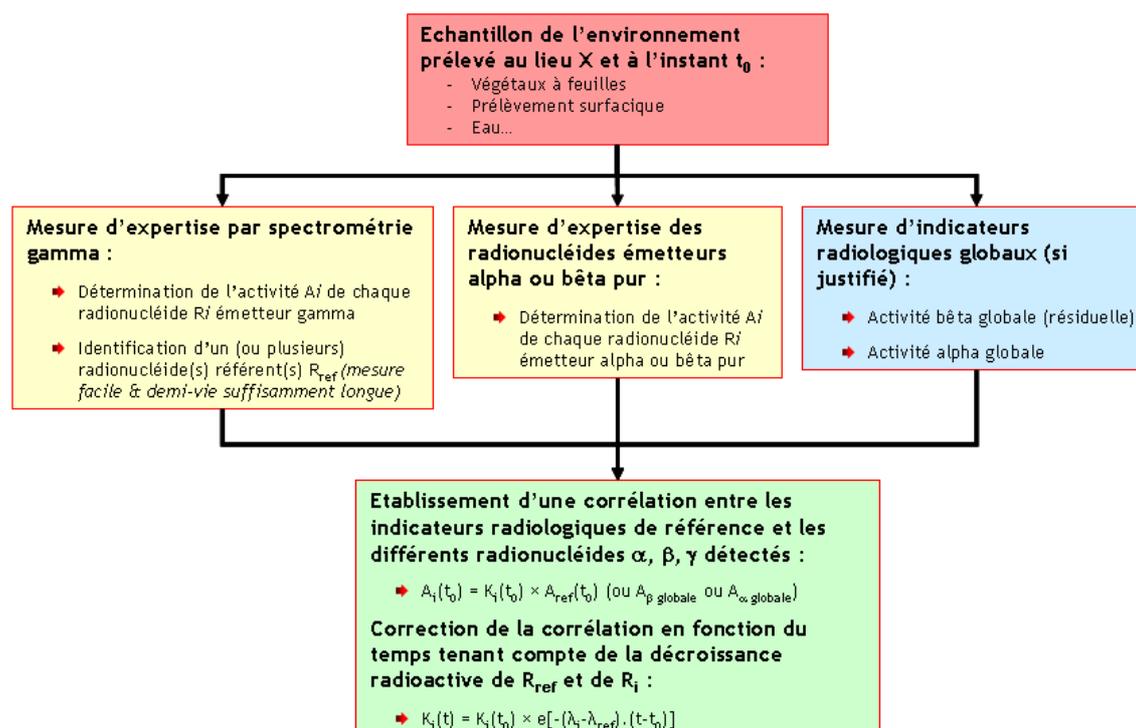


Figure 16 - Établissement d'une corrélation entre l'activité des radionucléides d'un échantillon prélevé dans l'environnement et celle d'un radionucléide de référence.

Selon ce schéma de principe, il est admis que, pour une matrice et un secteur géographique donnés, seule la décroissance radioactive influence cette corrélation. N.B. : ce schéma de principe est à adapter aux cas des radionucléides issus de filiations radioactives.

La restitution des résultats d'activité obtenus par les laboratoires utilisant de tels abaques de corrélation devrait distinguer, d'une part les activités mesurées, effectivement quantifiées par la mesure, et d'autre part les activités indicatives, estimées à l'aide d'abaques de corrélation, afin de ne pas créer de confusion sur les conditions d'obtention de ces résultats.

Le graphique de la figure 17 illustre un exemple d'abaque de corrélation entre radionucléides établi dans les conditions suivantes : si à la fin des rejet, un produit donné présente des activités d'iode 131, de césium 134 et de strontium 90 respectivement 10 fois plus, 2 fois moins et 10 fois moins élevées que celle du césium 137 pris comme radionucléide de référence, la mesure de l'activité du césium 137 effectuée un mois sur un produit similaire prélevé dans le même secteur permettrait de déduire celles

de l'iode 131, du césium 134 et du strontium 90 en multipliant cette activité mesurée respectivement par 0,754, 0,488 et 0,1. Au bout de 100 jours, les facteurs de corrélation seraient respectivement de 0,002, 0,460 et 0,1. Il deviendrait délicat de prolonger une telle corrélation sur une période plus longue car des différences de comportement physico-chimique des radionucléides déposés, négligées dans l'établissement de la corrélation initiale, seraient alors susceptibles d'avoir une influence importante.

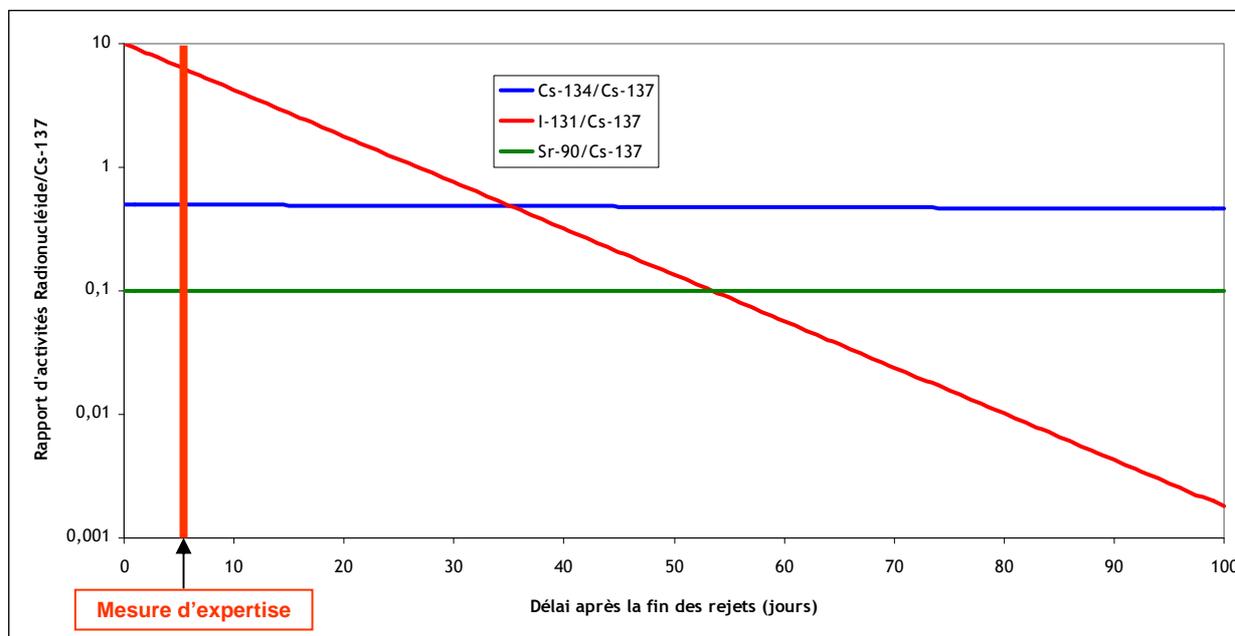


Figure 17 - Exemple d'abaque de corrélation de 3 radionucléides (césium 134, iode 131 et strontium 90) par rapport au césium 137 pris comme radionucléide de référence.

Cet abaque peut être élaboré par une mesure d'expertise (caractérisation complète d'un échantillon) effectuée, par exemple, 5 jours après la fin des rejets.

#### 4.3.3.3. Conditions à respecter pour appliquer la démarche analytique proposée

L'application du schéma analytique proposé précédemment suppose le respect de plusieurs conditions.

- Définition préalable des critères de gestion et des indicateurs associés :

Pour un usage optimal de la capacité de mesurage à des fins de contrôle radiologique des produits, il importe que soient définis, en amont, les critères de gestion des produits à contrôler, associés à des indicateurs mesurables simples. Sur cette base, il est possible de choisir une technique de mesure « de tri » en fonction du paramètre radiologique à quantifier (par exemple une activité bêta globale ou un radionucléide émetteur gamma représentatif) et de fixer sa limite de détection en fonction de la valeur du critère de gestion. Or, en dehors des NMA servant à la gestion des produits agricoles en vue de leur commercialisation, de tels critères n'existent pas et il est difficile de concevoir qu'ils puissent être fixés dans l'urgence (par exemple, critère pour orienter des matériaux contaminés vers les différentes filières d'utilisation ou d'élimination envisageables).

**Recommandation :**

Il est recommandé que pour les différentes situations devant faire l'objet de mesures de contrôle, des indicateurs et des critères de gestion ou de décision associés soient préalablement définis, afin d'orienter efficacement le choix des techniques analytiques et d'obtenir des résultats rapides. Cette condition est déjà respectée pour la qualité radiologique des denrées alimentaires (NMA fixés par un règlement européen). Il conviendrait de l'envisager pour d'autres types de contrôles (eau potable, usages de matériaux, déchets, etc.) sans pour autant donner systématiquement un caractère réglementaire à ces critères.

- **Choix d'une limite de détection appropriée :**

La limite de détection est la plus petite valeur vraie de la grandeur à mesurer pouvant être détectée à l'aide de la technique employée. La limite de détection est définie en fonction d'un seuil de décision métrologique qui est la plus petite valeur du comptage net (comptage brut auquel on a déduit le mouvement propre du détecteur), obtenu lors de la mesure d'un échantillon, au-dessus de laquelle on peut conclure à la présence de radioactivité dans l'échantillon, avec un risque faible (2,5%) de se tromper. Si, par contre, la mesure de l'échantillon donne un comptage inférieur au seuil de décision, on peut seulement affirmer, également avec une probabilité quantifiée de ne pas se tromper, que même si une radioactivité est présente, bien que n'ayant pas été détectée, elle est en tous cas inférieure à la limite de détection (LD). Selon les techniques de mesure, la limite de détection est approximativement égale à deux fois le seuil de décision.

Dans le cadre d'une mesure de tri, les conditions techniques appliquées devraient être telles que la limite de détection soit de l'ordre d'une fraction raisonnable du critère de gestion, ni trop basse afin de limiter la durée de l'analyse (temps de comptage), ni trop haute pour éviter tout risque d'erreur liée à l'imprécision de la technique de mesure. À titre d'illustration, les mesures de routine par spectrométrie gamma nécessitent environ 6 heures de comptage pour atteindre une limite de détection de 1 Bq/kg ; en situation post-accidentelle, des mesures avec une limite de détection de 4 Bq/kg, soit 1/100 du NMA fixé pour les aliments pour nourrisson (radionucléides émetteurs gamma, autres que les iodes), permettraient de réduire le temps de comptage à environ 30 minutes.

**Recommandation :**

Afin d'assurer la cohérence des décisions s'appuyant sur des mesures de contrôle, il est recommandé que pour un type de contrôle donné, les laboratoires de mesure concernés appliquent, dans la mesure du possible, une limite de détection du même ordre de grandeur, qui pourrait être de l'ordre de 1 % à 10 % du critère de gestion du produit analysé.

## 4.4. IDENTIFICATION ET PRÉPARATION DES ACTEURS DE LA MESURE DE LA RADIOACTIVITÉ

On désigne par « acteurs de la mesure » les organismes qui interviendraient directement dans la détermination d'indicateurs radiologiques ou dosimétriques, soit en réalisant, selon les techniques employées, des interventions sur le terrain pour réaliser des mesures *in situ*, soit en effectuant, à l'aide de laboratoires fixes ou mobiles, des analyses sur des échantillons ou des personnes. Dans les paragraphes qui suivent est présentée une typologie des acteurs identifiés *a priori*, sur une base purement qualitative ; cette typologie ne vise que les organismes ou entreprises constituées mais il convient de ne pas oublier d'autres acteurs de la mesure qui pourraient apparaître progressivement au cours de la phase post-accidentelle pour réaliser des mesures de contrôle, venant du tissu des acteurs socio-économiques locaux après une formation préalable mise en place au début de la phase post-accidentelle.

### 4.4.1. INTERVENANTS POUR LA RÉALISATION DES MESURES IN SITU

La directive interministérielle du 29 novembre 2005 relative à la réalisation et au traitement des mesures de radioactivité dans l'environnement en cas d'évènement entraînant une situation d'urgence radiologique liste les acteurs de la mesure intervenant pour les mesures de terrain ou les prélèvements d'échantillons. Il s'agit :

- des équipes des cellules mobiles d'intervention radiologique (CMIR) des sapeurs-pompiers (SDIS, brigade des sapeurs-pompiers de Paris, bataillon des marins-pompiers de Marseille) ;
- des équipes du détachement d'intervention technologique des unités d'instruction et d'intervention de la sécurité civile ;
- des exploitants nucléaires des sites les plus proches du lieu de l'évènement ;
- des équipes des zones d'intervention de premier échelon (ZIPE) et des équipements spécialisés d'intervention (ESI) du CEA et d'AREVA lorsqu'ils interviennent en soutien des pouvoirs publics ;
- des équipes d'intervention de la cellule mobile de l'IRSN ;
- du GIE-INTRA, notamment pour ses moyens de mesure hélicoptérés et robotisés ;
- des moyens spécialisés du ministère de la défense ;
- des organismes disposant de réseaux régionaux ou d'équipements permettant une surveillance de la radioactivité dans l'environnement ;
- des éventuels organismes étrangers susceptibles d'effectuer des mesures sur leur propre territoire lorsque la zone concernée empiète sur un territoire étranger.

Ces différents acteurs sont susceptibles d'être sollicités en urgence par les pouvoirs publics. Dans le contexte post-accidentel, certains pourraient intervenir dans la zone d'éloignement, pour effectuer des mesures de contrôles afin d'assurer la radioprotection des personnes appelées à se rendre dans cette zone (cf. § 4.1.3.1) ; d'autres seraient mobilisés pour effectuer des contrôles *in situ* en milieu urbain, dans la zone de protection des populations.

Dans les paragraphes qui suivent, sont décrits sommairement les principaux acteurs susceptibles d'être mobilisés pour effectuer des caractérisations radiologiques sur le terrain en situation d'urgence

radiologique ou post-accidentelle. Cette description n'est pas exhaustive. En particulier, elle n'aborde pas les moyens spécialisés du ministère de la défense.

#### **4.4.1.1. Cellule Mobile d'Intervention radiologique (CMIR)**

Les missions de sécurité civile sont assurées principalement par les sapeurs-pompiers professionnels et volontaires des services départementaux d'incendie et de secours (SDIS) ainsi que par les personnels des services de l'État et les militaires des unités qui en sont investis à titre permanent.

Les services départementaux d'incendie et de secours sont chargés de la prévention, de la protection et de la lutte contre les incendies. Ils concourent également, avec les autres services et professionnels concernés, à la protection et à la lutte contre les autres accidents, sinistres et catastrophes, à l'évaluation et la prévention des risques technologiques ou naturels ainsi qu'aux secours d'urgence.

Au sein des SDIS (ou à la Brigade de sapeurs-pompiers de Paris, au Bataillon de marins pompiers de Marseille et dans les FORMISC), les Cellules Mobiles d'Intervention Radiologique (CMIR) sont des unités opérationnelles dont les personnels, formés pour réaliser des interventions à caractère radiologique, doivent pouvoir répondre à toute situation d'urgence. Leurs actions entrent dans le cadre des missions dévolues aux services d'incendie et de secours.

Les CMIR peuvent se composer d'équipe de reconnaissance en capacité d'effectuer des mesures du rayonnement ambiant et d'équipe d'intervention amenée à réaliser des mesures d'irradiation, de détection de la contamination et de prélever des échantillons. Pour mener à bien leurs missions, les CMIR disposent de matériels de prélèvement et de mesure et d'équipements de radioprotection, notamment :

- des instruments de mesure du débit de dose ambiant (radiamètres et dosimètres électroniques) pour apprécier le niveau d'irradiation externe ;
- des contaminamètres (mesure en coups/s), équipés de divers sondes de mesure surfacique, donnant une information sur la présence ou non d'une contamination ambiante ou en surface d'objet ou de matériaux, en comparaison du bruit de fond naturel mesuré à l'extérieur du territoire contaminé ; ces contaminamètres, sauf sous certaines conditions d'étalonnage et d'hypothèses sur la nature et la répartition de la contamination, ne permettent pas de quantifier le dépôt radioactif ni la dose associée ;
- des matériels et dispositifs de prélèvement d'échantillons (balise automatique de prélèvements d'aérosols, flaconnage).

Sur la base des SDACR, les SDIS peuvent disposer d'une CMIR qui, lorsqu'elle est constituée, doit répondre au guide national de référence relatif aux risques radiologique, fixé par arrêté.

La carte de la figure 18 présente le dernier recensement des CMIR complètes déclarées par les SDIS.

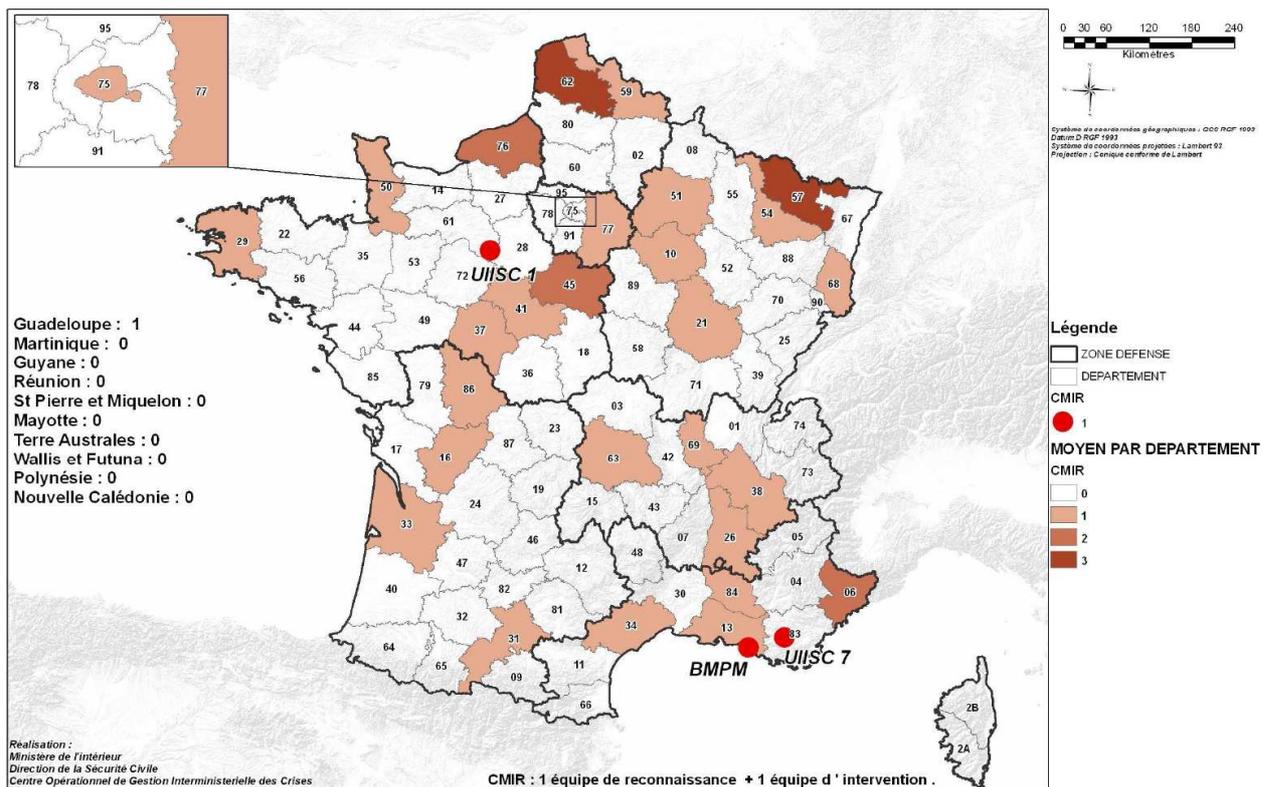


Figure 18 - Recensement des CMIR (situation au 1<sup>er</sup> juin 2010).

#### 4.4.1.2. Équipes des ZIPE (Zone d'Intervention de Premier Échelon) / ESI (Équipements Spécialisés d'Intervention) - CEA/AREVA

Le CEA est doté d'une structure lui permettant de porter rapidement assistance en cas d'urgence suite à un évènement à caractère radiologique ou potentiellement radiologique, à la demande des pouvoirs publics (réquisition du Préfet territorialement compétent), sur saisine écrite du Directeur Général de l'ASN ou encore sur saisine écrite du Haut-Fonctionnaire de Défense et de Sécurité du Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer (HFDS/MEEDDM).

Cette capacité d'intervention d'urgence repose sur des ZIPE et des ESI constituées par des moyens humains et matériels de l'établissement public CEA, ainsi que ceux d'AREVA/La Hague, prévus par le protocole entre le CEA et AREVA du 11 décembre 2002.

Les équipes ZIPE, renforcées si nécessaire par les moyens complémentaires des ESI, sont au nombre de 7 depuis le 1<sup>er</sup> juin 2010. Leur maillage géographique leur permet d'intervenir dans les meilleurs délais sur le territoire national selon le découpage départemental précisé dans la figure 19.

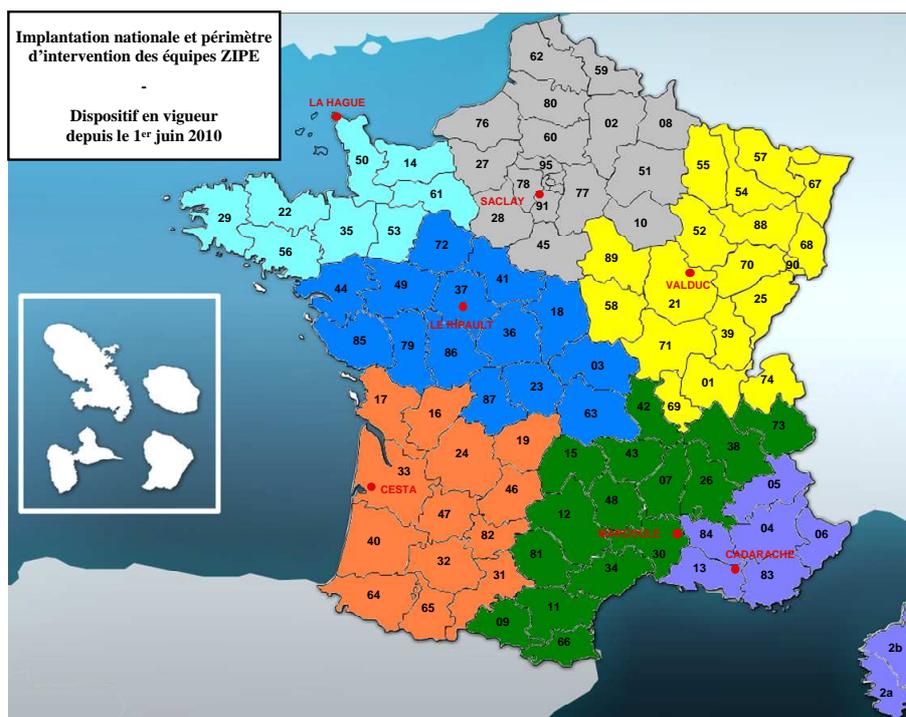


Figure 19 - Localisation des équipes ZIPE du CEA.

## 1) ZIPE

Chaque équipe ZIPE est constituée de personnels en astreinte mobilisables 24h/24. Elles comprennent au minimum un ingénieur (ou assimilé) et un technicien en radioprotection. Ces équipes sont disponibles (départ du centre CEA ou AREVA concerné) dans un délai maximum de 2 heures après notification par le Poste de Coordination d'Intervention Nucléaire (PC-IN) du CEA/Le Ripault.

Les équipes ZIPE disposent chacune au minimum d'un véhicule d'intervention nucléaire (VIN) avec équipement de balisage et matériel de première urgence. Elles peuvent ainsi :

- effectuer des contrôles de radioactivité ;
- dégager, en concertation avec les différents experts présents, une première évaluation des conséquences radiologiques de l'événement (vis-à-vis de la population, de l'environnement, et des équipes de secours) ;
- déterminer, au besoin, une zone d'exclusion et procéder à son balisage de sécurité.

A la demande du responsable des secours, les équipes ZIPE peuvent en outre :

- établir un premier diagnostic radiologique de la situation;
- établir un pronostic de l'évolution de la situation radiologique ;
- proposer et si nécessaire mettre en œuvre des mesures de mise en sécurité immédiate de la zone ;
- proposer et si nécessaire réaliser des opérations en ambiance radioactive ou potentiellement radioactive ;
- conseiller, en tant que de besoin, les CMIR.

Les équipes ZIPE sont dotées de moyens de détection, d'identification, de balisage et de transmission, à savoir en particulier :

- des équipements de mesures d'irradiation (débitmètres :  $\gamma$ ,  $\beta$ , n en  $\mu\text{Sv/h}$ ) ;
- des équipements de mesures de contamination (contaminamètres dotés de sondes de mesure surfacique :  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\beta$  mou et  $\gamma$  en coups/s) ;
- des moyens sommaires d'identification tels que des spectromètres  $\gamma$  portables (spectrométrie NaI) qui permettent d'identifier les radionucléides émetteurs gamma et, après étalonnage, évaluer leur activité ; s'ils sont dotés d'un compteur GM, ils permettent également de mesurer le débit de dose ;
- des balises de mesure en continu du débit de dose gamma ambiant ( $\mu\text{Sv/h}$ ) ;
- de dosimétrie individuelle des intervenants ZIPE (active et passive) ;
- de matériels de prélèvements ;
- d'équipements de protection individuels des intervenants ZIPE ;
- du matériel de balisage et de signalisation ;
- des moyens de communication ;
- des consommables ;
- des moyens de récupération et de reconditionnement.

## 2) ESI

Les Équipements Spécialisés d'Intervention (ESI) sont des moyens lourds et spécialisés, qui peuvent être engagés comme moyens complémentaires des équipes ZIPE présentes sur le terrain.

Les équipes associées à ces moyens n'étant pas systématiquement en astreinte, leur mise en œuvre en un point quelconque de la métropole peut nécessiter des délais qui seront évalués au cas par cas.

A titre d'exemple, les ESI comprennent notamment les moyens suivants :

- les moyens des autres équipes ZIPE, non territorialement concernées ;
- des dispositifs mobiles de surveillance atmosphérique, tels que des véhicules d'intervention et de surveillance de l'environnement (VISE) ;
- des moyens de décontamination du personnel et de matériel, tels que des véhicules de transport des moyens de décontamination (VTMD) ;
- des moyens de transmission ;
- un dispositif hélicoptère de cartographie aérienne de zone contaminée (système HÉLINUC ; cf. § 3.2.3.1 et 4.4.1.3).

Ils permettent ainsi de réaliser :

- la détection mobile d'irradiation gamma et un report cartographique ;
- la détection mobile de contamination des aérosols (mesure de l'activité alpha et bêta) sur zone étendue ;

- l'analyse de la radioactivité avec identification et quantification des radionucléides dans des échantillons issus de l'environnement (eau, air, végétaux, sols, etc.) ;
- une cartographie gamma par système « route monitoring » ;
- la mesure de paramètres météo (vitesse et direction du vent, hygrométrie, température) ;
- la mise en œuvre d'opérations de décontamination.

L'ensemble de ce dispositif est complété, en tant que de besoin, par les laboratoires de mesures et les dispositifs spécialisés de calculs d'impacts radiologiques des centres CEA (ou AREVA).

#### **4.4.1.3. GIE-INTRA (EDF/CEA/AREVA)**

Le Groupe d'intervention robotique sur accidents (GIE-INTRA) dispose de deux systèmes de mesures très spécifiques, mobilisable en situation d'urgence radiologique ou post-accidentelle.

Le système de cartographie aérienne HELINUC est un système de cartographie hélicoptérée en spectrométrie  $\gamma$ . Il permet de cartographier la radioactivité gamma sur de grandes étendues ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ), de détecter et d'identifier des radionucléides et d'évaluer des débits de dose au sol (pour plus de détail, voir le § 3.2.3.1).

Un système de balises mobiles mesurant en continu des débits de dose, avec télétransmission des données, est également à disposition du GIE-INTRA. Les balises peuvent être déposées de manière préventive, avant le rejet, pour collecter en continu et en temps réel les informations pendant la phase de rejet. Elles peuvent aussi être disposées pendant le rejet avec du personnel muni de protections individuelles contre les risques d'exposition interne (si l'irradiation externe est acceptable), ou avec des robots d'extérieur. Elles peuvent être également utilisées pour surveiller un point particulier, ou suivre l'évolution du rayonnement ambiant d'une zone.

#### **4.4.1.4. Cellule Mobile de l'IRSN**

En cas de situation d'urgence radiologique affectant une installation nucléaire, conduisant ou pouvant conduire au déclenchement d'un PUI ou d'un PPI, l'IRSN dépêche systématiquement sur le terrain une cellule mobile comprenant :

- 1 responsable (RCM), chargé de la coordination d'ensemble des moyens mobiles de l'IRSN et participant à la cellule mesure anticipation ;
- 2 ingénieurs « mesures » chargés de la coordination des mesures au niveau de la cellule mesure action (dans le cas du déclenchement d'un PPI) ;
- des moyens mobiles de mesure pouvant comprendre jusqu'à 4 véhicules légers (moyens de prélèvements, appareils portatifs de mesure) et 3 véhicules laboratoires « environnement » (figure 20) ;
- si nécessaire, des équipes spécialisées chargées d'effectuer des prélèvements d'échantillons dans l'environnement dans le cadre des programmes de mesures destinés à l'expertise des conséquences radiologiques.



Figure 20 - Véhicule léger d'intervention (à gauche) et laboratoire mobile (à droite) de mesure de la radioactivité d'échantillons environnementaux (IRSN).

Les moyens embarqués au sein des véhicules légers d'intervention dépendent des caractéristiques de l'événement. Ils comprennent ainsi (figure 21) :

- des matériels de mesures de l'irradiation (débitmètres) ;
- des matériels de mesure de la contamination en fonction de la nature des émetteurs (contaminamètres et diverses sondes associées) ;
- des matériels de prélèvements ;
- des moyens autonomes de communication (système satellite).

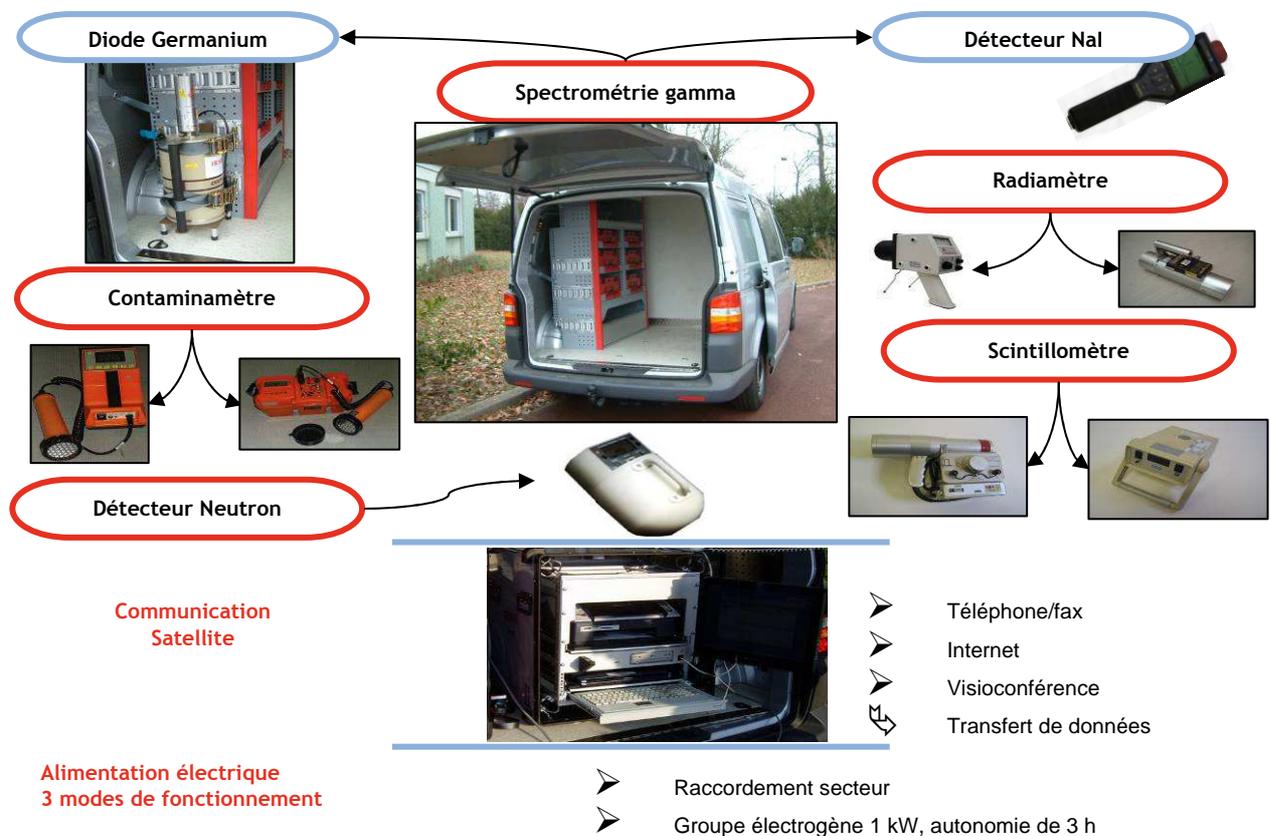


Figure 21 - Équipement typique des véhicules légers d'intervention de l'IRSN.

Les véhicules laboratoires « environnement » comprennent (figure 22) :

- des moyens de spectrométrie gamma (1 détecteur germanium portable et 4 détecteur NaI) ;
- un compteur  $\alpha$ ,  $\beta$  avec un passeur de 50 échantillons ;
- un compteur par scintillation liquide ;
- des matériels de radiamétrie et de contrôle de contamination ;
- des moyens autonomes de communication (système satellite).

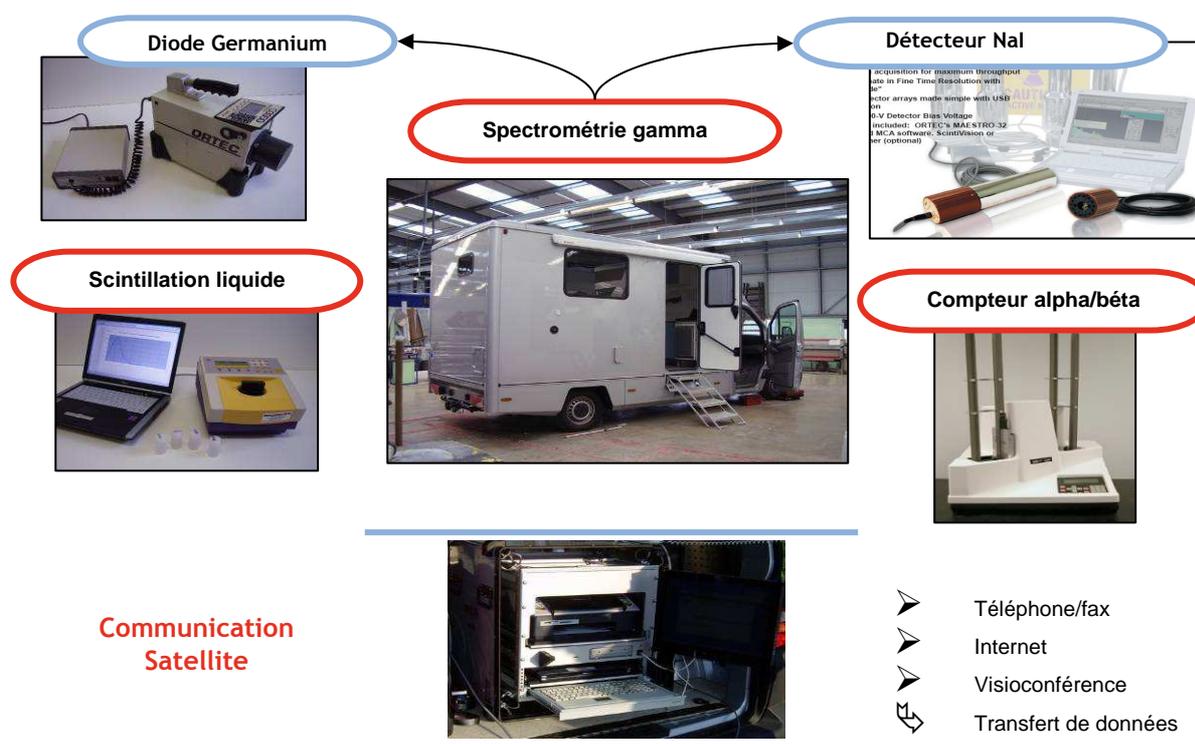


Figure 22 - Équipement typique des véhicules légers d'intervention de l'IRSN.

Une équipe de 10 personnes permettant de gérer la cellule mobile et la mise en œuvre des moyens spécialisés est d'astreinte et peut être prête à se déplacer sur le lieu d'un événement dans un délai de 2 heures après la sollicitation du cadre d'astreinte de l'Institut.

En fonction de la situation, des moyens complémentaires matériels et humains peuvent être rapidement dépêchés sur le terrain. Il s'agit :

- de 3 autres véhicules légers d'intervention,
- de 2 autres véhicules laboratoires,
- d'équipes spécialisées chargées d'effectuer des prélèvements d'échantillons dans l'environnement dans le cadre des programmes de mesures destinés à l'expertise des conséquences radiologiques. La localisation des véhicules et des moyens de mesures associés sont présentés dans le tableau 5 (bilan 2009).

La localisation de ces véhicules et des moyens de mesures associés sont présentés dans le tableau 5.

**Tableau 5 : Inventaire et localisation des moyens de la cellule mobile de l'IRSN**

Véhicule	Fonction	Personnel associé	Moyens de mesure associés	Localisation
3 véhicules laboratoire	Analyse d'échantillons de l'environnement (sol, eau, végétaux, frottis)	3 x 2	Spectrométrie $\gamma$ (Ge - NaI) (Cs-137) Scintillation liquide (H-3) Comptage $\alpha/\beta$ (Am-241)	Fontenay aux Roses (92) Pierrelatte (26) Agen (47)
4 véhicules légers d'intervention d'urgence (T5)	Intervention radioprotection	4 x 2	Radiamètres, Contaminamètres, Détecteur Neutron, Scintillomètre, Spectromètre (Ge - NaI)	Fontenay aux Roses (92) Le Vésinet (78) Les Angles (30) Agen (47)

Les moyens de mesure de la cellule mobile permettent à la fois de réaliser des mesures de contrôle ainsi que certaines mesures d'expertise, notamment la caractérisation d'activité surfacique (Bq/cm<sup>2</sup>) ou de la contamination d'échantillons prélevés dans l'environnement. Au sein de l'IRSN, le personnel du service d'intervention et d'assistance en radioprotection (SIAR) est apte à travailler sous rayonnements ionisants et pourrait ainsi intervenir, avec les véhicules légers, dans la zone d'éloignement pour réaliser des mesures de radioprotection ou pour effectuer des prélèvements d'échantillons.

#### **4.4.1.5. Moyens d'intervention à disposition des exploitants d'installations nucléaires**

Les principaux exploitants d'installations nucléaires (CEA, EDF, ERVA...) dispose sur leurs sites de moyens d'intervention mobilisables rapidement en cas de déclenchement de leur plan d'urgence interne (PUI). A titre d'illustration, chaque CNPE d'EDF dispose de deux véhicules PUI, de type utilitaire, équipés de matériels similaires d'un site à l'autre. Ces matériels sont en cours de rénovation mais les fonctionnalités sont inchangées par rapport aux matériels précédents (la rénovation, faite à 50%, sera terminée fin 2011). Ces nouveaux équipements comprennent :

- une sonde « GENITRON » pour la mesure du débit d'irradiation ambiant (sondes similaires à celles des réseaux radiamétriques fixes autour des sites) fixée sur le véhicule et transmettant sa mesure automatiquement et en permanence (toutes les 10 s) au PC du site ;
- un analyseur spectrométrique avec détecteur NaI (3"x3") permettant l'analyse de frottis, d'eau (SG500) ou de filtres aérosols/iodes (prélèvements atmosphériques en phase d'urgence) : le logiciel d'exploitation de ces analyseurs est paramétré par défaut pour la recherche d'iode 131, d'iode 133, de césium 134, de césium 137, de cobalt 58 et de cobalt 60. Toute autre recherche est néanmoins possible, dans la limite des capacités d'un détecteur NaI (résolution) ;

- un contaminamètre portable muni de sondes  $\alpha$  et  $\beta$ , pour les mesures d'activité surfacique totale, directes ou sur frottis, ou de filtres aérosols (prélèvements atmosphériques en phase d'urgence) ;
- un radiamètre /dosimètre portable pour réaliser des mesures ponctuelles d'irradiation ambiante à l'extérieur du véhicule (et éventuellement secourir la sonde fixe du véhicule).

Toutes les mesures sont géoréférencées (position GPS du véhicule) et transmises, selon le cas, de façon automatique ou ponctuelle au PC du site via la radio TETRA du véhicule (norme TETRA permettant la transmission de voix et de données).

Chaque véhicule dispose également de deux préleveurs atmosphériques et d'un pluviomètre.

Remarque : d'autres moyens mobiles existent en France mais ne sont pas décrits ici ni inventoriés. Par exemple, le laboratoire SUBATECH/SMART possède un véhicule laboratoire équipé d'appareils de mesure par spectrométrie gamma et par fluorescence X. De tels moyens ne sont sans doute pas mobilisables en urgence (absence d'astreinte) mais pourrait venir en renfort lors de la mise en place des programmes de surveillance en phase post-accidentelle.

#### **4.4.2. LABORATOIRES DE MESURE AGRÉÉS**

La directive interministérielle du 29 novembre 2005 relative à la réalisation et au traitement des mesures de radioactivité dans l'environnement en cas d'évènement entraînant une situation d'urgence radiologique identifie différents acteurs disposant de laboratoires agréés pour analyser la radioactivité d'échantillons prélevés dans l'environnement ou de denrées alimentaires. Il s'agit :

- de laboratoires agréés par la direction générale de l'alimentation (DGAL), incluant des laboratoires vétérinaires départementaux ;
- des laboratoires agréés par la direction générale de la santé (DGS) pour les mesures de radioactivité dans les eaux destinées à la consommation humaine ;
- des laboratoires dépendant de la direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes du ministère chargé de l'économie (DGCCRF) ;
- des laboratoires agréés par l'autorité de sûreté nucléaire (ASN) ;
- des laboratoires ou moyens mobiles des exploitants d'installations nucléaires ;
- des laboratoires de l'IRSN.

Il peut également être fait appel à des laboratoires d'organismes étrangers, notamment dans le cadre des conventions d'assistance.

##### **4.4.2.1. Laboratoires agréés par la DGAL**

Depuis l'accident de Tchernobyl, un plan spécifique de contrôle de la radioactivité dans les denrées d'origine animale issues du territoire national a été mis en œuvre par la direction générale de l'alimentation (DGAL) du ministère de l'alimentation, de l'agriculture et de la pêche. L'objectif de ce plan est de surveiller la contamination des denrées suite à l'accident de Tchernobyl et de s'assurer de l'absence de contamination de tout produit alimentaire en provenance des zones voisines d'installations nucléaires.



radioactivité des eaux. Outre l'IRSN, il existe actuellement 10 laboratoires agréés pour ce type de mesure:

- 6 laboratoires privés : IPL/SED Méditerranée, SGS, Eichrom, CARSO, Eurofins, Pe@rl ;
- 2 laboratoires institutionnels : LDA 50 et Laboratoire des Pyrénées ;
- 2 laboratoires universitaires ou assimilés : IPNL, Subatech.

Ces laboratoires sont également agréés par l'ASN, dans le cadre du Réseau National de Mesures de la Radioactivité de l'Environnement (RNMRE) (voir ci-après).

Tous ces laboratoires sont agréés pour faire des analyses :

- de l'activité alpha globale en équivalent Pu-239 (compteur proportionnel ou scintillateur ZnS);
- de l'activité bêta globale en équivalent Sr-90 (compteur proportionnel);
- du tritium (compteur par scintillation liquide).

Certains sont également agréés par la DGS pour faire tout ou partie des types de mesure suivants dans les eaux :

- Cs-134, Cs-137, Co-60, I-131 (spectrométrie  $\gamma$  à haute résolution) ;
- Am-241, Pu-238, Pu-239 + Pu-240, U-234, U-235 et U-238 (spectrométrie  $\alpha$  après séparation radiochimique) ;
- Sr-90 (comptage par compteur proportionnel ou par scintillation liquide après séparation radiochimique).

Les limites de détection (arrêté du 17/09/2003) pour chaque analyse sont regroupées dans le tableau 6.

**Tableau 6 : Limites de détection pour les analyses de routine (arrêté du 17/09/2003) effectuées par les laboratoires agréés par la DGS**

Analyse	Limite de détection
Isotopes de l'uranium	0,005 Bq/L
$\alpha$ global, isotopes du Pu/Am	0,04-0,06 Bq/L
$\beta$ global, émetteurs gamma artificiels, Sr-90	0,4-0,5 Bq/L
Tritium, C-14	10-20 Bq/L

Certains de ces laboratoires disposent également d'un agrément de l'ASN pour la mesure de la radioactivité dans des produits animaux et végétaux (voir § 4.4.2.4).

Tout comme les laboratoires qui effectuent des mesures dans les denrées alimentaires à des fins de sécurité sanitaire des aliments, les laboratoires agréés par la DGS sont le plus souvent amenés à vérifier l'absence de contamination des eaux. De plus, les activités mesurées en routine dans les eaux destinées à la consommation humaine sont relativement faibles.

#### **4.4.2.4. Laboratoires agréés par l'ASN ( réseau national de mesures de la radioactivité de l'environnement)**

Les laboratoires agréés par l'ASN dans le cadre du réseau national de mesures de la radioactivité de l'environnement sont, à la date du 1<sup>er</sup> août 2010, au nombre de 60 : 42 laboratoires d'exploitants nucléaires, 9 laboratoires privés, 5 laboratoires universitaires, 2 laboratoires institutionnels et 2 laboratoires associatifs. Les différents agréments portent sur 6 matrices et sur 17 catégories de mesures. Au 1<sup>er</sup> août 2010, le nombre total d'agréments en cours de validité est de 733. La répartition des laboratoires en fonction du type de matrice analysée est décrite à la figure 23.

*Tableau 7 : Capacité analytique des laboratoires du réseau national de mesures*

<b>Matrices</b>	<b>Catégories de mesure</b>	<b>Gamme habituelle de mesure pour la surveillance opérationnelle (hors incident)</b>
Eaux Sols Biologiques Aérosols sur filtre Gaz Milieu ambiant	Radionucléides émetteurs $\gamma > 100$ keV Radionucléides émetteurs $\gamma < 100$ keV Alpha global Bêta global 3H 14C 90Sr/90Y Autres émetteurs bêta purs Isotopes de U Isotopes de Th 226Ra + descendants 228Ra- + descendants Isotopes Pu, Am Gaz halogénés Gaz rares Dosimétrie gamma U pondéral	Matrice liquide et solide : 5 à 100 Bq/kg pour le tritium et le C-14 0,5 à 10 Bq/kg pour les émetteurs gamma 0,05 à 1 Bq/kg pour les émetteurs alpha (Pu, Am)

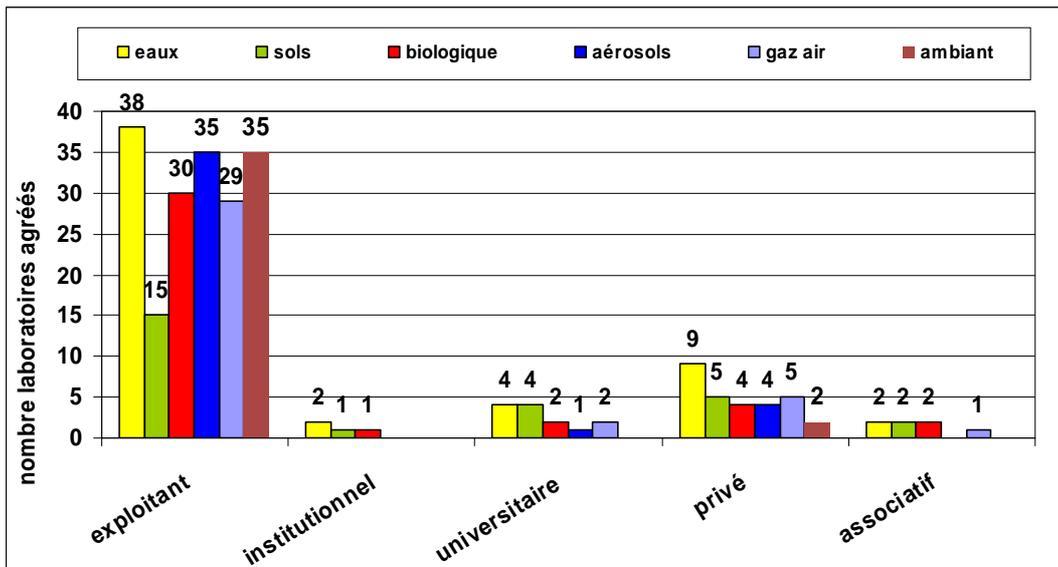


Figure 23- Répartition au 1<sup>er</sup> août 2010 des laboratoires agréés par l'ASN pour les mesures dans l'environnement en fonction du type de matrice.

- **Les laboratoires des exploitants nucléaires**

Les laboratoires d'exploitants nucléaires (EDF, CEA, AREVA, ANDRA, Défense/Marine) constituent, avec un total de 42 laboratoires, la majorité des laboratoires agréés pour la surveillance de l'environnement. Ils détiennent 500 agréments, toutes matrices confondues. Cette forte contribution s'explique notamment par l'obligation faite aux industriels d'être agréés pour réaliser la surveillance réglementaire de l'environnement de leur site, depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2009.

Les laboratoires des exploitants ont les capacités analytiques pour réaliser des mesures de contrôle et, pour quelques uns d'entre eux, des mesures d'expertise sur :

- 1) des échantillons provenant des différentes zones post-accidentelles ;
- 2) tous les types de matrice ;
- 3) tous les radionucléides, qu'ils soient émetteurs  $\alpha$ ,  $\beta$  ou  $\gamma$ .

Cependant, les moyens ne sont pas homogènes entre les différents exploitants. Les laboratoires « environnement » des sites EDF sont tous équipés de compteurs proportionnels (mesure globale) et de compteurs à scintillation liquide (tritium) ainsi que, pour quelques sites, d'un spectromètre gamma avec détecteur Ge. Les sites CEA, AREVA, Marine et ANDRA disposent généralement de compteurs proportionnels pour les comptages globaux ( $\alpha$ ,  $\beta$  et Sr-90), de compteurs à scintillation liquide pour les mesures d'émetteurs bêta pur (tritium, C-14), de spectromètres gamma (émetteurs beta/gamma) et de spectromètres alpha (isotopes de U, Pu, Am) et, pour quelques uns d'entre eux, de dispositifs de mesure par ICP/MS (U, Pu, Th).

À côté de ces laboratoires de surveillance de l'environnement, il existe d'autres laboratoires présents sur les sites d'exploitants nucléaires comme les laboratoires dédiés aux contrôles du process industriel, ceux des contrôles des effluents et déchets ou encore des laboratoires de recherche/développement dont les spécificités en termes de mesures de radionucléides et de niveaux d'activité répondent aux besoins propres à chacun d'entre eux. Pour tous les sites soumis à une autorisation de rejet, il y a obligation de disposer d'un laboratoire environnement distinct du laboratoire effluent.

Ainsi, d'autres types de laboratoire peuvent être identifiés à côté des laboratoires en charge de la surveillance réglementaire de l'environnement des sites industriels. Il s'agit :

- de laboratoires « chauds » (CEA, AREVA),
- de laboratoires « bas bruit de fond » (CEA, AREVA et Marine),
- de laboratoires d'expertise (CEA recherche),
- de laboratoires de métrologie (LNHB, CEA).

- **Les laboratoires privés**

Les laboratoires privés agréés pour les mesures dans l'environnement sont au nombre de 9. Ils détiennent 121 agréments dans tous les milieux environnementaux, soit environ 16% des agréments délivrés par l'ASN.

L'activité de laboratoires privés comme Eurofins, IPL/SED Méditerranée ou SGS Multilab se rapporte principalement aux contrôles sanitaires des eaux destinées à la consommation, avec vérification de non-dépassement des valeurs guides fixées par la réglementation sur la qualité de ces eaux.

À des laboratoires tels qu'Algade/LED ou LAE (CARSO), MSIS et Eichrom, qui effectuent des prestations de mesures pour le compte d'exploitants nucléaires, il pourrait leur être confié des mesures sur des matrices liquides et solides présentant de (très) faible activité, après analyse des dispositions de radioprotection aux différents postes de travail.

- **Laboratoires LAE et LED d'ALGADE (groupe CARSO)**
  - o mesure des radionucléides émetteurs gamma par spectrométrie gamma dans les matrices eaux, les matrices biologiques ainsi que sur les sols ;
  - o mesure des radionucléides émetteurs bêta pur (C-14, Sr-90) par scintillation liquide dans les eaux et les matrices biologiques.
- **Laboratoire Eichrom, Bruz :**
  - o mesure des radionucléides émetteurs gamma par spectrométrie dans toutes les matrices ;
  - o mesure des radionucléides émetteurs bêta purs (H-3, Sr-90) et des isotopes du Pu et Am dans les matrices eaux et biologiques (végétaux, lait, faune et flore, ...).

- **Les laboratoires universitaires**

Les laboratoires universitaires sont au nombre de 5 : Subatech/Smart (Nantes), IPNL (Lyon), IPHC/Ramses (Strasbourg), LSM (Modane) et UT Mario (Besançon). À l'exception du laboratoire de Besançon, ce sont des laboratoires relevant de l'Institut national de physique nucléaire et de physique des particules (IN2P3). Ils détiennent avec 76 agréments dans toutes les matrices, environ 10% des agréments « environnement » délivrés par l'ASN.

Le laboratoire de Subatech/Smart (Ecole des mines de Nantes) en détient le plus grand nombre avec 40 agréments dans tous les milieux environnementaux et pour tous les radionucléides émetteurs alpha, bêta ou gamma. Les laboratoires des IN2P3 de Nantes, Lyon et Strasbourg disposent en effet de moyens de mesure par compteur proportionnel et par scintillation liquide, par spectrométrie gamma et par spectrométrie alpha.

Les laboratoires IN2P3 pourraient être mobilisés en cas d'accident dans le cadre de mesures de contrôle de « non-contamination » et de (très) faible activité mais surtout pour effectuer des mesures d'expertise sur la plupart des matrices environnementales. Cependant, leur capacité de mesure est relativement faible.

- **Les laboratoires institutionnels**

Le nombre de laboratoires institutionnels autres que ceux de l'IRSN a diminué depuis 2007 avec la fermeture du laboratoire de l'AFSSA (devenue Anses en 2010) et la reprise du laboratoire du CRECEP/Ville de Paris par le laboratoire privé d'Eurofins. À ce jour, ils ne sont plus que 2, le laboratoire départemental d'analyses de la Manche (LDA 50) qui détient 10 agréments et le laboratoire des Pyrénées (cf. laboratoires agréés par la DGAL et la DGS).

- **LAD-50, Saint-Lô** : dosage des radionucléides émetteurs gamma, du Sr-90 dans les matrices eaux et les matrices biologiques (végétaux, lait, faune et flore, ...).
- **Laboratoire des Pyrénées** : mesure limitées aux activités alpha et bêta globales et au tritium dans les eaux.

- **Les laboratoires associatifs**

Les laboratoires associatifs sont au nombre de 2 (CRIIRAD et ACRO). Ils détiennent respectivement 13 et 10 agréments pour les mesures par spectrométrie gamma et par scintillation liquide. Ils ont vocation à réaliser des mesures d'échantillons de l'environnement, indépendamment des actions menées par les pouvoirs publics ou par les exploitants nucléaires.

#### **4.4.2.5. Les laboratoires de l'IRSN**

L'IRSN détient deux catégories de laboratoires pouvant réaliser des mesures de radioactivité sur diverses matrices environnementales :

- les laboratoires du Service de Traitement des échantillons et de Métrologie de l'Environnement (STEME), dont le rôle principal est d'effectuer les mesures de radioactivité dans le cadre de la mission permanente de l'IRSN de surveillance de la radioactivité de l'environnement, ainsi que d'apporter un appui technique à l'ASN et aux ministères concernés pour la délivrance des agréments. Ces laboratoires disposent d'accréditations du COFRAC dont une pour l'organisation d'essais interlaboratoires :
  - Laboratoire de Mesure de la Radioactivité de l'Environnement (STEME/LMRE) implanté à Orsay, spécialisé dans la mesure de très faibles activités dans le cadre d'expertises, d'études radioécologiques et de travaux de recherche ;

- Laboratoire des Etalons et Intercomparaisons (STEME/LEI) implanté au Vésinet, plus particulièrement en charge d'organiser des essais interlaboratoires et de fournir des sources étalons ;
- Laboratoire de Mesure Nucléaire (STEME/LMN), implanté au Vésinet ;
- Laboratoire de Traitement des Echantillons (STEME/LTE), implanté au Vésinet ;
- des laboratoires rattachés à 4 autres services de la Direction de l'environnement et de l'intervention, dédiés à des activités d'expertise ou de recherche :
  - Laboratoire de Radioécologie de Cherbourg-Octeville (SECRE/LRC) ;
  - Laboratoire de Radioécologie et d'Ecotoxicologie (SECRE/LRE- Métrologie Radioactive), implanté à Cadarache ;
  - Laboratoire d'Analyses et des Moyens Expérimentaux (SARG/LAME), implanté à Fontenay-aux-Roses ;
  - Laboratoire d'Etude et Suivi de l'Environnement (SESURE/LESE), implanté à Tahiti ;
  - Groupe Logistique et Métrologie (SIAR/ GLM) implanté à Fontenay-aux-Roses.

Afin de garantir l'homogénéité de la qualité métrologique de ces différents laboratoires, un « réseau métrologique » animé par le STEME a été mis en place en 2004. Outre les laboratoires indiqués ci-dessus, d'autres laboratoires de l'IRSN effectuant des mesures de radioactivité sur des matrices non environnementales font également partie de ce réseau. L'ensemble de ces laboratoires participent régulièrement à des essais interlaboratoires et, depuis quelques années, à des exercices d'interprétation de spectres gamma complexes, correspondant à des situations post-accidentelles.

Les types d'analyses effectuées par ces différents laboratoires peuvent être classés selon 4 gammes, en fonction des niveaux d'activité des échantillons (tableau 8).

**Tableau 8 : Niveaux d'activité des échantillons en fonction de la matrice et de la gamme d'analyse**

	Sols/sédiments/sables/...	Liquides	Aérosols - Air
	Bq/kg	Bq/L	Bq/m <sup>3</sup>
<b>Gamme I</b>	< 1	<10 <sup>-3</sup>	< 10 <sup>-6</sup>
<b>Gamme II-1</b>	Entre 1 et 100	Entre 10 <sup>-3</sup> et 10 <sup>-1</sup>	Entre 10 <sup>-6</sup> et 10 <sup>-4</sup>
<b>Gamme II-2</b>	Entre 100 et 1000	Entre 10 <sup>-1</sup> et 1	Entre 10 <sup>-4</sup> et 1
<b>Gamme III</b>	> 1000	> 1	> 1

Tous les laboratoires de l'IRSN ne travaillent pas dans les mêmes gammes : certains sont spécialisés dans les très faibles niveaux d'activité (cas du LMRE par exemple, qui est dans la gamme I pour la spectrométrie gamma et alpha, le comptage proportionnel et la scintillation liquide, et peut effectuer des analyses de gamme II-1 en spectrométrie gamma) ; plusieurs peuvent effectuer des analyses de gammes II-2 ou III.

Il est à noter que les niveaux d'activité des échantillons qui seront probablement rencontrés dans la ZE, la ZPP et la ZST en cas d'accident devraient nécessiter des analyses des gammes II et III.

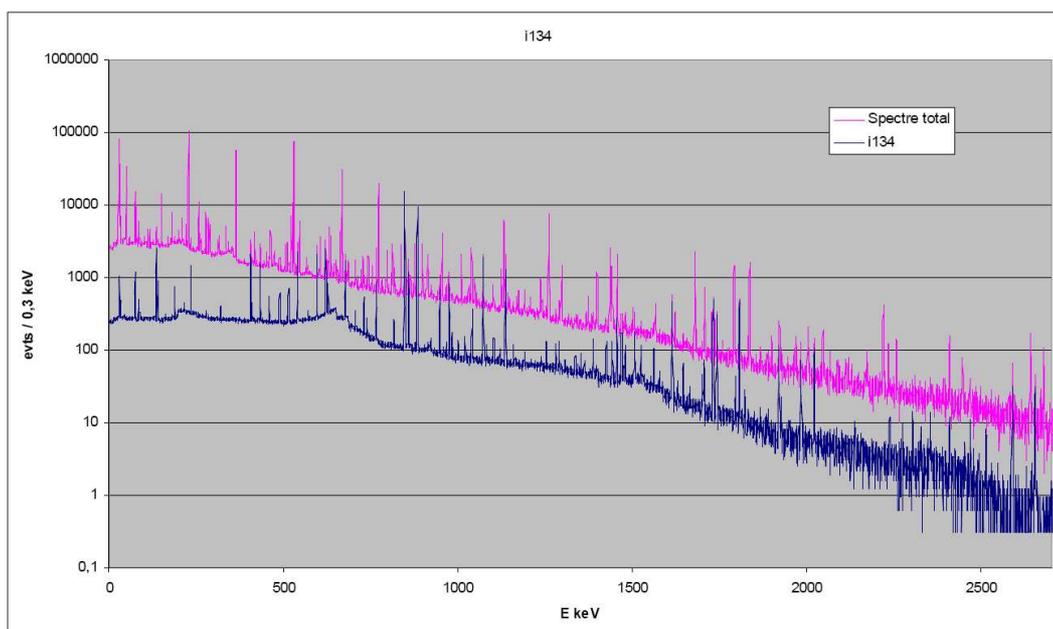
**Recommandation :**

Le GT3 souligne l'importance de préserver la diversité des laboratoires de mesure de la radioactivité, notamment dans le cadre des différents dispositifs d'agrément en place. Toutefois, en raison des très faibles niveaux d'activité des radionucléides artificiels actuellement mesurables dans l'environnement en France, qui pourraient conduire à une diminution des besoins de mesure en routine (dans les denrées et autres produits notamment), il existe un risque de voir réduire les moyens de ces laboratoires et, par conséquent, leur diversité. Une telle évolution serait préjudiciable en situation post-accidentelle, au cours de laquelle les capacités des laboratoires seraient fortement sollicitées ; il y a également un intérêt évident à conserver le pluralisme des moyens de mesure dans un tel contexte.

#### ***4.4.3. LA FORMATION ET L'ENTRAÎNEMENT À LA MESURE EN SITUATION POST-ACCIDENTELLE***

Les laboratoires qui, en routine, effectuent des mesures de radioactivité à des fins de contrôle (surveillance de la radioactivité de l'environnement, contrôle des denrées alimentaires) ont développé un savoir-faire adapté à ce type de contrôle : les échantillons analysés ne présentent habituellement pas d'activité significative en radionucléides. Les exercices de comparaison inter-laboratoires organisés dans le cadre de l'agrément de ces laboratoires portent en général sur des radionucléides en nombre limité et d'activité modérée. Considérant le retour d'expérience de l'accident de Tchernobyl ainsi que les scénarios d'accident élaborés pour le CODIRPA, le GT3 attire l'attention sur les difficultés que pourraient avoir ces laboratoires pour interpréter les spectres de radionucléides obtenus lors du contrôle d'échantillons contaminés par les retombées d'un rejet accidentel, tout particulièrement au cours des premières semaines suivant l'accident où on observerait un mélange complexe de radionucléides à vie courte.

À titre d'illustration, la figure 24 présente le spectre des radionucléides émetteurs gamma qui serait observé 2 heures après la fin de l'accident de fusion du cœur maîtrisé en cuve scénarisé pour le CODIRPA.



**Figure 24 - Simulation par modélisation Monte Carlo d'un spectre d'analyse par spectrométrie gamma (comptage pendant 10 minutes) d'un échantillon de sol prélevé à 2 km sous le vent d'un réacteur à eau pressurisée, 2 heures après le début des rejets d'un accident de fusion du cœur maîtrisé en cuve.**

Afin d'entraîner ses différents laboratoires à analyser des spectres complexes tels que ceux qui pourraient être obtenus après un rejet accidentel, l'IRSN a mis en place, depuis deux ans, des exercices d'interprétation de spectres dans des délais contraints (résultats à fournir en moins de 2h30).

Ces exercices ont permis d'identifier les limites de certains logiciels équipant les instruments de mesure (exemple : limitation du nombre de raies identifiables) et d'améliorer la capacité d'échange entre laboratoires des fichiers numériques des spectres. Dans l'exemple illustré à la figure 24, 35 radionucléides émetteurs gamma se trouvent dans l'échantillon simulé (courbe rose) ; dans le délai de 2h30 de l'exercice, seuls 12 d'entre eux sont facilement identifiés et correctement quantifiés, dont l'iode 134 (courbe bleue) ; 7 radionucléides sont plus difficilement détectables car d'intensité faible ; les 16 derniers radionucléides sont « introuvables » ou difficiles à déceler, bien que présents. L'analyse complète du spectre, dite « analyse de référence », a nécessité trois jours de travail, montrant ainsi la difficulté que rencontreraient les laboratoires pour fournir des résultats complets dans des délais courts. C'est pourquoi, comme cela est proposé dans le projet de guide de bonnes pratiques de laboratoires (cf. § 4.3.2), l'acquisition des spectres devrait se faire le plus rapidement possible pour permettre d'identifier les isotopes à vie courte qui peuvent contribuer significativement à la dose globale au tout début de la phase de transition, même si l'interprétation des spectres reste partielle, dans un premier temps. L'analyse détaillée des spectres et l'identification aussi exhaustive que possible des radionucléides peuvent se faire ultérieurement et peuvent même être réalisées par un ou plusieurs autres laboratoires spécifiques (d'où l'intérêt de pouvoir efficacement s'échanger des fichiers numériques de spectres).

Par ailleurs, compte tenu du fait que l'activité d'un échantillon évoluerait rapidement dans les jours qui suivent l'accident (dans le cas d'un accident de réacteur), la réalisation d'un second spectre un jour après la première acquisition permettrait d'affiner l'identification des radionucléides et notamment d'éliminer les mauvaises interprétations.



- en organisant des essais interlaboratoires spécifiques avec des échantillons contaminés représentatifs des milieux environnementaux impactés par un accident.

- **Mesures effectuées par d'autres acteurs :**

Le fait que l'IRSN exerce une mission d'expertise des conséquences post-accidentelles au profit des pouvoirs publics ne signifie pas qu'il détient un monopole dans ce domaine. Ainsi, d'autres acteurs sont susceptibles d'engager des mesures et des évaluations de leur propre initiative, indépendamment de l'action menée par l'IRSN :

- l'exploitant de l'installation accidentée peut envisager de mener ses propres évaluations de conséquences, à l'aide de ses moyens de mesure et de calcul ou en sollicitant des organismes extérieurs français ou étrangers ;
- les laboratoires associatifs (ACRO, CRIIRAD...) organiseraient vraisemblablement leurs propres actions de prélèvements et de mesures afin de mener une évaluation indépendante des conséquences environnementale de l'accident ;
- les instances judiciaires peuvent initier une enquête pour laquelle des mesures dans l'environnement (entre autres) seraient effectuées.

Sans porter atteinte au principe d'indépendance de ces démarches, il serait souhaitable que les résultats de ces évaluations soient partagés, à la fois dans une démarche de transparence et dans le but d'asseoir la robustesse et la complétude de la connaissance de l'état radiologique de l'environnement.

#### **4.4.4.2. Mesures de contrôle pour les programmes de surveillance prescrits par les pouvoirs publics**

Dès le début de la phase de transition post-accidentelle, des mesures de contrôle de la qualité radiologique de différents produits de l'environnement devraient être rapidement réalisées à la demande du préfet, avec l'aide des services du ministère de l'agriculture, pour ce qui concerne les denrées alimentaires, des services du ministère de la santé pour ce qui concerne l'eau...

Pour ce type de contrôle, compte tenu de la démarche proposée au paragraphe 4.3.3 et des gammes d'activité attendues dans les produits contrôlés, il est proposé de recourir en priorité aux différents laboratoires agréés, sous réserve de respecter les bonnes pratiques de laboratoire en situation post-accidentelle (cf. § 4.3.2). Compte tenu de la priorité accordée aux mesures d'expertise, l'IRSN ne pourrait participer que marginalement à ces mesures de contrôle. En revanche, l'IRSN devrait être en mesure d'apporter son appui aux services de l'État concernés par la mise en place de ces plans de mesure :

- en aidant à définir et mettre à jour les plans de mesure, compte tenu des connaissances de l'état radiologique de l'environnement ;
- en aidant les laboratoires agréés à appliquer les bonnes pratiques et en les faisant participer à des essais interlaboratoires spécifiques ;
- en effectuant certaines mesures de contrôle sur des échantillons pour lesquels les laboratoires de mesure éprouveraient des difficultés d'analyse.

Les mesures sur des échantillons provenant de la zone d'éloignement poseraient vraisemblablement une difficulté pour les laboratoires agréés qui, en l'état actuel des pratiques, n'ont pas l'habitude de prendre en charge des échantillons ayant une activité élevée. Les mesures de contrôles effectuées dans cette zone devraient donc plutôt être confiées à des laboratoires spécialisés, notamment des exploitants nucléaires, du CEA ou de l'IRSN.

La prise en charge financière du coût de ces programmes de mesure définis par les pouvoirs publics reste à préciser, d'autant plus qu'une part significative des laboratoires agréés susceptibles d'être sollicités sont privés. De même, la procédure de mobilisation des laboratoires peut difficilement respecter les règles usuelles d'appel d'offre, compte tenu de l'urgence de l'action ; dans ces conditions, l'usage de réquisitions faites par les autorités est certainement indiqué.

#### **4.4.4.3. Mesures d'auto-surveillance**

Les acteurs économiques présents sur les territoires contaminés ou dans leur périphérie sont susceptibles de demander, à leur initiative, des mesures de contrôle de radioactivité, soit au sein de leur outil de production, soit des matières premières utilisés, soit des produits qu'ils mettent sur le marché. Ces mesures dites « d'auto-surveillance », éventuellement prescrites ou recommandées par les pouvoirs publics, seraient principalement effectuées dans le but :

- de maîtriser la qualité radiologique d'une production ou d'une filière, en complément des plans de mesure définis par les pouvoirs publics, et d'agir au besoin pour améliorer cette qualité ;
- d'attester, auprès des clients et des consommateurs finaux, de l'absence de contamination radioactive des produits et restaurer l'image d'un produit ou d'une filière. Ce besoin de « certificat de non-contamination » peut aussi venir d'une exigence du client, notamment lorsque le produit est exporté ; cette pratique a été observée en France après l'accident de Tchernobyl et a encore cours pour exporter des produits vers certains pays.

Pour effectuer ces contrôles, plusieurs solutions sont envisageables :

- faire réaliser les mesures par un laboratoire extérieur, si possible un laboratoire agréé pour le type d'analyse à effectuer : cette solution serait certainement privilégiée pour obtenir un certificat de non-contamination ou plus généralement obtenir un contrôle de la qualité radiologique des produits mis sur le marché. Toutefois, compte tenu des capacités globalement limitées des laboratoires de mesure et des autres priorités évoquées précédemment, il n'est pas certain que l'ensemble de la demande des acteurs économiques puisse être couvert, notamment au début de la phase post-accidentelle ;
- se doter de ses propres capacités de mesure : portique pour le contrôle des matières premières ou des marchandises, matériels de mesure portatif, voire laboratoire de contrôle installé sur le lieu de production. Cette seconde solution est moins immédiate, compte tenu des délais d'acquisition et de maîtrise des équipements de mesure, mais pourrait se développer progressivement au cours de la phase de transition post-accidentelle et perdurer sur le long terme si des territoires demeurent significativement contaminés.

La prise en charge financière du coût de ces mesures devrait *a priori* être assurée par les acteurs économiques qui prennent l'initiative d'y recourir.

## 4.5. GESTION DES RÉSULTATS DE MESURE

### 4.5.1. COLLECTE, EXPLOITATION ET RESTITUTION DES RÉSULTATS DE MESURE DANS L'ENVIRONNEMENT

#### 4.5.1.1. Organisation de la collecte et de l'exploitation des résultats de mesure

La directive interministérielle du 29 novembre 2005 relative à la réalisation et au traitement des mesures de radioactivité dans l'environnement en cas d'événement entraînant une situation d'urgence radiologique fixe le cadre actuel dans lequel doit se concevoir la collecte et l'exploitation des résultats des mesures nécessaires à la caractérisation de l'état radiologique de l'environnement. Selon le paragraphe 2.3 de cette directive, la réalisation de mesures de radioactivité dans l'environnement, quand elle est possible, est notamment destinée à :

- cartographier précisément les zones contaminées, confirmer la nature des radionucléides concernés et caractériser dans ces zones les niveaux de contamination des milieux et des produits ;
- permettre d'estimer les doses susceptibles d'avoir été délivrées à la population et aux intervenants du fait des émissions ;
- permettre d'estimer les doses susceptibles d'être délivrées du fait du séjour ultérieur dans la zone éventuellement contaminée ;
- fournir des éléments de prévision sur l'évolution de la contamination des milieux et des produits, afin de permettre aux autorités d'adapter les actions mises en œuvre pendant les phases précédentes ou d'engager des actions complémentaires de protection de la population notamment en matière :
  - d'éloignement et de relogement temporaire de groupes de population qui seraient situés dans des zones à forte contamination ;
  - de restriction de consommation d'eau ou de denrées alimentaires ;
  - de restriction de circulation ou de séjour ;
  - de suspension ou d'interdiction de commercialisation de denrées alimentaires contaminées ;
  - de suspension ou d'interdiction d'activités ;
- aider au choix des dispositions à mettre en œuvre pour limiter les transferts de radioactivité dans l'environnement ;
- aider à définir les éventuelles actions à entreprendre pour réhabiliter les zones contaminées puis à contrôler l'efficacité de ces actions ;
- acquérir les valeurs et données nécessaires, notamment pour :
  - le suivi sanitaire des populations ;
  - l'élaboration de dossiers d'indemnisation ;
  - le déroulement de l'enquête judiciaire.

Il s'agit donc de l'ensemble des mesures destinées à l'expertise des conséquences radiologiques et dosimétriques (cf. § 4.4.4.1) ou au contrôle de la qualité radiologique des milieux et des produits (cf. 4.4.4.2), effectuées à la demande des pouvoirs publics ainsi que celles effectuées par l'exploitant de l'installation nucléaire accidentée. Les mesures d'auto-surveillance indiquées au paragraphe 4.4.4.3 ne sont pas *a priori* couvertes par cette directive et il ne paraît pas réaliste d'envisager leur prise en compte, en termes de coordination et de collecte des résultats.

En pratique, la directive du 29 novembre 2005 confie à la cellule mesure constituée par le préfet au cours de la phase d'urgence (et installée au PC opérationnel -PCO- si celui-ci est créé), le rôle de recevoir l'ensemble des résultats de mesures faites *in situ* ou en laboratoire (y compris celles réalisées par l'exploitant nucléaire qui est tenu d'en transmettre les résultats à cette cellule, ainsi qu'à l'IRSN et à l'autorité de sûreté dont il relève), de procéder si nécessaire à la saisie sur des formulaires et outils informatiques appropriés de l'ensemble des résultats reçus, et de retransmettre, selon des modes opératoires définis à l'avance, l'ensemble des résultats au centre technique de crise (CTC) de l'IRSN ainsi qu'aux acteurs ayant à en connaître.

Au titre de cette directive, l'IRSN est chargé, au niveau national, de centraliser, de vérifier la cohérence et d'exploiter l'ensemble des résultats des mesures et des analyses menées dans le cadre de la gestion d'un événement et de ses conséquences par les différents acteurs de la mesure. Cette mission s'applique dès la phase d'urgence et devrait se poursuivre au cours de la phase post-accidentelle. L'IRSN met en place les moyens et les outils nécessaires à la réalisation de ces tâches. En particulier, compte tenu de sa mission de centralisation et de traitement au niveau national de l'ensemble des résultats de mesures et d'analyse, l'IRSN définit le format et les modalités de transmission ou de mise à disposition réciproque de ces résultats avec les différents acteurs de la mesure, en concertation avec ces derniers.

#### **4.5.1.2. Méthodes et outils de collecte des résultats de mesure**

Au cours de la phase de transition post-accidentelle, un nombre important de résultats de mesure, de natures et d'origines diversifiées, devrait être collecté régulièrement par l'IRSN dans le cadre de la mission décrite au paragraphe précédent. Il est par conséquent nécessaire de définir, au préalable, des méthodes et des outils de collecte et d'exploitation de ces résultats, tenant compte de cette diversité.

En 2009, l'IRSN a engagé le développement d'un outil, dénommé CRITER, destiné à remplir cette fonction de traitement des mesures en situation de crise (phase d'urgence et post-accidentelle), depuis leur collecte sur le terrain jusqu'à leur restitution. Il repose sur la mise en place de protocoles de déclarations permettant de décrire par tous les acteurs les prélèvements, les mesures et surtout la géolocalisation de ceux-ci. Après une phase de spécification technique tenant compte des besoins des utilisateurs potentiels et du retour d'expérience de la gestion des résultats de mesures effectuées à la suite de l'incident de l'usine SOCATRI du 8 juillet 2008, Ce système est actuellement en phase de test et de mise au point itérative. Cet outil devra permettre :

- de collecter les résultats produits par l'ensemble des acteurs, permettant un formatage des résultats selon un « standard prélèvements et mesures » qui permet leur intégration dans une base de données gérée par l'IRSN. Cela inclut l'intégration des données de télé mesure;
- de restituer l'ensemble des résultats sous forme cartographique, graphique et tabulée.

La base de données des mesures pourra être complétée par l'insertion de pièces jointes telles que des photos, des fichiers de documents, etc., pour pouvoir tracer et restituer le plus d'informations possibles sur les prélèvements et les mesures.

La restitution pourrait être différenciée en fonction des publics visés et de leur besoin (expertise, décision et information). L'IRSN teste cet outil à l'occasion des exercices nationaux de crise nucléaire et lors d'éventuels exercices spécifiques avec d'autres acteurs de la mesure.

Certains exploitants nucléaires ont également développé leur propre système de gestion de résultats de mesure de radioactivité en situation de crise, notamment dans le but de satisfaire aux obligations de la circulaire du 29 novembre 2005. En particulier, le CEA de Saclay, en partenariat avec le SDIS de l'Essonne, a développé une application appelée M<sup>2</sup>IRAGE dont la fonction est de gérer l'intervention des équipes de mesures, de superviser l'obtention de mesures dans l'environnement et de faciliter la restitution des résultats vers l'ASN et la préfecture.

AREVA dispose également de son propre outil de gestion des mesures dans l'environnement (RSE) pour ses différents sites, permettant notamment de planifier la mission de prélèvement, de tracer les échantillons et leur parcours et d'alimenter une base de données commune aux différents sites. Le GIE INTRA a également développé un outil pour communiquer les mesures de ses sondes mobiles

Des travaux doivent se poursuivre sur ce sujet entre l'ASN, la DSC, l'IRSN et les exploitants concernés afin de favoriser l'interactivité des systèmes et faciliter ainsi la consolidation nationale des résultats de mesure en situation d'urgence et post-accidentelle.

#### Recommandation :

Le GT3 recommande l'adoption d'un protocole commun de déclaration des données de prélèvements et de mesures afin de permettre la centralisation et l'interopérabilité des données, indépendamment de la mise en œuvre d'outils spécifiques aux besoins de planification, de gestion ou de restitution des acteurs.

En particulier, ce protocole devrait notamment permettre une intégration facile des données dans l'outil CRITER en cours de développement et de test, afin de permettre à l'IRSN de tenir pleinement le rôle confié par la directive interministérielle du 29 novembre 2005.

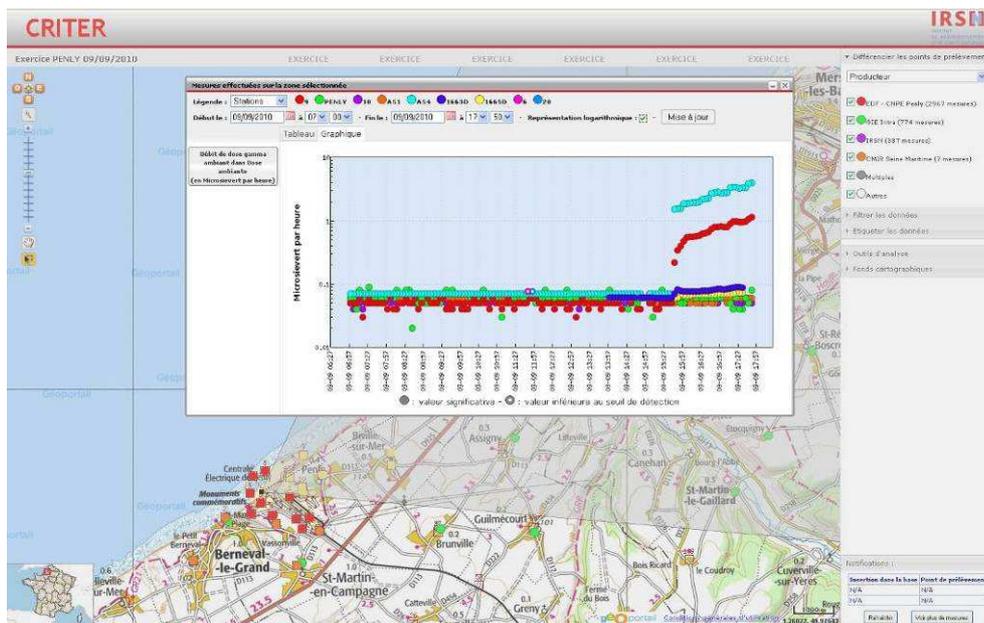
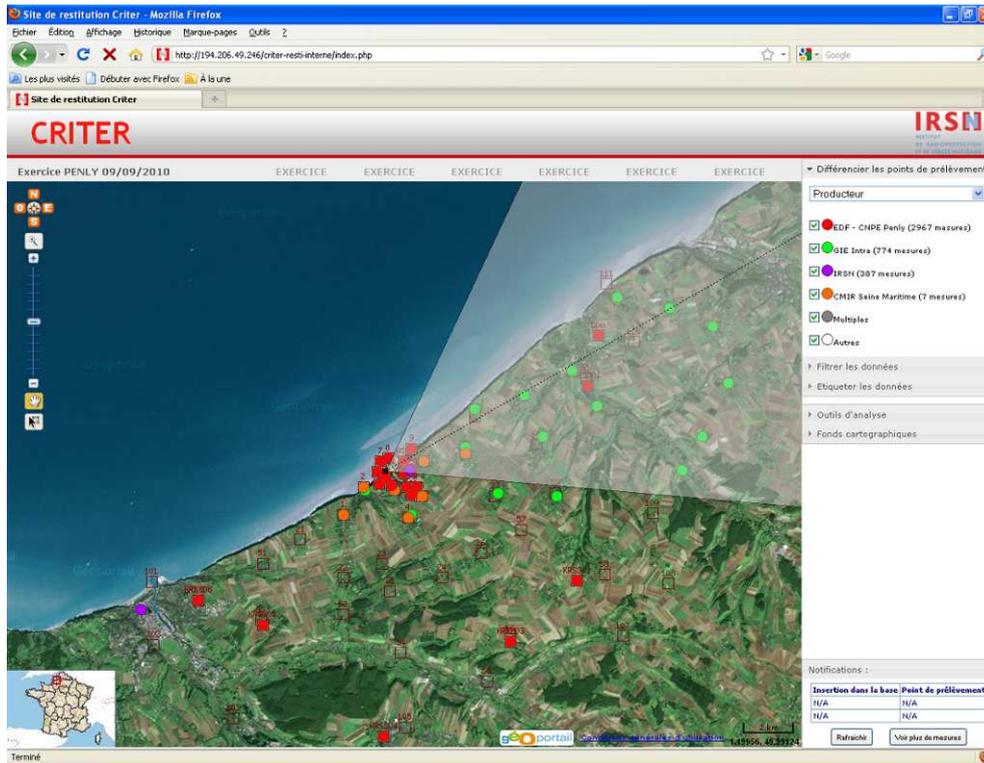
#### **4.5.1.3. Restitution des résultats**

La directive du 29 novembre 2005 décrit la restitution des résultats rassemblés par l'IRSN comme suit :  
« *La synthèse des traitements effectués par l'IRSN peut être présentée sous forme de cartes (notamment iso-concentrations, iso-débits de dose à un instant donné) de graphiques précisant l'évolution dans le temps d'un paramètre (concentration, débit de dose) en un point donné, ou de tableaux. Les documents présentant des doses sont assortis des hypothèses retenues, notamment des temps de séjour et des modes d'exposition des populations dans les zones impactées par l'événement (notamment mise à l'abri ou non pendant l'émission, mode de vie urbain ou rural, vie en extérieur après la levée des dispositions de restriction).*

*La restitution de ces informations est organisée dans le respect des principes suivants :*

- les résultats bruts des mesures et des analyses sauvegardés en base de données sont accessibles aux acteurs de la mesure, aux experts techniques nationaux et à l'exploitant ; le CTC assure la retransmission de l'ensemble des résultats de mesure ;*
- l'accès aux résultats des mesures et des analyses validés et traités (notamment ceux présentés sous forme de synthèses définies au PDM) reste libre pour les autorités et organismes ayant à en connaître notamment le DOS, les exploitants concernés, les instances de sûreté, Météo France, le CICNR ;*
- les recommandations d'actions de protection ou de restauration sont proposées par les instances de sûreté nucléaire aux autorités en charge de la crise ;*
- les cartes ou les résultats du traitement des données par le CTC sont transmis par celui-ci à la cellule mesures du PCO ainsi qu'à l'instance de sûreté nucléaire concernée... »*

Ces dispositions sont valables, dans leur principe, en phase d'urgence et devrait pouvoir s'appliquer en situation post-accidentelle, avec les adaptations nécessaires liées à l'évolution de l'organisation des pouvoirs publics (voir GT7). Il est important de souligner l'intérêt d'une restitution sous forme cartographique (distribution spatiale des valeurs de radioactivité) ou graphique (évolution temporelle de la radioactivité) et de l'accompagnement d'éléments d'interprétation, notamment ceux résultant de calculs prédictifs de conséquences radiologiques ou d'évaluation de doses reçues par la population depuis le début de l'accident. L'élaboration d'une telle restitution est en cours à l'IRSN dans le cadre du développement de l'outil CRITER et fait actuellement l'objet de test lors d'exercices de crise nucléaire (figure 25).



**Figure 25- Illustrations des restitutions cartographiques et graphiques de l'outil CRITER testé lors de l'exercice de crise de Penly du 9 septembre 2010.**  
**En haut : secteur sous le vent et localisation des points de mesure. En bas : résultats de mesure du débit de dose ambiant des différentes balises.**

**Recommandation :**

Le GT3 recommande d'approfondir la préparation des modalités de restitution des résultats de mesures et de calcul de conséquences radiologiques et dosimétriques, sous forme cartographique ou graphique, afin de prévenir le risque de foisonnement des formes de restitution et de mauvaise compréhension ou interprétation de ces restitutions. À cet effet, sans préjudice de l'accès aux données brutes de mesure mentionné dans la directive du 29 novembre 2005, il est proposé de distinguer :

- des modes de restitution à finalité technique, destinés aux acteurs de la mesure et aux spécialistes de la radioprotection ;
- des modes de restitution rapide destinés aux décideurs (notamment le préfet et les instances gouvernementales nationales) permettant une représentation synthétique et pédagogique des résultats, avec des éléments de comparaison (par exemple à des valeurs repères) permettant d'orienter la prise de décision.

#### **4.5.2. MISE À DISPOSITION DES RÉSULTATS ET INFORMATION DU PUBLIC**

Les résultats de mesure résultant des programmes de surveillance mis en place par les pouvoirs publics et par l'exploitant de l'installation accidentée, effectués à des fins d'expertise ou de contrôle, ont vocation à être rendus publics, avec les éléments d'interprétation facilitant la compréhension de ces résultats par un public non spécialiste.

Le réseau national de mesures de la radioactivité de l'environnement (RNMRE) qui donne accès, depuis janvier 2010, à l'ensemble des résultats de mesure produits par les laboratoires agréés dans le cadre de programmes de surveillance de l'environnement des pouvoirs publics (collectivités territoriales, services de l'état et établissements publics) et des exploitants nucléaires, peut constituer un support de mise à disposition du public de certains résultats de mesure de radioactivité de l'environnement, dès lors que ceux-ci sont produits par des laboratoires agréés par l'ASN. Toutefois, cette solution présente plusieurs limitations ou inconvénients :

- elle ne peut pas rendre compte de toutes les catégories de mesure, notamment celles qui n'entrent pas dans le cadre de l'agrément de l'ASN (certaines mesures *in situ*, par exemple) ;
- elle entraîne des contraintes de gestion liées aux conditions de déversement des données dans la base nationale du RNMRE, pouvant induire un délai de mise à disposition des résultats de mesure incompatibles avec le contexte spécifique d'une situation post-accidentelle ;
- les données issues des territoires contaminés risquent d'être « noyées » avec celles acquises dans le cadre de la surveillance de routine menée sur le reste du territoire.

Dans ces conditions, il est préférable de recourir à un site Internet dédié, donnant accès aux résultats de mesures obtenus dans le cadre des programmes de mesures spécifiquement mis en place lors de la situation d'urgence et dans la phase post-accidentelle qui s'ensuit. À cet effet, la mise à disposition du public des résultats rassemblés par l'IRSN au titre de sa mission définie par la directive du 29 novembre 2005 devrait être envisagée, après interprétation et validation de ces résultats et prise en compte de

la protection de l'anonymat lorsque les mesures ont été faites chez des particuliers. Il s'agit d'une façon de faire comparable à celle adoptée par l'IRSN pour la mise à disposition publique des résultats de mesures faites dans l'environnement du site nucléaire du Tricastin, après l'incident survenu le 8 juillet 2008 dans l'usine SOCATRI. Dans ce contexte, le RNMRE conserverait son rôle habituel de collecte et de restitution des résultats de mesure acquis dans le cadre de la surveillance régulière de l'environnement en France et pourrait faire un lien vers le site Internet dédié à la présentation des résultats de mesure propres à la situation post-accidentelle. Au cours de la phase post-accidentelle de long terme, les résultats de surveillance de la radioactivité de l'environnement pourraient probablement être pris en charge intégralement par le RNMRE.

Par ailleurs, outre la publication des résultats de mesure de la radioactivité de l'environnement, il est important de rendre compte, de la même manière, des résultats d'évaluations rétrospectives ou prédictives des conséquences radiologiques et dosimétriques sur les territoires, obtenu par modélisation à partir du terme source rejeté par l'installation accidentée ou par interprétation ou interpolation de mesures environnementales. Comme pour les résultats de mesure de la radioactivité de l'environnement, la restitution de ces évaluations sous forme cartographique est à privilégier. En pratique, au cours du premier mois suivant la fin de l'accident, les résultats d'évaluation des conséquences radiologiques et dosimétriques susceptibles d'être publiés pourraient être notamment :

- des cartes de la contamination de l'air (activité volumique) au cours de l'accident, en moyenne sur la durée des rejets ou jour après jour dans le cas de rejets longs. Dans la mesure du possible, ces cartes devraient être obtenues par le recoupement des mesures d'échantillons prélevés au cours de la phase d'urgence (filtres « aérosols » notamment) et de données déterminées par la modélisation de la dispersion atmosphérique des radionucléides rejetés ;
- des cartes des dépôts radioactifs (en Bq/m<sup>2</sup>) induits par les rejets de l'accident, en distinguant les retombées totales à l'issue des rejets (appelées également « dépôts initiaux ») et les dépôts rémanents (activité surfacique résiduelle) à un instant donné (par exemple 1 semaine ou 1 mois après la fin des rejets). Ces cartes peuvent être le résultat de campagnes de mesures (HELINUC, par exemple) ou de modélisations tenant compte de la dispersion atmosphérique des radionucléides et des conditions de dépôts (pluies notamment ; cf. § 3.2) ;
- des cartes ou des graphiques représentant la répartition spatiale ou l'évolution temporelle de la contamination des denrées agricoles ou naturelles produites localement, estimée par modélisation et, le cas échéant, recoupée par des résultats de mesure ;
- des cartes de doses prévisionnelles (1<sup>er</sup> mois suivant l'accident, puis 12 mois suivants) sur les territoires contaminés, en précisant les bases d'estimation (cf. GT « Hypothèses ») et, si possible, en donnant quelques indications sur l'influence de certains paramètres sensibles sur les résultats d'évaluations dosimétriques.

Pour l'ensemble de ces résultats d'évaluation, il est fortement déconseillé de les publier en l'absence de commentaires appropriés. En effet, une carte représentant l'état de connaissance des conséquences radiologiques, sortie de son contexte, peut être source d'incompréhension, de confusion voire de polémiques inutiles. Un soin particulier doit donc être apporté aux explications accompagnant chaque support cartographique ou graphique destinée à être publié :

- légèder correctement les documents : titre explicite, description de l'indicateur représenté, date (ou période) à laquelle l'indicateur se rapporte, date du document...
- décrire la nature et l'origine des sources de données et des principales hypothèses ayant servi à l'évaluation. Dans les semaines qui suivent la fin de l'accident (cas d'un réacteur en particulier), des explications particulières doivent être données sur la prise en compte de l'évolution de l'activité des radionucléides à vie courte, par exemple lors de la correction de certains résultats de mesure bruts obtenus à des dates différentes ;
- donner une appréciation qualitative de la « robustesse » de l'évaluation et anticiper les éventuelles réévaluations futures tenant comptes de données nouvelles ou plus précises (proscrire l'idée de « carte officielle des conséquences » devenant immuable) ;
- fournir si possible des explications permettant de situer les résultats représentés par rapport à des valeurs de référence ou des repères pour comprendre et relativiser l'état radiologique de l'environnement.

### Recommandations :

Le GT3 recommande que la mise à disposition publique des résultats de mesure et des principaux résultats d'évaluation des conséquences radiologiques et dosimétriques soit faite via un site Internet dédié, rendu actif au plus vite après la survenu d'une situation d'urgence nucléaire ou radiologique. Ce site devrait donner accès :

- aux résultats de mesure de radioactivité de l'environnement obtenus dans le cadre des programmes de surveillance mis en place lors de la situation d'urgence et de la phase post-accidentelle qui s'ensuit, rassemblés par l'IRSN dans le cadre de sa mission confiée par la directive du 29 novembre 2005, après interprétation et validation de ces résultats ;
- aux cartes et graphiques représentant des résultats d'évaluation des conséquences radiologiques et dosimétriques de l'accident, en y associant systématiquement les explications appropriées permettant d'interpréter correctement ces documents.

Cette mise à disposition devrait bénéficier des travaux à mener sur les modes de restitution de ces résultats, évoqués dans la recommandation précédente faite au paragraphe 0.

Les données et documents publiés sur ce site devraient être actualisés régulièrement, à la fréquence indicative suivante :

- quotidiennement, pour ce qui concerne les résultats de mesure, durant la phase d'urgence et les quelques première semaine de la phase post-accidentelle, pouvant passer par la suite à une fréquence hebdomadaire puis mensuelle en fonction de l'évolution de l'état radiologique de l'environnement ;
- selon la disponibilité des cartes et graphiques de restitution des résultats d'évaluation, et de leurs mises à jour successives, le cas échéant une fois que les autorités ont décidé des actions à mener à partir de ces documents d'évaluation.

Ce mode de publication « institutionnelle » des résultats de mesure et d'évaluation des conséquences radiologiques ne porte pas préjudice aux autres initiatives de publication, notamment celles que pourraient prendre la CLI, les collectivités territoriales ou certaines associations sur la base de leurs propres mesures ou évaluations.

## **5. ÉVALUATION DES DOSES REÇUES PAR LES PERSONNES EXPOSÉES**

Le GT « Hypothèses » ayant traité le sujet de l'évaluation prédictive des doses, dans la perspective de définir les actions de protection des populations sur les territoires contaminés par les retombées radioactives (définition de la zone de protection des populations), le présent rapport ne développe que le sujet de l'évaluation des doses des personnes susceptibles d'avoir été exposées lors du rejet accidentel ou qui le sont en phase post-accidentelle du fait de la contamination de l'environnement (évaluation rétrospective des doses).

### **5.1. LES TECHNIQUES DE MESURES DE L'EXPOSITION INDIVIDUELLE DES PERSONNES**

Les doses reçues par les personnes exposées sont exprimées habituellement en mSv, et éventuellement en Gy s'il s'agit de fortes doses susceptibles de provoquer des effets déterministes. Elles peuvent être calculées à partir de valeurs de paramètres radiologiques de l'environnement des personnes, décrits au paragraphe 3.1. Les doses individuelles sont également déterminées à l'aide de mesures spécifiques ; en pratique, en dehors de la dosimétrie externe, les mesures réalisées sur des personnes ne donnent pas directement une valeur dosimétrique et doivent être interprétées par des experts.

Sauf dans le cas de la dosimétrie active (électronique), **les mesures d'exposition individuelle ne donnent une information qu'en différé et, de ce fait, ne permettent qu'une détermination rétrospective de la dose reçue ou engagée, en s'appuyant sur des données ou des hypothèses sur les conditions d'exposition.**

#### **5.1.1. DOSIMÉTRIE EXTERNE**

La dosimétrie externe des personnes consiste à mesurer la dose reçue individuellement par irradiation externe liée aux conditions ambiantes d'exposition. Elle peut être mesurée à l'aide d'un dosimètre porté par la personne exposée, soit en temps réel si le dosimètre est actif (lecture directe de la dose reçue, généralement par un dispositif électronique), soit après analyse en laboratoire du dosimètre (capteur passif). Dans le contexte d'un accident nucléaire, en dehors des intervenants équipés de dosimètres, on ne dispose habituellement pas de mesures directes de la dose externe reçue par les populations exposées. L'estimation de cette dose externe ne repose donc que sur une approche indirecte, soit à partir des mesures de débit de dose ambiant obtenues sur des balises fixes (telles que celles du réseau TELERAY exploité par l'IRSN, complétées par celles des exploitants nucléaires au voisinage des sites), soit par le calcul tenant compte de la composition du panache radioactif émis lors de l'accident et des conditions de dispersion atmosphérique. Ces calculs peuvent être améliorés *a posteriori* par l'exploitation rétrospective de données et mesures acquises dans l'environnement, mais la détermination de l'exposition externe individuelle reçue par la population restera toujours indirecte et dépendante d'hypothèses sur leurs occupations au moment de l'exposition (voir le rapport du GT

« Hypothèses »). En revanche, en situation post-accidentelle, la surveillance des doses reçues par les personnes qui demeurent sur les territoires significativement contaminés peut être organisée à l'aide de dosimètres individuels actifs ou passifs ou par l'enregistrement en continu de l'exposition ambiante.

### 5.1.2. ANTHROPORADIAMÉTRIE

L'anthroporadiamétrie (ou anthropogammamétrie) est une technique de mesure du rayonnement gamma émis par le corps humain et permettant, à partir d'un étalonnage approprié, de quantifier l'activité des radionucléides émetteurs gamma présents dans le corps entier (charge corporelle) ou dans certains organes d'intérêt (thyroïde, poumons). L'évaluation de la dose engagée due aux radionucléides incorporés repose sur des hypothèses (ou des données enregistrées lorsqu'elles existent) concernant les conditions initiales de contamination interne (délai entre l'exposition initiale et le moment de la mesure, exposition aiguë ou chronique, etc.) et tient compte de paramètres sur la biocinétique des radionucléides (période d'élimination biologique, période de décroissance radioactive, etc.). Afin de ne pas fausser l'interprétation dosimétrique des résultats d'anthroporadiamétrie, il convient de s'assurer de l'absence de contamination externe (sur les vêtements ou cutanée) préalablement au contrôle des personnes. Une contamination interne par des radionucléides émetteurs alpha ou bêta pur ne peut être détectée ni quantifiée à l'aide de cette technique.

### 5.1.3. ANALYSES RADIOTOXICOLOGIQUES

Les analyses radiotoxicologiques consistent à rechercher et quantifier les radionucléides « excrétés » par le corps humain via l'urine ou les selles. Elles donnent ainsi une information indirecte sur la présence de radionucléides incorporés par inhalation ou ingestion, dès lors que ceux-ci sont mobilisables par le métabolisme. Ces analyses impliquent des techniques de laboratoire plus ou moins lourdes selon la nature des radionucléides et le niveau d'activité. Pour les cas les plus difficiles (émetteurs alpha ou bêta), les résultats ne peuvent être disponibles que plusieurs jours après la prise en charge de l'échantillon, en raison des délais nécessaires aux traitements préalables de l'échantillon (radiochimie) et au comptage. Cette technique est donc délicate à mettre en œuvre dans le contexte d'une gestion d'urgence d'un grand nombre de personnes ; toutefois, elle présente l'avantage de permettre la quantification des radionucléides émetteurs alpha et bêta, non décelables par l'anthroporadiamétrie. Comme pour cette dernière technique, l'interprétation des résultats d'analyse radiotoxicologique en termes de dose engagée est fondée sur des données ou des hypothèses sur les conditions d'exposition et le recours à des modèles biocinétiques. De plus, les prélèvements d'urines et de selles doivent être faits selon des protocoles standardisés (urine cumulée sur 24 heures) afin de permettre une telle interprétation.

### 5.1.4. DOSIMÉTRIE BIOLOGIQUE ET BIOPHYSIQUE

Diverses techniques spécialisées sont disponibles pour évaluer *a posteriori* les doses externes individuelles reçues lors de l'accident, en quantifiant des indicateurs biologiques ou biophysiques liés à la personne exposée. Une des techniques les plus éprouvées dans ce domaine est la dosimétrie biologique basée sur le dénombrement des anomalies chromosomiques instables réalisé sur un prélèvement de sang de la personne irradiée, permettant de quantifier l'exposition globale (équivalent corps entier). Les techniques biophysiques reposent sur la mesure d'un paramètre physique

représentatif du niveau de dose reçu, effectuée sur certains tissus pertinents (exemple : l'émail dentaire à l'aide de la technique de la résonance para-électronique (RPE)) ou sur des objets portés par les personnes exposées). À part la dosimétrie biologique qui est pleinement opérationnelle et normalisée, les autres techniques sont le plus souvent des techniques de pointe de laboratoire, donnant lieu encore à divers développements pour en améliorer les performances. De plus, ces techniques ne permettent en général de quantifier les doses qu'à partir de 100 mGy environ ; c'est pourquoi, dans le contexte des scénarios accidentels étudiés par le CODIRPA, elles n'ont pas été présentées ni détaillées dans le cadre des travaux du GT3.

## 5.2. ÉVALUATION RÉTROSPECTIVE DES DOSES REÇUES PAR LES PERSONNES EXPOSÉES

### 5.2.1. IDENTIFICATION DES POPULATIONS CONCERNÉES

La connaissance des doses reçues par les personnes est essentielle comme base objective du suivi sanitaire post-accidentel. Les populations considérées sont multiples et peuvent être schématiquement réparties en deux ensembles :

- les personnes exposées au moment de l'accident : on trouve dans cet ensemble, bien sûr les personnes concernées par les actions de protection décidées par le préfet dans le cadre du PPI, mais aussi les populations des territoires adjacents n'ayant pas bénéficié d'une telle protection, les intervenants autour du site nucléaire pendant la phase d'urgence (réalisation de mesures, actions de secours et de maintien de l'ordre, etc.), les personnes sur le site accidenté, etc.. Pour ce premier ensemble, les doses reçues proviennent majoritairement du panache radioactif entraînant une irradiation externe et une contamination interne par inhalation. Sauf cas particulier (intervenants équipés de dosimètres), aucune mesure individuelle de l'exposition n'est possible à ce stade de l'accident ;
- les personnes exposées après l'accident, soit parce qu'elles résident sur des territoires ayant une contamination résiduelle significative, soit parce qu'elles consomment des produits issus de ces territoires, soit parce qu'elles y interviennent dans le cadre de programmes de réhabilitation. Pour ce second ensemble, les doses reçues proviennent majoritairement soit de l'irradiation externe due au dépôt, soit de la contamination interne due à l'alimentation (et éventuellement à l'ingestion involontaire de contamination ou, dans une moindre mesure, à l'inhalation de poussières radioactives), ces deux voies d'atteinte pouvant être combinées.

Le GT3 a surtout étudié la question de l'évaluation des doses pour le premier ensemble de personnes (voir paragraphes suivants) et a également abordé le cas des populations en situation d'exposition chronique post-accidentelle, en s'appuyant sur les résultats des programmes d'étude dans les territoires contaminés après l'accident de Tchernobyl (ETHOS, CORE).

Le GT3 considère que si des populations sont soumises à une exposition chronique après l'accident, sur une durée potentiellement longue, il est probable qu'un questionnement scientifique se développera au sujet des effets sanitaires, comme cela s'est produit après l'accident de Tchernobyl, même à faible niveau d'exposition. On peut supposer qu'un tel questionnement rejallirait en cas d'accident nouveau, *a fortiori* s'il survenait en France. Dans ce contexte, des programmes d'études biologiques et

médicales seraient engagés par différents organismes de recherche, au plan national et international ; il conviendrait alors d'anticiper les résultats obtenus à terme par ces programmes en recueillant et en exploitant un maximum de données directes ou indirectes, aussi détaillées que possible, sur les caractéristiques de l'exposition des personnes concernées (suivi de cohorte). À ce sujet, la question des critères d'intégration des personnes à cette cohorte et des modalités de réalisation d'une telle étude de suivi est à approfondir par les scientifiques compétents (voir les travaux du GT4 du CODIRPA « Suivi sanitaire des populations »).

## **5.2.2. TECHNIQUES DE MESURE DE LA CONTAMINATION INTERNE DES PERSONNES**

Les personnes exposées à des sources de contamination interne (par inhalation ou ingestion) au cours de la phase d'urgence ou par la suite, présentent une charge corporelle en radionucléides qui peut être quantifiée directement par des mesures anthroporadiométriques (pour les radionucléides émetteurs gamma ou X) ou indirectement à partir de mesures radiotoxicologiques dans les urines (technique appropriée pour les radionucléides émetteurs bêta ou alpha purs).

### **5.2.2.1. Ordre de grandeur des niveaux de charge corporelle au début de la phase de transition suite à un accident de réacteur nucléaire**

Au cours de la phase d'urgence, les personnes situées à proximité de l'installation accidentée sont susceptibles d'inhaler des aérosols radioactifs qui se fixent plus ou moins durablement dans les différents organes et provoquent ainsi une charge corporelle mesurable après l'exposition par l'une ou l'autre des techniques évoquées ci-dessus. Dans les zones concernées par des actions de protection d'urgence (mise à l'abri, ingestion de comprimés d'iode stable), la charge corporelle à l'issue de la phase d'urgence devrait être plus faible mais pas nulle, car ces actions n'assurent pas une protection totale. De plus, il n'est pas certain que toutes les personnes concernées suivent rigoureusement les recommandations de protection. Dans ces conditions, il est intéressant de connaître *a priori* l'ordre de grandeur de la charge corporelle à l'issue de la phase d'urgence, selon le lieu où la personne se trouvait pendant cette phase, en fonction de l'application totale, partielle ou nulle des actions de protection d'urgence. Le tableau de la figure 26 illustre le résultat attendu dans le cas de l'accident RTGV étudié par le CODIRPA.

Charge thyroïde en <sup>131</sup>I  
 Charge corps entier en <sup>134</sup>Cs  
 Charge corps entier en <sup>137</sup>Cs

## Charge corporelle d'un adulte à la fin des rejets exprimée en becquerels

Mise à l'abri sur 2 km	Ingestion KI sur 2 km	1 km	2 km	5 km	10 km (limite PPI)	20 km
Oui 100% du temps	Oui	1 450	430	1 380	290	50
		12 960	3 820	1 240	260	40
		10 730	3 160	1 020	210	30
	Non	14 520	4 280	1 380	290	50
		12 960	3 820	1 240	260	40
		10 730	3 160	1 020	210	30
Partielle 50% du temps	Oui	2 180	640	1 380	290	50
		19 440	5 730	1 240	260	40
		16 090	4 740	1 020	210	30
	Non	21 780	6 420	1 380	290	50
		19 440	5 730	1 240	260	40
		16 090	4 740	1 020	210	30
Non	Non	29 040	8 560	1 380	290	50
		25 920	7 640	1 240	260	40
		21 460	6 320	1 020	210	30

Figure 26- Estimation de la charge corporelle d'un adulte à la fin du scénario d'accident RTGV, en fonction de la distance et de l'application totale, partielle ou nulle des actions de protection d'urgence.

On constate que l'application de l'ensemble des actions de protection (mise à l'abri et ingestion de comprimés d'iode stable) dans la zone la plus proche (moins de 2 km) conduit à une charge corporelle du même ordre de grandeur (de 3 000 à 11 000 Bq pour le césium 137) que celle des personnes situées dans le panache entre 2 km et 5 km et non protégées (de 1 000 à 6 300 Bq pour le césium 137). Cette charge est même sensiblement plus faible dans le cas de l'iode 131 (de 400 à 1 500 Bq dans la zone des 2 km contre 1 300 à 8 000 Bq entre 2 et 5 km). En revanche, l'application partielle des actions de protection augmente sensiblement la charge corporelle dans la zone des 2 km.

On dispose ainsi des ordres de grandeur (de quelques centaines à quelques dizaines de milliers de becquerels) des charges corporelles à mesurer pour les personnes qui étaient à moins de 10 km de l'accident lors des rejets.

### Recommandation :

L'exemple présenté ci-avant montre que le contrôle de la charge corporelle des personnes exposées au cours de la phase d'urgence ne doit pas se limiter aux seules personnes présentes sur les territoires où des actions de protection d'urgence ont été appliquées et qu'il convient d'étendre ce contrôle aux populations limitrophes non protégées.

### **5.2.2.2. Mesure de la charge corporelle par anthroporadiamétrie**

Dans les cas des scénarios accidentels étudiés par le CODIRPA, mettant en œuvre des radionucléides émetteurs gamma ou de photons X, l'anthroporadiamétrie constitue la technique la plus indiquée pour contrôler la charge corporelle des populations exposées.

Sur un plan pratique, cette technique de caractérisation de l'exposition interne est relativement simple et rapide à mettre en œuvre, surtout dans une optique de contrôle de tri. Deux grandes options techniques existent :

- soit des dispositifs de contrôles fixes, dans des laboratoires répartis dans des services spécialisés en différents lieux du territoire (médecine du travail liée aux activités nucléaires, IRSN, SPRA, médecine nucléaire, etc.) ; dans ce cas, les personnes à contrôler doivent se déplacer vers ces laboratoires. À titre d'illustration, les moyens fixes d'anthroporadiamétrie de l'IRSN (Fontenay-aux-Roses, Le Vésinet) permettent des caractérisations fines : limite de détection en  $^{137}\text{Cs}$  de l'ordre de 50 Bq à un rythme de 80 personnes contrôlées par jour, limite de détection en  $^{131}\text{I}$  inférieure à 10 Bq à un rythme de 90 personnes par jour. Seuls les moyens fixes permettent la caractérisation de la charge corporelle en actinides (émission de photons X).
- soit des dispositifs de contrôles embarqués dans des véhicules laboratoires (IRSN, SPRA) ; dans ce cas, ces moyens mobiles peuvent être positionnés rapidement à proximité des populations les plus affectées par les rejets radioactifs accidentels, afin d'organiser un contrôle d'urgence et en nombre de ces populations. Le recours à ces moyens est donc plus particulièrement indiqué pour vérifier, immédiatement après la phase d'urgence, les niveaux de contamination des personnes exposées aux rejets lors de l'accident.

L'obtention des résultats à partir de cette technique est relativement rapide, surtout si le nombre de radionucléides recherchés est réduit et la limite de détection retenue n'est pas excessivement basse. À titre d'illustration, le contrôle d'une personne sur un fauteuil Gemini équipant les laboratoires mobiles de l'IRSN avec un temps de comptage de 10 minutes permet de quantifier la charge corporelle en césium 137 avec une limite de détection de 1 000 Bq. Dans l'exemple de scénario accidentel présenté ci-dessus, cette technique, appliquée immédiatement après l'accident, permettrait de mettre en évidence une charge corporelle en césium 137 jusqu'à 5 km sous le vent du réacteur accident.

D'autres moyens mobiles plus spécialisés, permettant des mesures avec des limites de détections plus basses, existent à l'IRSN et au SPRA et pourraient apporter une capacité additionnelle d'appoint pour le contrôle de proximité. Ces moyens supplémentaires sont qualitativement importants (limite de détection plus basse) mais, sur le plan quantitatif, n'apportent pas une capacité de mesure significativement plus élevée.

### **5.2.2.3. Cas d'une contamination par des radionucléides émetteurs alpha**

La mesure de la contamination interne est possible par anthroporadiamétrie si le rejet présente de l'américium 241 en quantité suffisante pour pouvoir être détecté (cas du plutonium vieilli). Dans les autres cas, seules les analyses de prélèvements urinaires et fécaux permettent la détection de la présence de plutonium. Les techniques fondées sur l'analyse chimique des substances incorporées ne

sont pas adaptées à la mesure de contamination par un rejet de plutonium car les limites de détection sont trop élevées.

L'anthroporadiamétrie est une technique rapide (environ 30 minutes de comptage avec un détecteur en germanium) qui permettrait de faire un tri parmi les personnes les plus directement exposées, c'est-à-dire celles qui seraient proches de la source de rejet contenant de l'américium 241, afin d'identifier rapidement les individus ayant subi une contamination importante, à l'origine d'une dose conséquente. Il est rappelé que les hypothèses retenues dans ce scénario d'accident pour l'évaluation des mesures de contamination interne reposent sur une personne exposée au nuage à 1 km de la source. À une distance plus importante, la charge corporelle en américium 241 serait plus faible et ne serait plus quantifiable par anthroporadiamétrie car en dessous de la limite de détection.

L'IRSN et le SPRA possèdent des camions équipés d'anthroporadiamètres. Il faudrait pouvoir évaluer quelle pourrait être la capacité d'analyse de ces camions (si plusieurs équipes peuvent se relayer, la capacité d'analyse d'un camion de l'IRSN serait d'environ 40 personnes sur 24 heures). Le temps de comptage étant de 30 minutes, ce délai permet de laisser le temps à la personne suivante d'être complètement décontaminée en surface avant de procéder à l'analyse de sa charge corporelle.

Les analyses des prélèvements d'urine et de selle ont une bonne sensibilité par rapport à l'anthroporadiamétrie mais le délai entre le prélèvement et la fourniture des résultats est long, car il faut compter environ 10 jours (24 heures de collecte, 4 jours de préparation d'échantillon et 5 jours d'analyse). Il faut également noter que la collecte d'urine est plus aisée auprès des personnes que la collecte des selles. Les contraintes de la collecte des urines ne sont pas nombreuses. En effet, en situation de crise, les urines peuvent être collectées par les personnes elles-mêmes dans n'importe quelle bouteille en plastique et être conservées au réfrigérateur. Le seul paramètre contraignant est la durée à respecter de 24 heures de collecte (la collecte est normalisée sur 24 heures pour pouvoir évaluer la dose à partir du taux quotidien d'excrétion). Des collectes d'urines pourraient donc être organisées en indiquant aux personnes concernées quelques consignes à respecter.

En cas de crise, il faudra donc compter 15 jours avant de pouvoir donner les premiers résultats d'analyse de contamination interne par des radionucléides émetteurs alpha. Dans ces conditions, il faut prévoir comment gérer une crise psychosociale, surtout en raison de la perception de la nocivité du plutonium, qui est classé parmi les isotopes les plus radiotoxiques.

## **5.3. PROPOSITION D'UNE STRATÉGIE D'ÉVALUATION DES DOSES REÇUES PAR LA POPULATION EXPOSÉE LORS DE L'ACCIDENT**

### **5.3.1. PRINCIPES GÉNÉRAUX À RETENIR**

À la fin de la phase d'urgence, une fois l'accident maîtrisé, une évaluation rétrospective des doses reçues par la population exposée au panache radioactif devrait être réalisée aussi rapidement que possible, mobilisant notamment les techniques présentées au paragraphe 5.1. Parmi les différentes voies d'exposition à considérer lors de cette évaluation, **c'est la contamination interne qui susciterait le plus d'inquiétude et qui devrait donc être contrôlée en priorité.** Le nombre de personnes concernées par une telle évaluation dosimétrique est susceptible d'être important. Les capacités de

mesure de la contamination interne étant limitées, il serait nécessaire de fixer une stratégie de mesure permettant une utilisation optimale de ces capacités.

Compte tenu du retour d'expérience des situations passées, des caractéristiques des expositions auxquelles les populations ont été soumises lors de l'accident et des techniques qui pourraient être mobilisées à la sortie de la phase d'urgence, le GT3 propose de retenir les principes suivants pour définir une stratégie de mesure :

- **la reconstitution des doses reçues lors d'expositions passées (ou évaluation rétrospective des doses) vise à répondre à deux objectifs différents** : 1) fournir une indication objective et quantifiée pour organiser le suivi sanitaire des populations exposées ; 2) traiter la crise psychosociale résultant des craintes de personnes vis-à-vis d'une éventuelle contamination (« levée de doute »).
- **il existe deux approches complémentaires pour évaluer rétrospectivement les doses reçues par la population** : 1) une approche par scénario, utilisant des modèles de transfert et d'exposition, des hypothèses sur les scénarios d'exposition et des données calculées ou mesurées dans l'environnement des personnes ; 2) une approche par la mesure individuelle d'indicateurs d'exposition, notamment de contamination interne. Si la première approche est nécessaire pour combler les manques de données directes sur les personnes, notamment pour déterminer la dose due à l'irradiation externe, **il apparaît indispensable de privilégier la seconde approche** pour des raisons scientifiques (connaissances individuelles des doses dans le cadre du suivi sanitaire) et des raisons « psychosociales » (les personnes veulent une évaluation personnalisée et se reconnaissent mal dans une estimation indirecte ou collective sur des groupes de références « génériques ») ;
- à l'issue de la phase d'urgence, le contrôle de la contamination interne par anthroporadiométrie ou analyses radiotoxicologiques devrait être assuré **en priorité pour les populations les plus affectées par les rejets mais aussi pour les catégories de personnes les plus sensibles (enfants, femmes enceintes)**, compte tenu des capacités opérationnelles mobilisables ;
- **les mesures de la contamination interne en début de phase post-accidentelle seraient menées dans une optique de contrôle (mesures de tri)**. Dans ce contexte, il convient de privilégier la rapidité du processus de mesure en se limitant à quelques indicateurs de contamination pertinents (iode 131, césium 137) sans chercher l'exhaustivité. Par ailleurs, les campagnes de mesures doivent être menées de façon à permettre le dépistage des radionucléides à vie courte (dans la semaine suivant l'accident pour  $^{132}\text{I}$ ,  $^{133}\text{I}$ ,  $^{134}\text{I}$ ,  $^{135}\text{I}$ ) ;
- **en complément, des mesures d'expertise devraient être réalisées pour une caractérisation plus complète de la contamination interne, sur des personnes contaminées acceptant ce type de mesure**. De telles mesures, qui peuvent se répéter dans le temps, peuvent s'avérer utiles dans le cas de personnes ayant une contamination interne particulièrement élevée, pour améliorer l'évaluation des doses (surveillance de la cinétique de décorporation des radionucléides).



convient cependant de souligner que la réalisation de telles mesures à des échéances tardives (quelques semaines à quelques mois selon les radionucléides et l'importance de la charge corporelle initiale) pourraient se révéler inefficace compte tenu de l'élimination progressive des radionucléides incorporés.

Parallèlement, il conviendrait de gérer spécifiquement les demandes spontanées de personnes qui craignent d'avoir été contaminées alors qu'elles ne font pas partie des catégories prioritaires indiquées précédemment. Dans un tel cas, pour prévenir le développement d'une crise psychosociale, une prise en charge spécifique semble nécessaire. Toutefois, afin de ne pas détourner les moyens de contrôle de proximité, réservés aux usages prioritaires, ces personnes pourraient être dirigées vers des laboratoires fixes de mesure de la contamination interne tels que ceux des services de médecine du travail des sites nucléaires les plus proches (hormis le site où s'est produit l'accident, non-accessible pour les populations) ou éventuellement ceux de l'IRSN en région parisienne. S'agissant de vérifier l'absence de contamination (interne ou externe), une solution possible pour ces personnes serait également de se faire contrôler à l'aide de portiques de détection, tels que ceux existant en sortie de site dans les centrales nucléaires (portiques dits « C3 »). S'il est envisagé d'utiliser de tels équipements, cela suppose alors d'organiser préalablement, avec les exploitants concernés, les modalités d'accès aux sites qui détiennent des portiques ou, de préférence, de mise en place de quelques portiques C3 en des lieux proches de l'accident (ZPP), afin d'éviter de déplacer des personnes vers des installations distantes.

Le GT3 suggère que des plans de communication soient prévus, précisant quelles sont les personnes prioritaires et pour quelles raisons, afin d'éviter un afflux trop important au niveau des CAI et permettre un pré-tri de la population.

Il est également à noter que, dans le cas d'un accident entraînant le rejet de radionucléides émetteurs alpha, le recours à l'anthroporadiamétrie serait pratiquement inopérant (sauf si le rejet contient des émetteurs  $\beta/\gamma$ ). Seules des analyses radiotoxicologiques des urines (des analyses sur des selles, bien que plus sensibles, sont difficilement envisageables) permettraient d'estimer les doses individuelles. Mis à part la technique de mesure, la stratégie de mesure décrite précédemment pour l'anthroporadiamétrie reste applicable ; seuls les aspects logistiques et les délais de restitution des résultats changent.

Enfin, dans le cas d'un accident affectant un réacteur nucléaire, les radionucléides émetteurs bêta purs, tels que le strontium 90, ne seraient pas mesurables par anthroporadiamétrie. Il est dans ce cas recommandé de faire des analyses complémentaires spécifiques pour les personnes présentant une charge corporelle significative en radionucléides émetteurs gamma, mesurée par anthroporadiamétrie.

L'approche présentée ici repose sur l'hypothèse que les premières mesures de charge corporelle se font après une exposition initiale de courte durée (quelques heures). Dans un tel cas de figure, il est possible d'estimer l'activité initiale incorporée à partir d'une mesure de contamination à un instant quelconque, même plusieurs jours après l'exposition, et d'en déduire la dose due à la contamination interne. Or, si les mesures de la contamination interne sont effectuées quelques jours après la fin des rejets, en raison des limites de capacité de mesure, on ne peut pas exclure qu'une partie de la charge corporelle mesurée résulte de l'exposition en phase post-accidentelle, notamment par ingestion involontaire et inhalation des particules remises en suspension à partir de la contamination surfacique. *A priori*, ces voies d'exposition devraient être de faible importance mais elles devraient être

appréciées pour chaque situation individuelle. Les résultats des questionnaires d'enquête seront donc essentiels pour l'interprétation des résultats d'analyse.

### 5.3.3. RESTITUTION DES RÉSULTATS DE MESURE

Lors de l'étape de mesure de tri, il est possible de différencier les personnes considérées comme « non-contaminées » de celles qui présentent une charge corporelle significative (corps entier ou, le cas échéant, thyroïde). Pour ces dernières, en dehors de la valeur de la charge corporelle qui n'est pas directement exploitable, il est difficile de communiquer immédiatement une valeur de dose précise. En effet, une évaluation précise de la dose nécessite plusieurs mesures sur la même personne, avec un intervalle minimal d'un jour, afin de prendre en compte la cinétique de décorporation qui peut être variable selon la forme physico-chimique des radionucléides incorporés, les voies d'exposition (ingestion/inhalation) et le métabolisme de chaque individu. Si ces informations ne sont pas disponibles, l'estimation de la dose est très incertaine et peut varier d'un facteur 10.

Le GT3 a débattu du problème de la communication de la valeur de charge corporelle qui, en l'absence de repère, peut entraîner une inquiétude injustifiée des personnes ayant été contrôlées. Il est donc recommandé d'élaborer une méthode de communication des résultats immédiatement après avoir fait la mesure, de manière à permettre à chacun de situer ces résultats. Plusieurs pistes sont à approfondir :

- comparer le résultat à celui de la charge corporelle de chaque individu (de l'ordre de 5 000 Bq en permanence). L'inconvénient de cette comparaison est le risque d'induire une confusion sur l'importance du risque : une même charge corporelle en plutonium correspond à une dose plus importante qu'avec du césium 137 ;
- fournir une « dose indicative », en prenant le soin d'expliquer qu'il ne s'agit pas d'une dose réelle pour la personne mesurée, mais d'une indication *a priori* enveloppe sur le niveau de dose susceptible de correspondre à la charge corporelle mesurée ; une variante pourrait consister à fournir une fourchette indicative de dose. Seule une série de mesures permettrait alors de préciser l'évaluation de la dose réelle de la personne, normalement plus faible que la dose indicative. Cette solution pourrait être envisagée pour les personnes dont la charge corporelle mesurée n'est pas susceptible d'entraîner une dose engagée dépassant quelques mSv. Au delà, il est préférable de recommander à la personne de faire des examens complémentaires dans la durée pour obtenir une évaluation plus précise de la dose due à la contamination interne.

Il est important d'indiquer, lors de la restitution des résultats, que la dose efficace reçue par la personne au cours de l'accident ne se limite pas à celle due à la contamination interne et qu'il convient d'ajouter celle due à l'irradiation externe due au panache radioactif et, dans une moindre mesure, due au dépôt radioactif en formation (incluant le cas échéant la contamination externe des personnes). Cette dose due à l'irradiation externe ne peut généralement pas être calculée à l'aide de mesures individuelles, sauf si la dose reçue est suffisamment importante (supérieure à 1 Sv) pour être détectée par des mesures de résonance paramagnétique électronique (RPE) effectuées par exemple sur des dents de lait (enfants) ou sur des cartes à puce électronique portées par les personnes irradiées. Cette dose est donc déterminée par une évaluation scénarisée, tenant compte de la reconstitution des caractéristiques du panache radioactif formé lors de l'accident (calcul du débit de dose ambiant dû au

panache) et des informations recueillies sur la position de la personne au moment de l'accident (lieu, situation à l'extérieur ou à l'intérieur d'un bâtiment, mouvement éventuel).

#### **5.3.4. COLLECTE, EXPLOITATION ET MISE À DISPOSITION DES RÉSULTATS DE MESURE SUR LES PERSONNES**

Dans son rapport d'étape de décembre 2007, le GT3 soulignait « *l'intérêt qu'il y aurait à mettre en place un dispositif de recueil et de conservation centralisée des mesures d'exposition réalisées sur les personnes à l'issue de la phase d'urgence, à l'instar de ce que ferait l'IRSN pour les mesures de radioactivité de l'environnement, afin de ne pas voir perdre cette information et de pouvoir notamment l'exploiter dans le cadre du suivi sanitaire des populations. Compte tenu du contexte d'urgence propre aux circonstances d'un accident, il serait souhaitable que la conception et le développement d'un tel dispositif soient réalisés en amont de toute situation de crise.* »

Il convient de noter que le système SISERI, exploité par l'IRSN, ne permet la collecte que de résultats de mesures obtenus dans le cadre de la surveillance réglementaire des travailleurs habilités à travailler sous rayonnements ionisants. Ce système ne permet donc pas de satisfaire au besoin d'enregistrement et de conservation des résultats de mesures faites sur la population en situation post-accidentelle<sup>6</sup>.

C'est pourquoi l'IRSN a pris l'initiative de concevoir un système d'information permettant le recueil des données de contamination interne des personnes du public, acquises lors des mesures effectuées sur ces personnes, quel que soit le laboratoire impliqué. Ce projet, en cours de mise au point, s'inscrit également dans le cadre de la préparation d'un projet de directive interministérielle relative aux mesures sur les personnes en cas d'événement entraînant une situation d'urgence radiologique, pilotée par le SGDSN. Selon ce projet, l'IRSN devrait se voir confier une mission de recueil et de conservation de ce type de données.

Ce projet de base d'information, appelé CRIHOM, permettra de recevoir, de centraliser, de consulter, de vérifier, de mettre à jour, d'extraire, d'exploiter, de gérer et d'archiver les données de mesure ; ces données doivent se trouver sous un format permettant une évaluation de la dose reçue par les personnes exposées. Le développement de cet outil se fera en 3 phases :

- inventaire des acteurs concernés, des méthodes et des systèmes de collecte existants ;
- définition des spécifications techniques et fonctionnelles de l'outil informatique à concevoir de manière à préserver le caractère confidentiel de données médicales ;
- construction de l'outil, recette, validation et modification éventuelle en fonction des résultats des premiers tests réalisés.

Parallèlement, dans le cadre de la préparation du projet de directive évoqué ci-dessus, un travail a été engagé en vue d'identifier les acteurs impliqués et leurs capacités, quant à la nature et au nombre de mesures pouvant contribuer à l'évaluation et au suivi de l'exposition des personnes. Ce travail est conduit sur la base d'un questionnaire visant à recueillir l'ensemble des informations sur les capacités de mesures anthroporadiométriques et d'analyses radiotoxicologiques en France (ainsi que dans les pays membres du G7 Santé).

---

<sup>6</sup> Toutefois, les données dosimétriques des intervenants professionnels déjà habilités à travailler sous rayonnements ionisants continueraient d'être enregistrées dans SISERI.

L'outil CRIHOM ne devrait concerner que les données individuelles relatives à la contamination interne des personnes du public et à la dose associée. En revanche, les résultats de la surveillance individuelle de l'exposition des travailleurs intervenant sous rayonnements ionisants devraient continuer d'être gérés par le système SISERI actuellement en place pour recueillir et conserver l'historique dosimétrique des travailleurs du domaine nucléaire (au sens large du terme). Toutefois, le GT3 a relevé un flou juridique sur le statut des différents types d'intervenants, notamment ceux qui ne sont pas préalablement reconnus aptes à travailler sous rayonnements ionisants. Outre la question de l'organisation et de la gestion de leur surveillance dosimétrique individuelle, le statut de ces personnes et le cadre de conservation de leurs données dosimétriques (dans SISERI ou dans CRIHOM) restent à préciser. Ce sujet devrait être étudié par le GT « Intervenants » mis en place en 2009 par le CODIRPA.

Les informations qui seraient intégrées et conservées dans CRIHOM en situation post-accidentelle intéressent divers acteurs identifiés :

- l'IRSN, sollicité pour réaliser des évaluations dosimétriques ;
- les médecins généralistes chargés de suivi médical des personnes exposées ;
- l'InVS chargé du suivi épidémiologique des populations exposées ;
- les autorités (données rendues anonymes) impliquées dans la gestion de l'accident dans toutes ses composantes (politique, logistique, communication, etc.).

Les données nominatives devraient être couvertes par la confidentialité et être réservées aux utilisations à caractère médical et épidémiologique. Les résultats de mesures individuelles faites sur des personnes de la population ont vocation à être communiqués à ces personnes ainsi qu'à leur médecin traitant. Outre une restitution orale à chaud pour les personnes faisant l'objet d'une mesure de tri par anthroporadiométrie, appliquant les principes de communication proposés au paragraphe 5.3.3, il convient d'approfondir la manière de rendre compte, de façon formalisée et différée, des résultats de mesure et de leur interprétation dosimétrique, y compris dans le cas où aucune contamination interne n'a été mise en évidence. Exploitées sous forme non nominative, les résultats de mesure sur des personnes pourraient également servir à conforter les évaluations de conséquences dosimétriques faites à l'aide de modèles et de données environnementales.

## **6. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES**

Ce rapport rend compte des points essentiels présentés et discutés au cours des 4 dernières années au sein du GT3. Il contient à la fois des éléments d'explication et d'information sur l'état de l'art et des moyens relatifs à l'évaluation des conséquences radiologiques et dosimétriques en situation post-accidentelle, sans prétention d'exhaustivité, et des recommandations, propositions de méthode et pistes de travail à approfondir.

Si les diverses consultations menées sur le projet de rapport lui confèrent une certaine robustesse, le présent rapport ne doit pas être considéré comme une présentation figée de connaissances et d'éléments de doctrine. C'est pourquoi, bien que finalisé au niveau du GT3, ce rapport doit être considéré comme un document de travail à disposition du CODIRPA et, au-delà, de l'ensemble des acteurs impliqués dans ce domaine. Des éléments de ce rapport, repris et complétés, devraient ainsi pouvoir servir aux travaux en cours, sous l'égide de la commission 1 (dite « commission transition ») du CODIRPA, pour l'élaboration du guide national de préparation à la sortie de la phase d'urgence et celle des lignes directrices pour la gestion de la phase de transition post-accidentelle.

Il est également envisagé d'élaborer un document de synthèse à partir de ce rapport, centré sur quelques questions clés relatives à l'évaluation des conséquences radiologiques et dosimétriques, sur lesquelles des éléments d'ordre méthodologique et des recommandations d'actions à engager au stade de la préparation seraient fournies.

D'ores et déjà, le présent rapport a largement développé les aspects techniques et d'organisation concernant les acteurs de la mesure. Un projet de guide de bonnes pratiques des laboratoires de mesure en situation post-accidentelle a été élaboré par l'IRSN parallèlement aux travaux du GT3. Ce guide, diffusé dans un premier temps à titre probatoire, devrait permettre de sensibiliser les acteurs concernés et les aider à se préparer à de telles situations.

À plusieurs reprises, le rapport du GT3 évoque l'intérêt de réaliser des exercices pour tester, de façon pratique et dans des conditions réalistes, certains aspects techniques et organisationnels relatifs à la réalisation de prélèvements et de mesures dans l'environnement, ou de mesures de la contamination interne de personnes en situation post-accidentelle. Le retour d'expérience de tels exercices serait en effet d'une grande utilité pour valider ou amender certaines des indications figurant dans ce rapport et de mieux appréhender certains aspects quantitatifs et temporels. De tels exercices permettraient ainsi de progresser dans la mise en place opérationnelle des moyens et des acteurs, tout en assurant formation et entraînement.

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Synthèse comparative des techniques de caractérisation des dépôts par la mesure .....	40
Tableau 2 : Comparaison des contraintes pesant sur les prélèvements d'échantillons et les mesures selon leur finalité .....	55
Tableau 3 : Exemple de limites de détection rencontrées en routine pour les principaux paramètres radiologiques .....	75
Tableau 4 : Délais usuels de traitement et de mesure pour différents types d'analyses radiologiques .....	76
Tableau 5 : Inventaire et localisation des moyens de la cellule mobile de l'IRSN .....	95
Tableau 6 : Limites de détection pour les analyses de routine (arrêté du 17/09/2003) effectuées par les laboratoires agréés par la DGS .....	98
Tableau 7 : Capacité analytique des laboratoires du réseau national de mesures .....	99
Tableau 8 : Niveaux d'activité des échantillons en fonction de la matrice et de la gamme d'analyse .....	103

## LISTE DES FIGURES

Figure 1- Schéma illustrant, de façon qualitative, les principaux phénomènes impliqués dans la formation d'un dépôt sur un sol et son couvert végétal. ....	10
Figure 2 - Évolution de la contamination de différentes denrées agricoles de l'est de la France après l'accident de Tchernobyl. ....	14
Figure 3 - Principales voies d'exposition au cours de la phase d'urgence d'un accident nucléaire.....	17
Figure 4 - Principales voies d'exposition au cours de la phase post-accidentelle d'un accident nucléaire.....	18
Figure 5 - Représentation schématique du zonage post-accidentel proposé par le CODIRPA. ....	19
Figure 6 - Exemple de cartographie du débit de dose restituée à partir d'une campagne HELINUC menée lors de l'exercice de Belleville (2005 - valeurs numériques corrigées à partir d'une simulation scénarisée). ....	31
Figure 7 - Dispositifs de spectrométrie gamma in situ déployés sur le terrain. ....	34
Figure 8 - Illustration de la variabilité de la contamination du lait de vache mesurée dans deux départements de Franche-Comté au cours des 15 premiers jours de mai 1986.....	45
Figure 9 - Influence du bruit de fond ambiant sur l'aptitude d'un portique à détecter ou non une source radioactive de même intensité dans un chargement contrôlé. ....	50
Figure 10 - Illustration des stratégies de surveillance de la radioactivité dans la zone d'éloignement (ZE ; étoile rouge = installation accidentée ; axe rouge = sens du vent au moment des rejets).....	60
Figure 11 - Illustration des stratégies de surveillance dans la zone de protection des populations (ZPP, hors zone d'éloignement ; étoile rouge = installation accidentée ; axe rouge = sens du vent au moment des rejets). ....	62
Figure 12 - Illustration des stratégies de surveillance dans la zone de surveillance renforcée du territoire (ZST ; étoile rouge = installation accidentée ; axe rouge = sens du vent au moment des rejets).....	65
Figure 13 - Illustration des distances et des durées de dépassement des niveaux maximaux admissibles (NMA) pour différentes catégories de denrées agricoles, dans le cas du scénario d'accident de fusion du cœur maîtrisée en cuve (RN>10j désigne l'ensemble des radionucléides dont la période est supérieure à 10 jours, exceptés le strontium 90, les plutoniums et les transplutoniens).....	66
Figure 14 - Évolution théorique de la limite de détection en fonction du temps de comptage .....	74
Figure 15 - Schéma de la démarche analytique de principe proposée pour la réalisation de mesures de contrôles de la radioactivité de denrées et de produits en situation post-accidentelle.....	80
Figure 16 - Établissement d'une corrélation entre l'activité des radionucléides d'un échantillon prélevé dans l'environnement et celle d'un radionucléide de référence. ....	84
Figure 17 - Exemple d'abaque de corrélation de 3 radionucléides (césium 134, iode 131 et strontium 90) par rapport au césium 137 pris comme radionucléide de référence.....	85
Figure 18 - Recensement des CMIR (situation au 1 <sup>er</sup> juin 2010).....	89

Figure 19 - Localisation des équipes ZIPE du CEA. ....	90
Figure 20 - Véhicule léger d'intervention (à gauche) et laboratoire mobile (à droite) de mesure de la radioactivité d'échantillons environnementaux (IRSN). ....	93
Figure 21 - Équipement typique des véhicules légers d'intervention de l'IRSN. ....	93
Figure 22 - Équipement typique des véhicules légers d'intervention de l'IRSN. ....	94
Figure 23- Répartition au 1 <sup>er</sup> août 2010 des laboratoires agréés par l'ASN pour les mesures dans l'environnement en fonction du type de matrice. ....	100
Figure 24 - Simulation par modélisation Monte Carlo d'un spectre d'analyse par spectrométrie gamma (comptage pendant 10 minutes) d'un échantillon de sol prélevé à 2 km sous le vent d'un réacteur à eau pressurisée, 2 heures après le début des rejets d'un accident de fusion du cœur maîtrisée en cuve. ....	105
Figure 25- Illustrations des restitutions cartographiques et graphiques de l'outil CRITER testé lors de l'exercice de crise de Penly du 9 septembre 2010. ....	113
Figure 26- Estimation de la charge corporelle d'un adulte à la fin du scénario d'accident RTGV, en fonction de la distance et de l'application totale, partielle ou nulle des actions de protection d'urgence. ....	122



**ICP/MS** : Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy  
**IN2P3** : Institut National de Physique Nucléaire et de Physique des Particules  
**INB** : Installation Nucléaire de Base  
**InVS** : Institut de Veille Sanitaire  
**IRSN** : Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire  
**LD** : Limite de Détection  
**LDA** : Laboratoire Départemental d'Analyse  
**LNHB** : Laboratoire National Henri Becquerel  
**MARN** : Mission d'Appui à la gestion du Risque Nucléaire  
**NMA** : Niveaux Maximaux Admissibles  
**PCD** : Poste de Commandement Direction  
**PCO** : Poste de Commandement Opérationnel  
**PDM** : Plan Directeur des Mesures  
**PPI** : Plan Particulier d'Intervention  
**PUI** : Plan d'Urgence Interne  
**RCM** : Responsable Cellule Mesure  
**REP** : Réacteur à Eau Pressurisée  
**RNMRE** : Réseau National de Mesures de la Radioactivité de l'Environnement  
**RPE** : Résonance Paramagnétique Électronique  
**RPG** : Registre Parcellaire Graphique  
**RSE** : Réseau de Surveillance de l'Environnement  
**RTGV** : Rupture de Tubes de Générateur de Vapeur  
**SCL** : Service Commun des Laboratoires  
**SCPRI** : Service Central de Protection contre les Rayonnements Ionisants  
**SDIS** : Service Départemental d'Incendie et de Secours  
**SGDN** : Secrétariat Général de la Défense Nationale  
**SGDSN** : Secrétariat Général de la Défense et de la Sécurité Nationale  
**SISERI** : Système d'Information de la Surveillance de l'Exposition aux Rayonnements Ionisants  
**SPRA** : Service de Protection Radiologique des Armées  
**VIN** : Véhicule d'Intervention Nucléaire  
**WISE** : Véhicule d'Intervention et de Surveillance de l'Environnement  
**VLR** : Véhicule Léger de Radioprotection  
**VTMD** : Véhicule de Transport des Moyens de Décontamination  
**ZE** : Zone d'Éloignement  
**ZIPE** : Zone d'Intervention de Premier Échelon  
**ZPP** : Zone de Protection des Populations  
**ZST** : Zone de Surveillance Renforcée des Territoires

## ANNEXE 1 - Liste des réunions du GT3 de 2006 à 2010

Réunion N°	Date	Principaux sujets traités
1	6 avril 2006 Matin	Installation du GT - Prise de connaissance de la problématique à traiter Construction du cahier des charges du GT
2	26 juin 2006 Matin	Validation du cahier des charges Examen des travaux historiques sur le thème du GT3 (exercice Becquerel) Prise de connaissance sur les phénomènes impliqués dans la formation des dépôts radioactifs et de la contamination des végétaux
3	9 octobre 2006 Journée	Outils, techniques, méthodes pour la caractérisation des dépôts radioactifs Techniques de mesure de la charge corporelle des personnes à l'issue de la phase d'urgence
4	14 décembre 2006 Journée	Évaluation prédictive et caractérisation de la contamination des productions agricoles végétales et animales Positionnement des acteurs dans ce domaine
5	29 mars 2007 Journée	Évaluation des conséquences sur les ressources en eau - Mesures et stratégie de caractérisation (lien avec le GT « Eau ») Caractérisation et contrôle de la radioactivité des matériaux et des déchets - Cas des portiques
6	26 avril 2007 Journée	Suivi des populations à l'issue de la phase d'urgence - Principes à retenir pour la caractérisation des doses Suivi des populations sur le long terme - Surveillance des territoires contaminés
7	31 mai 2007 Journée	Démarche analytique pour le contrôle de la radioactivité des produits en laboratoire Organisation des acteurs pour l'évaluation et le contrôle de la radioactivité dans l'environnement
8	8 juin 2007 Après-midi	Examen et discussion du projet de rapport d'étape du GT3 Organisation de la suite des travaux
9	16 janvier 2008 Matin	Vue d'ensemble des premiers éléments de doctrine pour la gestion post-accidentelle Bilan et perspectives des travaux du GT3
10	18 avril 2008 Matin	Réflexion sur la métrologie de laboratoire pour la caractérisation d'échantillons de l'environnement en phase post-accidentelle Stratégie de surveillance dans l'environnement et rôle des acteurs des prélèvements et de la mesure

<b>11</b>	3 juin 2008 Après-midi	Reconstitution des doses reçues par les personnes exposées en phase d'urgence et en début de phase de transition Radioprotection et mesures des conséquences radiologiques sur un territoire contaminé (groupe de réflexion SAGE) Guide de bonne pratique des laboratoires de mesure de radioactivité en situation post-accidentelle
<b>12</b>	15 octobre 2008 Matin	Présentation du scénario Plutonium Métrologie de laboratoire pour la caractérisation des émetteurs alpha en phase post-accidentelle Résultats des exercices d'inter-comparaison d'analyse de spectre de l'année 2008
<b>13</b>	4 décembre 2008 Après-midi	Mesure de la contamination interne de personnes exposées à des émetteurs alpha Stratégie de surveillance dans l'environnement
<b>14</b>	13 mars 2009 Matin	Gestion des échantillons et des résultats de mesure en phase post-accidentelle
<b>15</b>	18 septembre 2009 Matin	Guide de bonne pratique des laboratoires de mesure de radioactivité en situation post-accidentelle
<b>16</b>	7 avril 2010 Après-midi	Guide de bonne pratique des laboratoires de mesure de radioactivité en situation post-accidentelle Examen et discussion du projet de rapport final du GT3
<b>17</b>	17 mai 2010 Après-midi	Démarche de collecte, d'exploitation et de restitution des mesures faites sur les personnes Examen et discussion du projet de rapport final du GT3
<b>18</b>	18 juin 2010 Matin	Examen et discussion du projet de rapport final du GT3
<b>19</b>	29 septembre 2010 Après-midi	Examen et discussion du projet de rapport final du GT3

## ANNEXE 2 - Liste des personnes conviées aux réunions, des participants et des contributeurs du GT3

Liste des personnes invitées aux réunions du GT3 de 2006 à 2010		x = Participation aux réunions du GT3 de 2006 à 2010 (p) = Présentation d'un exposé support																		
		Réunion 1	Réunion 2	Réunion 3	Réunion 4	Réunion 5	Réunion 6	Réunion 7	Réunion 8	Réunion 9	Réunion 10	Réunion 11	Réunion 12	Réunion 13	Réunion 14	Réunion 15	Réunion 16	Réunion 17	Réunion 18	Réunion 19
ACRO	Jean-Claude AUTRET																			
AFSSA	Françoise JANIN	x	x	x	x (p)			x	x											
AFSSA	Barbara GOUGET																			
AFSSET	Gilles DIXSAUT																			
Agence de l'eau Seine Normandie	Jacques BORIES																			
Agence de l'eau Seine Normandie	Zénon WILCZYNSKI	x																		
ANCCLI	Yvette THELLIER	x	x	x	x (p)	x	x		x	x			x		x					
AREVA	Patrick DEVIN	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x			
AREVA	Olivier LEJEUNE																x		x	x
AREVA	Jean-François SIDANER			x																
ASN	Florence GALLAY																x	x		x
ASN	Marie-Noëlle LEVELUT	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x (p)	x	x
ASN	Dominique MAISON	x	x																	
ASN	Florent MATOUK				x															
ASN	Isabelle MEHL-AUGET	x	x		x					x			x (p)						x	x
ASN	Aurélie MERLE-SZEREMETA					x (p)														
ASN	Marie-Line PERRIN	x	x	x						x	x	x	x	x	x			x		
CEA	Marc AMMERICH					x (p)														
CEA	Philippe BEGUINEL										x	x	x	x	x		x	x		x
CEA	Didier DELMONT																			
CEA	Olivier DRESER	x		x					x		x	x			x					
CEA	Xavier PECTORIN															x				
CEPN	Céline BATAILLE											x (p)	x		x	x				
CEPN	Pascal CROUAIL										x									x
CEPN	Jacques LOCHARD						x (p)													
CLI Gravelines	Jean-Pierre ROMBEAUX		x	x	x		x			x										
CLI St Laurent	Michel GRISOT		x	x	x	x	x			x		x	x		x	x	x		x	x
CLI St Laurent	Yves LECORDIER	x																		
DDAF de l'Aube	David DUTHEIL			x	x (p)			x												
DDASS Manche	Joël DUFILS	x																		
DGAL	Charlotte GRASTILLEUR		x	x	x (p)				x						x		x			x
DGAL	David BROUQUE																			x
DGAL	Caroline QUINIO									x	x	x	x	x						
DGCCRF	Jean-Paul DACLIN	x																		
DGCCRF	Patricia DILLMANN																			
DGCCRF	Sandrine GAQUEREL																x			x
DGCCRF	Dominique GIRAULT									x										
DGCCRF/SCL	Brigitte POUYET										x									
DGCCRF/SCL	Jean-Luc TILLIE										x	x	x	x		x	x	x	x	
DSND	Didier DELMONT	x		x																

**N.B. :** cette liste comporte des noms de personnes qui ont changé de fonction aujourd'hui. Leurs noms ont néanmoins été conservés pour des raisons de traçabilité des participations et contributions au cours des 4 années de fonctionnement du GT3.

## LISTE DES PERSONNES CONVIÉES AUX RÉUNIONS, DES PARTICIPANTS ET DES CONTRIBUTEURS DU GT3 (suite)

Liste des personnes invitées aux réunions du GT3 de 2006 à 2010		x = Participation aux réunions du GT3 de 2006 à 2010 (p) = Présentation d'un exposé support																		
		Réunion 1	Réunion 2	Réunion 3	Réunion 4	Réunion 5	Réunion 6	Réunion 7	Réunion 8	Réunion 9	Réunion 10	Réunion 11	Réunion 12	Réunion 13	Réunion 14	Réunion 15	Réunion 16	Réunion 17	Réunion 18	Réunion 19
EDF	Guy COUDERT			x	x	x	x	x	x	x	x									
EDF	Véronique DELAMARE		x																x	x
EDF	Olivier GODINO	x																		
GIE-INTRA	André COCHARD			x (p)																
InVS	Yvon MOTREFF											x	x							
InVS	Philippe PIRARD				x		x (p)			x	x	x	x	x					x	x
IRSN	Didier CHAMPION <i>(pilote)</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
IRSN	Emmanuel QUENTRIC <i>(secrétaire)</i>	x	x (p)	x (p)	x	x	x	x (p)	x	x	x	x								
IRSN	Sonia MASSET <i>(secrétaire)</i>										x	x	x (p)	x	x (p)					
IRSN	Claire GAUVIN <i>(secrétaire)</i>															x	x	x (p)	x	x
IRSN	Jocelyne AIGUEPERSE						x													
IRSN	Geneviève BICHERON					x														
IRSN	James BERNIERE			x (p)																
IRSN	Philippe CALMON				x (p)															
IRSN	Bruno CESSAC									x	x				x		x			x
IRSN	Jean-Michel DELIGNE									x	x (p)	x								
IRSN	Bruno DUFER	x	x	x (p)	x (p)															
IRSN	Patrick GOURMELON						x (p)							x (p)						
IRSN	Rodolfo GURRIARAN			x									x (p)							
IRSN	Olivier ISNARD			x (p)																
IRSN	Jean-René JOURDAIN																		x (p)	
IRSN	Jean-Pierre MAIGNE			x																
IRSN	Jean-Noël MANGIN														x (p)					
IRSN	Anne MATHIEU			x (p)																
IRSN	Catherine MERCAT- ROMMENS				x (p)															
IRSN	Vanessa PARACHE													x						
IRSN	Jean-Louis PICOLO							x (p)		x	x (p)	x (p)	x (p)	x	x	x (p)	x (p)		x	x
IRSN	Jean-Philippe PIERRE			x (p)																
IRSN	Nicolas REALES				x (p)															
IRSN	Philippe RENAUD			x (p)	x (p)					x		x	x	x (p)	x (p)	x				
IRSN	François REBIERE	x																		
MARN	Bertrand DOMENEGHETTI																			x
MARN	Christian GENEAU	x		x		x	x (p)	x	x	x										
Météo France	Véronique MARTIN	x	x																	
Météo France	Paul VALBONETTI			x (p)				x		x	x		x					x		x
Ministère de l'agriculture	François DURAND	x	x																	
Ministère de l'agriculture	Anne-Marie VANELLE																			
SGDN	Jean-François DODEMAN																			
SGDN	Philippe VOLANT	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x								x	
SPRA	M. CAZOLAT																			
SPRA	Patrick GERASIMO		x	x (p)																

**N.B. :** cette liste comporte des noms de personnes qui ont changé de fonction aujourd'hui. Leurs noms ont néanmoins été conservés pour des raisons de traçabilité des participations et contributions au cours des 4 années de fonctionnement du GT3.

## ANNEXE 3 - La formation des dépôts radioactifs

Juste avant un rejet radioactif accidentel, le couvert végétal et le sol sont en principe non contaminés par des radionucléides artificiels. Il convient toutefois de garder à l'esprit qu'en France, comme dans les autres pays européens, une contamination résiduelle de l'environnement (principalement la terre et les sédiments) est encore décelable, du fait de retombées atmosphériques historiques (tirs nucléaires atmosphériques, Tchernobyl) ou d'activités nucléaires locales ; cette contamination est très faible au regard de celle provoquée par l'accident nucléaire, du moins dans l'environnement proche de l'installation accidentée.

Pendant la phase de rejet et jusqu'à dissipation complète du panache radioactif provoqué par l'accident, l'air ambiant au niveau du sol, mais aussi en hauteur, contient des substances radioactives en concentration plus ou moins importante (activité volumique exprimée en  $\text{Bq.m}^{-3}$ ). Cette activité volumique varie en fonction du lieu (effets de la distance au point de rejet et des conditions de dispersion atmosphérique) et, en un lieu donné, en fonction du temps (effet de transport des substances radioactives). Une partie des radionucléides (sous formes d'aérosols ou de gaz solubles dans l'eau) se dépose au sol tant qu'une contamination de l'air subsiste, selon deux processus complémentaires : le dépôt sec et le dépôt humide (uniquement si des précipitations ont lieu).

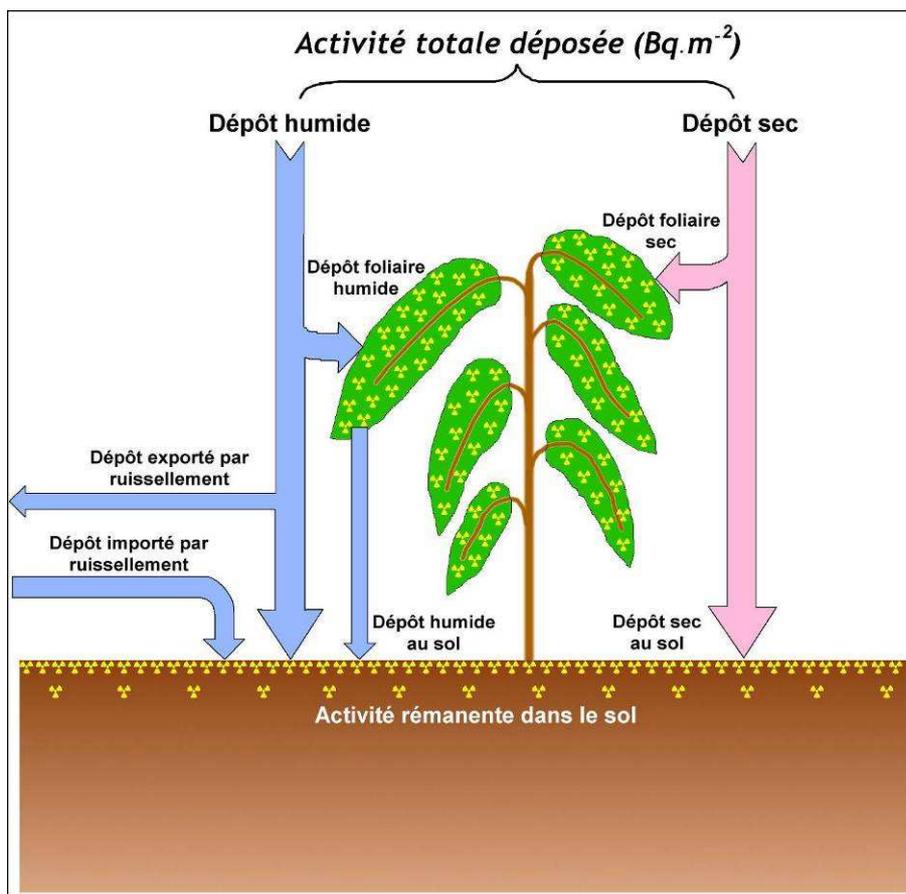
### Définitions :

Les dépôts radioactifs peuvent être décrits par deux paramètres complémentaires :

- **l'activité déposée au cours des rejets**, exprimé en  $\text{Bq.m}^{-2}$ , correspondant au cumul des retombées atmosphériques par unité de surface ; ce paramètre est directement relié aux conditions de dispersions atmosphériques des aérosols émis par l'accident et il est principalement utilisé par les modèles radioécologiques, pour estimer la contamination des différentes composantes de l'environnement ;
- **le dépôt rémanent à un instant donné**, également exprimé en  $\text{Bq.m}^{-2}$ , correspondant à l'activité totale des dépôts persistants à un instant donné, par unité de surface ; cette activité peut être superficielle, fixée ou labile, ou peut avoir migré en profondeur, dans les sols meubles notamment.

Les caractéristiques du dépôt rémanent dépendent de la densité d'activité déposée, du type de dépôt (sec ou humide), de l'état de la surface recevant le dépôt (lisse ou « rugueuse », horizontale ou pentue, exposée au vent ou abritée...) et des radionucléides en cause (décroissance radioactive plus ou moins rapide, tendance plus ou moins forte à migrer). Le dépôt rémanent observé immédiatement après la fin des rejets est sensiblement identique au cumul de l'activité déposé si l'interception des radionucléides déposés a été parfaite, ce qui est généralement le cas pour les dépôts secs ; en revanche, notamment en cas de dépôt humide, on peut observer des écarts importants entre ces deux paramètres, le plus souvent à la baisse (l'activité effectivement retenue au sol est plus faible que celle déposée) mais parfois à la hausse (phénomènes de concentration sous l'effet de la redistribution de

l'eau de pluie). Le schéma ci-dessous illustre les processus de dépôt sec et humide sur un sol et son couvert végétal. Le détail de ces processus est fourni dans les paragraphes suivants.



*Schéma illustrant, de façon qualitative, les principaux phénomènes déterminant la formation d'un dépôt sur un sol et son couvert végétal.*

## 2) Le dépôt sec

Le dépôt sec se forme en tout lieu où l'air ambiant à proximité des surfaces de dépôt contient des aérosols radioactifs, quelle que soit l'orientation (horizontale, verticale ou inversée) de ces surfaces. Il peut donc se former aussi bien à l'extérieur des bâtiments qu'à l'intérieur, dès lors que l'air intérieur est contaminé (cas des rejets prolongés).

L'importance du dépôt sec ( $D_{\text{sec}}$ , en  $\text{Bq.m}^{-2}$ ) dépend de plusieurs facteurs :

- la concentration des aérosols radioactifs dans l'air au niveau du sol ( $C_a$ , exprimée en  $\text{Bq.m}^{-3}$  et mesurée à partir de prélèvements sur filtre) ;
- la durée de la présence de produits radioactifs dans l'air au contact du sol ( $d$ , en s, dépendant des conditions de l'accident et de dispersion atmosphérique) ;
- la vitesse de dépôt au sol ( $V$ , en  $\text{m.s}^{-1}$ ), elle-même liée à l'état de turbulence de l'air, à la taille des aérosols et à l'état de la surface du sol. Plus les particules sont grosses, plus elles sédimentent rapidement, principalement par effet gravitaire ; pour d'autres raisons (phénomènes de diffusion), les particules de très faible diamètre ( $0,01 \mu\text{m}$ ) se déposent assez facilement ; finalement, ce sont les particules de taille micrométrique qui ont les vitesses de dépôt sec les plus faibles, entre  $5.10^{-4}$  et  $5.10^{-3} \text{m.s}^{-1}$ . Par ailleurs, plus grande est la surface

réellement exposée à l'air, plus forte est l'interception des aérosols, et donc plus importante est l'activité déposée. Par exemple, sur un sol couvert par de la végétation, l'interception sera d'autant plus efficace que cette végétation sera haute et couvrante : la canopée d'une forêt intercepte 3 à 5 fois plus les aérosols qu'une prairie. De même, les activités déposées sur une prairie peuvent être jusqu'à deux fois plus élevées en moyenne que celles d'un sol cultivé nu situé à proximité ; les activités déposées dans les forêts de résineux sont souvent supérieures à celle des forêts de feuillus, en raison de la plus forte propension qu'ont les aiguilles à intercepter les polluants.

En résumé, le dépôt sec se déduit de la relation :  $D_{\text{sec}} = V \times C_a \times d$

Le tableau ci-dessous donne une estimation du dépôt sec en fonction de l'importance de l'activité volumique de l'air et de la durée de la contamination de l'air. Ce tableau montre qu'un même ordre de grandeur de dépôt (quelques milliers de Bq.m<sup>-2</sup>) peut être observé avec des conditions de dépôt très variables.

Activité volumique moyenne de l'air (Bq/m <sup>3</sup> )	Durée de la contamination de l'air		
	1 heures	24 heures	5 jours
10	36 à 180 Bq/m <sup>2</sup>	864 à 4 320 Bq/m <sup>2</sup>	4 320 à 21 600 Bq/m <sup>2</sup>
100	360 à 1 800 Bq/m <sup>2</sup>	8 640 à 43 200 Bq/m <sup>2</sup>	43 200 à 216 000 Bq/m <sup>2</sup>
1000	3 600 à 18 000 Bq/m <sup>2</sup>	86 400 à 432 000 Bq/m <sup>2</sup>	432 000 à 2 160 000 Bq/m <sup>2</sup>

## 2) Le dépôt humide

Par temps de pluie (ou de neige), les gouttes d'eau déposent sur les surfaces au sol les particules radioactives ou les gaz solubles (cas de l'iode) qu'elles ont lessivés lors de leur trajet dans l'air : c'est le « dépôt humide ».

Contrairement au dépôt sec qui dépend directement de l'activité volumique de l'air au niveau du sol, le dépôt humide est fonction des caractéristiques de l'air sur tout le parcours des gouttes d'eau, notamment en altitude ; à la limite, un dépôt radioactif humide peut se produire alors même que l'activité des radionucléides dans l'air au niveau du sol est nulle.

L'effet de lessivage des substances radioactives par la pluie peut être exprimé globalement sous forme d'un rapport de lessivage ( $W_r$  en m<sup>3</sup>.l<sup>-1</sup>) représentant le rapport entre l'activité volumique de l'eau de pluie (en Bq.l<sup>-1</sup>) collectée sur une période donnée, et l'activité volumique moyenne des radionucléides dans l'air ambiant prélevé au niveau du sol (en Bq.m<sup>-3</sup>) sur la même période. L'efficacité du lessivage des aérosols par la pluie peut être très variable d'un moment à l'autre ou d'un lieu à l'autre, pouvant entraîner une variation du rapport de lessivage dans une gamme large (entre quelques centaines et quelques milliers de m<sup>3</sup>.l<sup>-1</sup>). À titre d'illustration, en prenant une valeur de 1000 m<sup>3</sup>.l<sup>-1</sup>, l'activité du <sup>137</sup>Cs dans l'eau d'une pluie traversant une atmosphère contenant 0,5 Bq.m<sup>-3</sup> de <sup>137</sup>Cs, est de 500 Bq.l<sup>-1</sup>.

L'autre facteur déterminant dans la formation du dépôt humide est l'intensité des précipitations pluvieuses, c'est-à-dire la quantité d'eau tombée sur un mètre carré de surface au sol (exprimée en l.m<sup>-2</sup> ou plus couramment en mm de hauteur d'eau ( $H_p$ )).

Lors de précipitations significatives (dépassant 5 mm), le dépôt humide est plus intense que le dépôt sec et cette intensité est très variable en fonction de l'efficacité du lessivage (globalement plus faible à proximité du point de rejet qu'à distance éloignée) et la hauteur des précipitations, ce qui explique la forte hétérogénéité des dépôts et la formation de « taches » de contamination, même à grande distance du point de rejet, correspondant à de fortes précipitations locales.

En résumé, le dépôt humide ( $D_{hum}$ ) se déduit de la relation :  $D_{hum} = W_r \times C_a \times H_p = C_p \times H_p$

Avec  $C_a$  : activité volumique de l'air au niveau du sol ( $Bq.m^{-3}$ ) et  $C_p$  : activité volumique de l'eau de pluie ( $Bq.l^{-1}$ ).

### 3) Conséquences et devenir du dépôt radioactif rémanent

Le dépôt radioactif rémanent entraîne plusieurs conséquences :

- **sur les lieux de vie** : le dépôt, s'il comporte des radionucléides émetteurs gamma, est à l'origine d'un débit de dose ambiant (exprimé en  $\mu Sv/h$ ) variable selon l'intensité du dépôt, la nature des radionucléides et la géométrie plus ou moins complexe des lieux. Le dépôt entraîne également la contamination surfacique fixée ou labile des objets et matériaux ; la contamination labile peut être une source de contamination interne des occupants des lieux, par remise en suspension (risque d'inhalation) ou par ingestion involontaire par contact avec les surfaces contaminées ; la contamination fixée peut induire un risque persistant d'exposition des personnes par irradiation externe ;
- **sur les milieux naturels et agricoles** : le dépôt entraîne la contamination directe des végétaux, puis des animaux qui les consomment, donc, plus globalement, de la chaîne alimentaire. Le dépôt provoque également la contamination de la terre, d'abord en surface, puis en profondeur par diffusion, formant un stock plus ou moins durable de substances radioactives mobilisables par les processus biologiques (transfert par les racines) et physiques (érosion, migration vers les nappes phréatiques) ;
- **sur les ressources en eau** : le dépôt direct sur les surfaces aquatiques à l'air libre (rivière, lacs, citernes, piscines) entraîne la contamination volumique de l'eau, ne fut-ce que de façon transitoire. D'autres phénomènes résultant du dépôt peuvent entraîner la contamination indirecte et plus ou moins différée de l'eau : ruissellement de l'eau de pluie contaminée (lors du dépôt humide) vers les plans d'eau et les rivières, érosion du sol contaminé par le dépôt et transport par le réseau hydrographique, migration souterraine des radionucléides du sol vers les nappes phréatiques (voir GT « Eau ») ;
- **sur les biens de consommation** : le dépôt direct sur des biens de consommation (produits manufacturés, matériaux, objets de la vie courante) entraîne leur contamination (fixe ou labile) qui peut les rendre impropres à l'emploi, en raison soit du risque radiologique pour les utilisateurs (optimisation de la radioprotection), soit de l'image marketing des produits (exigence de « propreté » radiologique). Le non-emploi de ces biens conduit à leur donner le statut de déchet, qu'il convient de caractériser et de gérer de façon spécifique (voir travaux du GT6).

Le devenir du dépôt rémanent initial au cours de la première année qui suit l'accident dépend de trois facteurs principaux :

- la décroissance radioactive des radionucléides à vie courte (de quelques heures à quelques jours) ;
- la migration, naturelle ou provoquée par l'homme, de la fraction mobile (ou labile) du dépôt ;
- la redistribution et la dilution par les processus biologiques (croissance végétale, consommation animale, etc.).

D'une façon générale, ces facteurs tendent à provoquer la diminution de l'activité initialement déposée, souvent rapidement au début, puis plus lentement par la suite.

## ANNEXE 4 - La contamination des végétaux et des produits animaux

Le dépôt radioactif formé lors de la dispersion du panache radioactif entraîne directement ou indirectement la contamination des produits végétaux et animaux.

### 1) Contamination des végétaux

Lors de la dispersion des substances radioactives dans l'air, une partie de l'activité surfacique déposée est interceptée par les parties aériennes des végétaux et par les sols (voir figure 1). Il en résulte une contamination immédiate des végétaux par transfert foliaire. Il s'agit d'un phénomène de captation, par les parties aériennes (principalement les feuilles) des plantes, des radionucléides présents dans l'air. Ce phénomène regroupe l'interception, la rétention puis l'adsorption des radionucléides à la surface des feuilles. Le transfert foliaire a lieu pendant toute la durée des rejets radioactifs et se termine après dissipation du panache (sauf en ce qui concerne les éventuelles remises en suspension de radionucléides intervenant ultérieurement). Il s'agit donc du principal terme de contamination initiale des végétaux au début de la phase post-accidentelle

Certains radionucléides fixés à la surface des feuilles sont absorbés sélectivement par le végétal et sont transférés par voie interne à l'ensemble de la plante, en particulier dans certains organes de réserves ou de structure tels que les fruits, le bois et les racines. L'intensité de ce phénomène, appelé translocation, dépend du type d'élément radioactif, de sa forme chimique et de l'état physiologique du végétal au moment du dépôt. L'activité ainsi incorporée par transfert foliaire se répartit plus ou moins uniformément dans la biomasse du végétal.

La part des radionucléides déposés qui se fixe dans les sols migre progressivement en profondeur, principalement sous l'action de percolation de l'eau de pluie ; le dépôt surfacique initial évolue en contamination massique des sols, exprimée en  $\text{Bq.kg}^{-1}$  sec de terre. Ainsi, des radionucléides présents dans le sol se retrouvent en contact du système racinaire des plantes (ou du mycélium des champignons) et peuvent ainsi être absorbés par la plante : il s'agit du transfert racinaire. Ce transfert se fait par absorption par les racines des plantes des radionucléides présents en solution dans l'eau interstitielle du sol. Les radionucléides ainsi absorbés sont ensuite transportés, par voie systémique, dans l'ensemble de la plante, entraînant une contamination massique de celle-ci. Contrairement au transfert foliaire, la contamination des végétaux par transfert racinaire intervient de manière différée, en fonction de la migration des radionucléides dans le sol et de leur solubilité. Il s'agit d'un processus de contamination moins intense que le transfert foliaire mais qui peut agir durablement sur la contamination des produits végétaux poussant sur des terres contaminées par des radionucléides de période suffisamment longue (typiquement le césium 137).

La contamination des végétaux s'exprime en termes d'activité massique (en  $\text{Bq.kg}^{-1}$ ). En l'absence d'indication contraire, cette activité massique se réfère à l'état frais des produits (non déshydraté) et avant toute transformation agroalimentaire.

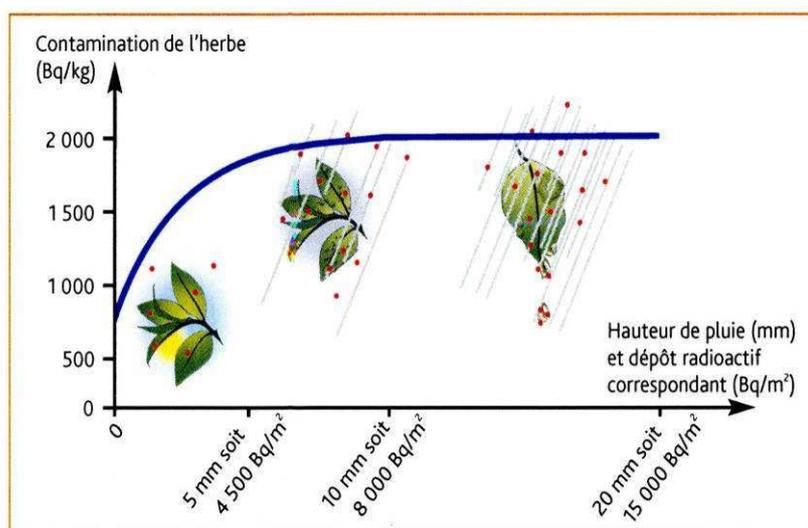
L'importance de la contamination initiale des végétaux au début de la phase post-accidentelle dépend de nombreux facteurs. Parmi ceux-ci, deux méritent une attention particulière : les caractéristiques

des retombées radioactives et l'état de développement des végétaux au moment de la formation des dépôts.

### Les caractéristiques des retombées radioactives :

Selon que le dépôt radioactif se fait sous forme sèche ou humide (par les pluies), le résultat en termes de contamination initiale des végétaux est très différent. Ainsi, pour une activité surfacique déposée donnée :

- le transfert foliaire d'un dépôt sec est très efficace et conduit à une contamination élevée des végétaux qui augmente proportionnellement à l'importance du dépôt ;
- le transfert foliaire d'un dépôt sous forme humide est moindre, du fait du ruissellement sur les feuilles d'une partie de l'eau de pluie contaminée ; plus précisément, la contamination des feuilles augmente d'abord rapidement pour des faibles précipitations puis, à partir de 5 à 10 mm d'eau de pluie tombée pendant le dépôt, cette contamination foliaire atteint un plafond, comme l'illustre la figure ci-dessous dans le cas de l'herbe.



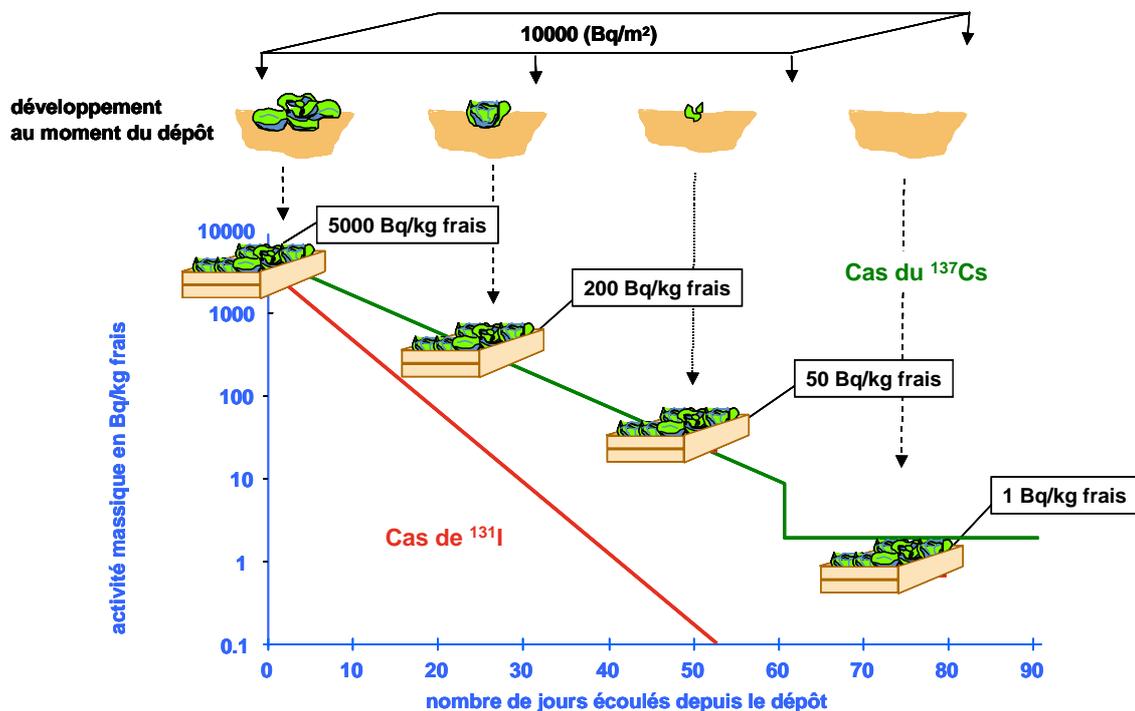
#### *Évolution de l'activité massique de l'herbe en fonction de la hauteur de pluie à l'origine du dépôt humide.*

Pour l'évaluation prédictive des niveaux de contamination des produits végétaux au début de la phase post-accidentelle, il ne suffit donc pas de connaître le dépôt total, mais il faut également déterminer la part sèche et la part humide de ce dépôt. Il convient donc que les méthodes et outils d'expertise de crise permettent de déterminer ces caractéristiques et que les informations météorologiques pertinentes (localisation et intensité des pluies) soient disponibles rapidement.

### L'état de développement des végétaux au moment de la formation du dépôt :

La contamination des végétaux par transfert foliaire est d'autant plus importante que le développement des feuilles, donc la surface d'interception, est élevée au moment de l'accident. Ainsi, dans le cas d'une surface cultivée ou d'une prairie, le dépôt surfacique intercepté par les plantes dépend directement de la densité végétale de la parcelle :

- dans le cas de l'herbe, la contamination initiale de l'herbe par les dépôts est d'autant plus élevée que le rendement de croissance est important ;
- dans le cas d'un légume à feuilles, par exemple une salade, la contamination initiale est maximale si la salade est à maturité, donc prête à être cueillie, au moment de l'accident ; par contre, si la salade n'est qu'à un stade de développement intermédiaire lors de la formation du dépôt, la quantité de radionucléides interceptée par les feuilles est moins importante et la poursuite de la croissance de la plante après l'accident entraîne une dilution de la contamination initiale, par augmentation de la biomasse. Ainsi, l'activité massique de la salade au moment de sa récolte s'en trouve amoindrie. *A fortiori*, des jeunes plants de salade contaminés lors de l'accident donnent des salades à maturité très faiblement contaminées. La figure ci-dessous illustre, à l'aide d'indications chiffrées, l'influence très sensible du stade de développement de la salade sur la contamination du produit au moment de sa récolte. Elle montre également que les salades plantées après la formation du dépôt, donc contaminées uniquement par transfert racinaire, atteignent des niveaux de contamination encore plus faibles.



*Influence du stade de développement des salades au moment du dépôt radioactif accidentel sur l'activité massique des salades au moment de leur récolte. De gauche à droite : stade mature au moment du dépôt ; stade intermédiaire ; stade de jeune plant ; salade semée après le dépôt.*

L'influence du stade de développement végétal et de la dilution par croissance de la biomasse existe quel que soit le radionucléide, même de longue période comme le césium 137 illustré ci-dessus. L'effet

est encore plus important dans le cas des radionucléides à vie courte tels que l'iode 131, également illustré dans cette figure.

Les autres productions végétales telles que les grains (céréales), les fruits, les racines et les tubercules comestibles sont également concernées par ce phénomène mais leur contamination implique plus largement les phénomènes de translocation et, dans un deuxième temps, d'absorption racinaire.

Le cas des grains est particulièrement critique vis-à-vis du stade de développement au moment de la formation du dépôt. En effet, la sensibilité du produit comestible est très élevée dans le cas où l'épisode de contamination se produit entre la date de fécondation des fleurs et la récolte des céréales. C'est ainsi qu'en 1986, à la suite de l'accident de Tchernobyl, les mesures d'activité massique du césium 137 des céréales produites en France ont généralement donné des valeurs en dessous des limites de détection, sauf dans 4 départements du sud de la France (Ardèche, Drôme, Vaucluse et Bouches-du-Rhône) où quelques valeurs significatives ont été mesurées, en rapport avec un stade de développement des plantes plus avancé dans ces départements que dans le reste de la France, au moment de l'accident.

## 2) Contamination des animaux et des denrées d'origine animale

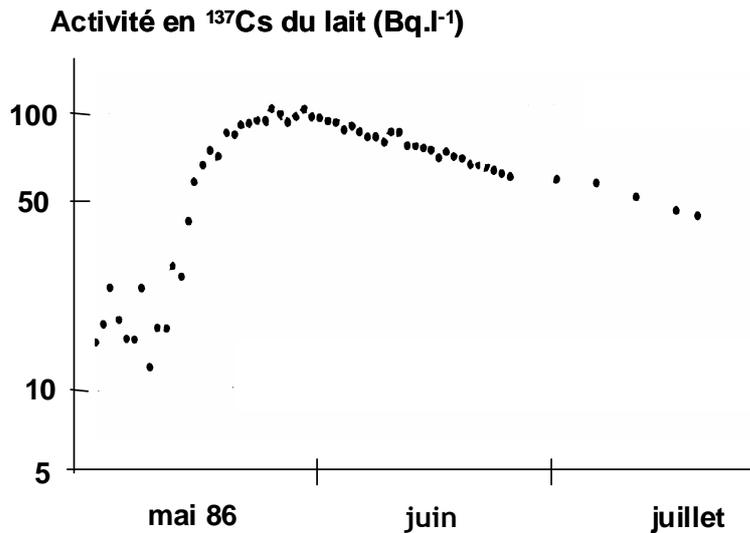
La contamination des animaux se fait essentiellement par l'ingestion de végétaux contaminés. L'incorporation des radionucléides et les processus métaboliques de l'animal aboutit à la contamination des parties comestibles (viandes, abats, lait, œufs...). Le niveau de contamination atteint dans ces produits est le résultat de deux processus inverses : un processus d'accumulation progressive d'une partie des radionucléides contenus dans l'alimentation de l'animal et absorbés lors du transit intestinal ; un processus d'élimination par les voies naturelles (excrétion). L'équilibre entre ces deux processus détermine la valeur de contamination observée et peut évoluer au cours du temps selon leur poids respectif. Ainsi, typiquement, on observe une période d'augmentation progressive de la contamination dans les denrées animales dans les jours qui suivent l'accident, puis un palier plus ou moins long, suivi d'une période de décroissance due à la réduction de l'apport quotidien de radionucléides.

En dehors des processus métaboliques, propres à l'animal et aux radionucléides considérés, l'état de contamination des denrées d'origine animale dépend fortement des caractéristiques de l'alimentation de l'animal, celles-ci étant principalement contrôlées ;

- d'une part par les pratiques d'alimentation mises en place par l'éleveur (fourrage, ensilage, mise en pâture...), elles-mêmes influencées par la saison ;
- d'autre part les processus naturels de réduction de la contamination des végétaux (décroissance radioactive, diminution de l'activité massique initiale par effet de la dilution provoquée par la croissance du végétal), tels que décrits précédemment.

Les deux exemples suivants, observés après l'accident de Tchernobyl, illustrent cette influence.

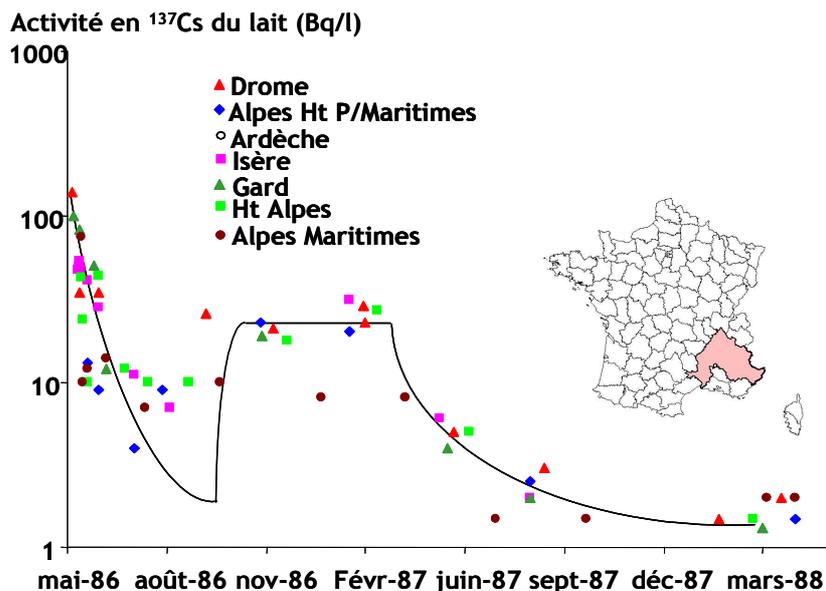
Le premier exemple présenté dans la figure ci-dessous montre l'évolution de la contamination du lait de vache par le césium 137, en Autriche au cours de l'été 1986 [Mück, 1997].



*Évolution de l'activité volumique du césium 137 dans le lait de vache, observée en Autriche après l'accident de Tchernobyl [Mück, 1997]*

On observe que ce n'est qu'à partir de mi-mai 1986 que débute l'augmentation forte de l'activité volumique du césium dans le lait. Ce décalage d'une quinzaine de jours par rapport à la formation des dépôts (début mai 1986) s'explique par le fait qu'en Autriche, où les pâtures sont en altitude, les vaches étaient d'abord nourries principalement par du foin récolté l'année antérieure et n'ont été mises en pâture qu'à partir de la mi-mai, lorsque le rendement de croissance de l'herbe était suffisant pour permettre l'alimentation du bétail. Les activités de césium 137 dans le lait ont atteint leur maximum entre fin mai et début juin, et ont régulièrement décru par la suite du fait de la croissance de l'herbe non contaminée par le transfert foliaire initial.

Le second exemple présenté dans la figure suivante montre également l'évolution de l'activité du césium 137 dans le lait de vache dans plusieurs départements du sud-est de la France, sur une période plus longue.

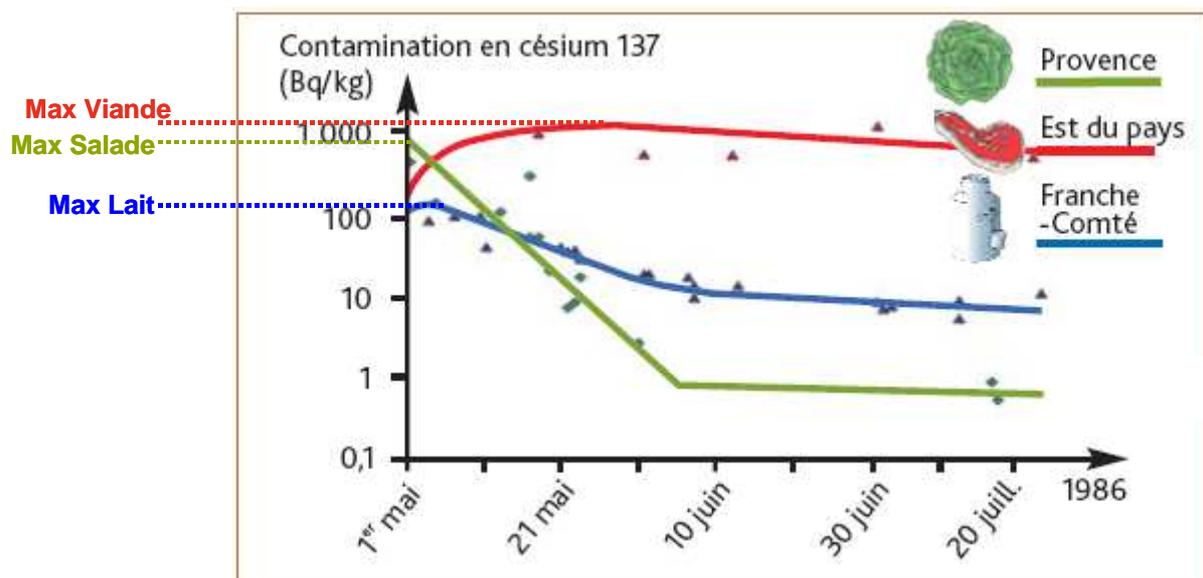


*Évolution de l'activité volumique du césium 137 dans le lait de vache dans le sud-est de la France après l'accident de Tchernobyl [IRSN].*

Contrairement à l'exemple précédent, les niveaux de contamination maximale ont été observés dès le début mai 1986 (les vaches étaient déjà en pâture). On observe ensuite l'influence de la décroissance de la contamination de l'herbe sur celle du lait, jusqu'en septembre 1986. À l'automne 1986, on observe une nouvelle augmentation de l'activité du lait, qui se stabilise sur toute la période hivernale 1986-1987 : il s'agit d'une période où le bétail a été nourri par du foin récolté en juin 1986, donc avec une contamination en césium 137 plus importante que l'herbe fraîche de septembre. Enfin, dès le retour en pâture à partir du printemps 1987, l'activité du lait décroît à nouveau fortement car l'herbe fraîche consommée par le bétail n'est que faiblement contaminée par transfert racinaire.

Dans le cas de l'iode 131, la courte période radioactive (8 jours) est le facteur dominant qui explique la forte baisse de son activité dans le lait dans les semaines qui ont suivi l'accident. Le foin récolté en juin 1986 n'avait pratiquement plus aucune trace d'iode au moment où il a été consommé par le bétail en hiver 1986.

La figure ci-dessous montre le profil type d'évolution de la contamination par le césium 137 des légumes à feuilles, de la viande et du lait dans l'est de la France entre mai et juillet 1986, reconstitué par l'IRSN à l'aide du modèle ASTRAL et calé sur les mesures disponibles sur cette période. On voit en particulier que la contamination de la viande n'atteint son maximum qu'un mois après la formation du dépôt et décroît lentement ensuite, pour des raisons liées au métabolisme de l'animal.



*Évolution de la contamination de différentes denrées agricoles de l'est de la France après l'accident de Tchernobyl. Les courbes sont obtenues à l'aide du code ASTRAL de l'IRSN, après ajustement sur les mesures disponibles sur cette période.*

Ainsi, s'agissant des denrées d'origine animale, les processus métaboliques mais aussi les pratiques d'alimentation des animaux font que la contamination maximale de ces denrées n'est pas nécessairement observée immédiatement après la formation des dépôts radioactifs et peut apparaître plusieurs jours à plusieurs semaines après l'accident. Par conséquent, les mesures de contamination dans ces denrées réalisées immédiatement après l'accident ne permettent pas à elles seules d'établir ces valeurs maximales qui peuvent apparaître ultérieurement ; il est donc nécessaire de recourir à une évaluation prédictive, mettant en œuvre une modélisation et s'appuyant sur les données environnementales et les mesures disponibles.

## ANNEXE 5 - Outils et méthodes de caractérisation des dépôts fondés sur la modélisation

### 1) Estimation du dépôt à partir d'un modèle de dispersion atmosphérique (courte ou longue distance) appliqué au terme source

Il est possible de réaliser une estimation prédictive du dépôt radioactif par modélisation directe du transfert atmosphérique à partir du terme source (rejets de l'installation). Cette modélisation requiert quatre ensembles de données sont nécessaires :

- **des données concernant la source de rejet**, mesurées ou évaluées par ailleurs : le type d'installation concerné, le type d'accident qui l'affecte, la liste des radionucléides en jeu, l'état du confinement (en fonction du temps), la sur-hauteur dynamique ou thermique éventuelle, permettent de mettre en forme la dynamique de rejet, c'est-à-dire, les débits d'activité rejetée en fonction du temps pour chaque radionucléide. Dans le cadre de l'expertise de crise menée par l'IRSN en cas d'accident nucléaire, ces données sur les rejets radioactifs sont estimées au cours de la phase d'urgence lors de pronostics périodiquement actualisés. Selon les données disponibles, ces estimations peuvent être entachées d'importantes incertitudes impossibles à déterminer en situation d'urgence ; en principe, les approches d'expertise adoptées conduisent à faire des estimations pessimistes, tendant ainsi à sur estimer les conséquences réelles. Les résultats de mesure dans l'environnement devraient permettre une réévaluation plus réaliste du terme source ;
- **des données météorologiques**, mesurées ou évaluées par ailleurs, au cours du rejet : la dynamique du vent moyen, de la stabilité atmosphérique (turbulence, effets thermiques), des précipitations, de la couche limite atmosphérique, de la nébulosité, de l'humidité, etc., permettent de former le champ météorologique en charge du transport de la pollution ;
- **des données géographiques** : la topographie et l'occupation des sols régissent les interactions entre le sol et les écoulements dans l'atmosphère, donc l'importance du dépôt susceptible de se former ;
- **des données physico-chimiques sur l'ensemble des polluants rejetés** : leur état (gaz, particules solides ou liquides), leur granulométrie, leur forme chimique, régissent leur comportement au cours de leur transport dans l'atmosphère et leur interaction avec la surface terrestre.

Une partie des données nécessaires à la modélisation peut être fixée *a priori* (par exemple, propriétés physico-chimiques des radionucléides), en dehors de tout contexte accidentel particulier, et éventuellement être ajustées lors de l'accident si de nouvelles valeurs sont disponibles. D'autres données doivent impérativement être acquises au cours de l'accident, typiquement les données météorologiques.

Des outils de dispersion atmosphérique des polluants sont actuellement disponibles ou en développement, notamment à l'IRSN et Météo-France, afin de traiter des échelles multiples : locale (quelques dizaines de km), régionales/continentales (plusieurs centaines/milliers de km) ou globale.

L'échelle locale est pertinente pour évaluer l'exposition directe des personnes au panache radioactif (irradiation externe, inhalation) au cours de la phase d'urgence ; pour l'estimation des dépôts radioactifs, l'échelle d'intérêt est à la fois locale et régionale.

L'intérêt principal de l'estimation des dépôts à partir d'une modélisation directe est sa rapidité : dès lors que les principales données nécessaires à sa mise en œuvre (terme source et météorologie) sont disponibles, les résultats d'estimation peuvent être disponibles en quelques minutes ou dizaines de minutes. Toutefois, ces résultats sont entachés de nombreuses sources d'incertitude, pouvant partiellement être résorbées au fil du temps, principalement le terme source, la contribution des pluies (appauvrissement du panache par lessivage et formation du dépôt humide) et les interactions au sol. En situation de crise, dans une démarche d'expertise devant fonder des décisions visant la protection des personnes, la tendance sera de recueillir des hypothèses raisonnablement pessimistes pour l'estimation de la contamination de l'air et des dépôts radioactifs.

Par la suite, des données plus fiables sur les rejets (caractérisation par des mesures dans l'installation accidentée ou dans son voisinage) et sur la météorologie devraient permettre une évaluation plus réaliste des dépôts (reconstitution *a posteriori*), plus particulièrement dans le champ proche de l'installation (quelques dizaines de km) ; dans le champ lointain (échelle régionale), l'estimation de la contamination de l'air par modélisation directe peut donner des résultats avec une précision acceptable (la comparaison des résultats de mesure de la contamination de l'air (césium 137) et ceux issus de la modélisation à l'échelle de l'Europe du panache radioactif produit par l'accident de Tchernobyl montre un accord à un facteur 2 près), mais l'estimation des dépôts par modélisation directe reste affectée par une forte imprécision, notamment liée à la complexité de l'interaction des polluants radioactifs avec les pluies (le même type de comparaison sur les dépôts montre des écarts d'au moins un facteur 10). Cette difficulté peut poser problème dans le cas d'un rejet radioactif important, dont le dépôt à distance est susceptible d'entraîner, au moins provisoirement, un dépassement des NMA dans les denrées agricoles venant de territoires situés à plus de 100 km du point de rejet.

Dans tous les cas, la modélisation directe ne permet pas de fournir un résultat précis à l'échelle d'une parcelle ou d'un environnement bâti et les résultats ainsi obtenus restent indicatifs, pour fonder les décisions d'actions de protection prises à la fin de la phase d'urgence et pour orienter les plans de mesure sur le terrain.

En conclusion, le tableau ci-dessous résume les principaux atouts et limites de la modélisation directe pour l'estimation des dépôts.

## Méthode de reconstitution des dépôts radioactifs à partir de la modélisation directe de la dispersion atmosphérique

Atouts et intérêts de la méthode	Limites et contraintes de la méthode
<p><b>Atouts :</b></p> <p>Rapidité de mise en œuvre (dès la phase d'urgence) avec un nombre relativement réduit de données en temps réel (terme source et météorologie).</p> <p>Estimation prévisionnelle des conséquences, permettant une anticipation de l'action.</p> <p>Mise en œuvre itérative en intégrant des données actualisées pour affiner l'estimation, y compris dans une démarche de reconstitution rétrospective après la fin des rejets.</p> <p><b>Intérêts :</b></p> <p>Aider les autorités à décider rapidement et par anticipation des premières actions de protection, au cours de la phase d'urgence et au début de la phase post-accidentelle (identification des territoires).</p> <p>Fournir des valeurs de retombées atmosphériques indispensables aux modèles radioécologiques (estimation de la contamination des produits agricoles ou naturels).</p> <p>Orienter les plans de mesure sur le terrain.</p> <p>Fournir les premiers supports cartographiques utiles à l'information des parties prenantes.</p>	<p><b>Limites :</b></p> <p>Nombreux facteurs d'imprécision sur les résultats, conduisant à retenir des hypothèses conservatives pour une estimation enveloppe.</p> <p>Méthode donnant des résultats satisfaisants à l'échelle locale et régionale pour la contamination de l'air, mais uniquement dans le champ proche de l'installation accidentée pour les dépôts.</p> <p>Approche donnant une estimation de l'activité initiale déposée, qui peut être différente du dépôt réellement retenu au niveau du sol.</p> <p>Méthode ne permettant pas une estimation précise du dépôt rémanent à l'échelle locale.</p> <p><b>Contraintes :</b></p> <p>Méthode assujettie aux données disponibles, au choix des hypothèses et au jugement d'expert.</p> <p>Nécessité d'explicitier les principales hypothèses attachées aux estimations.</p>

## 2) Estimation du dépôt à partir d'un modèle empirique utilisant les données (calculées/mesurées) de la contamination de l'air et les données (mesurées) sur les pluies

Contrairement à la méthode précédente qui ne fait pas intervenir les mesures de la radioactivité dans l'environnement, il est possible de modéliser le dépôt à partir de données acquises dans l'environnement, notamment au cours de la phase d'urgence (période de dispersion du panache).

Les données environnementales nécessaires sont soit mesurées sur le terrain, soit estimées par le calcul à l'aide d'outils de modélisation. Il s'agit :

- de données sur la contamination de l'air au cours de la phase de dispersion du panache radioactif : soit des valeurs mesurées par des stations de prélèvement d'air, principalement celles exploitées par l'IRSN assurant une couverture nationale en 70 points, complétées par celles des exploitants nucléaires à proximité de leur site, soit des valeurs calculées à l'aide de modèles de dispersion atmosphérique à partir d'un terme source aussi réaliste que possible. En pratique, le recoupement de ces deux catégories de données est nécessaire afin de disposer de

valeurs aussi fiables que possible pour les points où existent des stations météorologiques mesurant les hauteurs de pluie ;

- de données sur les hauteurs quotidiennes de précipitation pendant la période de dispersion du panache radioactif. Ces données peuvent provenir de mesures directes à l'aide de pluviomètres (environ 500 stations permettant une connaissance en temps réel, auxquelles s'ajoutent diverses stations donnant une connaissance différée). Elles peuvent également être estimées à l'aide de relevés radar qui assurent une couverture du territoire à une maille de 1 km et à une fréquence de 5 minutes ;
- des mesures de la contamination de l'eau de pluie collectée pendant la période de dispersion du panache radioactif. Ces mesures, couplées avec celles sur la pluviométrie, donnent accès au rapport de lessivage humide qui détermine la quantification des dépôts humides. Comme il a été indiqué au § 3.1.3, le nombre de stations permettant de collecter de l'eau de pluie afin d'en mesurer la radioactivité est limité à l'échelle du territoire, ce qui peut nuire à la précision de la quantification des dépôts humides ; dans ce contexte, la tendance sera de recourir à une valeur générique du rapport de lessivage humide pour estimer le plus rapidement possible les dépôts humides.

La méthode décrite ici ne peut être mise en œuvre qu'après la fin de la dispersion des rejets, une fois que les données environnementales caractéristiques de l'événement ont pu être rassemblées. Elle peut être utilisée de façon itérative, au fur et à mesure que des données nouvelles ou plus précises sont disponibles. Typiquement, une première estimation selon cette méthode est possible dès que sont fournies des valeurs calculées de la contamination de l'air (plus rapidement accessibles que les valeurs mesurées) et les premières données sur la pluviométrie, en utilisant un rapport de lessivage humide générique. Dès lors, à partir des formules simples fournies dans l'annexe 3, une estimation des composantes sèches et humides du dépôt radioactif peut être obtenue rapidement. On peut considérer que les premières cartes de dépôt fondées sur cette méthode seraient disponibles en moins de 12 heures après la fin des rejets. Des versions plus précises (au sens de « mieux ajustées aux valeurs observées ») pourraient être obtenues au cours des jours suivants, une fois que les filtres de prélèvement des aérosols et les échantillons d'eau de pluie auront été acheminés vers les laboratoires d'analyse et les mesures effectuées. Enfin, une version consolidée de cette cartographie pourrait être obtenue à la suite de campagnes de caractérisation des dépôts (spectrométrie in situ ou hélicoptère et prélèvements « sols + végétation »), permettant une meilleure corrélation empirique entre les données atmosphériques (contamination de l'air, hauteur de pluie) et les données de contamination des surfaces au sol.

En conclusion, le tableau ci-dessous résume les principaux atouts et limites de la modélisation empirique à partir de données environnementales.

<b>Méthode de reconstitution des dépôts radioactifs à partir des données de contamination de l'air et des données sur les pluies</b>	
<b>Atouts et intérêts de la méthode</b>	<b>Limites et contraintes de la méthode</b>
<p><b>Atouts :</b></p> <p>Méthodes ne nécessitant pas une connaissance du terme source et s'appuyant directement sur des données sur la radioactivité de l'air.</p> <p>Estimation rapide (dès que les données sur l'air et les pluies sont disponibles) des conséquences <i>a posteriori</i> sur un vaste territoire, permettant une première vision d'ensemble des zones plus ou moins touchées.</p> <p>Mise en œuvre itérative en intégrant des données actualisées pour affiner l'estimation (analyses radiologiques sur des prélèvements d'air, d'eau de pluie ou de sols).</p> <p><b>Intérêts :</b></p> <p>Fournir une estimation globale des dépôts à l'échelle de la France entière.</p> <p>Fournir des valeurs de retombées atmosphériques indispensables aux modèles radioécologiques (estimation de la contamination des produits agricoles ou naturels).</p> <p>Orienter les plans de mesure sur le terrain.</p> <p>Fournir les premiers supports cartographiques utiles à l'information des parties prenantes.</p>	<p><b>Limites :</b></p> <p>Densité territoriale des données généralement insuffisante, nécessitant le recours à l'interpolation par des outils mathématiques (statistiques) ou des modèles physiques.</p> <p>Fortes incertitudes à l'échelle locale liées à la variabilité des phénomènes et des paramètres associés (rapport de lessivage humide, vitesse de dépôt sec, etc.) = méthode inappropriée pour réaliser une cartographie à proximité (&lt;30 km) du site ou à l'échelle infra-départementale.</p> <p>Approche donnant une estimation de l'activité initiale déposée, qui peut être différente du dépôt réellement retenu au niveau du sol.</p> <p>Méthode ne permettant pas une estimation précise du dépôt rémanent à l'échelle locale.</p> <p><b>Contraintes :</b></p> <p>Méthode assujettie aux données disponibles, au choix des paramètres sur la physique du dépôt et au jugement d'expert.</p>

### 3) Synthèse comparative des deux approches de modélisation des dépôts

Les constats qui précèdent conduisent à proposer une synthèse comparative des deux méthodes de modélisation des dépôts, permettant de mieux situer le cadre et les conditions de leur emploi dans le contexte d'une expertise rapide en situation post-accidentelle. Il est considéré que la restitution des résultats de modélisation prend la forme d'une carte de dépôts pour les radionucléides d'intérêt retenus, pour la somme de l'activité déposée et pour le débit de dose ambiant.

À nouveau, il est important de souligner que ces méthodes, même employées de façon réaliste, donnent des résultats entachés d'imprécision, liée à l'insuffisante représentativité des données utilisées au regard de la variabilité des phénomènes en cause dans la formation des dépôts, et compte tenu du fait que ces méthodes estiment les retombées atmosphériques alors que les mesures sur le terrain quantifient le dépôt rémanent. On peut considérer que la précision est acceptable si on s'intéresse au dépôt moyen à l'échelle d'une commune (par la méthode de modélisation directe) ou d'un canton (par la méthode de la modélisation empirique) ; en revanche, des écarts importants (de l'ordre d'un facteur 10) peuvent être observés à l'échelle locale entre le résultat de modélisation et les valeurs observées par des mesures.

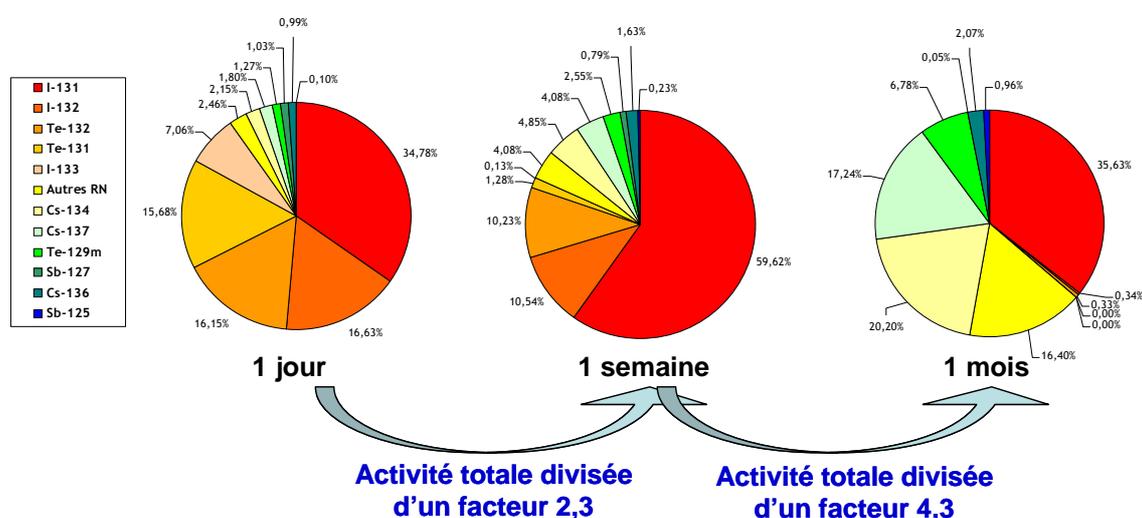
	<b>Méthode par modélisation directe à partir du terme source</b>	<b>Méthode par modélisation empirique à l'aide de données environnementales</b>
<b>Données initiales nécessaires ou utiles</b>	<p><b>Terme source</b> (estimé ou caractérisé)</p> <p>Conditions météorologiques</p> <p>Topographie / géographie</p> <p>Données physico-chimiques sur les radionucléides</p>	<p><b>Contamination de l'air au sol</b> (mesurée ou obtenue par modélisation directe)</p> <p><b>Hauteurs de pluie</b> (mesures directes ou relevés radar)</p> <p>Contamination de l'eau de pluie</p> <p><b>Mesures de dépôts surfaciques</b> (étalonnage des corrélations empiriques)</p>
<b>Domaine géographique recommandé</b>	Champ proche (moins de 30 km du point de rejet)	Champ lointain (échelle régionale ou nationale, voire au-delà)
<b>Délai de mise en œuvre</b>	<p>De l'ordre d'une heure en mode « prédictif », à partir de prévision de terme source et de conditions météorologiques à venir, au cours de la phase d'urgence</p> <p>De l'ordre de quelques heures en mode « rétrospectif », à partir de mesures caractérisant le terme source et des conditions météorologiques réellement observées, après la phase d'urgence</p>	<p>aucune mise en œuvre possible pendant la phase d'urgence</p> <p>de l'ordre de 12 heures pour une première cartographie basée sur des données (calculées) sur la contamination de l'air et les mesures de pluviométrie</p> <p>quelques jours pour une cartographie ajustée à l'aide des mesures acquises sur la contamination de l'air et de l'eau de pluie</p> <p>de l'ordre d'une semaine pour une cartographie consolidée à partir des résultats de campagnes de caractérisation des dépôts</p>
<b>Réalisme / Conservatisme</b>	<p><u>En mode « prédictif »</u> : hypothèses majorantes, tendant à surestimer les dépôts</p> <p><u>En mode rétrospectif</u> : tendance à une estimation réaliste en se calant sur des données « vraies »</p> <p>Variabilité des dépôts humides mal maîtrisée (hypothèse d'uniformité spatiale)</p>	<p><u>Première estimation</u> : hypothèses majorantes sur les paramètres du dépôt (vitesse de dépôt, rapport de lessivage humide) et réalistes sur les données environnementales (contamination de l'air ; hauteurs de pluie)</p> <p><u>Estimations suivantes</u> : tendance au réalisme en ajustant avec le plus grand nombre de données mesurées</p>

## ANNEXE 6 - Ordre de grandeur des niveaux de contamination susceptibles d'être observés dans l'environnement pour les scénarios étudiés par le CODIRPA

Les valeurs figurant dans les tableaux de la présente annexe sont une estimation des gammes d'activité surfacique, de débit de dose et de contamination des légumes à feuilles et du lait susceptibles d'être atteints dans la zone d'éloignement, la zone de protection des populations et la zone de surveillance renforcée des territoires en cas de rejet accidentel d'un réacteur à eau pressurisée (REP) ou de rejet de plutonium (scénarios étudiés par le CODIR-PA).

### 1) Pour un accident de réacteur nucléaire à eau pressurisée

Les ordres de grandeur des activités et débit de dose ambiant sont présentés ci-après pour les différentes zones susceptibles d'être mise en place après la levée des actions de protection d'urgence, en considérant un dépôt initial dont la composition isotopique est similaire à celle estimée pour le scénario d'accident de fusion du cœur maîtrisée en cuve, étudié par le CODIR-PA. Ces estimations tiennent compte de l'évolution de la composition isotopique du dépôt au cours du premier mois suivant la formation du dépôt.



Évolution de la composition isotopique des dépôts radioactifs au bout d'un jour, d'une semaine et d'un mois après le dépôt initial estimé pour le scénario d'accident de fusion du cœur maîtrisée en cuve étudié par le CODIRPA. NB : le dépôt initial est également constitué de divers radionucléides de période radioactive très courte (césium 138, iode 134, iode 135, rubidium 88, antimoine 128, antimoine 129, tellure 133m, etc.) qui ont une contribution très faible au bout du premier jour.

## 1.1. Dans la zone d'éloignement

- Ordres de grandeur pour les dépôts

### Activité surfacique (Bq/m<sup>2</sup>)

	1 <sup>er</sup> jour	1 semaine	1 mois
Ensembles des radionucléides	≥ 65 000 000	≥ 23 000 000	≥ 5 000 000
Césium 137	≥ 1 300 000	≥ 1 300 000	≥ 1 300 000
Iode 131	≥ 16 000 000	≥ 9 400 000	≥ 1 300 000

### Débit de dose ambiant (μSv/h)(\*)

	1 <sup>er</sup> jour	1 semaine	1 mois
Débit de dose ambiant	≥ 200	≥ 75	≥ 20

(\*) Débit de dose ajouté par rapport au débit de dose ambiant d'origine naturelle, habituellement de l'ordre de 0,1 μSv/h

- Ordres de grandeur pour les denrées alimentaires

### Légumes à feuilles (Bq/kg frais)

	1 <sup>er</sup> jour	1 semaine	1 mois
Ensembles des radionucléides	≥ 32 000 000	≥ 9 200 000	≥ 760 000
Césium 137	≥ 600 000	≥ 330 000	≥ 33 000
Iode 131	≥ 7 800 000	≥ 4 700 000	≥ 650 000

### Lait de vache (Bq/l)

	Au maximum de contamination	1 semaine	1 mois
Ensembles des radionucléides	≥ 8 200 000	≥ 3 300 000	≥ 190 000
Césium 137	≥ 130 000	≥ 120 000	≥ 40 000
Iode 131	≥ 4 300 000	≥ 2 600 000 <sup>(4)</sup>	≥ 96 000

## 1.2. Dans le reste de la zone de protection des populations

- Ordres de grandeur pour les dépôts

### Activité surfacique (Bq/m<sup>2</sup>)

	1 <sup>er</sup> jour	1 semaine	1 mois
Ensembles des radionucléides	entre 270 000 et 65 000 000	entre 96 000 et 23 000 000	entre 21 000 et 5 000 000
Césium 137	entre 5600 et 1 300 000	entre 5600 et 1 300 000	entre 5600 et 1 300 000
Iode 131	entre 66 000 et 16 000 000	entre 40 000 et 9 400 000	entre 5500 et 1 300 000

### Débit de dose ambiant (µSv/h)(\*)

	1 <sup>er</sup> jour	1 semaine	1 mois
Débit de dose ambiant	entre 0,8 et 200	entre 0,3 et 75	entre 0,08 et 20

(\*) Débit de dose ajouté par rapport au débit de dose ambiant d'origine naturelle, habituellement de l'ordre de 0,1 µSv/h

- Ordres de grandeur pour les denrées alimentaires

### Légumes à feuilles (Bq/kg frais)

	1 <sup>er</sup> jour	1 semaine	1 mois
Ensembles des radionucléides	entre 130 000 et 32 000 000	entre 39 000 et 9 200	entre 3200 et 760 000
Césium 137	entre 2600 et 600 000	entre 1400 et 330 000	entre 140 et 33 000
Iode 131	entre 33 000 et 7 800 000	entre 20 000 et 4 700 000	entre 2700 et 650 000

### Lait de vache (Bq/l)

	Au maximum de contamination	1 semaine	1 mois
Ensembles des radionucléides	entre 34 000 et 8 200 000	entre 14 000 et 3 300 000	entre 800 et 190 000
Césium 137	entre 540 et 130 000	entre 510 et 120 000	entre 170 et 40 000
Iode 131	entre 18 000 et 4 300 000	entre 11 000 et 2 600 000	entre 400 et 96 000

### 1.3. Dans la zone de surveillance renforcée des territoires

- Ordres de grandeur pour les dépôts

#### Activité surfacique (Bq/m<sup>2</sup>)

	1 <sup>er</sup> jour	1 semaine	1 mois
Ensembles des radionucléides	entre 4200 et 270 000	entre 1500 et 96 000	entre 330 et 21 000
Césium 137	entre 90 et 5600	entre 90 et 5600	entre 90 et 5600
Iode 131	entre 66 000 et 1000	entre 600 et 40 000	entre 80 et 5500

#### Débit de dose ambiant (µSv/h)(\*)

	1 <sup>er</sup> jour	1 semaine	1 mois
Débit de dose ambiant	entre 0,01 et 0,8	entre 0,005 et 0,3	entre 0,001 et 0,08

(\*) Débit de dose ajouté par rapport au débit de dose ambiant d'origine naturelle, habituellement de l'ordre de 0,1 µSv/h

- Ordres de grandeur pour les denrées alimentaires

#### Légumes à feuille (Bq/kg frais)

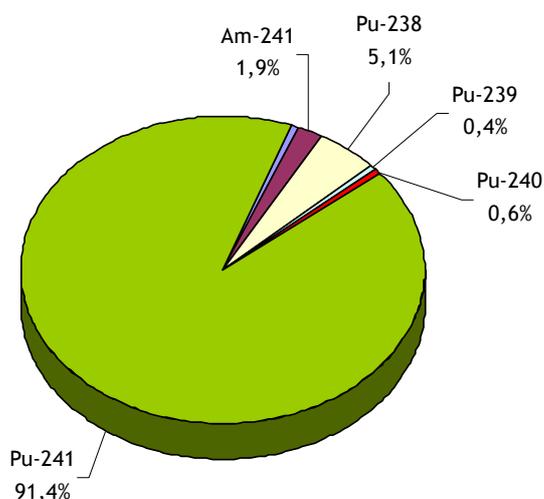
	1 <sup>er</sup> jour	1 semaine	1 mois
Ensembles des radionucléides	entre 2000 et 130 000	entre 600 et 39 000	entre 50 et 3200
Césium 137	entre 40 et 2600	entre 20 et 1400	entre 2 et 140
Iode 131	entre 500 et 33 000	entre 300 et 20 000	entre 40 et 2700

#### Lait de vache (Bq/l)

	Au maximum de contamination	1 semaine	1 mois
Ensembles des radionucléides	entre 520 et 34 000	entre 220 et 14 000	entre 10 et 800
Césium 137	entre 8 et 540	entre 8 et 510	entre 3 et 170
Iode 131	entre 280 et 18 000	entre 170 et 11 000	entre 6 et 400

## 2) Pour le scénario « plutonium » du CODIRPA

Le scénario « plutonium » élaboré par l'IRSN pour les travaux du CODIRPA est un scénario non représentatif d'une installation nucléaire particulière mais donc les caractéristiques ont été retenues de manière à permettre au CODIRPA d'élaborer une doctrine spécifique de gestion post-accidentelle pour ce type de rejet accidentel. Ainsi, pour ce scénario, il a été considéré le rejet atmosphérique de 4 grammes de plutonium vieilli de 10 ans, issu du retraitement d'un combustible nucléaire de type UOX2. Ce rejet dure 10 minutes et est supposé se produire un 9 août, avec une vitesse de vent de 2 m/s (diffusion faible) et sans pluie. Le dépôt a été estimé pour un terrain plat et homogène (de type agricole). La composition isotopique du dépôt initial est la suivante :



Cette composition isotopique n'évolue pratiquement pas à l'échelle de temps considérée ici (1 mois).

### - Dans la zone d'éloignement

Les niveaux d'activité dans l'environnement pour le scénario « plutonium » traité par le CODIRPA ne sont pas susceptibles de justifier une zone d'éloignement.

### - Dans la zone de protection des populations (ZPP)

#### • Ordres de grandeur pour les dépôts

Activité surfacique (Bq/m<sup>2</sup>)

	1 <sup>er</sup> jour	1 semaine	1 mois
Somme des Pu	≥ 1 000 000	≥ 1 000 000	≥ 1 000 000
Am 241	≥ 19 200	≥ 19 200	≥ 19 300

- Ordres de grandeur pour les denrées alimentaires

Légumes à feuille (Bq/kg frais)

	1 <sup>er</sup> jour	1 semaine	1 mois
Somme des Pu	≥ 500 000	≥ 270 000	≥ 22 000
Am 241	≥ 9600	≥ 5300	≥ 400

Lait de vache (Bq/l)

	Au maximum de contamination	1 semaine	1 mois
Somme des Pu	≥ 4	≥ 1	≥ 3
Am 241	≥ 0,01	≥ 0,004	≥ 0,01

- Dans la zone de surveillance renforcée des territoires

- Ordres de grandeur pour les dépôts

Activité surfacique (Bq/m<sup>2</sup>)

	1 <sup>er</sup> jour	1 semaine	1 mois
Somme des Pu	entre 1800 et 1 000 000	entre 1800 et 1 000 000	entre 1800 et 1 000 000
Am 241	entre 30 et 19 200	entre 30 et 19 200	entre 30 et 19 300

- Ordres de grandeur pour les denrées alimentaires

Légumes à feuille (Bq/kg frais)

	1 <sup>er</sup> jour	1 semaine	1 mois
Somme des Pu	entre 1900 et 500 000	entre 1000 et 270 000	entre 80 et 22 000
Am 241	entre 40 et 9600	entre 20 et 5300	entre 2 et 400

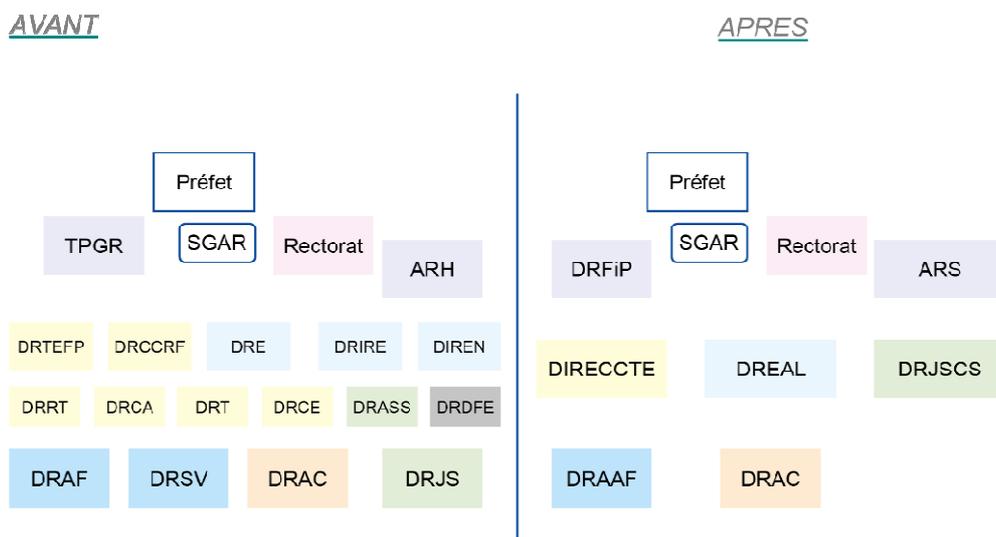
Lait de vache (Bq/l)

	Au maximum de contamination	1 semaine	1 mois
Somme des Pu	entre 0,02 et 4	entre 0,005 et 1	entre 0,02 et 3
Am 241	≤ 0,01	≤ 0,01	≤ 0,01

## ANNEXE 7 - Révision Générale des Politiques Publiques

- La nouvelle organisation au niveau régional

Les services régionaux, outre le rectorat, sont au nombre de sept. Certaines directions résultent de fusions et de regroupements.



La direction régionale des entreprises, de la concurrence, de la consommation, du travail, de l'emploi (DIRECCTE) regroupe neuf organismes :

- les Directions régionales et départementales de l'emploi, du travail et de la formation professionnelle (DDTEFP, DRTEFP),
- les Divisions développement industriel (DDI) et services métrologie des DRIRE,
- les missions « concurrence » des Directions régionales de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes (DRCCRF),
- les Délégations régionales du tourisme (DRT),
- les Directions régionales du commerce et artisanat (DRCA),
- les Directions régionales du commerce extérieur (DRCE),
- les Chargés de mission régionaux d'intelligence économique (CRIE).

La direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) remplace dans chaque région la Directions régionales de l'équipement (DRE), la Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement (DRIRE) et la Direction régionale de l'environnement (DIREN) dont elle reprend les compétences.

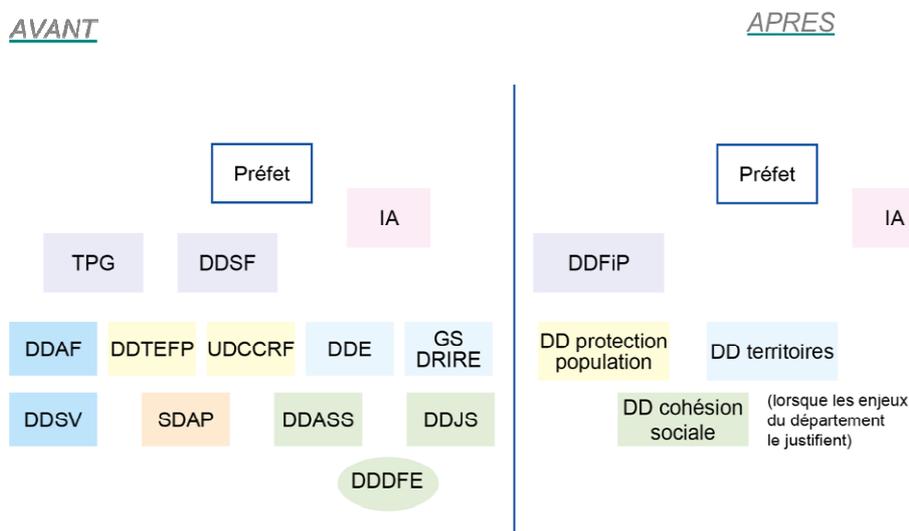
La direction régionale de la jeunesse, des sports et de la cohésion sociale (DRJSCS) remplace dans chaque région :

- la Direction régionale de la Jeunesse et des Sports (DRJS) et la Direction départementale de la jeunesse et des sports (DDJS),

- la Direction régionale des Affaires sanitaires et sociales (DRASS) et la Direction départementale des Affaires sanitaires et sociales (DDASS) pour les missions qui n'ont pas été transférées à l'Agence régionale de santé,
- la Direction régionale de l'Agence nationale pour la cohésion sociale et l'égalité des chances (ACSé).

L'Agence Régionale de Santé (ARS) remplace, dans chaque région, l'Agence régionales de l'hospitalisation (ARH) ainsi que d'autres institutions dont elle reprend tout ou partie des attributions. Il s'agit en particulier des services déconcentrés du ministère chargé de la Santé qu'étaient les Directions régionales des affaires sanitaires et sociales (DRASS) et les Directions départementales des affaires sanitaires et sociales (DDASS) pour ces missions de veille et de sécurité sanitaire et de gestion de l'eau. Elle remplace enfin certains organismes de sécurité sociale que sont les Unions régionales des caisses d'assurance maladie et la branche santé des caisses régionales d'assurance maladie (CRAM).

- **La nouvelle organisation au niveau départemental**



La Direction Départementale de la Protection des Populations (DDPP) est née du rapprochement de la Direction départementale des services vétérinaires (DDSV), de l'Unité départementale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes (UDCCRF) et du service des installations classées de la préfecture.

La Direction Départementale des Territoires (DDT) regroupe l'essentiel de la DDE (Direction départementale de l'équipement), de la DDAF (Direction départementale de l'alimentation et des forêts) et une partie des services de la préfecture.

La Direction Départementale de la Cohésion Sociale (DDCS) regroupe notamment les services en charge de la jeunesse et des sports et une partie des services en charge des affaires sociales (DDASS - directions départementales des affaires sanitaires et sociales).