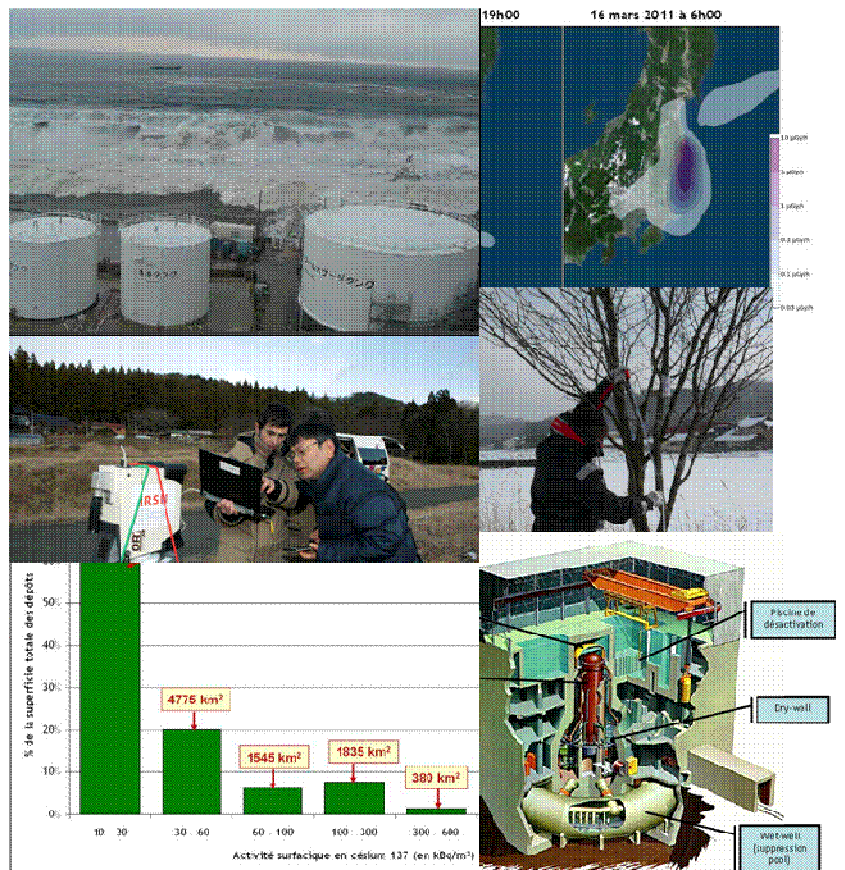


Fukushima, un an après

Premières analyses de l'accident et de ses conséquences

Rapport IRSN/DG/2012-001 du 12 mars 2012



Editorial

Dès le 11 mars 2011, l'IRSN s'est mobilisé pour contribuer à analyser le déroulement et les conséquences radiologiques probables de l'accident nucléaire que le séisme puis le tsunami venaient de provoquer sur le site de Fukushima Dai-ichi à environ 200 km au nord-est de Tokyo. Les analyses de l'IRSN, menées en temps réel à partir des informations disponibles communiquées par l'exploitant ou les autorités japonaises, ont servi pendant la phase aigüe de l'accident à éclairer les autorités françaises, au niveau de la Présidence de la République et du Gouvernement, de l'Autorité de sûreté nucléaire, des élus, ainsi que de l'ambassadeur de France au Japon, dans la perspective de la protection des membres de la communauté française de plusieurs milliers de personnes présente dans ce pays. L'IRSN a assuré ce rôle d'éclairage et d'anticipation de manière totalement transparente, en rendant systématiquement publics les résultats de ses analyses et en facilitant l'accès des médias à ces informations.

Un an plus tard, cette mobilisation se poursuit, sur plusieurs fronts. Le suivi de la situation au Japon tout d'abord, qu'il s'agisse du devenir des réacteurs endommagés, ou des conséquences radiologiques des rejets radioactifs pour les travailleurs, l'environnement ou la population dans les territoires contaminés. Le présent rapport rend compte des travaux entrepris dans ce domaine, souvent en étroite interaction avec les partenaires scientifiques de l'Institut au Japon ou au plan international.

Les conséquences à tirer de cet accident, qui pour la première fois a montré qu'un événement naturel cataclysmique pouvait entraîner un accident nucléaire majeur, constituent un autre volet de la mobilisation continue de l'IRSN. C'est ainsi que l'IRSN, dans le cadre de l'approche européenne dite des « stress tests », a formulé des propositions ambitieuses, désormais retenues par l'Autorité de sûreté nucléaire, pour renforcer la protection des installations nucléaires contre des aléas extrêmes, jusqu'ici considérés comme trop improbables pour devoir être pris en compte. Ces réflexions sur la nécessité de renforcer la prévention des risques conduisent aussi à identifier le besoin de nouveaux programmes de recherche, qui vont être entrepris pour l'essentiel dans un cadre international, et à chercher à renforcer, à l'échelle européenne, l'efficacité du dispositif de gestion d'une crise nucléaire majeure, qui aurait inévitablement des répercussions majeures pour une grande partie du continent. Le rapport de l'IRSN remis à l'ASN sur les résultats et propositions suite aux « stress tests » a été rendu public. Toujours avec le même souci de transparence, l'IRSN rendra également publics les résultats de ses recherches sur le renforcement de la prévention des risques d'accidents nucléaires.

Jacques Repussard

Résumé

Le séisme de magnitude 9 survenu le 11 mars 2011 à 80 km à l'est de l'île de Honshu au Japon, et le tsunami qui s'en est suivi, ont affecté gravement le territoire japonais dans la région de Tohoku, avec des conséquences majeures pour les populations et les infrastructures.

En dévastant le site de la centrale de Fukushima Dai-ichi, ces événements naturels ont été à l'origine de la fusion des cœurs de trois réacteurs nucléaires et de la perte de refroidissement de plusieurs piscines d'entreposage de combustibles usés. Des explosions sont également survenues dans les bâtiments des réacteurs 1 à 4 du fait notamment de la production d'hydrogène lors de la dégradation des combustibles. De très importants rejets radioactifs dans l'environnement ont eu lieu. L'accident a été classé au niveau 7 de l'échelle INES.

Ce rapport fait le bilan et met en perspective les connaissances réunies par l'Institut durant les douze premiers mois suivant cette catastrophe pour comprendre la situation des installations, évaluer les rejets et analyser et évaluer les conséquences de l'accident sur les travailleurs et l'impact sur la population et l'environnement.

Sur la base des informations disponibles, une première analyse de l'enchaînement des événements est présentée. Il est à noter qu'un an après l'accident, le déroulement complet de la séquence échappe encore à la compréhension précise. Le retour d'expérience de l'accident de Three Mile Island (Etats-Unis) en 1979 où la réalité de l'endommagement du cœur du réacteur n'a été constatée qu'en 1986, laisse penser qu'il faudra plusieurs années pour reconstituer le scénario détaillé de l'accident qui a conduit aux rejets radioactifs. Pour cela, l'accès aux installations accidentées sera un préalable nécessaire.

La situation sur le site est encore précaire (inétanchéité des cuves et des enceintes, rejets diffus...). Si elle s'est nettement améliorée grâce aux moyens importants déployés par TEPCO pour reprendre le contrôle des installations, cet effort devra être maintenu dans la durée pour, dans les délais annoncés, débiter l'évacuation des combustibles des piscines (2 ans) et démarrer le retrait du combustible dégradé des réacteurs (à l'horizon de 10 ans).

Pour ce qui concerne les rejets radioactifs, les travaux sur l'évaluation des quantités rejetées dans l'air et en mer ainsi que sur leur dispersion sont présentés mais doivent encore être considérés comme provisoires. Il est à noter qu'un effort important a été accompli au Japon pour caractériser la contamination environnementale. Celle-ci a fortement diminué dans les semaines et les mois qui ont suivi l'accident, en raison de la quasi-disparition des radionucléides à vie courte. Les risques les plus élevés pour la population se sont concentrés sur le premier mois. Aujourd'hui et pour de nombreuses années subsiste une contamination de l'environnement par le césium radioactif ; ceci aura pour effet de compliquer le retour dans les territoires évacués les plus contaminés. Le retrait des dépôts rémanents sera un chantier lourd, long et générateur de déchets. Un autre impact durable pourrait subsister sur certaines productions agricoles dans les territoires les plus contaminés ; il pourra peut-être être réduit par des pratiques adaptées et le maintien d'une surveillance étroite. Les milieux naturels (forêts) resteront les plus vulnérables dans la durée avec une dépollution difficile.

Pour ce qui concerne le volet sanitaire de la catastrophe, les travaux de l'IRSN ont porté sur des premières évaluations des doses potentiellement reçues par la population japonaise pendant la phase des rejets et par l'exposition externe aux dépôts radioactifs au cours de la première année après l'accident. Les différentes études épidémiologiques de suivi de la population, qui ont été lancées au Japon, sont présentées. D'après les autorités japonaises, les doses reçues seraient inférieures à 100 mSv. Bien qu'il ne soit pas sûr qu'à ce niveau de dose un excès de risque puisse être décelé par les études épidémiologiques, ces études sont néanmoins indispensables car elles correspondent à une attente légitime de la population. Elles permettront également d'acquérir de nouvelles connaissances dans le domaine des expositions aux faibles doses de rayonnements ionisants. Cependant on note dès à présent un déficit de mesures chez les personnes exposées, notamment les enfants exposés aux iodes radioactifs.

A ce jour, les Autorités japonaises n'ont fait état d'aucun cas de conséquences sanitaires constatées sur les travailleurs. Les seules informations sur les doses reçues par les travailleurs disponibles à ce jour sont celles fournies par la société TEPCO concernant les employés de TEPCO ou de sociétés sous-contractantes, impliqués dans les opérations menées à la centrale de Fukushima Dai-ichi. Aucune information précise quant aux doses reçues par les autres catégories de travailleurs exposés (pompiers, policiers, employés municipaux, agents de la sécurité civile) n'a pu être obtenue à ce jour, alors qu'au moins certains d'entre eux ont fait l'objet d'un suivi dosimétrique. S'il est fait état qu'aucun effet déterministe attribuable à une exposition aiguë à la radioactivité n'aurait été observé à ce jour, il est pour le moment très difficile d'obtenir des informations précises quant à l'exposition des travailleurs et aux effets sur leur santé.

Le présent rapport présente également les travaux lancés en 2011 par le Comité des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) en vue de la rédaction d'un premier rapport consacré à l'évaluation des niveaux d'exposition de l'environnement et des populations liés à l'accident de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi et des conséquences pour la santé des personnes.

SOMMAIRE

PREAMBULE.....	8
1. LE CENTRE TECHNIQUE DE CRISE DE L'INSTITUT	8
2. PRESENTATION D'UN REACTEUR A EAU BOUILLANTE	10
2.1. DESCRIPTION GENERALE.....	10
2.2. LES BARRIERES DE CONFINEMENT	10
2.3. LES SYSTEMES DE SAUVEGARDE	12
2.3.1. Isolation condenser - IC	12
2.3.2. Reactor core isolation cooling system - RCIC.....	13
2.3.3. High Pressure Core Injection system - HPCI	14
2.3.4. Safety relief valves - SRV	14
2.3.5. Hardened Venting System.....	15
3. LE SEISME DE TOHOKU DU 11 MARS 2011	16
4. CONSEQUENCES SUR LES REACTEURS DE FUKUSHIMA DAI-INI, ONAGAWA, TOKAI, HIGASHIDORI ET HAMAOKA	21
5. ACCIDENT DE FUKUSHIMA DAI-ICHI	22
5.1. SEQUENCE ACCIDENTELLE 11 MARS - 25 MARS 2011	23
5.1.1. Déroulement de l'accident sur le reacteur n° 1	25
5.1.2. Déroulement de l'accident sur le reacteur n° 2	28
5.1.3. Déroulement de l'accident sur le reacteur N° 3	30
5.1.4. Les piscines de désactivation du combustible.....	31
5.1.5. Rejets atmosphériques	35
5.2. SEQUENCE ACCIDENTELLE 25 MARS - 17 AVRIL 2011	37
5.3. A PARTIR DU 17 AVRIL	37
5.3.1. Reprise progressive du contrôle des installations	37
5.3.2. Le plan de gestion du site a moyen et long termes	38
5.4. LES MESURES DE RECONQUETE	39
5.4.1. L'endommagement des cœurs des réacteurs 1, 2 et 3	39
5.4.2. Situation des piscines d'entreposage de combustibles	40
5.4.3. Le confinement des installations	40
5.4.4. La protection des installations à l'égard d'un séisme ou d'un tsunami	41
5.4.5. Les rejets actuels.....	41
6. IMPACT ENVIRONNEMENTAL AU JAPON.....	43
6.1. DISPERSION ATMOSPHERIQUE DES REJETS RADIOACTIFS.....	44
6.1.1. Caractéristiques des rejets radioactifs dans l'air provoqués par l'accident.....	44
6.1.2. Modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets au Japon	49
6.2. CONTAMINATION DE L'ENVIRONNEMENT TERRESTRE AU JAPON	55
6.2.1. Généralités sur la formation des dépôts radioactifs au Japon	55

6.2.2. Cartographie des dépôts radioactifs au Japon	57
6.2.3. Composition isotopique des dépôts, évolution au cours du temps et variations spatiales	68
6.2.4. Interprétation de l'origine et de la répartition des dépôts radioactifs au Japon	80
6.3. IMPACT DES RETOMBÉES RADIOACTIVES SUR LES PRODUCTIONS AGRICOLES AU JAPON	83
6.3.1. Comment se fait la contamination des productions végétales et animales ?.....	83
6.3.2. Bilan global de la contamination des denrées alimentaires au Japon	86
6.4. CONTAMINATION DU MILIEU MARIN.....	99
6.4.1. Description de la zone marine exposée aux rejets	100
6.4.2. Caractéristiques de la pollution radioactive marine autour de la centrale de Fukushima Dai-ichi	101
6.4.3. Estimation par l'IRSN des quantités de césium 137 rejetées en mer	105
6.4.4. Simulation de la dispersion du césium 137 dans l'eau de mer au large du Japon	110
6.4.5. Comparaison des évaluations des rejets radioactifs en mer.....	112
6.4.6. Les radionucléides dans les sédiments	116
6.4.7. Les radionucléides dans les espèces marines et fluviomarines	118
6.5. IMPACT PREVISIBLE SUR LES ECOSYSTEMES TERRESTRES ET MARIN.....	122
6.5.1. Principes de base pour l'évaluation de l'impact écologique d'un accident nucléaire	123
6.5.2. Analyse de l'impact pour les écosystèmes terrestres autour de la centrale de Fukushima Dai-ichi	126
6.5.3. Analyse de l'impact pour les écosystèmes marins.....	128
6.5.4. Projets lancés par l'IRSN sur les conséquences écologiques d'une exposition chronique à faibles doses suite à un accident nucléaire	129
7. ACTIONS DE PROTECTION DES POPULATIONS ET GESTION POST-ACCIDENTELLE AU JAPON.....	134
7.1. ÉVACUATION OU MISE A L'ABRI	134
7.1.1. Les actions de protection d'urgence.....	134
7.1.2. Les actions de protection complémentaires mises en œuvre à partir d'avril 2011.....	135
7.2. GESTION DES DENREES ALIMENTAIRES AU JAPON	137
7.3. LA PREPARATION AU RETOUR DES POPULATIONS ET LES ACTIONS DE DECONTAMINATION.....	139
7.3.1. Stratégie de retour des populations annoncée au Japon.....	139
7.3.2. Actions de décontamination	139
8. IMPACT DOSIMETRIQUE ET SANITAIRE AU JAPON	145
8.1. NOTIONS GENERALES.....	146
8.2. EXPOSITION DES TRAVAILLEURS ET DES INTERVENANTS SUR LE SITE DE FUKUSHIMA DAI-ICHI....	147
8.3. EXPOSITION DE LA POPULATION AU JAPON	148
8.3.1. Les différentes voies d'exposition de la population aux substances radioactives rejetées dans l'environnement	148
8.3.2. Estimation des doses susceptibles d'avoir été reçues par la population au cours de la phase de rejet atmosphérique	151

8.3.3. Estimation des doses susceptibles d'avoir été reçues par la population par exposition externe aux dépôts radioactifs.....	154
8.3.4. Risques liés à l'exposition interne par ingestion de denrées contaminées.....	159
8.4. BILAN DES CONTROLES EFFECTUES PAR L'IRSN SUR DES RESSORTISSANTS FRANÇAIS	162
8.5. EFFETS SANITAIRES ET SUIVI MEDICAL DES TRAVAILLEURS EXPOSES.....	166
8.5.1. Effets sanitaires	166
8.5.2. Suivi médical	167
8.6. SUIVI EPIDEMIOLOGIQUE DES POPULATIONS EXPOSEES AU JAPON	167
8.6.1. Principe des études	167
8.6.2. Etat d'avancement et premiers résultats	168
9. IMPACT A TRES LONGUE DISTANCE	172
9.1. IMPACT EN FRANCE (METROPOLE ET DROM-COM).....	172
9.2. CONTAMINATION ATMOSPHERIQUE EN EUROPE	173
9.2.1. Cadre de l'analyse	174
9.2.2. Les stations de mesure	174
9.2.3. Résultats et discussions	175
10. CONCLUSION	182
10.1. AU NIVEAU INTERNATIONAL	182
10.2. AU NIVEAU NATIONAL	186
10.3. LES BESOINS D'EVOLUTION DES AXES DE RECHERCHE	187

PREAMBULE

Sur la base des informations rendues publiques sur la situation de la centrale de Fukushima Dai-ichi, ce rapport fait une synthèse, un an après l'accident, des connaissances réunies par l'Institut sur la compréhension de l'accident et de ses conséquences sanitaires et environnementales.

Dans un premier temps, au cours des semaines qui ont suivi le séisme et le tsunami initiateurs de l'accident, l'analyse de la situation a été réalisée par le centre technique de crise de l'Institut, pour aider l'ambassade de France au Japon et les pouvoirs publics français à comprendre la situation, ses enjeux, les scénarios envisageables et leurs conséquences possibles, pour informer largement le public et pour aider les entreprises (industriels français au Japon, transporteur aériens ...) confrontées aux conséquences de l'accident. A la fin de cette période de crise, fin avril 2011, une structure de projet a été mise en place à l'IRSN pour poursuivre le travail d'analyse de l'accident et de ses conséquences. L'objectif est de tirer les enseignements de cette catastrophe et faire progresser les connaissances scientifiques et techniques, revisiter les doctrines techniques pour contribuer à prévenir la récurrence de tels accidents, et mieux gérer les situations d'urgence et post-accidentelles.

Un an après la catastrophe, le déroulement complet de la séquence accidentelle échappe encore à la compréhension précise. Le retour d'expérience de l'accident de Three Mile Island de 1979 où la réalité de l'endommagement du cœur du réacteur n'a été constatée qu'en 1986, laisse penser qu'il faudra plusieurs années pour reconstruire le scénario détaillé de l'accident qui a conduit aux rejets radioactifs. Pour cela, l'accès aux installations sera un préalable nécessaire.

1. LE CENTRE TECHNIQUE DE CRISE DE L'INSTITUT

Le fonctionnement du centre technique de crise lors de l'accident de Fukushima

Le vendredi 11 mars 2011 à 6h46 heure française, un séisme de très forte magnitude se produit à l'est de l'île de Honshu, entraînant l'arrêt automatique d'une dizaine de centrales nucléaires japonaises. Le séisme est suivi d'un tsunami.

Au regard des informations en provenance du Japon, l'Institut décide d'activer son centre technique de crise (CTC) à 11 heures. A 11h52, la première audioconférence pour faire un point de la situation initiale est organisée avec Météo France (qui avait été mis en alerte par l'Agence Internationale de l'Energie Atomique), la Direction de la Sécurité Civile du ministère de l'Intérieur et l'Autorité de Sûreté Nucléaire. Le centre technique de crise restera gréé jusqu'au 29 avril 11 heures, soit six semaines dont quatre avec présence permanente.

Le centre technique de crise compte, en grément initial, une cellule de direction, une cellule d'évaluation de l'installation, une cellule dédiée à l'évaluation des conséquences radiologiques, une cellule communication et une cellule de secrétariat et de logistique. Il a été complété immédiatement par une cellule de direction générale, puis renforcé le lundi 14 mars par une cellule santé, chargée de traiter les demandes extérieures concernant des personnes susceptibles d'avoir été exposées aux rejets de l'accident ou inquiètes pour leur santé, et le samedi 19 mars par une cellule environnement, chargée d'organiser une surveillance renforcée de la radioactivité de l'environnement en France métropolitaine et dans les DROM-COM. Dès le mardi 15 mars, des ingénieurs d'AREVA et d'EDF parlant et lisant le japonais ont rejoint le centre de crise, où ils sont restés présents par roulement pendant quatre semaines. Le dimanche 13 mars, un expert de l'IRSN a été envoyé à Tokyo pour accompagner le détachement de sécurité civile dépêchée sur place et assister l'Ambassadeur de France, en liaison avec le centre technique de crise. Il restera sur place un mois.

Pendant les quatre semaines où il a été gréé 24h sur 24, le centre de crise comptera au moins 30 experts le jour, dont 3 porte-paroles, et au moins 20 experts de nuit. Soit au total 200 personnes mobilisées sur les 1 700 que compte l'Institut.

La Direction de l'Institut a participé aux réunions quotidiennes organisées par le secrétaire général de l'Elysée et le directeur de cabinet du Premier ministre, aux réunions de la cellule de crise du Quai d'Orsay, et à celles du Comité Interministériel de Crise présidé par le Secrétaire général de la défense et de la sécurité nationale.

Le centre technique de crise de l'IRSN a été en liaison permanente avec celui de l'Autorité de Sûreté Nucléaire et quotidiennement par audioconférence avec l'ambassade de France à Tokyo.

La réponse au besoin d'informations des médias et du public a imposé une adaptation des moyens et des outils de communication. Rapidement, trois porte-paroles ont été désignés sur des domaines distincts (sûreté des installations, environnement et santé). Une adaptation du site Internet de l'Institut a été réalisée pour faire face à la hausse du trafic, puis la base de données des mesures de radioactivités en métropole et dans les régions d'outre-mer et collectivité d'outre-mer a été ouverte au public. Des bulletins d'information à destination des ressortissants français vivant au Japon ont également été diffusés.

Les enseignements sur le fonctionnement du centre technique de crise

Le premier retour d'expérience du fonctionnement du centre technique de crise de l'IRSN montre que le plateau technique a été performant (grâce aux outils et à la formation des experts) et que les travaux effectués par l'IRSN depuis plusieurs années dans la préparation des situations post-accidentelles (études sur l'accident de Tchernobyl) et son implication active dans les travaux menés dans le cadre du Comité directeur pour la gestion de la phase post-accidentelle d'un accident nucléaire (CODIR-PA) ont permis d'anticiper raisonnablement les enjeux sanitaires et environnementaux.

Cependant des enseignements, tant techniques que méthodologiques, ont été tirés sur la dispersion atmosphérique, l'impact des radionucléides dans le milieu marin, les dépôts, les mesures de radioactivité, etc. ainsi que sur le besoin d'internationaliser les outils d'évaluation de l'IRSN pour les étendre aux différents types d'installations nucléaires à l'étranger.

Du point de vue institutionnel, l'IRSN a joué pleinement son rôle d'expert public, en appui des nombreux acteurs de l'État inévitablement impliqués dans la gestion d'une crise nucléaire majeure, même survenant à l'étranger. En premier lieu bien sûr au profit de l'autorité de Sûreté Nucléaire à laquelle l'IRSN fournit un appui technique permanent, mais aussi au profit de plusieurs ministères impliqués dans différents aspects de la gestion de la crise, notamment vis-à-vis de la problématique des produits importés du Japon, de l'ambassade pour ce qui concerne la protection et l'information de la communauté française, ainsi que pour plusieurs grandes entreprises françaises implantées au Japon. Au total, l'IRSN a ainsi produit 58 notes d'informations à destination des autorités de l'État et a répondu à plus de 94 saisines provenant de différents départements ministériels, dont 36 de la part de l'Autorité de sûreté nucléaire.

2. PRESENTATION D'UN REACTEUR A EAU BOUILLANTE

2.1. DESCRIPTION GENERALE

Les réacteurs REB (Réacteur à Eau Bouillante) ou RBW (Boiling Water Reactor) constituent l'une des deux filières de réacteurs refroidis à l'eau légère (REL), l'autre filière (exploitée en France) étant celle des réacteurs à eau sous pression (REP) ou PWR (Pressurized Water Reactor).

Les REB (Figure 2-1) se distinguent des REP par le fait que l'eau se vaporise lors de la traversée du cœur du réacteur et que la vapeur ainsi produite est envoyée directement à la turbine sans présence d'un circuit de refroidissement intermédiaire (appelé circuit secondaire) comme dans les REP. En ce sens, les réacteurs de type REB sont très similaires à une chaudière classique à recirculation forcée.

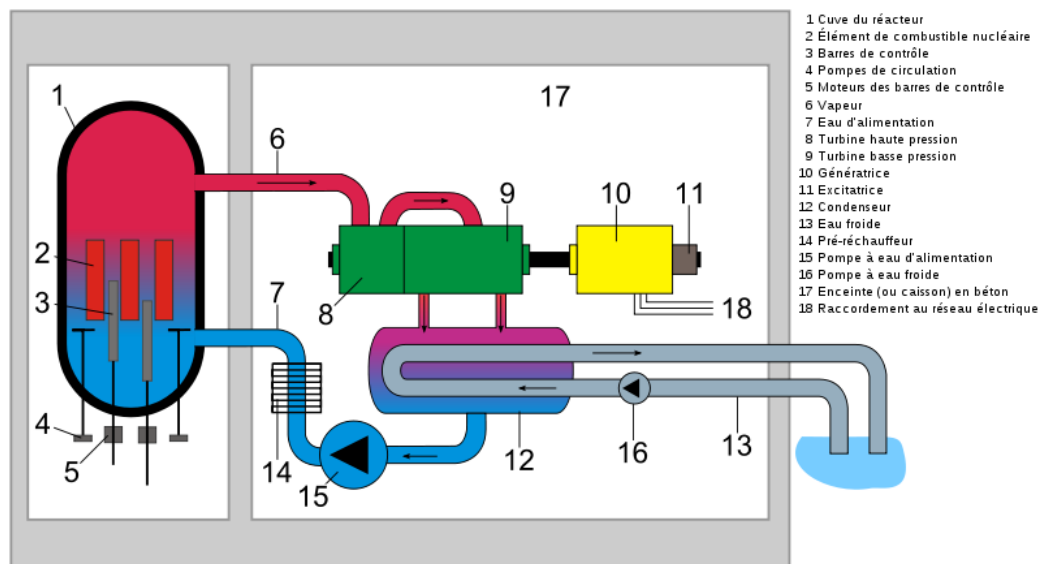


Figure 2-1 - Schéma du fonctionnement général d'un REB

2.2. LES BARRIERES DE CONFINEMENT

Comme pour les REP, trois barrières de confinement s'interposent entre les matières radioactives et l'environnement, avec toutefois des particularités :

- Les gaines des éléments combustibles.** Les gaines des éléments combustibles confinent les produits radioactifs. Dans le cas des REB, leur étanchéité est particulièrement importante pour éviter de contaminer la turbine, comme l'illustre par exemple leur épaisseur 50 % plus importante que sur les REP.
- Le circuit de refroidissement principal.** Contrairement aux REP où l'eau circulant dans ce circuit doit rester liquide, l'eau des REB bout et n'est donc pas maintenue à une pression aussi élevée (la température de fonctionnement des 2 types de réacteur est proche). L'épaisseur des éléments constituant le circuit primaire des REB est donc plus faible.
- L'enceinte de confinement.** Elle a évolué dans le temps : à Fukushima Dai-ichi, cette enceinte est de type Mark I (Figure 2-2) pour les réacteurs 1 à 5 et de type Mark II pour le réacteur 6 (Figure 2-3).

L'enceinte de confinement des REB est très spécifique, mais globalement composée :

- d'une chambre sèche ("drywell"), constituant la partie haute de l'enceinte, c'est-à-dire le puits de cuve ; le "drywell" est inerté à l'azote ;
- d'une chambre de condensation ("wetwell"), constituant la partie basse de l'enceinte (de forme toroïdale pour les enceintes de type Mark I) ; le "wetwell" contient de l'eau sur environ la moitié de sa hauteur ("suppression pool") et sa surface libre est surmontée par de l'azote.

Le "drywell" et le "wetwell" sont reliés par plusieurs conduits ("vents") plongeant dans l'eau contenue dans le "wetwell".

Le "wetwell" est notamment utilisé dans deux principaux cas :

- en cas de rupture d'une tuyauterie, le mélange eau liquide/vapeur est dirigé vers la "suppression pool" où il se condense par barbotage dans de l'eau, ce qui permet de limiter la montée de la pression dans l'enceinte de confinement qui est conçue pour résister à une pression de 3,5 bars environ ;
- si toutefois la pression dans l'enceinte devient trop élevée, des rejets vers l'extérieur sont possibles. Des lignes équipées de vannes sont connectées au wetwell ou au drywell à cet effet ;
- en cas de besoin d'évacuer l'eau contenue dans la cuve grâce à une tuyauterie reliant la cuve du réacteur et la "suppression pool".

Dans les deux cas, il est nécessaire de refroidir la "suppression pool" par un système dédié (c'est un des rôles du "Residual Heat removal System" ou RHR).

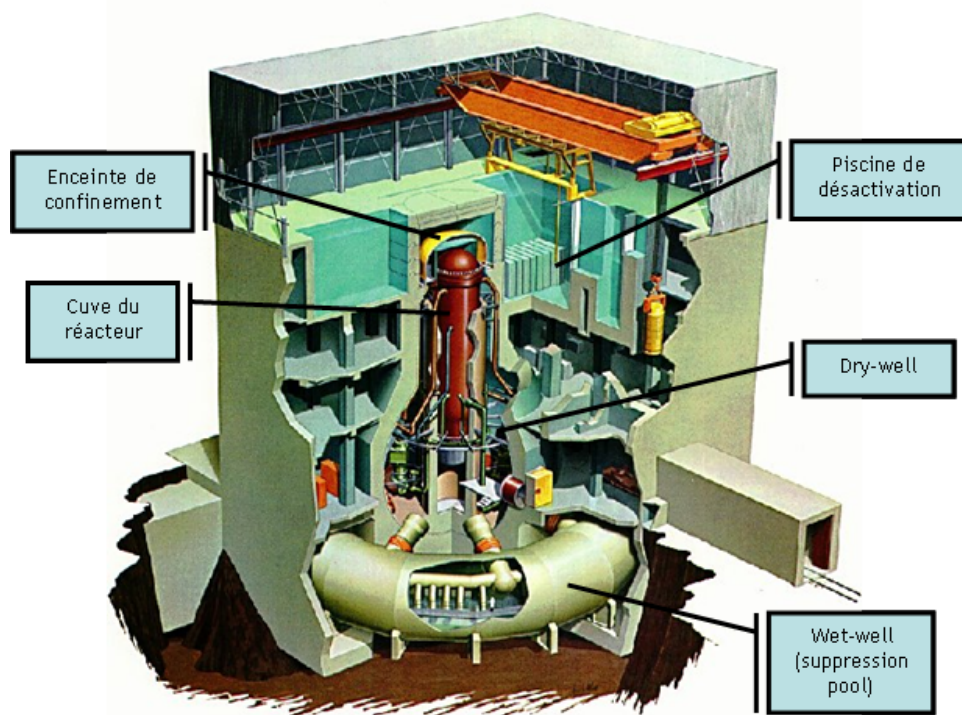


Figure 2-2 - Enceinte de confinement de type Mark I

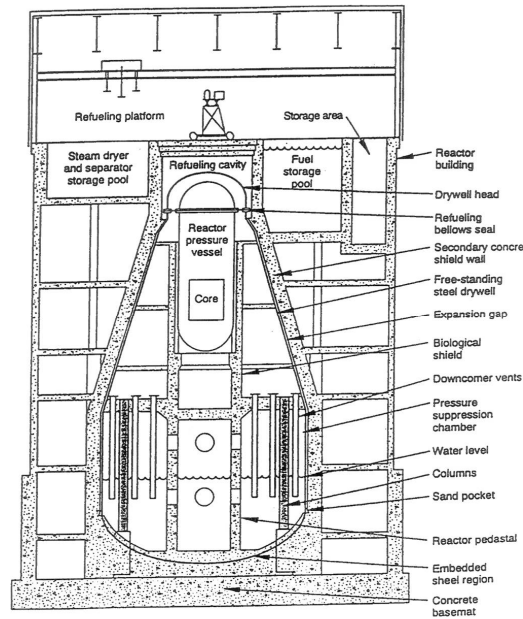


Figure 2-3 - Enceinte de confinement de type Mark II.

Le bâtiment du réacteur englobe l'enceinte de confinement et contient également la piscine de désactivation dans laquelle les assemblages de combustibles neufs et irradiés sont entreposés. Ce n'est pas un bâtiment réputé étanche.

2.3. LES SYSTEMES DE SAUVEGARDE

Seul un nombre limité de systèmes a été sollicité durant la première phase de l'accident, les autres s'étant révélés indisponibles du fait de l'absence de sources électriques ou de refroidissement. Il s'agit :

- 1) du système de condensation en situation d'isolation (Isolation Condenser ou IC). Il est présent uniquement sur le réacteur 1 de type BWR/3 ;
- 2) du système de refroidissement du cœur en situation d'isolation (RCIC ou Reactor Core Isolation Cooling system). Il est implanté uniquement sur les réacteurs 2 et 3 de type BWR/4 ;
- 3) du système d'injection à haute pression (HPCI ou High Pressure Coolant Injection). Il est installé sur les trois réacteurs mais n'a fonctionné, brièvement, que sur le réacteur 3 ;
- 4) du système de dépressurisation de la cuve (SRV ou Steam Relief Valve),
- 5) du système de dépressurisation de l'enceinte (HVS pour Hardened Venting System).

Ce chapitre présente les principes de fonctionnement de ces systèmes, ils seront systématiquement désignés par leur acronyme anglais dans la suite du texte.

2.3.1. ISOLATION CONDENSER - IC

Ce système (Figure 2-4) a vocation à refroidir le cœur lorsque l'évacuation de la puissance ne peut plus se faire par le condenseur principal (12 de la Figure 2-1).

Des tuyauteries situées en partie haute de la cuve permettent à la vapeur de cheminer vers un échangeur placé dans une réserve d'eau. La vapeur s'y condense et l'ensemble échangeur/réservoir a ainsi un rôle de condenseur. Le retour de l'eau condensée vers la cuve est assuré par simple équilibre gravitaire par le biais de tuyauteries entre le condenseur et la partie basse de la cuve. Une circulation naturelle s'instaure sans nécessiter de moyen de pompage, seule l'ouverture de vannes est nécessaire. Toutefois, la chaleur transmise aux condenseurs est évacuée par évaporation à l'atmosphère de l'eau de ces derniers, la réserve d'eau a donc besoin d'un appoint à terme.

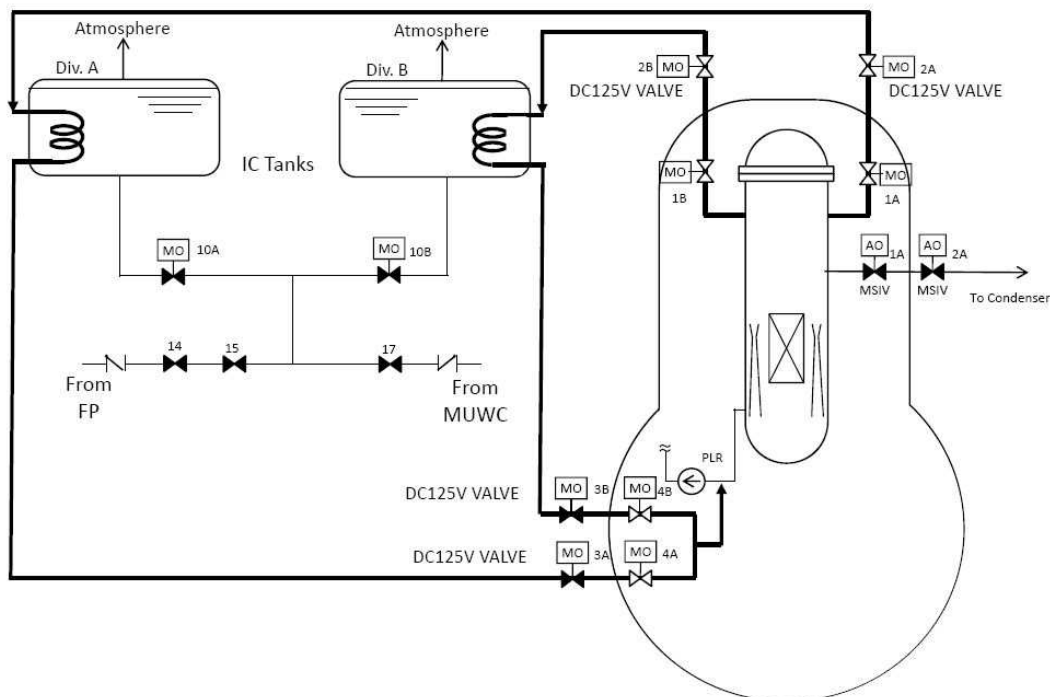


Figure 2-4 - Fukushima Dai-ichi - Schéma de principe du système IC (réacteur n° 1)

2.3.2. REACTOR CORE ISOLATION COOLING SYSTEM - RCIC

Ce système (Figure 2-5) vise à refroidir le cœur lorsque le réacteur est à l'arrêt ou lorsque les circuits normaux d'alimentation en eau sont indisponibles (vannes d'isolement de la vapeur vers la turbine fermées ou pompe d'eau alimentaire indisponible). La vapeur produite dans la cuve par la puissance résiduelle alimente une turbine dédiée qui actionne une turbopompe permettant d'injecter de l'eau venant de plusieurs sources possibles ("suppression pool", réserve tampon du condenseur en particulier) dans la cuve du réacteur. La vapeur d'eau détendue dans cette turbine est ensuite renvoyée dans la "suppression pool" où elle est refroidie par un système dédié (voir paragraphe 2.2).

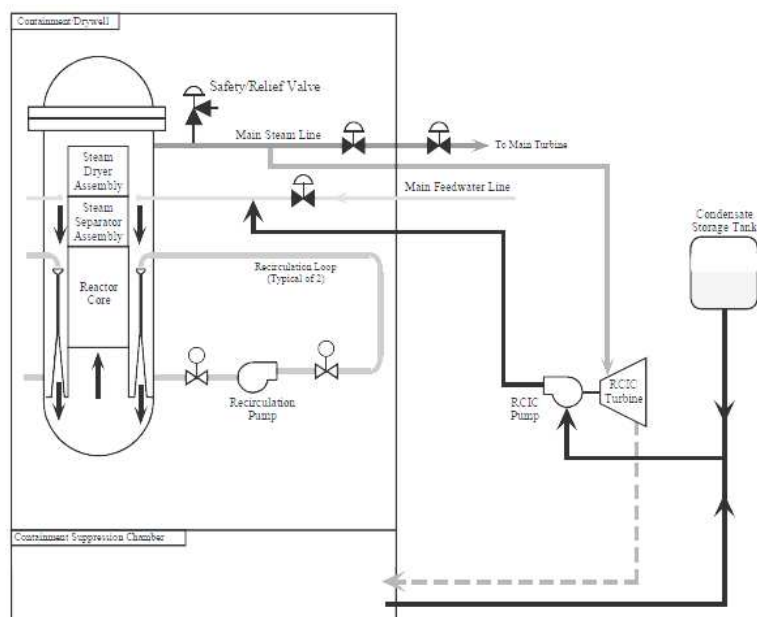


Figure 2-5 - Schéma de principe du circuit RCIC (réacteurs n° 2 à 5)

2.3.3. HIGH PRESSURE CORE INJECTION SYSTEM - HPCI

Ce système (Figure 2-6) permet d'injecter de l'eau dans le cœur via une rampe située au dessus des assemblages. L'eau peut provenir soit du réservoir tampon du condenseur ("Condensate Storage Tank"), soit de la "suppression pool" en cas d'absence d'eau venant du condenseur. Le nom du système et le type de pompe assurant la circulation de l'eau dans le circuit diffèrent selon le type de réacteur REB (pour tous les réacteurs du site de Fukushima Dai-ichi, le système s'appelle HPCI et utilise une turbopompe alimentée par une turbine dédiée).

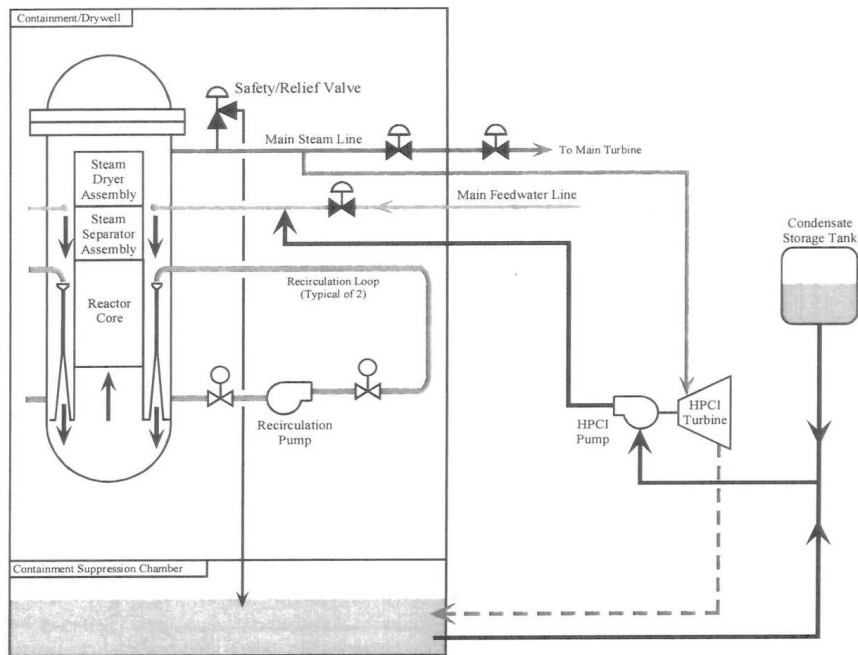


Figure 2-6 - Schéma de principe du système HPCI

2.3.4. SAFETY RELIEF VALVES - SRV

Il s'agit du système de dépressurisation de la cuve (Figure 2-7). SRV vaut pour Safety Relief Valves. Il existe deux types de soupapes :

- 1) des soupapes de sûreté (safety valve), trois par réacteur, s'ouvrant à relativement haute pression et déversant directement dans le drywell,
- 2) des soupapes de dépressurisation (main steam safety relief valves), déversant dans la « suppression pool ». Les soupapes de dépressurisation sont de type pneumatique (fonctionnant à l'air comprimé). L'air est fourni à chaque vanne par une ligne d'air par l'intermédiaire d'une vanne solénoïde (zig-zag). En cas de perte des alimentations électriques, les vannes solénoïdes sont déchargées et les soupapes de dépressurisation sont en position fermée.

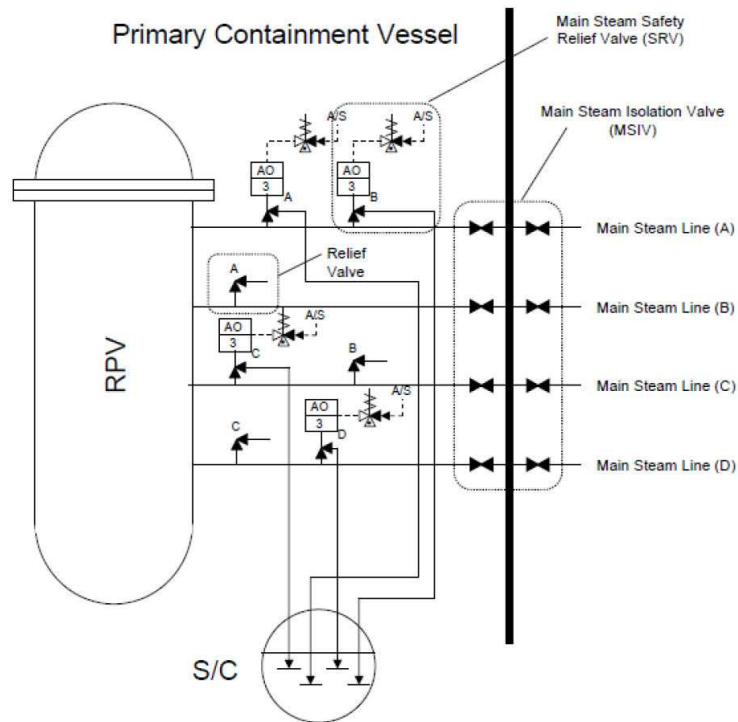


Figure 2-7 - Schéma de principe du SRV sur le réacteur 1

2.3.5. HARDENED VENTING SYSTEM

Le système de dépressurisation en situation accidentelle est une modification récente. Il semblerait qu'avant Tchernobyl n'ait existé sur ces réacteurs qu'un système d'événage en condition normale. Ce système n'est pas dimensionné pour fonctionner en conditions d'accident grave. Suite à l'accident de Tchernobyl, l'Autorité de sûreté nucléaire américaine a décidé de modifications à opérer sur les BWR/GE aux Etats-Unis avec ajout d'un système d'événage dit renforcé (hardened) spécifique aux situations accidentelles. Le système d'événage renforcé a été installé sur les réacteurs de Fukushima entre 1999 et 2001.

Le système de dépressurisation des enceintes MARK-I de Fukushima-1, 2 et 3 est schématisé ci-dessous.

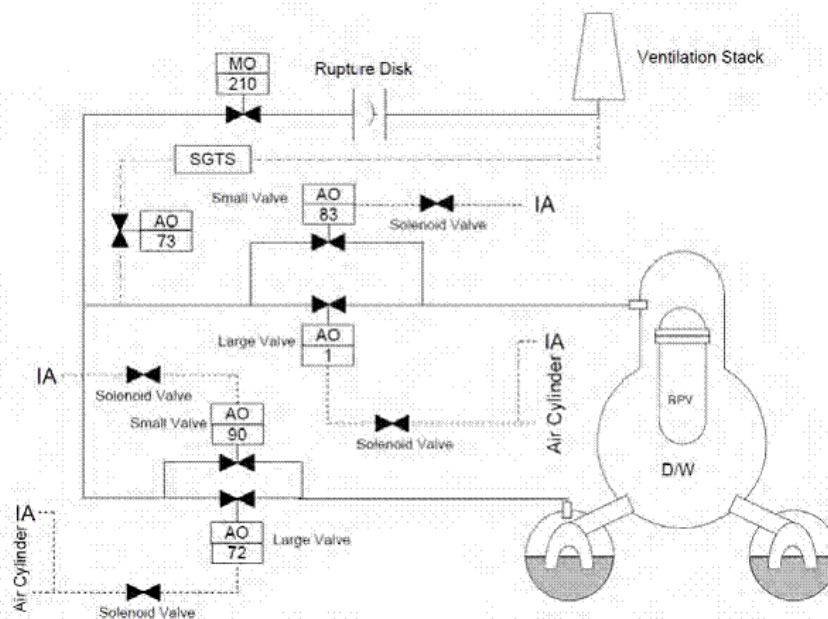


Figure 2-8 - Schéma de principe du système de dépressurisation de l'enceinte - réacteur 1

3. LE SEISME DE TOHOKU DU 11 MARS 2011

Au cours de son histoire, le Japon a subi de très nombreux séismes meurtriers. Parmi les plus récents, on peut citer en particulier les séismes de Zenkoji (18/05/1847, magnitude 7,4, 34 000 morts), de Sanriku (15/06/1896, magnitude 7,6, 22 000 morts), de Tokyo (01/09/1923, magnitude 8,3, plus de 100 000 morts) et de Kobé (16/01/1995, magnitude 7,2, 5 502 morts).

Le vendredi 11 mars 2011, à 14h46 heure locale, le Japon a été frappé par un puissant séisme de magnitude 9,0. Cet événement est le plus fort qui ait jamais été enregistré au Japon et se place au 4^{ème} rang des plus forts séismes recensés dans le monde depuis le XVIII^{ème} siècle (Figure 3-1). Ce séisme s'est produit en mer à 80 km à l'est de l'île de Honshu et à 370 km au nord-est de Tokyo. Il a été rapidement suivi par un tsunami de très grande ampleur (de plusieurs mètres à la dizaine de mètres) qui a frappé durement les côtes orientales de l'île de Honshu, occasionnant un très grand nombre de victimes (environ 20 000) et de très importants dommages matériels. Deux jours auparavant, une forte secousse de magnitude 7,2 et trois de magnitude supérieure à 6,0 avaient déjà ébranlé cette région, sans pour autant permettre de présager de la catastrophe qui allait suivre. A *posteriori*, ces événements sont considérés comme des précurseurs du séisme du 11 mars.

Année	Lieu	Magnitude
1960	Chile	9,5
1964	Prince William Sound, Alaska	9,2
2004	Sumatra-Andaman Islands	9,1
2011	Near the East Coast of Honshu, Japan	9,0
1952	Kamchatka	9,0
1868	Arica, Peru (now Chile)	9,0
1700	Cascadia Subduction Zone	9,0
2010	Offshore Bio-Bio, Chile	8,8

Figure 3-1- Séismes de plus forte magnitude recensés depuis 1700 (source USGS/NEIC).

L'archipel du Japon se situe à l'aplomb d'une zone où convergent trois plaques tectoniques majeures, formant une structure géodynamique complexe (Figure 3-2). Au sud, la plaque philippine plonge sous la plaque eurasienne, tandis qu'au nord (au large de Tokyo), la plaque pacifique plonge sous les plaques philippine et eurasienne. La convergence rapide de ces plaques (~8 à 9 cm/an) génère une forte sismicité, localisée principalement au niveau des zones de contact inter-plaques. C'est au contact des plaques tectoniques Pacifique et Eurasie, et à une profondeur de 32 km, que s'est déclenché le séisme du 11 mars.

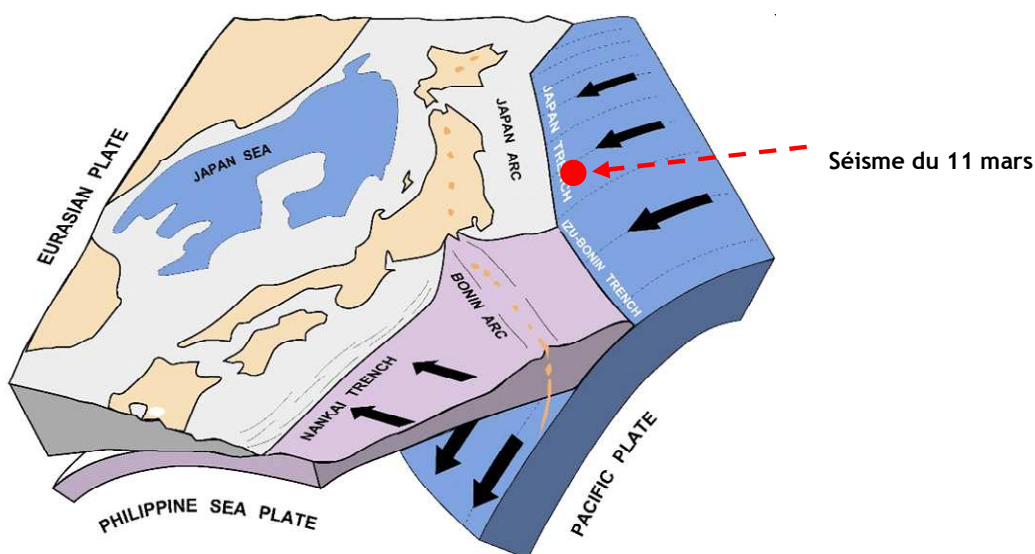


Figure 3-2 - Contexte sismotectonique du Japon (d'après L. Jolivet).

La zone de faille qui a rompu lors du séisme du 11 mars 2011 s'étend sur une longueur de plus de 500 km, tandis que le glissement sur la faille a localement dépassé 25-30 m (Figure 3-4). Ces dimensions exceptionnelles expliquent la durée très longue de la secousse (plus de 2 minutes à Tokyo). L'énergie colossale libérée pendant la rupture a induit des mouvements du sol très importants sur une grande partie du territoire japonais. Le réseau d'enregistrements des séismes japonais, le plus dense au monde, permet de se rendre compte de la répartition cartographique des accélérations maximales subies (Figure 3-3). Localement, les accélérations ont dépassé l'accélération de la pesanteur.

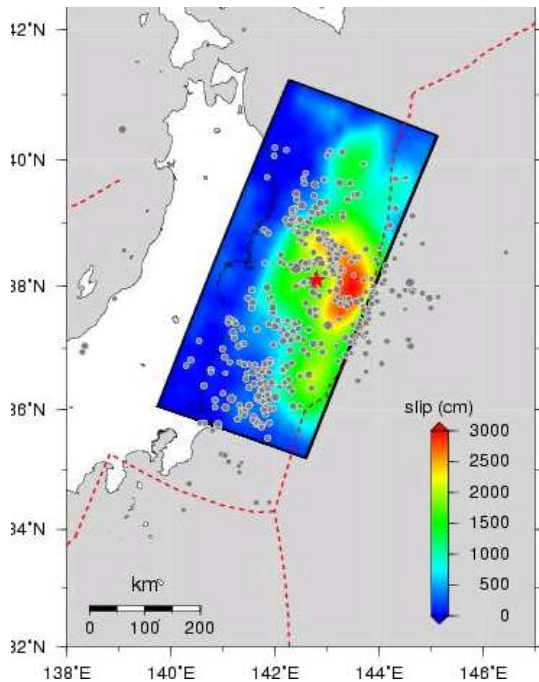


Figure 3-4 - Cartographie du glissement lors du séisme de Tohoku (échelle de couleur, d'après Wei et al., 2011) et de ses répliques (points gris). La projection en surface de la zone de faille activée lors du choc principal est matérialisée par un rectangle noir.

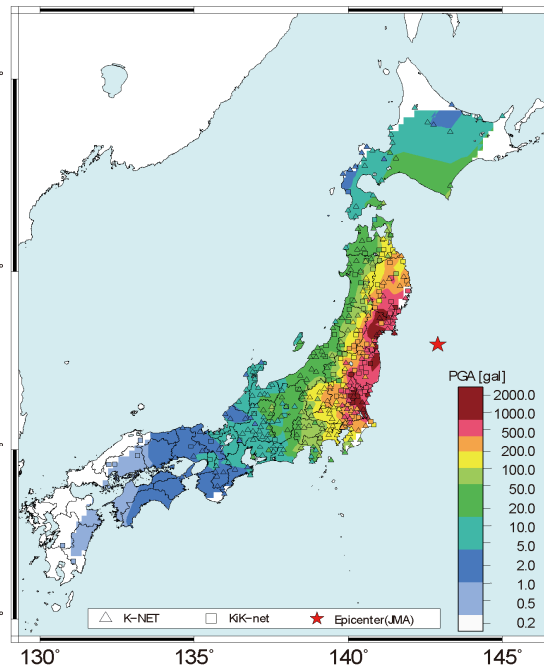


Figure 3-3 - Carte de la répartition des accélérations maximales enregistrées par les réseaux Kik-net et K-net au niveau du sol. Pour information, une accélération de 980 gal équivaut à celle de la pesanteur (1g) (source USGS/NEIC).

L'analyse des données enregistrées par les nombreuses stations GPS du GSI (Geospatial Information Authority) réparties sur la partie nord de l'île de Honshu révèle que la côte nord-est du pays s'est déplacée vers l'est d'en moyenne 2,4 m, et localement de plus de 4 m. De même, ces données géodésiques indiquent que la côte est s'est affaissée en moyenne de 50 cm, le maximum ayant été enregistré pour la préfecture de Miyagi Est, avec une subsidence de 1,1 m (source USGS).

Le déplacement relatif des plaques pacifique et eurasienne qui a eu lieu au sein de l'écorce terrestre au cours de séisme de Tohoku, a considérablement modifié la répartition des forces dans l'ensemble de la zone (modification de l'état de contraintes). Les réajustements nécessaires à la mise en place d'un nouvel équilibre ont entraîné l'occurrence de plusieurs milliers de répliques (Figure 3-4), dont quelques-unes de forte magnitude (4 de magnitude supérieure à 7,0 et plus de 500 de magnitude supérieure à 5,0). Les répliques se sont produites en majorité le long du plan de subduction. Néanmoins, il est à relever que certaines répliques ont été observées sur d'autres structures géologiques que les modifications de l'état de contraintes ont permis de réactiver à plus grande distance. Des répliques majeures ont en particulier eu lieu à terre, occasionnant d'importants dégâts et des déplacements significatifs en surface, la plus importante d'entre elles étant celle du 11 avril 2011 (magnitude 7,1 -Figure 3-5). Plusieurs années seront nécessaires pour que l'activité sismique directement liée à l'occurrence du séisme de Tohoku ne se dissipe.



Figure 3-5 - Déplacement en surface observé suite à la réplique du 11/04/2011 - Séisme d'Hamadoori. L'escarpement vertical consécutif au mouvement de la faille est compris entre 1 et 3 m (Ishiyama et al., 2011).

Séisme suivi d'un tsunami...

Moins d'une heure après le séisme, à partir de 15h27, une série de tsunamis va affecter le site de Fukushima Dai-ichi dont certains vont dépasser les digues de protection au droit du site. La hauteur de la première vague, qui s'est produite à 15h27, est estimée à 4 m. A 15h35, un deuxième tsunami dont la hauteur n'est pas connue déferle au droit du site.

Au final, les installations du site ont été submergées jusqu'à une hauteur de 14 à 15 mètres au-dessus du niveau zéro marin, soit plus du double de la prévision maximale retenue à l'issue d'une réévaluation par TEPCO au cours des années 2000. La réévaluation du risque d'inondation conduisait à un niveau maximum de 5,7 m au-dessus du niveau zéro marin (1,3 m dû à la marée + 4,4 m dû au tsunami). Le système d'alerte pour les tsunamis japonais a été mis en œuvre, mais la hauteur de la vague annoncée initialement pour Fukushima était de 3 mètres seulement. Les plateformes des réacteurs n°1 à 4 sont situées à +10m par rapport au niveau de référence alors que les plateformes des réacteurs n°5 et 6 sont situées à +13m. Une hauteur d'eau d'environ 4 m a donc submergé les plateformes des réacteurs n°1 à 4.

Les Figure 3-6 et Figure 3-7 illustrent la violence de l'événement et l'ampleur de l'inondation.

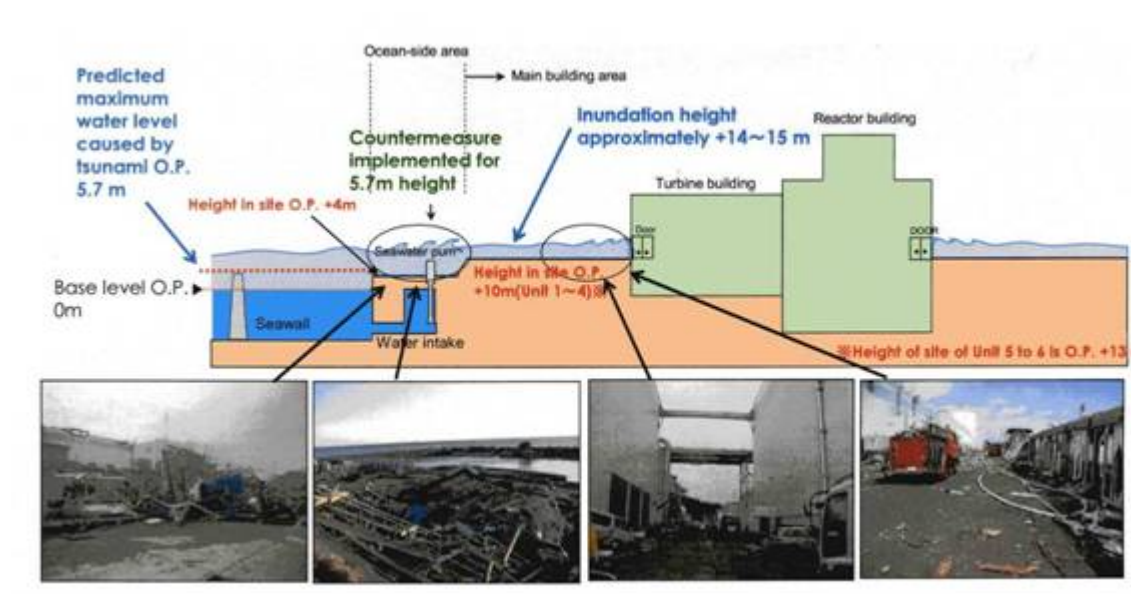


Figure 3-6 - Inondation du secteur des tranches 1 à 4 du site de Fukushima Dai-chi (source TEPCO)



Figure 3-7 - Submersion de la digue de Fukushima Dai-chi (source TEPCO)

Un an après...

Les scientifiques du monde entier se sont penchés et se pencheront encore pendant de nombreuses années sur les données enregistrées lors du séisme de Tohoku pour en étudier la phénoménologie. Ce méga-séisme de subduction est l'événement qui dispose au monde de la plus grande variété et quantité d'observations de qualité. Ces données devraient permettre de progresser dans la compréhension des mécanismes physiques qui gouvernent le fonctionnement de ces zones de convergence rapide et de mieux évaluer l'aléa sismique associé.

En complément, un autre aspect devra être examiné. En effet, il est clair qu'un séisme majeur était attendu dans la région par l'ensemble de la communauté scientifique japonaise à moyen terme. Néanmoins, les connaissances accumulées jusque-là avaient conduit une majorité d'entre eux à ne pas envisager la possibilité d'un méga-séisme et d'un tsunami associé d'une telle ampleur. L'enjeu est aujourd'hui de comprendre pourquoi cette hypothèse n'avait pas été privilégiée, et d'identifier les signaux qui auraient pu conduire la communauté scientifique à considérer possible un tel événement (Figure 3-8).

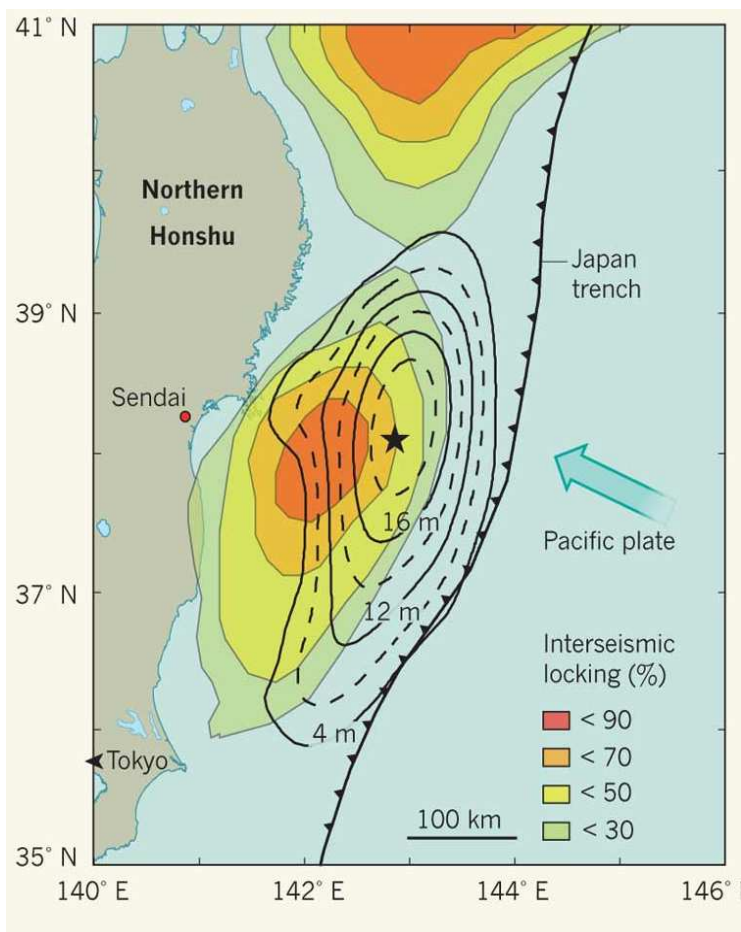


Figure 3-8 - Évaluation du couplage entre les plaques Pacifique et Eurasienne. Ces résultats (obtenus à partir de données acquises sur une période de 15 ans) indiquent que la zone de contact qui a cédé lors du méga-séisme de Tohoku était fortement couplée. La déformation élastique (qui est le moteur de la sismicité et le résultat de la convergence des plaques) s'y accumulait, ce qui a posteriori pouvait laisser craindre la survenue d'un événement majeur. Ces résultats s'opposent aux hypothèses avancées jusqu'alors pour expliquer le déficit entre la quantité d'énergie libérée par les séismes connus historiquement et celle liée à la convergence des plaques tectoniques. En effet, les études considéraient qu'une partie significative de la déformation imposée par la convergence était dissipée de manière asismique. D'après Avouac (2011).

4. CONSEQUENCES SUR LES REACTEURS DE FUKUSHIMA DAI- INI, ONAGAWA, TOKAI, HIGASHIDORI ET HAMAOKA

La côte est de l'île de Honshu héberge 18 réacteurs électronucléaires en exploitation, tous de type REB. Ils sont répartis sur cinq sites (Figure 4-1). Aucun de ces réacteurs n'est en fonctionnement à ce jour (mars 2012).

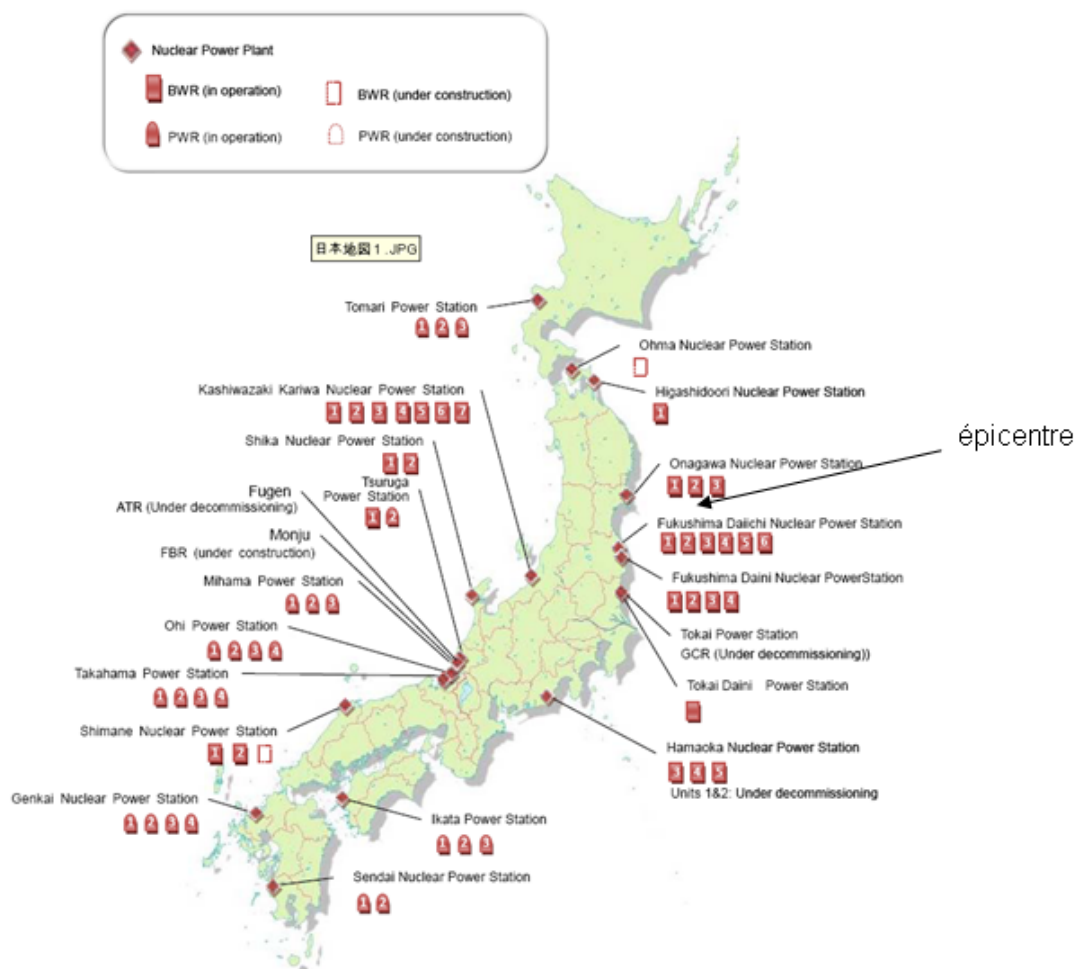


Figure 4-1- implantation des réacteurs électronucléaires japonais.

Les 4 réacteurs installés sur le site de Fukushima Dai-ini (préfecture de Fukushima) fonctionnaient en puissance au moment du séisme, séisme qui a provoqué leur arrêt automatique. Sur le réacteur n°1, le tsunami a conduit à l'inondation et à l'indisponibilité des systèmes électriques. De plus, les moyens de refroidissement par l'eau de mer ont été considérés défectueux suite au noyage de leurs locaux. En conséquence, les équipements qu'ils desservent, dont les groupes électrogènes de secours, ne pouvaient être utilisés. Le refroidissement de la piscine de stockage du combustible usé a également été perdu. L'évacuation de la puissance résiduelle du cœur du réacteur a alors été assurée par des appoints en eau dans la cuve par des systèmes dédiés. L'eau ainsi injectée, échauffée lors de son passage dans le cœur, ne pouvait toutefois être ensuite refroidie. Néanmoins, la restauration progressive de moyens de refroidissement et de sources électriques - généralement par la mise en place de systèmes temporaires - ont permis d'éviter la dégradation à terme des assemblages combustibles. Les réacteurs 2 à 4 ont connu des scénarios similaires, mais la perte des systèmes électriques ou des systèmes de refroidissement par l'eau de mer n'a été que partielle.

Les 3 réacteurs d'Onagawa (préfecture de Myagi) en fonctionnement en puissance ou en redémarrage se sont arrêtés automatiquement suite au séisme. Ils n'ont pas perdu leurs sources électriques externes. Toutefois, la défaillance d'un transformateur du réacteur n°1 a nécessité le basculement sur un groupe électrogène de secours. Sur les réacteurs n°2 et n°3, l'inondation de certains locaux abritant les moyens de refroidissement par l'eau de mer a eu un impact limité car elle n'a été que partielle. La situation a été rapidement maîtrisée sur les 3 réacteurs et aucune dégradation du cœur n'a été signalée. Il en va de même sur les piscines de stockage du combustible usé dont le refroidissement - perdu suite au séisme - a été restauré dans la journée du 11 mars.

Toutes les sources électriques externes du seul réacteur de la centrale de Tokai 1 (préfecture de Ibaraki), qui s'est arrêté automatiquement, ont été perdues suite au séisme. Néanmoins, un des groupes électrogènes de secours dont les systèmes de refroidissement n'avaient pas été noyés est resté fonctionnel. Ce groupe de secours a permis la réalimentation électrique du refroidissement de la piscine de stockage des combustibles usés dès le lendemain du séisme.

Dans la préfecture d'Aomori, le réacteur du site de Higashidori, en arrêt pour visite périodique au moment du séisme, a connu une perte de ses sources électriques externes. Elles ont été récupérées dans la nuit, un groupe électrogène de secours assurant l'alimentation électrique dans l'intervalle.

Enfin, à environ 500 km de l'épicentre du séisme, les 3 réacteurs² du site de Hamaoka (préfecture de Shizuoka) n'ont pas rencontré de problème particulier, les 2 réacteurs en fonctionnement au moment du séisme étant d'ailleurs restés en puissance. Toutefois, le maintien à l'arrêt du réacteur n°3 (en visite périodique au moment du séisme) et l'arrêt des réacteurs n°4 et n°5 ont fait l'objet d'une décision gouvernementale en mai 2011 dans l'attente du renforcement de la protection du site.

5. ACCIDENT DE FUKUSHIMA DAI-ICHI

Le site de Fukushima Dai-ichi (ou Fukushima I) comporte 6 réacteurs. La Figure 5-1 présente le site avant l'accident. On distingue notamment les bâtiments des réacteurs 1, 2, 3 et 4 au centre de la photo, les réacteurs 5 et 6 étant situés un peu à l'écart, sur une plateforme plus élevée. A noter également la présence sur le site d'une piscine commune de stockage des combustibles usés qui comportait 6 400 assemblages au moment de l'accident.

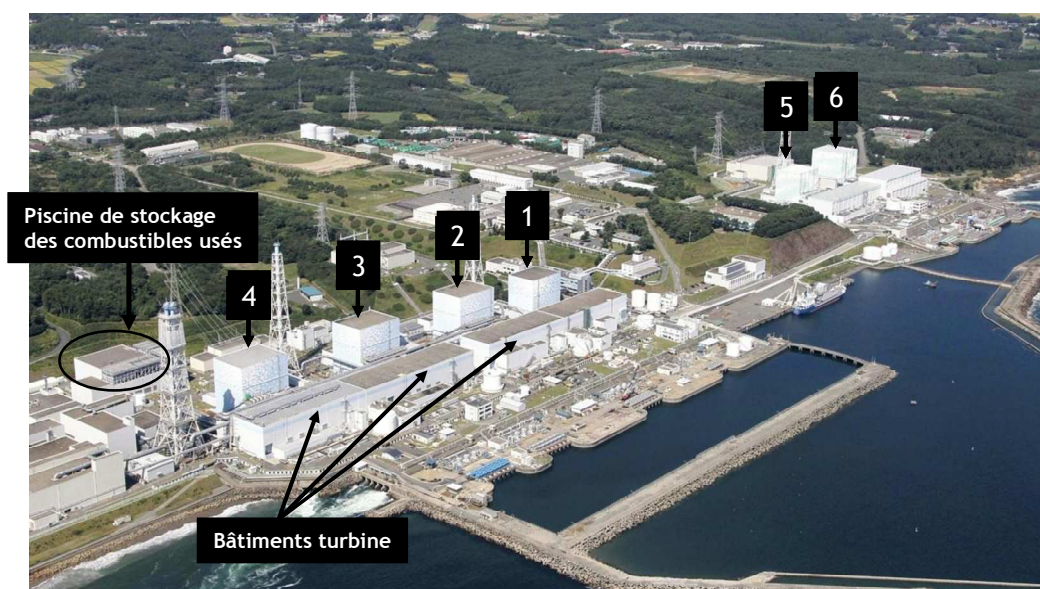


Figure 5-1 - Vue du site de Fukushima Dai-ichi avant l'accident (photo Google maps)

¹ Le site est équipé d'un autre réacteur - réacteur 1 de type « graphite gaz » - fermé définitivement en 1998.

² Deux autres réacteurs - réacteur 1 et 2 (BWR) - sont à l'arrêt depuis les années 2000 et ont été fermés en 2009.

Le site de Fukushima Dai-ichi est exploité par Tokyo Electric Power Company (TEPCO). Il se situe sur les communes de Okuma et Futaba, dans la préfecture de Fukushima.

Il comporte 6 réacteurs à eau bouillante respectivement de 460 MWe (réacteur 1), 784 MWe (réacteurs 2 à 5) et 1 100 MWe (réacteur 6).

Les réacteurs 1 à 5 sont de type Mark I. Le réacteur n°6 est de type Mark II. Le tableau 5-1 donne des informations sur les réacteurs du site de Fukushima I, leur état ainsi que les inventaires des cœurs avant l'accident.

**Tableau 5-1 : Informations sur les installations de Fukushima I
(types de réacteurs et inventaires des cœurs (PN* puissance nominale))**

	Tranche 1	Tranche 2	Tranche 3	Tranche 4	Tranche 5	Tranche 6
Puissance électrique (MWe)	460	784	784	784	784	1 100
Type de réacteur	REB-3	REB-4	REB-4	REB-4	REB-4	REB-5
Date de mise en service	Mars 1971	Juillet 1974	Mars 1976	Octobre 1978	Avril 1978	Octobre 1979
Nombre d'assemblages dans le cœur	400	548	548	0	548	764
Etat du réacteur avant l'accident	100% PN*	100% PN*	100% PN*	Cœur déchargé	A l'arrêt	A l'arrêt
Type de Combustible	UO ₂	UO ₂	UO ₂ et 32 MOX	UO ₂	UO ₂	UO ₂

Les réacteurs n° 1, 2 et 3 fonctionnaient à pleine puissance au moment du séisme. Le réacteur n° 4 était en arrêt programmé depuis le 30 novembre 2010. Le cœur avait été totalement déchargé et était entreposé dans la piscine de désactivation.

Les réacteurs n° 5 et n° 6 étaient également à l'arrêt programmé pour rechargement respectivement depuis le 3 janvier 2011 et le 14 août 2010. Les assemblages étaient chargés dans les cœurs.

5.1. SEQUENCE ACCIDENTELLE 11 MARS - 25 MARS 2011

Nota : Les éléments qui figurent ci-après sont issus des rapports publiés par l'AIEA et les organismes japonais impliqués dans l'analyse de l'accident. Des incertitudes subsistent sur le déroulement précis de l'accident. Les dommages des installations imputables au séisme ou encore l'état des cœurs sont par exemple mal connus du fait notamment de l'impossibilité d'accéder à certaines zones des bâtiments des réacteurs à cause de l'ambiance radiologique qui y règne. Les éléments présentés pourraient donc être revus dans l'avenir et doivent être considérés avec précaution.

Le séisme survenu le 11 mars à 14h46 JST³ a provoqué une perte totale des alimentations électriques externes sur le site de Fukushima Dai-ichi. Suite au séisme, les réacteurs n° 1, 2 et 3 ont été arrêtés automatiquement par insertion des grappes de contrôle dans le cœur pour arrêter la réaction en chaîne. Les systèmes d'évacuation de la puissance résiduelle ont démarré (2 par réacteur). Leur alimentation électrique était alors assurée par les groupes électrogènes de secours. Bien que le séisme ne semble pas avoir mis en cause directement le caractère

³ Japan Standard Time

opérationnel des fonctions de sûreté, les dommages occasionnés sur les installations et les effets de ces dommages éventuels sur le déroulement de l'accident ne sont pas connus précisément à ce jour.

Moins d'une heure après le séisme, les installations du site ont été submergées par des vagues successives. La plus dévastatrice, d'une hauteur de 14 à 15 mètres au-dessus du niveau zéro marin, a été enregistrée à 15h42 JST.

La digue de protection en mer, au droit du site, a ainsi été submergée. Les stations de pompage des 6 réacteurs ont été fortement endommagées et les pompes de refroidissement de la centrale, non protégées contre l'inondation, ont été noyées, privant ainsi les réacteurs et leur piscine de désactivation de source de refroidissement. L'eau a ensuite pénétré dans les bâtiments des îlots nucléaires, entraînant la perte de tout ou partie des groupes électrogènes de secours et des tableaux électriques permettant l'alimentation des systèmes de sûreté des réacteurs et des piscines de désactivation. Ainsi, à l'exception du réacteur n°6, tous les réacteurs du site se sont retrouvés à la fois en situation de perte totale des sources électriques et de perte totale de source froide.

Le groupe électrogène du réacteur n°6, refroidi à l'air, a en effet pu être utilisé durablement, en alternance sur le réacteur n°5 et le réacteur n°6, pour le refroidissement des cœurs et des piscines.

Seules les batteries du réacteur n°3 sont restées opérationnelles suite au tsunami. Les salles de commande des réacteurs n°1 et n°2 se sont donc retrouvées privées d'éclairage. L'alimentation électrique de la salle de commande du réacteur n°2 ne sera rétablie que le 22 mars.

La perte des batteries a également entraîné la perte d'indications précieuses sur l'état de l'installation, en particulier l'état de fonctionnement de certains systèmes et les paramètres de suivi de l'état de l'installation (niveau d'eau dans la cuve, pression dans l'enceinte de confinement). Des indications ont pu être obtenues ponctuellement en utilisant de petits générateurs.

Enfin, la perte des sources électriques a conduit à la perte d'un grand nombre de moyens de télécommunications prévues au titre du plan d'urgence interne pour l'information des équipes de crise. Tous ces aspects ont grandement perturbé la gestion de l'accident.

La salle de commande et une partie du contrôle commande du réacteur n°3 sont restées par contre opérationnelles.



Figure 5-2 - zone inondée suite au tsunami

5.1.1. DEROULEMENT DE L'ACCIDENT SUR LE REACTEUR N° 1

En cas de perte totale des alimentations électriques, le réacteur n°1 dispose de deux moyens de refroidissement permettant d'évacuer la puissance résiduelle du cœur après l'arrêt de la réaction nucléaire :

- un échangeur de chaleur ou condenseur d'isolement (Isolation Condenser) qui permet de condenser la vapeur formée dans la cuve par évaporation de l'eau - évacuation de la puissance résiduelle du cœur - et de réinjecter de façon gravitaire l'eau dans la cuve. Il s'agit d'un échangeur refroidi à l'air. Il existe 2 voies redondantes, c'est-à-dire deux échangeurs (cf. paragraphe 2.3). Les tuyauteries reliées à la cuve sont équipées de vannes d'isolement alimentées par des batteries ;
- un système d'injection de sécurité à haute pression (HPCI) qui permet d'injecter de l'eau dans la cuve à partir du réservoir tampon du condenseur ou de la « suppression pool » au moyen d'une turbo-pompe alimentée par la vapeur produite dans la cuve.

Suite à l'arrêt automatique du réacteur et à la fermeture des vannes d'isolement des tuyauteries vapeur, le système « Isolation Condenser » a démarré automatiquement peu de temps après le séisme à 14h52 JST. Afin de respecter le gradient de refroidissement demandé dans les procédures de conduite, i.e. 55°C/h, les opérateurs ont arrêté le système manuellement le 11 mars à 15h03. Puis, de 15h10 à 15h30, les opérateurs ont manœuvré plusieurs fois les vannes d'isolement du train A du système IC afin de contrôler la pression et réguler le niveau d'eau dans la cuve du réacteur.

Au moment des tsunamis, les vannes des deux trains de l'Isolation Condenseur sont fermées (train A et train B). La perte des sources électriques empêche de confirmer l'état de fonctionnement du système.

Les opérateurs s'aperçoivent de la position fermée des vannes peu après 18h le 11 mars, suite à la restauration d'une source électrique. A 18h18, la vanne d'isolement de l'IC est réouverte puis refermée à 18h25. Elle sera de nouveau ouverte à 21h30. Les évaluations montrent qu'à ce moment là, le cœur est fortement dégradé ; il semble que le système n'ait pu fonctionner correctement, soit du fait de la configuration de la vanne d'isolement, soit du fait de la présence d'hydrogène bloquant les échanges. Ce point reste à confirmer.

A 17h12 le 11 mars, compte tenu des doutes sur le fonctionnement de l'IC et l'impossibilité de connaître le niveau d'eau dans la cuve, TEPCO engage une réflexion sur l'utilisation de sources alternatives d'alimentation en eau. L'utilisation d'une pompe du système de protection contre l'incendie connectée au système d'aspersion du cœur et puisant l'eau des citernes incendie est envisagée. L'acheminement des moyens mobiles sur le site, compte tenu des dégâts occasionnés par le séisme et le tsunami, a nécessité du temps.

En l'absence de refroidissement, l'eau présente dans la cuve du réacteur s'échauffe au contact des assemblages combustibles chauds et se vaporise. La puissance résiduelle à évacuer était de plus d'une dizaine de MW au moment de la perte de refroidissement. La vapeur produite a conduit à l'augmentation de la pression dans la cuve du réacteur et à l'ouverture des soupapes de décharge du circuit de refroidissement principal (cuve) dans la chambre de condensation (« wet-well »).

En l'absence de tout moyen d'évacuation de la chaleur transférée à la « suppression pool », la température de l'eau contenue dans le wet-well a augmenté jusqu'à ébullition. La pression dans l'enceinte du réacteur a alors augmenté jusqu'à entraîner un dépassement de sa valeur de dimensionnement (4 à 5 bars), nécessitant à plusieurs reprises la mise en œuvre d'une procédure ultime de dépressurisation afin d'éviter sa rupture. Une pression de 6 bars est en effet mesurée dans l'enceinte de confinement du réacteur n°1 à 23h50 le 11 mars. Les opérations de préparation de l'éventage de l'enceinte s'accélèrent.

En préalable à cet éventage, la confirmation de l'évacuation des populations situées dans le village d'Okuma est attendue. Celle-ci est effective le 12 mars à 9h03. Les opérations d'ouverture des vannes permettant de dépressuriser l'enceinte de confinement débutent à 9h15. Les opérateurs rencontrent un certain nombre de difficultés pour ouvrir les vannes permettant de ligier le circuit d'éventage. Ce n'est qu'à 14h que l'enceinte est ouverte.

Compte tenu du délai nécessaire à la mise en œuvre de l'éventage, on ne peut exclure que des fuites se soient produites au niveau du couvercle de l'enceinte du fait de la pression constatée, qui pourraient expliquer la présence d'hydrogène dans la superstructure du bâtiment du réacteur.

Suite à la vaporisation de l'eau contenue dans la cuve du réacteur, le niveau d'eau s'est progressivement abaissé jusqu'à un niveau ne permettant plus d'assurer l'évacuation de la puissance résiduelle et le refroidissement des assemblages. Ce niveau a été atteint environ 2 heures après le tsunami.

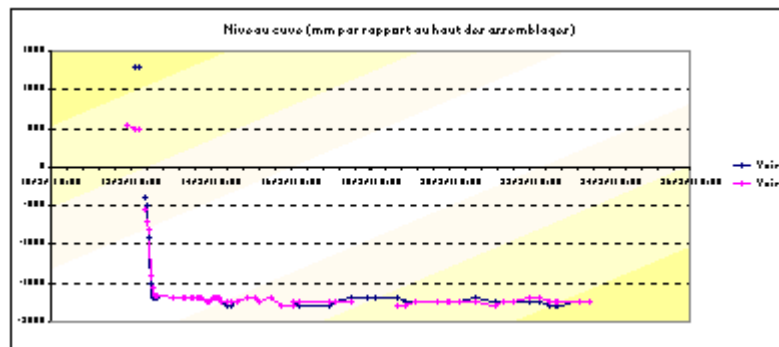


Figure 5-3- Evolution du niveau d'eau dans la cuve du réacteur n° 1
(Mesures disponibles pendant l'accident)

Le point de fusion du combustible est d'environ 2 800 °C tandis que la gaine à base de zirconium se détériore aux alentours de 800 °C puis rompt aux alentours de 1 200 °C. La réaction d'oxydation entre le zirconium des gaines et l'eau forme de l'oxyde de zirconium et de l'hydrogène en quantités importantes, lequel se mélange à la vapeur d'eau et s'accumule dans les parties hautes du circuit principal de refroidissement puis de l'enceinte de confinement. La réaction $Zr+H_2O$ est d'autant plus rapide que la température est élevée et s'accélère fortement à partir de 1 200 °C. Il s'agit en effet d'une réaction fortement exothermique.

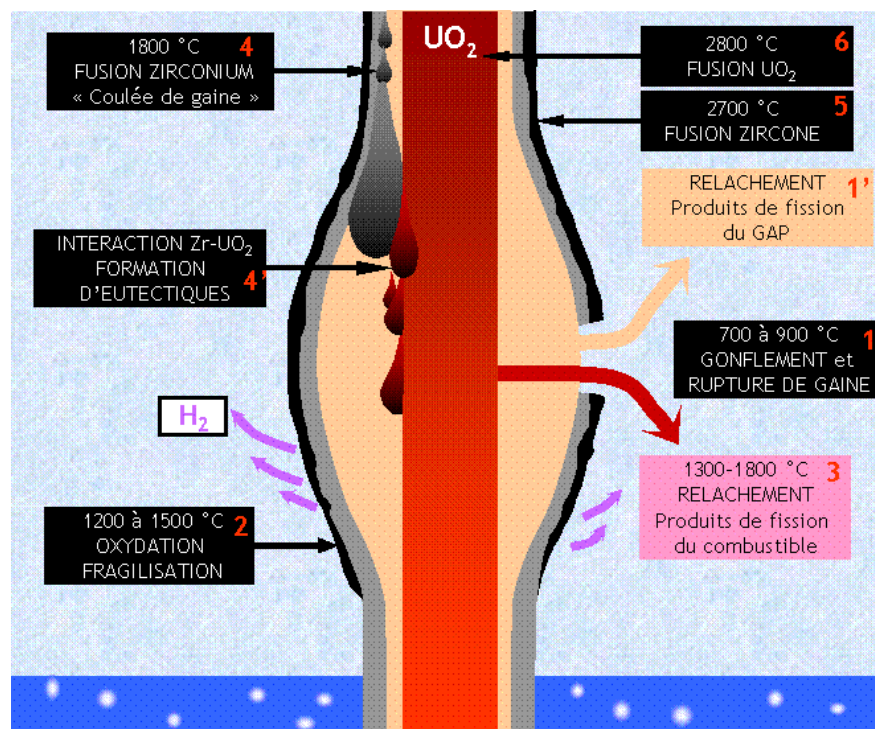


Figure 5-4 - Comportement des assemblages de combustible en accident grave

Les fuites supposées au niveau du couvercle de l'enceinte ainsi que les opérations de dépressurisation de l'enceinte réalisées alors que la dégradation du cœur avait déjà commencé, ont entraîné des rejets très importants dans l'environnement et le relâchement d'une quantité importante d'hydrogène provoquant une combustion de l'hydrogène extrêmement violente dans la partie haute du bâtiment du réacteur au-dessus de la piscine de désactivation, détruisant la partie supérieure de ce bâtiment.

Il convient de souligner que les opérations de dépressurisation de l'enceinte se sont faites en ouvrant les vannes situées au niveau de la chambre de condensation ce qui a permis de limiter notablement les rejets, du fait de la rétention des aérosols radioactifs dans l'eau (rétention des aérosols radioactifs avec un facteur de 1 000 environ).



Figure 5-5 - 12 mars à 15h36 : Explosion dans le bâtiment du réacteur n° 1



Figure 5-6 - Représentation schématique de l'explosion dans le bâtiment du réacteur ° 1

Le 12 mars à 5h46, malgré des conditions radiologiques devenues très difficiles, l'exploitant réussit à injecter par intermittence de l'eau douce à partir des réserves disponibles puis, à partir de 19h04, de l'eau de mer borée pour refroidir le cœur en utilisant des pompes d'extinction incendie (pression au refoulement des pompes de l'ordre de 4 à 5 bars), ce qui a permis de stabiliser la situation.

De l'eau claire a ensuite pu être injectée à partir du 25 mars à partir de barges acheminées par les forces armées. Au total, l'injection d'eau dans la cuve du réacteur a été interrompue au total pendant environ 14h. Dans ces conditions, la fusion complète du cœur, le percement de la cuve et l'interaction entre le corium et le béton du bâtiment du réacteur sont très probables.

5.1.2. DEROULEMENT DE L'ACCIDENT SUR LE REACTEUR N°2

Pour faire face aux pertes totales des alimentations électriques, les réacteurs n°2 et 3 disposent également de deux moyens de refroidissement permettant d'injecter de l'eau dans la cuve après l'arrêt de la réaction nucléaire (Reactor Core Isolation Cooling system - RCIC et le High Pressure Coolant Injection - HPCI). Ces systèmes utilisent des turbo-pompes alimentées par la vapeur produite en cuve. Ils sont munis de vannes d'isolement alimentées par des batteries de secours.

Suite au séisme, le système RCIC a été démarré manuellement par les opérateurs de la tranche 2, le 11 mars à 14h50. Il a été arrêté automatiquement à plusieurs reprises compte tenu d'un niveau d'eau élevé dans la cuve puis redémarré par les opérateurs.

L'eau injectée provient dans un premier temps d'un réservoir tampon du condenseur (CST) puis, lorsque le réservoir est vide, du wet-well. La vapeur d'eau permettant d'alimenter la turbopompe est ensuite condensée dans le wet-well. Les moyens de refroidissement de l'eau du wet-well étant indisponibles, l'eau s'échauffe et entraîne inéluctablement à terme la perte du système.

On notera toutefois que le RCIC a assuré l'évacuation de la puissance du cœur pendant environ 3 jours jusqu'au 14 mars à 13h25, délai important comparé aux hypothèses usuellement retenues dans les études, de l'ordre de quelques heures.

En prévision de la perte du RCIC, TEPCO avait préparé la mise en œuvre de moyens alternatifs d'alimentation en eau. Des moyens incendie ont été positionnés pour injecter de l'eau en cas de perte du RCIC. A 11h01 le 14 mars, l'explosion qui affecte le bâtiment du réacteur n°3 détruit les pompes incendie et les tuyauteries apprêtées.

Suite à la perte du RCIC et en l'absence de moyen de substitution (système HPCI indisponible et moyens de secours incendie détruits pas l'explosion), le niveau d'eau dans la cuve s'est abaissé jusqu'à un niveau ne permettant pas d'évacuer la chaleur résiduelle des assemblages. La fusion du cœur du réacteur n°2 s'est donc produite le 14 mars, générant, comme pour le réacteur n°1, le relâchement d'une quantité importante d'hydrogène et de produits de fission dans la cuve puis dans l'enceinte de confinement.

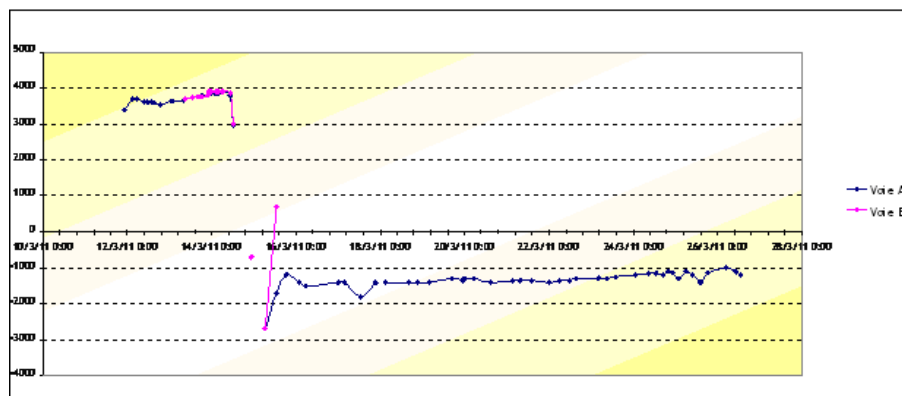


Figure 5-7 - Evolution du niveau d'eau dans la cuve du réacteur n°2

TEPCO a ensuite décidé de procéder à l'injection d'eau de mer dans la cuve. Cette injection demande de dépressuriser au préalable le circuit primaire. Cette opération a été rendue très difficile notamment par la perte des alimentations électriques, l'état du site et les répliques sismiques qui ont nécessité d'interrompre les travaux. Il s'est donc écoulé 7h24 sans injection d'eau. Le 14 mars à 19h54, de l'eau de mer est injectée dans la cuve à l'aide de moyens mobiles de secours. Cette injection va permettre de stabiliser la situation.

En parallèle, comme pour les autres réacteurs, la question de l'éventage de l'enceinte de confinement se pose. Les opérations d'éventage sont préparées par les opérateurs qui ouvrent les vannes nécessaires à cet éventage.

Néanmoins, la pression de l'enceinte n'est, à ce moment, pas suffisante pour que le disque de rupture (voir Figure 2-8) situé sur le circuit éclate. Une vanne d'isolement du circuit d'événage est alors refermée. Suite à l'explosion sur le réacteur 3, cette vanne ne pourra être réouverte.

Le 15 mars à 6h10, une augmentation importante de la pression a lieu dans le drywell. Des tentatives d'événage du drywell sont alors engagées mais n'aboutiront pas.

Les tentatives d'ouverture des vannes de dépressurisation situées respectivement au niveau du drywell et du wetwell ayant échoué, une rupture s'est produite au niveau du tore annulaire.

Une explosion supposée d'hydrogène suite au contact avec l'air se produit alors. Cette explosion conduit à la libération de l'eau très fortement contaminée contenue dans le tore dans le bâtiment du réacteur.

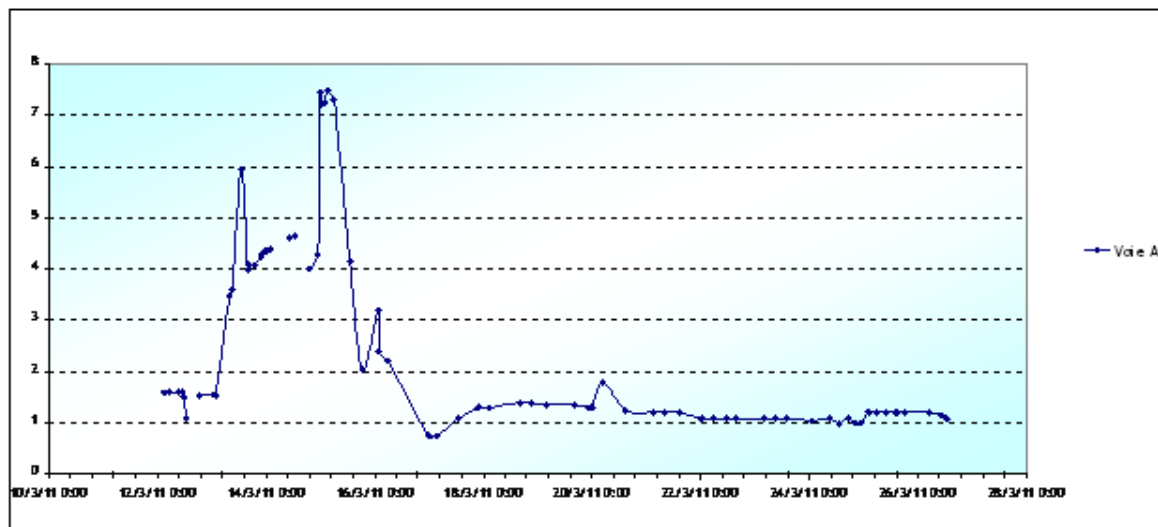


Figure 5-8 - Evolution de la pression dans l'enceinte de confinement du réacteur n° 2

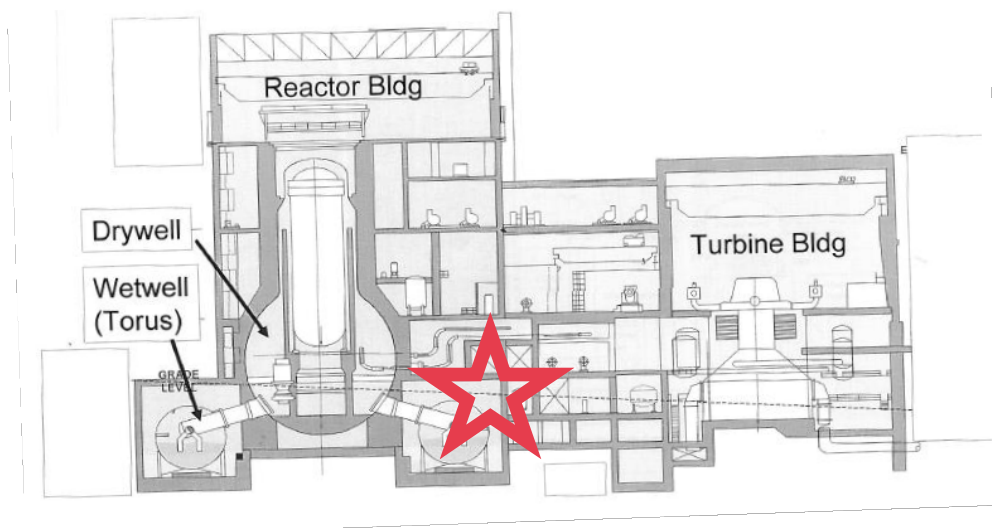


Figure 5-9 - Explosion en partie basse du bâtiment du réacteur n° 2 - 15 mars - 6h10

Ce n'est qu'à partir du 22 mars, soit 11 jours après le début de l'accident, qu'une connexion à une source électrique externe a pu être rétablie (réalimentation de l'éclairage des salles de commande). Les tentatives de réalimentation précédentes, notamment pour les systèmes de sauvegarde, avaient toutes échoué du fait de l'inondation de certains tableaux ou de courts-circuits générés sur les tableaux électriques.

A partir du 25 mars, une injection d'eau claire dans la cuve, en remplacement de l'eau de mer, est mise en œuvre.

5.1.3. DEROULEMENT DE L'ACCIDENT SUR LE REACTEUR N° 3

Le réacteur n°3 est identique au réacteur n°2 (modèle REB/4). Il dispose également d'un système RCIC et d'un système HPCI.

Suite au séisme, le circuit RCIC a été démarré manuellement à 15h05 le 11 mars, à titre préventif. A 15h25, il a été arrêté, le niveau d'eau dans la cuve étant trop important.

A 15h38, les deux diesels deviennent indisponibles suite au tsunami ainsi que les tableaux de distribution électrique. Par contre, les batteries sont restées disponibles ce qui permettait de manœuvrer les vannes de régulation des deux systèmes précités depuis la salle de commande et de contrôler la pression et le niveau d'eau dans la cuve.

Le RCIC démarre de nouveau le 11 mars à 16h03 et s'arrête à 11h36, le 12 mars. A 12h35, le système d'injection de sécurité haute pression (HPCI) démarre automatiquement sur un bas niveau d'eau dans la cuve. En prévision de l'épuisement des batteries, TEPCO prépare des moyens alternatifs d'injection. Il est nécessaire d'utiliser les moyens de secours incendie positionnés au niveau des réacteurs 5 et 6 ainsi que sur la centrale de Dai-ichi. L'acheminement de ces moyens sur les réacteurs 1 à 4 sera difficile⁴. Le 13 mars à 2h42, le système HPCI défaille. Le niveau d'eau dans la cuve va donc diminuer ce qui entraîne la fusion du cœur.

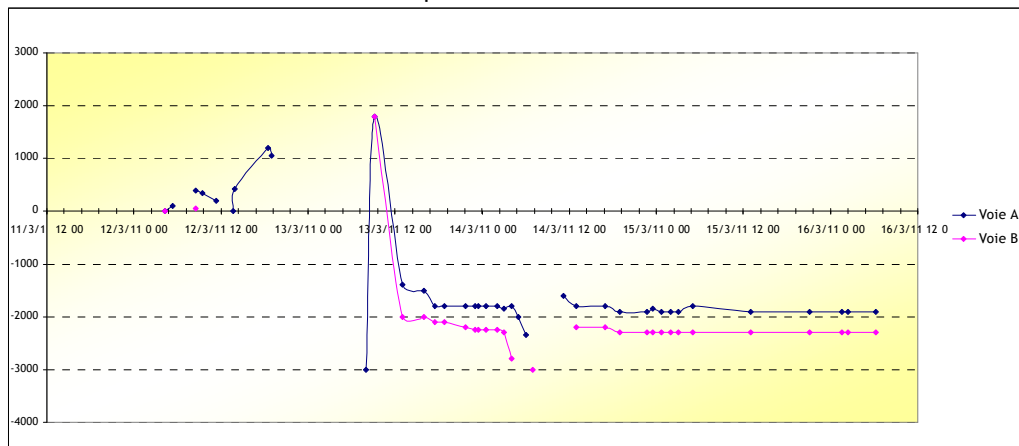


Figure 5-10 - Evolution du niveau d'eau dans la cuve du réacteur n° 2

L'utilisation des moyens de lutte contre l'incendie nécessite de dépressuriser la cuve du réacteur ce qui prendra du temps. En effet, les batteries sont épuisées. Les vannes de dépressurisation de la cuve ne peuvent donc pas être manœuvrées. Des batteries des voitures du personnel de TEPCO sont alors collectées et installées dans la salle de commande pour alimenter les vannes SRV (safety relief valves).

Les vannes sont ouvertes à 9h08 le 13 mars ce qui permet la dépressurisation de la cuve. Ce n'est donc que près de 7h après la perte du HPCI, c'est-à-dire à 9h25 le 13 mars, qu'une injection d'eau douce est mise en œuvre. Le niveau d'eau dans la cuve continue de baisser. A 12h20, les réserves d'eau douce étant épuisées, il est décidé de procéder à une injection d'eau de mer. Les travaux de basculement de la prise d'eau sont alors perturbés par des répliques sismiques qui ont nécessité le repli des intervenants dans une zone protégée. A 13h12 le 13 mars, de l'eau de mer est injectée dans la cuve ce qui permettra de stabiliser la situation.

Les opérations de décompression de l'enceinte de confinement, rendues nécessaires en l'absence de source froide pour évacuer la chaleur de l'enceinte, débutent le 13 mars à 8h41. TEPCO a déployé des efforts importants pour ouvrir des vannes permettant la mise en œuvre de la procédure. Une nouvelle opération d'éventage de l'enceinte est rendue nécessaire le 14 mars, à 05h20.

⁴ La route reliant les réacteurs 1 à 4 aux réacteurs 5 et 6 n'est par exemple plus praticable suite au tsunami. Des travaux de déblaiement et de sécurisation sont nécessaires pour acheminer les moyens.

L'explosion, qui survient dans le bâtiment du réacteur 3 le 14 mars à 11h01, affecte de manière très conséquente la structure du bâtiment du réacteur. Des débris vont être projetés autour du bâtiment, endommageant les circuits d'injection d'eau mis en œuvre sur les réacteurs 2 et 3. A 16h30, le 14 mars, l'injection d'eau de mer est rétablie.



Figure 5-11 - 14 mars 11h01 : explosion dans le bâtiment du réacteur n° 3

5.1.4. LES PISCINES DE DESACTIVATION DU COMBUSTIBLE

La perte totale des sources électriques et de la source froide survenue sur les réacteurs n°1 à 4 affecte également les piscines de stockage du combustible usé. En l'absence de restauration rapide des moyens de refroidissement, la température de l'eau dans les piscines, de l'ordre de 20 à 25°C avant l'accident, augmente avec une cinétique variant en fonction de la puissance résiduelle et donc du nombre et de l'âge des assemblages combustible entreposés.

Le tableau 5-II présente l'inventaire des piscines d'entreposage ainsi qu'une estimation de la puissance résiduelle à évacuer au moment de l'accident.

	Réacteur 1	Réacteur 2	Réacteur 3	Réacteur 4	Réacteur 5	Réacteur 6
Nombre d'assemblages dans les piscines de désactivation	392 (dont 100 ass. neufs)	615 (dont 28 ass. neufs)	566 (dont 52 ass. neufs)	1 531 (dont 783 usés, 548 déchargés récemment et 20 neufs)	994 (dont 48 ass. neufs)	940 (dont 64 neufs)
Puissance résiduelle dans les piscines de désactivation ⁵	0,18 Mw	0,58 Mw	0,51 Mw	2,39 Mw	1,07 Mw	0,86 Mw

Tableau 5-II - Inventaire des piscines de désactivation au moment de l'accident

La piscine de désactivation ayant l'inventaire en combustible le plus important est celle du réacteur n°4, contenant l'équivalent de 3 cœurs, dont un récemment déchargé du réacteur (arrêt du réacteur 4 pour maintenance depuis le 30 novembre 2010). La puissance résiduelle du combustible entreposé dans la piscine a été estimée par l'IRSN à environ 2,4 MW thermiques. TEPCO a confirmé que la puissance résiduelle des assemblages entreposés était de 2,26 MW, le 11 mars.

Au moment de l'accident, un batardeau séparait la piscine du réacteur, qui contient alors un volume d'eau important, et la piscine de désactivation. Il est très probable que suite à la vidange progressive de la piscine de désactivation, de l'eau ait été transférée depuis la piscine du réacteur, par effacement partiel du batardeau. Cette hypothèse, envisagée par les experts de l'IRSN au cours de l'accident, semble aujourd'hui considérée par TEPCO. Ceci explique l'absence de dénoyage des assemblages entreposés dans la piscine n°4.

Ainsi, un délai de plusieurs jours était disponible avant le début de découverture des assemblages présents dans les racks d'entreposage (au-delà du 18 mars), sous réserve de l'intégrité de la piscine et des tuyauteries connectées. Le 15 mars, plusieurs incendies ou explosions d'hydrogène se sont produits dans le bâtiment du réacteur n°4, provoquant des dégâts importants. Plusieurs hypothèses ont été avancées quant aux causes de ces incendies ou explosions.

Le 8 novembre, TEPCO a procédé à une inspection du bâtiment du réacteur n°4 à l'aide de robots télécommandés (cf. Figure 5-12). Cette inspection a permis de conforter l'hypothèse selon laquelle l'explosion qui s'est produite dans ce bâtiment serait liée à de l'hydrogène provenant du bâtiment du réacteur n°3 par un conduit de ventilation.

⁵ Estimation IRSN réalisée le 21 mars en tenant compte du temps de refroidissement des différents assemblages

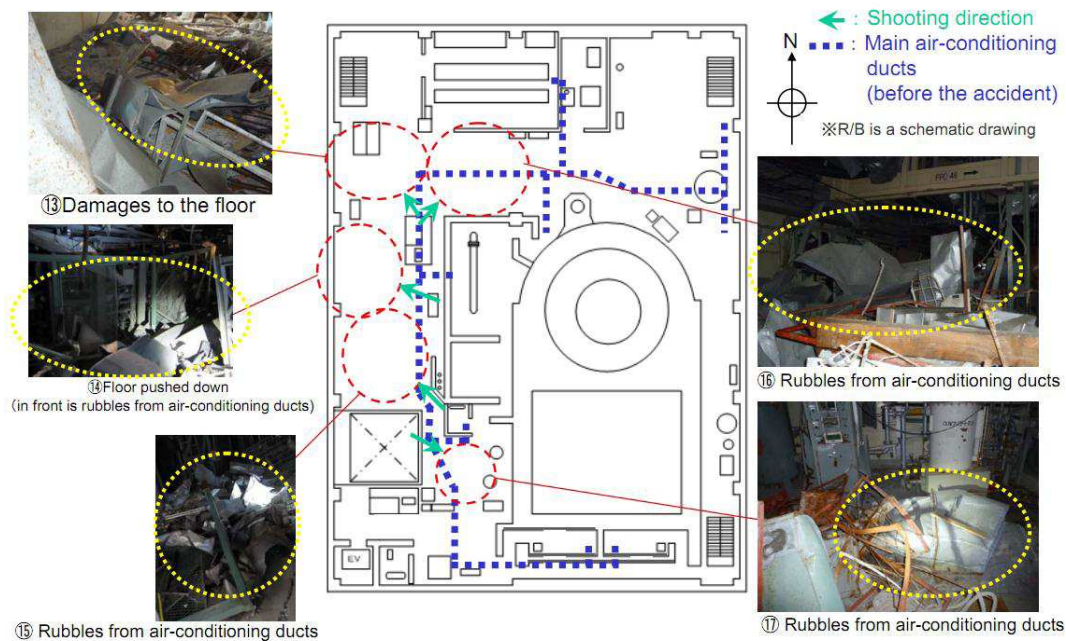


Figure 5-12 - Inspection visuelle à l'aide de robots télécommandés du bâtiment du réacteur n° 4 (2^{ème} étage)

Les tuyauteries du système de traitement des gaz conduisant à la cheminée des réacteurs n° 3 et 4 ont en effet un tronçon commun par lequel une partie de l'hydrogène produit lors de la dégradation du cœur n° 3 le 14 mars, et relâché en quantité importante lors des opérations de dépressurisation de l'enceinte de confinement de ce réacteur a pu être transféré dans le bâtiment du réacteur n° 4 (cf. Figure 5-13).

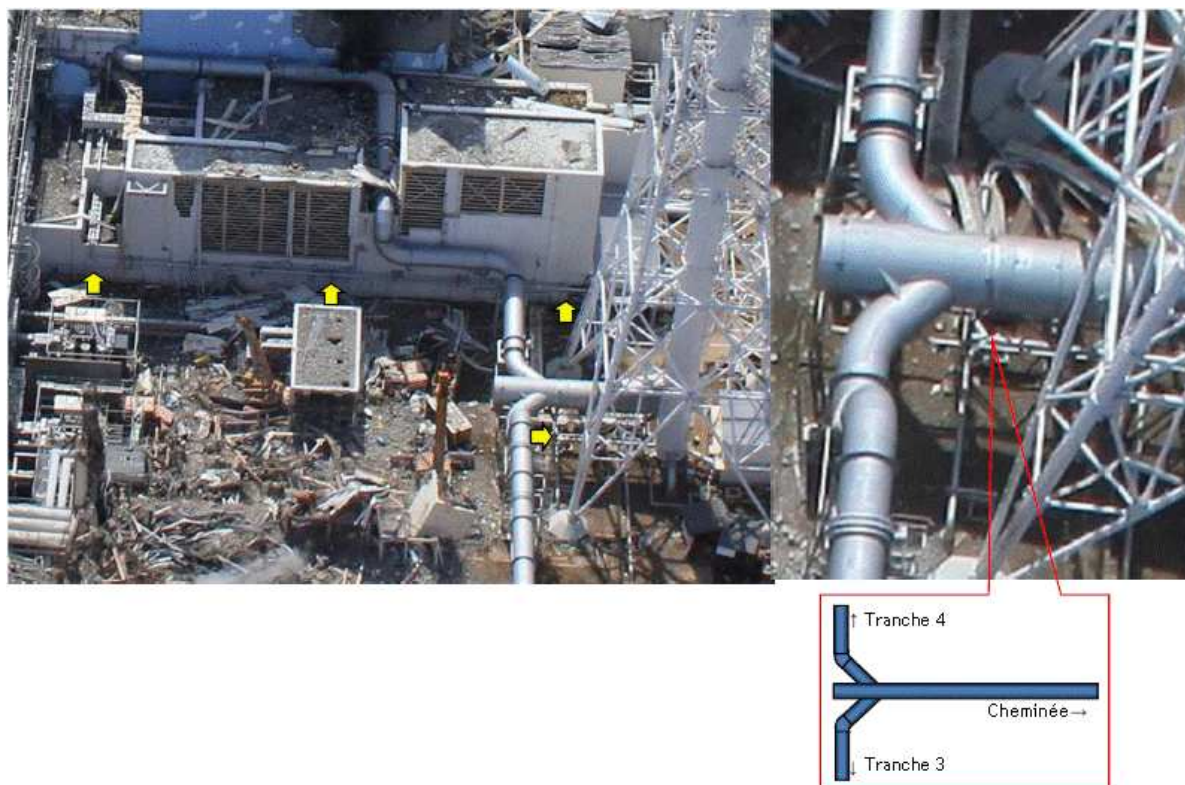


Figure 5-13 - Système de traitement des gaz des réacteurs n° 3 et 4

Il apparaît par ailleurs qu'il n'y a pas eu de dégradation significative des assemblages de combustible dans cette piscine (films de l'intérieur de la piscine, mesures d'activité de l'eau).



Figure 5-14 - Racks d'entreposage des assemblages usés dans la piscine n° 4 après l'accident (source TEPCO)

La température de l'eau dans les autres piscines de désactivation a également augmenté parfois jusqu'à l'ébullition. Un appoint aux piscines a dans tous les cas pu être rétabli avant le dénoyage des assemblages entreposés. Ainsi, des appoints à la piscine n°3 ont débuté à partir du 17 mars tout d'abord en procédant à des largages par hélicoptère, puis à l'aide d'un camion incendie (pompe normalement utilisée pour l'injection de béton). Des appoints à la piscine du réacteur n°2 ont été réalisés à partir du 20 mars. Des appoints journaliers ont ensuite été nécessaires pour compenser la perte d'eau liée à la vaporisation (réacteurs n° 1 à 4).

Les premiers appoints significatifs à la piscine du réacteur n°4 ont été réalisés par des lances à incendie à partir du 20 mars puis, à partir du 22 mars, par un camion disposant d'une « pompe à béton » permettant l'injection d'eau à l'aide d'un bras articulé.

Le point le plus notable est sans doute l'impact des combustions d'hydrogène sur les piscines d'entreposage. Il apparaît que celles-ci ont globalement résisté aux déflagrations d'hydrogène mais une perte d'étanchéité significative des piscines et un dénoyage des assemblages combustibles auraient pu survenir et conduire à une aggravation très significative de la situation en termes de conditions radiologiques sur le site et de rejets atmosphériques. La Figure 5-15 rappelle l'ampleur des destructions sur le réacteur n°4.

La température de l'eau de la piscine commune a également augmenté progressivement suite à la perte totale des moyens de refroidissement. Toutefois, il a été possible d'injecter de l'eau puis de remettre en service le système de refroidissement avant ébullition. Les délais disponibles étaient très importants.

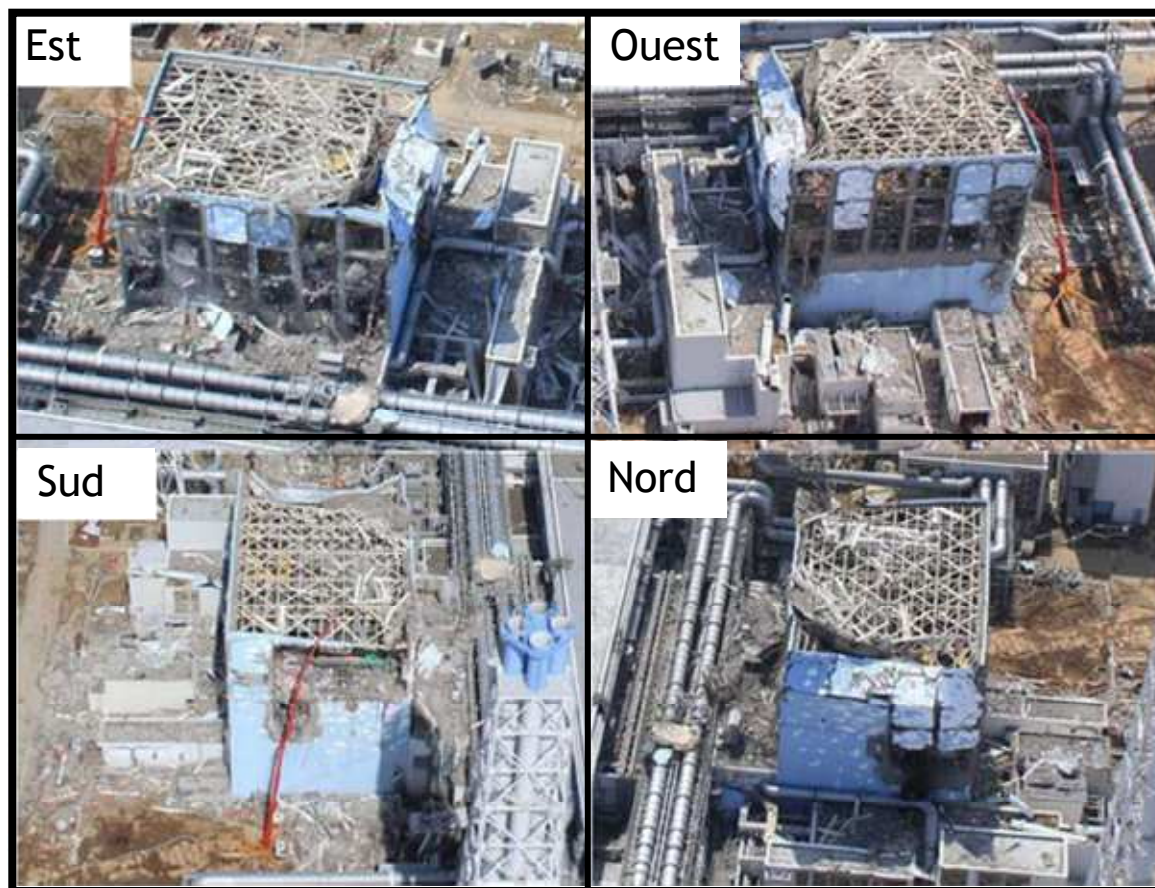


Figure 5-15 - Bâtiment du réacteur n° 4 suite aux incendies et explosion survenues le 15 mars

5.1.5. REJETS ATMOSPHERIQUES

Pendant le processus de dégradation du combustible, la production d'hydrogène par oxydation des gaines est concomitante avec l'émission des produits les plus volatils du cœur. Les opérations de dépressurisation des enceintes ou les fuites supposées au niveau du couvercle des enceintes qui ont eu lieu après la dégradation des cœurs ont donc entraîné des rejets importants dans l'environnement, notamment des gaz rares et de l'iode gazeux, mais également des produits radioactifs sous forme d'aérosols comme le Césium 137. Une fraction importante des aérosols a néanmoins pu être piégée par l'eau présente dans les chambres de condensation des réacteurs n° 1 et 3 (wet-wells).

Les rejets atmosphériques se sont produits initialement sous forme de bouffées qui ont pu être identifiées par l'évolution des mesures de débit de dose aux balises de site.

La Figure 5-16 présente les mesures de débit de dose aux balises. La correspondance entre les pics de débit de dose et les opérations de dépressurisation des enceintes a pu être établie.

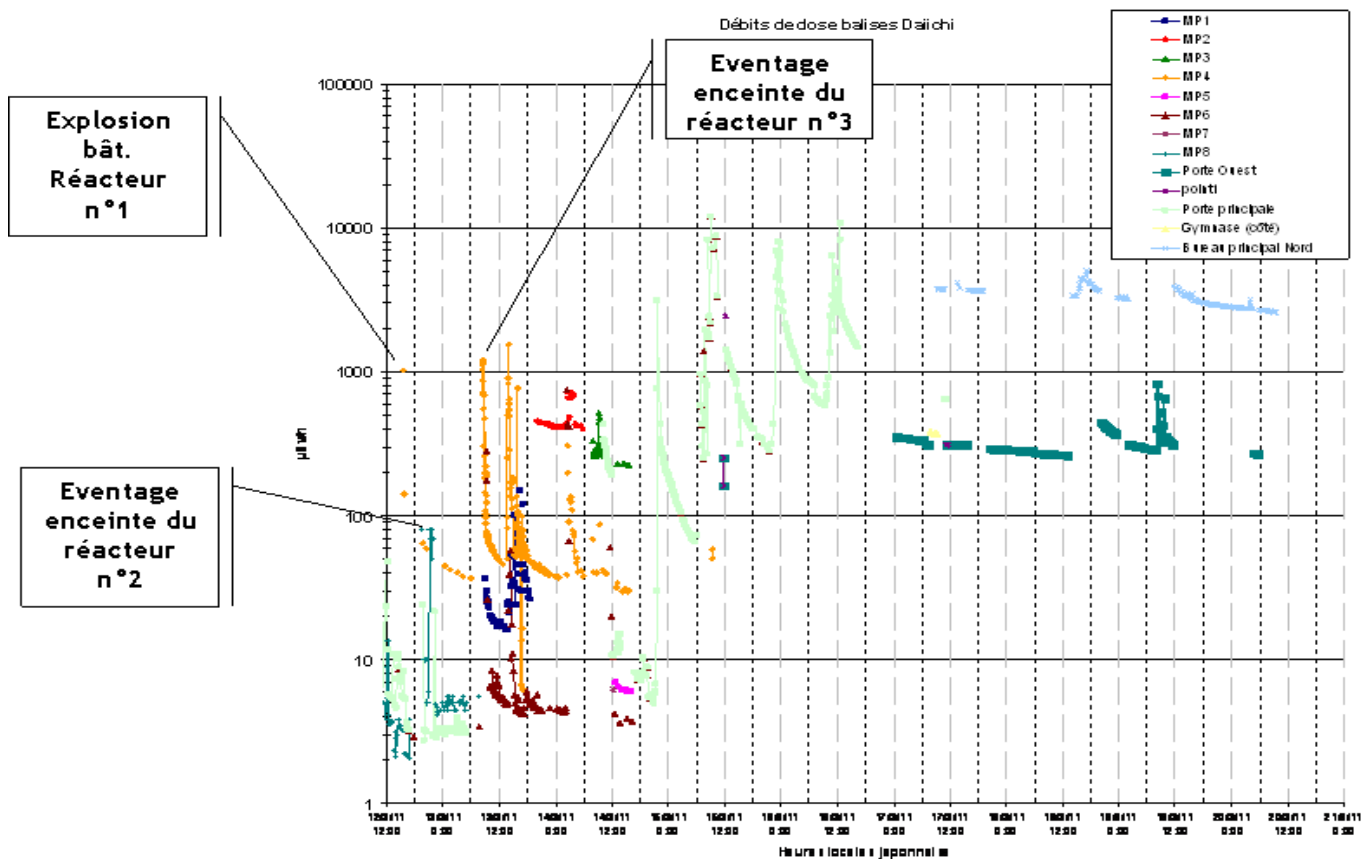


Figure 5-16 - Mesures de débit de dose en $\mu\text{Sv/h}$ sur les balises du site

L'emplacement des balises est précisé sur la figure suivante.



Figure 5-17 - Positionnement des points de mesure fixes et mobiles sur le site de Fukushima Dai-ichi

Les évaluations de rejets effectuées par l'IRSN dès le début de l'accident ont été confirmées par les estimations publiées par la NISA (Nuclear and Industrial Safety Agency) en juin. Ce point est décrit et discuté au paragraphe 6.1.

5.2. SEQUENCE ACCIDENTELLE 25 MARS - 17 AVRIL 2011

Le 25 mars, TEPCO a annoncé la présence d'eau contaminée dans les sous-sols des bâtiments des turbines (hauteur variant de 40 cm à 1 m selon les bâtiments). Cette eau, sans doute en partie présente depuis le tsunami, a été contaminée par de l'eau en provenance directe des enceintes de confinement qui ont perdu leur intégrité au cours de l'accident. L'eau très fortement contaminée mesurée dans le bâtiment de la turbine du réacteur n°2 provient très certainement de la chambre de condensation endommagée par l'explosion du 15 mars. Notons que cette contamination témoigne de l'efficacité de rétention des chambres de condensation vis-à-vis des rejets aériens. L'intégrité des enceintes de confinement des réacteurs n°1, 2 et 3 étant perdue, l'eau contaminée répandue d'abord dans les bâtiments des réacteurs puis dans les bâtiments des turbines s'est écoulée dans les galeries techniques (voir Figure 5-18).

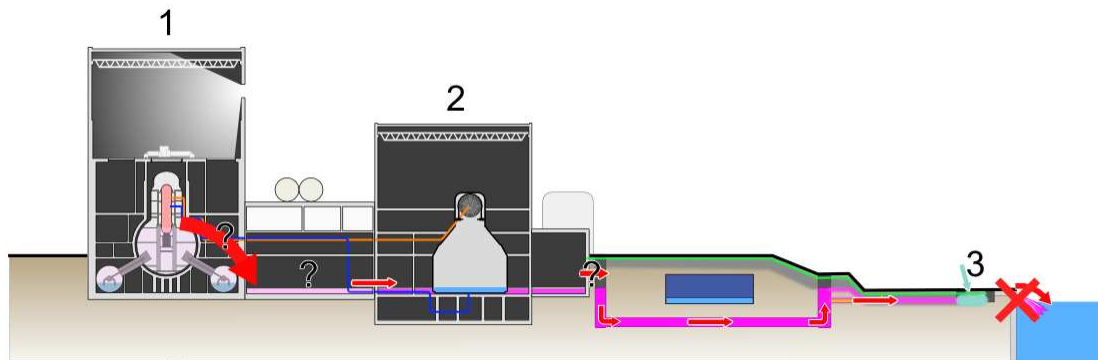


Figure 5-18 - Fuites liquides

La gestion des effluents et des rejets liquides radioactifs est alors devenue un enjeu majeur de la gestion du site accidenté. TEPCO a dû procéder à des rejets « volontaires » d'effluents (eau faiblement contaminée) pour libérer des capacités de stockage. Des fuites d'eau très fortement contaminée ont par ailleurs eu lieu dans la mer fin mars, pendant quelques jours. L'IRSN a pu déterminer la quantité globale de césium 137 rejetée dans l'eau de mer jusqu'à mi-juillet, voir le chapitre 6.4.3 du présent rapport. La valeur estimée est de l'ordre de $27 \cdot 10^{15}$ Bq. Comme prévu, l'essentiel du rejet a eu lieu avant le 8 avril, les rejets estimés après cette date ne représentant que 18% du rejet global.

5.3. A PARTIR DU 17 AVRIL

5.3.1. REPRISSE PROGRESSIVE DU CONTRÔLE DES INSTALLATIONS

Le 17 avril 2011, TEPCO a présenté un plan de sortie de crise pour la centrale de Fukushima Dai-ichi, distinguant deux grandes phases à engager à court terme. La première phase visait à réduire les rejets radioactifs, toujours en cours bien que très faibles par rapport à ceux observés en début d'accident, à fiabiliser le refroidissement des réacteurs et des piscines et à sécuriser les stockages d'eau contaminée. Cette première phase, dont la durée avait été estimée à 3 mois, a été finalisée par TEPCO le 19 juillet.

A partir du mois de juin, le système de pompage, de décontamination et de désalinisation de l'eau présente dans les bâtiments des turbines a été mis en service. Des usines de décontamination ont été construites en un temps record sur le site avec l'aide d'entreprises étrangères dont VEOLIA et AREVA pour la France. L'eau décontaminée était stockée dans des réservoirs mis en place à cet effet puis réinjectée dans les cuves (voir Figure 5-19).

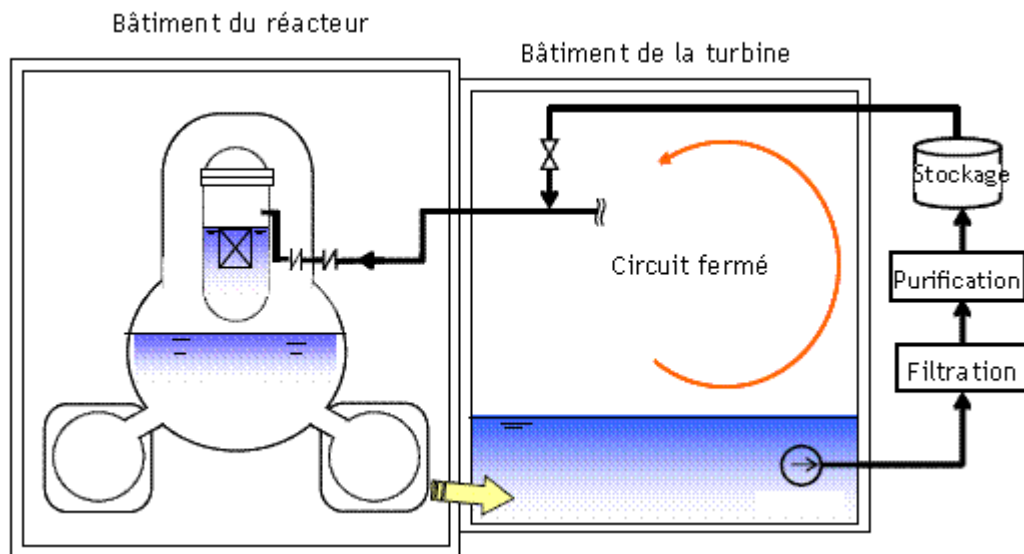


Figure 5-19 - Schéma de principe du traitement de l'eau contaminée

La seconde phase, d'une durée prévisionnelle de 3 à 6 mois, avait pour objectif de sécuriser les bâtiments afin de maîtriser les rejets radioactifs, de refroidir de façon pérenne les réacteurs (température de l'eau inférieure à 100°C après passage dans le cœur, évitant ainsi la production de vapeur) et de diminuer la quantité d'eau contaminée présente sur le site. Six mois après l'accident, l'objectif de stabilisation de la température dans les cuves à une valeur inférieure à 100°C était atteint.

La feuille de route de l'exploitant TEPCO prévoyait également la pose d'une superstructure respectivement sur les bâtiments des réacteurs 1, 3 et 4 afin de limiter les rejets atmosphériques. La possibilité de construction d'une barrière hydrogéologique au droit du site pour limiter la contamination de l'océan par voie souterraine était également envisagée.

Enfin, des efforts importants sont entrepris pour améliorer les conditions de travail sur le site qui restent très difficiles. De très forts débits de dose ont été relevés dans certains endroits du site.

5.3.2. LE PLAN DE GESTION DU SITE A MOYEN ET LONG TERMES

Le 23 janvier 2012, un plan de gestion du site à moyen et long terme pour le démantèlement des réacteurs 1 à 4 de la centrale de Fukushima Dai-ichi a été adopté. Il comporte trois phases qui seront successivement engagées une fois le plan de sortie de crise réalisé :

- Phase 1 : le principal objectif est le retrait des assemblages combustibles des piscines de désactivation. TEPCO estime pouvoir débuter cette opération dans un délai de 2 ans ;
- Phase 2 : le principal objectif est le retrait du combustible fondu des cœurs des réacteurs. Le délai visé pour les démarrer est de l'ordre de 10 ans. Des travaux de renforcement des cuves seront également menés dans cette période ;
- Phase 3 : il s'agit de la phase de démantèlement de l'installation, estimée à 30-40 ans.

5.4. LES MESURES DE RECONQUETE

5.4.1. L'ENDOMMAGEMENT DES CŒURS DES REACTEURS 1, 2 ET 3

TEPCO a publié les résultats de simulations de l'accident effectuées avec un code de calcul des transitoires thermohydrauliques d'une chaudière nucléaire permettant de simuler également le déroulement de l'accident après la fusion du cœur. Il a confirmé la fusion totale du cœur du réacteur n°1 et la percée de la cuve. D'après les calculs, la totalité du corium se serait écoulée dans le fond de l'enceinte de confinement du réacteur, initiant ainsi une interaction avec le béton du radier (« interaction corium-béton »). Le corium aurait érodé environ 70 cm de radier, TEPCO indiquant qu'il reste une épaisseur de béton de plus d'un mètre avant l'atteinte de la paroi métallique constituant l'enceinte de confinement. Pour TEPCO, l'injection d'eau suffit à refroidir le corium.

L'IRSN estime que ces résultats doivent être pris avec précaution. Plusieurs hypothèses, dont la masse de corium écoulee sur le radier et la manière dont l'érosion du radier a eu lieu (érosion radiale ou axiale), peuvent influencer très significativement sur les résultats obtenus. En particulier, l'érosion pourrait être plus importante que celle annoncée par TEPCO.

Pour ce qui concerne les réacteurs n°2 et 3, TEPCO estime que les cœurs sont également très dégradés, mais qu'une faible partie du corium se serait écoulée sur les radiers. L'érosion serait limitée à une profondeur d'environ 20 cm.

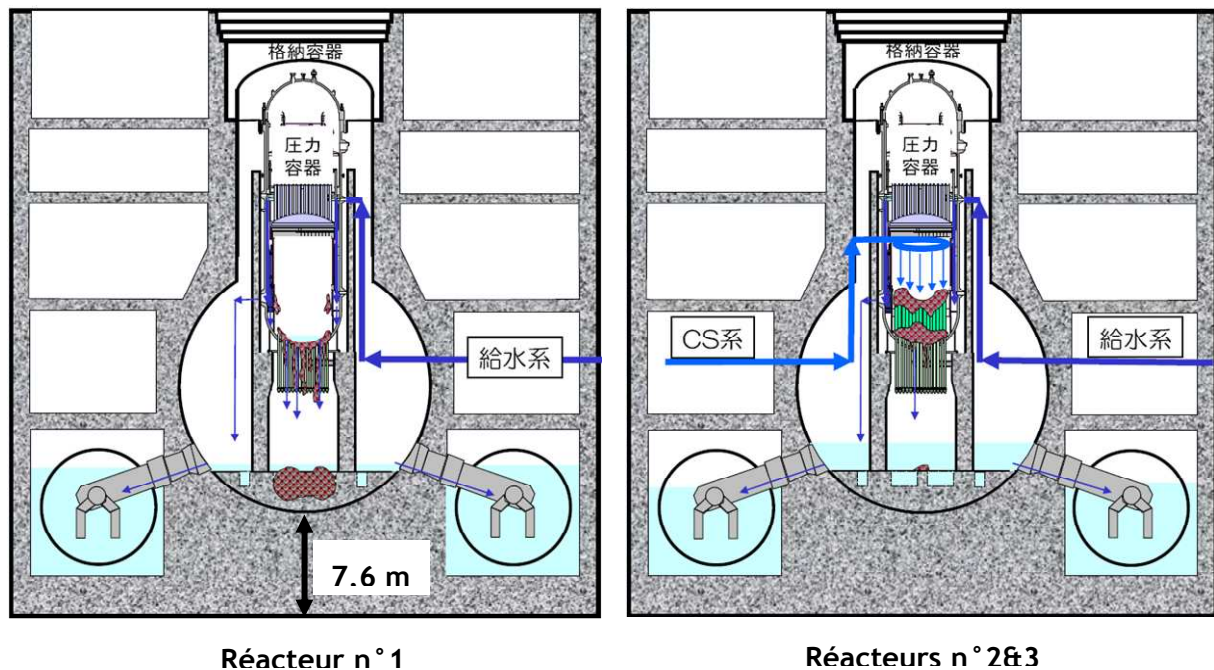


Figure 5-20 - Représentation de l'état des cœurs des réacteurs n° 1, 2 et 3 d'après calcul

L'injection d'eau douce se poursuit. La température de l'eau dans la cuve (RPV) ainsi que dans l'enceinte (PCV) reste inférieure à 100°C dans les 3 réacteurs.

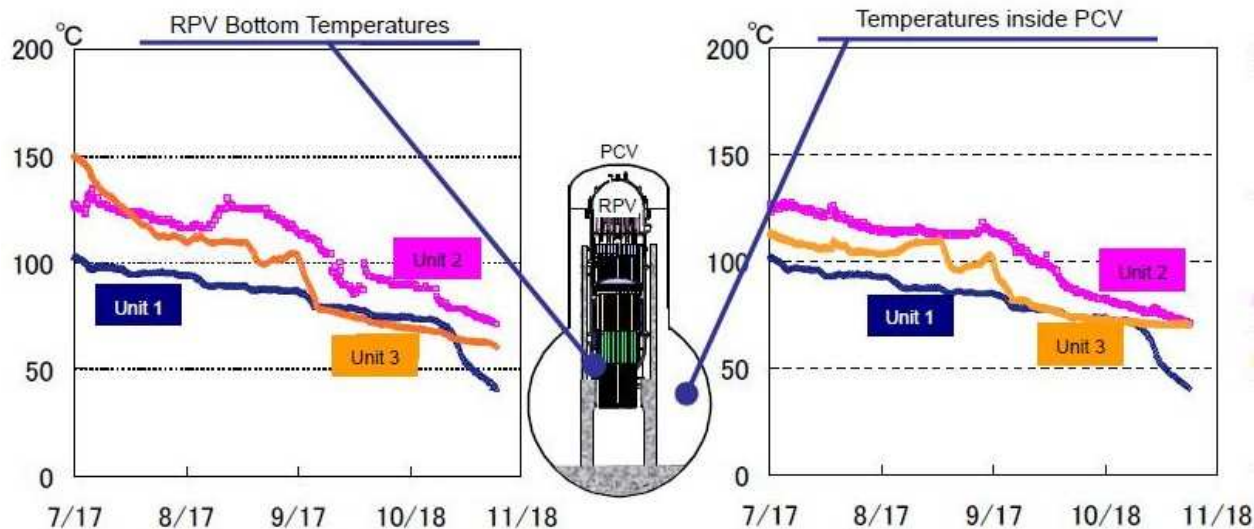


Figure 5-21 - Evolution des températures dans les cuves (RPV) et dans les enceintes (PCV) des réacteurs n° 1, 2 et 3 (mesures)

L'injection d'azote se poursuit dans l'enceinte de confinement des trois réacteurs pour éviter un risque de combustion d'hydrogène (production d'hydrogène importante lors de l'interaction corium-béton et, dans une quantité moindre, par radiolyse de l'eau).

5.4.2. SITUATION DES PISCINES D'ENTREPOSAGE DE COMBUSTIBLES

Les opérations de désalinisation de l'eau des piscines, débutées le 20 août 2011 sur la piscine d'entreposage du réacteur n°4, se poursuivent pour limiter les risques de corrosion ; leur efficacité a été vérifiée. Les opérations de désalinisation de l'eau des piscines d'entreposage du réacteur n°2 et du réacteur n°3 sont en cours. La température de l'eau des piscines est maintenue entre 20 et 30°C.

5.4.3. LE CONFINEMENT DES INSTALLATIONS

Les travaux de couverture du bâtiment du réacteur n°1 se sont achevés le 28 octobre 2011 (cf. Figure 5-22). Les travaux de couverture des bâtiments des réacteurs n°3 et 4 restent à réaliser. L'objectif est, d'une part de limiter, filtrer et mesurer les rejets atmosphériques, d'autre part de protéger les bâtiments contre les intempéries (noyages des sous-sols et des galeries en cas de fortes pluies).

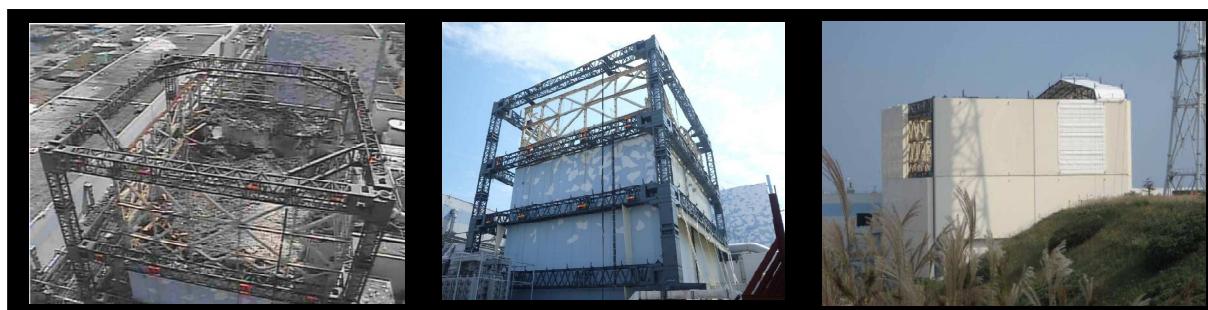


Figure 5-22 - Travaux de couverture du bâtiment du réacteur n° 1

Un système de contrôle de la pression dans le confinement mis en place pour limiter les rejets, ainsi qu'un système de prélèvement d'air, sont installés ou prévus dans les réacteurs n°1, 2 et 3.

5.4.4. LA PROTECTION DES INSTALLATIONS A L'EGARD D'UN SEISME OU D'UN TSUNAMI

Des dispositions de renforcement de la piscine de stockage du combustible usé du réacteur n°4 ont été mises en œuvre. Une vérification de la tenue des piscines associées aux réacteurs en cas de séisme a été menée. Par ailleurs, la digue anti-tsunami a été rehaussée au droit des réacteurs n°1 à 4 d'une part, des réacteurs n°5 et 6 d'autre part.



Figure 5-23 - Protection des installations contre le risque de tsunami

5.4.5. LES REJETS ACTUELS

Les rejets atmosphériques se poursuivent. Cependant, ces rejets diffus sont sans commune mesure avec ceux survenus mi-mars 2011.

Le traitement de l'eau contaminée se poursuit afin de limiter les risques de rejets liquides dans l'océan. Les réservoirs de stockage de boues sont remplis à 75 %. TEPCO envisage de concentrer davantage les boues pour en limiter le volume. Par ailleurs, du fait des infiltrations liées aux pluies et aux fuites des enceintes de confinement, il n'est pas possible d'assécher les locaux.

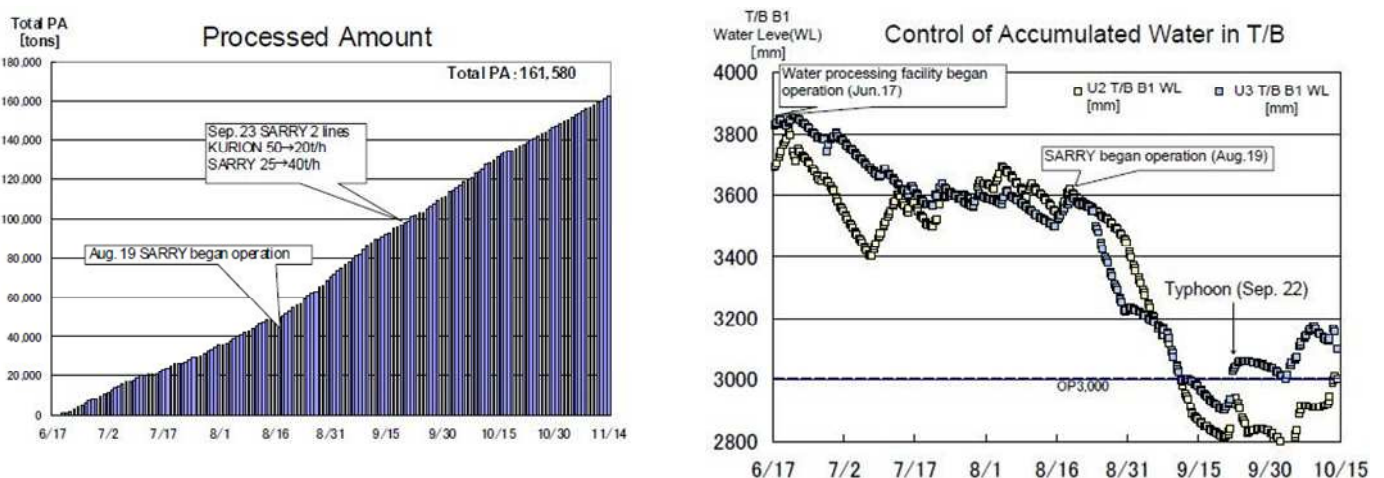


Figure 5-24 - Volumes d'eau contaminée traités depuis le 17 juin 2011

En complément des actions menées pour limiter et contrôler les rejets atmosphériques et pour traiter et limiter la quantité d'eau contaminée présente sur le site, TEPCO a engagé, le 28 octobre 2011, des travaux de construction d'un mur visant à limiter les rejets liquides diffus dans l'océan par percolation dans les sols perméables (cf. Figure 5-25).

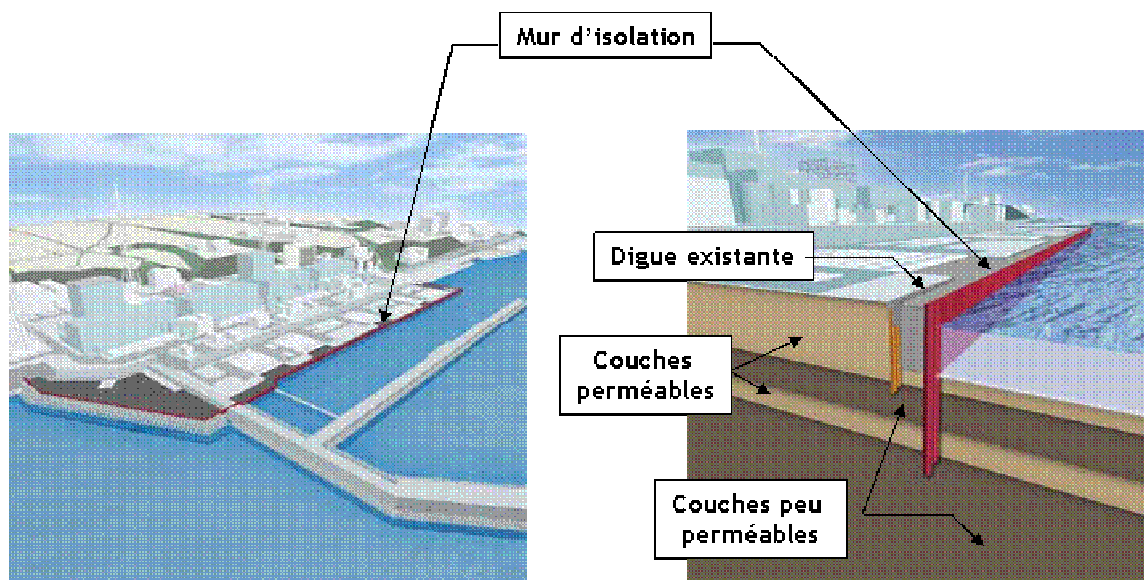


Figure 5-25 - Mur visant à limiter les rejets liquides

TEPCO a déployé des efforts très importants pour reprendre le contrôle du site. 2 000 à 3 000 personnes sont notamment mobilisées depuis le mois de juillet 2011. Les travaux de déblaiement des débris se poursuivent à l'aide notamment d'engins télécommandés. Le débit de dose ambiant sur le site, à l'extérieur de bâtiments, reste faible, limité par l'aspersion régulière sur les sols et les structures de produits fixants. Cela permet également de limiter l'entraînement par les vents et les pluies de la radioactivité déposée.

6. IMPACT ENVIRONNEMENTAL AU JAPON

L'accident survenu à la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi, le 11 mars et les jours suivants, a entraîné des rejets de substances radioactives dans l'environnement :

- dans l'atmosphère, sous forme de gaz ou de très fines particules radioactives dispersées dans l'air (aérosols), dont une partie est retombée sur les surfaces au sol au Japon pour former des dépôts radioactifs persistants ;
- dans le milieu marin, directement sous forme de rejets liquides en mer et indirectement du fait des retombées sur la surface de la mer d'une partie des aérosols radioactifs dispersés au-dessus de l'océan.

Afin de situer les lieux mentionnés dans ce chapitre, la Figure 6-1 présente une carte du nord de l'île de Honshu et de la préfecture de Fukushima.

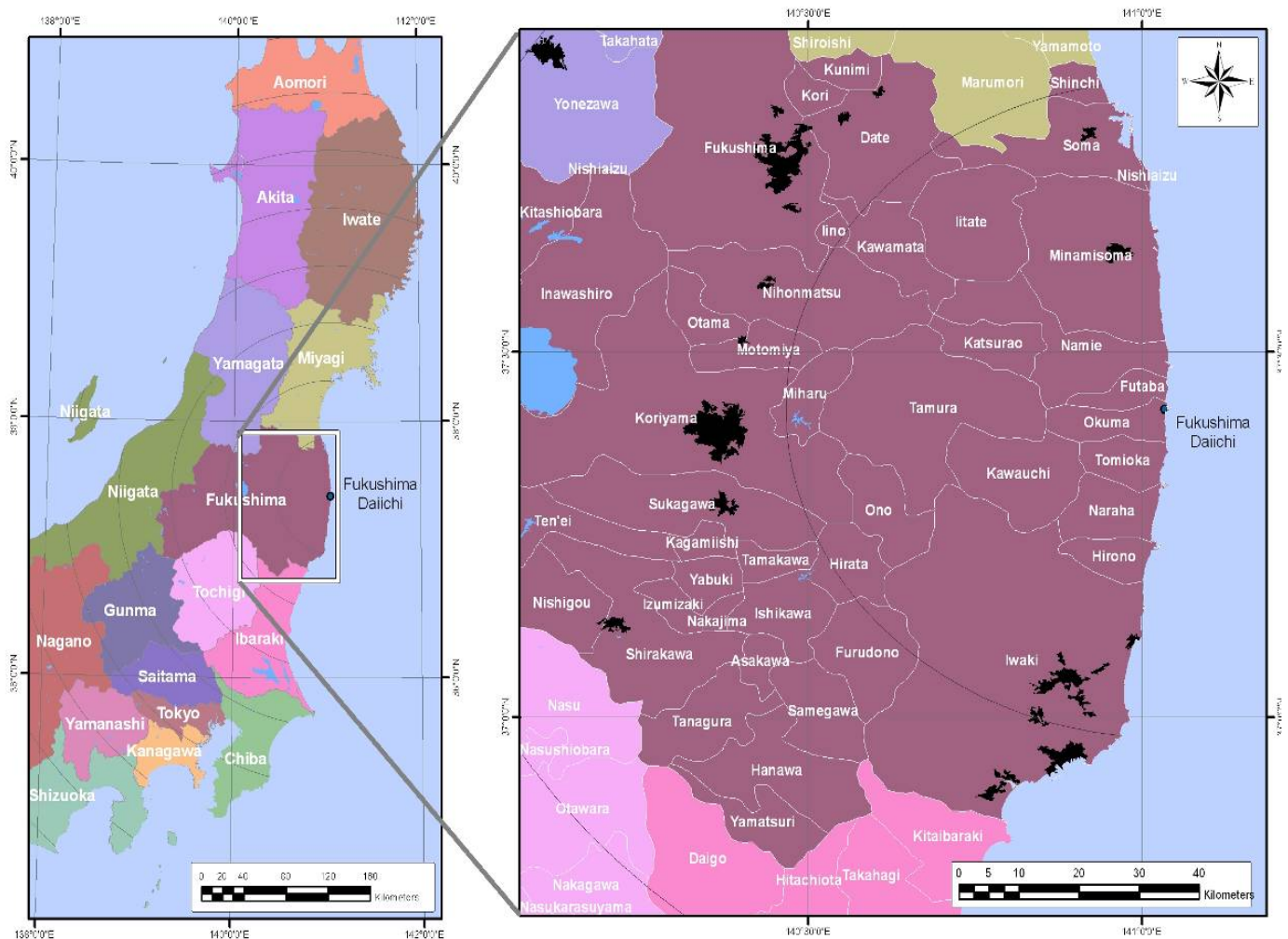


Figure 6-1 - Carte du nord de l'île de Honshu (à gauche) et de la préfecture de Fukushima (à droite).

6.1. DISPERSION ATMOSPHERIQUE DES REJETS RADIOACTIFS

6.1.1. CARACTERISTIQUES DES REJETS RADIOACTIFS DANS L'AIR PROVOQUES PAR L'ACCIDENT

6.1.1.1 Travaux menés par l'IRSN pour estimer les rejets atmosphériques

Même un an après l'accident, la reconstitution des différentes séquences de rejets radioactifs dans l'air et des caractéristiques de ces rejets demeure un exercice difficile. En effet, il n'existe aucune mesure directe des rejets provoqués par l'accident. Seules des estimations indirectes ont pu être réalisées en interprétant les données disponibles durant la crise, à savoir la chronologie des événements sur l'installation (explosions, éventages des enceintes, émissions de fumées,...), les paramètres des réacteurs accidentés (pression, niveau d'eau dans les cuves,...), mais aussi les mesures de débit de dose réalisées par l'exploitant TEPCO sur le site (balises fixes et mobiles) ou au niveau des balises automatiques du réseau SPEEDI (System for Prediction of Environmental Emergency Dose Information).

• Les premières estimations de l'IRSN

Dès la survenue de l'accident, l'IRSN a réalisé des évaluations des rejets atmosphériques, qui ont régulièrement été mises à jour en fonction des événements nouveaux survenant sur le site et des données disponibles. Les premières estimations effectuées le 12 mars étaient très grossières, fondées principalement sur les connaissances de l'IRSN sur l'inventaire de radionucléides dans les réacteurs nucléaires et leur comportement en cas de fusion de cœur. En particulier, en l'absence de données suffisantes sur l'état des systèmes de sûreté des 3 réacteurs accidentés à Fukushima Dai-ichi et sur les actions menées par l'exploitant TEPCO, il était difficile de pronostiquer la cinétique de dégradation des cœurs et de prévoir les moments où les rejets allaient se produire. Malgré ces difficultés, jour après jour, l'IRSN a pu établir un diagnostic de plus en plus complet des rejets survenus depuis le début de l'accident, périodiquement actualisé en fonction des événements nouveaux. **C'est ainsi que le 22 mars, l'IRSN a publié une première estimation du « terme-source »** (Tableau 6-1), c'est-à-dire des rejets atmosphériques susceptibles de s'être produits depuis le 12 mars, date des premiers éventages des enceintes de confinement et de la première explosion d'hydrogène survenue dans le bâtiment du réacteur n°1. Cette estimation reposait alors sur :

- le diagnostic de l'état des trois réacteurs concernés (compréhension de la situation, état des systèmes de refroidissement,...) ;
- les connaissances acquises par l'IRSN grâce à ses programmes de recherche sur le comportement des combustibles en situation accidentelle ;
- les informations fournies par les autorités japonaises concernant les dégazages des enceintes de confinement des réacteurs qui ont été réalisés volontairement pour protéger les enceintes de risques de dégradation par surpression.

Les conclusions de cette évaluation ont été confortées en comparant les valeurs de contamination atmosphérique estimée par modélisation avec les résultats de mesures réalisées sur le terrain au Japon.

La cinétique de rejet en fonction du temps a été reconstituée à partir de l'interprétation des pics de débit de dose observés en limite de site. Avant le 17 mars, les rejets étaient liés à des éventages et à des explosions pour lesquels le calage temporel est aujourd'hui bien connu. Après cette date, les rejets sont supposés coïncider avec l'observation de dégagements de fumées.

• Actualisation de l'estimation des rejets dans l'air

Après la période accidentelle de mars, l'IRSN a poursuivi des travaux d'estimation des rejets provoqués par l'accident de Fukushima en exploitant un plus grand nombre de données environnementales disponibles et en les interprétant à l'aide de ses modèles de dispersion atmosphérique à l'échelle locale et régionale. Les mesures de débit de dose sont les plus abondantes (Figure 6-2). La très grande majorité des relevés disponibles a été acquise par les balises automatiques du réseau SPEEDI. Toutefois, les balises SPEEDI de la préfecture de Fukushima étaient indisponibles pour la période des rejets, suite au séisme et au tsunami. Les données de ce réseau ont donc été uniquement utilisées pour la comparaison avec les résultats de modélisation à l'échelle régionale (plusieurs centaines de kilomètres). L'IRSN a également utilisé ces données pour estimer le « terme source » par la méthode des traceurs, qui consiste à modéliser la dispersion de rejets « traceurs » unitaires et à corrélérer le passage du panache résultant de cette dispersion avec les pics de débit de dose mesurés par les balises en différents lieux du territoire japonais. Par ailleurs, le MEXT⁶ a publié des relevés de débit de dose effectués dans chaque préfecture, notamment dans la préfecture de Fukushima, qui ont pu être comparés aux résultats de modélisation à l'échelle locale (moins de 100 km).

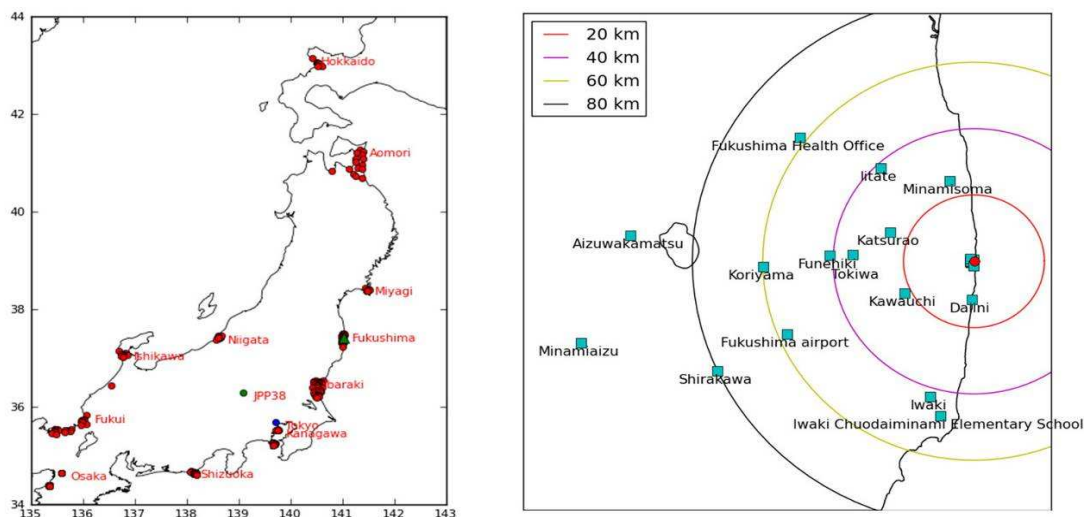


Figure 6-2 - Emplacement des stations de mesure du débit de dose : à gauche, stations du réseau SPEEDI, à droite, balises de la préfecture de Fukushima

A ce jour, très peu de mesures d'activité volumique dans l'air réalisées sur le territoire japonais ont été rendues publiques. Les seuls résultats présentant un véritable intérêt (car couvrant l'ensemble de la période des rejets significatifs) viennent des stations de mesure suivantes :

- Tokyo-Shinjuku à 250 km au sud-sud-ouest de la centrale ;
- Tsukuba (préfecture d'Ibaraki), à environ 170 km de la centrale en direction de Tokyo,
- Takasaki (préfecture de Gunma), à 250 km au sud-ouest de la centrale.

Toutefois, ces points de mesures étant situés dans une même zone, ils fournissent une information redondante, exceptée pour les mesures de gaz rares délivrées seulement par la balise de Takasaki.

Le travail d'évaluation mené par l'IRSN postérieurement à l'accident a permis une reconstitution globale, mais encore provisoire, des rejets atmosphériques provoqués par l'accident, par réacteur (Tableau 6-1 et liste en annexe 6-1) et répartis dans le temps (Figure 6-3). Il est important de souligner que cette reconstitution comporte une forte incertitude pour les rejets qui auraient pu se produire au moment où leur dispersion s'est faite au-dessus du Pacifique, dépourvu de balise de mesure, notamment les 13 et 14 mars et entre le 16 et le 19 mars. De ce fait, les rejets des réacteurs 1 et 3 restent très incertains. Une autre source importante d'incertitude concerne la composition des rejets (isotopie et formes chimiques, notamment pour les iodes). En effet, les principales mesures disponibles sont des mesures de débit de dose, qui donnent une information globale sur

⁶ Ministry of Education, Culture, Sports, Science & Technology, <http://radioactivity.mext.go.jp/en/>

L'ensemble des radionucléides émetteurs de rayonnement gamma, insuffisante pour en déduire la composition des rejets. Par ailleurs, les mesures d'activités volumiques des radionucléides dans l'air sont très rares et portent généralement sur des périodes au-delà du 17 mars. Ainsi, il est supposé que les iodes radioactifs sous forme gazeuse étaient deux fois plus abondants que ceux sous forme particulaire, en se fondant uniquement sur des mesures d'activité volumique réalisées à Tsukuba dans la préfecture d'Ibaraki.

En dehors des travaux de l'IRSN, d'autres organismes ou équipes de chercheurs ont publié des estimations des rejets atmosphériques provoqués par l'accident de Fukushima, en utilisant des méthodes différentes (Tableau 6-I). Les termes sources publiés en 2011 par le NISA⁷ et la NSC⁸ au Japon ont reposé essentiellement sur l'analyse des événements et des phénomènes dans les installations accidentées ; celui estimé dans la publication de *Stohl et al. (2011)* est fondé sur les mesures au Japon et à très longue distance, et ne concernent que le xénon 133 et le césium 137.

Tableau 6-I - Estimations des activités ($\times 10^{15}$ Bq) des principales catégories de radionucléides rejetés lors de l'accident de Fukushima, effectuées en 2011 par l'IRSN (durant la crise et après l'accident) et par divers organismes japonais et équipes scientifiques. Les rejets de l'accident de Tchernobyl sont également présentés à titre comparatif.

		Gaz rares (dont Xe-133)	Xe-133	Iodes (dont I-131)	I-131	Césiums (dont Cs-137)	Cs-137
IRSN CTC 22 mars 2011	Total	2 080	2 000	182	90	26	10
IRSN Travaux 2011	Réacteur 1	1 920	1 530	42	13	3	1
	Réacteur 2	2 270	2 180	114	57	17	6
	Réacteur 3	2 350	2 240	253	126	38	14
	Total	6 550	5 950	408	197	58	21
NISA (juin 2011)	Réacteur 1	-	3 400	-	12	-	0.6
	Réacteur 2	-	3 500	-	140	-	14
	Réacteur 3	-	4 400	-	7	-	0.7
	Total	-	11 000	-	160	-	15
NSC (avril 2011)	Total	-	-	630	150	-	12
Chino et al. (2011), JAEA, rapport du NERH	Total	-	-	-	150	-	13
Stohl (<i>Stohl et al. (2011)</i>)	Total	-	16 700 (13 400-20 000)	-	-	-	35,8 (23,3-50,1)
Morino et al. (2011)	Total	-	-	-	142	-	9,94
Tchernobyl (IAEA 2005)	Total	6 533	6 500	4 260	1760	168	85

⁷ Nuclear and Industrial Safety Authority - « Regarding the Evaluation of the Conditions on Reactor Cores of Unit 1, 2 and 3 related to the Accident at Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station, TEPCO »

⁸ Nuclear Safety Commission - « Trial estimation of emission of radioactive materials (I-131, Cs-137) into the atmosphere from Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station »

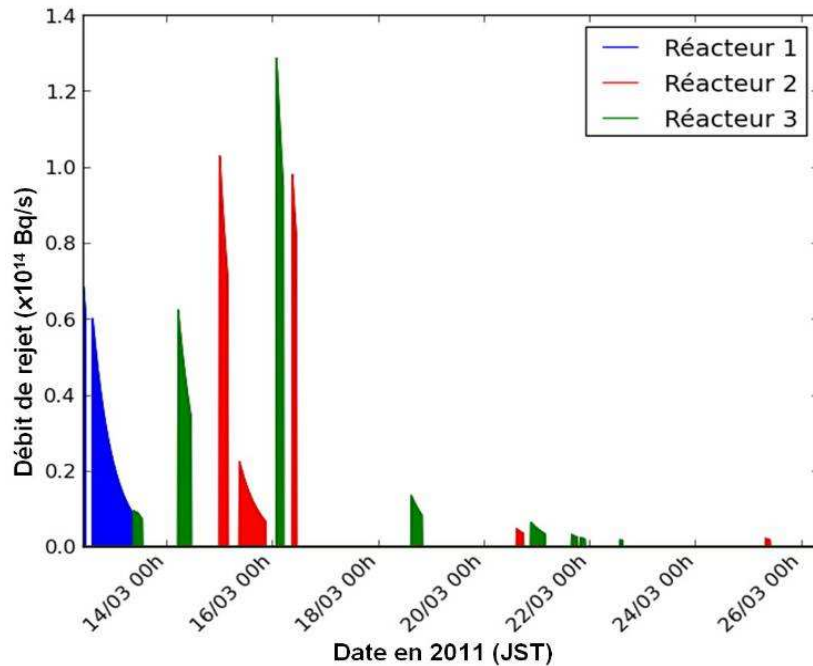


Figure 6-3 - Évolution du débit de rejet par réacteur pour l'ensemble des radionucléides rejetés dans l'atmosphère pendant l'accident de Fukushima (en bleu : réacteur 1 ; en rouge : réacteur 2 ; en vert : réacteur 3).

6.1.1.2 Commentaires sur les rejets atmosphériques

Au total, l'IRSN a estimé à près d'une quinzaine le nombre d'épisodes de rejet entre le 12 et 25 mars, les plus importants ayant probablement eu lieu avant le 17 mars (éventage des enceintes de confinement des 3 réacteurs accidentés). Compte tenu de l'état de dégradation des installations accidentées et de la contamination importante du site nucléaire, des rejets atmosphériques ont dû se poursuivre au cours des mois suivants, mais à un niveau beaucoup plus faible et difficilement décelable dans l'environnement.

La répartition des rejets par réacteurs estimée par l'IRSN est incertaine. En particulier, le réacteur 3 paraît responsable des rejets les plus importants (65 % des césiums et 62 % des iodes). Or, la plupart des expertises semblent s'accorder sur le fait que le réacteur 2 aurait conduit à la majorité des rejets, à cause de l'endommagement de l'enceinte de confinement lors de l'explosion d'hydrogène. Par ailleurs, passée la période principale de rejet (jusqu'au 17 mars), l'attribution de rejet à l'un ou l'autre des réacteurs est très incertaine.

Les différentes estimations de rejets atmosphériques effectuées par l'IRSN et d'autres équipes donnent des résultats qui, tout en présentant des écarts, se situent dans les mêmes gammes de valeurs. Ainsi, on tire de ces estimations les grandes tendances suivantes :

- les rejets de gaz rares radioactifs, dont le principal est le xénon 133 (^{133}Xe , de période radioactive de 5,3 jours) sont estimés entre 6 500 et moins de 20 000 PBq (pétabecquerels, soit 10^{15} Bq), cette dernière valeur étant probablement surestimée car l'activité du ^{133}Xe indiquée dans la publication de Stohl et al. (2011) est supérieure à l'activité totale de cet isotope contenue dans les trois réacteurs avant l'accident. Les rejets de gaz rares radioactifs provoqués par l'accident de Fukushima seraient du même ordre de grandeur, voire plus élevés, que ceux de l'accident de Tchernobyl. Parmi ceux-ci, c'est le krypton 85 qui a la période radioactive la plus longue (10,8 ans) ; son rejet est estimé par l'IRSN à 33 PBq. Ce radionucléide étant uniquement à l'état gazeux et chimiquement peu réactif, il restera uniquement dans l'atmosphère (pas de dépôt) et sera dilué dans l'air à l'échelle planétaire ;
- les rejets d'iodes radioactifs sont estimés de l'ordre de quelques centaines de PBq, c'est-à-dire environ dix fois moins que pour l'accident de Tchernobyl. Au sein de cette catégorie, l'iode 131 constitue l'un des radionucléides les plus significatifs en termes d'impact environnemental et dosimétrique ; son rejet est

estimé actuellement par l'IRSN à 197 PBq, valeur proche des estimations publiées par d'autres auteurs et près du double de celle estimée par l'IRSN le 22 mars, pendant la crise. L'iode 132, et dans une moindre mesure l'iode 133, ont également pris une part significative dans les rejets d'iodes radioactifs (activités respectivement de 168 PBq et de 42 PBq estimées par l'IRSN), mais ont eu un impact plus faible dans l'environnement en raison de leurs courtes périodes radioactives (respectivement 2,3 heures et 20,8 heures) ;

- les rejets de césiums radioactifs sont estimés de l'ordre de quelques dizaines de PBq. Ils sont majoritairement constitués de césium 137 et de césium 134, à parts égales, et dans une moindre mesure de césium 136 (rejet estimé à 9,8 PBq) dont la période radioactive est courte (13,2 jours). S'agissant plus spécifiquement du césium 137, qui sera le plus persistant dans l'environnement japonais (période radioactive de 30,1 ans), l'estimation actuelle de l'IRSN (21 PBq), deux fois plus élevée que celle du 22 mars 2011, représente environ un quart des rejets de césium 137 de l'accident de Tchernobyl.

Dans l'étude de *Stohl et al. (2011)*, une partie des rejets est attribuée à la piscine du réacteur 4, à cause de la température élevée de l'eau (84°C) et de la corrélation apparente entre le début de l'arrosage de la piscine et la baisse des débits de dose ambiants le 19 mars. A l'heure actuelle, l'IRSN considère toutefois qu'il n'y a pas eu de rejet significatif dû à la piscine 4, car le niveau de l'eau mesuré semble indiquer que les assemblages n'ont pas été découverts à l'air libre et qu'en conséquence, ils n'ont pas pu être dégradés. Cette analyse est confirmée par un rapport américain paru en novembre 2011 (*INPO (2011)*).

Au total, l'IRSN a estimé les activités rejetées pour 73 radionucléides (135, si on tient compte des filiations radioactives), **ce qui en fait le terme source le plus complet publié**. Parmi ceux-ci, outre les trois grandes catégories de radionucléides évoquées ci-dessus, figurent **les tellures radioactifs**, également rejetés en quantité significative (145 PBq pour l'ensemble de isotopes radioactifs de cet élément), en particulier le tellure 132 (période radioactive de 3,2 jours ; rejet estimé à 108 PBq) dont le descendant est l'iode 132, radionucléide de très courte période (2,3 heures), ainsi que le tellure 129m (12 PBq) associé à son descendant le tellure 129 (8 PBq). Les rejets des autres radionucléides représenteraient, d'après les estimations de l'IRSN, une activité totale de 28 PBq. Tous ces radionucléides n'ont pas été détectés dans l'environnement japonais, soit à cause de leur période radioactive trop courte (quelques minutes pour certains), soit à cause d'une activité rejetée trop faible. Parmi ceux qui ont été mesurés dans l'environnement (voir § 6.2.3), on trouve notamment le baryum 140, dont le rejet est estimé à 1,12 PBq, ainsi que le strontium 89 (0,043 PBq) et 90 (0,003 PBq). Ces radionucléides ont été rejetés en moindre quantité que les autres cités précédemment, car ils sont moins volatiles ; toutefois, l'estimation des activités rejetées pour ces radionucléides reste imprécise en l'absence de mesures ou d'informations suffisamment nombreuses sur l'état réel des réacteurs accidentés. C'est également le cas du plutonium et d'autres transuraniens, dont la présence dans l'environnement due à l'accident n'a pas été facile à déceler en raison de la confusion possible avec le plutonium rémanent issu des retombées des essais nucléaires en atmosphère des années 60. **Toutefois, la détection⁹ de neptunium 239, dont la période radioactive est courte (2,4 jours), dans des échantillons de sols et de végétaux prélevés en périphérie du site de Fukushima Dai-ichi et dans le village d'Iitate (prélèvements datant du 10 avril 2011), prouve sans ambiguïté que l'accident de Fukushima a rejeté des radionucléides transuraniens.** Ceci est également confirmé par l'interprétation de certains résultats de mesures de plutonium dans les sols au nord-ouest de la centrale accidentée, publiés par le MEXT (voir paragraphe 6.2.3.3). Le descendant du neptunium 239, qui ne peut plus être mesuré aujourd'hui (disparition par décroissance radioactive) est le plutonium 239 (période de 24 000 ans), mais l'activité massique de ce dernier étant beaucoup plus faible que celle du neptunium 239, il est peu probable qu'il puisse être détecté et distingué du plutonium hérité des essais nucléaires en atmosphère.

⁹ Article de Shozugawa et al, publié en janvier 2012 dans la revue *Environmental Pollution* (n° 163).

6.1.2. MODELISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE DES REJETS AU JAPON

Dès la survenue de l'accident, l'IRSN a modélisé la dispersion atmosphérique des rejets qu'il avait estimés, à l'échelle locale et régionale, en utilisant les codes de sa plateforme de calcul C^3X installée au centre technique de crise de l'institut. Ces évaluations, régulièrement mises à jour en fonction des données nouvelles disponibles, étaient alors très imprécises pour ce qui concerne l'échelle locale (quelques dizaines de kilomètres autour du site), à cause de données insuffisantes sur les conditions de rejet et sur la météorologie locale ; en revanche, elles ont donné des résultats globalement satisfaisants à l'échelle régionale (quelques centaines à milliers de kilomètres) et globale, grâce à des données météorologiques de meilleure qualité.

Au cours de l'année 2011, l'IRSN a poursuivi des travaux de modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets à l'échelle locale et régionale, en exploitant les différentes données environnementales disponibles. Ces travaux ont permis d'obtenir une estimation plus réaliste des conséquences de cette dispersion, notamment en termes de doses potentiellement reçues par la population exposée au panache radioactif (voir chapitre 8).

6.1.2.1 Modélisation de la dispersion atmosphérique à l'échelle régionale (Japon)

Pour la modélisation de la dispersion atmosphérique à l'échelle régionale (plusieurs centaines à quelques milliers de km), l'IRSN a utilisé le modèle tridimensionnel ldX de sa plateforme C^3X , développé au cours des dernières années et validé par de nombreuses comparaisons avec des expérimentations (notamment des épisodes de pollution par l'ozone) ainsi que par la reconstitution de la contamination de l'air en Europe après l'accident de Tchernobyl. **La résolution spatiale du modèle est celle des données météo utilisées, c'est-à-dire environ 12 km.** Le modèle ldX est un modèle eulérien, ce qui implique qu'à l'échelle d'une maille de calcul (volume élémentaire de l'atmosphère pris en compte pour la modélisation), l'activité volumique (ainsi que le dépôt) calculée est homogène. Ainsi, les résultats de ldX ne sont comparables à des mesures que lorsque le panache a atteint une largeur sensiblement supérieure à la taille des mailles. **En pratique, on considère que les résultats de ldX sont exploitables à une distance d'environ 5 à 8 mailles du point de rejet soit, dans les cas du Japon, environ 50 à 80 km. En dessous de cette distance, le modèle ne permet pas d'estimer correctement les forts gradients de concentration des radionucléides dans l'air, qui existent toujours lorsqu'on se trouve à proximité du point de rejet ; il convient alors d'utiliser un autre outil de modélisation, adapté à l'échelle locale (cf. § 6.1.2.2).**

La fiabilité des résultats obtenus à l'aide de ldX dépend largement de la qualité des données sur les rejets de l'accident et sur la météorologie.

• Les premières estimations de l'IRSN en mars 2011

Lors de l'accident de Fukushima, l'IRSN a réalisé les premières modélisations à l'aide de ldX dès le 16 mars 2011, en utilisant les estimations des rejets effectuées par l'IRSN, sur une période allant du 12 au 20 mars. Ces modélisations ont été régulièrement mises à jour au cours du mois de mars. Les résultats de calcul obtenus pour le césium 137 et l'iode 131 à Tokyo ont pu être comparés avec les résultats des mesures de la contamination de l'air effectuées dans cette ville, montrant une bonne cohérence (Figure 6-4).

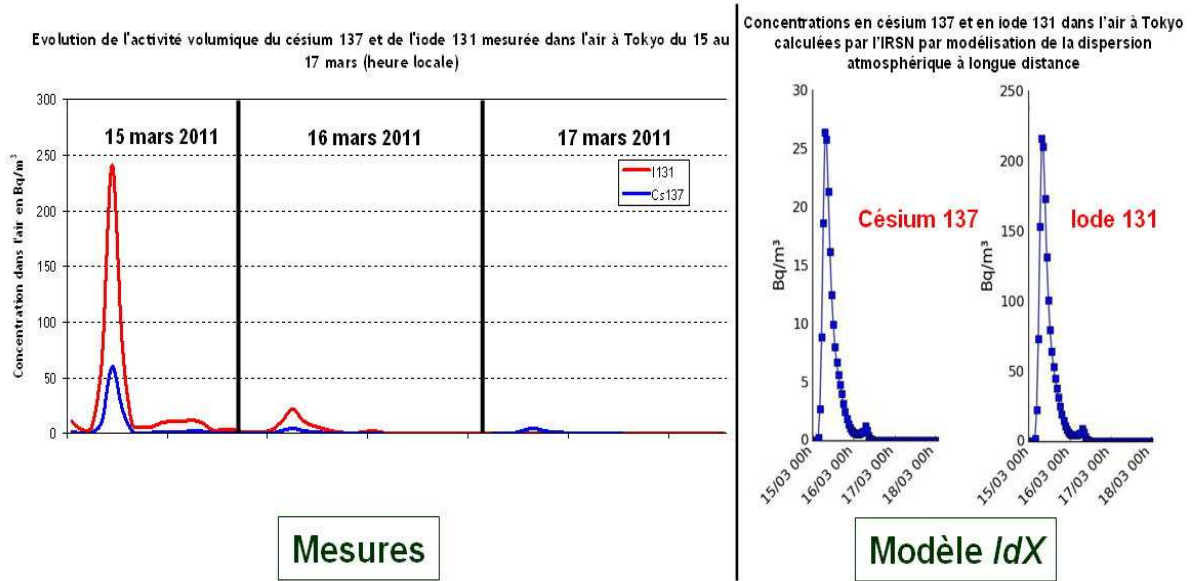


Figure 6-4 - Comparaison des résultats de calcul de la concentration dans l'air du césium 137 et de l'iode 131 à Tokyo, obtenus par l'IRSN le 19 mars 2011 avec le modèle IdX (à droite), et des résultats de mesure effectués dans cette ville sur la même période (station du système de surveillance SPEEDI à gauche).

- **Actualisation de la modélisation de la dispersion des rejets dans l'air**

Dans la suite des travaux menés en 2011, l'IRSN a reconstitué l'historique de la contamination radioactive de l'air au Japon lors de l'accident de Fukushima, conjointement au travail sur le terme source décrit au paragraphe 6.1.1.1. Les résultats de la modélisation à l'échelle régionale sont globalement cohérents avec les observations faites au Japon au niveau des balises de mesure du débit de dose ambiant. Ils permettent d'identifier les principaux épisodes de contamination de l'air au Japon :

- **les premiers rejets survenus entre le 12 et le 14 mars se sont dispersés principalement vers le nord**, le long de la côte est de l'île de Honshu, puis vers le nord-est et l'est, au-dessus du Pacifique (Figure 6-5) ;
- **les 15 et 16 mars, les rejets du réacteur 2 se sont dispersés en direction des terres japonaises**, alors que les conditions météorologiques changeaient rapidement (Figure 6-6) ;
- **à partir de 16 mars et au cours des jours suivants, les rejets se sont dispersés vers l'est, au dessus du Pacifique**, épargnant l'essentiel des terres japonaises (Figure 6-7) ;
- **entre le 20 mars après-midi et le 23 mars, les rejets se sont dispersés à nouveau au-dessus des terres japonaises** (Figure 6-8). Après le 23 mars, les masses d'air contaminées se sont dirigées vers le Pacifique et les rejets ultérieurs ont été trop faibles pour entraîner une augmentation significative de la radioactivité dans l'environnement terrestre.

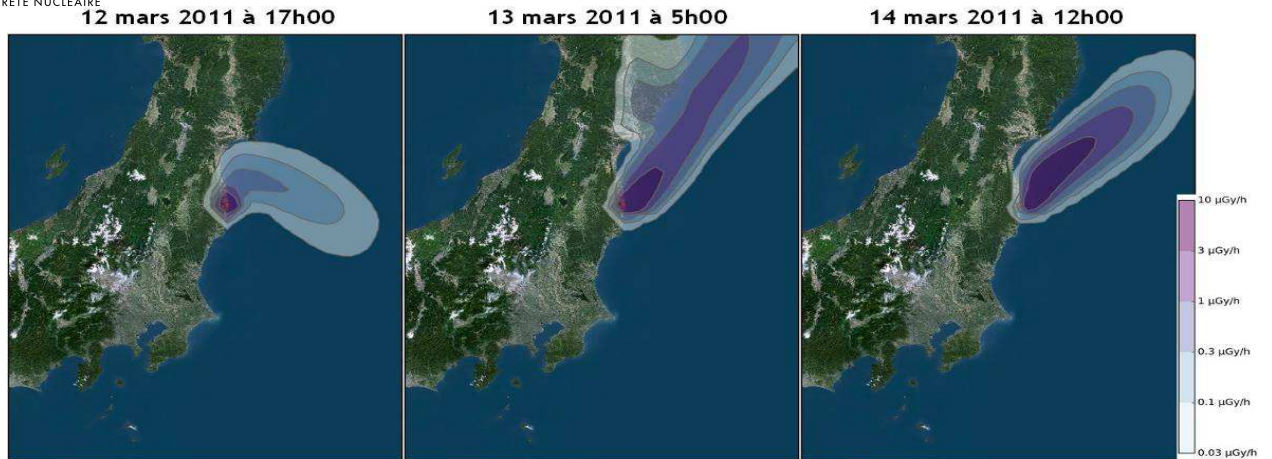


Figure 6-5 - Modélisation du débit de dose ambiant résultant de la dispersion atmosphérique des rejets de l'accident de Fukushima entre le 12 et le 14 mars (hors contribution des dépôts radioactifs - modèle IRSN IdX).

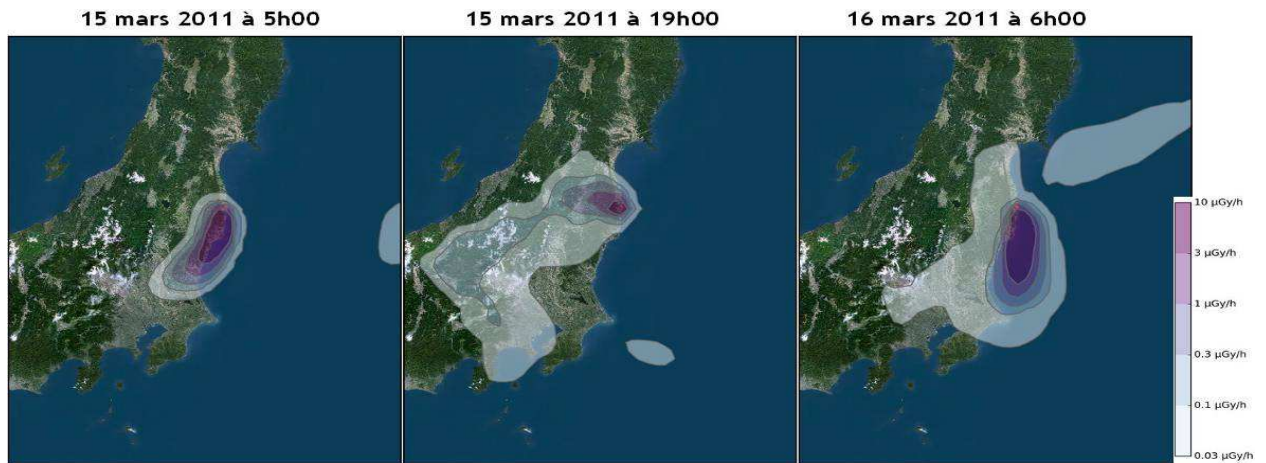


Figure 6-6 - Modélisation du débit de dose ambiant résultant de la dispersion atmosphérique des rejets de l'accident de Fukushima les 15 mars et 16 mars matin (hors contribution des dépôts radioactifs - modèle IRSN IdX), illustrant le premier épisode de contamination de l'air sur l'île de Honshu.

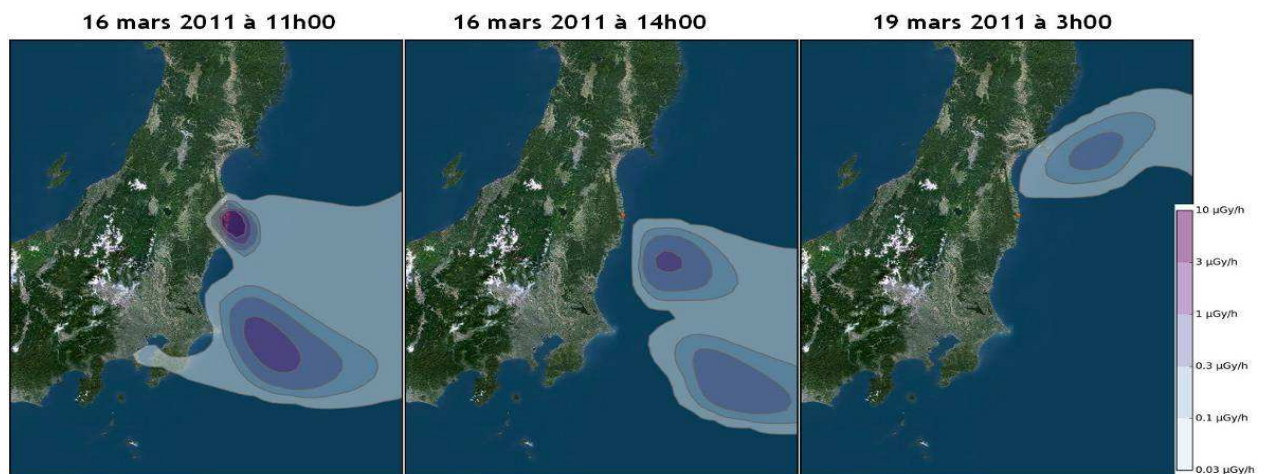


Figure 6-7 - Modélisation du débit de dose ambiant résultant de la dispersion atmosphérique des rejets de l'accident de Fukushima entre le 16 mars en milieu de journée et le 19 mars (hors contribution des dépôts radioactifs - modèle IRSN IdX), illustrant le second épisode de dispersion au dessus du Pacifique.

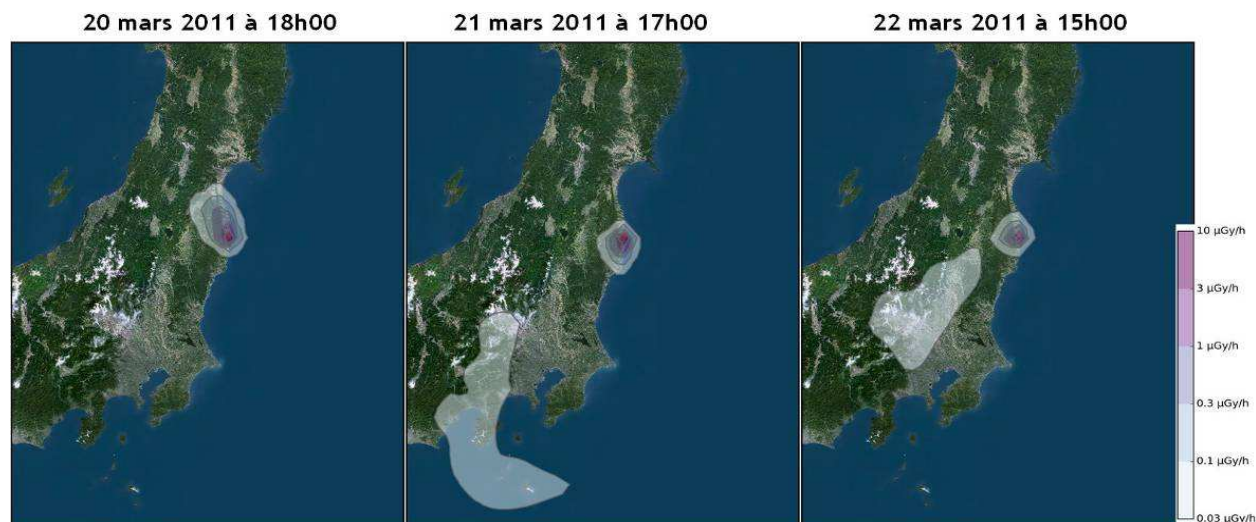


Figure 6-8 - Modélisation du débit de dose ambiant résultant de la dispersion atmosphérique des rejets de l'accident de Fukushima les 20 et 22 mars (hors contribution des dépôts radioactifs - modèle IRSN IdX), illustrant le second épisode de contamination de l'air sur l'île de Honshu.

6.1.2.2 Modélisation de la dispersion atmosphérique à l'échelle locale (préfecture de Fukushima)

Pour modéliser la dispersion atmosphérique des rejets à l'échelle locale (quelques km à dizaines de km), l'IRSN a utilisé le modèle pX de sa plateforme de calcul C^3X , adapté à cette échelle. Le modèle pX est un modèle à bouffées gaussiennes. Pour ce type de modèle, le choix de la loi d'écart-type est crucial. Les différents tests réalisés par l'IRSN sur le cas de l'accident de Fukushima ont conduit à retenir les écarts-type de Pasquill. Le modèle pX tient compte de l'hétérogénéité spatiale du vent sur tout son domaine de calcul ; dans le cas du Japon, il a été appliqué à une aire circulaire de 80 km de rayon autour de la centrale de Fukushima Dai-ichi.

Pendant la crise de Fukushima, les données en possession de l'IRSN étaient en nombre et en qualité insuffisants pour permettre de faire une modélisation fiable à l'échelle locale. En particulier, l'IRSN ne disposait pas des données nécessaires sur les champs météorologiques dans la région de Fukushima, utilisant les résultats d'observations locales. Habituellement, en France, ces données sont fournies par Météo France à l'aide de modèles météorologiques adaptés. De plus, la configuration de l'environnement proche de la centrale de Fukushima rend difficile la modélisation du vent. Les effets de bord de mer et les effets dus à une orographie complexe (vallées, montagnes) entraînent une direction du vent très variable et difficile à simuler. Ainsi, les travaux menés ultérieurement par l'IRSN en collaboration avec Météo France ont montré que certains épisodes météorologiques étaient très difficiles à modéliser, même *a posteriori*. C'est notamment le cas du premier épisode de rejet vers les terres japonaises du 15-16 mars, pour lequel les modèles météorologiques ne parviennent pas à reproduire les directions de vent observées. Ces difficultés concernent également les simulations à l'échelle régionale mais ont un effet moins sensible qu'à l'échelle locale où le panache est fortement concentré.

Différentes observations météorologiques, relevées sur les sites de Fukushima Dai-ichi et Daini (TEPCO) ou sur diverses stations météorologiques de la préfecture de Fukushima (disponibles sur le site internet de la JMA (Japan Meteorological Agency¹⁰)) ont été utilisées par l'IRSN à des fins d'analyse et de comparaison avec les résultats des modèles météorologiques. La coupure d'électricité provoquée par le tsunami les rend toutefois indisponibles ou disponibles de manière intermittente pendant la durée des rejets de l'accident. Afin de reproduire au mieux l'épisode de dépôt humide du 15-16 mars associé à de fortes pluies localisées, les images radar des pluies disponibles sur le site de la JMA ont été utilisées.

¹⁰ <http://www.jma.go.jp/jma/indexe.html>

L'utilisation combinée des observations météorologiques et des données issues du modèle météorologique CEP a permis d'obtenir des simulations globalement cohérentes avec les mesures dans l'environnement disponibles (Figure 6-9 à Figure 6-12). Les résultats de ces simulations permettent de préciser certains épisodes de dispersion déjà décrits précédemment à partir de la modélisation à l'échelle régionale :

- les premiers rejets survenus dans la journée du 12 mars 2011 ont d'abord affecté une faible partie des terres japonaises au nord de la centrale de Fukushima Dai-ichi (notamment à Minamisoma, seul endroit au Japon où cet épisode de rejet a été détecté par une balise) puis se sont dirigés franchement au-dessus du Pacifique en cours de soirée (Figure 6-9) ;

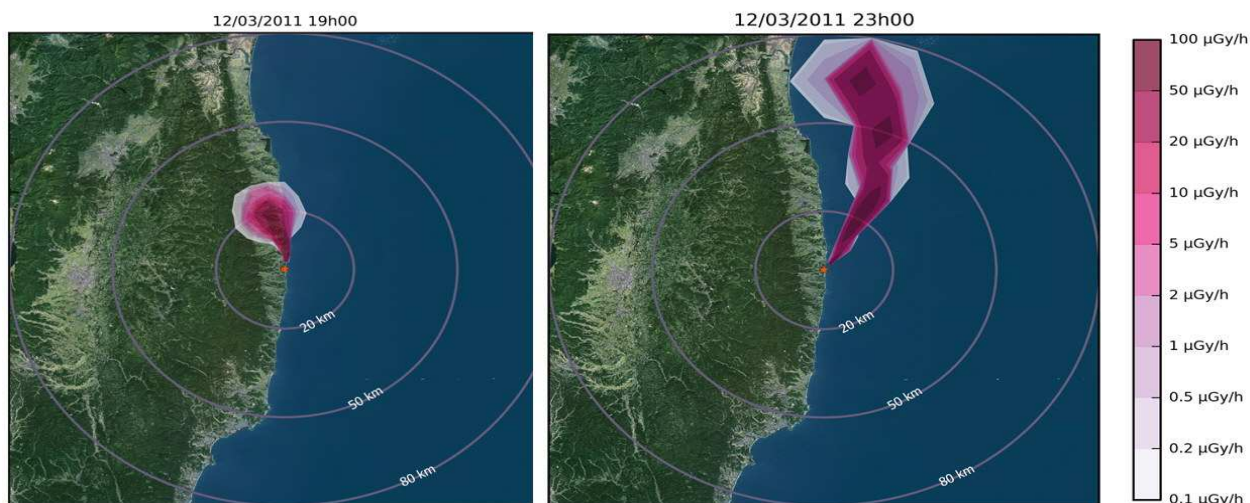


Figure 6-9 - Modélisation du débit de dose ambiant résultant de la dispersion atmosphérique des rejets de l'accident de Fukushima dans la journée du 12 mars 2011 (hors contribution des dépôts radioactifs - modèle IRSN pX).

- le 15 mars matin, les rejets sont partis vers le sud en cours de matinée, alors que ceux survenus en soirée se sont dirigés vers le nord-ouest de la centrale (Figure 6-10) ;

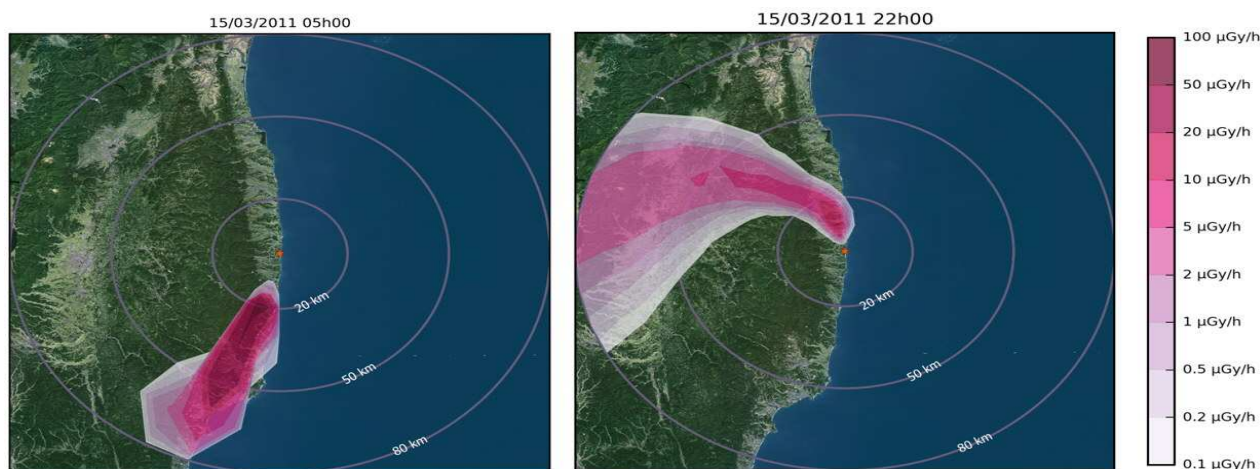


Figure 6-10 - Modélisation du débit de dose ambiant résultant de la dispersion atmosphérique des rejets de l'accident de Fukushima dans la journée du 15 mars 2011 (hors contribution des dépôts radioactifs - modèle IRSN pX).

- le 16 mars, tôt le matin, le panache rejeté dans la nuit du 15 au 16 mars continuait de se disperser vers le nord-ouest, en tournant progressivement vers le sud-ouest à l'intérieur des terres ; les rejets suivants se sont dirigés franchement vers le sud puis vers le sud-est en cours de journée (Figure 6-11) ;

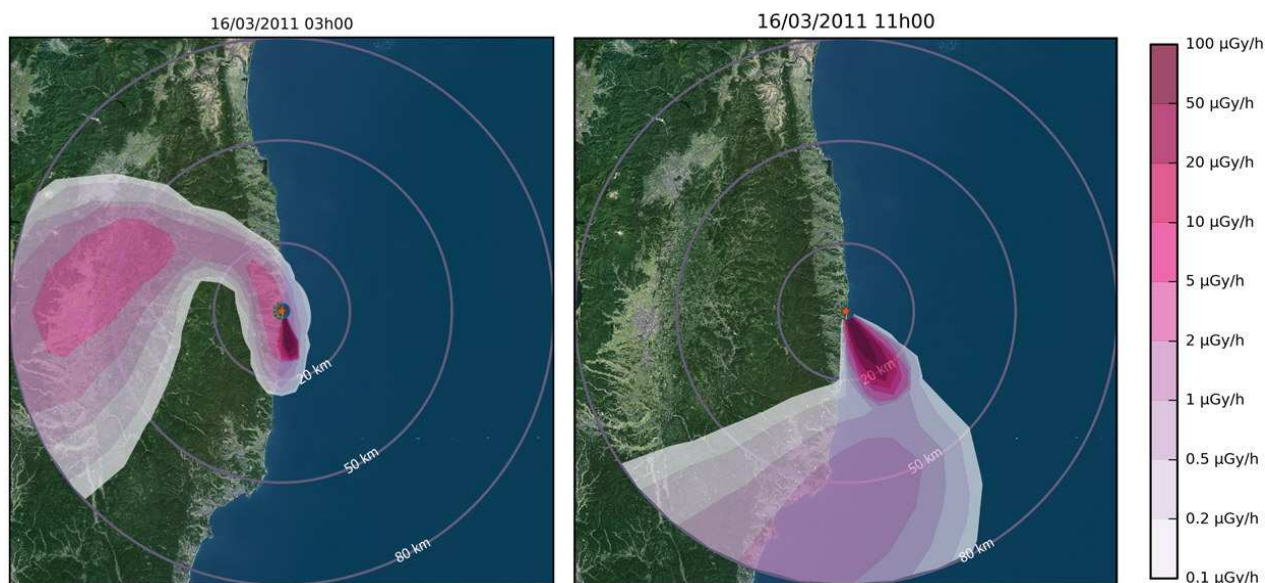


Figure 6-11 - Modélisation du débit de dose ambiant résultant de la dispersion atmosphérique des rejets de l'accident de Fukushima dans la journée du 16 mars 2011 (hors contribution des dépôts radioactifs - modèle IRSN pX).

- enfin, les 21 et 22 mars, plusieurs rejets se sont dirigés vers le sud ou le sud-ouest, en direction de Tokyo (Figure 6-12).

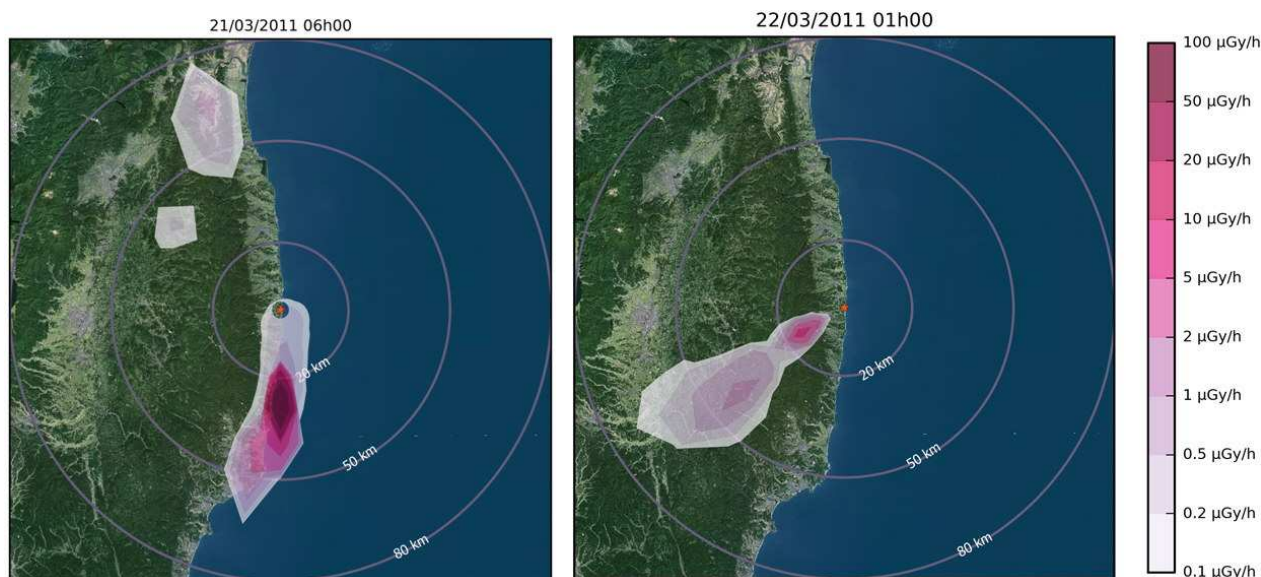


Figure 6-12 - Modélisation du débit de dose ambiant résultant de la dispersion atmosphérique des rejets de l'accident de Fukushima les 21 et 22 mars (hors contribution des dépôts radioactifs - modèle IRSN pX).

6.2. CONTAMINATION DE L'ENVIRONNEMENT TERRESTRE AU JAPON

6.2.1. GENERALITES SUR LA FORMATION DES DEPOTS RADIOACTIFS AU JAPON

Au cours des épisodes de contamination de l'air, une partie des radionucléides dispersés dans l'air sous formes de très fines particules (aérosols) ou de gaz solubles (une partie des iodes radioactifs) s'est déposée sur les surfaces au sol pour former des dépôts radioactifs superficiels. Deux processus complémentaires sont à l'origine de ces dépôts, comme illustré dans Figure 6-13.

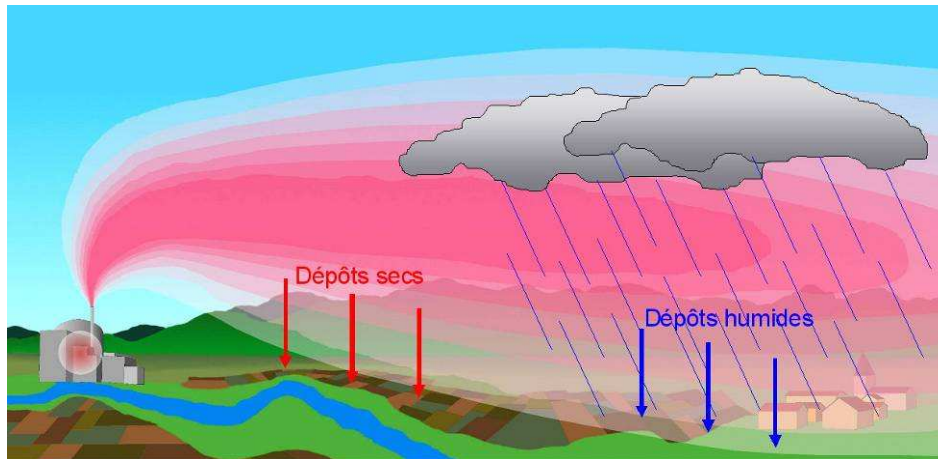


Figure 6-13 - Schéma illustrant la formation des dépôts secs et des dépôts humides lors de la dispersion atmosphérique de substances radioactives.

Les **dépôts secs** se sont formés sur toutes les surfaces, quelles que soient leur nature et leur orientation (horizontale, verticale ou inversée), au contact de l'air contaminé, sous l'effet des turbulences de l'air. L'importance de ces dépôts secs dépendait notamment de la concentration des radionucléides dans l'air au niveau du sol et de la durée de la contamination de l'air. Les dépôts secs ont pu se former à l'intérieur des bâtiments dès lors que l'air intérieur était contaminé.

Les **dépôts humides** se sont formés sur les territoires où des précipitations (pluie ou neige) se sont produites pendant la dispersion du panache radioactif. Ils résultaient de l'entraînement des particules radioactives ou des gaz solubles (cas de l'iode) par les gouttes d'eau lors de leur trajet dans l'air. Ils n'ont pas impacté l'intérieur des bâtiments. La répartition de la contamination sur les surfaces au sol recevant les dépôts humides a été forcément variable à courte distance, compte tenu de l'écoulement de l'eau de pluie (ou lors de la fonte des neiges) en surface ou de son infiltration dans le sol.

Ces dépôts ont entraîné une contamination de l'environnement terrestre japonais qui a persisté après la dissipation de la contamination de l'air provoquée par les rejets accidentels. La répartition géographique et l'importance de cette contamination dépendent à la fois des trajectoires successives du panache radioactif formé par les rejets de la centrale qui ont eu lieu pendant plusieurs jours et de la localisation et de l'importance des pluies à ce moment là. Ces dépôts ont entraîné deux conséquences principales :

- une élévation permanente du débit de dose ambiant dû au rayonnement gamma émis par les radionucléides contenus dans les dépôts, qui a diminué progressivement au cours du temps en fonction de la décroissance radioactive des radionucléides constituant le dépôt initial ;
- une contamination des productions agricoles, plus ou moins immédiate et plus ou moins durable.

Comme on le verra par la suite, l'impact environnemental et sanitaire des dépôts radioactifs varie au cours du temps et il est maximal au cours des semaines qui suivent leur formation. C'est pourquoi il est important d'avoir

une connaissance rapide, même approximative, de leur répartition géographique et de leurs caractéristiques (activité et composition isotopique), afin de mettre en place au plus vite des actions de protection précoces vis-à-vis des deux principales voies d'exposition des populations que sont l'exposition externe due aux dépôts et l'ingestion de denrées contaminées.

Deux méthodes complémentaires permettent d'estimer les dépôts formés à la suite d'un rejet radioactif accidentel :

- par modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets et des retombées radioactives au sol ;
- par la réalisation de campagnes de mesure, à l'aide d'instruments de mesure aéroportés ou d'équipes au sol réalisant des prélèvements de sol ou des mesures *in situ*.

La première méthode permet de disposer rapidement de premières estimations, qui peuvent toutefois être très imprécises si la connaissance des rejets radioactifs et des conditions météorologiques est insuffisante.

La seconde méthode donne une connaissance plus représentative de la réalité, à des échelles multiples, mais présente l'inconvénient majeur d'être longue à mettre en œuvre, surtout sur de vastes surfaces, et peut ainsi retarder la mise en œuvre des actions de protection adaptées.

La particularité de l'accident de Fukushima est d'avoir entraîné la superposition d'une phase de rejet, principalement sur une dizaine de jours (avec la menace de nouveaux rejets qui a perduré au moins plusieurs semaines), provoquant un risque immédiat d'exposition au panache radioactif (exposition externe et inhalation), et d'une phase de dépôt qui a commencé à devenir significative dès le 16 mars, alors que les rejets se poursuivaient encore (Figure 6-14).

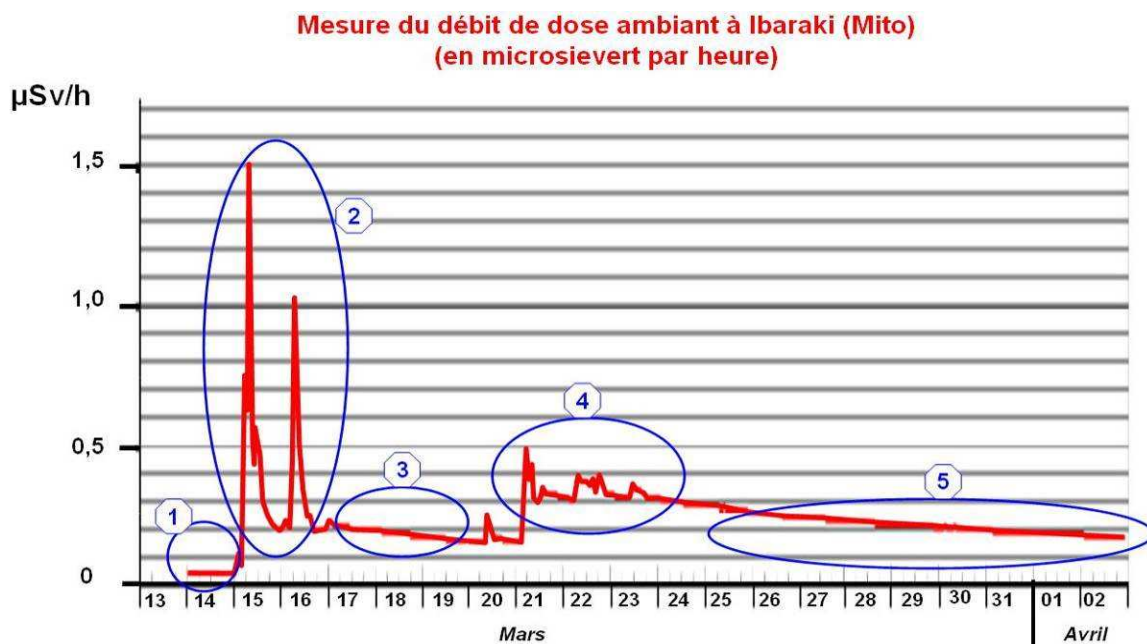


Figure 6-14 - Chronique de mesure du débit de dose gamma ambiant à Ibaraki montrant le recouvrement de la phase de rejet et la phase de dépôt de l'accident de Fukushima. ① : débit de dose ambiant avant l'accident ; ② : premier épisode de contamination atmosphérique ; ③ : débit de dose dû aux dépôts radioactifs rémanents formés lors du premier épisode de contamination atmosphérique ; ④ : deuxième épisode de contamination atmosphérique ; ⑤ : débit de dose dû aux dépôts radioactifs rémanents formés au cours des épisodes de contamination atmosphérique successifs.

Des séries de mesure du débit de dose ambiant comparables à celle illustrée dans la Figure 6-14 existent en divers points du territoire japonais et montrent des événements similaires, mais à des moments et avec des intensités qui peuvent être différents (Figure 6-15). Pour la plupart des balises en état de marche après l'accident, on observe que l'élévation du débit de dose ambiant a débuté le 15 ou le 16 mars, sauf à Minamisoma, à une vingtaine de kilomètres au nord de la centrale nucléaire accidentée, où les mesures acquises par la balise montrent des premiers épisodes de contamination atmosphérique dès le 12 mars.

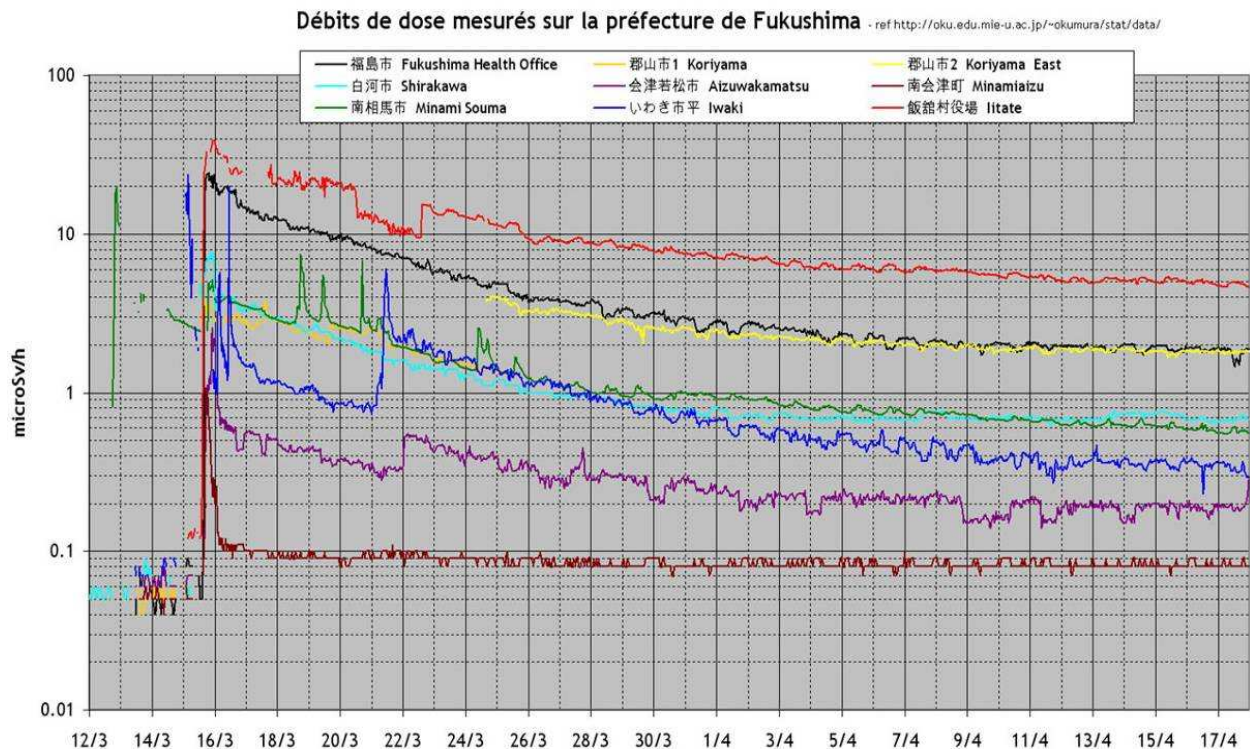


Figure 6-15 - Évolution du débit de dose ambiant mesuré dans plusieurs communes de la préfecture de Fukushima. La différence de niveau de rayonnement ambiant (presque un facteur 100 entre Iitate et Minamiaizu) est due à l'importance variable des dépôts radioactifs. La tendance générale à la diminution au cours de cette période d'observation résulte de la disparition progressive des radionucléides à vie courte.

Compte tenu de la complexité de l'accident de Fukushima, avec des épisodes de rejets multiples et des conditions météorologiques changeantes, mais aussi de l'insuffisante complétude des données dont disposait l'IRSN au moment de l'accident, il était très difficile d'estimer l'importance et la répartition géographique des dépôts à l'aide d'outils de modélisation. Ce sont donc les campagnes de mesure réalisées au Japon qui ont permis progressivement de préciser la connaissance des dépôts radioactifs.

6.2.2. CARTOGRAPHIE DES DEPOTS RADIOACTIFS AU JAPON

De nombreuses campagnes de mesures ont été réalisées au Japon depuis fin mars 2011 pour cartographier les dépôts radioactifs consécutifs à l'accident de Fukushima Dai-ichi, principalement en utilisant des techniques de mesure aéroportées. Ces cartographies concernent le débit de dose ambiant qui résulte des dépôts ainsi que les activités surfaciques en césiums 134 et 137. Coordonnées et organisées par le Ministère japonais de l'éducation, de la culture, des sports, de la science et de la technologie (MEXT), ces campagnes de mesures aéroportées ont été

menées par l'Agence japonaise de l'énergie atomique (JAEA¹¹) et le Centre de technologie en sûreté nucléaire (NUSTEC¹²), avec l'assistance technique du Département américain de l'énergie (US-DOE/NNSA¹³).

En complément, des campagnes de prélèvements de sol (5 premiers centimètres) pour analyse en laboratoire, ont été réalisées par un consortium d'universitaires japonais, sous l'égide du MEXT, afin de préciser la connaissance des dépôts et vérifier la cohérence des résultats avec ceux obtenus par les campagnes aéroportées. Les premières campagnes de prélèvements ont été effectuées entre le 6 juin et le 8 juillet 2011 en 2 200 points de la préfecture de Fukushima. Des campagnes similaires ont été renouvelées par la suite pour suivre l'évolution de la contamination, dont une en décembre 2011 à laquelle un équipe de l'IRSN a été associée. Ces campagnes ont été également l'occasion de comparer les résultats obtenus à l'aide de diverses techniques de mesure, telles que la spectrométrie gamma *in situ* ou des radiamètres embarqués dans des véhicules circulant dans les zones contaminées.

Grâce à ces campagnes successives, une cartographie générale des dépôts radioactifs à l'échelle du nord de l'île de Honshu est désormais disponible.

Compte tenu des conditions de réalisation des mesures aéroportées (voir en annexe 6-2), les cartes obtenues à l'échelle de l'île de Honshu ne donnent qu'une indication du niveau moyen des dépôts au sol à l'échelle du kilomètre, mais ne permet pas une caractérisation plus précise des variations locales des dépôts qui peuvent résulter notamment du ruissellement et de l'accumulation de l'eau de pluie contaminée au moment de la formation des dépôts ou de la fonte des neiges tombées à ce moment là. Seules des campagnes de mesures radiométriques réalisées sur le terrain ont permis une telle caractérisation, notamment dans les zones urbanisées.

6.2.2.1 Cartographie du débit de dose ambiant dû aux dépôts radioactifs

Après de premières reconnaissances effectuées en mars, notamment lors d'une mission réalisée du 30 mars au 3 avril 2011 avec l'appui du DOE, les trois premières campagnes de mesures aéroportées se sont concentrées dans un rayon de 80 km autour de la centrale de Fukushima Dai-ichi. Elles ont eu lieu successivement du 6 au 29 avril, du 18 au 26 mai et du 30 mai au 2 juillet.

A titre d'illustration, la Figure 6-16 montre la carte du débit de dose ambiant à 1 mètre au-dessus du sol publiée par le MEXT à l'issue de la première campagne d'avril.

¹¹ Japan Atomic Energy Agency

¹² Nuclear Safety Technology Center

¹³ US Department of Energy, National Nuclear Security Administration

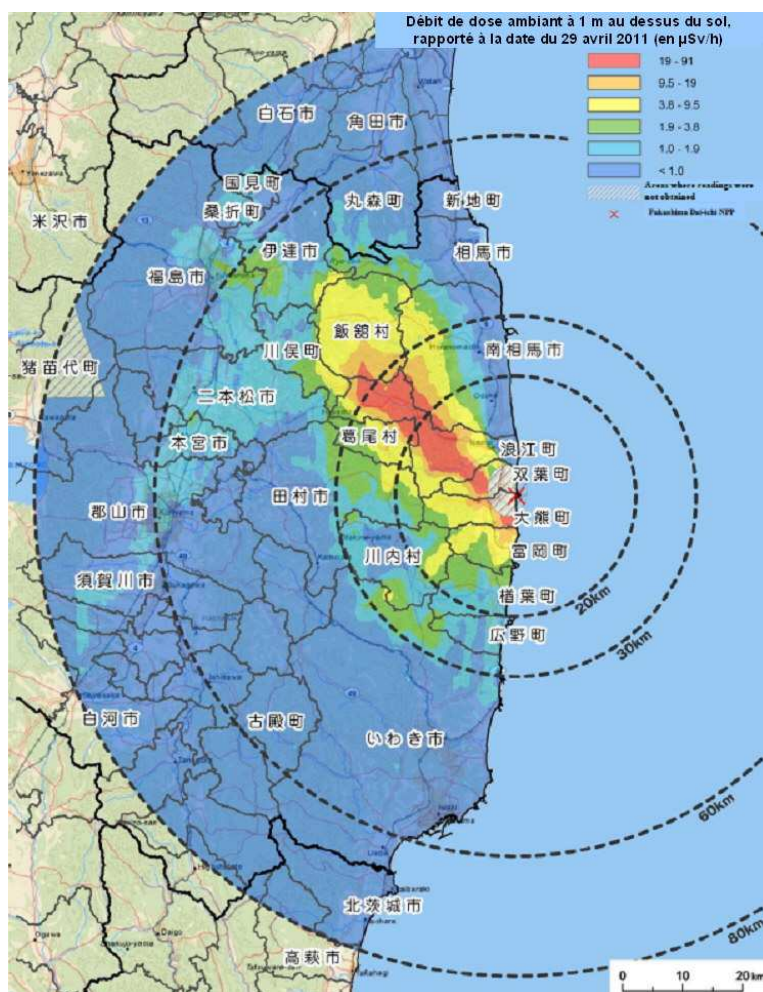


Figure 6-16 - Cartographie du débit de dose ambiant à 1 mètre au-dessus du sol (en µSv/h, rapporté à la date du 29 avril 2011) publiée par le MEXT à la suite de la première campagne de mesures aéroportée réalisée du 6 au 29 avril dans un rayon de 80 kilomètres autour de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi.

Cette carte montre une zone principale de dépôts radioactifs sur une cinquantaine de kilomètres au nord-ouest de la centrale de Fukushima Dai-ichi, avec des débits de dose ambiant supérieurs à 2 µSv/h (c'est-à-dire 20 à 40 fois plus que le niveau dû aux rayonnements d'origine naturelle) et dépassant 20 µSv/h dans sa partie la plus impactée, se poursuivant ensuite en direction du sud-ouest par une zone de dépôts plus faibles où le débit de dose dépasse 1 µSv/h. A la date de cette première campagne, les dépôts devaient être constitués à près de 75 % de césiums 134 et 137, sensiblement à part égale, le reste étant essentiellement de l'iode 131 (période radioactive de 8 jours) et du tellure 129m (période radioactive de 33,6 jours). Au terme de la 3^{ème} campagne (2 juillet), les autorités japonaises ont indiqué que dans la même zone de cartographie, le débit de dose ambiant avait diminué d'environ 20%. Cette diminution est cohérente avec la poursuite de la décroissance radioactive de l'iode 131 et du tellure 129m, et dans une moindre mesure du césium 134 (le rapport d'activités $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ devait être proche de 0,85 à cette date, contre 0,9 à 1 le 15 mars, date principale de formation des dépôts au Japon).

A partir de fin juin, le MEXT a engagé des campagnes de mesures aéroportées sur un territoire beaucoup plus étendu, afin de vérifier l'absence de dépôts importants au-delà de la zone principale de dépôt déjà identifiée. A la date du 1^{er} décembre, 22 préfectures de la moitié nord de l'île de Honshu ont ainsi été cartographiées. Le MEXT en a publié une vue d'ensemble, représentée dans la Figure 6-17.

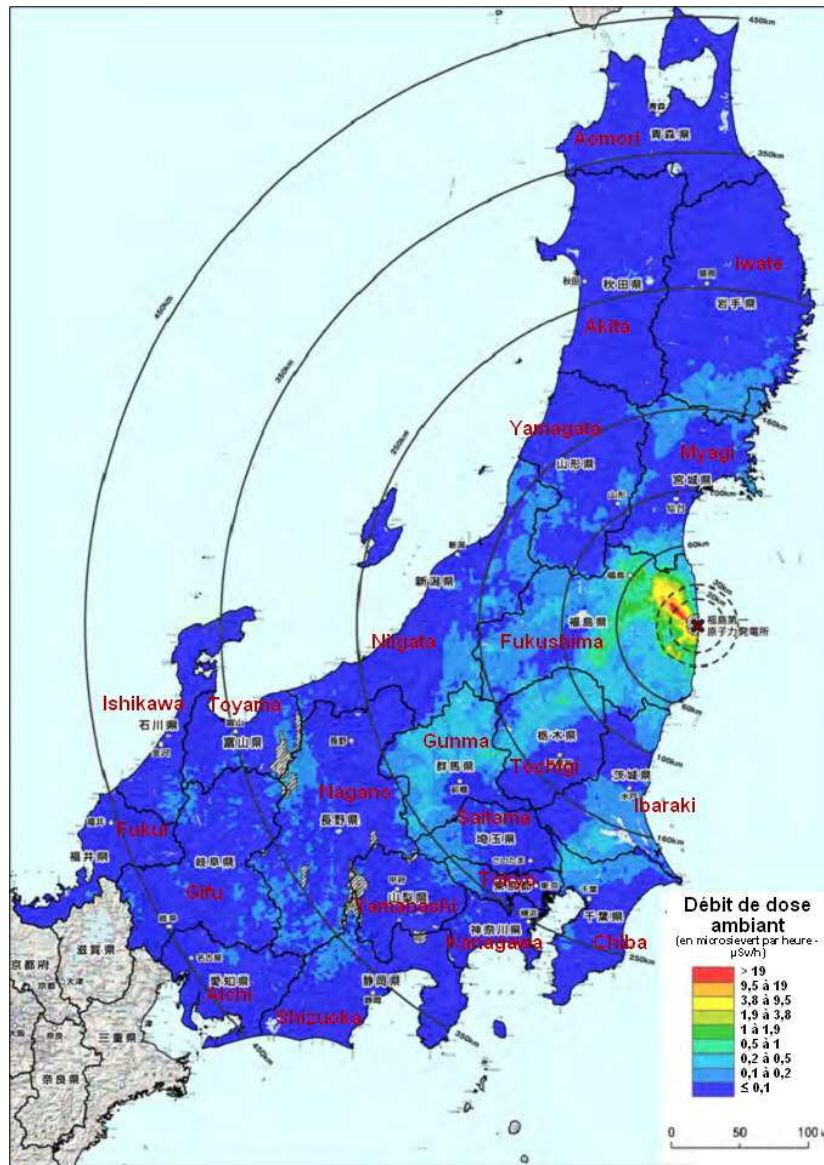


Figure 6-17 - Cartographie du débit de dose ambiant à 1 mètre au-dessus du sol (en $\mu\text{Sv/h}$, rapporté à la date du 1^{er} novembre 2011) publiée par le MEXT à la suite des différentes campagnes de mesures aéroportées réalisées depuis fin juin 2011 pour 22 préfectures du nord de l'île de Honshu.

En dehors de la préfecture de Fukushima, où se trouve la zone principale de dépôts déjà évoquée, cette cartographie étendue appelle les commentaires suivants :

- les territoires où le débit de dose ambiant est inférieur à $0,1 \mu\text{Sv/h}$ (en bleu foncé sur la carte) peuvent être considérés comme exempts de retombées significatives dues à l'accident de Fukushima. En effet, ce niveau est comparable au débit de dose ambiant dû aux rayonnements d'origine cosmique et tellurique, compris entre $0,05$ et $0,2 \mu\text{Sv/h}$ en fonction de l'altitude ou de la nature géologique du sous-sol, constituant le « bruit de fond » naturel ;
- plusieurs préfectures distantes de Fukushima présentent des zones plus ou moins étendues avec un débit de dose compris entre $0,1$ et $0,5 \mu\text{Sv/h}$, voire localement entre $0,5$ et $1 \mu\text{Sv/h}$ (Gunma, Tochigi). Ces niveaux étant significativement au-dessus du bruit de fond naturel de rayonnement gamma, ils témoignent de dépôts persistants dus à l'accident de Fukushima, formés à relativement grande distance de la centrale accidentée lors de la dispersion atmosphérique des rejets provoqués par l'accident. Les préfectures concernées, sur au moins une partie significative de leur territoire, sont Tochigi, Gunma, Ibaraki, le nord de Chiba, l'ouest et le nord-est de Tokyo, l'ouest de Saitama, l'est et le nord-est de

Nigata, ainsi que d'autres préfectures plus faiblement touchées (sud et nord de Myiagi et sud d'Iwate, Yamagata, Nagano, Nord de Shizuoka, est de Toyama).

Des cartes par préfecture ont également été publiées par le MEXT. A titre d'exemple, la Figure 6-18 montre les cartes de débit de dose ambiant à 1 m au dessus du sol pour les préfectures de Gunma et de Tokyo métropole.

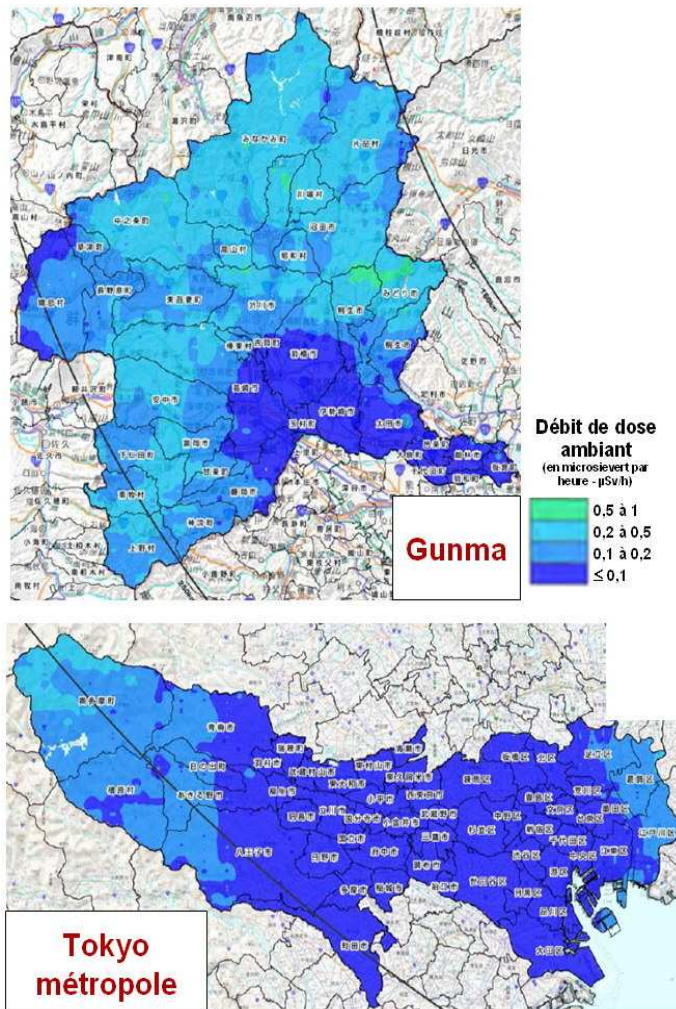


Figure 6-18 - Exemples de cartographies du débit de dose ambiant à 1 mètre au-dessus du sol (en $\mu\text{Sv/h}$) publiée par le MEXT pour les préfectures de Gunma et de Tokyo métropole (la liste des campagnes, avec les dates de début et de fin, est fournie à l'annexe 6.2).

La cartographie du débit de dose ambiant de la préfecture de Fukushima, déjà disponible fin avril pour la partie est de son territoire, a été complétée pour sa partie ouest (Figure 6-19). Cette nouvelle carte ne montre pas d'évolution importante par rapport à celle publiée à l'issue de la campagne d'avril (Figure 6-16), mise à part une diminution du débit de dose due à la disparition des radionucléides de courte période, mais donne un niveau de détail plus élevé sur l'échelle de représentation des valeurs.

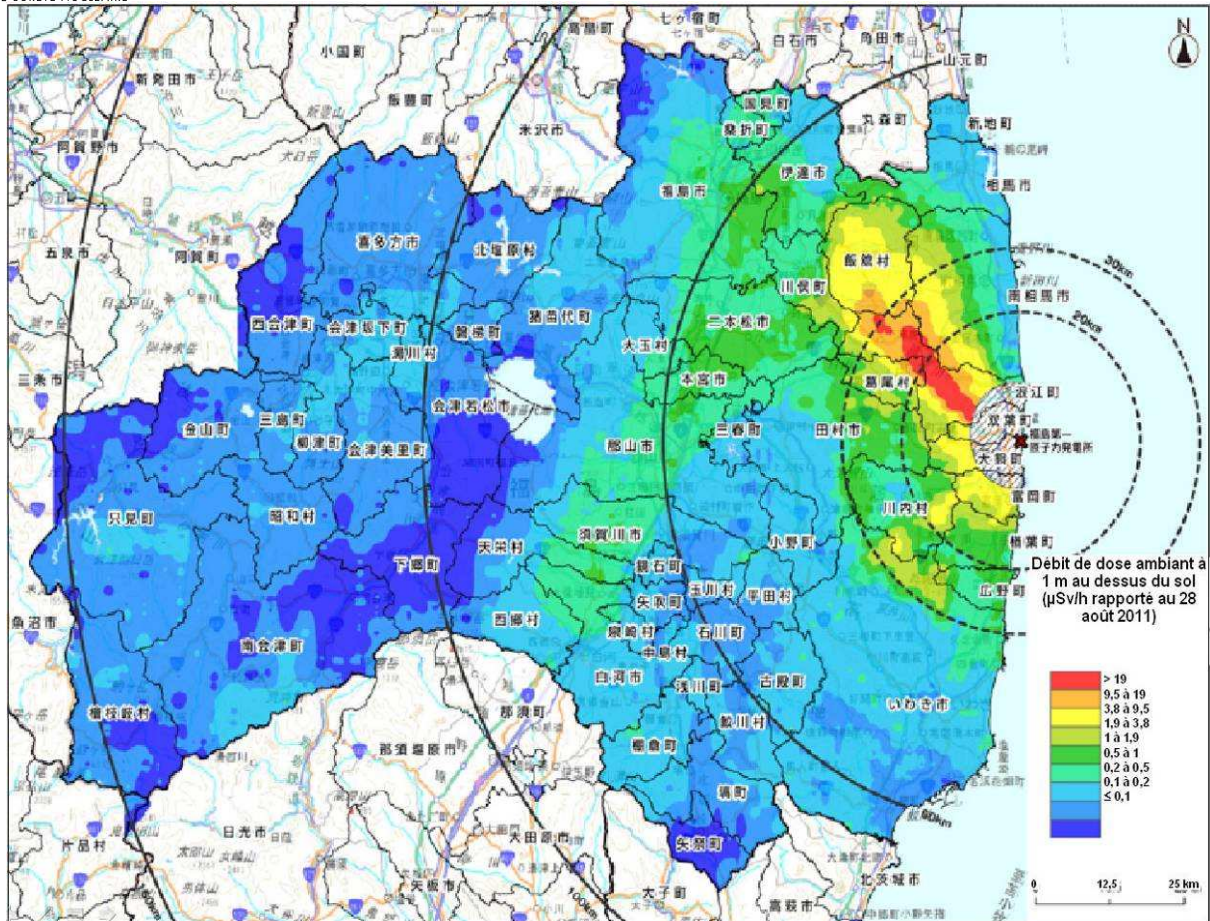


Figure 6-19 - Mise à jour de la cartographie du débit de dose ambiant à 1 mètre au dessus du sol (en μSv/h, rapporté au 28 août 2011) publiée par le MEXT pour la préfecture de Fukushima.

De nombreuses cartes détaillées représentant les résultats de mesures du débit de dose, obtenus par des campagnes au sol, ont été publiées au Japon. Elles ont été réalisées soit sous l'égide des ministères, soit à l'initiative des préfectures ou d'associations locales. Ces cartes permettent d'identifier les variations, parfois importantes, des dépôts radioactifs à l'échelle locale. Parmi ces cartographies détaillées, il convient de signaler celles publiées très récemment (24 février 2012) par le ministère de l'environnement du Japon, obtenus par des campagnes de mesure du débit de dose à l'aide d'instruments installés sur des véhicules. Ces campagnes, réalisées entre novembre 2011 et janvier 2012, ont concerné les territoires les plus contaminés, y compris au voisinage de la centrale accidentée, comme l'illustre la carte de la Figure 6-20. Cette carte représente des points de mesure rapprochés, dans les parties accessibles aux véhicules, les zones montagneuses étant dépourvues de résultats. A ce niveau de détail, il est possible de distinguer un lobe de dépôt orienté vers le nord-nord-est, distinct du lobe principal dirigé vers le nord-ouest. Ce lobe a probablement dû se former lors d'un épisode de rejet différent.

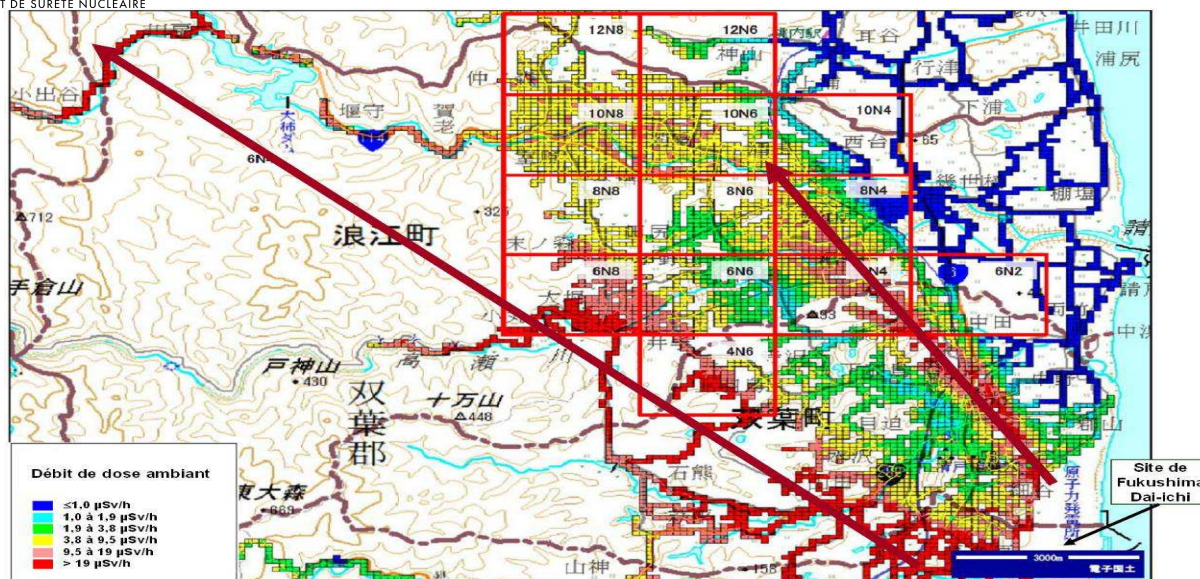


Figure 6-20 - Cartographie détaillée du débit de dose ambiant au nord-ouest de la centrale de Fukushima Dai-ichi, établie à partir des résultats de mesure acquis à l'aide d'instruments installés sur des voitures entre novembre 2011 et janvier 2012 (source : ministère de l'environnement japonais). Les flèches indiquent les directions du lobe principal de dépôts radioactifs (vers le nord-ouest) et d'un lobe secondaire orienté vers le nord-nord-ouest.

6.2.2.2 Cartographie des dépôts surfaciques de césium radioactif

A partir de fin avril 2011, les césiums 134 et 137 sont devenus les deux radionucléides dominants dans les dépôts radioactifs provoqués par l'accident de Fukushima. Comme indiqué au paragraphe 6.2.3.4, leur proportion dans le dépôt total n'a cessé de croître au cours du temps, à cause de la disparition progressive des radionucléides de courte période. Après le 1^{er} décembre, l'activité de ces deux radionucléides devait représenter environ 99% de l'activité totale des dépôts rémanents.

Grâce à la poursuite des campagnes de mesures aéroportées évoquées précédemment, le MEXT a publié une mise à jour de la cartographie des activités surfaciques cumulées des césiums 134 et 137 à l'échelle du nord de l'île de Honshu (Figure 6-21-a). Des cartes similaires existent pour le césium 134 et le césium 137 seuls (Figure 6-21-b), sachant que dans quelques années, le césium 137 constituera la part essentielle des dépôts rémanents sur le territoire japonais (94 % de l'activité du dépôt rémanent en 2020).

Le césium radioactif émettant des rayonnements gamma et étant majoritaire dans les dépôts, il est à l'origine de l'essentiel de l'élévation du débit de dose ambiant cartographié au Japon (cf. Figure 6-17). Les résultats des campagnes de mesures effectuées en juin et juillet sur le terrain, afin de vérifier la représentativité des cartes de dépôt élaborées à partir de mesures aériennes, a permis au MEXT d'établir une corrélation relativement satisfaisante entre le débit de dose ambiant et l'activité surfacique globale en césiums 134 et 137 : un dépôt de 276 000 Bq/m² correspondrait ainsi à une élévation du débit de dose de 1 μSv/h (juillet 2011). Compte tenu de la baisse de 20% du débit de dose ambiant entre avril et juillet, due à la disparition progressive des radionucléides de période courte (cf. § 6.2.2.1), cette valeur de corrélation publiée par le MEXT est cohérente avec celle qu'avait estimée l'IRSN dans son rapport¹⁴ publié le 23 mai 2011, qui était de 300 000 Bq/m² pour 1 μSv/h fin avril.

¹⁴ Rapport IRSN DRPH n° 2011-10 « Évaluation au 66^{ème} jour des doses externes projetées pour les populations vivant dans la zone de retombée nord-ouest de l'accident nucléaire de Fukushima »

Ces cartes confirment également qu'en dehors de la zone principale de dépôts, située à moins de 80 km de la centrale de Fukushima Dai-ichi, des dépôts significatifs, mais de plus faible intensité, se sont également formés dans le prolongement de la zone principale de dépôts, et également au-delà, sous forme de taches isolées (répartition en « taches de léopard »). En dehors de la préfecture de Fukushima, l'activité surfacique en césiums 134 et 137 y est généralement inférieure à 100 000 Bq/m², sauf dans quelques territoires où elle peut aller jusqu'à 300 000 Bq/m². Il s'agit de niveaux comparables à ceux qui avait été observés dans divers pays d'Europe, par exemple en Scandinavie ou en Autriche, après l'accident de Tchernobyl. Ces zones secondaires de dépôts se trouvent principalement dans les préfectures de Tochigi, Gunma, Ibaraki, le nord de Chiba, ainsi que dans la zone frontière des préfectures de Myiagi et Fukushima d'une part et de Myiagi et d'Iwate, d'autre part.

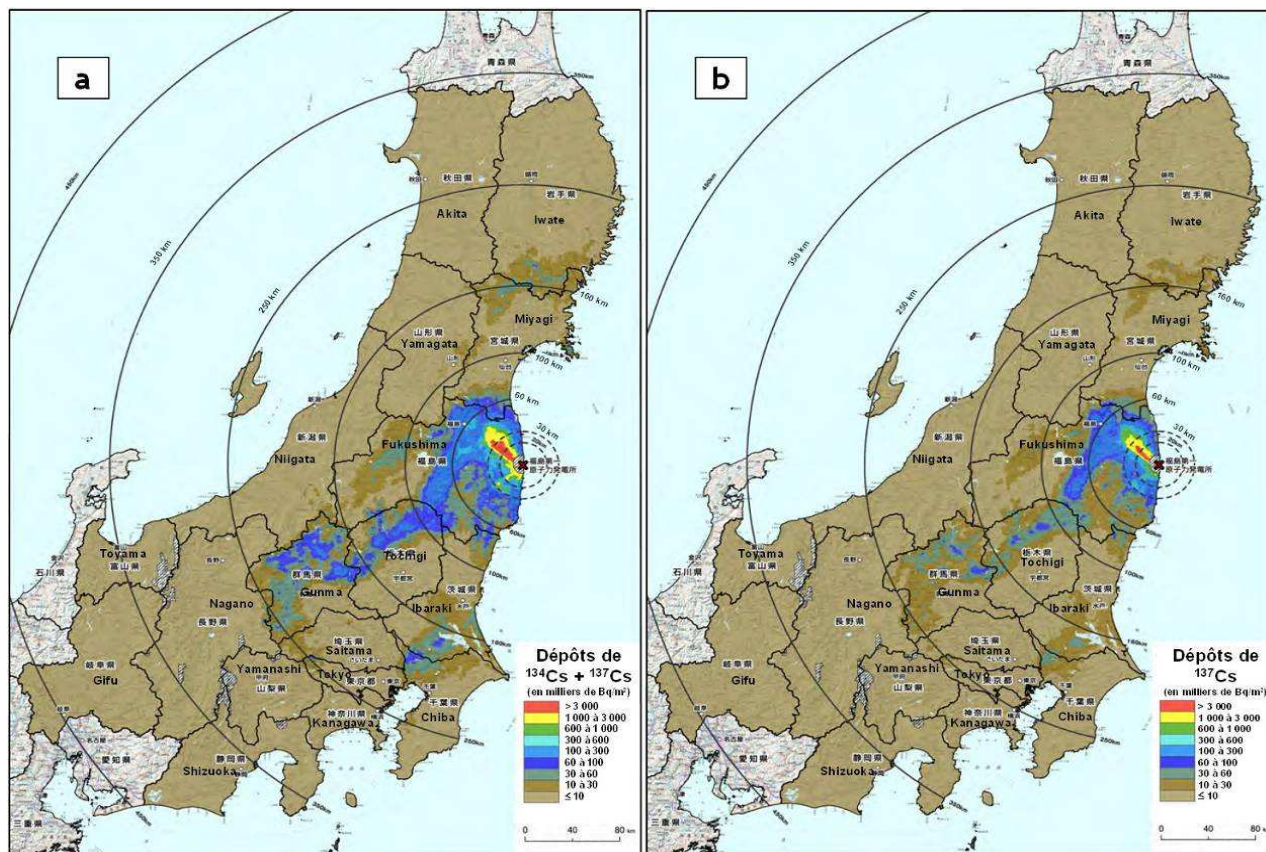


Figure 6-21 - Cartographie des dépôts cumulés de césiums 134 et 137 (a) et des dépôts de césium 137 (b) publiée par le MEXT à la suite des différentes campagnes de mesures aéroportées réalisées depuis fin juin 2011.

A l'échelle des cartes disponibles, il apparaît que les autres préfectures cartographiées auraient soit été épargnées de tout dépôt, soit reçu de faibles dépôts dont l'activité surfacique en césium radioactif ne dépasserait pas 10 000 Bq/m² (comme dans la plus grande partie de la France après l'accident de Tchernobyl, à l'exception de l'est du pays).

Les campagnes aéroportées effectuées au cours de l'été ont également permis de préciser la cartographie des dépôts de césium dans la préfecture de Fukushima (Figure 6-22). Comme pour les préfectures voisines, cette carte montre des zones secondaires de dépôts à l'ouest, également sous forme de « taches de léopard », avec des activités surfaciques de plusieurs dizaines de becquerels par mètre carré.

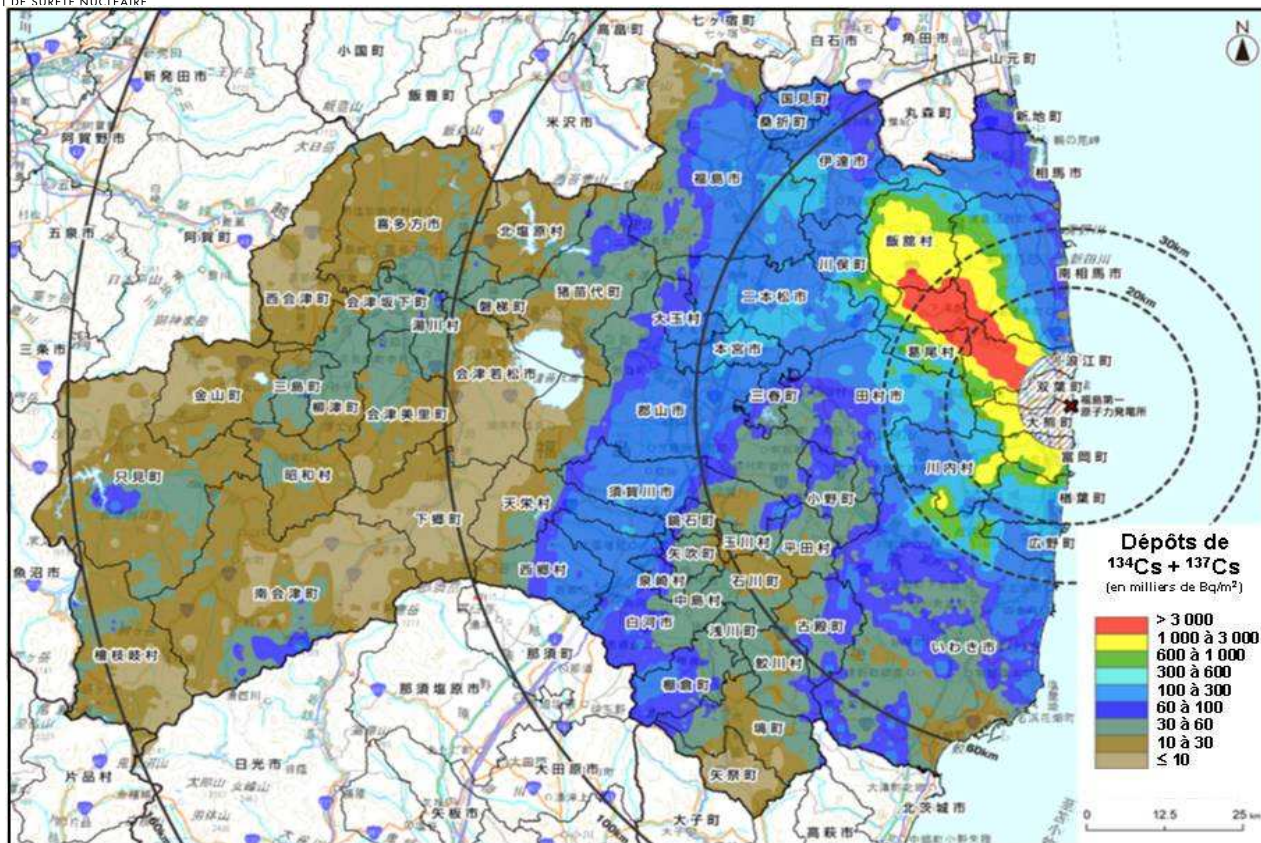


Figure 6-22 - Mise à jour de la cartographie des dépôts cumulés de césiums 134 et 137 publiée par le MEXT pour la préfecture de Fukushima.

Fin août 2011, le MEXT a également publié des cartes de dépôts de césium radioactifs (Figure 6-23 pour le cas du césium 137 qui superpose la cartographie des activités surfaciques en césium 137 déterminées à partir de mesures aéroportées du rayonnement gamma émis par les dépôts (zones colorées en arrière-plan) et les résultats des mesures d'activité dans le sol (5 premiers centimètres) obtenues lors de campagnes de prélèvements effectuées en 2 200 points par un consortium d'universitaires japonais, entre le 6 juin et le 8 juillet (points colorés). Les résultats de ces mesures se rapportent tous à la date du 14 juin, en tenant compte de la décroissance radioactive des radionucléides.

La superposition de ces deux sources de résultats montre une bonne cohérence d'ensemble de la cartographie des dépôts à cette échelle.

Ces différentes cartes appellent également les commentaires suivants.

A l'intérieur de la zone des 20 kilomètres (zone évacuée en urgence au moment de l'accident), les activités surfaciques en césium 137 mesurées sur des prélèvements de sol varient entre moins de 30 kBq/m² et 15 000 kBq/m², soit un écart d'un facteur 500 entre les valeurs extrêmes. Parmi une centaine de points de prélèvements dans cette zone, 11 ont une activité surfacique mesurée dépassant 3 000 kBq/m² en césium 137. Les activités les plus élevées sont observées immédiatement à l'ouest de la centrale (point entouré d'un cercle noir sur la carte de la Figure 6-23), avec 14 000 kBq/m² en césium 134 et 15 000 kBq/m² en césium 137.

Dans la zone d'évacuation planifiée mise en place à partir du 22 avril (contour rose sur la Figure 6-23, concernant les communes d'Iitate, de Katsurao, et pour partie, de Namie, de Kawamata et de Minamisoma), les activités surfaciques en césium 134 et en césium 137 varient entre moins de 60 kBq/m² et 8 000 kBq/m². Parmi une centaine de points de prélèvements dans cette zone, trois ont une activité surfacique mesurée dépassant 3 000 kBq/m² en césium 137.

En dehors de ces deux zones, les activités surfaciques cumulées en césium 134 et en césium 137 ne dépassent pas 600 kBq/m², sauf au sud-ouest entre 20 et 30 km (Figure 6-22).

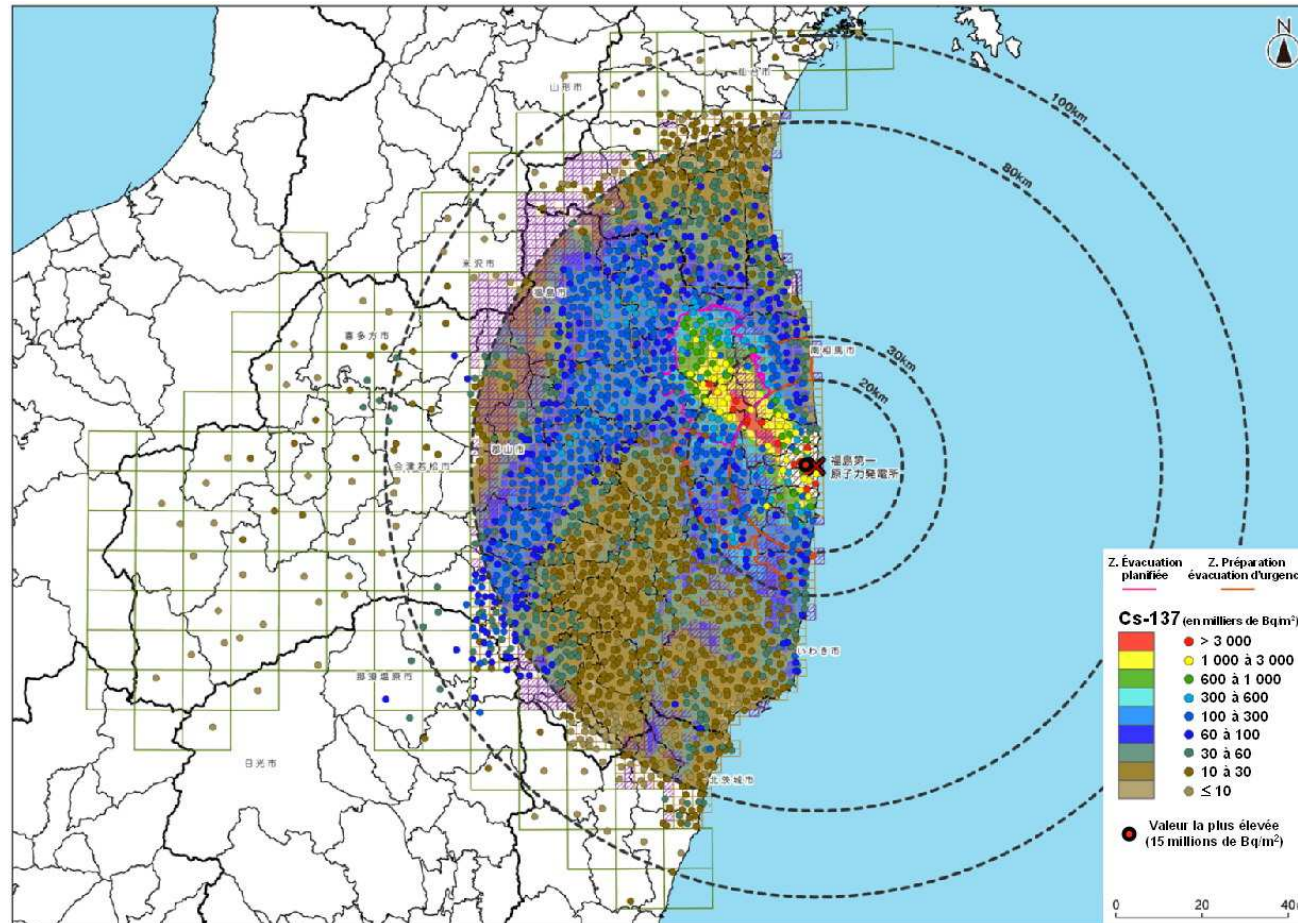


Figure 6-23 - Carte des activités surfaciques en césium 137 publiée par le MEXT (rapportées au 14 juin 2011). Zones colorées : d'après mesures aéroportées du rayonnement gamma ambiant (MEXT). Point colorés : d'après mesures sur des prélèvements (5 premiers centimètres de sol). Cercle noir : plus forte valeur en césium 137.

A partir des cartes de dépôts de césium 137 publiées à l'automne 2011 par le MEXT, l'IRSN a estimé les superficies des territoires impactés en fonction de l'importance des dépôts, en excluant le territoire le plus proche de la centrale de Fukushima Dai-ichi (dans un rayon de 9 km, d'une superficie de 133 km²), non cartographié à cette échelle. D'après ces estimations :

- au total, la superficie des territoires où un dépôt de césium 137 imputable à l'accident de Fukushima a été identifié (activité surfacique dépassant 10 000 Bq/m²) serait proche de 24 000 km², dont 420 km² à une distance de 250 à 300 km de la centrale accidentée, correspondant à l'extension maximale des dépôts radioactifs ;
- la surface des zones où les dépôts sont les plus élevés (activité surfacique en césium 137 dépassant 1 million de Bq/m²) serait de 262 km² (et près de 400 km² si on assimile la zone des 9 km à une zone de dépôts élevés), au nord-ouest de la centrale accidentée, dont au moins 60 km² avec un dépôt dépassant 3 millions de Bq/m² ;
- les zones ayant des dépôts dépassant 300 000 Bq/m² de césium 137 seraient toutes à moins de 50 km de la centrale. Il y aurait ainsi 225 km² de territoire avec un dépôt de césium 137 compris entre 600 000 et 1 million de Bq/m² et 379 km² de territoire avec un dépôt de césium 137 compris entre 300 000 et 600 000 Bq/m² ;
- le graphique de la Figure 6-24 montre les proportions de surface des territoires impactés par les dépôts en fonction de l'importance de ceux-ci. Comme attendu, les superficies sont globalement d'autant plus importantes que les dépôts sont faibles, en raison des phénomènes de dispersion atmosphérique des rejets à l'origine de ces dépôts.

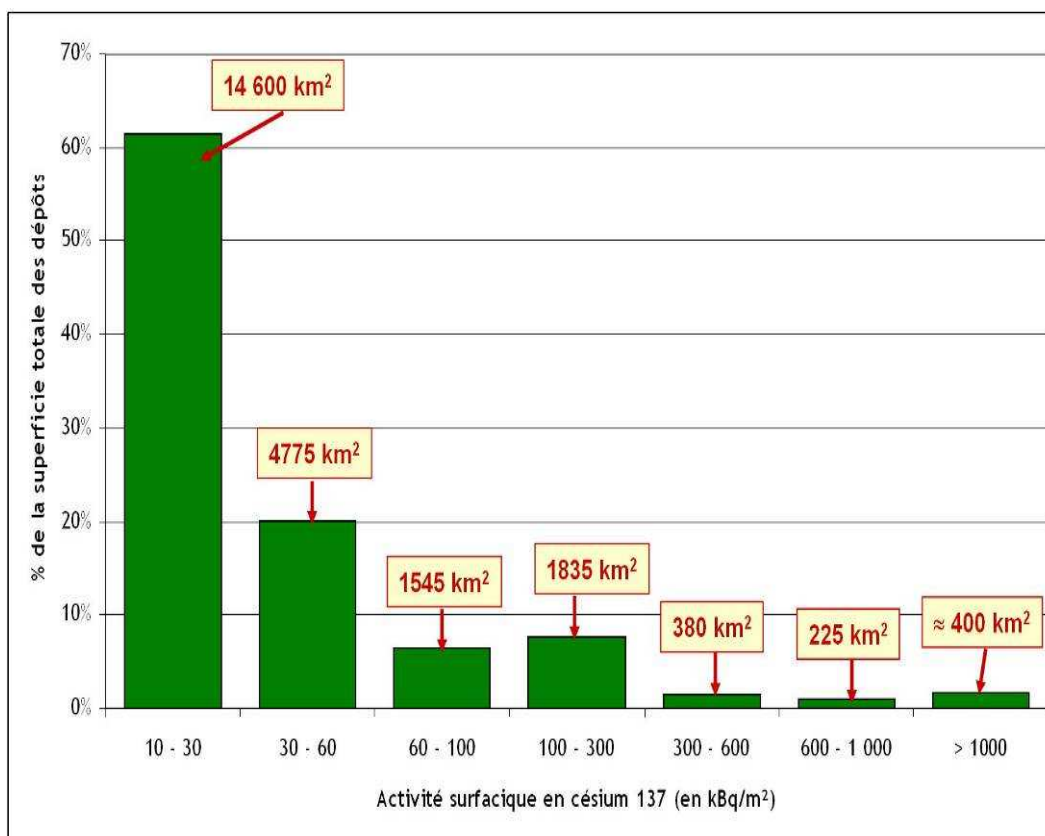


Figure 6-24 - Proportion de surface des territoires impactés par les dépôts de césium 137 en fonction de l'importance de ces dépôts (en faisant l'hypothèse que les dépôts dans la zone des 9 km sont majoritairement élevés).

Le Tableau 6-II ci-après présente une comparaison des superficies des territoires contaminés après l'accident de Fukushima et celui de Tchernobyl. A niveau de contamination égal, les superficies concernées au Japon sont nettement inférieures, ce qui s'explique notamment par le fait qu'une part importante des rejets de l'accident de Fukushima s'est dispersée au-dessus du Pacifique et n'ont de ce fait entraîné aucun dépôt rémanent. Il y aurait ainsi au Japon environ 600 km² de territoire avec un dépôt de césium 137 supérieur à 600 000 Bq/m² (en y incluant la part située dans la zone des 20 km), contre 13 000 km² autour de Tchernobyl, ce qui représente environ 20 fois moins. Toutefois, comme l'a indiqué l'IRSN en mai 2011, en plus des 80 000 personnes évacuées en urgence dans la zone des 20 km, la population vivant sur ces territoires serait d'environ 70 000 personnes, ce qui représente au total plus de la moitié de la population qui se trouvait dans les territoires les plus contaminés autour de Tchernobyl (270 000 personnes pour des dépôts de césium 137 supérieurs à 555 000 Bq/m²).

Tableau 6-II - Comparaison des superficies des territoires contaminés au Japon (évaluations IRSN, d'après cartes MEXT) et celles des territoires contaminés suite à l'accident de Tchernobyl.

Accident de Tchernobyl		Accident de Fukushima	
Dépôts de ¹³⁷ Cs mesurés en 1986-87	Superficies par pays	Dépôts de ¹³⁷ Cs mesurés en été 2011	Superficies
<i>Zone d'exclusion</i>		<i>Zone d'exclusion (20 km)</i>	
Cercle de rayon 30 km	environ 2 800 km ²	Demi-cercle de rayon 20 km	environ 600 km ²
<i>Hors zone d'exclusion</i>		<i>Hors zone d'exclusion (20 km)</i>	
Supérieurs à 1 480 kBq/m ²	Russie : 300 km ² Biélorussie : 2 200 km ² Ukraine : 600 km ² Autres pays : /	Supérieurs à 1 000 kBq/m ²	Japon : 170 km ²
De 555 à 1 480 kBq/m ²	Russie : 2 000 km ² Biélorussie : 4 000 km ² Ukraine : 1 000 km ² Autres pays : /	De 600 à 1 000 kBq/m ²	Japon : 150 km ²
De 37 à 555 kBq/m ²	Russie : 56 000 km ² Biélorussie : 40 000 km ² Ukraine : 40 000 km ² Autres pays : 45 000 km ²	De 30 à 600 kBq/m ²	Japon : 8 200 km ²

6.2.3. COMPOSITION ISOTOPIQUE DES DEPOTS, EVOLUTION AU COURS DU TEMPS ET VARIATIONS SPATIALES

La composition isotopique des dépôts radioactifs provoqués par l'accident de Fukushima a constamment évolué après leur formation, à cause de la décroissance radioactive rapide des radionucléides de courte période radioactive (de quelques heures à quelques jours). Cette décroissance rapide a eu une incidence directe sur l'évolution à la baisse du débit de dose ambiant dû aux dépôts radioactifs, comme l'illustre la série de mesures effectuées à 30 km au nord-ouest de la centrale de Fukushima Dai-ichi (à la limite des communes de Namie et d'Iitate), pour la période du 18 mars au 5 avril (Figure 6-25). A partir de mi-avril, la décroissance est plus lente, à cause de la quasi-disparition des radionucléides qui avaient une très courte période radioactive et qui étaient abondants à l'origine.

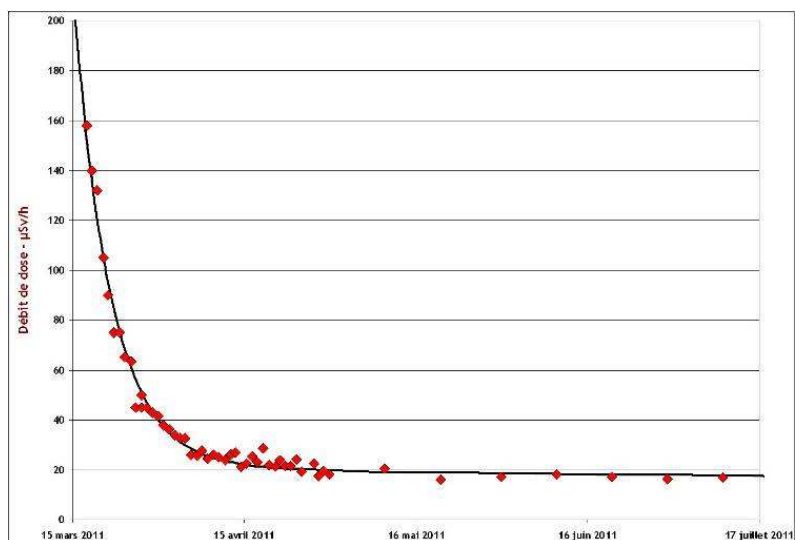


Figure 6-25 - Évolution du débit de dose ambiant dû aux dépôts radioactifs, mesuré à Namie (Akougi Teshichiro), à 31 km au nord-ouest de la centrale (point de mesure 32 du MEXT).

Ce sont donc les mesures effectuées sur des échantillons de sols (ou des végétaux ayant reçu les dépôts) réalisées durant la deuxième quinzaine de mars ou courant avril qui donnent l'information la plus complète sur la composition isotopique initiale des dépôts radioactifs. Afin de pouvoir comparer les résultats de mesure obtenus sur des échantillons prélevés à des dates différentes, il convient de corriger les valeurs par la décroissance radioactive de chaque radionucléide identifié, en les rapportant à une date commune. Compte tenu du fait que les principaux dépôts se sont formés dans la nuit du 15 au 16 mars 2011 (cf. §6.2.4), la convention retenue, pour la comparaison des résultats, est de rapporter toutes les valeurs au 15 mars.

Des résultats de prélèvements de sols effectués au Japon ont été régulièrement publiés par le MEXT au cours de l'année 2011. L'IRSN a également pu réaliser quelques analyses sur des échantillons qui lui ont été fournis. L'ACRO¹⁵, en France, a également réalisé de nombreuses mesures sur des échantillons reçus du Japon.

6.2.3.1 Mesures effectuées par l'IRSN sur un prélèvement de sol venant d'litate Maeta

L'IRSN a analysé un échantillon de terre superficielle (2 premiers centimètres) prélevé le 31 mars à litate Maeta, situé à une quarantaine de kilomètres au nord-ouest de la centrale de Fukushima-Dai-ichi (échantillon de 50 g fourni par l'ACRO ; voir localisation sur la carte de la Figure 6-26). Ont été quantifiés dans ces échantillons les radionucléides émetteurs gamma ainsi que le strontium 90 (émetteur bêta pur). Les résultats sont fournis dans le tableau 6-III ci après. L'iode 131 est le radionucléide le plus abondant, suivi des césiums 137 et 134 dont les activités sont proches l'une de l'autre. D'une manière générale, ce sont les radionucléides volatiles (iodes, césiums et tellures) qui sont dominants. Les éléments de faible volatilité (baryum, lanthane, argent, strontium) ne représentent que moins de 1% de l'activité totale de l'échantillon. Ceci s'explique par les conditions de rejets lors de l'accident (décompression des enceintes de confinement des trois réacteurs endommagés), très différentes de celles survenues lors de l'accident de Tchernobyl (explosion du cœur du réacteur ayant libéré des quantités importantes de produits peu volatiles, voire non volatiles).

En corrigeant la composition isotopique de l'échantillon analysé pour la rapporter à la date de formation du dépôt radioactif, estimée au 15 mars, il apparaît que l'iode 131 et le couple¹⁶ tellure 132/iode 132 étaient largement dominants, leur activité représentant alors plus de 80% de l'activité totale du dépôt initial en ce point (voir aussi la

¹⁵ ACRO : Association pour le Contrôle de la Radioactivité dans l'Ouest.

¹⁶ L'iode 132 étant produit par décroissance radioactive du tellure 132 et ayant une période nettement plus courte que celle de ce dernier, ces deux radionucléides sont toujours observés ensemble dans l'environnement, à des niveaux d'activité relativement proches à cause du quasi équilibre des activités. Il en est de même pour le couple baryum 140/lanthane 140, ainsi que pour le couple tellure 129m/tellure 129, mais pour ce dernier, l'activité à l'équilibre du tellure 129 ne représente que 63% de l'activité de son élément père (tellure 129m) qui a deux modes de désintégration radioactive.

Figure 6-29), avec environ 8 fois plus d'iode 131 et 6 fois plus de tellure 132/iode 132 que de césium 137. Ces valeurs sont cohérentes avec les rapports isotopiques déduits du terme source estimé par l'IRSN pour le réacteur 2, responsable de l'essentiel de la contamination dans cette région, qui sont de 9 pour l'iode 131, de 8 pour l'iode 132 et 5 pour le tellure 132.

Tableau 6-III - Résultats de mesure de l'activité massique des radionucléides présents dans un échantillon de terre superficielle prélevé le 31 mars à litate Maeta (au point noté [Acro] sur la carte de la Figure 6-26) et estimation des activités correspondantes à la date présumée de formation du dépôt radioactif.

Radionucléide (période)	Activité massique à la date du prélèvement (31 mars 2011) (Bq/kg)	Activité massique rapportée à la date présumée de formation du dépôt (15 mars 2011) (Bq/kg)
Iode 131 (8 jours)	86 680	345 345
Iode 132 (2,3 heures)	7 084	≈ 250 000
Césium 137 (30,1 ans)	44 362	44 407
Césium 134 (2,1 ans)	45 343	46 003
Césium 136 (13,2 jours)	4 442	10 317
Tellure 129 m (33,6 jours)	34 472	47 953
Tellure 129 (1,2 heures)	21 692	≈ 30 000
Tellure 132 (3,2 jours)	7 961	253 652
Baryum 140 (12,7 jours)	859	2 057
Lanthane 140 (40,2 heures)	1 128	≈ 2 000
Argent 110 m (249 jours)	309	323
Strontium 90 (29,1 ans)	33	33

6.2.3.2 Mesures effectuées régulièrement au Japon en divers points autour de la centrale de Fukushima

Début juin 2011, le MEXT a publié des résultats de mesure de la radioactivité de sols prélevés en une centaine de points situés à une distance de 20 à 62 kilomètres de la centrale de Fukushima Dai-ichi (voir quelques-uns de ces points sur la carte de la Figure 6-26).

Le point où les activités massiques les plus élevées ont été mesurées est sur la commune de Namie (lieu dit : Akougi Kunugidaira ; cf point sur la carte [83]), à environ 24 km de la centrale nucléaire. Le graphique de la Figure 6-27 montre l'évolution des activités massiques mesurées dans la terre prélevée en ce lieu (5 premiers centimètres environ). L'activité du césium 137 et du césium 134 est très élevée (plusieurs centaines de milliers de Bq/kg) ; celle de l'iode 131 était du même niveau début avril, mais a régulièrement diminué pour atteindre, comme attendu, une valeur 100 fois plus basse fin mai. En ce point, il y aurait eu environ 7 fois plus d'iode 131 que de césium 137 dans le dépôt initial (estimé au 15 mars). Les résultats publiés par le MEXT pour les échantillons prélevés en mai donnent aussi des indications sur le tellure 129m (activité légèrement inférieure à 100 000 Bq/kg) et sur le césium 136

(activité autour de 1 000 Bq/kg) et révèle la présence de radionucléides de faible volatilité (strontium 89 et 90, argent 110m, lanthane 140, niobium 95), avec des activités de quelques centaines à près de 1 000 Bq/kg.

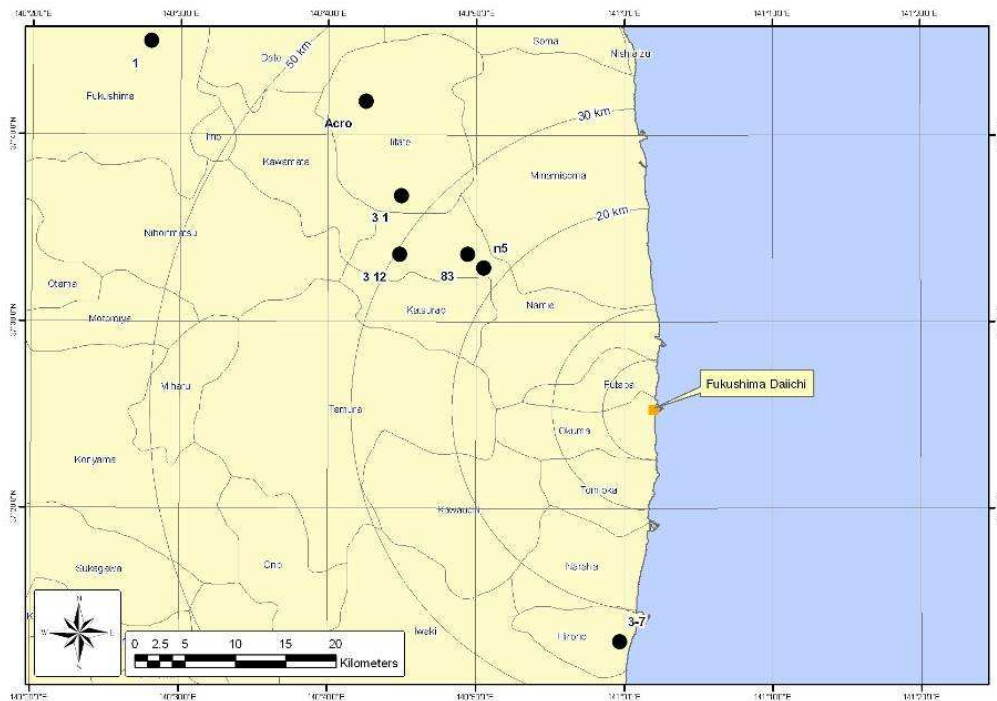


Figure 6-26 - Localisation de quelques-uns des points où ont été régulièrement prélevés et analysés des échantillons de sols par des laboratoires japonais (N° : [1], [3-1], [3-12], [83], [n5] et [3-7]) et du point de prélèvement de sol analysé par l'ACRO puis par l'IRSN.

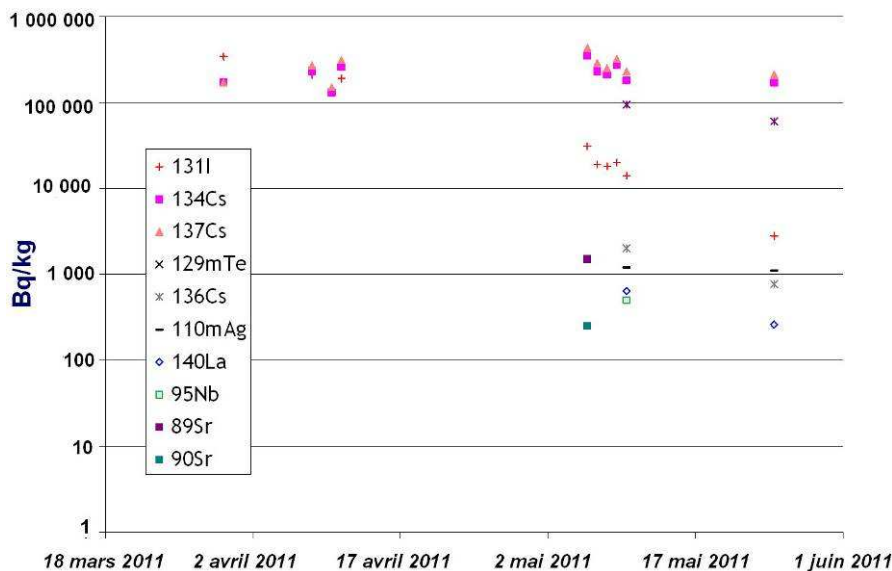


Figure 6-27 - Évolution de l'activité massique dans les sols superficiels prélevés à Namie (point 83).

Un prélèvement de sol effectué le 13 juin à Namie au point [n5] et mesuré le 14 juin par le JAERI¹⁷ présentait des activités massiques indiquées dans le Tableau 6-IV. A cette date, les radionucléides à vie très courte (tellure 132, iode 132) n'étaient plus détectables et le débit de dose ambiant dû au rayonnement gamma émis par le dépôt radioactif rémanent était de 34 µSv/h (c'est-à-dire plus de 500 fois la valeur mesurée en situation normale). Les

¹⁷ Japan Atomic Energy Research Institute

activités massiques estimées pour la date présumée de la formation des dépôts (15 mars) sont pratiquement 10 fois plus importantes que celles du prélèvement effectué à litate Maeta, noté [Acro], et analysé par l'IRSN. Les rapports isotopiques rapportés au césium 137 sont voisins pour ces deux sites : 8 pour l'iode 131 et 0,87 pour le césium 134.

Tableau 6-IV - Résultats de mesure de l'activité massique des radionucléides présents dans un échantillon de terre superficielle prélevé le 13 juin à Namie au point [n-5] et estimation des activités correspondantes à la date présumée de formation du dépôt radioactif.

Radionucléide (période)	Activité massique à la date du prélèvement (13 juin 2011) (Bq/kg)	Activité massique rapportée à la date présumée de formation du dépôt (15 mars 2011) (Bq/kg)
Iode 131 (8 jours)	1 300	3 096 152
Iode 132 (2,3 heures)	< limite de détection	Non estimable
Césium 137 (30,1 ans)	420 000	422 397
Césium 134 (2,1 ans)	340 000	368 808
Césium 136 (13,2 jours)	510	58 383
Tellure 129 m (33,6 jours)	78 000	499 373
Tellure 129 (1,2 heures)	50 000	≈ 315 000
Tellure 132 (3,2 jours)	< limite de détection	Non estimable
Baryum 140 (12,7 jours)	Non déterminé	Non estimable
Lanthane 140 (40,2 heures)	220	≈ 30 000
Argent 110 m (249 jours)	1 600	2 056
Niobium 95 (35 jours)	430	2 556

Les autres points de prélèvement au nord-ouest de la centrale montrent des évolutions comparables à celles observées à la station de Namie, mais avec des activités massiques différentes (en référence au césium 137) : plusieurs dizaines de milliers de Bq/kg aux points [3 1] à litate (lieu dit : Nagadoro) et [3 12] à Namie (lieu dit : Tsushima) et autour de 10 000 Bq/kg dans la commune de Fukushima (lieu dit : Sugitsuma, point [1]). Dans ce dernier lieu, du strontium 90 a été mesuré à une concentration de l'ordre de 10 Bq/kg ; début juin, la concentration en iode 131 y était d'environ 100 Bq/kg.

6.2.3.3 Cas du plutonium

Fin septembre 2011, le MEXT a publié une note rendant compte des résultats de mesure de plutonium (ainsi que de strontium) dans des échantillons de sol prélevés entre le 6 juin et le 8 juillet dans un rayon de 80 km autour de la centrale de Fukushima Dai-ichi. Les résultats (exprimés en activité surfacique dans les sols, en Bq/m²) ont été reportés sur une carte (dont un extrait est repris dans la Figure 6-28). Ces résultats concernent le plutonium 238 (²³⁸Pu - période de 87,7 ans) et les plutoniums 239 et 240 regroupés¹⁸ (²³⁹⁺²⁴⁰Pu ; périodes de 24 100 ans et 6 564 ans respectivement).

L'interprétation des résultats obtenus est délicate car avant l'accident de Fukushima, ces isotopes du plutonium étaient déjà présents dans les sols japonais. D'après le MEXT, les activités surfaciques moyennes pour l'ensemble du Japon, estimées à partir des résultats de mesure obtenus entre 1999 et 2008, étaient respectivement de 0,498 Bq/m² et 17,8 Bq/m² pour le ²³⁸Pu et le ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, avec des valeurs maximales de 8 Bq/m² et 220 Bq/m². Malgré une certaine dispersion de ces valeurs, le rapport d'activités ²³⁸Pu/²³⁹⁺²⁴⁰Pu, qui est de 0,0261 au Japon, peut être considéré comme caractéristique de la rémanence des retombées des essais d'armes nucléaires en atmosphère (mais les données japonaises montrent qu'avant l'accident de Fukushima, ce rapport pouvait être jusqu'à 10 fois plus élevé pour quelques résultats).

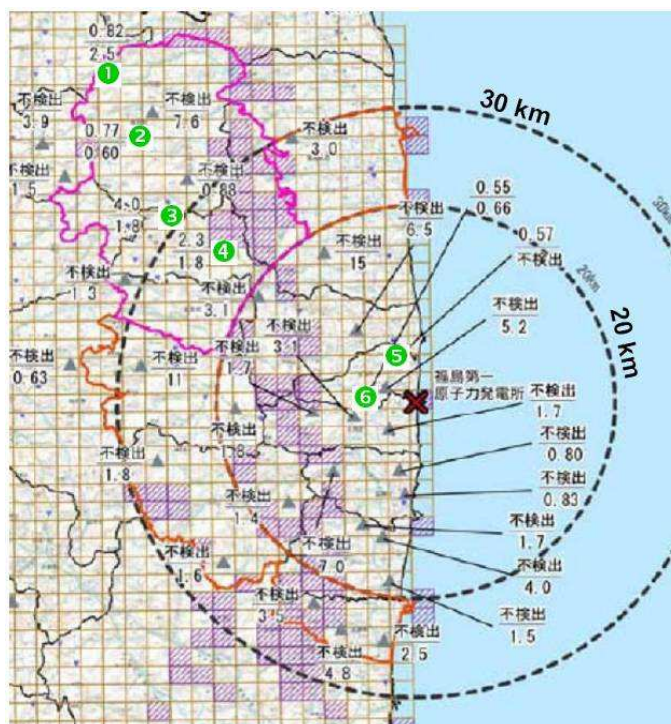


Figure 6-28 - Localisation des points de mesure du plutonium autour de Fukushima Dai-ichi (carte extraite et adaptée de celle publiée par le MEXT le 30 septembre 2011). Pour chaque point, le résultat du haut concerne le ²³⁸Pu et celui du bas concerne le ²³⁹⁺²⁴⁰Pu ; les valeurs d'activité surfacique en Bq/m² se rapportent au 14 juin 2011.

Les points verts numérotés indiquent des points où une activité surfacique en ²³⁸Pu a été mesurée au-dessus de la limite de détection, dont les résultats sont fournis dans le Tableau 6-V.

La carte publiée par le MEXT présente 64 points de mesure dans un rayon de 80 km. Parmi ceux-ci, 6 points présentent une activité surfacique en ²³⁸Pu supérieure à la limite de détection de la technique de mesure employée,

¹⁸ L'énergie des rayonnements alpha émis par le ²³⁹Pu et le ²⁴⁰Pu étant proche, les mesures par spectrométrie alpha ne permettent pas de quantifier séparément l'activité de ces deux radionucléides. C'est pourquoi les résultats sont rendus pour l'ensemble de ces deux radionucléides.

qui est de 0,5 Bq/m² d'après le MEXT. Ces 6 points sont indiqués sur la carte de la Figure 6-28 et les résultats sont présentés dans le Tableau 6-V.

Tableau 6-V - Résultats de mesure de l'activité surfacique en ²³⁸Pu et en ²³⁹⁺²⁴⁰Pu pour les 6 points indiqués sur la carte de la Figure 6-28. Au point 5, le résultat pour le ²³⁹⁺²⁴⁰Pu est inférieur à la limite de détection (< LD) qui est d'environ 0,5 Bq/m² ; dans ces conditions, le rapport ²³⁸Pu/²³⁹⁺²⁴⁰Pu en ce point est nécessairement supérieur à 1.

Point N°	²³⁸ Pu en Bq/m ²	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu en Bq/m ²	Rapport ²³⁸ Pu/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
1	0,82	2,5	0,328
2	0,77	0,6	1,283
3	4	1,8	2,222
4	2,3	1,8	1,278
5	0,57	< LD	> 1
6	0,55	0,66	0,833

Pour l'ensemble des 64 points mesurés, les résultats pour le ²³⁹⁺²⁴⁰Pu varient entre 0,44 (ou la limite de détection) et 7 Bq/m², correspondant au bruit de fond rémanent résultant des retombées des essais nucléaires. Pour les 6 points où du ²³⁸Pu a été détecté, les activités surfaciques vont de 0,55 à 4 Bq/m² et le rapport ²³⁸Pu/²³⁹⁺²⁴⁰Pu est compris entre 0,33 et 2,2, c'est-à-dire nettement supérieur au rapport caractéristique des retombées des essais d'armes nucléaires en atmosphère. Afin de confirmer cette observation, l'IRSN a mesuré le plutonium dans l'échantillon de sol venant d'Iitate Maeta fourni par l'ACRO (voir ci-dessus) : les concentrations massiques en ²³⁸Pu et en ²³⁹⁺²⁴⁰Pu y sont respectivement de 0,33 et 0,41 Bq/kg frais, donnant un rapport ²³⁸Pu/²³⁹⁺²⁴⁰Pu de 0,8 tout à fait comparable à ceux déterminés à partir des résultats publiés par le MEXT. **Par conséquent, ces résultats attestent que du plutonium a été rejeté lors de l'accident de Fukushima** ; plus précisément, le fait que toutes ces valeurs aient été obtenues en des points situés dans la zone de dépôt principale partant vers le nord-ouest permet d'attribuer ce plutonium aux rejets du réacteur n°2, dont l'enceinte de confinement a été endommagée par l'explosion d'hydrogène du 15 mars. **Il convient de souligner que malgré ce rejet de plutonium, l'impact environnemental est faible car les dépôts mesurés au Japon ne sont que de quelques Bq/m² au maximum, c'est-à-dire beaucoup plus faibles qu'autour de Tchernobyl, où l'activité surfacique du ²³⁹⁺²⁴⁰Pu dépasse 3 700 Bq/m² jusqu'à plus de 30 km et atteint même plusieurs centaines de milliers de Bq/m² à quelques kilomètres de la centrale.**

Les valeurs les plus élevées pour le ²³⁸Pu ont été mesurées à plus de 20 km de la centrale de Fukushima Dai-ichi, aux points 3 et 4 situés au nord-ouest de Namie et au sud d'Iitate. Cela s'explique certainement par les dépôts humides qui ont dû être particulièrement importants dans ce secteur, comme en atteste la carte des dépôts de la Figure 6-23.

6.2.3.4 Évolution temporelle de l'activité et de la composition isotopique des dépôts radioactifs au Japon

Deux phénomènes principaux ont conduit à faire évoluer l'activité et la composition isotopique des dépôts :

- la décroissance radioactive des radionucléides ;
- l'apport de nouvelles retombées atmosphériques de radionucléides, en raison de la persistance de faibles rejets radioactifs venant de la centrale de Fukushima Dai-ichi.

D'autres phénomènes ont pu intervenir également (migration en profondeur dans le sol, érosion superficielle par le vent ou le ruissellement de l'eau), mais leur influence sur l'évolution temporelle des dépôts a dû généralement être faible au cours de la première année et est difficile à quantifier.

• **Effet de la décroissance radioactive**

Comme l'ont montré les résultats présentés dans les tableaux 6-III et 6-IV ainsi que le graphique de la Figure 6-25, la décroissance radioactive des radionucléides constituant les dépôts est particulièrement rapide au cours des premières semaines suivant leur formation. A titre d'illustration, le graphique de la Figure 6-29 montre la diminution de l'activité d'un sol contaminé ayant la même composition isotopique que l'échantillon d'litate Maeta analysé par l'IRSN (Tableau 6-VI).

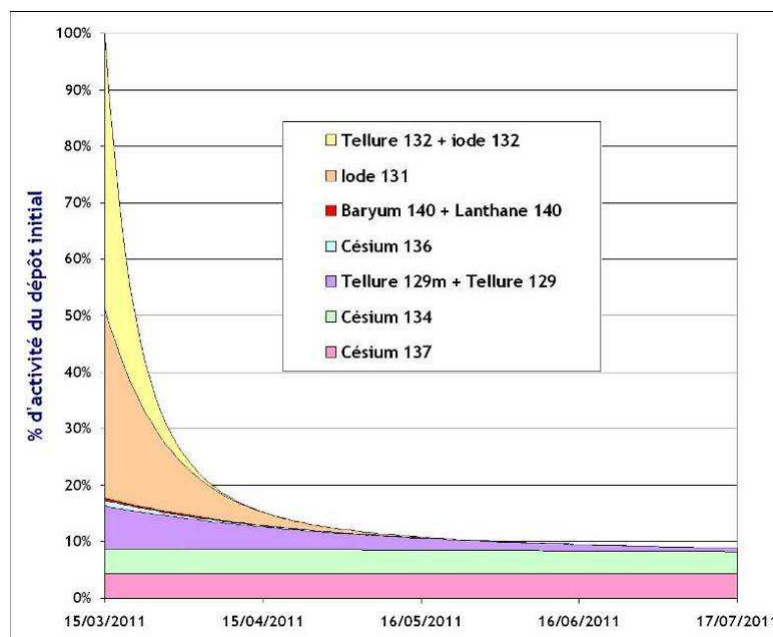


Figure 6-29 - Évolution de l'activité des principaux radionucléides dans les dépôts, déduite de l'analyse effectuée par l'IRSN sur un échantillon de sol superficiel prélevé le 31 mars 2011 à litate Maeta (Tableau 6-III).

Ce graphique montre la même cinétique de décroissance de l'activité du dépôt que celle du débit de dose ambiant mesuré dans le même secteur (Figure 6-25) : à partir du 5 avril, l'activité totale des dépôts rémanents représentaient moins de 20% de l'activité initiale du 15 mars. Cette évolution rapide illustre bien le fait que les enjeux de radioprotection au Japon se sont concentrés sur le premier mois suivant l'accident, tant à cause des doses potentiellement reçues par l'exposition externe au dépôt qu'à cause du risque de contamination des denrées végétales (légumes à feuilles) et animales (lait) produites dans les zones ayant reçu les dépôts radioactifs (cf. § 6.3 et chapitre 7).

Ce graphique montre également la contribution respective des divers radionucléides composant les dépôts. Initialement, le couple tellure 132/iode 132 représentait près de 49% de l'activité des dépôts, mais a très vite disparu de l'environnement (moins de 5% de l'activité totale des dépôts rémanents à partir de début avril). L'iode 131 a été le second contributeur majoritaire à l'activité des dépôts, représentant jusqu'à 40% de l'activité en ce lieu le 23 mars (on verra plus loin que la proportion d'iode 131 dans les dépôts a été variable selon l'endroit), alors que le couple tellure 132/iode 132 ne contribuait déjà plus qu'à hauteur de 21%. L'iode 131 représentait moins de 5% de l'activité des dépôts à partir du 1^{er} mai, et a pratiquement disparu de l'environnement japonais dans les semaines qui ont suivi, sauf dans les zones de plus forts dépôts où il est resté mesurable jusqu'à l'été 2011 (fin juin, l'activité résiduelle de l'iode 131 était 10 000 fois plus faible que son activité initiale).

Le couple tellure 129m/tellure 129 a eu une contribution aux dépôts qui est devenue plus significative au cours du temps, passant de 8% le 15 mars à 26% le 15 avril, avant de décroître à son tour pour ne représenter que moins de 5% de l'activité résiduelle des dépôts le 1^{er} août 2011.

A tout moment, le césium 136 et le couple baryum 140/lanthane 140, bien que décelés dans l'environnement au cours des semaines suivant l'accident, n'ont apporté qu'une faible contribution à l'activité totale des dépôts, au maximum 1,7% et 0,7% respectivement, début avril. Plus généralement, tous les radionucléides décelés en faibles quantités, quelle que soit leur période radioactive, n'ont contribué et ne contribueront que marginalement (moins de 1%) à l'activité des dépôts, donc à l'exposition des populations.

Dans la durée, ce sont les césiums 134 et 137 qui constituent la part majoritaire des dépôts rémanents, alors qu'ils ne représentaient à eux deux que 9% de l'activité initiale. Ainsi, à partir du 20 mai, ils contribuaient à plus de 80% de l'activité des dépôts au Japon, ce qui explique pourquoi les cartographies des dépôts publiées au Japon n'ont porté que sur ces deux radionucléides. Du fait de sa période radioactive plus courte, le césium 134 décroît de manière sensible : sa contribution au dépôt a été maximale vers mi-septembre 2011 (46%) et n'a cessé de diminuer lentement depuis (43% un an après l'accident) ; elle passera en dessous de 5% à partir de mars 2020, soit 9 ans après l'accident.

• Apport de nouvelles retombées radioactives

Après la phase de rejets atmosphériques importants du mois de mars, à l'origine de l'essentiel des dépôts radioactifs présents sur le territoire japonais, une surveillance des flux de dépôts s'est poursuivie au cours des mois suivants, dans chaque préfecture. Les résultats de cette surveillance ont été communiqués par le MEXT pour 3 radionucléides (iode 131, césium 137, césium 134). Ils permettent d'observer la persistance de faibles retombées atmosphériques, probablement dues à la poursuite de rejets de faible ampleur de la centrale de Fukushima Dai-ichi et, éventuellement, à la remise en suspension dans l'air de la contamination surfacique antérieurement déposée. Ainsi, les flux de dépôts enregistrés du 18 au 19 avril dans deux préfectures au sud de celle Fukushima ont pu atteindre jusqu'à :

- 290 Bq/m² en ¹³¹I et 160 Bq/m² en ¹³⁷Cs dans la commune d'Hitachinaka (Préfecture d'Ibaraki) ;
- 368 Bq/m² en ¹³¹I et 137 Bq/m² en ¹³⁷Cs dans la commune de Saitama (Préfecture de Saitama).

Pour l'iode 131, le flux quotidien déposé était au maximum de l'ordre d'une dizaine de Bq/m² début mai dans les différentes communes où une surveillance était assurée. Depuis fin mai, l'iode 131 n'a plus été détecté dans aucune préfecture (même avec une limite de détection abaissée à 7 Bq/m²/mois, soit 0,02 Bq/m²/jour).

Pour la somme des césiums 134 et 137, le flux quotidien déposé à Fukushima (préfecture de Fukushima) est très variable d'un jour à l'autre sur toute la période de mai 2011 à février 2012. Il atteint régulièrement quelques Bq/m²/jour et peut ponctuellement dépasser 100 Bq/m²/jour. L'IRSN considère que ces valeurs et leur évolution peuvent résulter d'une remise en suspension du césium déposé dans les territoires contaminés, pouvant conduire à des concentrations dans l'air de l'ordre de quelques mBq/m³, suivie d'un nouveau dépôt surfacique dont l'importance peut varier en fonction des conditions météorologiques du moment (intensification des retombées en cas de pluie). Ces variations de remise en suspension sont trop faibles pour être observées à l'aide des balises de mesure du débit de dose ambiant.

Cumulés sur un mois, les flux déposés en césiums étaient, au cours de l'automne 2011 :

- de l'ordre de 4 000 Bq/m²/mois à Futaba (préfecture de Fukushima), à proximité immédiate de la centrale ;
- de quelques dizaines de Bq/m²/mois à Hitachinaka (préfecture d'Ibaraki) et à Saitama (préfecture de Saitama) ;
- de quelques Bq/m²/mois dans 7 autres préfectures (Iwate, Yamagata, Tochigi, Gunma, Chiba, Tokyo, Kanagawa).

Ces flux de dépôts sont faibles comparés à ceux qui se sont produits en mars ; ils ne compensent pas la baisse générale de l'activité surfacique totale initialement déposée en mars 2011, du fait de la décroissance des radionucléides à vie courte, décrite ci-dessus.

6.2.3.5 Variations spatiales de la composition isotopique des dépôts

Hors de la zone principale de dépôts située au nord-ouest de la centrale, les dépôts sont plus faibles et de composition isotopique différente. Les activités mesurées sur un prélèvement de sol effectué le 3 mai dans la ville de Hirono, à 23 km au sud de la centrale, sont :

- ^{131}I : 2 600 Bq/kg
- ^{134}Cs : 3 900 Bq/kg
- ^{137}Cs : 4 700 Bq/kg
- ^{89}Sr : 30 Bq/kg
- ^{90}Sr : 1,9 Bq/kg

En ce point, le débit de dose ambiant était de 0,2 $\mu\text{Sv/h}$. On constate que les dépôts (en référence au césium 137) sont près de 100 fois plus faibles qu'à la station 83 de Namie, située à une distance comparable de la centrale. En revanche, en projetant ces résultats de mesure à la date du 15 mars, le rapport iode 131/césium 137 est de 38, c'est-à-dire nettement plus élevé que celui observé dans la tache de dépôts élevés située au nord-ouest du site nucléaire (voisin de 8). Au-delà, à Iwaki, à une trentaine de kilomètres au sud de la centrale, le rapport iode 131/césium 137 au 15 mars est estimé à environ 50.

L'IRSN a recueilli et interprété les résultats des mesures de l'activité massique en iode 131, césiums 134, 136 et 137, tellure 129m et argent 110m effectuées sur des échantillons de sol prélevés à partir de la mi-mars 2011, publiés par le MEXT. Ces données correspondent à près de 160 lieux de prélèvement inégalement répartis dans une demi-couronne allant de 20 à 80 kilomètres autour de la centrale accidentée. En chaque point, un ou plusieurs prélèvements des 5 premiers centimètres du sol ont été effectués plus ou moins fréquemment à partir de mi-mars 2011, ce qui correspond à plusieurs centaines voire milliers de valeurs pour chacun des 6 radionucléides. En corrigeant les activités mesurées pour les rapporter au 15 mars (date de formation des dépôts principaux), compte tenu de la décroissance radioactive des radionucléides, l'IRSN a pu estimer les activités massiques initiales pour chacun des ces radionucléides, assorties d'une incertitude spécifique à chacun des points de prélèvement. Ces activités massiques (Bq/kg sol frais) ont été converties en activités surfaciques (Bq/m²).

Par traitement géostatistique, l'IRSN a estimé la répartition spatiale de ces activités massiques dans un domaine spatial contenant toutes les stations de prélèvement, et a pu en déduire les rapports d'activité (par rapport au césium 137 qui sert de référence), en date du 15 mars. Pour chaque radionucléide, les valeurs du rapport d'activité ont été représentées sous forme de distribution statistique afin d'en rechercher le ou les modes (c'est-à-dire la ou les valeurs les plus fréquentes dans le territoire étudié) et les écarts-types (Tableau 6-VII).

Tableau 6-VII - Loi de distribution (mode \pm écart type) des rapports d'activité (en référence au césium 137) à la date du 15 mars 2011 dans la couronne 20-100 km autour du site de Fukushima Dai-ichi. Les distributions des rapports isotopiques pour l'iode 131 et le tellure 129m présentent deux modes correspondant à deux secteurs géographiques différents.

$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	$^{136}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	$^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$	$^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	$^{110\text{m}}\text{Ag}/^{137}\text{Cs}$
0,89 \pm 0,05	0,39 \pm 0,2	11,7 \pm 4,6 (nord-ouest) 48,2 \pm 7 (sud)	1,56 \pm 0,62 (nord-ouest) 6,1 \pm 1,4 (sud)	0,05 \pm 0,06

Les valeurs les plus fréquentes des rapports $^{131}\text{I} / ^{137}\text{Cs}$ se situent entre 10 et 15 (mode à 11,7) et concernent les dépôts les plus importants qui se sont formés le 15 mars au nord-ouest du site accidenté. Cela signifie que dans cette zone, les activités surfaciques initiales en iode 131 ont pu dépasser 30 000 kBq/m² le 15 mars (zone rouge de la Figure 6-23).

La carte de la Figure 6-30 montre des variations importantes du rapport d'activité $^{131}\text{I} / ^{137}\text{Cs}$ (au 15 mars) en fonction du lieu. Ainsi, les valeurs les plus fortes de ce rapport sont observées au sud de la centrale de Fukushima Dai-ichi où

il se situe entre 30 et 80 (correspondant au second mode indiqué dans le Tableau 6-VII pour l'iode 131). Dans ce secteur, où les dépôts radioactifs ont été plus faibles qu'au nord-ouest, la proportion plus importante d'iode radioactif pourrait s'expliquer :

- par des conditions différentes de formation des dépôts (prédominance des dépôts secs) ;
- par des différences de formes physico-chimiques de l'iode (gaz ou aérosols) dans l'air au moment où le dépôt s'est formé ;
- ou par des différences de composition isotopique des rejets successifs émis par les réacteurs accidentés (l'accident a provoqué plusieurs rejets par bouffées, venant de 3 réacteurs différents ; voir § 6.1.1).

Cela signifie également que si les dépôts persistants au sud de la centrale de Fukushima Dai-ichi sont relativement plus faibles, il est possible que les concentrations d'iode radioactif dans l'air aient pu être aussi importantes que dans le secteur nord-ouest, dans les heures ayant suivi les rejets, comme semble d'ailleurs le montrer la modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets, réalisée par l'IRSN en 2011 (voir § 6.1.2).

Fin septembre 2011, le MEXT a publié une carte des rapports d'activité surfacique $^{131}\text{I} / ^{137}\text{Cs}$ rapportés à la date du 14 juin (Figure 6-31), en utilisant les nouveaux résultats de mesure d'activité surfacique dans le sol (5 premiers centimètres) obtenus à l'issue des campagnes de prélèvements effectuées en 2 200 points par un consortium d'universitaires japonais, entre le 6 juin et le 8 juillet 2011. Les points colorés de la carte indiquent les lieux de prélèvement où l'iode 131 était détectable à la date d'analyse. Comme attendu, du fait de la décroissance radioactive de l'iode 131, les valeurs du rapport $^{131}\text{I} / ^{137}\text{Cs}$ sont beaucoup plus faibles que celles estimées par l'IRSN pour le 15 mars 2011, mais la variabilité géographique de ces valeurs de rapport est cohérente entre les deux sources de données.

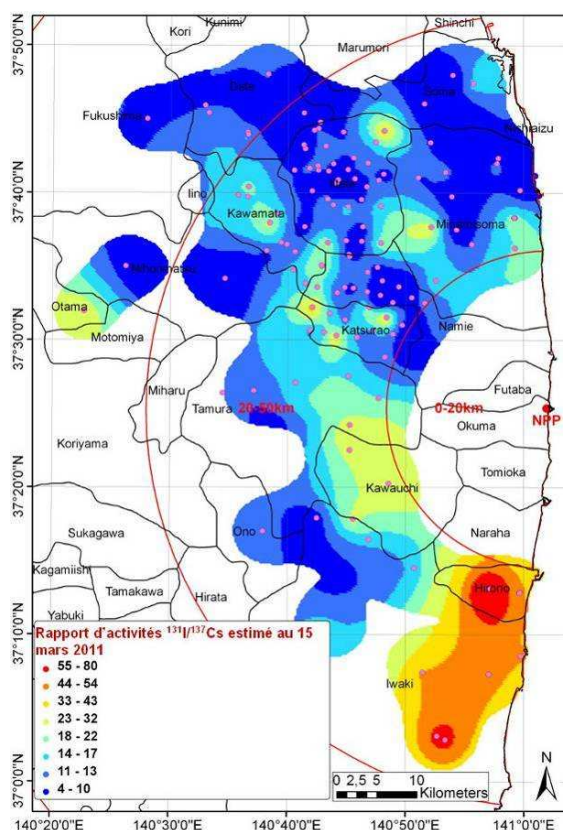


Figure 6-30 - Répartition cartographique du rapport d'activités massiques $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ dans les sols autour de la centrale de Fukushima Dai-ichi au 15 mars 2011 (date de formation des dépôts principaux) obtenue par l'IRSN à partir du traitement géostatistique des résultats de mesure publiés par le MEXT. Les points roses indiquent les stations de prélèvement des échantillons de sol.

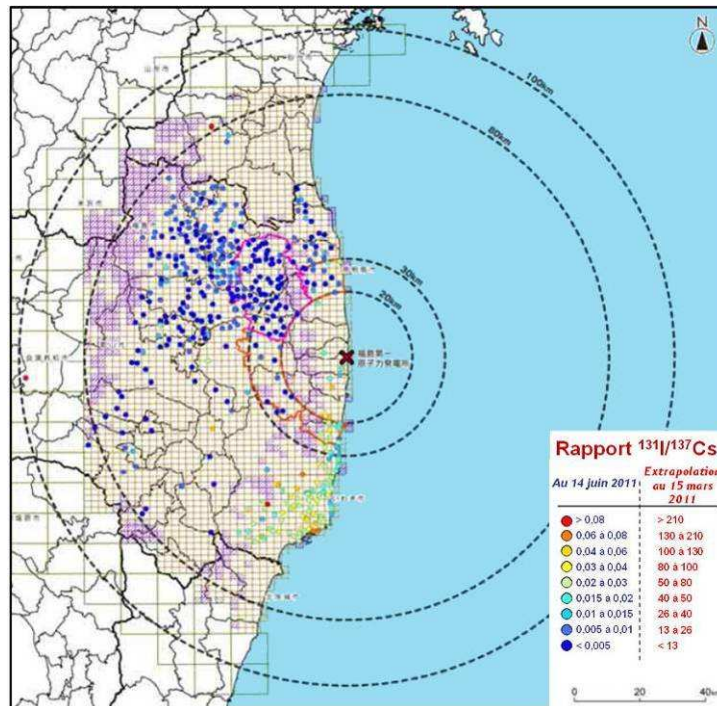


Figure 6-31 -Rapports d'activités surfaciques $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ dans les sols autour de la centrale de Fukushima Dai-ichi au 14 juin 2011 (MEXT, d'après la campagne de juin-juillet) et extrapolation au 15 mars 2011.

Fin octobre 2011, le MEXT a ensuite publié deux cartes similaires (Figure 6-32 et Figure 6-33) : l'une pour le tellure 129m, l'autre pour l'argent 110m, toujours en référence au césium 137 et rapportés à la date du 14 juin, à partir des mêmes prélèvements de la campagne universitaire de juin-juillet. Comme pour l'iode 131, le rapport $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ est le plus élevé sur la côte au sud de la centrale. Pour l'argent 110m, le rapport est le plus élevé sur toute la côte, aussi bien au nord et qu'au sud de la centrale.

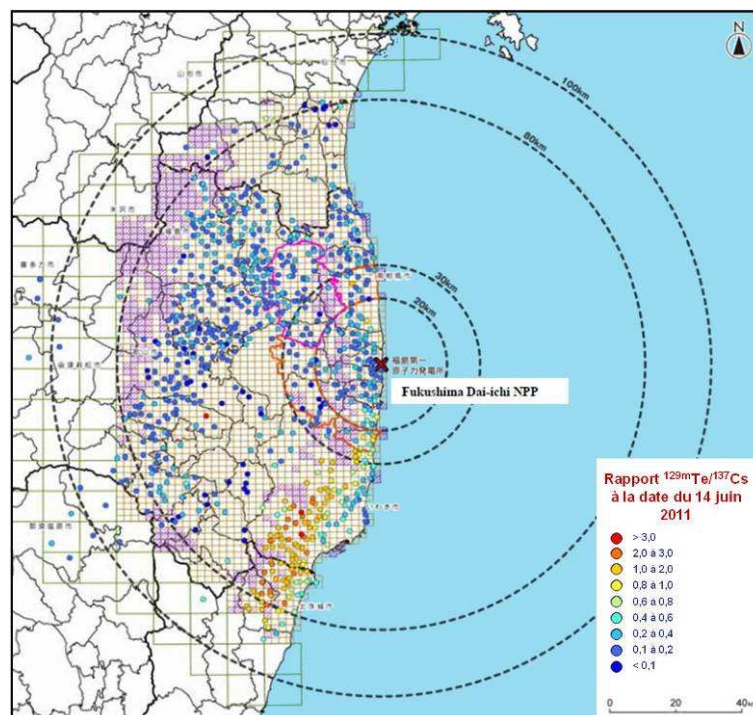


Figure 6-32 -Rapports d'activité surfacique $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ dans les sols autour de la centrale de Fukushima Dai-ichi au 14 juin 2011 (MEXT, d'après la campagne de juin-juillet).

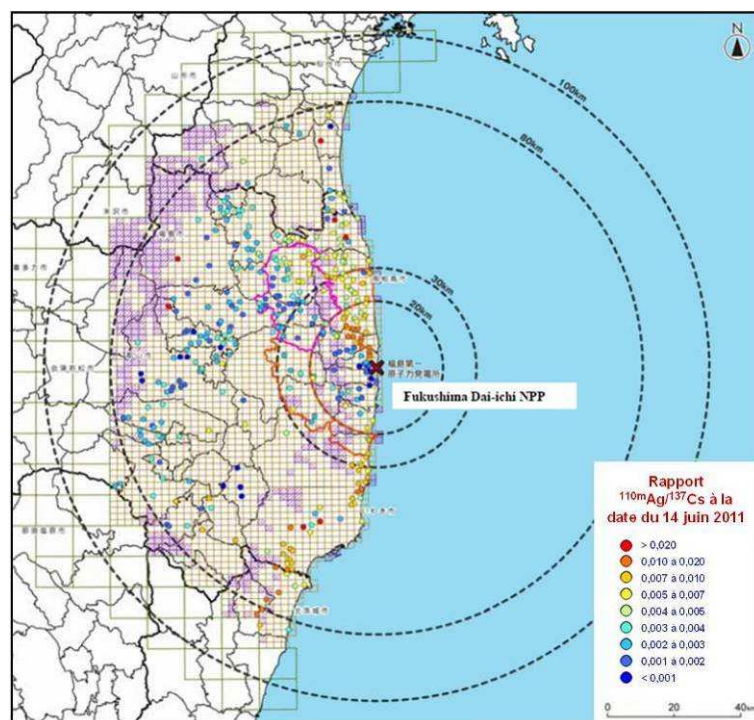


Figure 6-33 - Rapports d'activité surfacique $^{110m}\text{Ag}/^{137}\text{Cs}$ dans les sols autour de la centrale de Fukushima Dai-ichi au 14 juin 2011 (MEXT, d'après la campagne de juin-juillet).

6.2.4. INTERPRETATION DE L'ORIGINE ET DE LA REPARTITION DES DEPOTS RADIOACTIFS AU JAPON

Lors des deux principaux épisodes de dispersion des rejets de la centrale de Fukushima Dai-ichi au-dessus de l'île de Honshu, les 15-16 mars et les 21-23 mars, des fronts pluvieux (ou neigeux en montagne) se sont déplacés sur l'île, entraînant des précipitations plus ou moins importantes. Ainsi, en interprétant l'évolution dans le temps du débit de dose ambiant mesuré par les diverses balises implantées dans la préfecture de Fukushima, l'IRSN considère que la zone principale de dépôts au nord-ouest de la centrale de Fukushima Dai-ichi se serait formée lors d'un épisode de rejets radioactifs émis le 15 mars 2011, approximativement entre 13h et 23h. Ces rejets auraient été dispersés en direction du nord-ouest, alors que de fortes précipitations pluvieuses et neigeuses se produisaient, notamment sur le village d'Iitate (Figure 6-34 et Figure 6-35).

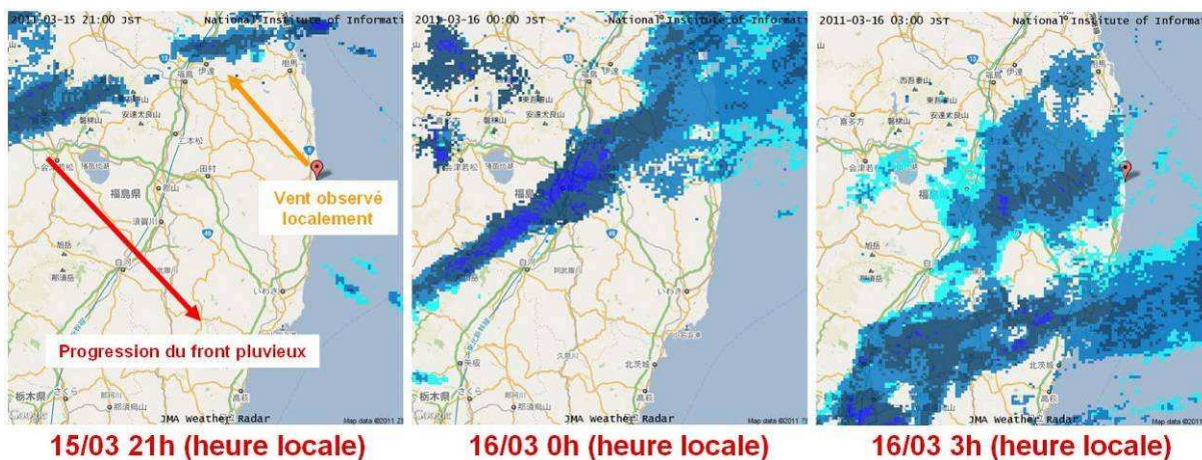


Figure 6-34 - Progression du front pluvio-neigeux dans la nuit du 15 au 16 mars 2011 dans la région de Fukushima (observations par radar).

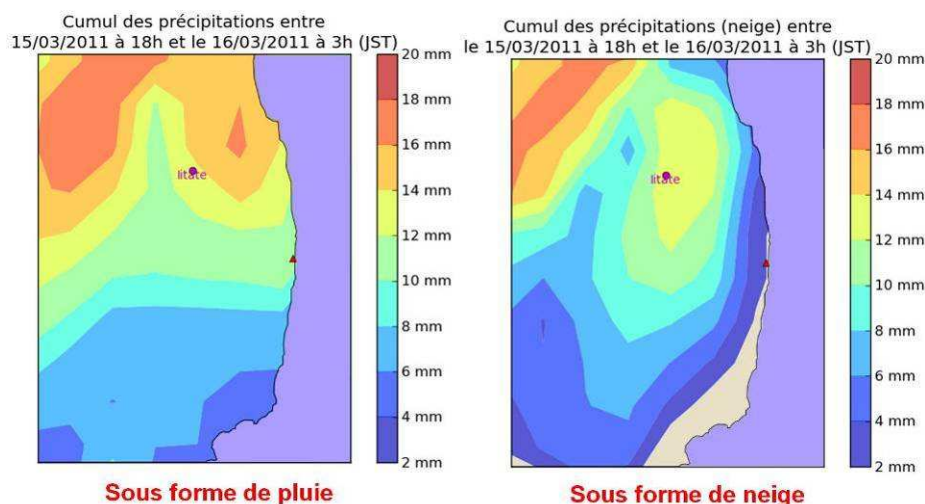


Figure 6-35 - Estimation du cumul des précipitations pluvieuses (carte de gauche) et neigeuses (carte de droite) dans la nuit du 15 au 16 mars 2011 (données issues du modèle du Centre Européen de Prévision Météorologique à Moyen Terme (CEPMT), fournies par Météo France).

Par ailleurs, les taches éparses de dépôts observées à distance de la centrale de Fukushima Dai-ichi, dans la préfecture de Fukushima et dans les autres préfectures citées au paragraphe 6.2.2, correspondent à des zones où les précipitations ont dû être plus élevées qu'ailleurs, avec localement un cumul de pluie ayant pu dépasser une hauteur de 100 mm au moment de la dispersion des rejets sur les terres japonaises. La répartition des dépôts est aussi influencée par les conditions de dispersion des radionucléides dans l'air, notamment dans le secteur le plus proche de la centrale accidentée où les dépôts, aussi bien secs qu'humides, reflètent l'empreinte du panache radioactif avec un gradient de concentration élevé.

Outre ces variations des dépôts à l'échelle régionale, bien mises en évidence par les cartographies obtenues à l'aide des campagnes de mesures aéroportées, il peut également exister une répartition locale des dépôts extrêmement variable, entre le couvert végétal et le sol, comme l'illustre le schéma de la Figure 6-36.

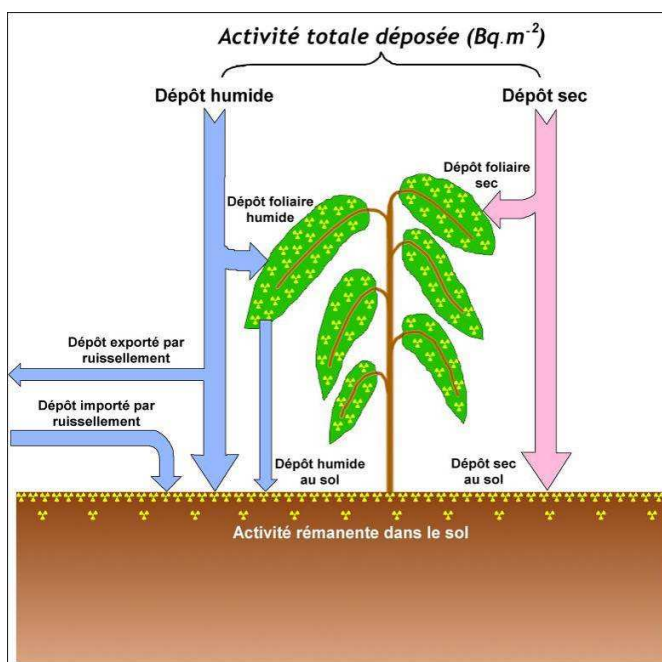


Figure 6-36 - Schéma illustrant la répartition des retombées atmosphériques sèches et humides entre le couvert végétal et le sol, ainsi que la redistribution du dépôt humide sous l'effet du ruissellement de l'eau de pluie à la surface du sol.

Ainsi, lorsque le couvert végétal est dense et très feuillu (par exemple en forêt), le dépôt sec a tendance à être plus important et à se concentrer sur les végétaux. A l'inverse, le dépôt humide (pluie contaminée) a tendance à s'égoutter du couvert végétal et rejoindre le sol pour s'y infiltrer (contribuant alors à une contamination persistante de la terre, appelée « dépôt rémanent ») ou ruisseler en surface en fonction de l'imperméabilité et de la pente du sol, notamment si la quantité d'eau tombée est importante. Il en résulte alors une redistribution locale des dépôts radioactifs humides, entraînant des dépôts rémanents plus importants par exemple autour des arbres (égouttement de l'eau de pluie contaminée tombée sur le feuillage), sous les gouttières de toitures, dans les collecteurs d'eau pluviale, ou dans les zones naturelles d'accumulation (impluvium) au pied de bassins versants plus ou moins étendus, et à l'inverse des dépôts rémanents plus faibles sur les surfaces imperméables ou en pente. Une partie des retombées humides peut également être transportée par le réseau hydrographique.

Par ailleurs, si le dépôt humide se produit sous forme de neige, la contamination provisoirement stockée dans le manteau neigeux peut se déplacer sous l'effet du vent (congères) et rejoindre ensuite le sol par goutte à goutte au moment de la fonte, formant alors des « taches » de forte contamination et de petite taille (Figure 6-37).

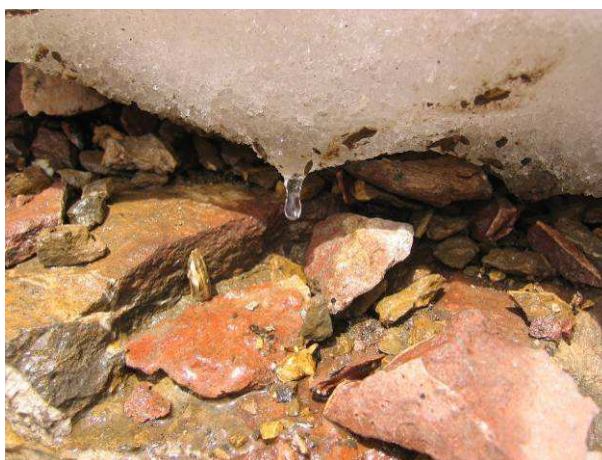


Figure 6-37 - Goutte à goutte lors de la fonte d'un névé ; les produits radioactifs contenus dans la masse du névé convergent vers le point de chute des gouttes, en dessous duquel se forme une tache de contamination dans le sol.

Tous ces phénomènes peuvent donc conduire à une forte hétérogénéité locale des dépôts rémanents, pouvant varier d'un facteur 10, voire plus. Les points d'accumulation ou d'infiltration de l'eau de pluie peuvent alors constituer des « points chauds » (« hot spots »), avec des activités surfaciques locales nettement plus élevées que dans le reste de la zone.

Ces hétérogénéités locales de dépôts radioactifs ne sont pas révélées par les cartographies obtenues par les campagnes de mesures aériennes, dont la précision est insuffisante. Seules des prospections de terrain, avec des radiamètres ou des spectromètres portatifs, ou par des prélèvements de sols analysés en laboratoire, permettent de déceler les « points chauds ». Les différentes mesures publiées par les autorités japonaises ont ainsi permis de révéler ces disparités dans le dépôt, notamment en milieu urbain.

En effet, dans les zones urbaines, les dépôts sont toujours hétérogènes car les turbulences de l'air dues aux effets des bâtiments entraînent des points d'accumulation à des endroits de recirculation de l'air. De plus, le dépôt se fixe plus ou moins facilement en fonction du type de surface (horizontale, inclinée...) et des matériaux (durs ou meubles, lisses ou rugueux, étanches ou poreux...). Un dépôt sec se fixera d'autant plus que la surface est rugueuse et un dépôt humide ruissellera d'autant plus qu'une surface est lisse et imperméable. De plus, les lieux de retombée des gouttières sont des endroits où la radioactivité s'accumule plus particulièrement, ce qui peut créer des points chauds.

6.3. IMPACT DES RETOMBÉES RADIOACTIVES SUR LES PRODUCTIONS AGRICOLES AU JAPON

Afin de suivre l'évolution de la contamination des productions végétales et animales au Japon, l'IRSN a recueilli les résultats de mesures effectuées sur ce type de produits et publiés sur les sites internet des ministères de l'agriculture et de la santé du Japon (MHLW).

6.3.1. COMMENT SE FAIT LA CONTAMINATION DES PRODUCTIONS VÉGÉTALES ET ANIMALES ?

D'une manière générale, les dépôts de substances radioactives qui se sont formés lors de la dispersion du panache radioactif ont entraîné une contamination des parties aériennes des plantes et, par conséquent, des productions végétales pour l'alimentation humaine et du bétail.

Les légumes à feuilles (salades, épinards, poireaux...) ont été les plus immédiatement affectés par cette contamination. L'importance de celle-ci dépendait de l'intensité des dépôts mais aussi de la forme sèche ou humide de ceux-ci. En effet, comme l'illustre le schéma de la Figure 6-36 ci-dessus, le dépôt formé sous forme humide (pluie) n'est que partiellement retenu par les feuilles, une partie de l'eau de pluie ruisselant sur celles-ci pour rejoindre le sol et s'y infiltrer ou s'écouler en surface. Le rendement de la captation foliaire des dépôts humides, pour un type de plante donné, dépendait de la hauteur de pluie à l'origine de ces dépôts : plus les précipitations ont été intenses (forte hauteur de pluie), plus faible a été le rendement de contamination foliaire. Ainsi, bien que les dépôts humides aient pu être nettement plus importants que les dépôts secs formés au même endroit, la contamination des feuilles n'a pas augmenté proportionnellement à ces dépôts et a atteint un niveau de saturation aux fortes pluies.

La contamination des feuilles a été maximale immédiatement après la formation des dépôts ; elle a diminué ensuite rapidement, car les nouvelles feuilles formées par la croissance végétale n'ont pas reçu de retombées radioactives (typiquement, les salades récoltées 50 jours après un accident sont cent fois moins contaminées que celles à maturité immédiatement après l'accident). De plus, comme cela a été vu précédemment (Figure 6-29 du § 6.2.3.4), les radionucléides de courte période radioactive, majoritaires immédiatement après la formation des dépôts, ont décru rapidement dans les jours qui ont suivi. Ceci a bien été observé au Japon après l'accident de Fukushima, y compris à plus de 100 km de la centrale accidentée, comme l'illustre le cas des épinards récoltés dans la préfecture d'Ibaraki entre mi-mars et fin avril (Figure 6-38). Les modèles de transfert des radionucléides dans les milieux terrestres (plantes et animaux), tels que ceux utilisés par l'IRSN (ASTRAL ou SYMBIOSE), simulent correctement cet effet de la décroissance radioactive et de la dilution biologique par croissance végétale, comme illustré Figure 6-38.

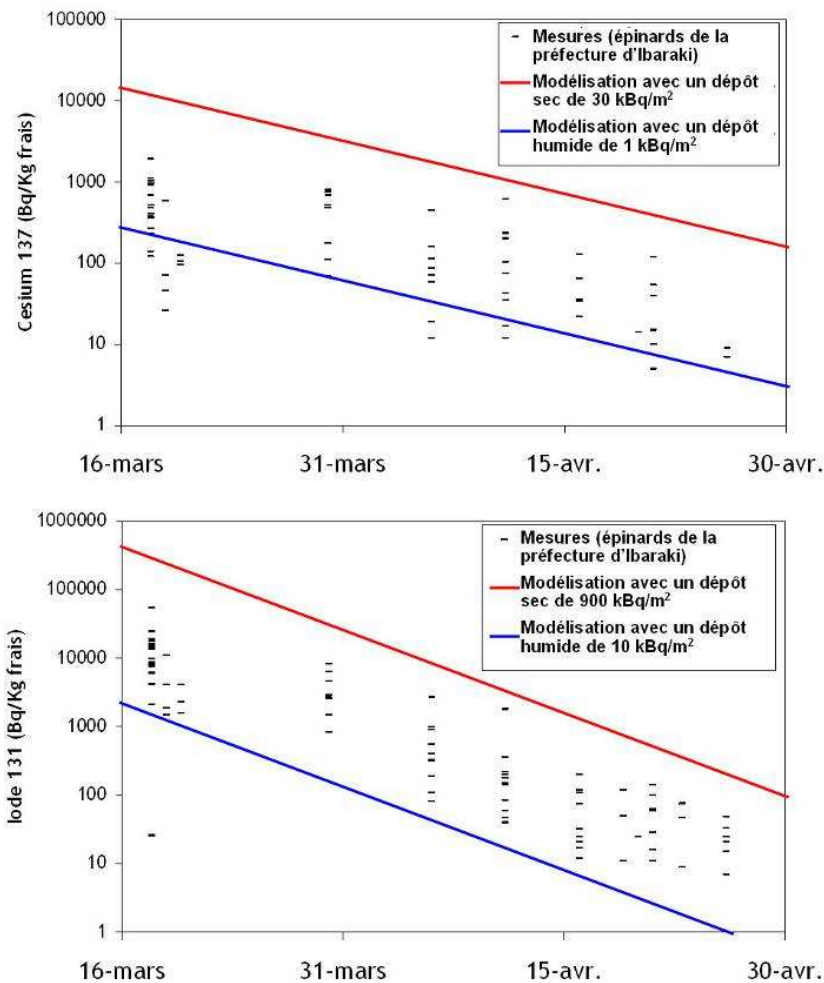


Figure 6-38 - Évolution de la contamination en césium 137 (en haut) et en iode 131 (en bas) mesurée dans des épinards¹⁹ de la préfecture d'Ibaraki (données MHLW). Comparaison avec les résultats de modélisation obtenus par le logiciel SYMBIOSE (pour les légumes-feuilles) avec différents scénarios de dépôts radioactifs formés le 15 mars 2011.

Les calculs de l'évolution de la contamination des légumes à feuilles ont été effectués avec SYMBIOSE en utilisant des hypothèses extrêmes, mais réalistes pour la préfecture d'Ibaraki, sur l'activité surfacique déposée le 15 mars 2011 : les lignes en rouge représentées dans les graphiques de la Figure 6-38 correspondent à une hypothèse de dépôt maximal sous forme sèche (30 kBq/m² de césium 137 et 30 fois plus d'iode 131) ; les lignes en bleu correspondent à une hypothèse de dépôt minimal sous forme humide (1 kBq/m² de césium 137 et 10 fois plus d'iode 131).

La contamination déposée sur les feuilles a été rapidement absorbée par la plante et transportée par la sève vers d'autres parties de celle-ci, notamment les tissus de réserve qui se sont formés au cours des semaines qui ont suivi l'accident (fruits et légumes fruits, grains de céréales, tubercules, bois...). Ce phénomène de contamination par transfert et stockage dans la plante, appelé « translocation », a pu conduire à une contamination persistante, y compris des nouvelles pousses, principalement au cours de la première année et, dans une moindre mesure, au cours des années suivantes (variable selon le type de végétal). C'est ainsi que certaines productions récoltées au Japon plusieurs semaines voire plusieurs mois après l'accident de Fukushima ont pu présenter des niveaux de contamination significatifs, bien que moins élevés que ceux mesurés dans les légumes à feuilles immédiatement après l'accident. C'est notamment le cas des abricots japonais, des pousses de bambou ou des feuilles de thé (voir § 6.3.2).

¹⁹ En l'absence de précision, il est possible que certaines données concernent des épinards 'sous serre' (la majorité concernant néanmoins des épinards 'plein champ'). L'effet de protection par les serres n'est en revanche pas pris en compte dans ces calculs SYMBIOSE.

Lorsque les radionucléides, d'abord déposés en surface, pénètrent plus en profondeur dans le sol, ils peuvent être partiellement absorbés par les racines des plantes : on parle de transfert racinaire. Pour un dépôt de même importance, la contamination des plantes par transfert racinaire est toujours nettement plus faible (de l'ordre de 100 fois moins) que la contamination initiale provoquée par le dépôt foliaire. De plus, compte tenu du temps de migration des radionucléides dans le sol, le transfert racinaire n'est significatif que pour les radionucléides de période suffisamment longue, comme les césiums 134 et 137. Au Japon, ce sont les cultures de riz dans les zones contaminées qui risquent d'être les plus sensibles à la contamination par transfert racinaire ; de plus, compte tenu du mode de culture de cette céréale, le transfert vers la plante peut se faire directement par contact avec l'eau dans laquelle pousse la plante, si cette eau est contaminée. C'est probablement ce dernier mode de transfert qui explique que dès 2011, des niveaux significatifs, mais faibles, de contamination par le césium ont été observés dans certaines récoltes de riz de la préfecture de Fukushima (voir § 6.3.2). Contrairement à la contamination par dépôt foliaire, qui est transitoire et dont l'effet est surtout sensible dans les semaines suivant l'accident, la contamination par transfert racinaire, même si elle est plus faible, va durer au cours des années à venir, en l'absence d'action humaine pour la limiter. Il peut alors en résulter un risque de contamination chronique de certaines productions végétales. C'est la raison pour laquelle les autorités japonaise ont interdit en 2011 la mise en culture de parcelles dont la contamination du sol dépasse 5 000 Bq/kg de césium radioactif par kilogramme de terre²⁰. En considérant un facteur de transfert racinaire (rapport de concentration entre le végétal et le sol) de 0,1, qui est une valeur majorante, la contamination en césium des cultures poussant sur un sol à 5 000 Bq/kg pourrait atteindre 500 Bq par kilogramme de produit frais, correspondant à la norme de commercialisation ou de consommation fixée au Japon en 2011, pour les denrées.

La contamination des animaux et des produits d'élevage (viandes, lait, œufs...) a résulté principalement de l'ingestion de denrées contaminées : de fourrages et dans une moindre mesure d'eau d'abreuvement. Ainsi des animaux nourris avec des aliments non directement soumis aux dépôts radioactifs, importés (cas fréquent au Japon) ou récoltés avant l'accident et suffisamment protégés des dépôts, ne pouvaient présenter une contamination importante. A l'inverse, des cheptels dont une partie de l'alimentation aurait été constituée d'herbe auraient pu être rapidement contaminés. En effet, l'herbe, comme toutes les autres plantes à feuilles, est immédiatement touchée par les retombées radioactives et constitue le fourrage le plus sensible.

Après leur incorporation, les radionucléides contenus dans les aliments se retrouvent en partie dans le sang après digestion et vont se répartir dans l'organisme, atteindre les produits animaux et être éliminés ensuite. L'intensité de ces transferts et leur rémanence vont dépendre de la biocinétique (métabolisation) de l'élément radioactif dans l'organisme. Ainsi, l'iode parvient aux glandes mammaires et a pu contaminer le lait. Le césium se répartit dans l'ensemble de l'organisme et notamment dans les muscles (viande) et peut être transféré au lait. La teneur du lait en iode atteint son maximum dans les 3 jours qui suivent les premières ingestions de fourrages contaminés. Si par la suite la quantité et la qualité du fourrage consommé restent inchangées, l'activité du lait diminue rapidement avec une période de l'ordre de 4 à 5 jours sous l'effet conjugué de la décroissance radioactive et de l'élimination métabolique de l'iode 131 par l'animal. Dans les mêmes conditions, la teneur en césium de la viande n'atteint son maximum qu'au bout de quelques semaines d'accumulation progressive. Si l'incorporation de césium se poursuit, la contamination de la viande se stabilise à un niveau d'équilibre entre incorporation et élimination. Si l'incorporation de césium est arrêtée, la contamination de la viande diminue lentement, avec une période d'élimination effective de l'ordre de 3 mois (réduction de la contamination de la viande de moitié en 3 mois).

²⁰ A titre indicatif, si on fait l'hypothèse que le césium est réparti de façon homogène dans les 10 premiers centimètres de sol, dont la masse volumique est d'environ 1 500 kg/m³, une contamination de 5 000 Bq/kg dans la terre correspond approximativement à un dépôt surfacique de césium de 750 000 Bq/m², niveau qui n'est pratiquement observé au Japon que dans la zone de contamination principale située au nord-ouest de la centrale de Fukushima Dai-ichi ainsi qu'à moins d'une trentaine de kilomètres au sud-ouest de ce site (cf. Figure 6-23).

6.3.2. BILAN GLOBAL DE LA CONTAMINATION DES DENREES ALIMENTAIRES AU JAPON

Le ministère de la santé japonais (MHLW) a mis en ligne sur son site internet entre mi-mars 2011 et le 8 février 2012 (date de rédaction de ce texte) les résultats d'analyses (activités massiques en iode 131, césium 134, césium 137) de 104 318 prélèvements de denrées alimentaires (quelle qu'en soit l'origine). Parmi ces 104 318 prélèvements, 1 111 présentaient une contamination qui dépassait les normes de commercialisation ou de consommation au Japon²¹. Pour la seule préfecture de Fukushima, 18 350 produits ont été testés dont 642 dépassaient ces normes.

Les produits concernés par ces dépassements de normes appartenaient aux catégories suivantes :

- des légumes-feuilles (e.g. épinards), des légumes-fleurs (e.g. brocolis), et des légumes-racines (e.g. navets),
- des fruits d'arbres fruitiers (abricots japonais, figues, grenades, kakis, yusus, nèfles du Japon, kiwi), et des châtaignes,
- des feuilles de thé et de plantes médicinales,
- des pousses de bambou,
- des céréales (blé, colza, riz),
- des champignons,
- de la viande d'animaux d'élevage (bœuf) et de gibier (sanglier, faisan...),
- du lait de vache,
- des poissons de mer et de rivière,
- des coquillages et des crustacés,
- des algues marines.

Les activités massiques atteintes et leur évolution dans le temps varient fortement d'une catégorie à l'autre et sont détaillés ci-après.

L'IRSN n'a pas connaissance du détail des protocoles d'échantillonnages associés aux résultats de mesures publiés au Japon. Il est probable que ces données n'ont pas été acquises dans un objectif d'étude scientifique sur la contamination environnementale provoquée par l'accident, mais plutôt dans un objectif opérationnel de contrôle, visant à gérer les périmètres d'interdiction de commercialisation des denrées produites dans les territoires contaminés, ou à apporter des garanties de qualité pour certaines filières jugées sensibles par les producteurs ou les consommateurs (exemple du riz ou de la viande de bœuf).

Il est important de noter que, comme c'est l'usage, les résultats de mesure étaient tous exprimés en becquerels par kilogramme de produit « brut » tel que vendu, ce qui ne correspond pas nécessairement à la contamination des produits tels que consommés. Ainsi, le thé est habituellement consommé en infusion, après transformation (voir encart ci-après sur les mesures effectuées par l'IRSN). Dans la liste ci-dessus, des produits peuvent être consommés crus ou avoir subi une transformation ; il n'est pas possible de prévoir si ces éventuelles transformations ont plutôt l'effet de concentrer ou de diluer les radionucléides présents dans les produits « bruts ».

²¹ Les normes de commercialisation ou de consommation des denrées ont été adoptées au Japon dans les jours suivant l'accident. Pour l'iode 131, elles étaient de 300 Bq/litre pour le lait et autres liquides destinés à la consommation humaine et de 2 000 Bq/kg pour les autres aliments. Pour les césiums (¹³⁴Cs+¹³⁷Cs), elles étaient de 200 Bq/litre pour le lait et autres liquides destinés à la consommation humaine et de 500 Bq/kg pour les autres aliments.

Mesures de radioactivité effectuées par l'IRSN sur du thé importé du Japon et sur l'infusion élaborée avec ce thé

L'IRSN a effectué des mesures sur du thé provenant de la commune d'Omaezaki (préfecture de Shizuoka), venant d'un lot importé en France et intercepté en juin par les douanes françaises à l'aéroport de Roissy - Charles de Gaulle. Ce thé, qui présentait une contamination significative en césium 134 et 137, a été préparé en infusion, à raison de 50 grammes de feuilles de thé par litre d'eau (les recommandations de dosage varient de 10 à 40 g/L, en fonction de la variété de thé). Les résultats de mesures (à la date du 21 juin 2011) sont fournis dans le tableau suivant.

Résultats de mesure de l'activité massique des radionucléides présents dans l'échantillon de thé provenant de la commune d'Omaezaki (préfecture de Shizuoka).

	Feuilles de thé (en Bq/kg)	Infusion (en Bq/L)	Taux de transfert dans l'infusion
Césium 137	480	22	92%
Césium 134	450	18	80%
Césium 136	1,2	< 0,248	-
Potassium 40	560	23	82%

La somme des activités massiques des césiums (931 Bq/kg) dans les feuilles de thé dépassent le niveau maximal admissible prescrit par le règlement européen N° 297/2011 du 25 mars 2011 modifié le 11 avril 2011, qui est de 500 Bq/kg pour les denrées autres que les liquides alimentaires et les produits laitiers. A noter que le potassium 40, radionucléide d'origine naturelle présent en permanence dans les aliments, présente une activité massique de 560 Bq/kg qui n'est pas prise en compte au titre de la réglementation. Cette valeur élevée s'explique par l'état déshydraté des feuilles de thé, qui conduit à concentrer les radionucléides dans la masse sèche.

Plus de 80% du césium contenu dans les feuilles de thé est transféré dans l'infusion. Il en est de même du potassium 40 qui, comme le césium, est un élément alcalin ayant les mêmes propriétés chimiques. La concentration en césium radioactif dans l'infusion est de 40 Bq/L, valeur inférieure au niveau maximal admissible prescrit par le règlement européen du 25 mars modifié (200 Bq/L).

En supposant une consommation quotidienne de 1 litre de cette infusion de thé, la dose efficace engagée serait de 0,6 microsievert (μSv) par jour et de 220 μSv /an (soit environ 0,2 mSv par an). En considérant une infusion moins concentrée, préparée avec 6 g de thé dans 30 cL d'eau (dosage habituellement recommandé pour ce type de thé), et en appliquant un même taux de transfert du césium dans l'infusion, la dose efficace engagée pour une consommation quotidienne d'un litre serait de 0,24 microsievert (μSv) par jour et de 90 μSv (soit environ 0,1 mSv par an).

6.3.2.1 Bilan pour les denrées végétales

- **Légumes**

Parmi l'ensemble des données communiquées par le MLHW sur des denrées comestibles, toutes catégories confondues, ce sont les légumes-feuilles qui ont présenté la contamination à la fois la plus précoce et la plus élevée :

- 54 100 Bq/kg frais d'iode 131 dans un échantillon d'épinards prélevé le 18 mars à Hitashi (préfecture d'Ibaraki), à 120 kilomètres environ au sud de la centrale ;
- 41 000 Bq/kg frais de césium 134 et 41 000 Bq/kg frais de césium 137 dans un échantillon de kukitachina (légume-feuille local) prélevé le 21 mars à Motomiya (préfecture de Fukushima), à 60 kilomètres environ à l'ouest de la centrale.

Au cours du mois de mars, de nombreux prélèvements de légumes des préfectures de Fukushima, Ibaraki, Chiba et Tochigi avaient une contamination en césiums et/ou en iode 131 dépassant les normes de commercialisation ou de consommation, majoritairement des épinards, mais aussi d'autres légumes-feuilles locaux (komatsuna, kukitachina, shinobuhuyuna, persil japonais...), ou des brocolis (légumes-fleurs). En avril et en mai, des dépassements ponctuels de ces normes (uniquement pour les césiums) étaient encore observés. Jusqu'à fin juin, des activités en césiums détectables mais inférieures aux normes de commercialisation ou de consommation étaient encore décelées. Cette transition rapide est illustrée par l'exemple des épinards de la préfecture d'Ibaraki, déjà vu précédemment (Figure 6-38), ou celui des épinards de la préfecture de Fukushima (Figure 6-39).

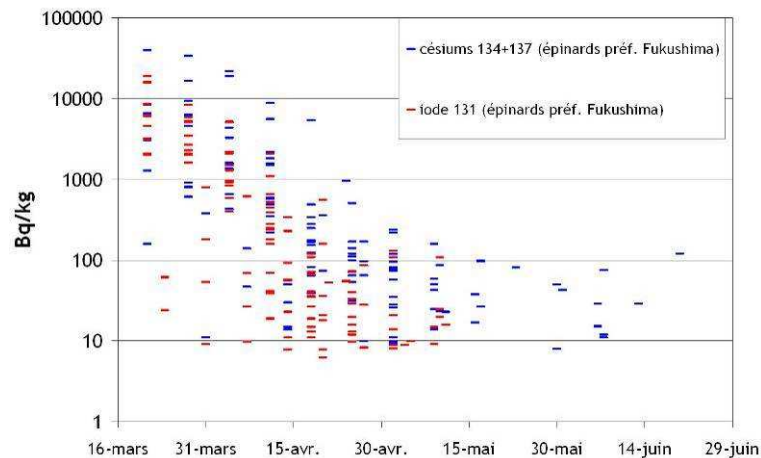


Figure 6-39 - Évolution de la contamination en iode 131 et césiums 134+137 des épinards de la préfecture de Fukushima (données MHLW en Bq/kg frais).

Pour les légumes-racines, tels que navets ou wasabi, l'organe comestible n'a pas été directement contaminé par les retombées radioactives. Comme indiqué précédemment (§ 6.3.1), leur contamination s'est fait par translocation du dépôt foliaire. Les activités massiques sont très inférieures à celles des légumes-feuilles, les valeurs maximales concernent un prélèvement de navets du 3 avril 2011 (préfecture de Fukushima), à 1 000 Bq/kg frais d'iode 131 et 4 100 Bq.kg⁻¹ frais de césiums 134+137. Mi-novembre, des échantillons de wasabi (partie racinaire) prélevés dans la préfecture de Fukushima présentaient encore des teneurs en césiums dépassant les normes de commercialisation ou de consommation.

Les légumes-fruit (tels que les tomates ou les melons) ont été très peu contaminés, sans aucun dépassement des normes. Pour les tomates, les activités maximales atteintes étaient en mars 2011 d'une vingtaine de Bq.kg⁻¹ frais en iode et d'une centaine de Bq.kg⁻¹ frais en césium.

- **Fruits d'arbres**

De mai 2011 jusqu'à l'automne, des contaminations détectables voire supérieures aux normes de commercialisation ou de consommation ont été détectés dans des fruits d'arbres fruitiers.

Les premiers fruits dans lesquels des activités significatives ont été observés dès fin mai ont été les abricots du Japon (Figure 6-40). **Les abricots du Japon (umé)** sont les fruits d'arbres à floraison très précoce, qui étaient probablement déjà en fleurs mi-mars. Cet arbre fruitier peut être considéré comme intermédiaire entre le prunier et l'abricotier. Sa floraison semble correspondre à celle des abricotiers français : les fleurs éclosent tôt au printemps, en mars-avril, parfois dès janvier-février selon le climat. Les feuilles n'apparaissent que bien plus tard et les fruits arrivent à maturité vers la fin du mois de mai. Les résultats de mesure les plus récents dans les abricots japonais récoltés dans la préfecture de Fukushima varient entre 137 et 700 Bq/kg frais de césiums 134+137. Les plus hauts niveaux de contamination observés au printemps 2011, résultaient de dépôts très importants.

Les activités massiques maximales sur des fruits ont été observées sur les « yusu » : jusqu'à 2 400 Bq.kg⁻¹ frais le 26 août à Minamisoma ou, plus tardivement, 860 Bq.kg⁻¹ frais le 11 octobre à Date (préfecture de Fukushima). **Le yusu** est issu d'un arbre épineux de taille moyenne. Le fruit yusu ressemble à un pamplemousse de petite taille, de couleur du vert à jaune en fonction de sa maturité. Le fruit a peu de chair et beaucoup de gros pépins, son goût est acide. Le yusu est originaire de Chine mais c'est au Japon qu'il est aujourd'hui le plus cultivé. Au Japon, on cultive une version ornementale du yusu pour ses fleurs (Eau de fleurs) plutôt que pour ses fruits. Le yusu est utilisé également pour ses zestes dans la cuisine japonaise. Apparenté au citronnier, il est probable qu'il produise, comme plusieurs agrumes, des fleurs et des fruits tout au long de l'année (un citronnier donne 200 à 600 fruits par an).

Des valeurs élevées ont aussi été atteintes dans des **kiwis** récoltés à l'automne, avec une activité massique en césiums atteignant 1 100 Bq.kg⁻¹ frais le 14 novembre à Minamisoma.

Les **figues** sont également apparues relativement contaminées en césiums, jusqu'à 520 Bq.kg⁻¹ frais le 19 juillet à Minamisoma. En septembre 2011, des activités massiques de quelques dizaines à une centaine de Bq.kg⁻¹ frais de césiums étaient encore relevées dans des figues. En octobre 2011, elles étaient inférieures à 10 Bq.kg⁻¹ frais. Une activité massique en césiums de 560 Bq.kg⁻¹ frais a également été relevée sur des **grenades** prélevées à Date (préfecture de Fukushima) le 13 octobre.

Parmi les **fruits à coques**, des activités massiques élevées en césiums ont également été observées dans des châtaignes avec un prélèvement à Minamisoma le 6 septembre (2 000 Bq.kg⁻¹ frais) et un autre à Kashiwa (préfecture de Chiba) le 11 octobre (200 Bq.kg⁻¹ frais).

La plupart des autres fruits d'arbres fruitiers (pommes, poires, pêches, prunes...) ont pu atteindre des activités massiques en césiums de quelques dizaines de Bq/kg sans dépasser les normes de commercialisation ou de consommation.

- **Pousses de bambou et feuilles de thé**

En mai et juin 2011, les pousses de bambou et les feuilles de thé crues ou raffinées ont présenté une contamination significative en césiums 134 et 137, la somme des activités de ces deux radionucléides dépassant occasionnellement les normes de commercialisation ou de consommation au Japon (Figure 6-40).

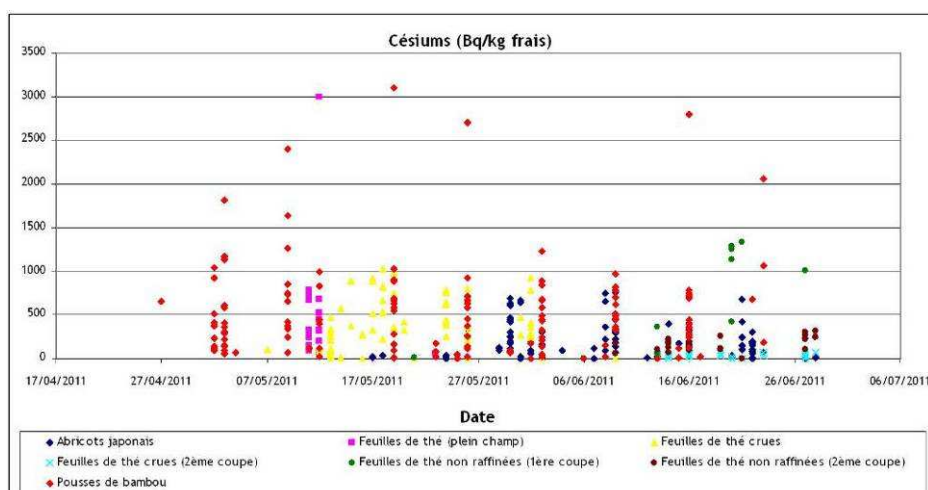


Figure 6-40 - Évolution de la contamination en césiums 134+137 des abricots japonais, des feuilles de thé et des pousses de bambou récoltés dans diverses préfectures japonaises.

Au moment du dépôt, les bambous et les théiers avaient un feuillage persistant qui a intercepté les dépôts radioactifs. Les radionucléides interceptés par les feuilles, notamment le césium, ont été assimilés par la plante et transportés par la sève dans l'ensemble des tissus et organes, conduisant ainsi à la contamination globale des plantes (phénomène de translocation). Le théier et le bambou ayant une biomasse importante (7 à 14 kg matière sèche/m² pour le thé par exemple), l'interception des dépôts radioactifs en mars a été particulièrement efficace, même pour des dépôts faibles à grande distance de la centrale accidentée. Une partie du dépôt foliaire a été assimilée par les plantes et transférée aux nouvelles pousses récoltées dès la fin du mois d'avril, ce qui explique les contaminations significatives en césium observée dans les nouvelles feuilles de thé et les pousses de bambou, même si celles-ci ont poussé plusieurs semaines après la formation des dépôts.

Les activités massiques mesurées (césiums 134+137) ont pu dépasser 1 000 Bq/kg frais pour le thé issu de la première récolte (1 330 Bq/kg frais à Kanagawa et 981 Bq/kg frais à Shizuoka le 21 juin) **et de 2 000 Bq/kg frais pour les pousses de bambou** (2 060 Bq/kg à Minamisoma et 1 070 Bq/kg à Souma le 23 juin). Ces niveaux de contamination pourraient correspondre à des dépôts de césium relativement modérés, estimés à quelques dizaines de milliers de Bq/m², qui ont pu se former jusqu'à plusieurs centaines de kilomètres de la centrale de Fukushima Dai-ichi (voir carte de la Figure 6-21). Les mesures effectuées sur les feuilles de thé et les pousses de bambou étaient relatives aux premières récoltes après les dépôts.

A noter que des feuilles non raffinées issues de la préfecture de Saitama (numéro de récolte non précisé), présentaient encore en novembre des activités massiques en césiums de 1 300 Bq/kg frais.

Cas du riz et autres céréales

Compte tenu de son mode de culture, la contamination du riz aurait pu résulter de l'interception des dépôts radioactifs si la plante occupait le sol au moment des retombées radioactives, de la contamination de l'eau, ou de la seule contamination du sol (transfert racinaire). Il est probable qu'au moment de l'accident en mars, le riz n'était pas planté et n'a donc pas reçu directement les retombées radioactives. Afin de prévenir une contamination excessive par absorption racinaire des césiums présents dans les sols, le gouvernement japonais n'a autorisé la culture du riz que sur des sols dont la teneur maximale en césiums était inférieure à 5 000 Bq/kg, permettant de supposer que les concentrations maximales en césiums dans les grains de riz « bruts » récoltés ne dépasseraient pas les normes de commercialisation ou de consommation au Japon (500 Bq/kg ; voir § 6.3.1).

Dans les zones de cultures (principalement dans la région de Tohoku et du Kanto) où la concentration massique en césiums dans le sol dépassait 1 000 Bq/kg (tout en restant inférieure à 5 000 Bq/kg), le gouvernement japonais a instauré deux étapes de contrôle :

- un contrôle préliminaire du riz une semaine avant la récolte ;
- un contrôle principal après la récolte.

Si le résultat du contrôle préliminaire avant récolte révélait une concentration en césiums dépassant 200 Bq/kg, la zone d'où provenaient les échantillons analysés était considérée comme prioritaire et des contrôles de riz après récolte étaient effectués sur un grand nombre d'exploitations de cette zone ; dans le cas contraire, les contrôles après récoltes étaient moins nombreux. Toutefois, alors que les contrôles préliminaires de riz avant récolte de la commune de Fukushima avaient révélé des concentrations en césiums de seulement 136 Bq/kg, les contrôles effectués après récolte ont permis de découvrir une contamination de 630 Bq/kg dans le riz de l'une des deux exploitations testées. Ce résultat a été le plus élevé. La fiabilité insuffisante des premiers tests a soulevé des préoccupations sur le protocole de surveillance. Certaines communes ont ainsi réclamé que le gouvernement central mette en place un dépistage de tous les lots de riz.

Plusieurs facteurs peuvent influencer la contamination du grain de riz avant et après sa récolte :

- entre le contrôle préliminaire avant récolte et celui effectué après récolte, la maturation du riz conduit normalement à un assèchement du grain ; les concentrations en césiums augmentent donc naturellement entre les périodes de contrôle ;
- l'essentiel de la contamination du riz est stocké dans la cosse qui entoure le grain ; ainsi, sa transformation en riz blanc (qui consiste à enlever la cosse, le son et le germe et à effectuer un polissage du grain) conduit à un abaissement des niveaux de contamination ; par contre le son de riz, qui peut être consommé ou donné aux animaux, contient la fraction principale du césium contenu dans le riz.

Par ailleurs, avant mise en vente, les productions de riz sont généralement mélangées au moment de la transformation et il est possible que le riz blanc analysé au Japon ait été un mélange de riz provenant de plusieurs rizières différentes, ce qui a pu entraîner une diminution des niveaux de contamination du produit mis en vente, par effet de dilution.

Compte tenu des procédures de contrôle mises en place, le riz a fait l'objet d'un nombre important d'analyses (environ 3 900 analyses de riz brut ou raffiné entre août et janvier). Les teneurs en césiums 137 et 134 mesurées ont été le plus souvent inférieures aux limites de détection des appareils de mesures ; moins de 10% des analyses ont révélé une contamination détectable en césiums (échantillons issus essentiellement de la Préfecture de Fukushima) ; 3 analyses ont révélé des teneurs supérieures aux normes autorisées (échantillons de riz de la Préfecture de Fukushima et de son de riz de la Préfecture de Miyagi).

Concernant les **céréales**, des dépassements de normes de commercialisation ou de consommation ont été ponctuellement observés sur des grains de **blé** et du **colza**.

6.3.2.2 Bilan global de la contamination des denrées animales

- **Lait de vache**

De manière générale, sur la base des résultats publiés au Japon, les activités mesurées dans le lait semblent avoir été relativement modérées en comparaison des valeurs très élevées des dépôts et de la contamination de l'herbe au nord-ouest de la centrale accidentée. Ainsi, les activités les plus élevées mesurées dans le lait ont été de l'ordre de 10 à 100 Bq/L, avec un maximum mesuré de 210 Bq/L pour chacun des césiums (localité d'Iitate le 19 mars 2011), et de 100 à 1 000 Bq/L, avec un maximum de 5 300 Bq/L pour l'iode 131 (localité de Kawamata le 20 mars). Entre mars 2011 et début février 2012, sur environ 2 000 résultats d'analyses d'échantillons de lait et de produits laitiers, seuls 23 ont présenté des activités d'iode ou de césiums dépassant les normes de commercialisation.

Il est probable que la date de l'accident, à la fin de l'hiver, a limité la contamination des animaux (et donc du lait) qui devaient être nourris soit avec du fourrage local récolté la saison précédente, soit avec du fourrage importé (l'importation des aliments pour animaux semble être fréquente au Japon). Ainsi, la Figure 6-41 présente les résultats des mesures faites sur des « mauvaises herbes » provenant de la localité d'Iitate (losanges bleus). Les activités en iode 131 mesurées ont atteint 2,5 MBq/kg frais, immédiatement après les dépôts.

La simulation faite au moyen du logiciel ASTRAL de l'IRSN (ligne bleue), montre que ces activités dans les mauvaises herbes peuvent correspondre à des dépôts d'iode 131 de l'ordre de 3 MBq/m² (activité surfacique initiale à la date de formations estimée au 15 mars 2011) qui se seraient formés principalement sous forme humide (pluie contaminée). L'évolution des activités observées dans ces végétaux est conforme à celle prévue par la modélisation. Les mêmes hypothèses sur les conditions probables de contamination de ces mauvaises herbes à litate ont été retenues pour évaluer quel aurait pu être la contamination théorique du lait si le bétail avait consommé ces herbes : la courbe rouge de la Figure 6-41 montre que cette contamination aurait pu atteindre 100 000 Bq/L dès les premiers jours, durant la semaine suivant la formation des dépôts radioactifs, avant de diminuer ensuite pour atteindre un niveau 100 fois plus faible au bout d'un mois.

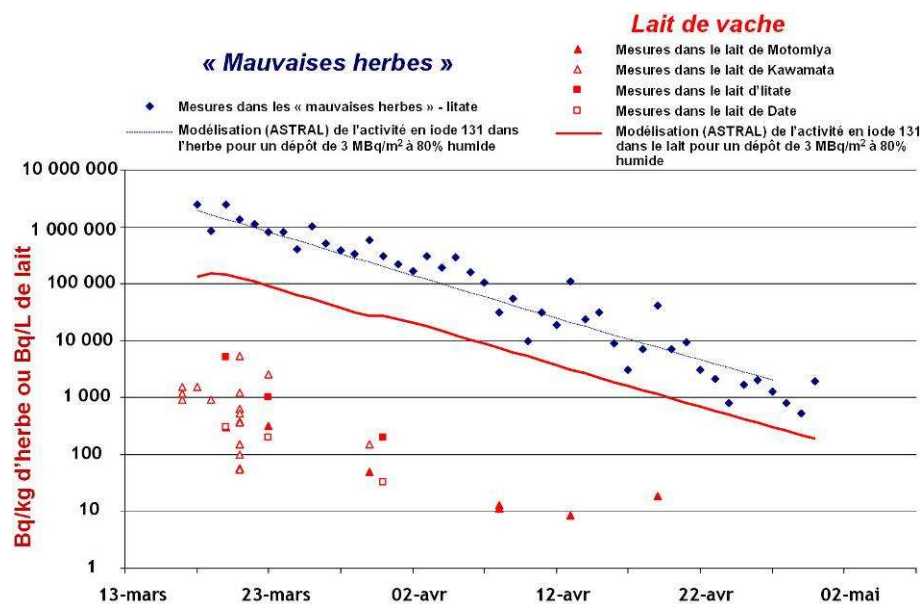


Figure 6-41 - Activités volumiques en iode 131 des échantillons de lait ayant présenté les niveaux de contamination les plus élevés et provenant de la région d'litate-Kawamata-Date, ainsi que de Mitomiya (symboles rouges). Activités massiques en iode 131 mesurées dans les « mauvaises herbes » prélevées à litate (losanges bleus) et modélisation à l'aide du logiciel ASTRAL des activités en iode 131 dans ces végétaux (ligne bleue) et dans le lait (ligne rouge) produit par des vaches qui les auraient consommés. La modélisation a été réalisée en considérant un dépôt initial en iode 131 de 3 MBq/m² à 80% sous forme de dépôt humide.

Les localités d'litate, de Kawamata et de Date dont proviennent les échantillons les plus contaminés se trouvent dans la zone ayant reçu les dépôts les plus importants, située au nord-ouest de la centrale accidentée ; les activités en iode 131 dans le lait y ont été au maximum de quelques milliers de Bq/L. Cette figure montre également que le lait venant de Motomiya, localité située à une quarantaine de kilomètres au sud-est de Kawamata, en dehors de cette zone de forts dépôts, a présenté des niveaux de contamination du même ordre de grandeur. Ceci semble confirmer que la contamination du lait n'est pas principalement due à la consommation régulière d'herbe locale mais serait plutôt liée à la contamination ambiante dans ces territoires (ingestion involontaire de contamination surfacique, de foin ou d'eau d'abreuvement exposés à un environnement contaminé).

La Figure 6-41 montre également une diminution rapide des teneurs en iode 131, aussi bien dans les mauvaises herbes que dans le lait, et une très grande variabilité des activités observées sur une même localité, dont témoigne le lot important de prélèvements réalisés le 20 mars sur Kawamata. Cette variabilité est liée à celle de la contamination des fourrages, elle-même probablement plus liée à leur nature et leur origine qu'à celle des dépôts radioactifs sur cette localité. La diminution observée, correspondant à une période effective de décroissance de l'ordre de 4,5 à 5 jours, est conforme à celle observée en 1986 dans le lait français après l'accident de Tchernobyl, et en bonne concordance avec les modèles radioécologiques. Elle résulte d'une part de la décroissance radioactive de l'iode 131 dans les fourrages et également de son élimination par l'animal, notamment dans le lait lui-même.

Après mi-avril, les activités en iode 131 des échantillons de lait sont devenues inférieures aux limites de détection, qui étaient souvent de l'ordre de 10 à 50 Bq/L. L'activité en iode 131 du lait a cependant inéluctablement diminué à moins de 1 Bq/L avant la fin mai 2011, à cause de la décroissance radioactive de ce radionucléide.

La Figure 6-42 présente les teneurs en césium 137 de ces mêmes échantillons.

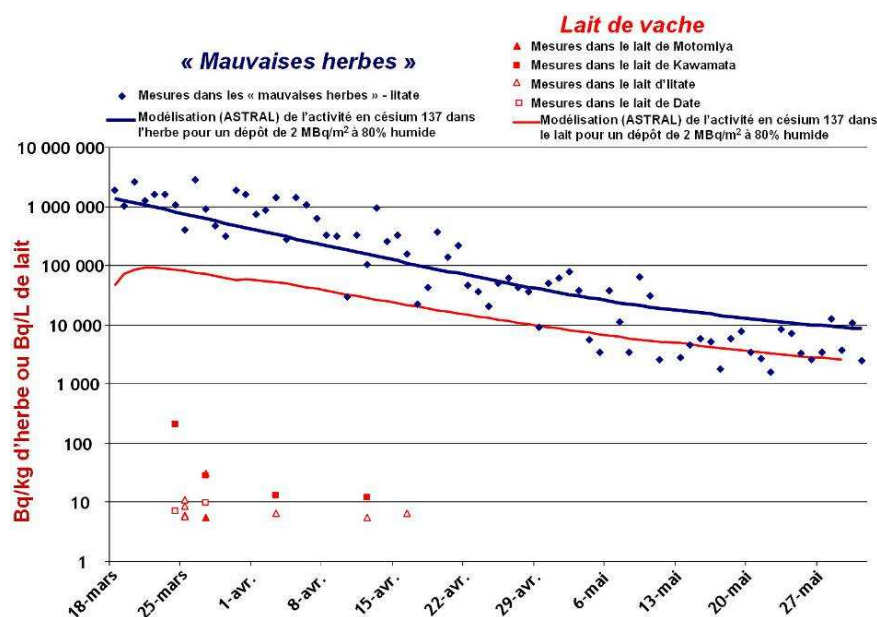


Figure 6-42 - Activités volumiques en césium 137 des échantillons de lait ayant présenté les niveaux de contamination les plus élevés et provenant de la région d'Iitate-Kawamata-Date, ainsi que de Mitomiya (symboles rouges). Activités massiques en césium 137 mesurées dans les « mauvaises herbes » prélevées à Iitate (losanges bleus) et modélisation à l'aide du logiciel ASTRAL des activités en césium 137 dans ces végétaux (ligne bleue) et dans le lait (ligne rouge) produit par des vaches qui les auraient consommés. La modélisation a été réalisée en considérant un dépôt initial de césium 137 de 2 MBq/m² à 80% sous forme de dépôt humide.

Une interprétation similaire à celle faite ci-dessus pour l'iode 131 a été faite. Là encore, les niveaux de contamination en césium 137 dans les mauvaises herbes peuvent s'expliquer par des dépôts importants de quelques MBq/m², correspondant aux activités surfaciques en césium 137 cartographiées sur la commune d'Iitate (cf. Figure 6-23 page 66). Par ailleurs, comme pour l'iode 131, les concentrations en césium 137 mesurées dans le lait sont très inférieures à celles qui auraient pu être atteintes si le bétail avait été entièrement nourri par de l'herbe contaminée d'origine locale. Il n'est pas possible de connaître l'évolution de la contamination du lait au-delà de mi-avril 2011 car les concentrations en césium 137 dans le lait sont probablement restées inférieures aux limites de détection des techniques de mesure utilisées pour le contrôle.

Des activités en iode 131 et en césium 134 et 137 dans le lait ont été également mesurées à des niveaux similaires à ceux présentés ci-dessus, sur des échantillons provenant d'Ibaraki, au sud de la centrale accidentée. Dans ce secteur, les dépôts radioactifs ont également été conséquents, avec une fraction sous forme sèche plus élevée que dans la zone située au nord-ouest de la centrale, ce qui a pu entraîner une contamination plus efficace des végétaux.

- **Viande**

A l'instar des activités du lait, et probablement pour les mêmes raisons, les activités en iode et en césium des viandes sont restées très modérées au regard des dépôts radioactifs dans les zones les plus touchées. Ainsi, l'iode 131 n'a presque jamais été mesuré dans les viandes : les activités sont restées inférieures aux limites de détection, il est vrai relativement élevées (de l'ordre de 20 à 50 Bq/kg le plus souvent). Sur environ 65 000 résultats d'analyses d'échantillons de viandes (entre mars 2011 et février 2012), environ 200 ont présenté des activités de césium dépassant les limites de commercialisation, dont 67 échantillons de gibiers (viande de sanglier principalement) et 141 échantillons de bœuf. Le cas des viandes de gibier est détaillé plus loin (§ 6.3.2.3.1).

A titre de comparaison, si les animaux avaient consommé de l'herbe au niveau d'activité des « mauvaises herbes » mesurées à Iitate, la contamination en césium 137 de la viande aurait pu atteindre, mi-avril 2011, 200 000 Bq/kg frais.

L'évolution de la contamination en césium de la viande de bœuf a été très différente de celle du lait en raison d'une rémanence beaucoup plus longue du césium dans les muscles et peut-être de pratiques d'alimentation différentes pour les différents types d'élevage. La Figure 6-43 présente les activités de césium 134+137 mesurées dans des échantillons de viande de bœuf prélevés entre mars et novembre 2011, dans les localités où celle-ci a fait l'objet du plus grand nombre d'analyses en raison d'activités parmi les plus élevées. A de rares exceptions près, ce n'est qu'à partir de fin avril que les activités en césium dans la viande de bœuf ont régulièrement dépassé 20 Bq/kg en raison de l'accumulation progressive du césium. Les activités les plus élevées (césium 137+134), comprises entre 1 000 et 4 350 Bq/kg frais (Kawamata-Machi) ont été atteintes début juillet.

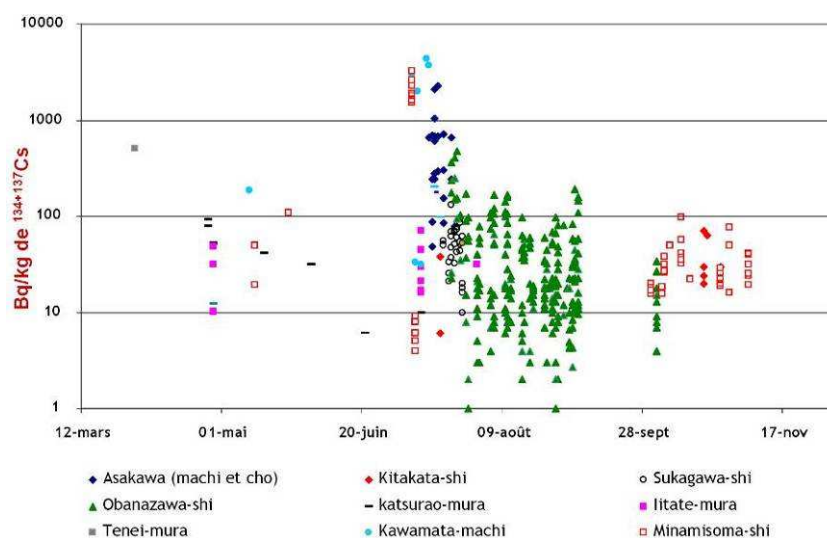


Figure 6-43 - Activités du césium 134+137 mesurées dans des échantillons de viande de bœuf prélevés entre mars et novembre 2011, dans les localités où celle-ci a fait l'objet du plus grand nombre d'analyses en raison d'activités parmi les plus élevées.

Plus que la localisation et l'importance des dépôts, les pratiques d'alimentation sont déterminantes. Ainsi, deux lots d'échantillons de viandes ont été analysés les 8 et les 9 juillet à Minamisoma-shi au nord de la centrale de Fukushima Dai-ichi, dans une ferme située juste à l'extérieur de la zone d'exclusion de 20 km. Les résultats entre les deux lots sont radicalement différents : 1 500 à 4 200 Bq/kg pour le premier lot et de 4 à 10 Bq/kg pour le second. En ce qui concerne les 11 bovins concernés par le premier lot présentant les activités les plus élevées et d'après une information publiée le 12 juillet dans le Mainichi Daily News, l'éleveur alimentait son cheptel depuis début avril avec de la paille de riz récoltée l'automne précédent, stockée à l'extérieur et par conséquent contaminée par les retombées radioactives atmosphériques de mars. Un écart du même ordre apparaît à Kawamata-machi.

Le fait que la contamination de la viande bœuf provenant d'une localité comme Obanasawa, située dans la préfecture de Yamagata à plus de 150 km au nord-ouest de la centrale de Fukushima, sur des surfaces où les dépôts n'ont pas du dépasser 30 kBq/m², soit aussi, voire plus, élevée que celle de la viande provenant de communes comme Minamisoma, Katsuroa, Iitate ou Kawamata situées sur ou en limite de la zone la plus touchée par les retombées radioactive, confirme l'importance des pratiques d'alimentation des animaux.

De même, sur la période allant de septembre à novembre 2011, les activités en césium les plus élevées mesurées dans de la viande de bœuf, atteignant régulièrement quelques centaines de Bq/kg, voire ponctuellement 1 000 Bq/kg, proviennent de localités de la préfecture de Miyagi (Kurihara notamment), à près de 150 km au nord de la centrale accidentée et où les dépôts n'ont pas excédés 60 kBq/m².

Pour toutes les viandes dont les activités ont dépassé 500 Bq/kg, il est probable que la décision du Ministère japonais de l'agriculture, de la forêt et des pêches, en date du 14 avril, de limiter à 300 Bq/kg (césium 134+137) les fourrages destinés aux bovins, n'a pas été respectée. Certaines séries de mesures permettent de penser que suite à la découverte de ces cas, qui ne concernent que très peu d'exploitations, des décisions ont été prises vis-à-vis des pratiques d'élevage correspondantes, ce qui a entraîné une baisse des niveaux de contamination de la viande, qui a cependant été lente en raison de la période d'élimination biologique du césium (de l'ordre de 3 mois).

Il arrive alors que de nouvelles exploitations souvent plus éloignées, qui n'ont pas pris de dispositions particulières en raison de leur éloignement et de niveaux de contamination modérés, soient stigmatisées précisément par une relative stabilité des activités observées. C'est le cas d'un élevage de Fujinomya (préfecture de Shizuoka à plus de 100 km au sud-ouest de Tokyo) où des activités de quelques dizaines de Bq/kg sont observées très régulièrement depuis juillet et jusqu'à récemment. A une telle distance de l'installation accidentée et sur une zone où les dépôts ont probablement été très faibles, l'origine de ces activités et leur persistance est à étudier.

En ce qui concerne les autres viandes et denrées d'origine animale, les analyses faites sur de la viande de poulet et les œufs sont restées négatives (inférieures aux limites de détection hormis sporadiquement quelques très faibles teneurs en iode 131), ce qui est normal compte tenu des aliments consommés : souvent des dérivés céréaliers récoltés l'été précédent et donc avant l'accident. Il en est de même de la viande et des abats de porc, même si très ponctuellement des activités atteignant 100, voire 200 Bq/kg ont été observées. Si, à l'inverse des analyses de viande de bœuf, une large majorité des analyses de viandes de gibiers (sangliers, ours noir asiatique, cervidés, faisans japonais) ont donné des résultats supérieurs aux limites de détection, les activités en césium mesurées sont restées voisines de celles des bovins d'élevage : quelques dizaines à quelques centaines de Bq/kg, atteignant très ponctuellement 1 000 Bq/kg.

Dans les années à venir, les activités en césium 134 et 137 des produits de l'élevage et notamment du lait et de la viande de bœuf continueront de dépendre principalement des pratiques d'alimentation des animaux. Ainsi, bien que les activités des fourrages potentiellement produits sur les territoires les plus touchés aient diminué de près de 1 000 fois entre les maximales de mi-mars et les observations de septembre, à l'instar des « mauvaises herbes » prélevées à Iitate, toute augmentation de la part de ces denrées locales dans la ration des animaux pourrait entraîner une hausse des activités du lait et de la viande. Ainsi, une pratique d'élevage respectant strictement la limite de contamination des fourrages à 300 Bq/kg pour la production de viande de bœuf et de lait (décisions du MAFF du 14 avril 2011), pourrait conduire à des activités dans le lait avoisinant la norme de commercialisation pour le lait (500 Bq/L) et la dépassant pour la viande.

6.3.2.3 Contamination des denrées issues des milieux naturels et semi-naturels

Les denrées naturelles ou semi-naturelles comme les champignons, les baies, les gibiers, ainsi que les produits issus des rivières et des lacs tels que les poissons ou les écrevisses, présentent des caractéristiques particulières qui les rendent plus sensibles aux retombées radioactives d'origine atmosphériques et ceci de manière plus durable. Ces caractéristiques sont liées aux milieux dans lesquelles ces organismes vivent et également à leur physiologie ou à leur mode de vie (nutrition notamment).

6.3.2.3.1 Produits forestiers

Les dépôts secs sont souvent plus importants sur les espaces boisés que sur les prairies ou les zones de culture, car le feuillage des arbres intercepte plus efficacement les radionucléides présents dans l'air. Par ailleurs, les dépôts humides (formés par les pluies) peuvent être très hétérogènes à l'échelle locale en raison d'une topographie particulière ou de la redistribution des dépôts pluvieux par ruissellement (notamment le long des troncs ou sur le feuillage).

Par la suite, le cycle de la matière organique dans les forêts entretient une forte disponibilité du césium (seul élément radioactif persistant dans l'environnement après l'accident de Fukushima) pour les végétaux et les animaux. La chute des feuilles qui ont intercepté les dépôts radioactifs va constituer dès la première année une litière qui

concentre le césium et qui sera ensuite régulièrement alimentée par un cycle comprenant le transfert du césium de cette litière vers le sol, son absorption par les racines des arbres puis son transfert vers les nouvelles feuilles...

Ces phénomènes vont entretenir une contamination des denrées forestières à des niveaux qui ne diminueront qu'extrêmement lentement et dans tous les cas beaucoup plus lentement que ceux des produits issus de l'agriculture ou de l'élevage. Ainsi, 25 ans après l'accident de Tchernobyl, les produits forestiers peuvent présenter, à dépôt radioactif initial équivalent, des niveaux de césium 137 jusqu'à 10 000 fois supérieurs à ceux des denrées agricoles, et dans le cas des champignons, dépasser encore les normes de commercialisation ou de consommation.

- **Cas des champignons**

Ce que l'on nomme habituellement « champignon » et que l'on consomme, correspond en fait à l'organe reproducteur appelé carpophore, qui est une partie généralement aérienne et éphémère de la plante. La partie pérenne du champignon est constitué d'un réseau de filaments appelé mycélium. Ce mycélium se développe le plus souvent sous terre à une profondeur assez faible et variable suivant les espèces, ou sur des bois morts, troncs ou souches. En cas de retombées atmosphériques sous forme de pluie, les mycéliums les plus proches de la surface (quelques centimètres de profondeur) peuvent être atteints rapidement par l'eau contaminée qui s'infiltré dans le sol. Les radionucléides sont alors très rapidement transférés vers le carpophore. **C'est ainsi que des activités en iode 131 et en césium 134 et 137 de quelques dizaines à quelques milliers de Bq/kg ont été mesurées dès le mois d'avril dans les champignons provenant de la préfecture de Fukushima, témoignant de ce transfert rapide.**

D'après les résultats publiés au Japon, plus de 120 prélèvements de champignons effectués entre avril 2011 et janvier 2012 ont présenté une activité en césium ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$) qui dépassait la norme de commercialisation ou de consommation (500 Bq/kg), parmi lesquels une quinzaine ont dépassé 2 000 Bq/kg. La majorité de ces champignons ayant une contamination importante étaient des shiitakes séchés (il est important de noter que le séchage peut concentrer le césium jusqu'à 10 fois), mais des activités très élevées ont aussi été mesurées dans des champignons frais. L'activité en césiums ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$) la plus élevée identifiée parmi les résultats publiés est de 28 000 Bq/kg ; elle a été mesurée dans un « lactaire à lait abondant » (*Lactarius volemus*), ramassé le 1^{er} septembre 2011 à Tanaguramachi (préfecture de Fukushima). L'activité en iode 131 la plus élevée, 12 000 Bq/kg, a été mesurée dans un champignon (shiitake) ramassé le 8 avril à Iitate-mura ; dans cet échantillon, l'activité en césiums 134+137 était de 13 000 Bq/kg. Ces activités les plus élevées correspondent à des zones de dépôts modérés et il est probable que sur les zones les plus touchées, des niveaux de contamination en césium beaucoup plus élevés puissent être constatés dans l'avenir.

La contamination d'un champignon dépend directement de celle du milieu où il se développe, à une échelle très locale. Ceci conduit à une très grande variabilité des teneurs en césium. Cette variabilité est encore renforcée par les différences d'une espèce à l'autre, de mode de nutrition (saprophytes, parasites ou symbiontes) et de profondeur du mycélium. Ainsi, au cours des premières années, les espèces dont les mycéliums se trouvent les plus près de la surface du sol seront les plus sensibles. Au fil des années, celles disposant d'un mycélium plus profond verront leur contamination augmenter avec la migration, même lente, du césium en profondeur.

Il est important de noter qu'à l'instar de ce qui a été observé après l'accident de Tchernobyl, la contamination des champignons sera certainement durable, sur des années voire des décennies, avec des activités en césium qui pourraient être du même ordre, voire supérieures, à celles mesurées au Japon en 2011, dans les zones les plus touchées par les retombées radioactives de l'accident de Fukushima.

- **Cas des baies sauvages**

Aucun résultat de mesure sur des baies sauvages (fraises des bois, framboises, myrtilles...) ne semble avoir été publié à ce jour. Bien que de manière générale, à contamination équivalente du milieu, les baies présentent des teneurs en césium proches des espèces de champignons les moins sensibles, leurs activités dans les années à venir devraient également se démarquer de plus en plus de celles des denrées d'origine agricole.

- **Cas du gibier**

Près de 350 analyses de viandes de gibiers ont été réalisées au Japon entre avril 2011 et janvier 2012, essentiellement depuis l'automne 2011. Elles concernent de la viande de sanglier (155 analyses), d'ours noir asiatique (85 analyses), de faisan (42 analyses) et de cervidé (65 analyses). Contrairement aux produits de l'élevage (viande de bœuf), les activités de césium ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$) ont le plus souvent été au-dessus des limites de détection. Les activités les plus élevées ont été observées dans la viande de sanglier et d'ours. La Figure 6-44 présente les activités massiques mesurées dans la viande de sanglier. Elles sont extrêmement variables : de quelques Bq/kg frais à quelques milliers de Bq/kg frais (valeur maximale répertoriée de 14 600 Bq/kg frais) et celles provenant de la préfecture de Fukushima sont les plus élevées.

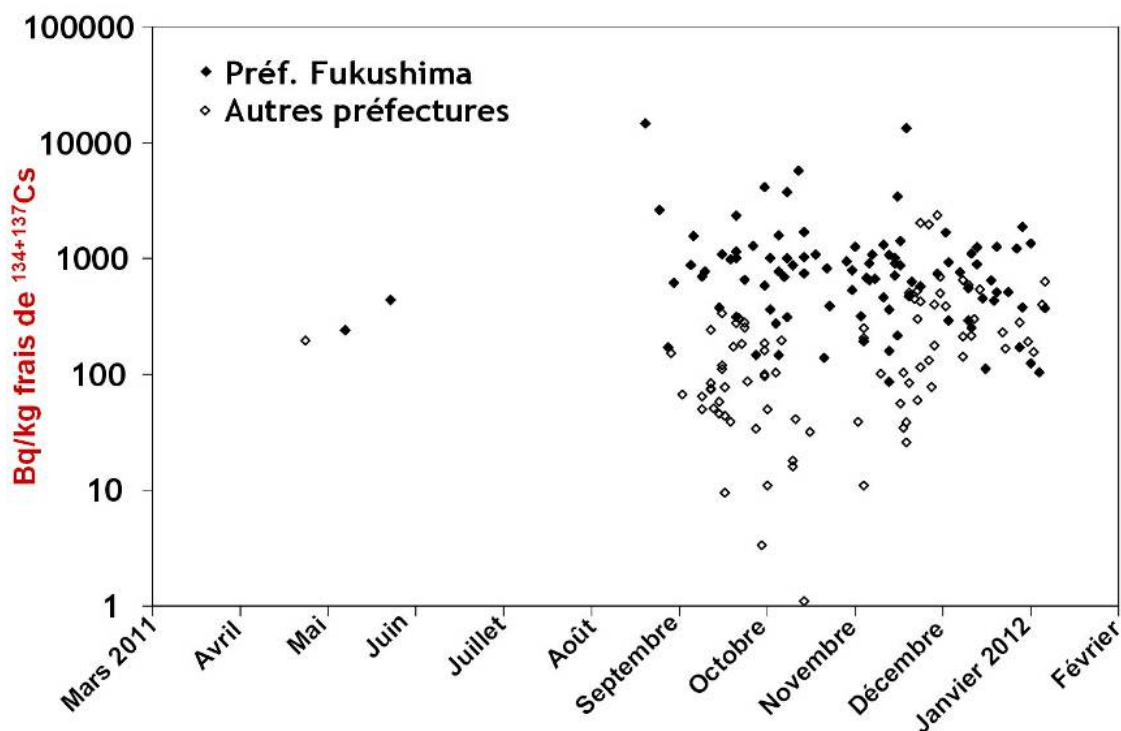


Figure 6-44 - Concentrations en césium ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$) mesurées dans des sangliers prélevés dans différentes préfectures (symboles pleins : Fukushima ; symboles vides : Chiba, Gifu, Gunma, Ibaraki, Kanagawa, Miyagi, Saitama, Tochigi, Yamagata).

Les activités des viandes d'ours ont présenté des niveaux et une variabilité similaires, avec une valeur maximale à 1 850 Bq/kg.

Les teneurs en césiums des viandes de faisan et de cervidé étaient plus faibles : au maximum de quelques centaines de Bq/kg.

Le contexte défavorable des milieux forestiers mais aussi le mode de vie des animaux sauvages expliquent une contamination variable et globalement plus élevée que dans la viande de bœuf. Ainsi, dans le cas des sangliers, à l'hétérogénéité spatiale de la contamination du milieu s'ajoute une fluctuation saisonnière importante liée à une alimentation de type herbivore/frugivore au printemps et en été (même si le sanglier est omnivore et très opportuniste), et de type fouisseur (glands, racines, tubercules, vers de terre, larves) à l'automne et en hiver. A noter qu'après l'accident de Tchernobyl, cette variabilité saisonnière a également été constatée pour des chevreuils en relation avec la consommation de champignons : la viande d'un animal abattu en automne peut être 10 fois plus contaminée que celle d'un animal abattu au printemps.

6.3.2.3.2 Espèces aquatiques

- **Bilan des résultats de mesure au Japon**

A partir de la fin du mois de mars, divers organismes dulçaquicoles et marins ont été analysés au Japon. Près de 3 000 prélèvements ont été réalisés entre mars et novembre. Le cas des espèces marines est présenté au paragraphe 6.4.7.

Parmi les différentes espèces prélevées en eau douce, 5 ont présenté fréquemment des niveaux de contamination plus élevées dans la préfecture de Fukushima, dépassant régulièrement les normes de commercialisation ou de consommation, et ont fait l'objet d'un suivi régulier (Figure 6-45). Il s'agit des naseux (*Tribolodon hakonensis*), des ombles blancs tachetés (*Salvelinus leucomaenis*), des Ayu (*Plecoglossus altivelis*), des saumons masous (*Oncorhynchus*) et des éperlans japonais (*Hypomesus nipponensis*). Mis à part les naseux, toutes les autres espèces sont des espèces qui peuvent effectuer des migrations entre les eaux douces et les eaux marines (espèces dites amphihalines) ; cependant certaines populations apparaissent être inféodées uniquement aux eaux douces. La variabilité des résultats est importante ; il ressort néanmoins nettement que les échantillons les plus marqués ont tous été récoltés dans des rivières ou lacs de la préfecture de Fukushima (en rouge) à l'exception de quelques échantillons pêchés dans des lacs de la préfecture de Gunma (bleu). Les niveaux les plus élevés ont été rencontrés dans des poissons pêchés près de la ville de Minamisoma dans la préfecture de Fukushima.

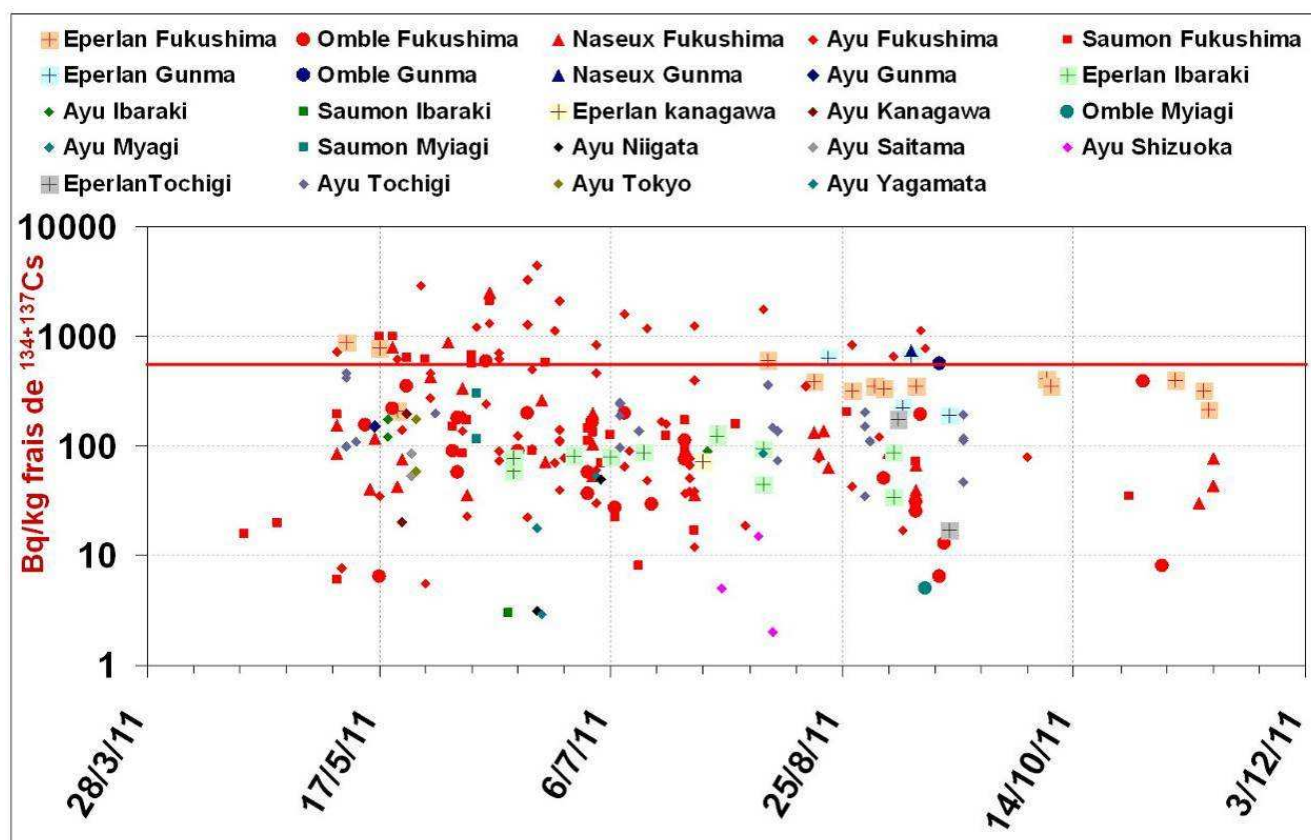


Figure 6-45 - Concentrations en césium radioactif ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$, en Bq/kg frais) mesurées chez 5 espèces de poissons pêchés en rivières ou en lac dans différentes préfectures japonaises.

D'autres espèces aquatiques ont fait l'objet d'un suivi plus ou moins régulier, comme diverses espèces de palourdes d'eau douce, de crabes, d'écrevisses, de crevettes, de carpes, de saumons. Le plus souvent, les césiums ($^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$) y ont été détectés à des niveaux inférieurs à 200 Bq/kg frais.

A noter qu'une espèce de saumon, le saumon chien (*Oncorhynchus keta*), a également fait l'objet d'un suivi régulier dans les préfectures d'Hokkaido et de Fukushima. Les résultats publiés sont tous inférieurs aux limites de détection (à l'exception d'un prélèvement effectué le 11 novembre dans la préfecture de Fukushima, qui atteint 41 Bq/kg frais). Ceci est directement à mettre en relation avec le mode de vie de cette espèce qui est trouvée uniquement à l'âge adulte dans les rivières et qui ne se nourrit pas durant cette phase de vie, ce qui tendrait à souligner l'importance de l'alimentation comme source principale de la contamination des poissons.

La diminution de la contamination des poissons sera d'autant plus lente que le renouvellement des eaux et des sédiments sera faible, notamment dans les lacs et les étangs. Dans ces milieux, après l'accident de Tchernobyl, des périodes effectives (temps nécessaire à une diminution de moitié de la contamination en césium) de 100 à 200 jours, quelquefois plus longue pour les espèces carnivores, ont été observées.

- **Évolution de la contamination du milieu aquatique**

Si les milieux aquatiques de surface ont reçu directement les retombées atmosphériques, cet apport a été le plus souvent faible au regard des apports liés au ruissellement provenant des surfaces avoisinantes lorsque les dépôts radioactifs sont majoritairement pluvieux comme cela a été le cas dans la zone la plus contaminée au nord-ouest de la centrale de Fukushima Dai-ichi. La contamination des cours d'eau résultant de ces phénomènes a dû être fugace et quasi concomitante des dépôts. L'IRSN n'a pas connaissance de résultats de mesure permettant de caractériser cet épisode initial de contamination du milieu aquatique.

Les niveaux de contamination des eaux de surface atteints au cours de cet épisode initial de contamination ont pu être extrêmement variables en fonction des caractéristiques du bassin versant, en particulier la superficie, la topologie, la morphologie, la pédologie, le couvert végétal, ainsi que de la durée de formation des dépôts. Les plus petits cours d'eau, en amont du réseau hydrographique, peuvent être plus sensibles que les rivières et les fleuves, dans la partie aval du réseau hydrographique, en raison de la dilution, notamment par la nappe d'accompagnement. **Il est important de retenir que quelle qu'en soit l'importance, cet épisode initial de contamination n'affecte que peu les organismes aquatiques en raison de son caractère fugace.**

Après cet épisode précoce de contamination, les milieux aquatiques continentaux sont ensuite durablement soumis à des apports de radionucléides, principalement du césium, liés au drainage des sols (apports de particules de sol et d'eau contaminées). Le renouvellement des eaux des rivières conduit à exporter une part importante de cette contamination assez rapidement vers les fleuves et la mer. Toutefois, une fraction se fixe plus ou moins durablement dans les sédiments qui deviennent alors une source de contamination différée pour l'eau et les espèces aquatiques. **Les activités des eaux qui en résultent dans les mois suivant les dépôts sont en général 10 à 100 fois plus faibles que celles observées lors de l'épisode initial, mais vont contribuer à contaminer durablement les organismes aquatiques.** Peu d'informations sont disponibles sur les activités actuelles dans les cours d'eau au Japon, à l'exception d'une campagne de mesures réalisées sur les cours d'eau de la région de Fukushima en septembre 2011 par le Ministère Japonais de l'environnement.

6.4. CONTAMINATION DU MILIEU MARIN

Le milieu marin a été touché lors de l'accident et des jours qui ont suivi par des retombées d'aérosols, émis dans l'atmosphère, lors de leur dispersion au-dessus de l'océan (§ 6.1.2) ainsi que par des rejets liquides directement en mer. A l'avenir, le lessivage des terrains contaminés constituera la principale source de contamination durable de l'environnement marin.

6.4.1. DESCRIPTION DE LA ZONE MARINE EXPOSEE AUX REJETS

La centrale de Fukushima Dai-ichi est située sur la côte est de l'Île de Honshu, à 200 km au nord-est de Tokyo. La côte est orientée nord-sud, face à l'océan Pacifique. Les profondeurs augmentent régulièrement vers le large pour atteindre 200 m à 50 km de la côte ; elles chutent ensuite brutalement à plus de 5 000 m au-delà d'une centaine de kilomètres (Figure 6-46).

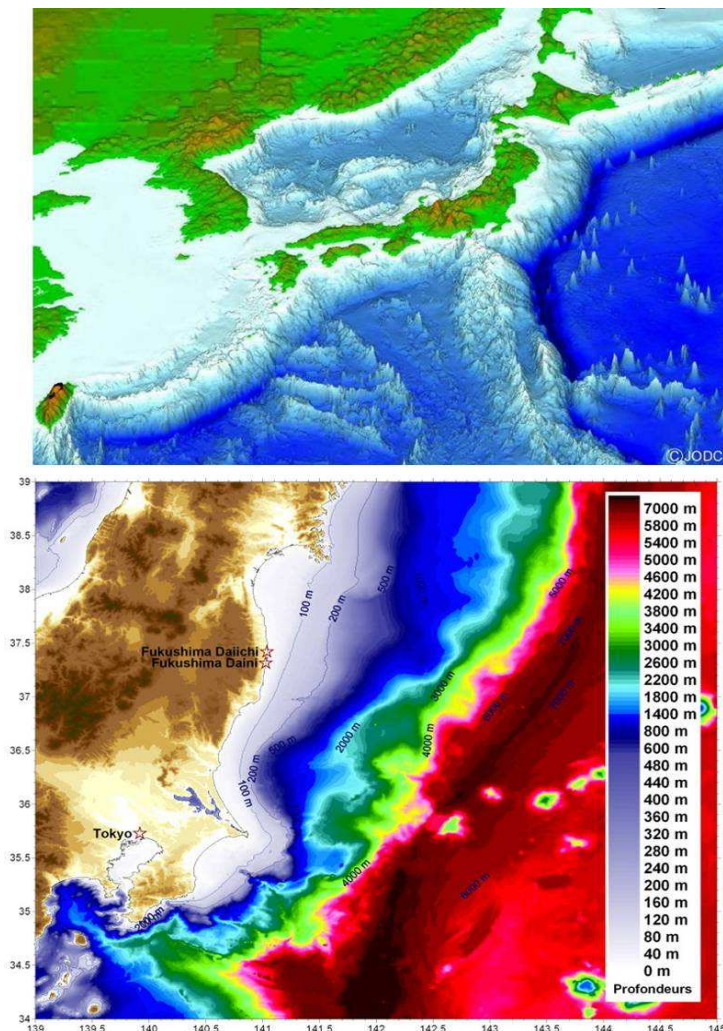


Figure 6-46 - Topographie des fonds marins au Japon et bathymétrie au large de la côte est.

Dans la zone concernée par la pollution radioactive, les courants sont générés par la marée, le vent et la circulation générale du Pacifique. Sur le court terme, l'effet de la marée est prédominant ; celle-ci déplace les masses d'eau selon un mouvement alternatif le long de la côte vers le nord et vers le sud, avec des vitesses de l'ordre du mètre par seconde et une périodicité de 12 heures. Le vent influence la circulation des eaux de surface.

La circulation générale à plus grande échelle résulte de l'interaction du courant océanique Kuroshio qui vient du sud en longeant les côtes du Japon et du courant Oyashio, de moindre importance, qui vient du nord (Figure 6-47 et Figure 6-48). L'intensité et l'étendue du Kuroshio sont comparables à celles du Gulf Stream. Les eaux littorales à proximité de la centrale de Fukushima Dai-ichi se trouvent dans la zone d'interaction de ces deux courants, entraînant des courants giratoires faibles et variables. Ce sont ces courants qui ont été déterminants pour la dispersion de la pollution radioactive sur le moyen terme.

Speed/currents layer 1 Mar 27, 2011 00Z 00Z 90.9

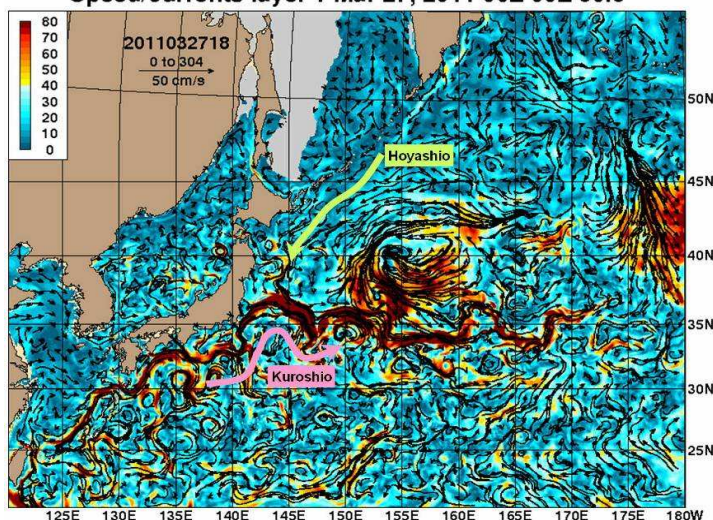


Figure 6-47 - Courants de surface dans le nord-ouest du Pacifique (<http://www.hycom.org/>)

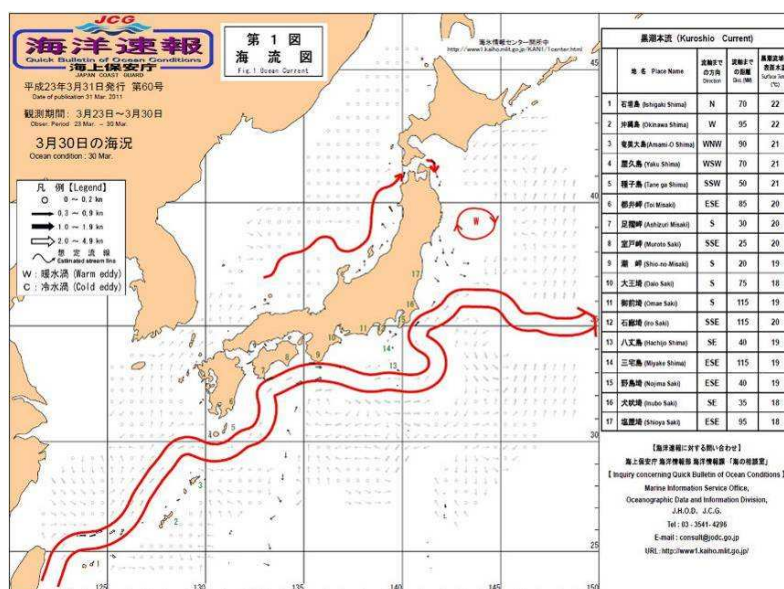


Figure 6-48 - Observations des courants de surface dans le nord-ouest du Pacifique. Le Kuroshio (en rouge) va du sud-ouest vers l'est (<http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KANKYO/KAIYO/qboc/2011cal/cu0/qboc2011060cu0.html>).

6.4.2. CARACTERISTIQUES DE LA POLLUTION RADIOACTIVE MARINE AUTOUR DE LA CENTRALE DE FUKUSHIMA DAI-ICHI

A partir du 21 mars et dans les jours qui ont suivi, une forte pollution radioactive a été observée dans le milieu marin proche de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi. Cette pollution a été principalement caractérisée par des mesures effectuées sur des prélèvements d'eau de mer, de sédiments et d'espèces vivant dans le milieu marin, dont les résultats sont publiés par le MEXT et par TEPCO. L'IRSN, qui n'était pas en situation de réaliser des mesures au Japon, a recueilli et analysé régulièrement ces résultats afin de suivre l'évolution de la pollution radioactive du milieu marin.

Les résultats de mesure publiés au Japon portent principalement sur des radionucléides émetteurs gamma, listés dans le Tableau 6-VIII. L'impact de ces rejets liquides a été observé à partir du 21 mars à proximité de la centrale (1484 Bq/L en ¹³⁷Cs, 5066 Bq/L en ¹³¹I) (Figure 6-49). Les concentrations dans l'eau de mer ont ensuite augmenté entre le 25 et 28 mars (jusqu'à 12 000 Bq/L en ¹³⁷Cs, 74 000 Bq/L en ¹³¹I). Une nouvelle augmentation a été mesurée

les 29 et 30 mars (jusqu'à 47 000 Bq/L en ^{137}Cs , 180 000 Bq/L en ^{131}I). A titre de comparaison, avant l'accident de Fukushima, les niveaux de concentration en césium 137 dans l'eau de mer du littoral japonais étaient de quelques mBq/L (1 à 3 mBq/L) et l'iode 131 n'était pas détecté.

Tableau 6-VIII - Principaux radionucléides mesurés dans l'eau de mer

Radionucléides principalement détectés	
Radionucléide	Demi-vie
Iode 131 (^{131}I)	8 jours
Césium 137 (^{137}Cs)	30,1 ans
Césium 134 (^{134}Cs)	2,1 ans
Césium 136 (^{136}Cs)	13,1 jours
Tellure 132/Iode 132 (^{132}Te , ^{132}I)	78 heures

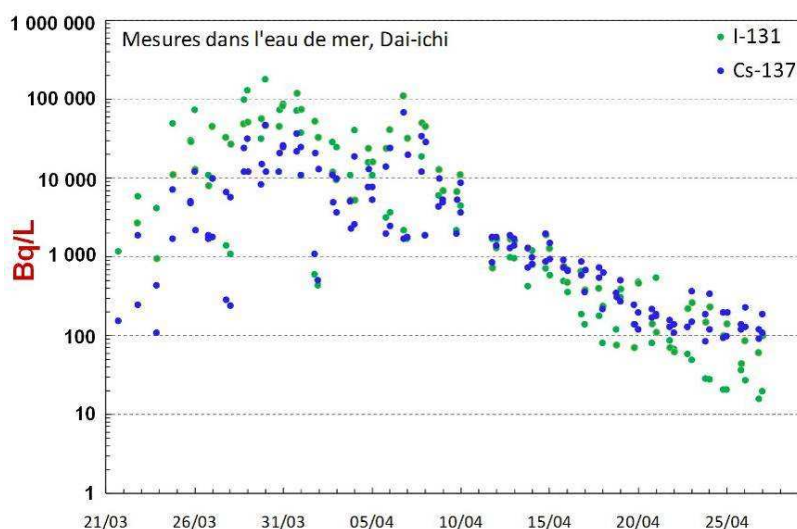


Figure 6-49 - Évolution des concentrations en iode 131 (^{131}I) et césium 137 (^{137}Cs) dans l'eau de mer à moins de 500 m de la centrale de Fukushima Dai-ichi.

L'iode 131 (^{131}I) et le césium 137 (^{137}Cs) sont les principaux radionucléides qui ont été surveillés en 2011 dans le milieu marin. Bien qu'il soit prépondérant au moment de l'accident, l'iode 131 a fortement diminué dans les semaines qui ont suivi l'accident, du fait de sa décroissance radioactive rapide, au point de ne plus être détectable après la fin mai.

D'autres radionucléides artificiels, la plupart avec une demi-vie courte, ont également été décelés occasionnellement, à des concentrations plus faibles : tellure 129m/tellure 129 (T = 33,6 jours), baryum 140/lanthane 140 (T = 12,7 jours), ruthénium 105 (T = 4,4 heures), ruthénium 106 (T = 368 jours), molybdène 99/technétium 99m (T = 65,9 heures), cobalt 58 (T = 70,9 j). Les mesures concernant les radionucléides émetteurs bêta purs sont moins nombreuses : 9 résultats pour le strontium 90 dans l'eau de mer, à des concentrations comprises entre 1 et 10 Bq/L, représentant entre 1 et 20% de l'activité du césium 137 mesurée dans les mêmes échantillons, c'est-à-dire une proportion plus élevée que celle observée dans les retombées atmosphériques de l'accident sur la partie terrestre du Japon, qui était de l'ordre de 0,1%.

Les concentrations élevées mesurées dans l'eau de mer à proximité immédiate de la centrale de Fukushima Dai-ichi résultaient de rejets radioactifs liquides qui ont certainement eu plusieurs origines. Il s'agissait des eaux utilisées pour refroidir les réacteurs accidentés, qui ont été en contact avec des matériaux fortement contaminés lors des rejets atmosphériques, et dont une partie a pu ruisseler vers la mer. Une autre partie provenait des eaux qui se sont écoulées à l'extérieur des enceintes de confinement des réacteurs 2 et 3. En particulier, une fissure du puits adjacent au bâtiment turbine du réacteur 2 a entraîné un rejet direct d'eau fortement contaminée dans la mer. TEPCO a stoppé ce rejet le 6 avril vers 6h00 heure locale en colmatant la fuite par une injection de silicate de

sodium. L'estimation du rejet direct en mer effectuée par les autorités japonaises s'appuie sur la quantification de cette fuite.

Cette pollution radioactive côtière a progressé vers le sud entre le 25 et le 28 mars, avec une augmentation des concentrations en iode 131 et en césium 137 de l'ordre d'un facteur 10 à Iwasawa (à environ 20 kilomètres au sud de la centrale accidentée) à partir du 28 mars et surtout du 29 mars.

La pollution radioactive en mer a également eu pour origine les retombées sur la surface marine d'une partie des radionucléides contenus dans le panache radioactif lors de la dispersion atmosphérique des rejets survenus principalement entre le 12 et le 23 mars 2011. Cette pollution diffuse des eaux de surface s'est produite à des dizaines de kilomètres de la centrale nucléaire. Ainsi, les concentrations mesurées avant le 30 mars à 30 km au large de la centrale accidentée résultaient probablement pour l'essentiel des dépôts atmosphériques. Elles variaient de 2 à 27 Bq/L pour le césium 137 et de 3 à 57 Bq/L pour l'iode 131. Après avoir diminué pour atteindre un minimum le 30 mars, les concentrations dans l'eau de mer à distance des côtes ont augmenté au cours de la première quinzaine d'avril du fait de la dispersion vers le large des rejets radioactifs liquides venant de la centrale.

Les évolutions dans le temps et l'espace des concentrations en ^{131}I et en ^{137}Cs sont représentatives de celles de l'ensemble des radionucléides rejetés en mer. Les résultats sont synthétisés par les deux figures ci-après :

- les concentrations mesurées à proximité de l'émissaire, qui sont représentatives du flux de radionucléides rejetés à cet endroit (Figure 6-50) ;

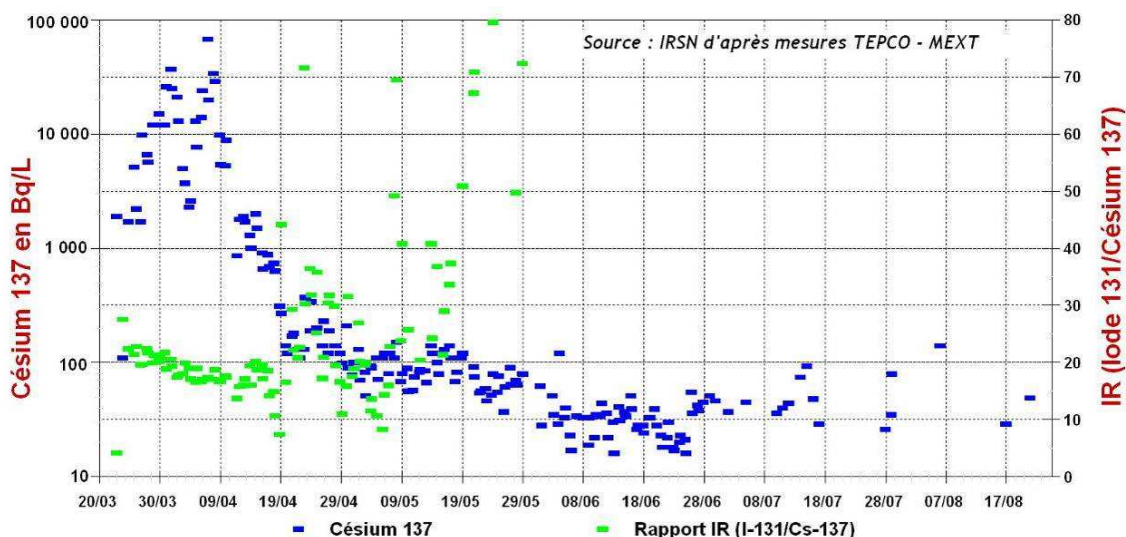


Figure 6-50 - Évolution des concentrations en ^{137}Cs dans l'eau de mer et rapport IR ($^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$), à moins de 500 m de la centrale de Fukushima Dai-ichi. La valeur du rapport IR a été corrigée de la décroissance radioactive et rapportée conventionnellement au 11 mars pour permettre une comparaison des résultats entre eux.

- les cartes d'isovaleurs de concentrations en césium 137, qui montrent la répartition de la pollution radioactive dans l'eau de mer à différentes périodes (Figure 6-51).

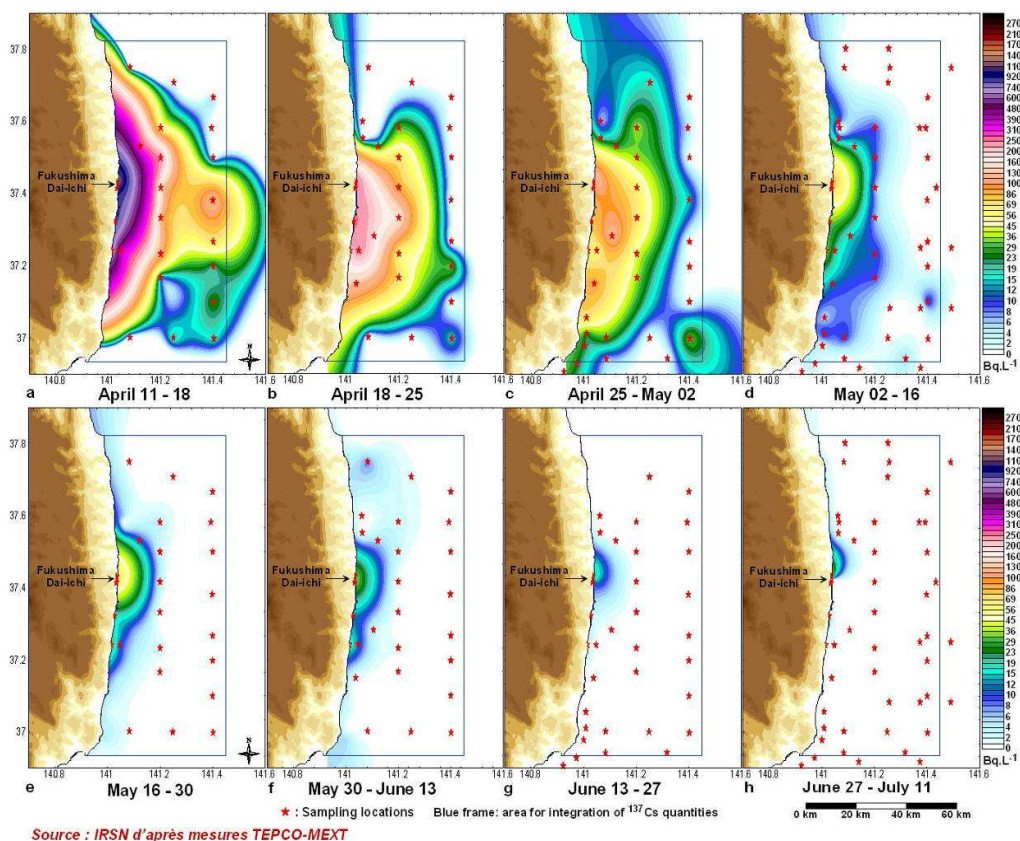


Figure 6-51 - Évolution de la répartition spatiale des concentrations en ^{137}Cs dans l'eau de mer entre le 11 avril et le 11 juillet 2011.

Les mesures effectuées à proximité de l'installation donnent un rapport IR ($^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$) relativement homogène, aux environs de 20, avec une faible tendance à la diminution au cours du temps jusqu'au 19 avril. Cette diminution, qui ne résulte pas de la décroissance radioactive de l'iode, déjà prise en compte dans le calcul du rapport, suggère un processus d'élimination régulier de l'iode 131 mesuré dans l'eau de mer, avec une période de décroissance (demi-vie) apparente de 35 jours. Une évolution similaire a été observée à 10 et 20 km vers le sud entre le 27 mars et le 16 avril, elle n'est pas perceptible à distance des côtes. Les causes de ce phénomène d'élimination progressive de l'iode dans l'eau de mer ne sont actuellement pas identifiées ; ce phénomène pourrait révéler un comportement spécifique de l'iode, soit dans les installations accidentées, avant rejet, soit dans le milieu marin. Elle peut résulter également du mélange progressif avec une autre source ayant un rapport isotopique plus faible.

Après le 19 avril, le rapport IR ($^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$) est devenu très variable, sans doute à cause de l'imprécision croissante des résultats de mesure de l'iode 131 dans l'eau de mer, au fur et à mesure que son activité diminuait sous l'effet de la décroissance radioactive. Il est également possible que ces variations résultent de fluctuations dans la composition des rejets résiduels venant du site accidenté, même si ceux-ci ont dû être beaucoup plus faibles à partir du 11 avril, date à laquelle commence une diminution significative de la radioactivité dans l'eau de mer à proximité de la centrale.

Les cartes de la Figure 6-51 représentent la répartition spatiale des concentrations moyennes en césium 137 pour des périodes successives, entre le 11 avril et le 11 juillet, dont la durée (7 jours du 11 avril au 2 mai, puis 14 jours pour les périodes suivantes) a été choisie par l'IRSN de manière à disposer d'un nombre suffisant de mesures réparties sur le domaine d'étude pour réaliser une interpolation représentative. Ces cartes montrent une distribution similaire de la pollution depuis le voisinage de la centrale nucléaire vers le large. Les concentrations ont diminué fortement au cours du temps et l'étendue des zones colorées, correspondant aux mesures supérieures à la limite de détection (environ 5 Bq/L), a décliné en conséquence.

Après le 11 juillet, les concentrations mesurées en mer étaient pour la plupart inférieures aux limites de détection des techniques de mesure utilisées pour la surveillance ; il n'était alors plus possible de réaliser un inventaire représentatif de la pollution résiduelle en mer.

6.4.3. ESTIMATION PAR L'IRSN DES QUANTITES DE CESIUM 137 REJETEES EN MER

6.4.3.1 Rejets liquides directs

Les quantités précises et la durée des rejets liquides en mer sont difficiles à estimer de manière directe. La première estimation réalisée par l'IRSN, à partir des concentrations mesurées dans l'eau du bâtiment turbine du réacteur n°2, indiquait que $2,3 \cdot 10^{15}$ Bq (2,3 millions de milliards de becquerels) de césium 137 pourraient avoir été rejetés en mer. Par ailleurs, du 4 au 10 avril, TEPCO a effectué des rejets volontaires en mer d'une eau « faiblement contaminée ». Il s'agissait de 10 000 tonnes d'effluents liquides stockés dans des réservoirs. Ces rejets, estimés par TEPCO à $1,5 \cdot 10^{11}$ Bq, n'ont pas augmenté significativement les concentrations résultant des rejets précédents.

Par la suite, à partir des cartes de la Figure 6-51, l'IRSN a évalué les quantités de ^{137}Cs présentes en mer, dans la zone située dans le cadre bleu représenté sur ces cartes. Cette estimation prenait en compte la bathymétrie ainsi que l'épaisseur de la couche de mélange déduite des profils de salinité-température réalisés par le MEXT, lorsque cette épaisseur est inférieure à la hauteur d'eau de mer. Les résultats sont présentés sur le Tableau 6-IX et l'évolution au cours du temps de ces quantités estimées est représentée sur la Figure 6-52.

Tableau 6-IX - Quantités de ^{137}Cs dans la zone marine littorale proche de la centrale de Fukushima Dai-ichi, estimées à partir de l'interpolation des mesures individuelles dans l'eau de mer, sur différentes périodes à partir du 11 avril.

Période d'inventaire			Nombre de mesures	Quantité de ^{137}Cs (Térabecquerels)
Début	Fin	Milieu		
11/04/11	18/04/11	14/04/11	92	11 600
18/04/11	25/04/11	21/04/11	77	4 750
25/04/11	02/05/11	28/04/11	118	3 380
02/05/11	16/05/11	09/05/11	293	667
16/05/11	30/05/11	23/05/11	233	261
30/05/11	13/06/11	06/06/11	227	163
13/06/11	27/06/11	20/06/11	250	42
27/06/11	12/07/11	04/07/11	202	2,4

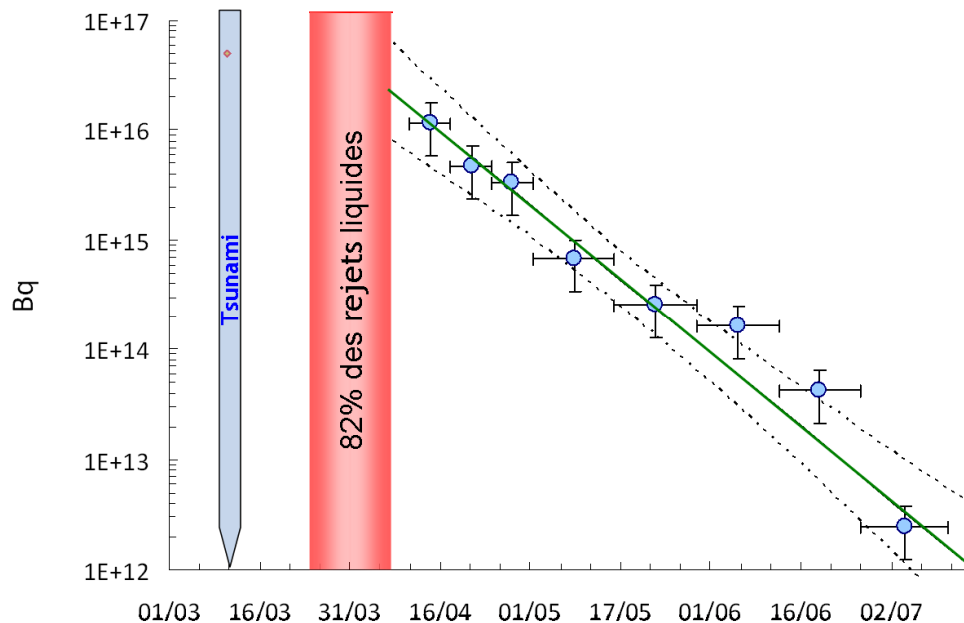


Figure 6-52 - Évolution des quantités de ^{137}Cs dans l'eau de mer de la zone littorale proche de la centrale de Fukushima Dai-ichi, entre le 11 avril et le 11 juillet 2011. Les barres d'erreurs horizontales représentent les périodes durant lesquelles les mesures ont été prises en compte. Les barres d'erreur verticales représentent l'erreur sur l'estimation des quantités de ^{137}Cs . Elle est liée à l'estimation de l'épaisseur de la couche de mélange (+/- 50% pour toutes les valeurs).

Cette évolution suit une loi exponentielle avec une période de décroissance $T_{1/2}$ de 6,9 jours (intervalle de confiance à 95 % : 5,7 - 8,6 jours). Cela signifie que les quantités de césium 137 présentes dans l'eau de mer à l'intérieur de la zone de calcul ont diminué de moitié tous les 6,9 jours. Cette décroissance a résulté de la dilution de l'eau de mer polluée par les courants marins qui apportaient régulièrement de l'eau non contaminée dans la zone considérée. Ce taux de renouvellement est particulièrement rapide ; il est dû à l'intensité des courants Kuroshio et Oyashio qui se rencontrent dans cette zone et de leur orientation générale vers le large. La régularité de la dilution est également remarquable, si l'on tient compte de la variabilité de la circulation tourbillonnaire observée dans cette zone de mélange.

Ce phénomène de dilution active a été favorable à la diminution de l'impact de l'accident dans les eaux côtières. Les eaux contaminées ont été transportées rapidement vers l'est, vers le centre du Pacifique, où elles ont continué de se diluer sous l'effet de la dispersion des eaux marines.

Sur le long terme, le rythme de cette dilution a pu être modifié par deux phénomènes :

- les variations saisonnières de la circulation océanique (Kuroshio et Oyashio) ;
- le retour dans cette zone d'eaux marines antérieurement polluées par les rejets de l'accident Fukushima Dai-ichi, sous l'effet de la recirculation des masses d'eau dans la zone du Pacifique nord-ouest. Ce phénomène pourrait empêcher ou retarder le retour à des niveaux de concentrations en césium 137 comparables à ceux qui préexistaient avant l'accident (entre 0,001 et 0,004 Bq/L)²².

²² Nakanishi, T., Zheng, J., Aono, T., Yamada, M., Kusakabe, M., 2011. Vertical distributions of ^{99}Tc and the $^{99}\text{Tc}/^{137}\text{Cs}$ activity ratio in the coastal water off Aomori, Japan. J. Env. Radioactivity V.102, 8, 774-779.

Povinec, P.P., Hirose, K., Honda, T., Ito, T., Scott, E.M., Togawa, O., 2004. Spatial distribution of ^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ in surface waters of the Pacific and Indian Oceans--GLOMARD database. J. Env. Radioactivity V.76, Issues 1-2, 113-137

Ainsi, à la différence du milieu terrestre où un dépôt rémanent va persister pendant plusieurs années, la période de contamination aiguë de l'environnement marin a été circonscrite sur environ six mois. Cette durée n'est pas une caractéristique générale d'une pollution accidentelle en milieu marin. Elle résulte de conditions hydrodynamiques particulièrement favorables liées à la dynamique des courants, leur orientation vers le large et à la taille du milieu récepteur (l'océan Pacifique). Si cet évènement avait eu lieu dans une mer fermée (à l'ouest du Japon par exemple), ou dans une baie, les conséquences auraient pu être décuplées à court et long terme. A titre de comparaison, la demi-vie des eaux du golfe normand-breton où est localisée la centrale de Flamanville en Manche est d'environ trois mois, c'est-à-dire douze fois plus longue que celle observée dans la région de Fukushima, bien que les courants de marée y soient particulièrement intenses.

L'extrapolation de la courbe de régression à la date du 8 avril a permis à l'IRSN d'estimer la quantité totale de ^{137}Cs rejeté à la fin de période principale de rejet (26 mars - 8 avril). La quantité estimée par extrapolation est de $22 \cdot 10^{15}$ Bq (22 millions de milliards de becquerels), l'intervalle de confiance à 95 % étant de $20,8$ à $23,1 \cdot 10^{15}$ Bq. La principale erreur associée à ce calcul est liée à l'estimation de la profondeur de mélange ; cette incertitude est évaluée à environ 50 %. Cette évaluation des rejets de césium 137 en mer conduit à un résultat plus élevé que celui de la première estimation indiquée ci-dessus, obtenue avec une autre méthode, mais compte tenu des incertitudes importantes de ces différentes estimations, on peut considérer que les ordres de grandeur sont proches.

L'IRSN a également pu établir une corrélation empirique entre la quantité totale de césium 137 estimée pour cette période du 26 mars au 8 avril, et les concentrations moyennes en césium 137 mesurées dans l'eau de mer à proximité immédiate de la centrale accidentée, au cours de la même période : pour chaque Bq/L mesuré près de l'installation, il y aurait $1,06 \cdot 10^{11}$ Bq rejetés par jour (Figure 6-53). En appliquant cette corrélation aux mesures effectuées jusqu'au 18 juillet, date au-delà de laquelle le nombre de mesures significatives devient trop faible pour réaliser une estimation correcte du flux rejeté, **l'IRSN a pu déterminer la quantité globale de césium 137 rejetée dans l'eau de mer jusqu'à mi-juillet. La valeur ainsi obtenue est de $27 \cdot 10^{15}$ Bq. Comme prévu, l'essentiel du rejet a eu lieu avant le 8 avril, les rejets estimés après cette date ne représentant que 18% du rejet global. Il s'agit du plus important apport ponctuel de radionucléides artificiels dans le milieu marin jamais observé.** Au-delà du 18 juillet, le nombre de mesures significatives devient trop faible pour réaliser une estimation correcte du flux rejeté.

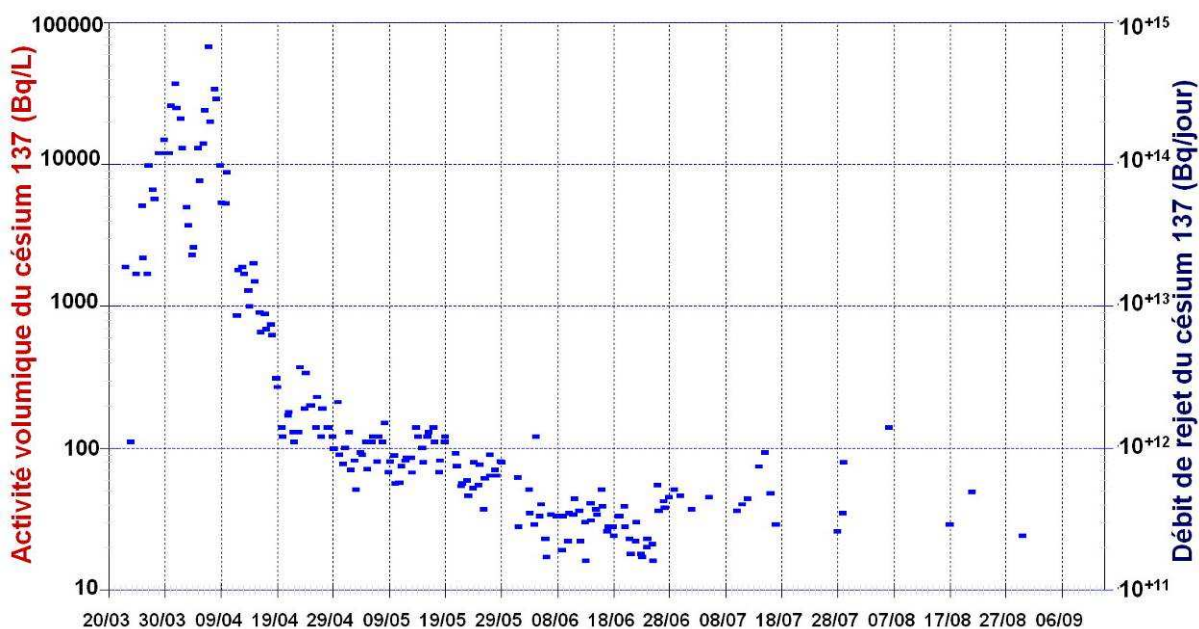


Figure 6-53 - Concentrations en ^{137}Cs à moins de 500 m de la centrale de Dai-ichi (Bq/L) et flux correspondant dans l'eau de mer (Bq/jour).

Par comparaison avec les autres sources importantes de radionucléides artificiels pour le milieu marin, les rejets directs de Fukushima Dai-ichi représentent la plus importante émission enregistrée en un temps si court dans une zone restreinte. Le Tableau 6-X synthétise les principales sources et leurs conditions de rejet pour le ^{137}Cs .

Tableau 6-X - Inventaire des principales sources de ^{137}Cs dans les océans en PBq (10^{15}Bq).

Essais nucléaires retombés atmosphériques	Retraitement de combustibles nucléaires 1951 -> 2010		Accident de Tchernobyl	Immersion en mer de déchets solides (émetteurs beta+gamma)	Fukushima Dai-ichi	
	BNFL Sellafield	Areva-NC La Hague			Rejet direct	Dépôt atmosphérique
948 ^a	41,21	1,04	15-20 ^a	78 - 82 ^{a, b}	27 ^c (12 - 41)	0,076 ^c (rayon de 80 km)

a : Aarkrog (2003) ; b : Linsley *et al.* (2005) ; c : IRSN (Bailly du Bois *et al.* (2011))

Les concentrations les plus élevées mesurées en mer libre qui peuvent être comparées aux concentrations mesurées près de Fukushima Dai-ichi sont celles mesurées en Mer d'Irlande en 1974 - 1976 avec des niveaux en ^{137}Cs supérieurs à 10 Bq/L (Figure 6-54). Ces valeurs sont mille fois plus faibles que les valeurs maximales observées près de la centrale de Fukushima Dai-ichi, mais elles ont concerné l'ensemble de la Mer d'Irlande et ont persisté durant plusieurs années en suivant l'évolution des rejets contrôlés de l'usine de Sellafield. Des concentrations supérieures à 10 Bq/L ne sont plus mesurées qu'à proximité immédiate de la centrale de Fukushima Dai-ichi à partir de juillet 2011.

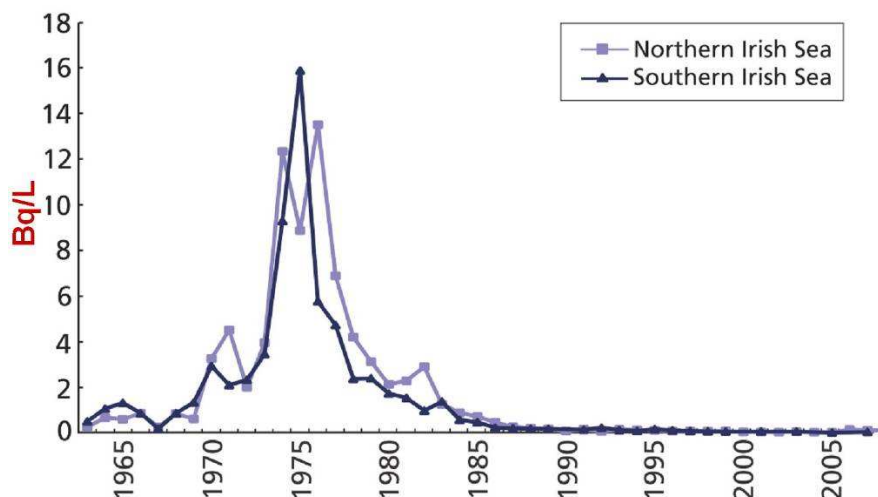


Figure 6-54 - Concentrations en ^{137}Cs en Mer d'Irlande (RIFE, 2009).

A titre indicatif, cet apport global de $27 \cdot 10^{15}$ Bq de césium 137, dilué entre 0 et 100 mètres de profondeur dans l'ensemble du Pacifique, conduirait à une concentration ajoutée de 0,002 Bq/L qui doublerait le bruit de fond rémanent dans l'eau de mer dû aux retombées des essais nucléaires atmosphériques (0,002 Bq/L). Bien que mesurables avec les techniques actuelles, ces concentrations ne représenteraient que le 3 000^{ème} des concentrations naturelles en potassium 40 dans l'eau de mer (12 Bq/L). Le césium est essentiellement dissous dans l'eau de mer et restera mesurable durant des décennies ; ainsi, le césium 137 résultant des essais nucléaires atmosphériques des années 1960 est encore clairement identifiable à l'échelle mondiale. Lors de l'accident de Fukushima, l'activité du césium 134 rejeté en mer était du même niveau que celle du césium 137, mais les périodes radioactives de ces deux radionucléides étant différentes, respectivement de 2 et 30 années, le rapport d'activités $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ diminuera au cours du temps et pourra servir durant plusieurs années à identifier et à dater les masses d'eaux contaminées par les rejets de Fukushima à l'échelle des eaux de surface du Pacifique Nord.

6.4.3.2 Retombées atmosphériques à la surface de la mer

Il existe peu de résultats de mesure permettant de mettre en évidence l'importance et l'étendue des retombées radioactives atmosphériques à la surface de la mer, car les eaux superficielles recevant les retombées atmosphériques sont rapidement mélangées avec le reste de l'eau de mer, par des phénomènes d'advection et de dispersion. Seules les mesures d'eau de mer réalisées peu de jours après le dépôt peuvent fournir une information sur

l'impact de ces retombées radioactives. Avant le 24 mars, lorsque les rejets liquides directs étaient encore relativement faibles, les concentrations mesurées dans l'eau de mer à plus de 10 km de l'installation peuvent être attribuées aux dépôts atmosphériques (cf. § 6.4.2). Le rapport IR ($^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$) déterminé à cette distance, avant le 30 mars, est de 5 à 12, comparables à ce qui a été observé en milieu terrestre au Japon (voir § 6.2.3).

Au cours de cette même période, les mesures publiées au Japon ont révélé la présence d'une autre zone polluée le long de la côte à plus de 10 km au sud de l'installation avec des valeurs de 20 à 100 Bq/L de ^{137}Cs , avec un rapport IR ($^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$) allant de 35 de 110. Cette pollution peut être attribuée à un dépôt atmosphérique différent, ou à des rejets liquides directs antérieurs à ceux identifiés à partir du 21 mars.

Les retombées atmosphériques sur les surfaces marines ont été évaluées par l'IRSN, grâce à la modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets de la centrale de Fukushima Dai-ichi (§ 6.1.2.1). **Selon cette évaluation, le dépôt cumulé de césium 137 sur la mer dans un rayon de 80 km aurait été de 76.10^{12} Bq (76 000 milliards de Becquerels)**, valeur environ 10 fois plus faible que celle estimée en juillet. **Cet apport de contamination en mer ne représenterait que 0,3% de l'activité globale de césium 137 rejetée directement en mer par la centrale de Fukushima Dai-ichi**, estimée par l'IRSN au paragraphe 6.4.3.1. La carte de la Figure 6-55 représente la répartition spatiale de ce dépôt sur le domaine marin japonais. **Outre ce dépôt formé dans ce domaine littoral et celui formé sur les terres japonaises, la majeure partie des rejets atmosphériques de césium a dû se déposer de façon diffuse sur les océans et les continents de l'hémisphère nord, sur de grandes distances.**

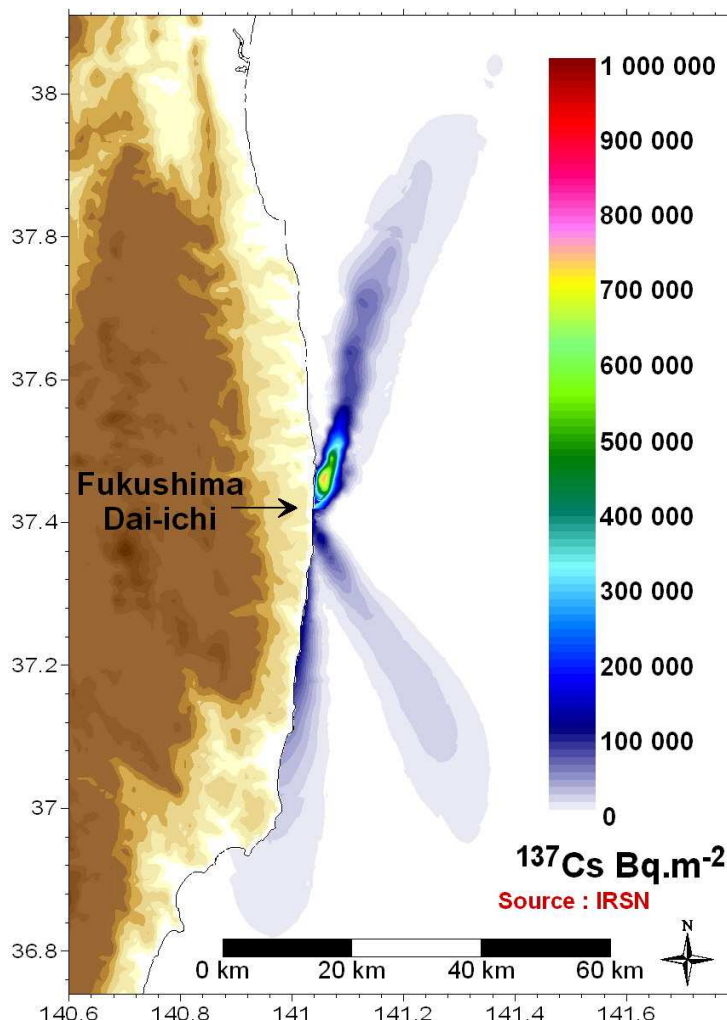


Figure 6-55 - Répartition du dépôt atmosphérique total de ^{137}Cs sur la mer au 23 mars, estimée par l'IRSN par modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets de l'accident de Fukushima Dai-ichi.

6.4.3.3 Transport de pollution radioactive par lessivage des terrains contaminés

Les dépôts radioactifs formés en milieu terrestre au moment de la dispersion atmosphérique des rejets de la centrale de Fukushima Dai-ichi ont pu être partiellement lessivés par les eaux de pluie et ainsi être transportés par ruissellement jusqu'à la mer. Les surfaces terrestres contaminées ainsi drainées peuvent représenter plusieurs milliers de km² (cf. § 6.2.2.2).

Pour prévoir ces exports à la mer et leur évolution, il n'existe pas, à ce jour, de modèle qui soit suffisamment robuste et opérationnel pour fournir des prévisions fiables sur plusieurs années. Suite à l'accident de Tchernobyl, ce sont essentiellement les modèles empiriques qui ont été les plus utilisés et renseignés. Dans ce contexte, l'IRSN a développé la base de données HAMSTER qui recueille l'ensemble des paramètres des fonctions de transfert disponibles dans la littérature. Les résultats présentés dans la Figure 6-57 sont issus d'une première utilisation de cette base de données pour prédire sur 10 ans les flux d'activité en césium 137 à l'exutoire du fleuve Ukedo (fleuve du bassin versant le plus contaminé par l'accident de Fukushima). Dans un premier temps, la cartographie des dépôts surfaciques et la variabilité des paramètres déduite de cette base de données, permettent de calculer une (large) fourchette de valeurs possibles de flux à l'exutoire. A partir des premières mesures de radioactivités réalisées à cet exutoire en septembre 2011 par le Ministère Japonais de l'Environnement, la seconde étape consiste à réduire cette fourchette en fonction de la variabilité locale des paramètres hydro-sédimentaires tels que le débit, la taille des particules en suspension, le coefficient de partage...

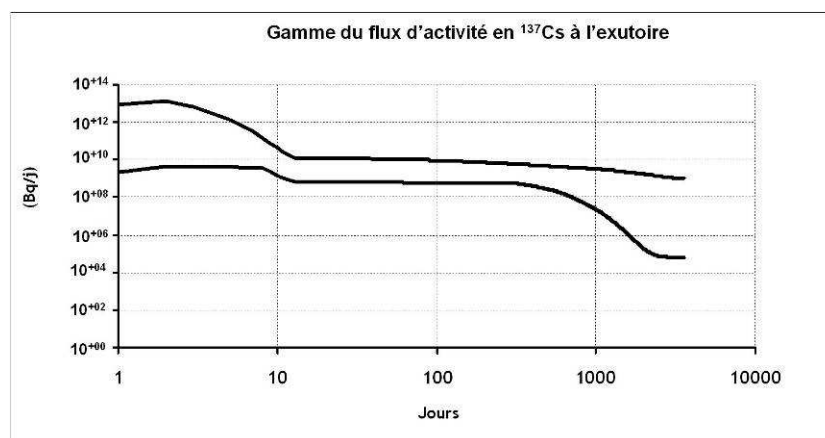


Figure 6-56 - Prédiction haute et basse de l'évolution dans les 10 années suivant l'accident du flux (Bq/jour) en ¹³⁷Cs à l'exutoire du bassin Ukedo.

Bien que nettement diminuées par rapport aux incertitudes de la 1^{ère} étape, les incertitudes de la 2^{ème} étape restent fortes car la rareté des données hydro-sédimentaires locales contraint, pour l'instant, à leur associer des gammes de variabilité étendues. La connaissance des débits permettrait de réduire très sensiblement ces incertitudes. Ces premiers calculs sont actuellement étendus à l'ensemble des bassins versants japonais contaminés et ils seront affinés au fur et à mesure de l'arrivée de nouvelles données.

6.4.4. SIMULATION DE LA DISPERSION DU CESIUM 137 DANS L'EAU DE MER AU LARGE DU JAPON

L'IFREMER a été sollicité par l'IRSN pour réaliser des simulations de la dispersion des rejets de Fukushima Dai-ichi. Le modèle utilisé est le modèle Mars 3D, les conditions aux limites hydrodynamiques proviennent de Mercator-Océan, le forçage météorologique est donné par le modèle européen ECMWF.

Le rejet de césium 137 pris en compte dans cette simulation est celui issu des calculs présentés au paragraphe 6.4.3.1; il a été fait l'hypothèse que le césium 137 se dispersait sous forme soluble.

Les concentrations mesurées et simulées à moins d'un kilomètre de l'installation montrent des résultats concordants, le terme-source pris en compte reproduit bien la dispersion à petite échelle (Figure 6-57-a). En ce qui concerne l'ensemble des mesures de ^{137}Cs disponibles en juillet (Figure 6-57-b), bien qu'il y ait des écarts significatifs, le modèle ne sous- ou surestime pas significativement les concentrations.

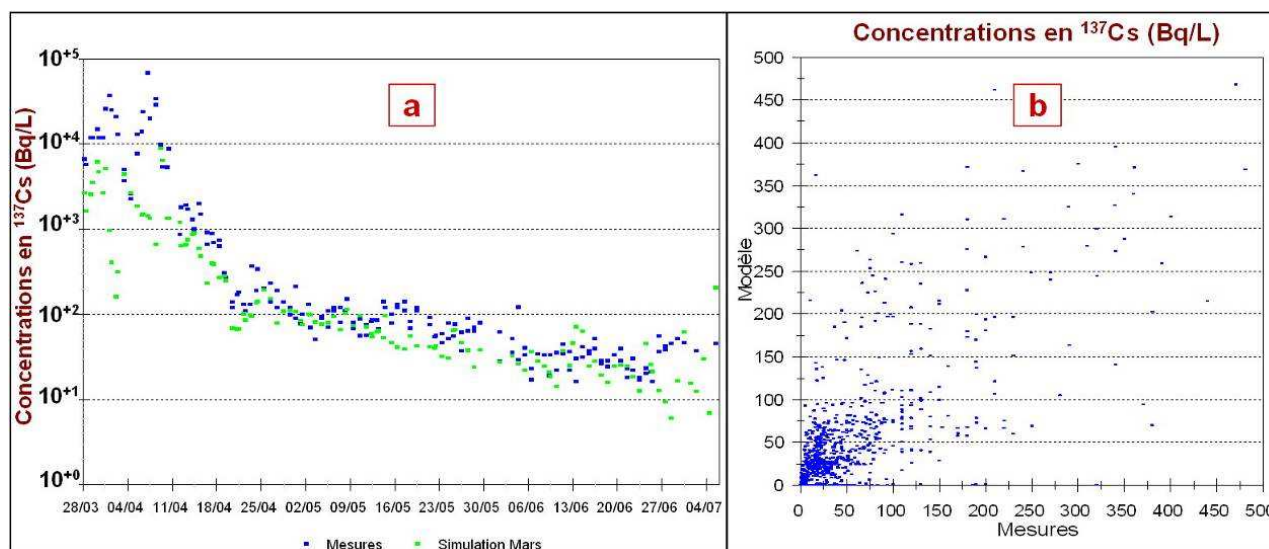


Figure 6-57 - Comparaison des concentrations mesurées et simulées par le modèle Mars. (a) : à moins d'un kilomètre de l'installation ; (b) : pour l'ensemble des mesures de ^{137}Cs en mer.

La Figure 6-58 reproduit les résultats de simulation de la dispersion des rejets de Fukushima à l'échelle du Pacifique nord-ouest. Elle illustre la complexité et la variabilité des courants résultant de la confrontation entre le Kuroshio venant du sud et l'Oyashio venant du nord. Les structures de dispersion sont comparables à celles simulées par le modèle Sirocco à Toulouse.

A partir du 1er juillet, les concentrations simulées étaient généralement inférieures aux limites de détection appliquée aux mesures de surveillance. Elles auraient pu être identifiables avec les techniques utilisées classiquement en océanographie ($\text{LD} < 0,001 \text{ Bq/L}$).

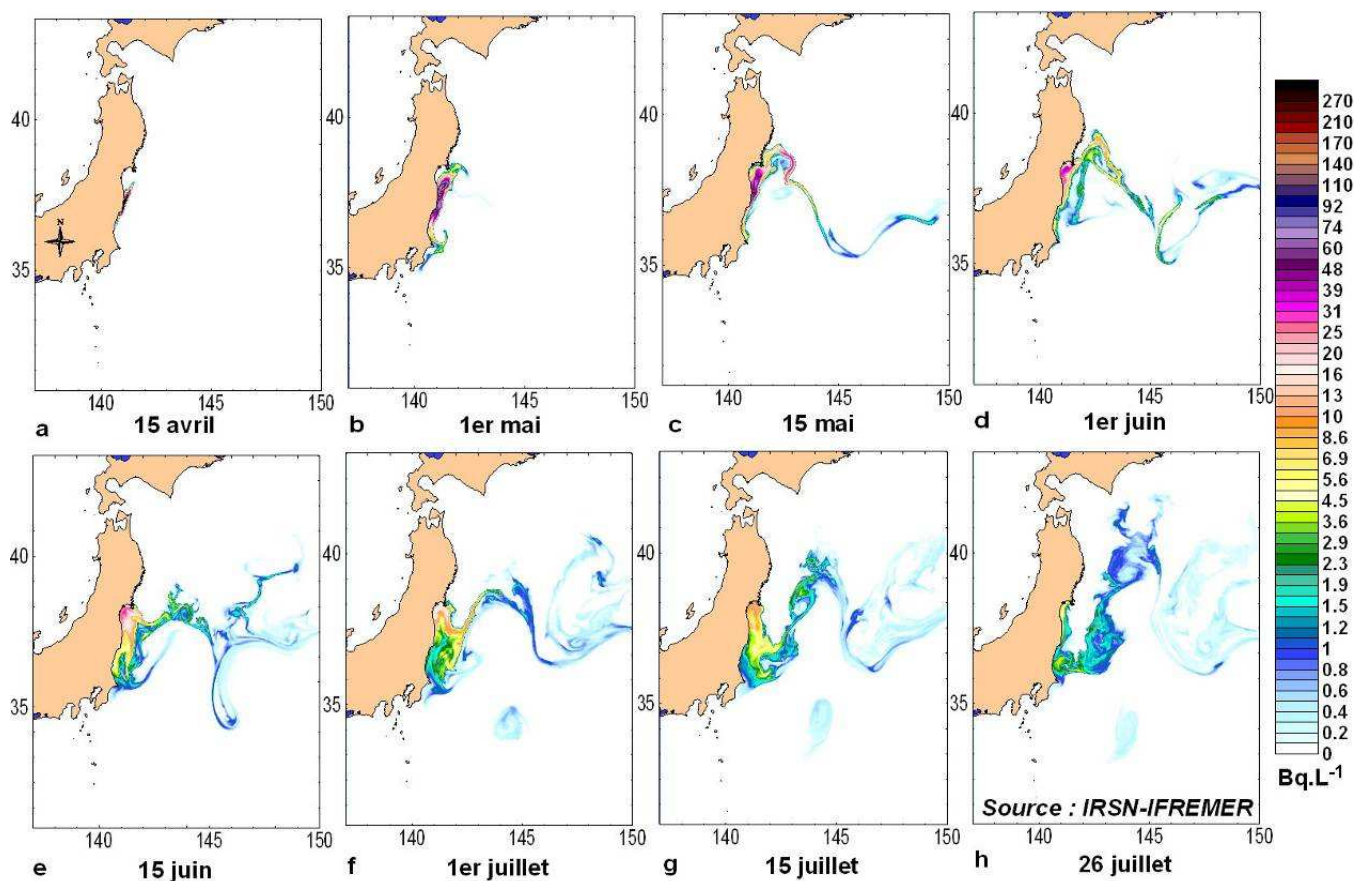


Figure 6-58 - Concentrations en ^{137}Cs dans l'eau de mer simulées par Mars 3D entre le 15 avril et le 26 juillet 2011 dans le Pacifique nord-ouest.

6.4.5. COMPARAISON DES EVALUATIONS DES REJETS RADIOACTIFS EN MER

Depuis l'accident de Fukushima, quatre publications scientifiques ont présenté des estimations des rejets liquides directs en mer provoqués par l'accident : le gouvernement japonais (NERH) qui reprend les calculs de TEPCO ; Kawamura et al. (2011) et Tsunume et al. (2011) qui ont réalisé des comparaisons modèles de dispersion / mesures en mer ; et l'IRSN (Bailly du Bois *et al.* 2011) qui se fonde sur l'interprétation des mesures en mer. Les estimations fournies dans ces publications sont reportées sur le Tableau 6-XI ; ce tableau mentionne également les publications portant spécifiquement sur les dépôts radioactifs sur la mer.

En ce qui concerne le ^{137}Cs , les estimations varient dans un rapport de 1 à 27.

Tableau 6-XI - Estimations des rejets en mer provoqués par l'accident de Fukushima, d'après les diverses publications scientifiques.

Source	Méthode	Rejet direct en mer		Dépôt	
		¹³⁷ Cs en PBq	¹³¹ I en PBq (¹³¹ I/ ¹³⁷ Cs)*	¹³⁷ Cs en PBq (surface en km ²)	¹³¹ I en PBq (¹³¹ I/ ¹³⁷ Cs)*
NERH 2011 (TEPCO)	Calcul du débit de la fuite	0,94	18,7* (19,9)		
Kawamura <i>et al.</i> (2011)	Comparaison modèle (SEA-GEARN) /mesures en mer	4	11 (2.8)	5 (1 700 x 1 700)	57 (11.4)
Tsunume <i>et al.</i> (2011)	Comparaison modèle (ROMS) /mesures en mer	3,5 (± 0,7)		Inférieur au rejet direct	
Bailly du Bois <i>et al.</i> (2011)	Quantités déduites des mesures en mer et de la dilution + simulation pX	27 (12 - 41)	540* (20)	0,0076 (50 x 100)	0,1* (14)
Honda <i>et al.</i> (2011)	Comparaison modèle (JCOPE2) /mesures Japon			0.18 (1 500 x 1 500)	
Morino <i>et al.</i> (2011)	Comparaison modèle CMAQ /mesures Japon			1 (600 x 600)	
Yasunari <i>et al.</i> (2011)	Comparaison modèle FLEXPART / mesures Japon			1 (1 700 x 1 700)	

* Lorsque les données sont disponibles, les valeurs sont corrigées de la décroissance pour la date du 11 mars 2011.

Les incertitudes associées à chaque type d'évaluation sont importantes ; elles sont discutées dans les paragraphes suivants.

6.4.5.1 Rejet calculé par TEPCO (rapport NERH)

Le calcul du rejet en mer est fondé sur une estimation du débit au travers d'un trou dans l'enceinte de l'unité 2, découvert le 2 avril. Le calcul utilise le diamètre du trou (environ 3 cm), la hauteur, la distance de chute et la concentration initiale pour évaluer le flux de radionucléides. Ce flux est considéré comme constant de 4,3 m³/h durant 120 heures. Avec 1,8.106 Bq/cm³ de ¹³⁷Cs, TEPCO estime un rejet de 0,94 PBq en 120 heures. L'estimation globale de TEPCO est de 4,7.10¹⁵ Bq rejetés, tous radionucléides confondus.

Commentaires

Tsunume *et al.* (2011) et Bailly du Bois *et al.* (2011) indiquent une période de rejet du 26 mars jusqu'au 6 ou 8 avril 2011 respectivement (264 h - 312 h, Figure 6-59), en se fondant sur les mesures dans l'eau de mer qui montrent une élévation nette des concentrations à partir du 26 mars. Il semble donc que la durée de rejet indiquée dans le rapport du NERH (120 h) soit sous-estimée d'au moins un facteur 2.

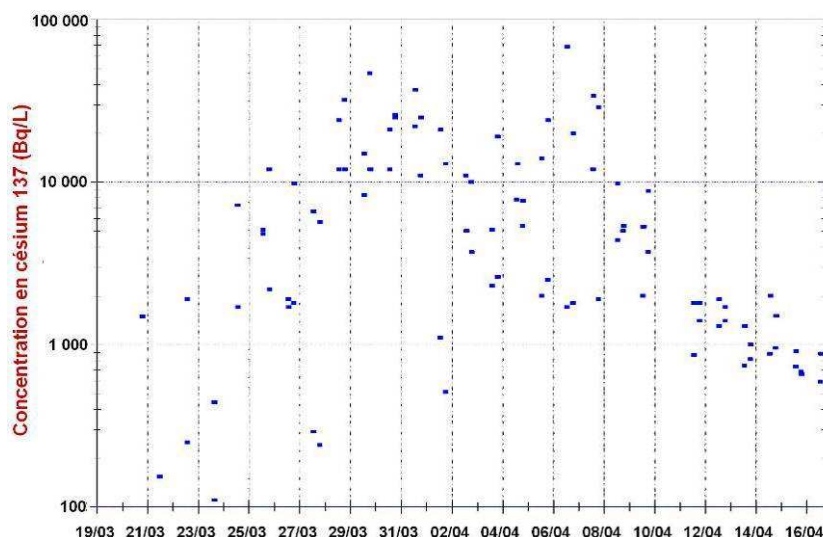


Figure 6-59 - Concentrations mesurées dans l'eau de mer à moins de 500 m de la centrale de Fukushima Dai-ichi, détail du 19 mars au 17 avril 2011.

De plus, l'estimation par TEPCO des flux rejetés est réalisée à partir d'une mesure de concentration réalisée le 2 avril en amont de la fuite. Cependant, la période du 2 au 4 avril correspond à un minimum de concentration dans les mesures dans l'eau de mer à proximité de l'installation (Figure 6-59), les concentrations étant sensiblement plus élevées avant et après cette période. Il est possible que cette concentration moyenne appliquée à l'ensemble de la durée du rejet sous-estime le rejet moyen.

L'hypothèse d'une autre origine des rejets directs est également évoquée par Tsunume et al. (2011) pour expliquer les rejets avant le 1^{er} avril.

6.4.5.2 Rejet calculé par Tsunume et al. (2011)

L'évaluation du rejet marin est faite par comparaison de simulations à l'aide d'un modèle de dispersion marine (modèle ROMS, maille de 1 km), avec les mesures *in situ*. Selon Tsunume, le rejet direct est la principale source de radionucléides en mer.

Le rejet direct pris en compte dure 11 jours, du 26 mars au 6 avril 2011, avec un flux constant de $2.2 \cdot 10^{14}$ Bq/j sur cette période puis en décroissance exponentielle jusqu'au 24 avril.

Il y a un bon accord entre les concentrations simulées et mesurées près de l'émissaire et le long de la côte au sud, jusqu'au 2 avril. Après cette date et à distance de l'émissaire, les divergences sont de plus en plus marquées et peuvent atteindre un facteur 10, les mesures étant plus élevées. A 30 km au large, les écarts modèle/mesures sont encore plus marqués (Tsunume et al. (2011), Figure 6-60).

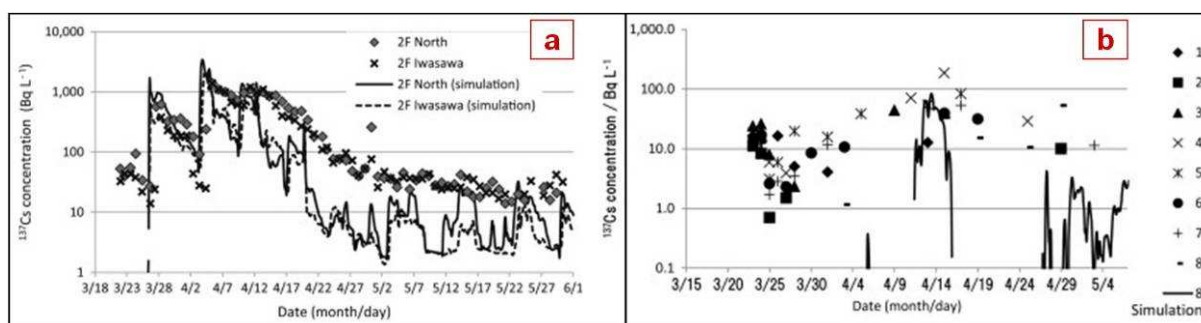


Figure 6-60 - Concentrations mesurées et simulées à la côte (a) et au large (b), d'après Tsunume et al. (2011).

Le rejet total direct est estimé à $3,5 \pm 0,7$ PBq en ^{137}Cs . Sur les 15 PBq rejetés dans l'atmosphère (NERH), le dépôt dans la zone de calcul serait plus faible que les rejets directs.

La principale source d'erreur associée à ce calcul concerne la représentativité du modèle hydrodynamique utilisé.

6.4.5.3 Rejet calculé par Kawamura *et al.* (2011)

L'évaluation du rejet marin est faite par comparaison de simulations à l'aide d'un modèle de dispersion marine (SEA-GEARN, maille de 2km) avec les mesures *in situ*. La comparaison modèle/mesures est effectuée en deux points, à la côte et à 15 km au large.

Le rejet direct est évalué à partir des concentrations journalières mesurées près de l'émissaire du 21 mars au 30 avril 2011. Un coefficient d'ajustement permet de faire correspondre un flux de radionucléides aux concentrations mesurées en faisant coïncider les valeurs mesurées et simulées par le modèle. Ce mode de calcul est très sensible à la taille de la maille élémentaire de calcul et aux conditions de dilution à proximité de l'émissaire.

Le dépôt sur la mer est calculé avec le modèle WSPEEDI-II en se fondant sur les rejets publiés par Chino *et al.* (2011).

Les concentrations simulées et mesurées à 15 km sont du même ordre de grandeur (Kawamura *et al.* (2011), Figure 6-61). Il n'y a pas de résultats aux autres points de mesure.

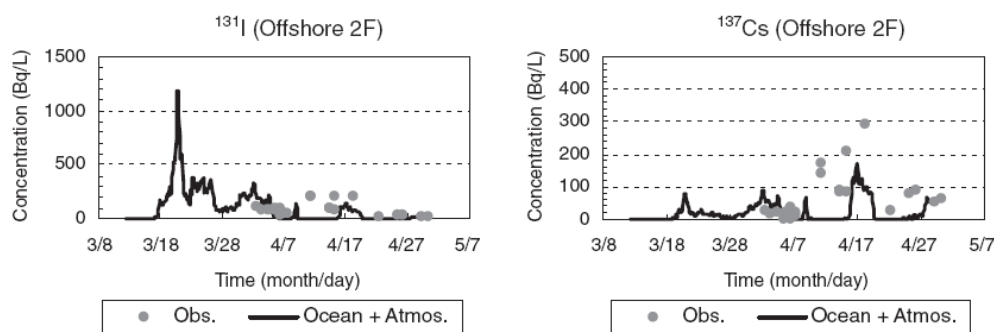


Fig. 3 Same as Fig. 2 except that black lines denote the results of the numerical experiments with the direct release into the ocean and deposition from the atmosphere

Figure 6-61 - Concentrations mesurées et simulées (trait plein) à 15 km de la côte d'après Kawamura *et al.* (2011).

D'après Kawamura *et al.*, le dépôt atmosphérique représenterait 5 PBq retombés sur la mer sur l'emprise du modèle (1 700 x 1 700 km). Le rejet direct représenterait 4 PBq en ^{137}Cs .

La principale source d'erreur associée à ce calcul concerne la représentativité du modèle hydrodynamique utilisé et la dilution du rejet près de la centrale.

6.4.5.4 Rejet calculé par l'IRSN (Bailly du Bois *et al.* (2011))

La méthode de calcul est décrite au paragraphe 6.4.3.1. La principale incertitude concerne l'épaisseur de la couche de mélange appliquée pour extrapoler les mesures obtenues en surface vers le fond. La robustesse de ce calcul repose sur : une intégration simple qui ne nécessite pas la validation de modèles au préalable ; le grand nombre de mesures disponibles pour réaliser les bilans (de 77 à 293 pour chaque période d'inventaire, Tableau 6-IX) ; la régularité du renouvellement des eaux dans la zone (Figure 6-52).

Les résultats obtenus avec le modèle de l'Ifremer au paragraphe 6.4.4 (Figure 6-57) sont comparables à ceux obtenus par les modèles de Tsunume *et al.* et Kawamura *et al.*, mais avec un rejet plus de six fois plus importants. Il n'est pas possible de déterminer actuellement lequel de ces trois modèles est le plus réaliste. La zone où a été introduite le rejet est le siège d'une circulation tourbillonnaire variable qu'il est difficile de reproduire de manière déterministe. La représentativité des différents modèles mis en œuvre pourra être testée en réalisant des inventaires quantitatifs du ^{137}Cs présent au cours du temps, afin de vérifier s'ils reproduisent le renouvellement rapide des masses d'eaux constaté à partir des mesures.

6.4.6. LES RADIONUCLÉIDES DANS LES SEDIMENTS

Les matières en suspension dans l'eau de mer tendent à fixer une partie des radionucléides dissous dans la colonne d'eau, en fonction des niveaux d'activité dans l'eau environnante. Ces matières finissent par sédimenter au fond de la mer, provoquant un dépôt superficiel contaminé. En milieu très côtier, les apports par lessivage des bassins versants contaminés constitueront à terme une source différée mais durable de contamination de ce compartiment.

Des échantillons de sédiment ont été collectés jusqu'à 186 km de Fukushima Dai-ichi et 70 km au large de la côte, à une profondeur allant de 20 à 200 m. La profondeur et les conditions d'échantillonnage, la nature et la granulométrie des échantillons n'ont pas été communiquées lors de la publication des résultats. Comme ces paramètres peuvent fortement influencer les concentrations massiques des sédiments mesurés, il convient d'interpréter les résultats de mesure publiés au Japon avec prudence. Les résultats sont donnés en kg de masse sèche lorsque cette précision est apportée (une fois sur dix).

Parmi les 184 échantillons mesurés depuis le 29 avril, les principaux radionucléides mesurés dans les sédiments sont :

- le césium 137 (183 résultats significatifs) ;
- le césium 134 (178 résultats significatifs), avec un rapport $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ rapporté au 11 mars de 0,95 ;
- le césium 136 (6 résultats significatifs) ;
- l'iode 131 (17 résultats significatifs à partir de fin avril ; aucune détection après le 9 juin), avec un rapport $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ rapporté au 11 mars de 23 ;
- les tellures 129 et 129m (28 et 36 résultats significatifs allant de 10 à 16 000 Bq.kg⁻¹),
- les strontiums 89 et 90 (2 résultats significatifs, de 10 à 140 Bq.kg⁻¹) ;
- les plutoniums 239 et 240 (6 résultats significatifs, de 0,09 à 0,49 Bq.kg⁻¹) ;
- le baryum 140 (1 résultat significatif de 2 900 Bq.kg⁻¹).

Figure 6-62 montre l'évolution des concentrations en ^{137}Cs de l'ensemble des échantillons inventoriés, ainsi que la distance respective à l'émissaire. Sauf à proximité de la centrale de Fukushima Dai-ichi, les concentrations varient habituellement de 1 à 10 000 Bq.kg⁻¹, avec une tendance moyenne à l'augmentation au cours du temps. Cette évolution peut résulter de la cinétique de transfert du césium vers les particules sédimentaires, ainsi que des processus de dépôt des particules les plus fines. Compte tenu de la diminution des concentrations dans l'eau de mer, cette évolution devrait se stabiliser durant les mois à venir. Les concentrations les plus élevées sont relevées près de l'émissaire (100 000 et 150 000 Bq.kg⁻¹). Quatre valeurs supérieures à 10 000 Bq.kg⁻¹ avaient été relevées à plus de 38 km de distance avant le 7 avril, mais n'ont pas été confirmées par les mesures ultérieures.

La Figure 6-63 présente une carte de la distribution des concentrations en ^{137}Cs dans les sédiments. Elle a été établie par l'IRSN en excluant les six mesures proches du site dont les concentrations dépassaient 10 000 Bq.kg⁻¹. Les concentrations atteintes sont généralement inférieures à 1 000 Bq.kg⁻¹ ; elles sont relativement faibles compte tenu du coefficient de distribution à l'équilibre du césium entre l'eau de mer et les sédiments, qui est habituellement supérieur à 1000. Ainsi, avec des concentrations supérieures à 100 Bq/L mesurées dans l'eau de mer du littoral, on aurait pu s'attendre à trouver des concentrations de 100 000 Bq.kg⁻¹ dans les sédiments. La pollution transitoire de l'eau de mer par le césium 137 n'a sans doute pas permis une mise à l'équilibre avec le stock sédimentaire échantillonné. Seules les particules récemment déposées ont contribué au marquage des sédiments superficiels et elles ne représentent qu'une fraction du volume échantillonné lors des prélèvements.

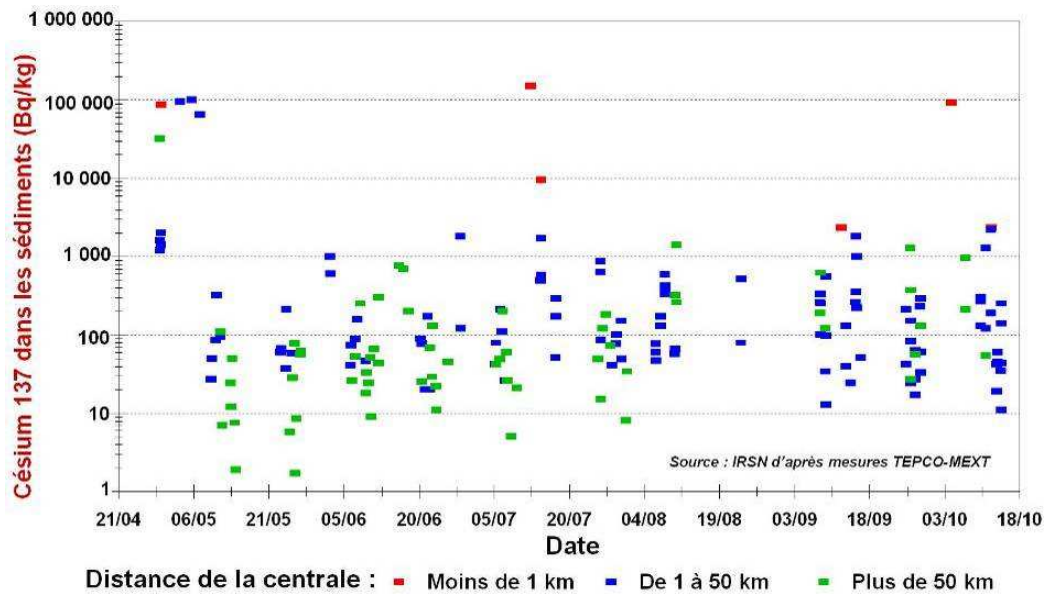


Figure 6-62 - Représentation graphique des concentrations en ^{137}Cs mesurées dans les sédiments en fonction du temps, avec indication de la distance du point de prélèvement à la centrale de Fukushima Dai-ichi (Bq/kg sec).

A terme, une partie des radionucléides qui se sont fixés sur les particules sédimentaires est susceptible d'être remobilisée dans la colonne d'eau marine. Les sédiments se comporteront alors comme des sources secondaires de contamination, différées, distantes et diffuses. En zone côtière, la contamination des sédiments a résulté principalement du contact direct entre l'eau de mer polluée et les sédiments de surface et pourrait se propager par transport et mélange avec des sédiments plus profonds. En domaine pélagique, on doit s'attendre à trouver des traces de radionucléides à l'interface eau-sédiment par suite de leur transport vers le fond par des processus liés à l'activité biologique dans l'océan ouvert (production primaire de matière solide par le phytoplancton ; broutage par le zooplancton ; production de fèces ; transport direct vers le fond).

D'après la carte de la Figure 6-63, le stock de césium 137 fixé sur les sédiments apparaît relativement faible ; il ne devrait pas entraîner un marquage de l'eau de mer par relargage très élevé dans le futur. La période de relargage du césium constatée dans les sédiments de la Mer d'Irlande est de deux années²³. Dans ces conditions, les dix premiers centimètres de sédiment contaminés à $1\,000\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ apporteront en deux ans $500\text{ Bq}\cdot\text{dm}^{-2}$ aux 20 à 200 m d'eau qui les surplombent. Compte tenu de la cinétique de renouvellement des eaux constatée (50 % de renouvellement tous les 6,9 jours), les concentrations induites seraient en moyenne d'environ 5 à 50 mBq/L dans l'eau de mer. Ces concentrations ne devraient pas avoir d'impact en termes de radioprotection pour les organismes pélagiques.

Ces concentrations pourraient être plus élevées dans les zones les moins profondes ou ayant un taux de renouvellement plus faible. Les organismes benthiques vivant directement en contact avec le fond ou les organismes filtreurs pourraient alors être directement concernés par la pollution rémanente des sédiments.

²³ Finegan, P., Vintró, L.L., Mitchell, P.I., Boust, D., Gouzy, A., Kershaw, P.J., Lucey, J.A., 2009. Accumulation, solid partitioning and remobilisation of ^{99}Tc in subtidal and intertidal sediments in the Irish Sea. Continental Shelf Research Volume 29, Issues 16, Pages 1995-2010.

Jones, D.G., Kershaw, P.J., McMahon, C.A., Milodowski, A.E., Murray, M., Hunt, G.J., 2007. Changing patterns of radionuclide distribution in Irish Sea subtidal sediments. Journal of Environmental Radioactivity Volume 96, Issues 1-3, Pages 63-74.

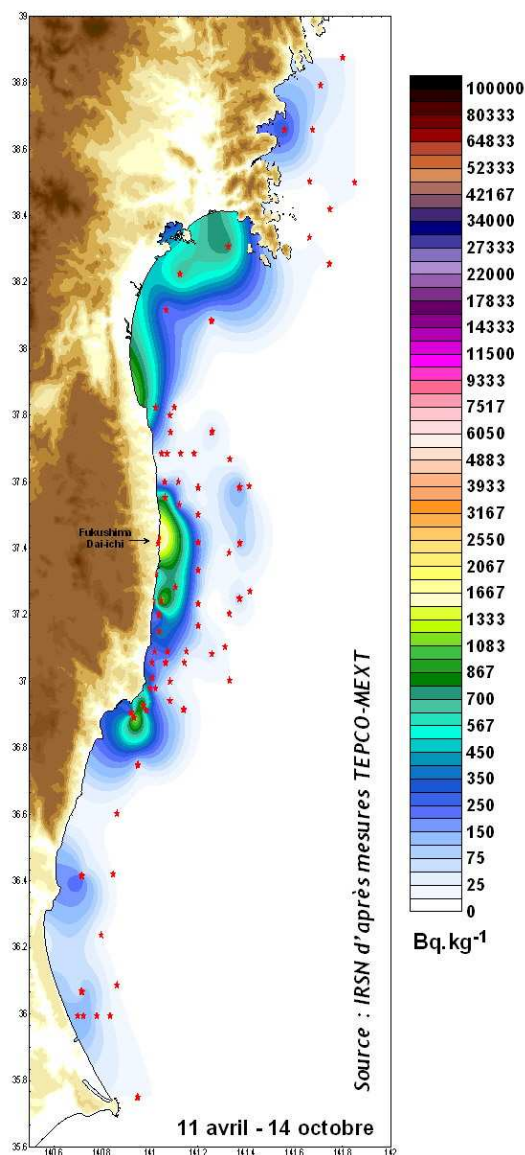


Figure 6-63 - Cartographie des concentrations en ¹³⁷Cs dans les sédiments (moyenne des valeurs mesurées jusqu'au 14 octobre).

6.4.7. LES RADIONUCLÉIDES DANS LES ESPÈCES MARINES ET FLUVIO-MARINES

6.4.7.1 Espèces aquatiques ayant dépassé les normes de commercialisation ou de consommation pour le césium

La liste des espèces pour lesquelles des teneurs en césium dépassent les normes de commercialisation ou de consommation (500 Bq/kg pour la somme des césiums 134 et 137), établie par les autorités japonaises, a évolué au cours du temps, en fonction des produits pêchés (Tableau 6-XII). D'une manière générale, les espèces intégrées à cette liste au cours de l'été 2011 étaient :

- soit des espèces qui étaient très ponctuellement prélevées avant le mois de juin et dont la surveillance s'est intensifiée durant l'été ;
- soit des espèces qui n'ont été prélevées qu'à partir de l'été 2011.

Il n'est donc pas possible, avec ces seules informations, d'attribuer l'accroissement du nombre d'espèces présentant des niveaux de contamination élevés à une évolution de la contamination du milieu marin. Il est important de souligner que la majorité de ces organismes proviennent de la préfecture de Fukushima et qu'aucun organisme pêché

en mer hors de la zone proche de la centrale ou au large ne dépasse les normes de commercialisation ou de consommation.

Tableau 6-XII - Listes des organismes aquatiques (animaux ou végétaux) ayant présenté des concentrations en césium 134+137 supérieures aux niveaux maximums admissibles pour la consommation depuis le début de la surveillance

Liste au 7 Juin 2011	Liste au 21 août 2011	Liste au 12 janvier 2012
Arames (algues) Hijikis (algues) Wakames (algues)	Arames (algues) Hijikis (algues) Wakames (algues)	Arames (algues) Hijikis (algues) Wakames (algues)
Oursins Palourdes Anguilles des sables (lançons japonais) Fritures Moules méditerranéenne	Oursins Palourdes Anguilles des sables (lançons japonais) Fritures Moules méditerranéenne	Oursins Palourdes Anguilles des sables (lançons japonais) Fritures Moules méditerranéenne
Eperlans japonais (pêchés en eau douce) Ayus (pêchés en eau douce) Saumons masou (pêchés en eau douce) Tribolodons (eau douce)	Eperlans japonais (pêchés en eau douce) Ayus (pêchés en eau douce) Saumons masou (pêchés en eau douce) Tribolodons (eau douce) Ombles (eau douce) Cyprinidés (élevage eau douce)	Eperlans japonais (pêchés en eau douce) Ayus (pêchés en eau douce) Saumons masou (pêchés en eau douce) Tribolodons (eau douce) Ombles (eau douce) Cyprinidés (élevage eau douce)
	Ainames Cardeau (poissons plats) Flétans (poissons plats) Hakelings Sébastes Raies Crabes	Ainames Cardeau (poissons plats) Flétans (poissons plats) Hakelings Sébastes Raies Crabes
		Loups

6.4.7.2 Concentrations observées chez les animaux marins

Sur la Figure 6-64, sont reportés les résultats de mesure concernant les espèces marines pour lesquelles des données sont obtenues assez régulièrement.

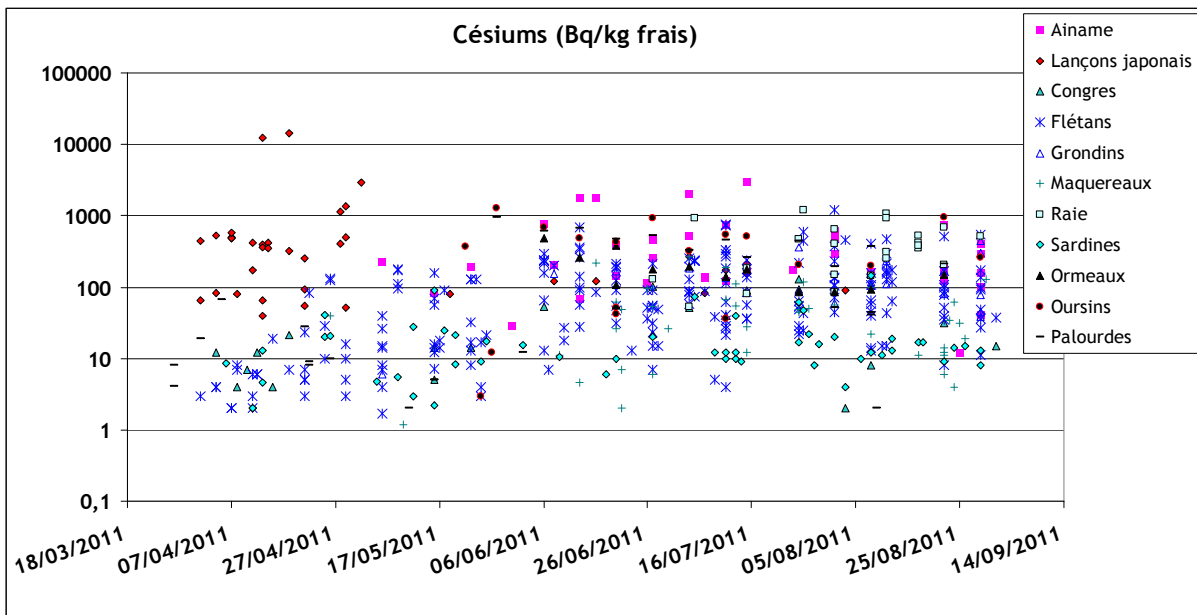


Figure 6-64 - Évolution temporelle des concentrations en $^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$ (Bq/kg) dans quelques produits de la mer.

Parmi les produits marins, les niveaux de contamination les plus élevés, détectés au début de la surveillance des produits de la pêche, concernaient les lançons japonais (Figure 6-65). Les césiums 137 et 134 ont été détectés dans tous les échantillons de cette espèce prélevés dans les préfectures de Fukushima et Ibaraki ; les concentrations maximales ont atteint $12\,500\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ frais ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$) au large d'Iwaki le 13 avril. L'anguille des sables ou lançon japonais (*Ammodytes personatus*) est pêchée et consommée par les Japonais aux stades larvaires et juvéniles qui sont des stades pélagiques (qui vivent dans la colonne d'eau) sur la période janvier-avril. Les adultes quant à eux vivent enfouis dans le sédiment du mois de mai jusqu'au mois de décembre et ne sont plus pêchés, ce qui explique la quasi-disparition des données relatives à cette espèce à partir de fin avril.



Figure 6-65 - Lançons japonais (*Ammodytes personatus* (Girard)). (a) larves, (b) juvéniles.

Outre les concentrations dans les anguilles des sables, la Figure 6-64 montre l'évolution des concentrations pour les deux isotopes du césium chez d'autres espèces qui font l'objet de prélèvements réguliers. Il est difficile de distinguer une évolution temporelle de la contamination des poissons, compte tenu de la grande dispersion des résultats obtenus. Toutefois, les flétans, les raies et dans une moindre mesure les grondins, tous caractérisés par un mode de vie en forte relation avec le sédiment, se situent plutôt dans les valeurs élevées de la gamme de concentration en césium observée au Japon.

Il est à noter que les résultats de mesure obtenus sur des échantillons d'oursins, d'ormeaux et de palourdes prélevés dans la préfecture de Fukushima ont également pu atteindre des niveaux élevés.

En ce qui concerne l'iode 131, il n'a plus été détecté dans les organismes après la mi-juin, conformément à son évolution dans le milieu (Figure 6-66).

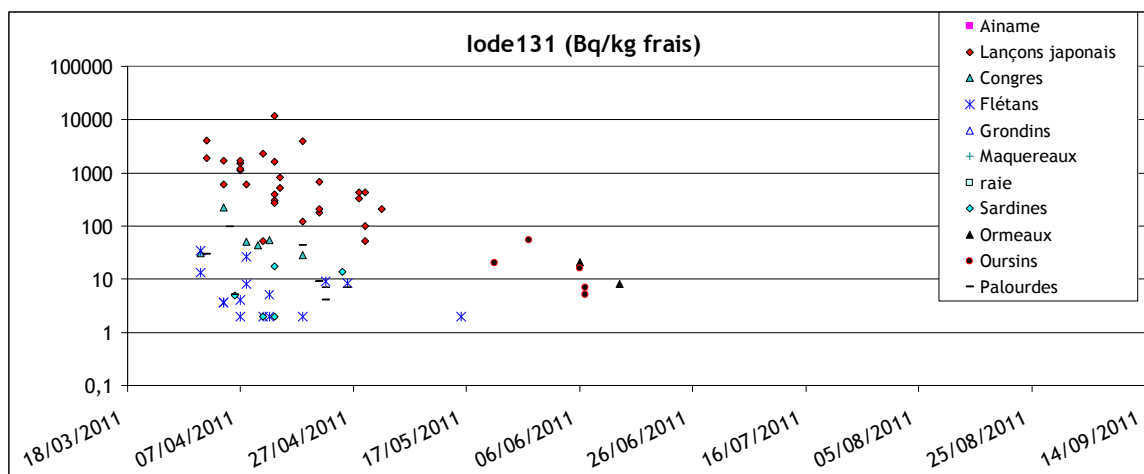


Figure 6-66 - Évolution temporelle des concentrations en iode 131 (Bq/kg) dans quelques produits de la mer.

6.4.7.3 Évolution attendue pour les espèces marines

En ce qui concerne les espèces de type filtreurs comme les moules, huîtres, palourdes, les tendances en l'absence de nouveaux rejets devraient se situer à la baisse. En effet les évolutions temporelles chez ces organismes reflètent assez bien les évolutions dans le milieu ambiant et les tendances montrent clairement la diminution des concentrations en fonction du temps (Figure 6-67).

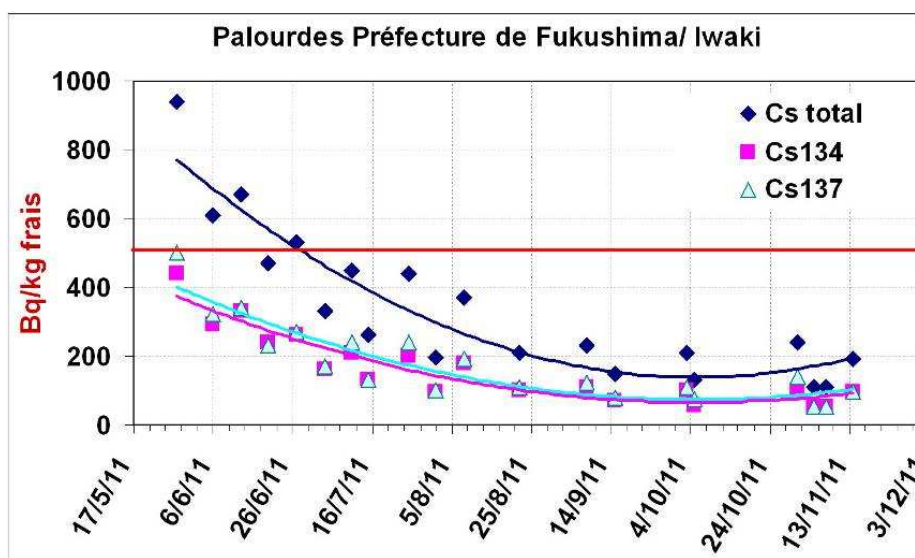


Figure 6-67 - Évolution temporelle des concentrations en césium chez des palourdes (*Pseudocardium sachalinense*) prélevées sur les côtes d'Iwaki dans la préfecture de Fukushima. En rouge, norme de commercialisation ou de consommation (500 Bq/kg pour la somme des césiums 134 et 137).

En ce qui concerne les poissons, l'évolution de la contamination ne suit pas la décroissance observée dans les eaux. La Figure 6-68 donne à titre d'exemple l'évolution des concentrations chez une espèce de raie (*Okamejei kenojei*) prélevée dans les eaux proches d'Iwaki tout comme les palourdes (Figure 6-67).

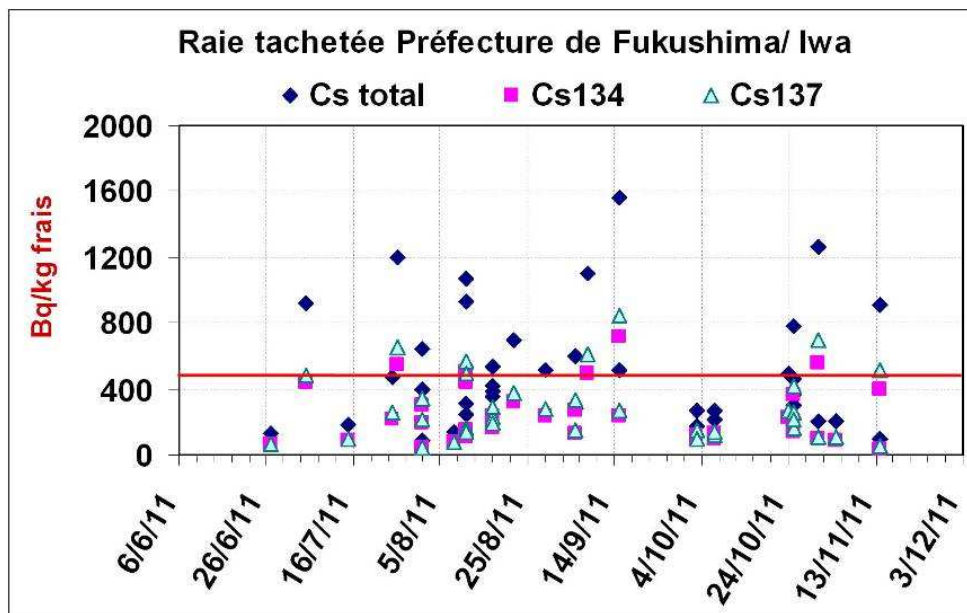


Figure 6-68 - Évolution temporelle des concentrations en césium chez une espèce de raie tachetée (*Okamejei kenojei*) prélevée sur les côtes d'Iwaki dans la préfecture de Fukushima. En rouge, normes de commercialisation ou de consommation pour la consommation alimentaire (500 Bq/kg pour la somme des césiums 134 et 137).

Chez les poissons, les variations de concentration peuvent bien sûr être en partie imputables à leurs déplacements, pour les espèces qui ne sont pas strictement inféodés à la zone où ils ont été pêchés, mais elles reflètent également les régimes trophiques complexes de ces organismes, différents d'une espèce à l'autre.

De manière générale, ce sont les poissons qui seront à moyen et long termes les meilleurs indicateurs de la contamination en césium dans le domaine marin. En effet, le césium présente des facteurs de concentration plus élevés chez les poissons et montre une tendance à augmenter pour les espèces les plus élevées dans la chaîne trophique. En conséquence, si à court terme, les concentrations les plus élevées sont plutôt trouvées chez les espèces situés au début de la chaîne alimentaire, à plus long terme, une fois que le transfert dans les différents maillons des réseaux trophiques sera effectif, ce seront les prédateurs en haut de la chaîne alimentaire qui devraient présenter des niveaux plus élevés. Ces niveaux devraient être d'autant plus élevés pour les espèces ayant un mode de vie en forte relation avec les sédiments et ayant leur habitat proche de la zone contaminée.

Ainsi, même si la contamination en césium dans l'eau de mer a fortement diminué à proximité de la centrale de Fukushima Dai-ichi, il est justifié de maintenir une surveillance des espèces marines pêchées dans les eaux littorales de la côte nord-est du Japon.

6.5. IMPACT PREVISIBLE SUR LES ECOSYSTEMES TERRESTRES ET MARIN

L'analyse des conséquences écologiques de l'accident de Fukushima est d'une grande complexité en raison de leur combinaison aux conséquences des deux évènements naturels majeurs qu'ont été le séisme et le tsunami. A cela s'ajoutent l'impact des rejets non contrôlés de substances toxiques chimiques parmi lesquels figurent des métaux ou encore des polluants organiques persistants (HAP, PCB, pesticides...), venant d'installations industrielles variées endommagées par la catastrophe naturelle. Un article de synthèse de la revue américaine « Environmental Health

Perspectives » a alerté sur cette situation de multipollution exceptionnelle²⁴. Ce contexte particulier renforce les incertitudes quant à la prévision de l'impact radiologique de l'accident nucléaire sur les écosystèmes.

6.5.1. PRINCIPES DE BASE POUR L'EVALUATION DE L'IMPACT ECOLOGIQUE D'UN ACCIDENT NUCLEAIRE

Après un accident nucléaire majeur tel celui de Tchernobyl ou de Fukushima Dai-ichi, les écosystèmes exposés aux rayonnements ionisants du fait des rejets de substances radioactives dans les milieux récepteurs (air, rivière, mer...), réagissent selon une dynamique complexe. Les réponses dites écotoxiques, observées à différents niveaux d'organisation biologique et écologique, sont d'une grande variété (Figure 6-69), notamment en raison des hétérogénéités d'exposition entre les différentes espèces à l'origine de la biodiversité.

En un même lieu et au même instant, la dose radiologique délivrée peut varier en qualité (*i.e.* voie d'exposition par irradiation externe ou interne, types de rayonnement alpha, bêta, gamma) et en quantité. Cette variation peut couvrir plusieurs ordres de grandeurs entre espèces (Figure 6-70a) et entre individus d'une même espèce, par exemple pour ses différents stades de vie. Le tout est combiné à une gamme de variation couvrant six ordres de grandeurs pour exprimer la sensibilité aux rayonnements ionisants de la diversité biologique de la faune et la flore (Figure 6-70b).

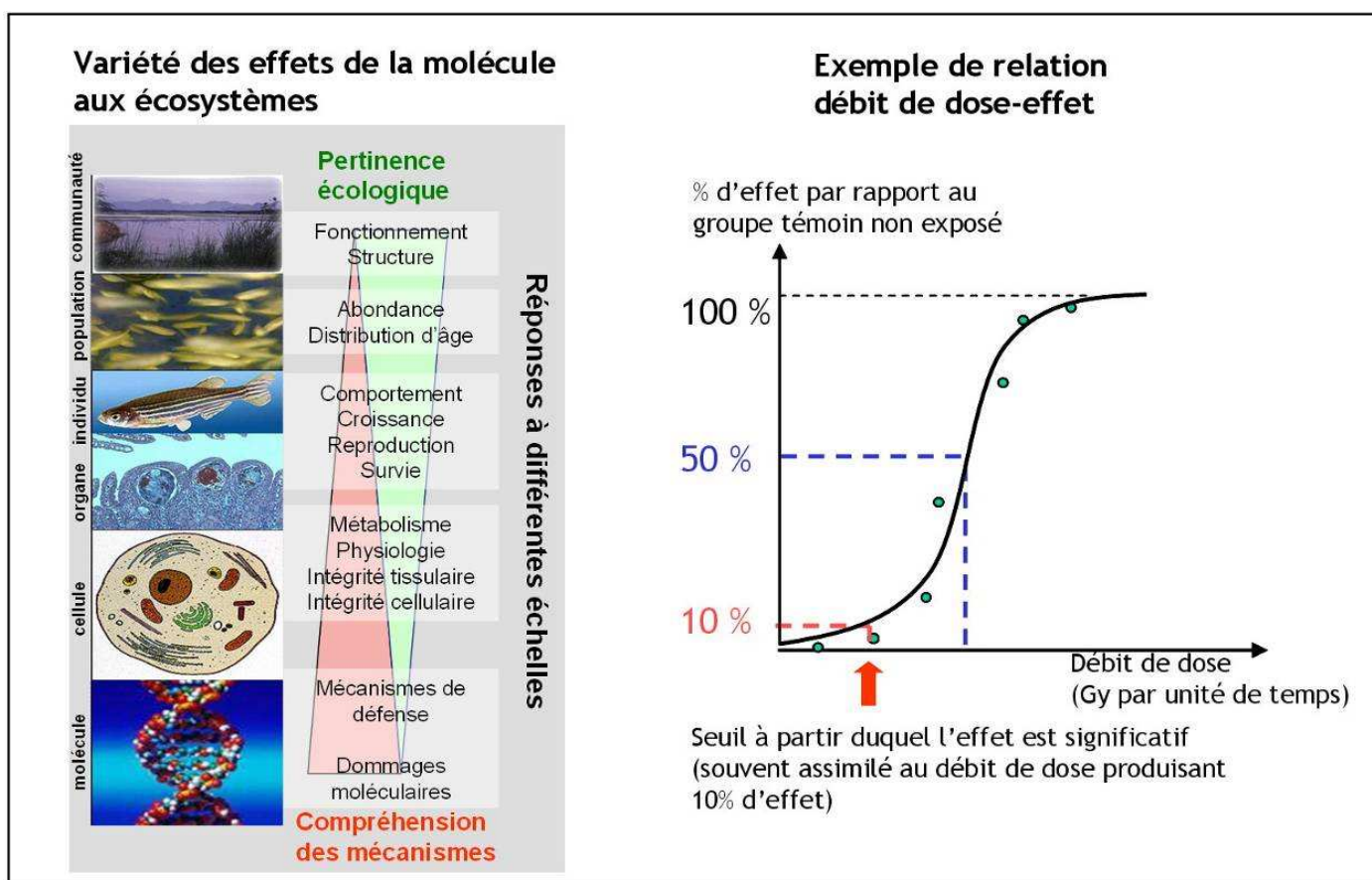


Figure 6-69 - Variétés des réponses écotoxiques observées à différents niveaux d'organisation du vivant et exemple de relation « débit de dose - effet » de type logistique. Ces relations sont utilisées pour déterminer le seuil au-delà duquel l'effet est significatif.

²⁴ Anonymous (2011). "Chemical aftermath: contamination and cleanup following the Tohoku Earthquake and Tsunami". Environmental Health Perspectives 119(7): A290-A301.

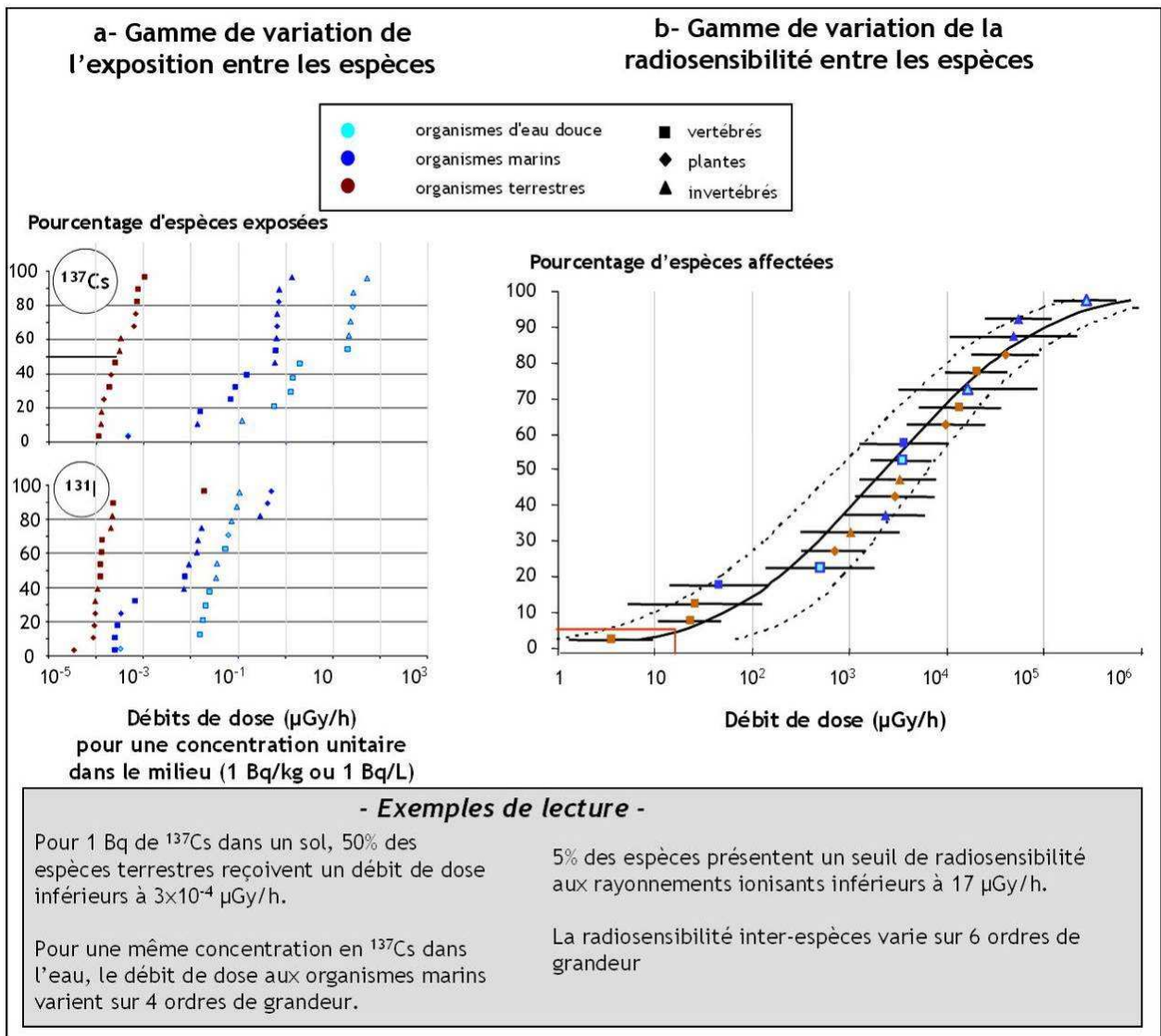


Figure 6-70 - Gamme de variations inter-espèces (a) du débit de dose absorbé pour une même concentration unitaire du milieu (exemple du ^{137}Cs et de ^{131}I) et (b) de la radiosensibilité.

Le principe de l'évaluation de l'impact écologique repose sur la comparaison des doses ou débits de dose auxquels sont exposés les organismes vivants pendant une période donnée à des critères de protection. Ces derniers sont définis pour un groupe taxonomique spécifique ou pour assurer le maintien de la structure et du fonctionnement d'un écosystème. Par exemple, le critère de protection écologique recommandé à l'issue des travaux du projet européen PROTECT est de 10 µGy/h (0,24 mGy/j) : en dessous de ce débit de dose, il n'est attendu aucun effet lié à l'exposition aux rayonnements ionisants pour les écosystèmes²⁵. La Commission Internationale pour la Protection Radiologique (CIPR), dans sa publication n°108²⁶, propose des gammes de débits de dose où certains types d'effets sont probables par groupe d'espèces (par exemple la réduction du succès de reproduction des oiseaux entre 1 et 1 000 mGy/j). Ces dix dernières années, de nombreux travaux, très largement guidés et réalisés par l'IRSN dans le cadre de projets européens (ERICA, PROTECT), ont été conduits pour déterminer les valeurs numériques de ces critères de protection. Au niveau international, la méthode d'évaluation du risque radiologique pour les écosystèmes et les critères associés, qui ont été développés dans le cadre du projet ERICA, sont maintenant reconnus

²⁵ Garnier-Laplace, J. *et al.* (2010). A multi-criteria weight of evidence approach to derive ecological benchmarks for radioactive substances. *J. Radiol. Prot.* 30, 215-233.

²⁶ CIPR (2008). Environmental Protection - the Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108. *Ann. ICRP* 38, 4-6.

et vont être notamment appliqués dans le cadre du groupe de travail de l'UNSCEAR sur l'évaluation de l'impact de l'accident de Fukushima Dai-ichi.

Pour les espèces non-humaines, les effets biologiques d'intérêt sont essentiellement ceux directement interprétables sur le plan de la démographie des populations d'espèces : survie, croissance, reproduction. Ils sont de nature déterministe, apparaissant au-delà d'un seuil selon une relation dose (ou débit de dose) - intensité d'effet souvent de type logistique (Figure 6-70).

Comme pour l'analyse de l'impact écologique de l'accident de Tchernobyl, il est (et sera) essentiel de distinguer trois phases dans les niveaux et le type d'exposition des organismes vivants pour comprendre l'évolution des effets observés sur la faune et la flore : l'exposition aiguë à forte dose (quelques semaines), l'exposition transitoire à dose moyenne (quelques mois) et l'exposition chronique à faible dose (années).

La phase aiguë s'étend sur les toutes premières semaines qui suivent l'accident. Cette phase est caractérisée par la présence d'une grande quantité de radionucléides à vie courte, susceptibles de générer des débits de dose élevés pour les organismes vivants, principalement par irradiation externe avec une contribution importante de la dose délivrée par les radionucléides émetteurs bêta. Pour les organismes terrestres, les voies d'atteinte principales sont alors l'immersion dans le panache, à laquelle s'ajoute chez les végétaux le dépôt foliaire, et chez les animaux l'inhalation, trois processus quasi-concomitants aux rejets atmosphériques. Pour les organismes aquatiques, la voie d'atteinte est l'exposition directe à l'eau, milieu récepteur du rejet, qu'il soit direct sous forme liquide ou issu du dépôt surfacique des rejets atmosphériques. Pendant cette phase, ce sont des effets dits aigus qui sont susceptibles d'être observés. On entend par effets « aigus » toute modification biologique notable survenant dans les quelques jours à semaines après l'absorption d'une dose radiologique conséquente conduisant à des dommages irréversibles, puis éventuellement à la mort (« syndrome d'irradiation aiguë »). Par exemple dans la zone d'exclusion de Tchernobyl, des débits de dose allant jusqu'à 20 Gy/j ont causé l'apparition de la « forêt rousse » dans laquelle 90% des pins (*Pinus sylvestris* L.) sont morts.

La phase transitoire couvre les quelques mois suivant l'accident. Elle est caractérisée par la décroissance des radionucléides à vie courte et par une redistribution de tous les radionucléides déposés, qui s'opère de manière plus ou moins importante au sein des différents compartiments des écosystèmes (mise en place des processus de dispersion, érosion, ruissellement, transferts entre et au sein des compartiments). Pendant cette période de quelques mois, la contribution de la contamination interne des organismes vivants devient progressivement dominante par rapport à l'irradiation externe. Par exemple, pendant les trois mois qui ont suivi l'accident de Tchernobyl, 80% de la dose totale a été délivrée aux plantes et aux animaux, et plus de 95% de cette dose est due aux rayonnements β . Les effets potentiellement observables pendant cette phase sont de nature aiguë et apparaissent à partir d'un seuil de dose cumulée absorbée. Le retour d'expérience de l'accident de Tchernobyl montre l'absence d'effet délétère pour les plantes ou les animaux pour des doses cumulées sur les premiers mois après l'accident inférieures à 0,3 Gy²⁷.

La phase chronique, au cours de laquelle les niveaux de contamination des milieux évoluent beaucoup plus lentement, concerne l'échelle pluriannuelle. Les radionucléides à vie longue tels le ¹³⁷Cs s'intègrent aux cycles biogéochimiques de leurs analogues stables. Par exemple, dans la zone d'exclusion de la centrale de Tchernobyl, la situation d'exposition peut être considérée comme chronique à partir de l'automne 1986, les débits de dose représentant moins de 1% des valeurs initiales avec une contribution variable des rayonnements γ et β pour chaque espèce, fonction du lieu, du mode de vie et de l'intensité des flux d'internalisation des radionucléides dominants que sont les ¹³⁷Cs et ¹³⁴Cs. Les effets rapportés dans la littérature pour cette période sont souvent contradictoires, voire sujets à des controverses scientifiques en raison d'une multitude de facteurs potentiellement confondants. Les causes de ces controverses sont diverses : la faiblesse voire le manque d'une évaluation robuste de la dose ou du débit de dose (en termes qualitatif et quantitatif), la non-prise en compte de l'extrême hétérogénéité spatiale de l'exposition pour les espèces sauvages « mobiles » dans la zone d'exclusion, la non-prise en compte de facteurs environnementaux divers tels la saisonnalité par exemple, le manque d'observations de même nature pour de

²⁷ UNSCEAR (2008) Vol. II. Sources of ionizing radiation United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly, with scientific annexe E. United Nations, New-York, 2011

« vrais » témoins non exposés, l'inadéquation des méthodes statistiques utilisées pour interpréter les données, les incertitudes inhérentes aux extrapolations nécessaires pour interpréter la signification écologique d'effets observés à différents niveaux d'organisation biologique (par exemple, quelle est la conséquence sur la population d'une augmentation des anomalies cytogénétiques ?).

6.5.2. ANALYSE DE L'IMPACT POUR LES ECOSYSTEMES TERRESTRES AUTOUR DE LA CENTRALE DE FUKUSHIMA DAI-ICHI

A ce jour et à la connaissance de l'IRSN, aucune information sur des effets observés sur la faune et la flore de la zone d'exclusion des 20 km n'a été rapportée dans la littérature scientifique. Très récemment, Shozugawa et al. (2012)²⁸ ont publié quelques résultats d'analyses en spectrométrie gamma sur des échantillons de sols et de végétaux collectés le 10 avril 2011 à moins de 5 km de la centrale. Les concentrations en radionucléides mesurées par spectrométrie gamma dans les trois échantillons de sols collectées (valeurs en Bq/kg lues sur un graphe : $4,9 \cdot 10^4$ pour l'¹³¹I, $5 \cdot 10^3$ pour chacun des deux césiums (¹³⁴Cs et ¹³⁷Cs), 5 pour l'^{110m}Ag, 100 pour le ¹³²Te, 10 pour chacun des ¹⁴⁰Ba et ¹⁴⁰La, $5 \cdot 10^3$ pour chacun des ⁹¹Sr et ⁹¹Y, 7 pour chacun des ⁹⁵Zr et ⁹⁵Nb), permettent d'estimer l'ordre de grandeur des débits de dose associés pour la flore et la faune. A ces niveaux de contamination des sols, les débits de dose maximaux sont obtenus pour les mammifères (20 µGy/h) et les œufs d'oiseaux (1 mGy/h) potentiellement présents dans cette zone.

Les informations disponibles à l'heure actuelle, bien que très pauvres, soulignent l'existence d'un risque écologique potentiel pour l'écosystème terrestre de la zone d'exclusion de Fukushima Dai-ichi, en particulier pour le critère le plus radiosensible qu'est la reproduction. Des études *in situ* sont nécessaires pour affiner cette première estimation grossière, fondée sur un très petit nombre de mesures ponctuelles.

En ce qui concerne l'environnement terrestre japonais dans les 100 km autour de la centrale accidentée, les débits de dose maximaux ont pu être estimés en dehors de la zone des 20 km pendant le tout premier mois après l'accident, à partir des dépôts sur les sols. L'IRSN a ainsi publié la première estimation de l'impact potentiel sur les écosystèmes terrestres²⁹, repris plusieurs fois dans la presse scientifique^{30,31}. Cette étude s'est focalisée sur l'écosystème forestier et la zone géographique localisée à 25-45 km au nord-ouest de la centrale de Fukushima, zone parmi les plus impactées par les dépôts atmosphériques. **Les débits de dose estimés selon la méthode européenne ERICA³², et prenant en compte les principaux radionucléides émis (¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, ¹³¹I, ^{129m}Te, ¹²⁹Te, ¹³²Te, ¹³⁶Cs, ¹³²I), s'étendent dans une gamme allant de 2 mGy/j pour les oiseaux à 6 mGy/j pour les petits mammifères. Ces valeurs sont dix à cent fois plus élevées que le critère de protection des écosystèmes pris égal à 0,24 mGy/j en Europe et sont indicatrices de probables dommages cytogénétiques et d'altérations de la reproduction chez les conifères et les vertébrés (Figure 6-71). A l'instar des observations faites dans les territoires contaminés en dehors de la zone d'exclusion de Tchernobyl, aucun effet aigu n'a été rapporté à ce jour et à notre connaissance sur les espèces non-humaines des écosystèmes terrestres autour du site de Fukushima.**

²⁸ Shozugawa et al. (2012). "Deposition of fission and activation products after the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident." Environmental Pollution 163 : 243-247.

²⁹ Garnier-Laplace J. et al. (2011). Fukushima wildlife dose reconstruction signals ecological consequences. Environ. Sci. Technol. doi:10.1021/es201637c

³⁰ Schmidt C. (2011) Scientists Estimate Radiation Doses To Wildlife Near Fukushima Nuclear Disaster: Animals and plants near the Japanese nuclear plant may have received unsafe doses. Chemical & Engineering News 10 juin 2011, ISSN 0009-2347 American Chemical Society

³¹ Schiermeier Q. (2011) Wildlife threatened by Fukushima radiation. News published online 27 May 2011 | Nature | doi:10.1038/news.2011.326

³² Brown, J.E et al. (2008). The ERICA Tool. J. Environ. Radioact. 99, 1371-1383.

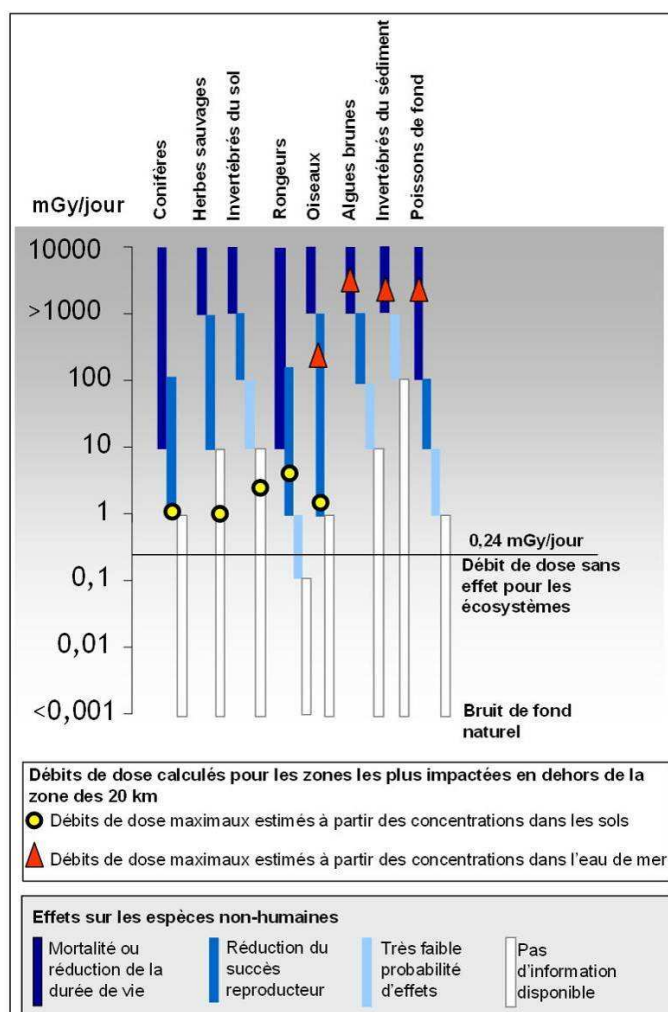


Figure 6-71 - Échelle des effets potentiels sur la faune et la flore marine et forestière (en dehors de la zone d'exclusion) prédits sur la base de l'estimation des débits de dose induits par l'exposition aux radionucléides dominants (^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs) le premier mois après l'accident de Fukushima Dai-ichi. Les gammes de débits de dose pour les différents groupes taxonomiques et effets sont issues des travaux de la CIPR 108³³ (adapté de Garnier-Laplace et al., 2011).

Pour les écosystèmes japonais exposés, la phase transitoire a débuté avec l'arrivée du printemps. Elle a donc correspondu à la reprise des activités biologiques des espèces présentes et a couvert la première saison de reproduction « post-Fukushima ». A ce jour, l'analyse des effets apparus au cours de cette période pour les écosystèmes terrestres n'est abordée que dans un seul article, paru dans la revue *Environmental Pollution*³⁴. Il fait état d'effets observés chez quatorze espèces d'oiseaux échantillonnées en juillet 2011 en 300 points de capture dans la préfecture de Fukushima. Sur chaque station, le nombre total d'oiseaux vus ou entendus a été compté et l'espèce identifiée. Sur la base de traitements statistiques, les auteurs auraient mis en évidence une communauté d'oiseaux significativement plus pauvre dans les zones les plus contaminées. Parmi les 14 espèces communes aux régions de Tchernobyl et de Fukushima, la corrélation négative entre débit de dose ambiant et abondance (nombre d'individus) serait plus forte au Japon : les oiseaux de la zone de Fukushima seraient donc plus sensibles aux rayonnements ionisants que leurs homologues de Tchernobyl où les espèces sont exposées depuis 25 ans. La reprise de cette analyse en considérant cette fois toutes les espèces, y compris celles spécifiques à chacune des deux régions, montrerait à l'opposé une relation plus forte à Tchernobyl. Les auteurs expliquent ce résultat par la disparition de nombreuses espèces dans les territoires les plus contaminés de Tchernobyl. Ces résultats demandent cependant à être confirmés

³³ CIPR (2009)- International Commission of Radiological Protection Environmental Protection Eds. The concept and use of Reference Animals and Plants. Annals of ICRP; Publication 108, 242 pages, 2009.

³⁴ Møller, A.P. et al. (2012) Abundance of birds in Fukushima as judged from Chernobyl. *Environmental Pollution*. 164 : 36-39.

en raison du manque de caractérisation des débits de dose reçus par les organismes, qui ne sont pas précisés dans l'article, et de précisions sur la méthode statistique de traitements des données utilisées.

A partir de juillet 2011, en raison de la décroissance physique des radionucléides à vie courte, il est possible de considérer en toute première approche que l'exposition des organismes vivants a été et sera essentiellement due aux sols contaminés par le césium radioactif (irradiation externe et interne à partir de ce terme source secondaire, dont la concentration est considérée comme stable dans le temps). **Ainsi, en ignorant les processus d'adaptation génétique qui pourraient se produire au fil des générations, et à partir des données de la Figure 6-23 corrigées de la décroissance radioactive et en supposant qu'aucune action de rémédiation ne soit entreprise, les zones dont l'activité surfacique en $^{134+137}\text{Cs}$ est supérieure à 600, 1 000 et 3 000 kBq/m², sont des zones à risque potentiel pour la biodiversité des écosystèmes terrestres respectivement après 1 an, 5 ans, et jusqu'à 30 ans d'exposition chronique (Tableau 6-XIII).**

Tableau 6-XIII - Évolution temporelle des gammes de débits de dose d'exposition de la faune et de la flore en fonction des dépôts cumulés de césiums 134 et 137. Prospectives à un an, 5, 10, 20 et 30 ans. Les zones grisées indiquent la rémanence d'un risque potentiel (valeur supérieure au critère de protection des écosystèmes). La date de référence est celle de l'accident.

Dépôts (en kBq/m ²)	Gamme de variation des débits de dose pour les espèces terrestres (en µGy/h)									
	1 an		5 ans		10 ans		20 ans		30 ans	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
<=10	0,03	0,20	0,02	0,16	0,01	0,09	0,01	0,06	0,00	0,04
30	0,09	0,6	0,07	0,5	0,03	0,3	0,02	0,2	0,01	0,1
60	0,2	1,2	0,1	1,0	0,06	0,5	0,04	0,4	0,03	0,3
100	0,3	2,0	0,2	1,6	0,1	0,9	0,1	0,6	0,05	0,4
300	0,9	6,0	0,7	4,8	0,3	2,6	0,2	1,8	0,15	1,3
600	1,7	12	1,3	9,7	0,6	5,1	0,4	3,6	0,3	2,6
1 000	2,9	20	2,2	16	1,1	8,6	0,7	5,9	0,5	4,4
>3 000	8,6	60	6,7	48	3,2	26	2,0	18	1,5	13

6.5.3. ANALYSE DE L'IMPACT POUR LES ECOSYSTEMES MARINS

Pour la phase transitoire, l'évaluation réalisée par une équipe russe³⁵ reflète cette diminution drastique des concentrations dans la colonne d'eau, conduisant à des débits de dose estimés globalement de l'ordre de 2 mGy/j pour les poissons et les mollusques marins, et demeurant inférieurs 10 mGy/j près de la côte. Ces valeurs sont cependant indicatrices de possibles effets dommageables sur la reproduction et la survie embryonnaire chez les vertébrés. Buesseler *et al.*³⁶ soulignent également, dans leur méta-analyse des données de concentrations en radionucléides dans l'eau de mer, l'efficacité de la dilution provoquée par l'hydrodynamique locale et régionale de l'océan Pacifique et suggèrent que, de ce fait, les débits de dose aux espèces non-humaines resteront très faibles à partir d'une exposition directe, et seront en-deçà des critères de protection des espèces. Cependant, **cette estimation, contrairement à celle de Kryshev *et al.* (2011)³², n'inclut pas les possibilités de bioaccumulation via les réseaux trophiques, ni le rôle de sources de rejets secondaires que les sédiments, notamment côtiers, peuvent jouer.** Enfin, l'océan Pacifique, dont les eaux présentaient en juillet 2011 au large de la centrale accidentée des concentrations en ^{137}Cs 10 000 fois plus importantes que les niveaux de base mesurés en

³⁵ Kryshev A *et al.* (2011) Evaluation of the irradiation dose rate for marine biota in the region of the destroyed Fukushima reactor (Japan) in March-May 2011 *Atomnaya Énergiya* 111: 41-45.

³⁶ Buesseler K *et al.* (2011) Impacts of the Fukushima nuclear power plants on marine radioactivity. *Environmental Science & Technology* 45: 9931-9935.

2010, est toujours le récepteur d'apports terrestres provenant des processus d'érosion/ruissellement opérant dans les bassins versants contaminés de la préfecture de Fukushima.

La connaissance disponible conduit là encore à ne pas écarter l'existence d'un risque radiologique pour l'écosystème marin. Cette connaissance reste aujourd'hui très limitée, générant de fortes incertitudes sur les résultats obtenus. **Poursuivre la surveillance environnementale et améliorer la connaissance des rejets accidentels sont donc deux éléments clefs pour améliorer l'évaluation de l'impact écologique de l'accident de Fukushima Dai-ichi sur le milieu marin. Enfin, les prévisions du risque écologique dans un contexte de stress multiples (physique, chimique, radiologique) sont très largement incertaines.**

6.5.4. PROJETS LANCES PAR L'IRSN SUR LES CONSEQUENCES ECOLOGIQUES D'UNE EXPOSITION CHRONIQUE A FAIBLES DOSES SUITE A UN ACCIDENT NUCLEAIRE

L'analyse globale des travaux de Møller *et al.*, ainsi que celle d'autres publications de synthèse sur le sujet des conséquences écologiques de l'accident de Tchernobyl³⁷, a conduit l'IRSN à lancer récemment un programme de recherche **sur la zone de Tchernobyl** afin :

- de préciser le niveau d'exposition chronique due aux radionucléides présents (exposition externe et interne) ;
- de déterminer si les espèces sont ou ont été capables de s'adapter (effet sur la diversité génétique) à ce nouvel environnement. Il s'agit notamment d'examiner si des différences génétiques et phénotypiques, entre populations, sont observables en fonction du niveau de contamination ;
- de préciser les différences taxonomiques de radiosensibilité afin de comprendre pourquoi certains auteurs aboutissent à des conclusions inverses à celles de Møller *et al.* (par exemple, les travaux de Baker *et al.*³⁸ qui démontrent chez des micromammifères que les populations augmentent dans la zone d'exclusion et que des niveaux d'exposition élevés (de l'ordre du mGy/h) n'entraînent aucune anomalie notable en particulier sur la capacité reproductive, la croissance, etc.) ;
- d'évaluer l'état écologique de cette zone en appliquant une approche intégrée (domaine de l'écologie fonctionnelle), par exemple, en étudiant la dégradation des litières en milieu terrestre et aquatique (indicateur des flux de matière et d'énergie), mais aussi en développant des modèles pour comprendre et dissocier les effets directs (par exemple l'exposition aux rayonnements) des effets indirects (par exemple la relation proie/prédateur). A ce jour, ces aspects ne sont abordés par aucune équipe.

Parallèlement, des travaux ont également démarré dans la région de Fukushima. Le projet Freebird, retenu par l'Agence Nationale pour la Recherche dans le cadre de l'appel à projets Flash Japon, vise ainsi à évaluer les effets d'un gradient de contamination radioactive sur les populations d'oiseaux vivant dans la zone des 100 km autour de la centrale accidentée. Il s'agit de rechercher l'effet d'une exposition à la radioactivité sur :

- la physiologie des oiseaux *via* (i) la quantification du stress oxydant par le dosage des caroténoïdes, pigments impliqués dans la coloration du plumage ainsi que dans la défense anti-oxydante ; (ii) la génotoxicité, (iii) l'immunotoxicité et (iv) les effets sur les hormones ;
- les signaux sexuels et l'investissement maternel pendant la période de reproduction, en recherchant une éventuelle relation entre le statut physiologique des oiseaux et ces deux processus clés de la sélection (*e.g.*, la réduction potentielle de la quantité de caroténoïdes dans les plumes sous l'action des rayonnements ionisants peut entraîner des conséquences en termes d'attractivité sexuelle).

³⁷ Geras'kin, S.A *et al.* (2008). Effects of non-human species irradiation after the Chernobyl NPP accident. *Environ. Int.* **34**: 880-897.

³⁸ Baker, R. J., Wickliffe, J.K., 2011. Wildlife and Chernobyl: The scientific evidence for minimal impacts. *Bulletin of the Atomic Scientist*. 14 April 2011. Web Edition.

ANNEXE 6-1 : REJETS ATMOSPHERIQUES DE L'ACCIDENT REEVALUES EN 2011 PAR L'IRSN (TERME-SOURCE MER5)

Les tableaux ci-dessous présentent les rejets cumulés pour les principaux isotopes du terme source. Pour l'iode, le total correspond à la somme de l'iode sous forme gazeuse (2/3 du total) et particulaire (1/3 du total). Le cumul rejeté de tous les isotopes est de $7,18.10^{18}$ Bq, dont 91% de gaz rares, 6% d'iodes, 2% de tellures, 0,8% de césiums et moins de 0,5% d'autres isotopes. Ce terme source comporte **73 isotopes rejetés**, et 135 isotopes ont été dispersés une fois la filiation prise en compte.

Gaz rares (période)	Total (Bq)
Kr-83m (1,83 heures)	$6,37.10^{14}$
Kr-85 (10,8 ans)	$3,26.10^{16}$
Kr-85m (4,48 heures)	$4,39.10^{15}$
Kr-87 (76,3 minutes)	$4,28.10^{13}$
Kr-88 (2,84 heures)	$2,16.10^{15}$
Xe-131m (11,8 jours)	$3,92.10^{16}$
Xe-133 (5,24 jours)	$5,94.10^{18}$
Xe-133m (2,19 jours)	$1,32.10^{17}$
Xe-135 (9,14 heures)	$3,71.10^{17}$
Xe-135m (15,3 min)	$1,73.10^{16}$
Xe-138 (14,1 min)	$6,26.10^{03}$
Total gaz rares	$6,54.10^{18}$

Iodes (période)	Total (Bq)
I-131 (8,02 jours)	$1,97.10^{17}$
I-132 (2,29 heures)	$1,68.10^{17}$
I-132m (1,39 heures)	$2,70.10^{10}$
I-133 (20,8 heures)	$4,20.10^{16}$
I-134 (52,5 minutes)	$5,01.10^{11}$
I-135 (6,57 heures)	$2,20.10^{15}$
Total iodes	$4,09.10^{17}$

Tellures (période)	Total (Bq)
Te-127 (9,35 heures)	$9,51.10^{15}$
Te-127m (109 jours)	$2,14.10^{15}$
Te-129 (69,6 min)	$7,97.10^{15}$
Te-129m (33,6 jours)	$1,22.10^{16}$
Te-131 (25,0 min)	$8,36.10^{14}$
Te-131m (30 heures)	$3,71.10^{15}$
Te-132 (3,20 jours)	$1,08.10^{17}$

Césiums (période)	Total (Bq)
Cs-134 (2,06 ans)	$2,78.10^{16}$
Cs-134m (2,9 heures)	$1,49.10^{12}$
Cs-136 (13,2 jours)	$9,80.10^{15}$
Cs-137 (30,17 ans)	$2,06.10^{16}$
Cs-138 (33,4 min)	$1,08.10^{09}$
Total césiums	$5,82.10^{16}$

Total tellures	$1,44.10^{17}$
----------------	----------------

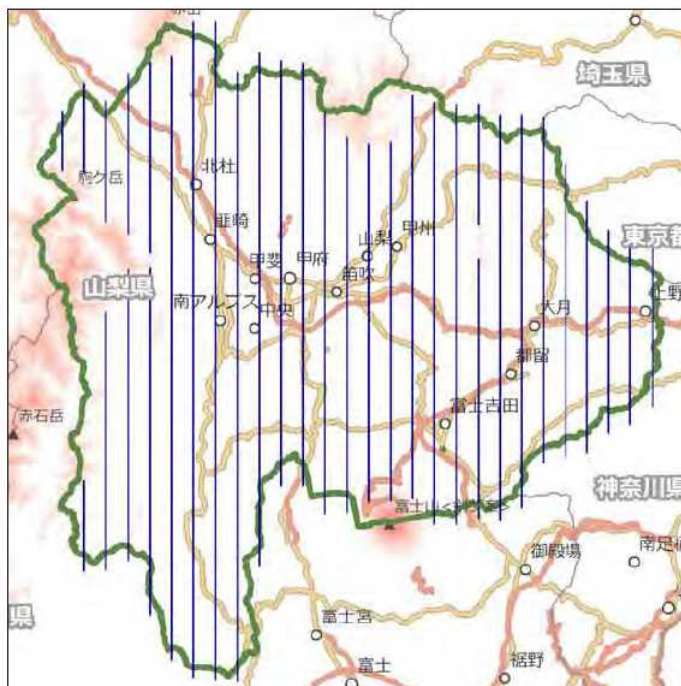
Autres radionucléides (période)	Total (Bq)
La-140 (1,68 jours)	$1,66.10^{13}$
Ba-140 (12,8 jours)	$1,12.10^{15}$
Nb-95 (35,0 jours)	$1,08.10^{13}$
Sr-89 (50,5 jours)	$4,33.10^{13}$
Sr-90 (28,8 ans)	$3,27.10^{12}$
Pu-238 (87,7 ans)	$2,43.10^{09}$
Pu-239 (24110 ans)	$4,07.10^{08}$
Pu-240 (6564 ans)	$5,08.10^{08}$
Pu-241 (14,4 ans)	$1,40.10^{11}$
Pu-242 (375000 ans)	$1,65.10^{06}$

ANNEXE 6-2 : PRESENTATION DES CAMPAGNES DE MESURES AEROPORTEES REALISEES AU JAPON

Depuis le mois d'avril 2011, le MEXT a organisé plusieurs campagnes de mesures aéroportées en collaboration avec la Japan Atomic Energy Agency (JAEA) et le Nuclear Safety Technology Center (NUSTEC). A la date du 1^{er} décembre 2011, 22 préfectures avaient été cartographiées.

Les mesures ont été obtenues à l'aide d'instruments embarqués dans des hélicoptères de sociétés privées, des hélicoptères de service de secours ou des hélicoptères militaires. Les vols ont été réalisés à une altitude comprise entre 150 m et 300 m suivant le terrain, les hauts reliefs n'étant pas cartographiés (durant la première campagne réalisée avec le DOE, l'altitude de vol allait jusqu'à 700 m).

Les mesures ont été faites sur des parcours rectilignes, les lignes de survol étant espacées d'une distance allant jusqu'à 3 km (cf. figure ci-dessous). Selon le site à cartographier, l'espacement des lignes de survol a pu être diminué. Ainsi, dans la zone de 80 km autour de l'installation, cet espace était compris entre 1,8 km et 2 km.



Exemple de plan de mesure de la préfecture de Yamanashi.

Afin d'obtenir une représentation cartographique, les mesures réalisées ont été intégrées spatialement sur des disques d'un rayon de 300 m à 600 m suivant l'altitude de vol.

Les mesures réalisées concernaient le débit de dose équivalent à 1 m du sol (sans retrancher le débit de dose ambiant naturel) ainsi que l'activité surfacique en césium 134 et en césium 137. Les mesures aéroportées ont été ensuite corrélées à des mesures réalisées *in situ* par le Japan Chemical Analysis Center pour validation.

Une fois les résultats analysés, le MEXT les a compilés avant de les publier sur son site internet. Ils étaient publiés environ 3 semaines à un mois après chaque campagne de mesures. Les résultats en anglais ont été publiés plus tardivement. Il est arrivé parfois que les résultats aient été corrigés et que de nouvelles cartes aient été mises en ligne. Les corrections étaient dues à des erreurs lors de l'interprétation des résultats bruts ou à une meilleure corrélation avec les campagnes de mesures *in situ*.

Selon la taille de la préfecture, chaque campagne a duré une à plusieurs semaines. Les campagnes de mesures aéroportées réalisées en 2011 ont été les suivantes :

- 6 avril → 29 avril : 80 km autour de Daiichi
- 18 mai → 26 mai : 80 km à 100km autour de Daiichi
- 31 mai → 2 juillet : 80 km autour de Daiichi
- 22 juin → 30 juin : préfecture de Miyagi
- 12 juil. → 16 juil. : préfecture de Tochigi
- 9 août → 15 août : préfecture de Yamagata
- 26 juil. → 2 août : préfecture d'Ibaraki
- 16 août → 28 août : préfecture de Fukushima
- 23 août → 8 sept. : préfecture de Gunma
- 30 août → 23 sept. : préfecture de Niigata
- 14 sept. → 28 sept. : préfecture d'Akita
- 14 sept. → 13 oct. : préfecture d'Iwate
- 23 sept → 30 sept. : préfecture de Shizuoka
- 24 sept. → 7 oct. : préfecture de Nagano
- 30 sept. → 4 oct. : préfecture de Yamanashi
- 5 oct. → 12 oct. : préfecture de Gifu
- 7 oct. → 9 oct. : préfecture de Toyama
- 8 sept. → 12 sept. : préfecture de Saitama
- 8 sept. → 12 sept. : préfecture de Chiba
- 14 sept. → 18 sept. : préfecture de Kanagawa
- 14 sept. → 18 sept. : préfecture de Tokyo
- 7 oct → 1 nov. : préfecture d'Aomori
- 16 oct. → 20 oct. : préfecture d'Aichi
- 17 oct. → 24 oct. : préfecture d'Ishikawa
- 17 oct. → 20 oct. : préfecture de Fukui

7. ACTIONS DE PROTECTION DES POPULATIONS ET GESTION POST-ACCIDENTELLE AU JAPON

La survenue de l'accident de Fukushima a conduit les autorités japonaises à engager des actions de protection des populations, d'abord vis-à-vis des conséquences immédiates des rejets (exposition au panache radioactif) puis vis-à-vis des dépôts radioactifs formés lors de la dispersion atmosphérique de ces rejets (exposition externe au rayonnement émis par les dépôts et risque de contamination interne par ingestion de denrées contaminées).

Par ailleurs, au cours de l'année écoulée, outre les mesures de radioactivité visant à caractériser la contamination environnementale (cartographie des dépôts) ou à contrôler la contamination des denrées et des lieux où vivent les personnes (voir chapitre 6), des actions de gestion post-accidentelle ont été menées par les organismes gouvernementaux ou les autorités locales, pour réduire la contamination et préparer un retour progressif dans les territoires évacués.

7.1. ÉVACUATION OU MISE A L'ABRI

Les sources d'information dont dispose l'IRSN, notamment le rapport du gouvernement japonais relatif à l'accident de Fukushima adressé le 7 juin 2011 à l'AIEA³⁹, permettent de retracer la succession des principales décisions de protection des populations prises dès le début de l'accident.

7.1.1. LES ACTIONS DE PROTECTION D'URGENCE

Le 11 mars 2011, compte-tenu des dommages provoqués par le tsunami, notamment sur la centrale de Fukushima Dai-ichi, le Premier ministre décrète la situation d'urgence nucléaire à 19h03 (heures locales) et demande la mise en place d'une organisation de crise.

Le même jour à 20h50, le gouverneur de la préfecture de Fukushima ordonne l'évacuation des habitants des villes de Futaba et d'Okuma dans un rayon de 2 km autour de la centrale de Fukushima Dai-ichi. À 21h23, le Premier ministre donne instruction aux autorités locales concernées d'évacuer la population vivant dans un rayon de 3 km autour de l'installation et de mettre à l'abri celle qui se trouve au-delà, dans un rayon de 10 km. Le 12 mars à 5h44, l'évacuation est étendue à 10 km.

Parallèlement, les difficultés rencontrées sur l'autre centrale nucléaire, Fukushima Dai-2, située à une douzaine de kilomètres au sud de Fukushima Dai-ichi, conduisent les autorités japonaises à décider, le 12 mars à 7h45, l'évacuation de la population vivant dans un rayon de 3 km autour de l'installation et la mise à l'abri de celle située au-delà, dans un rayon de 10 km. Le 12 mars à 17h39, l'évacuation est étendue à 10 km (par la suite, le 21 avril, ce rayon a été réduit à 8 km, ce qui en pratique ramenait la zone d'évacuation à celle des 20 km mise en place entre temps autour de Fukushima Dai-ichi).

Le 12 mars à 18h25, après l'explosion survenue dans le bâtiment du réacteur n°1, la zone d'évacuation autour du site de Fukushima Dai-ichi est étendue à 20 km (environ 78 200 personnes concernées, en incluant celle dans un rayon de 10 km autour de Fukushima Dai-2), puis une zone de mise à l'abri dans un rayon de 20 à 30 km autour de ce site est instaurée le 15 mars à 11h (environ 62 400 personnes concernées).

Le 15 mars à 23h30, la NISA annonce que l'évacuation des habitants dans un rayon de 20 km autour de Fukushima Dai-ichi et dans un rayon de 10 km autour de Fukushima Dai-2 est effective depuis le même jour à 19h.

³⁹ Report of the Japanese Government to the IAEA Ministerial Conference on Nuclear Safety - The Accident at TEPCO's Fukushima Nuclear Power Stations.

Le tableau de la Figure 7-1 récapitule les actions de protection d'urgence décidées au Japon entre le 11 et le 15 mars 2011.

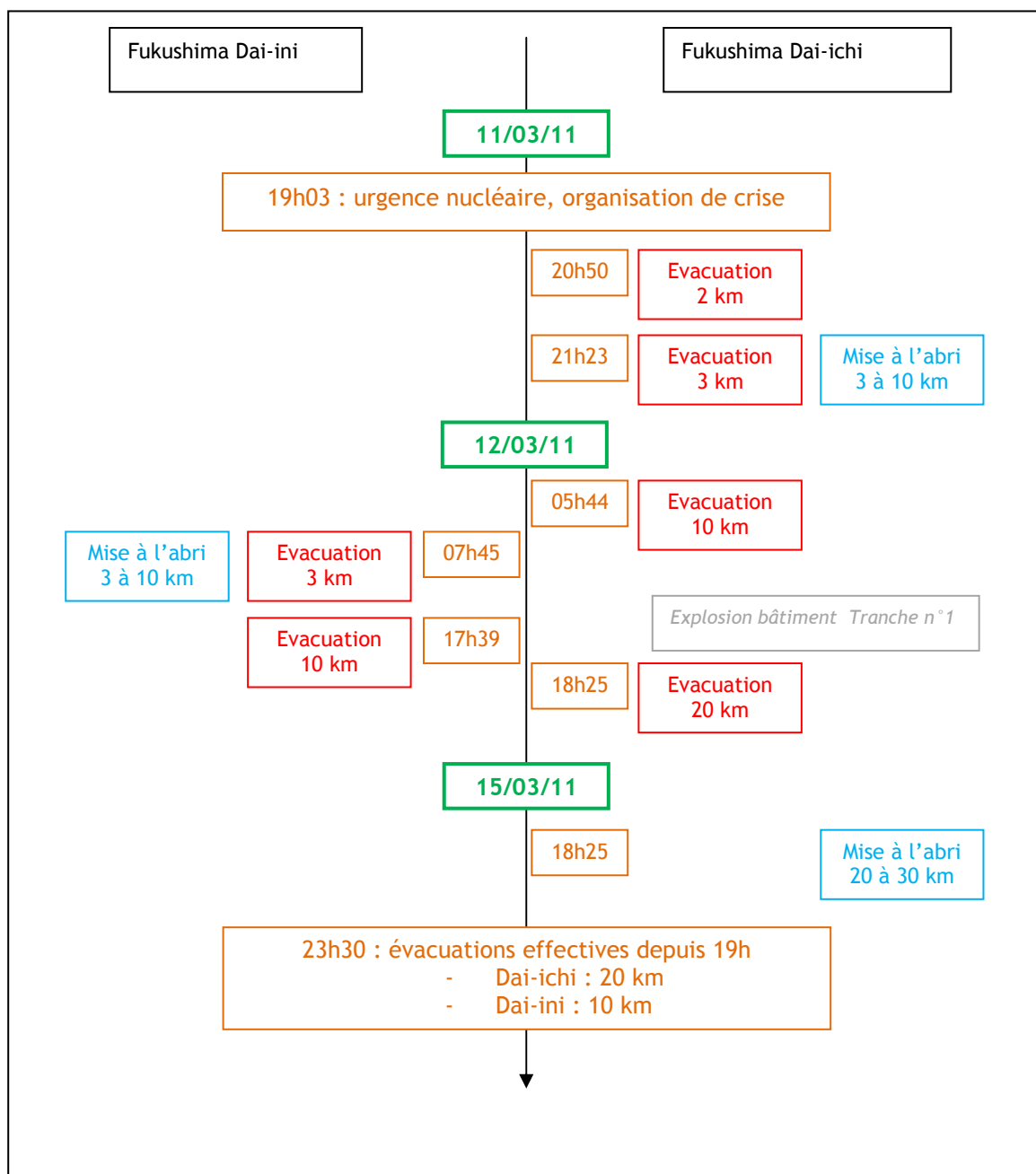


Figure 7-1 - Chronologie des actions de protection décidées au Japon entre le 11 et le 15 mars 2011, autour des centrales de Fukushima Dai-ichi et de Fukushima Dai-ini.

7.1.2. LES ACTIONS DE PROTECTION COMPLEMENTAIRES MISES EN ŒUVRE A PARTIR D'AVRIL 2011

Fin mars, alors que les importants rejets atmosphériques survenus entre le 12 et le 25 mars se sont dissipés, les résultats des premières campagnes de mesure révèlent d'importants débits de dose, au-delà de la zone évacuée des 20 km, notamment en direction du nord-ouest. Par ailleurs, certains habitants situés entre 20 et 30 km, où l'instruction de mise à l'abri est toujours en vigueur en raison de la situation précaire des installations accidentées de Fukushima Dai-ichi, commencent à évacuer volontairement cette zone, où la vie économique et sociale est de plus en plus difficile à maintenir. Dans ce contexte, des initiatives locales et de nouvelles décisions des autorités gouvernementales sont prises pour compléter les actions de protection mise en place en urgence en mars.

Ainsi, le 7 avril, le maire de la ville d'Iitate prend l'initiative de recommander aux femmes enceintes et aux enfants de moins de 3 ans (50 personnes) de se rendre dans un délai d'une semaine à la ville voisine de Fukushima.

Le 11 avril, une première annonce est faite pour étendre la zone initiale d'évacuation : les habitants de Katsurao, Iitate, Namie et d'une partie de Kawamata et de Minamisoma sont priés de partir dans un délai d'un mois (première annonce).

Le 21 avril, le rayon d'évacuation de 20 km devient « Zone Interdite ». Une amende de 100 000 yens (environ 835 €) punit l'entrée non autorisée dans la zone.

Le 22 avril, les habitants de Katsurao, Iitate, Namie et d'une partie de Kawamata et de Minamisoma sont de nouveau priés de partir dans un délai d'un mois. Ces territoires constituent alors la « Zone d'évacuation planifiée » ou « Zone d'évacuation élargie ». En parallèle, la mise à l'abri dans la zone 20-30 km est levée autour de la centrale de Fukushima Dai-ichi et cette zone devient une « Zone de préparation à l'évacuation d'urgence » ; elle concerne la commune d'Hirono, une partie de Minamisoma, une partie de Tamura et une partie de Kawauchi. Dans ces communes, la population peut rester mais doit se préparer à une éventuelle évacuation d'urgence en cas de nouveau problème survenant sur le site de Fukushima Dai-ichi. La carte de la Figure 7-2 illustre le zonage de protection alors en vigueur.

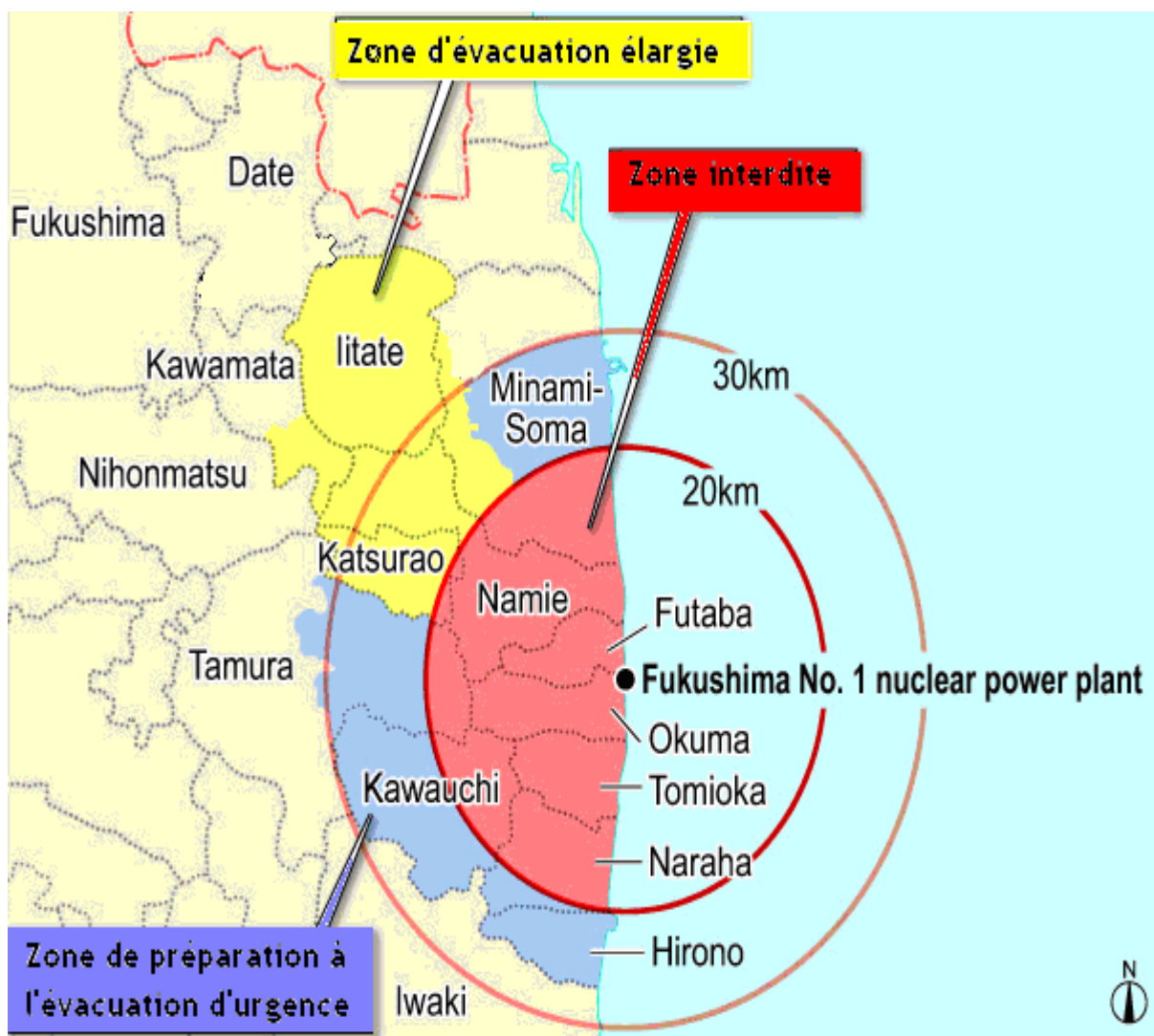


Figure 7-2 - Zones de gestion des populations.

Le 15 mai, 4 000 résidents d'Iitate et 1 100 de Kawamata (communes situées dans la « Zone d'évacuation élargie » décidée en avril) sont relogés dans des villes voisines.

Le 16 juin, le gouvernement conseille l'évacuation des personnes résidant sur des « points chauds » (dose supérieure à 20 mSv/an) situés hors de la « Zone Interdite » : 113 foyers sont concernés sur la commune de Date.

Le 21 juillet, le gouvernement conseille l'évacuation de 59 foyers dans la commune de Minamisoma et les 2 et 3 août de respectivement 72 et un foyer dans les villes de Minamisoma et Kawauchi.

Le 18 août, l'évacuation des résidents de la zone d'évacuation élargie est presque totalement effective.

En parallèle, et afin de limiter l'exposition des enfants dans les cours d'école, le MEXT indique que les cours d'école étaient accessibles à condition que le débit de dose à 1 m dans les écoles primaires ou 50 cm dans les écoles maternelles soit inférieur à 3,8 µSv/h.

7.2. GESTION DES DENREES ALIMENTAIRES AU JAPON

Pour ce qui concerne le dispositif de contrôle des denrées alimentaires, le Japon s'appuie sur des normes de commercialisation ou de consommation définies par le MHLW le 17 mars 2011 et validées par la FSC (Commission de sécurité alimentaire japonaise) le 29 mars (Tableau 7-1). Leur dépassement conduit à la mise en place d'interdictions.

Tableau 7-1 - Normes de commercialisation ou de consommation instaurées au Japon après l'accident de Fukushima

Bq/kg	Aliments pour nourrissons	Lait et produits laitiers	Légumes	Céréales	Viande œuf poisson
iodes	100	300	2000	-	-
Pu et transPu alpha	1	1	1	10	10
uranium	20	20	20	100	100
césiums	200	200	500	500	500

Ce dispositif ne s'apparente pas à un zonage. En effet, au Japon, il ne se traduit pas par la définition d'un périmètre où s'appliquent des actions. Les contrôles et les interdictions sont appliqués au cas par cas en fonction de la stratégie propre mise en place par chaque préfecture concernée par les retombées de l'accident.

Le MEXT a cependant édicté certaines règles générales. Le fonctionnement du régime des interdictions et de levée des restrictions a ainsi été le suivant au cours de l'année écoulée :

- la mise sur le marché est autorisée *a priori* ; les restrictions ne sont mises en place que si des analyses révèlent *a posteriori* un dépassement des normes ;
- les contrôles sont effectués par échantillonnage, le protocole précis n'étant toutefois jamais communiqué ; il subsiste ainsi un doute sur la représentativité des prélèvements à l'échelle des exploitations, des communes, voire des préfectures concernées ;
- la procédure de levée des interdictions est en apparence stricte :
 - o sélectionner plusieurs points de prélèvements,
 - o procéder chaque semaine à des analyses sur des denrées produites en ces points,
 - o quand, pour chaque point, les résultats de mesures sur 3 semaines consécutives sont inférieurs à la norme, la levée est possible.

Ce dispositif de gestion a concerné de nombreuses catégories de produits au Japon, mais à des dates, sur des durées et sur des territoires qui ont été variables, comme l'illustre l'exemple des épinards de la Figure 7-3.

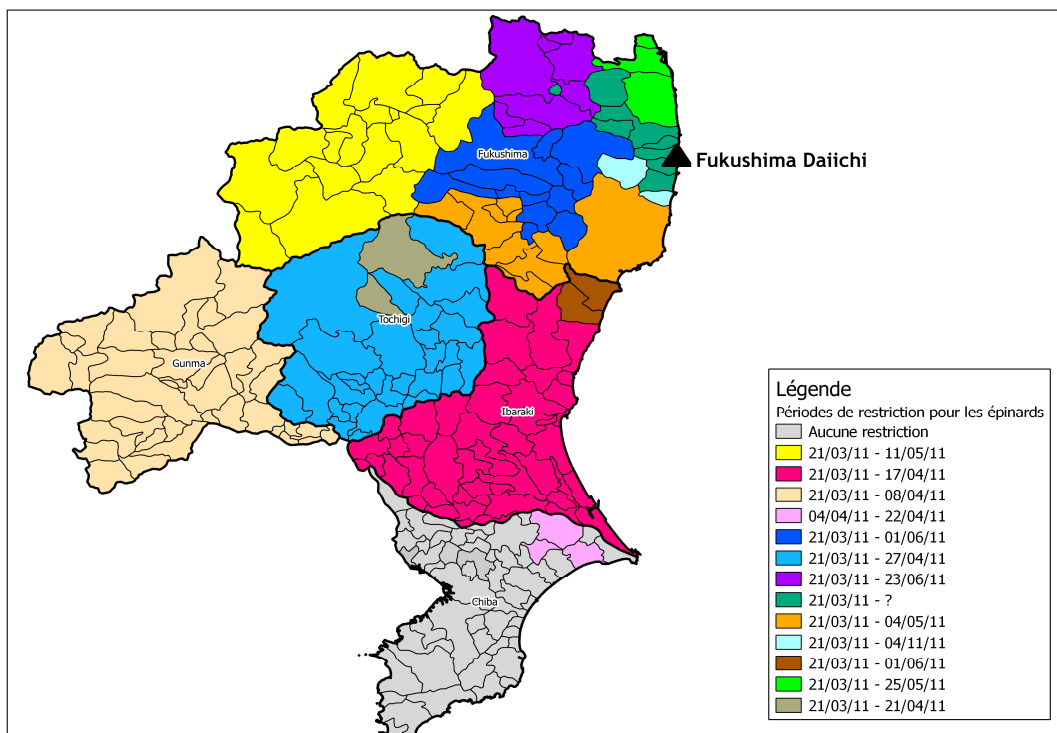


Figure 7-3 - Évolution des restrictions de mise sur le marché des épinards.

Compte tenu des informations dont il dispose aujourd'hui, l'IRSN n'est pas en mesure d'évaluer pleinement l'efficacité du dispositif de gestion de la contamination des denrées au Japon. En particulier, les restrictions mises en place semblent parfois tardives et non exhaustives, si bien qu'une perte de confiance vis-à-vis de ce dispositif est apparue au sein d'une partie de la population japonaise. Certains constats conduisent à mettre en doute l'efficacité du système mis en place :

- certaines restrictions ont été mises en place très tardivement, après avoir obtenu des résultats de mesures supérieurs aux normes ; par exemple :
 - o pour les pousses de bambous, les résultats des prélèvements du 27 avril 2011 à Iwaki (préfecture de Fukushima) sont supérieurs aux normes japonaises et la mise en place de la restriction de mise sur le marché n'a été effective que le 9 mai 2011 ;
 - o pour les feuilles de thé, le premier prélèvement supérieur aux normes a été effectué le 9 mai 2011 dans la préfecture de Kanagawa et la restriction de mise sur le marché n'a été émise que le 2 juin 2011 ; toutefois les feuilles prélevées au début du mois de mai 2011 n'étaient peut-être pas encore propres à la transformation ;
- certaines productions ont fait l'objet de prélèvements dont les résultats sont supérieurs aux normes sans donner lieu à des restrictions au niveau national, et des produits dont la contamination est supérieure aux normes ont été détectés sur le marché japonais (feuilles de thé, algues et moules, nêfles) ;
- certaines communes ont fait l'objet de restrictions alors qu'aucun prélèvement n'y a été effectué, ou que les prélèvements effectués ont tous conduit à des résultats inférieurs aux normes ;
- la restriction de mise sur le marché n'est pas associée systématiquement à la restriction de consommation ;
- il n'y a pas d'application systématique des 3 contrôles avant libération, ou bien l'information sur la représentativité des contrôles effectués est très lacunaire.

Ces constats ne permettent pas de juger si les risques sanitaires liés à l'alimentation ont été importants au Japon. Les doses reçues au Japon par ingestion de denrées contaminées sont difficile à estimer (voir chapitre 8). Il convient toutefois de rappeler que la consommation occasionnelle de denrées contaminées à des niveaux légèrement supérieurs aux normes autorisées ne présente pas un risque significatif pour la santé. Seule une consommation régulière de denrées fortement contaminées a pu entraîner des doses significatives, notamment dans les premières semaines ayant suivi l'accident.

7.3. LA PREPARATION AU RETOUR DES POPULATIONS ET LES ACTIONS DE DECONTAMINATION

7.3.1. STRATEGIE DE RETOUR DES POPULATIONS ANNONCEE AU JAPON

Le 20 juillet 2011, le gouvernement japonais annonce qu'il espère permettre le retour dans les zones d'évacuation situées en dehors de la « Zone Interdite » et supprimer la « Zone Interdite » dans les prochains mois.

Le 9 août, le gouvernement annonce avoir déterminé le plan à mettre en œuvre pour réévaluer l'extension des zones.

Le 26 août, les premières visites temporaires dans la zone des 3 km sont organisées.

Le 30 septembre, le statut de la zone de préparation à l'évacuation d'urgence est levé. Sur les 58 500 personnes concernées, environ 28 500 avaient préféré quitter les lieux plutôt que de vivre en état d'alerte permanent.

Le 3 janvier 2012, les autorités japonaises annoncent qu'elles pourraient annuler à compter du mois d'avril 2012 la zone interdite des 20 km et créer trois nouvelles aires de statut différent en fonction des niveaux de radioactivité.

Le gouvernement envisage alors de créer :

- une « **Zone de préparation au retour** » qui concerne les territoires où la dose annuelle potentiellement reçue par exposition externe liée aux dépôts est comprise entre 1 et 20 mSv/an ; cette aire serait décontaminée en priorité, pour s'approcher le plus possible de la dose annuelle de 1 mSv/an, correspondant à limite légale pour l'exposition des populations aux activités nucléaires en fonctionnement normal ; cependant, pour rendre les lieux vivables, il conviendra de remettre en état les infrastructures et les activités économiques, après neuf mois d'inactivité et du fait des dégâts causés par le séisme et le tsunami. Les travaux de décontamination dans cette zone sont à la charge des municipalités et des préfectures ;
- une « **Zone d'habitat limité** », qui concerne les territoires où la dose annuelle se situe entre 20 et 50 mSv/an ; la décontamination y serait entreprise pour ramener le niveau en-deçà de 20 mSv/an et permettre le retour des personnes par la suite. Les travaux de décontamination dans cette zone sont à la charge du gouvernement japonais ;
- une « **Zone de retour difficile** », où la dose annuelle dépasse 50 mSv/an ; il s'agit essentiellement d'une bande nord-ouest au départ de la centrale, où la contamination a été très forte. Elle restera totalement déserte pendant plus d'une décennie au moins. L'État devrait proposer aux habitants le rachat des terres sacrifiées.

7.3.2. ACTIONS DE DECONTAMINATION

- **Le plan de décontamination du gouvernement**

Dans les territoires où l'exposition est comprise entre 20 mSv/an et 10 mSv/an, l'objectif est de mettre en œuvre des actions de réduction de la contamination afin d'atteindre une dose inférieure à 10mSv/an à la fin de l'année 2012. Dans ces territoires, pour les établissements scolaires, l'objectif à atteindre est une exposition maximale de 5 mSv/an (soit 1 µSv/h).

Là où la dose annuelle est comprise entre 10 mSv et 5 mSv, l'objectif est d'atteindre des doses annuelles inférieures à 5 mSv/an en mars 2013, et proche de 1mSv/an (soit 0,23 µSv/h) à partir de la fin 2014.

Afin de former les intervenants, des réunions publiques ont été organisées, des entreprises locales ont été créées et un bureau détaché du ministère de l'environnement est maintenant en place à Fukushima.

Pour mener à bien ces actions, le gouvernement a mis en place un guide de bonne pratique de décontamination publié fin novembre. Ces pratiques ont été définies après plusieurs mois d'expérimentations réalisées en autres par le JAEA à l'initiative du gouvernement.

- **Les sites pilotes de décontamination**

Au cours de l'été 2011, des actions ont été engagées par les municipalités mais également par des instituts comme le JAEA pour décontaminer des cours d'écoles, des piscines municipales, des squares, etc. Les travaux réalisés par le JAEA ont conduit à la réalisation de manuels à destinations des particuliers, des municipalités.

Les municipalités comme Date City ou Fukushima City, ont mis en place de leur propre initiative des campagnes de nettoyage de certains quartiers⁴⁰.

Le JAEA de son côté, avec le soutien du gouvernement, a mis en place en 2011 deux sites pilotes, d'environ 3 ha chacun, à Minamisoma City et à Date City, à proximité de « points chauds ». Ces sites pilotes ont permis de tester différentes techniques de nettoyage sur différents milieux (bâti, forestier, agricole, etc.).

Un autre projet, soutenu par le gouvernement et piloté par le JAEA, a été mis en place à la fin de l'année 2011. L'objectif de ce projet est de réaliser, dans 12 municipalités de la zone évacuée, des sites pilotes de décontamination. Il y a en tout 16 sites pilotes, qui correspondent à des quartiers, des parcs, des écoles, des bâtiments industriels, etc. La surface totale à décontaminer correspond à 221 ha. La durée de décontamination est évaluée à 3 mois environ.

Les sites pilotes sont repartis en 3 groupes. Chaque groupe est en charge de définir les actions qu'il réalisera. Plus d'une vingtaine d'entreprises interviennent dans ce projet. Parmi les différentes actions qui ont été testées, on peut noter le nettoyage à l'aide de jets à haute pression, le nettoyage à l'aide d'éponges avec des propriétés d'absorption du césium, la pulvérisation de films piégeant les radionucléides après polymérisation, l'utilisation de balayeuses aspiratrices, le décapage des sols, de surfaces gazonnées ou d'asphalte, la taille des arbres ou des haies, l'aspersion d'agent fixant sur les sols agricoles pour en faciliter le retrait.

Afin d'évaluer au mieux l'efficacité des différentes actions engagées, une cartographie précise du site est faite avant la réalisation des actions et après. Enfin, pour réduire la quantité de déchets, différentes actions de réduction avant stockage sont réalisées. Ces actions sont par exemple le traitement des eaux utilisées pour la décontamination, le broyage des végétaux, le tri des masses de terre en fonction du niveau de leur contamination.

- **Exemple d'actions de décontamination**
 - **Action de décontamination dans une école**

Dès le mois d'avril, des municipalités ont décidé de mettre en œuvre des actions de décontamination des groupes scolaires où les niveaux de débit de dose étaient supérieurs à 3,8 $\mu\text{Sv/h}$ à 1 cm.

Afin de limiter l'exposition des enfants de la ville de Koriyama, la municipalité a réalisé le 27 avril dans deux écoles un décapage de la terre des cours ou du gazon sur une profondeur de 3 cm (cf. Figure 7-4). L'efficacité de cette action a été évaluée au cours de l'opération (cf. Tableau 7-II). Après cette expérience, deux campagnes de décapage ont été réalisées, entre le 27 avril et le 2 mai et entre le 24 et le 28 mai, dans toutes les cours d'école où le débit de dose était supérieur à 3,8 $\mu\text{Sv/h}$ à 1 cm. Les débits de dose mesurés avant et après décapage sont présentés dans le Tableau 7-III. Les terres enlevées ont été stockées puis aspergées avec un produit fixant afin de réduire la remise en suspension.

⁴⁰ Actions mises en place à Date City (en japonais) http://www.jaea.go.jp/fukushima/pdf/decon_j_11.pdf



Figure 7-4 - Étapes des actions de décapage des cours d'école.

Tableau 7-II - Efficacité des décapages réalisés le 27 avril

	Hauteur du sol	Débit de dose en $\mu\text{Sv/h}$		
		7 avril	27 avril (avant le retrait)	27 avril (après le retrait)
Ecole 1	1cm	5,5	4,1	1,9
	50cm	4,5 (mesurée à 1m)	3,3	1,9
Ecole 2	1cm	4,7	4,5	0,9
	50cm	3,4	3,1	0,9

Tableau 7-III - Efficacité du décapage des campagnes du 27 avril au 2 mai et du 24 au 28 mai

	Débit de dose moyen sur les écoles ($\mu\text{Sv/h}$)					
	Mesures à 1 cm du sol			Mesures à 50cm du sol		
	Avant le retrait	Après le retrait	Efficacité (%)	Avant le retrait	Après le retrait	Efficacité (%)
Moyenne (min-max)	2,1 (1,4 - 4,5)	0,7 (0,2 - 1,9)	65,3 (35,0 - 90,5)	1,7 (1,1 - 3,3)	0,7 (0,2 - 1,6)	59,1 (25,0 - 88,2)

- **Décontamination du district de Watari⁴¹**

Une première campagne de nettoyage a été réalisée dans le district de Watari (Fukushima). Il s'agissait d'étudier l'efficacité des actions pour les appliquer ensuite aux autres quartiers. Cette campagne a été mise en œuvre le 24 juillet. Aussi bien des employés municipaux que des particuliers ont participé au nettoyage. Le site de la ville de Fukushima indique une participation de 3 400 personnes.

Parmi les actions réalisées figurent le nettoyage de routes, trottoirs et fossés à l'aide de balayeuses, et de jets à haute pression, mais aussi le nettoyage des plates-bandes et de certains bâtiments administratifs accueillant du public. Un contrôle du débit de dose avant et après les actions de nettoyage a été réalisé. De nouvelles actions vont

⁴¹<http://shinsai.city.fukushima.fukushima.jp/?p=3182>

être mises en place dans les semaines qui viennent afin de nettoyer les parcs municipaux. Les résultats provisoires mis à disposition sont présentés dans le Tableau 7-IV et le Tableau 7-V.

Tableau 7-IV : Efficacité du nettoyage des voies d'accès aux écoles, campagne du 24 juillet⁴²

	Débit de dose moyen sur les voies d'accès aux écoles (µSv/h)					
	Mesures à 1 cm du sol			Mesures à 50cm du sol		
	Avant nettoyage	Après nettoyage	Efficacité (%)	Avant nettoyage	Après nettoyage	Efficacité (%)
Moyenne	2,25	1,8	20,55	1,65	1,35	18,9

Tableau 7-V : Efficacité moyenne du nettoyage d'une maison, campagne du 24 juillet

	Débit de dose (µSv/h)		
	Avant nettoyage	Après nettoyage	Efficacité (%)
Gouttières	6,8	1,6	76,5
Entrée	0,9	0,8	11,1
Jardin	1,5	1,2	20
Intérieur	0,5	0,4	20

D'un point de vue général, les actions de réduction de la contamination en milieu bâti ne permettent de réduire que faiblement la contamination ambiante, sauf si elles ont été entreprises dans les premières semaines qui suivent les dépôts, c'est-à-dire, avant que les radionucléides ne se soient fixés. Cependant, les actions de nettoyage et de retraits des végétaux accumulés au niveau des points de retombée des gouttières ou dans les caniveaux permettent de supprimer une partie importante de la radioactivité accumulée dans ces points chauds. Sur la Figure 7-7, on constate qu'en moyenne les actions de nettoyage des gouttières ont permis de réduire d'environ un facteur 4 le débit de dose au niveau des points de retombée.

- **Le plan de traitement des déchets**

En parallèle au plan de décontamination, le ministère de l'environnement a présenté un plan d'élimination et de stockage des déchets issus de la décontamination.

Il est envisagé un mode de stockage évolutif au cours du temps.

Pour tous les déchets issus de la décontamination, il a été décidé de mettre en place un stockage temporaire, mais surveillé, pour une durée maximale de 3 ans.

Pour une période plus longue, de 3 ans à 30 ans, le gouvernement envisage de mettre en place des centres de stockage provisoire.

Enfin d'ici une trentaine d'années, le gouvernement prévoit de mettre en place des centres de stockage souterrains de long terme.

Dans tous les cas, des contrôles réguliers voire continus sont envisagés afin d'éviter toute contamination de l'environnement (Figure 7-5).

Les déchets issus de la décontamination, considérés comme contaminés, sont les déchets dont l'activité est supérieure à 8 000 Bq/kg pour les déchets autres que le sol.

Pour certaines catégories de déchets (déchets agricoles par exemple), il est envisagé une incinération suivie d'un stockage des cendres contaminées.

⁴²<http://shinsai.city.fukushima.fukushima.jp/?p=4325>

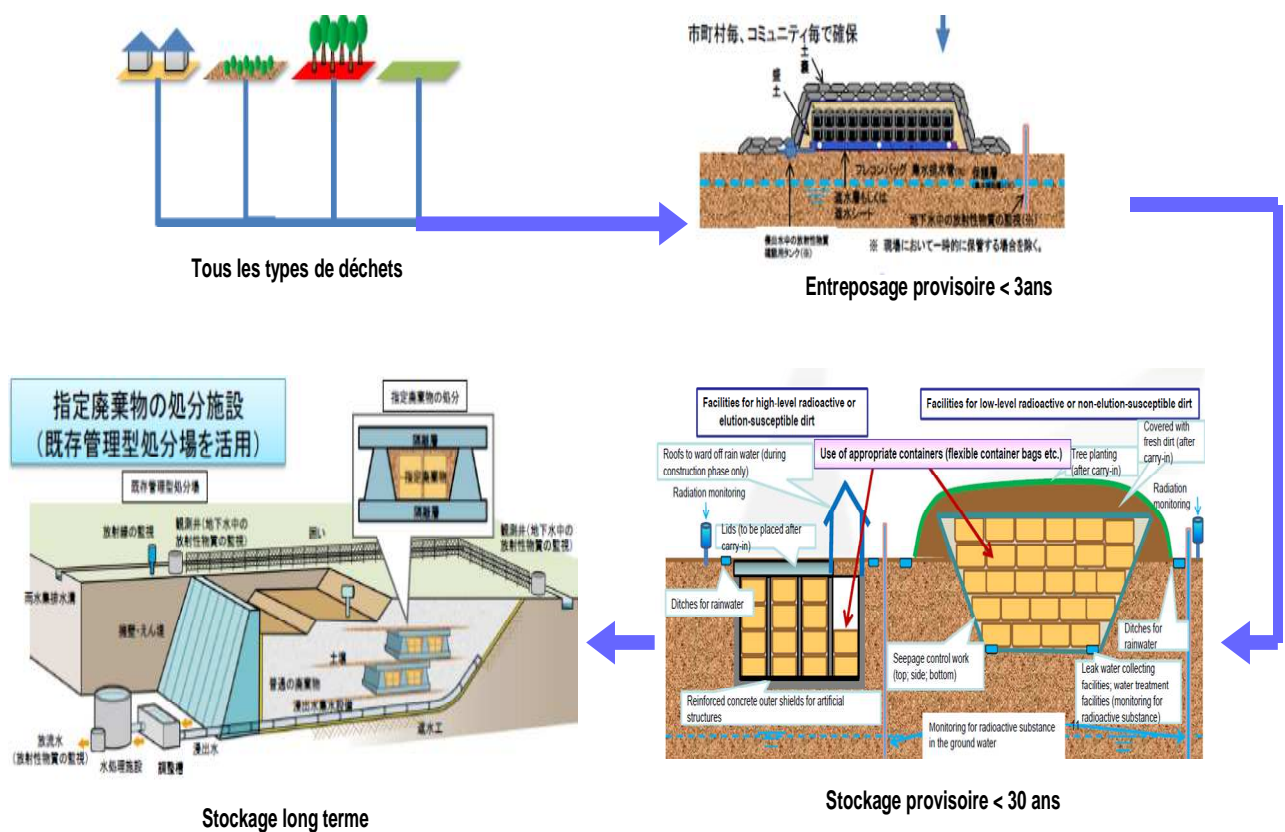


Figure 7-5 - Étape d'évolution du stockage des déchets contaminés.

• **La contamination du milieu urbain**

Dans les zones urbaines, le dépôt est hétérogène. Les perturbations météorologiques dues aux effets des bâtiments entraînent des points d'accumulation à des endroits de recirculation de l'air. De plus, selon les surfaces urbaines, le dépôt est plus ou moins important. Un dépôt sec se fixera d'autant plus que la surface est rugueuse et un dépôt humide ruissellera d'autant plus qu'une surface est lisse. De plus, comme pour les névés, les lieux de retombée des gouttières sont des endroits où la radioactivité s'accumule plus particulièrement, ce qui peut créer des points chauds.

Les différentes mesures publiées par les autorités japonaises ont montré ces disparités dans le dépôt en milieu urbain.

La Figure 7-6 présente des mesures effectuées fin juillet sur des trajets vers une école dans le quartier de Watari dans la ville de Fukushima avant et après nettoyage des trottoirs. On observe une différence du débit de dose de part et d'autre de la rue. Le trottoir de droite a toujours un débit de dose supérieur à celui de gauche.

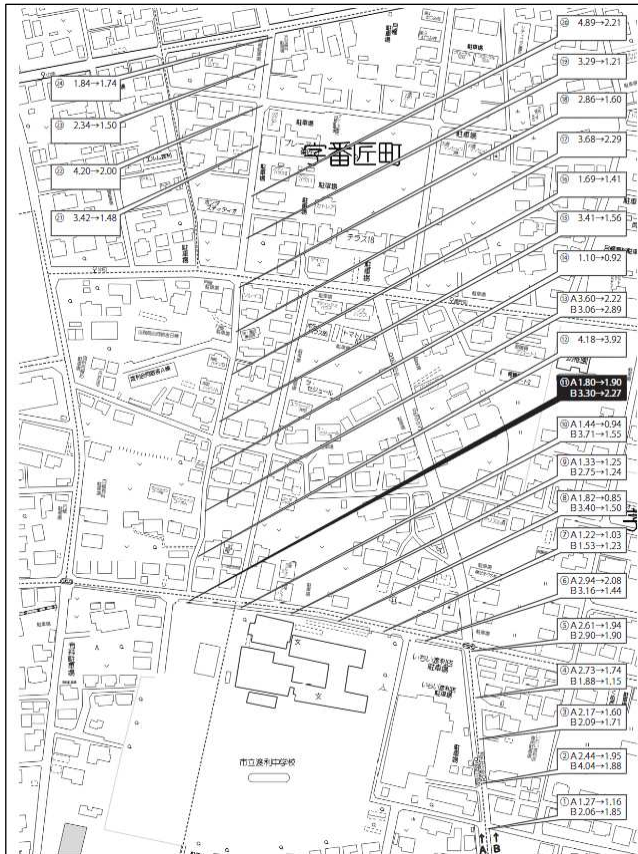


Figure 7-6 - Mesures de débit de dose effectuées avant et après décontamination à 1 m le long du chemin des écoliers

La Figure 7-7 présente les débits de dose relevés à proximité d'une maison dans le quartier de Watari avant et après des actions de réduction de la contamination. Les débits de dose maximaux sont relevés au niveau des gouttières, c'est-à-dire aux points de retombées des ruissellements du toit.

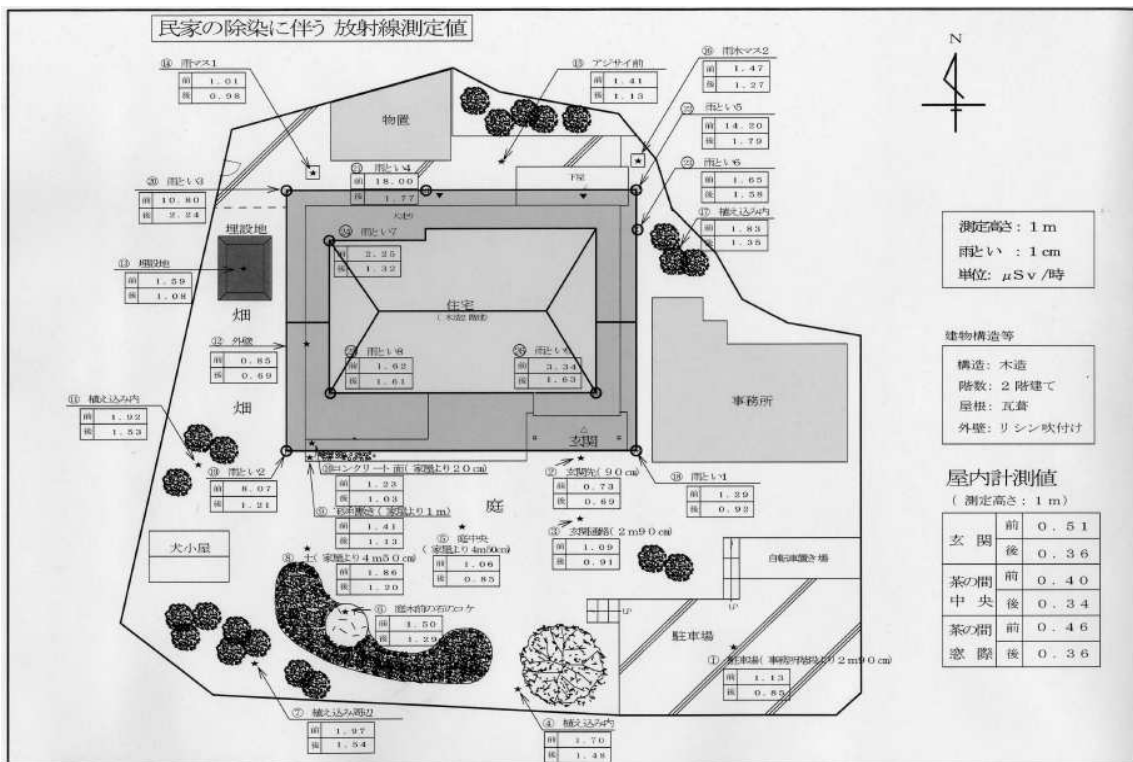


Figure 7-7 - Mesures de débit de dose effectuées avant et après décontamination

8. IMPACT DOSIMETRIQUE ET SANITAIRE AU JAPON

Suite au séisme et au tsunami survenu sur la côte est au nord du Japon, la centrale nucléaire de Fukushima a été fortement endommagée et une grande quantité de radioactivité a été relâchée dans l'atmosphère et dans la mer. Les populations environnantes ont été évacuées, tandis que d'autres, résidant dans les territoires plus éloignés, ont été mises à l'abri. Parmi les contre-mesures prises pour l'exposition de la population au Japon, des restrictions temporaires sur la consommation d'eau et de certains aliments produits dans plusieurs districts ont été décidées par les autorités japonaises. Lors des opérations d'urgence entreprises dans la centrale, des travailleurs et des intervenants ont été exposés à des niveaux significatifs.

Les risques sanitaires pour les personnes exposées au Japon lors de l'accident de Fukushima et par la suite dépendent de l'importance des doses de rayonnement reçues.

L'exposition aux rejets radioactifs provoqués par l'accident a largement dépendu du lieu où se trouvaient les personnes, de leur mode de vie (activité, alimentation, déplacement...) et du respect des actions de protection mises en place par les autorités, notamment l'évacuation d'urgence ou différée, ou encore la prise de comprimés d'iode stable.

L'estimation des doses réellement reçues par les différentes catégories de personnes reste un exercice très difficile, même un an après l'accident, car elle dépend du nombre et de la qualité des mesures de radioactivité disponibles (dans l'environnement ou sur des individus) et des informations recueillies sur les conditions d'exposition. Des travaux sont actuellement en cours sous l'égide de l'UNSCEAR (*United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation*) afin d'évaluer, notamment, les conséquences dosimétriques et sanitaires au Japon. L'IRSN participe activement à ces travaux.

Ainsi, lors de sa session annuelle de mai 2011, le Comité des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants a décidé d'entreprendre la rédaction d'un premier rapport consacré à l'accident de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi et de ses conséquences pour la santé des personnes exposées aux retombées radioactives.

Pour mener à bien ce travail, l'UNSCEAR a fait appel à tous les gouvernements afin qu'ils proposent la nomination d'experts qui seront chargés de contribuer à la rédaction de ce rapport sur la base du volontariat. Au total, près de 60 experts essentiellement européens, japonais, canadiens, américains, brésiliens, coréens, russes, biélorusses, ukrainiens et australiens ont été désignés. La France est représentée par 9 experts, dont 5 de l'IRSN et 4 du CEA.

Les experts ont été répartis en 4 groupes de travail :

- le premier groupe, dirigé par un représentant américain, est chargé de la collecte des données de mesure et de la vérification de leur qualité ; l'IRSN est représenté par un expert responsable d'un des trois sous-groupes constitués au sein de ce groupe de travail ;
- le deuxième groupe, dirigé par un représentant allemand, est chargé d'évaluer la dispersion atmosphérique et marine des rejets radioactifs ; l'IRSN est représenté par un expert au sein de ce groupe de travail ;
- le troisième groupe, dirigé par un représentant australien, est chargé d'évaluer les doses reçues par la population et leurs conséquences pour les personnes exposées ainsi que pour les espèces non-humaines ; l'IRSN est représenté par deux experts au sein de ce groupe de travail ;
- le quatrième groupe, dirigé par un représentant de l'IRSN, est chargé d'évaluer les doses reçues par les travailleurs et les conséquences pour leur santé.

Par ailleurs, un groupe de coordination composé du Président de l'UNSCEAR, du Président de la délégation japonaise à l'UNSCEAR, des responsables des 4 groupes de travail, ainsi que du secrétaire scientifique de l'UNSCEAR et de ses collaborateurs, est chargé de s'assurer du bon déroulement de la rédaction de ce rapport.

Un premier rapport d'étape sera présenté en mai 2012 lors de la 59^{ème} session annuelle de l'UNSCEAR et le rapport final, dont la publication est attendue pour la fin de l'année 2013, sera présenté en mai 2013 lors de la 60^{ème} session annuelle de l'UNSCEAR.

Ce rapport de l'UNSCEAR bénéficiera par ailleurs de contributions des principales organisations internationales, dont en particulier l'Organisation Mondiale de la Santé et l'Organisation Mondiale de Météorologie.

Afin d'évaluer l'impact dosimétrique et les risques sanitaires encourus par les personnes exposées au Japon, l'IRSN a recueilli des informations ou réalisé des évaluations pour 3 catégories de personnes au Japon :

- les travailleurs (y compris les intervenants extérieurs) présents sur le site au cours de l'accident et dans la phase de reprise de contrôle des installations du site, qui se poursuit toujours ;
- les populations japonaises qui résident dans les zones les plus exposées aux rejets accidentels et aux dépôts radioactifs ;
- les ressortissants français revenus du Japon et contrôlés par l'IRSN.

8.1. NOTIONS GENERALES

Globalement, les risques attendus après un accident nucléaire de cette ampleur consistent essentiellement en une augmentation de la probabilité d'apparition de certains types de cancers dans les populations les plus exposées, notamment celui de la thyroïde chez les jeunes enfants. Les deux indicateurs utilisés dans la suite de ce rapport et qui permettent d'estimer ces risques sont respectivement la dose efficace et la dose équivalente à la thyroïde.

La dose efficace prend en compte les doses délivrées à chacun des organes du corps humain exposés à des rayonnements ionisants, la nature de ces rayonnements ainsi que la sensibilité propre des différents organes à ces rayonnements. Elle s'exprime en Sievert (Sv) ou ses sous-unités : millisievert (mSv soit millième de Sievert), microsievert (μ Sv soit millionième de Sievert) ou nanosievert (nSv soit milliardième de Sievert). La dose équivalente à la thyroïde est la dose délivrée spécifiquement à la thyroïde, tout particulièrement par les iodes radioactifs.

L'évaluation de la dose reçue par un individu à la suite de l'incorporation d'une substance radioactive relève d'une approche complexe. Elle nécessite la connaissance de l'évolution au cours du temps de l'activité de cette substance dans l'organisme et le calcul de la dose reçue par les différents tissus et organes. La détermination de l'activité incorporée repose sur des mesures de rétention (mesure anthroporadiométrique), pulmonaire en particulier, des radionucléides et de leur excrétion urinaire et/ou fécale (analyse radiotoxicologique).

La mesure anthroporadiométrique ou mesure in vivo consiste à déterminer l'activité des radionucléides incorporés dans l'organisme en détectant les rayonnements X et gamma qu'ils émettent à l'extérieur de l'organisme. Ne nécessitant aucun prélèvement biologique, cette technique permet d'identifier le ou les radionucléides incriminés en fonction de l'énergie de leurs émissions, de quantifier l'activité retenue à un instant donné et d'estimer à partir de celle-ci l'incorporation initiale.

L'analyse radiotoxicologique des excréta ou mesure in vitro consiste à déterminer l'activité des radionucléides éliminés dans les urines ou dans les selles suite à l'incorporation de substances radioactives. Moins exigeantes que l'anthroporadiométrie quant à la nature des rayonnements pouvant être détectés, ces analyses permettent de mesurer tout type d'émissions radioactives mais nécessitent néanmoins la mise en œuvre d'une logistique beaucoup plus importante. En effet, compte tenu des volumes d'échantillons nécessaires et afin de prendre en considération les fluctuations dans l'élimination quotidienne, elles requièrent des durées de recueil de 24 heures pour les urines et pouvant aller jusqu'à 3 jours pour les selles. Les prélèvements doivent ensuite être acheminés vers un laboratoire d'analyses radiotoxicologiques et traités en fonction de la nature des radionucléides à mesurer.

Lors d'un accident nucléaire, les principaux radionucléides susceptibles d'être détectés chez les personnes exposés sont les isotopes du césium et de l'iode. Ils peuvent être indifféremment détectés par mesure anthroporadiométrique et par analyse radiotoxicologique des urines.

8.2. EXPOSITION DES TRAVAILLEURS ET DES INTERVENANTS SUR LE SITE DE FUKUSHIMA DAI-ICHI

Les seules informations disponibles à ce jour quant aux doses reçues par les travailleurs impliqués dans les opérations menées à la centrale de Fukushima Dai-ichi sont celles fournies par la société TEPCO qui publie un bilan mensuel depuis le mois d'avril 2011. Elles ne concernent que les employés de TEPCO ainsi que ceux des sociétés sous-contractantes. Aucune information précise quant aux doses reçues par les autres catégories de travailleurs exposés (pompiers, policiers, employés municipaux, agents de la sécurité civile) n'a pu être obtenue à ce jour, alors qu'au moins certains d'entre eux ont fait l'objet d'un suivi dosimétrique.

Le dernier bilan publié le 29 février 2012 porte sur 3 340 salariés de TEPCO et 16 775 salariés des sociétés sous-contractantes. La dose moyenne reçue entre le 11 mars et le 31 janvier 2012 par ces travailleurs est de 24,72 mSv pour les salariés de TEPCO et de 9,35 mSv pour les salariés des sociétés sous-contractantes. Il est à noter qu'une confrontation avec les données fournies par TEPCO le 31 janvier 2012 indique un écart inexplicable de 66 travailleurs : en effet, en comparant les informations fournies dans le communiqué du 31 janvier 2012 et celles fournies dans le communiqué du 29 février 2012, le bilan publié à la fin du mois de février 2012 devrait porter sur 3 405 salariés de TEPCO et 16 776 salariés des sociétés sous-contractantes.

Tableau 8-1 - Bilan au 29 février 2012 des doses enregistrées par TEPCO pour ses travailleurs ainsi que ceux de ses sociétés sous-contractantes

Dose cumulée	TEPCO	Contractants	Total
> 250 mSv	6	0	6
200 - 250 mSv	1	2	3
150 - 200 mSv	22	2	24
100 - 150 mSv	117	17	134
50 - 100 mSv	409	347	756
20 - 50 mSv	646	2 078	2 724
10 - 20 mSv	494	2 667	3 161
< 10 mSv	1 645	11 662	13 307
Total	3 340	16 775	20 115
Maximum (mSv)	678,80	238,42	678,80
Moyenne (mSv)	24,72	9,35	11,90

Au 29 février 2012, six travailleurs, tous employés par la société TEPCO, avaient reçu une dose supérieure à 250 mSv. Selon la société TEPCO, 85 % de la dose reçue par ces 6 travailleurs serait due à l'inhalation d'iode 131 en raison de l'absence de port de masques de protection adaptés. La dose maximale enregistrée est de 678,80 mSv.

Il est à noter que peu d'informations précises quant à la méthodologie mise en œuvre pour évaluer les doses reçues par les travailleurs ne sont disponibles, notamment pour ceux qui ne portaient de dosimètres dans les premiers jours qui ont suivis l'accident. Des demandes d'informations complémentaires ont récemment été transmises aux autorités japonaises par le Comité des Nations Unies en charge de l'étude des effets des expositions aux rayonnements ionisants.

8.3. EXPOSITION DE LA POPULATION AU JAPON

8.3.1. LES DIFFERENTES VOIES D'EXPOSITION DE LA POPULATION AUX SUBSTANCES RADIOACTIVES REJETEES DANS L'ENVIRONNEMENT

Ce sont les rejets radioactifs dans l'atmosphère provoqués par l'accident qui ont eu l'impact le plus immédiat et le plus important en termes d'exposition des populations. Les rejets directs en mer, bien qu'importants, n'ont pu avoir qu'un impact indirect, via la consommation éventuelle de produits de la mer contaminés (algues, poissons du littoral, coquillages, crustacés...).

Les voies d'exposition, la cinétique avec laquelle les doses ont été prises et, *in fine*, l'importance des doses reçues et dépendent largement du moment où on se place dans le déroulement de l'accident, et bien sûr du lieu où on se trouve.

Au moment de la dispersion des rejets dans l'air, sous forme d'un panache radioactif, les populations peuvent avoir été exposées selon deux voies principales (Figure 8-1) :

- **l'exposition externe** par le rayonnement émis par les radionucléides émetteurs gamma dispersés dans l'atmosphère (sous forme de gaz ou de fines particules en suspension appelées « aérosols »), y compris ceux présents en hauteur ;
- **l'exposition interne par inhalation** de gaz et d'aérosols radioactifs présents dans l'air ambiant au niveau du sol. Les radionucléides inhalés traversent plus ou moins facilement la barrière pulmonaire et sont répartis dans le corps par la circulation sanguine. Certains radionucléides peuvent se concentrer préférentiellement dans certains organes, comme par exemple les iodes radioactifs dans la glande thyroïde. Les radionucléides incorporés irradient les tissus et organes où ils se trouvent, pendant toute la durée de leur présence dans le corps, même après la fin de l'exposition à l'air contaminé. Le temps de persistance dans le corps dépend de la période radioactive du radionucléide et de son élimination plus ou moins rapide par les voies naturelles.

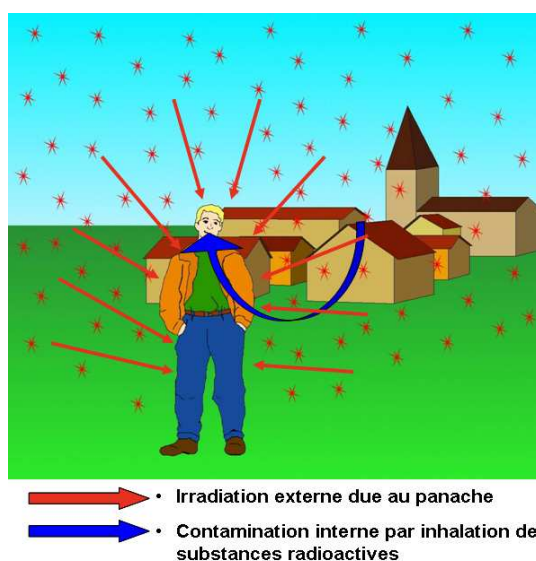


Figure 8-1- Principales voies d'exposition à la contamination de l'air provoquée par un rejet radioactif accidentel.

Pour une personne et un radionucléide donné, la dose est d'autant plus élevée que la concentration du radionucléide dans l'air est forte et que la durée de la contamination de l'air est longue. Ainsi, une dose similaire peut être reçue après une courte exposition à une concentration élevée ou une exposition prolongée à une concentration plus faible.

Lorsque la personne exposée se trouve à l'abri dans un bâtiment en dur avec portes et fenêtres fermées, l'exposition interne par inhalation peut être temporairement retardée et réduite (le temps que les radionucléides de l'air extérieur pénètrent à l'intérieur des pièces). Par ailleurs, le rayonnement gamma émis par les radionucléides présents à l'extérieur du bâtiment est atténué par les matériaux de construction (l'efficacité de cette atténuation dépend des matériaux de construction et de la taille du bâtiment), ce qui peut contribuer à réduire les doses reçues, typiquement de l'ordre de 30 %.

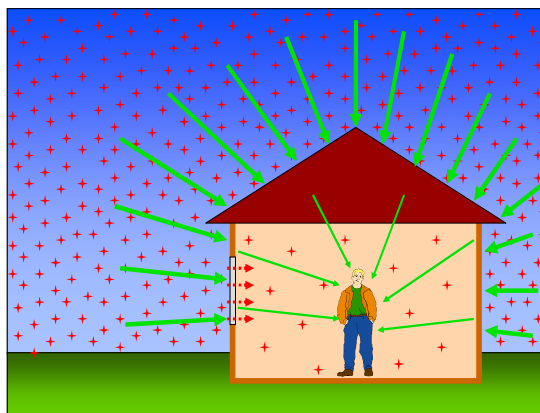


Figure 8-2- Protection apportée par un bâtiment vis-à-vis d'une contamination radioactive de l'air extérieur : les matériaux de construction atténuent le rayonnement gamma et l'entrée des particules radioactives à l'intérieur du bâtiment est retardée.

L'évacuation d'urgence des zones exposées au panache permet de soustraire la population à toute exposition du panache si cette évacuation peut être mise en œuvre avant le début des rejets. C'est l'action de protection la plus efficace en cas de contamination importante de l'air ambiant ou de rejets radioactifs prolongés dans le temps (plus d'une dizaine d'heures), mais sa mise en œuvre est plus lourde et n'est pas dépourvue de risque (actions de protection d'urgence lors de l'accident cf. 7.1.1).

La prise de comprimés d'iode stable permet de réduire la dose équivalente à la thyroïde en cas d'exposition à des iodures radioactifs, notamment l'iode 131. Cette prise d'iode stable, particulièrement indiquée pour les enfants et les femmes enceintes, doit être mise en œuvre juste avant les rejets radioactifs ou peu de temps après le début de l'exposition, et être accompagnée d'une mise à l'abri pour avoir une efficacité maximale.

L'instruction de prise d'iode stable aurait été donnée le 16 mars 2011 par les autorités japonaises au moment de l'évacuation des populations dans le rayon de 20 km autour de la centrale accidentée. Il semble qu'aucun résident évacué n'ait pris de comprimés, l'évacuation étant déjà terminée lorsque l'instruction aurait été rendue publique. Selon le système d'information SPEEDI⁴³ mis en place par les autorités japonaises, aucune dose supérieure au seuil de dépistage de 0,2 $\mu\text{Sv/h}$ (équivalent à une dose à la thyroïde de 100 mSv chez l'enfant de 1 an) n'a été enregistrée lors d'une campagne de dépistage réalisée sur 1 149 enfants entre le 26 et le 30 mars 2011.

⁴³ System for Prediction of Environmental Emergency Dose Information

Les aérosols et gaz radioactifs se déposent progressivement au niveau du sol. Les dépôts radioactifs ainsi formés vont contribuer à l'exposition des populations qui se trouvent dans les territoires contaminés, par les principales voies suivantes :

- **exposition externe par les radionucléides émetteurs gamma déposés.** L'intensité de cette exposition dépend notamment de l'importance des dépôts radioactifs, de la topologie des surfaces contaminées et du mode de vie (temps de présence à l'extérieur des bâtiments) ;
- **exposition interne par ingestion de denrées contaminées récoltées sur ces territoires.** Comme dans le cas d'une exposition interne par inhalation, les radionucléides incorporés, après avoir franchi la barrière digestive, demeurent plus ou moins longtemps dans les tissus et organes, entraînant une exposition du corps aux rayonnements ionisants ;
- **exposition interne par ingestion fortuite de particules radioactives.** Cette voie d'exposition, généralement d'importance secondaire, existe lorsqu'une personne touche avec ses mains des surfaces portant des dépôts labiles (radionucléides non fixés sur la surface) ou des matériaux meubles contaminés (terre) puis porte ses mains à la bouche. Cette voie d'exposition peut concerner tout spécialement le jeune enfant, en l'absence de précaution.

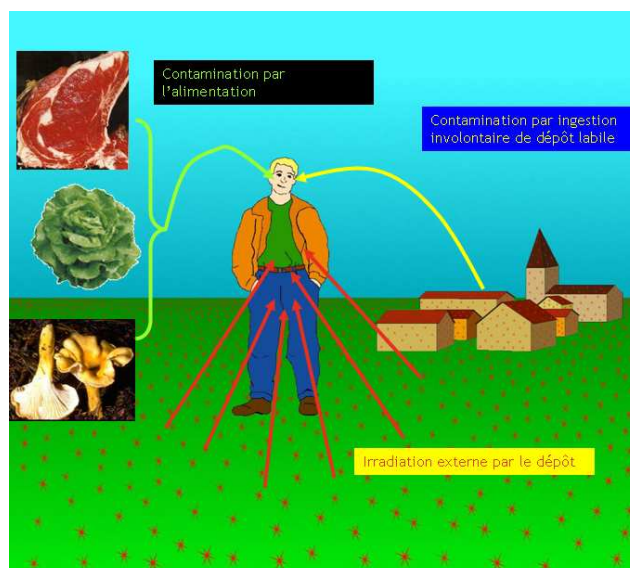


Figure 8-3- Principales voies d'exposition au dépôt radioactif en situation post-accidentelle.

De façon secondaire, il existe un risque d'exposition par inhalation de particules radioactives remises en suspension à partir du dépôt, notamment sous l'effet du vent ou d'actions humaines (passage de véhicules par exemple). Les doses correspondantes sont généralement faibles, comparées à celles dues aux autres voies d'exposition. Toutefois, ce risque doit être pris en considération pour certaines personnes effectuant des travaux salissant dans des zones particulièrement contaminées.

Comme on le verra au paragraphe suivant, les doses dues à l'exposition au panache radioactif peuvent être importantes au voisinage du site nucléaire accidenté et peuvent être reçues sur une courte durée, de quelques heures à quelques jours comme pour l'accident de Fukushima. Les doses dues aux dépôts sont reçues de manière plus progressive mais peuvent devenir importantes dans la durée. Compte tenu de la présence de radionucléides de courte période radioactive dans les dépôts et des phénomènes propres à la contamination de la chaîne alimentaire (voir chapitre 6), les doses susceptibles d'être reçues par exposition externe au dépôt ou par ingestion de denrées contaminées peuvent être particulièrement importantes au cours du premier mois suivant la formation des dépôts. **C'est pourquoi, même si la protection des populations vis-à-vis de l'exposition au panache radioactif doit toujours être prioritaire dans les territoires les plus concernés, la mise en place des premières actions de prévention vis-à-vis des dépôts radioactifs doit être engagée dès que possible, notamment dans des territoires plus éloignés où ces dépôts peuvent avoir un impact significatif à court terme sur la contamination de la chaîne alimentaire.**

Il est important de souligner que dans le cas de l'accident de Fukushima, les dépôts radioactifs ont commencé à devenir importants sur le territoire japonais dès le 15-16 mars 2011, alors que des rejets radioactifs significatifs se sont poursuivis jusqu'au 25 mars (voir chapitre 6). Cela signifie qu'au cours de la phase de rejet (du 12 au 25 mars), la population a pu recevoir une dose à la fois due au panache et aux dépôts radioactifs. Après le 25 mars, en l'absence de nouveaux rejets significatifs dans l'environnement, seuls les dépôts persistants ont continué (et continuent encore) à exposer la population ayant séjourné (ou qui séjourne encore) dans les territoires contaminés, entraînant ainsi une augmentation progressive des doses reçues.

8.3.2. ESTIMATION DES DOSES SUSCEPTIBLES D'AVOIR ETE REÇUES PAR LA POPULATION AU COURS DE LA PHASE DE REJET ATMOSPHERIQUE

Dans le cadre des travaux menés en 2011 sur l'évaluation des rejets atmosphériques et la modélisation de leur dispersion au-dessus du Japon (voir chapitre 6), l'IRSN a évalué les doses potentiellement reçues par un enfant de 1 an supposé être resté au même endroit du 12 mars (début des rejets) au 25 mars à minuit (fin de la phase de rejets significatifs), sans protection (c'est-à-dire restant à l'extérieur). Un tel scénario d'exposition n'est évidemment pas réaliste mais permet d'identifier, de façon majorante, quels ont pu être les territoires les plus exposés, c'est-à-dire ceux où les enjeux de protection d'urgence étaient à considérer en priorité. Cette approche « enveloppe » est celle habituellement appliquée par l'IRSN en situation de crise, pour pronostiquer les conséquences dosimétriques potentielles d'un accident en cours, afin de recommander aux autorités des actions de protection sur une base raisonnablement prudente, dans un contexte d'incertitude élevée. La classe « enfant de 1 an » est retenue car elle est la plus sensible à l'exposition aux rejets radioactifs, notamment aux iodes (en termes de doses reçues à la thyroïde).

Pour réaliser ses évaluations de doses, l'IRSN a considéré les 3 voies d'exposition principales au cours de cette phase de rejet :

- l'exposition externe au rayonnement gamma émis par le panache radioactif ;
- l'exposition interne par inhalation de radionucléides présents dans l'air ;
- l'exposition externe au rayonnement gamma émis par le dépôt radioactif au sol, qui se forme progressivement en fonction des trajectoires du panache radioactif et des pluies.

La dose susceptible d'être reçue par ingestion de denrées contaminées n'est pas prise en compte ici car elle n'est pas déterminante dans la stratégie de protection d'urgence (mise à l'abri ou évacuation, prise d'iode stable). De plus, dans le cas de l'accident de Fukushima, l'IRSN ne dispose pas de suffisamment de données pour faire une estimation fiable de cette dose.

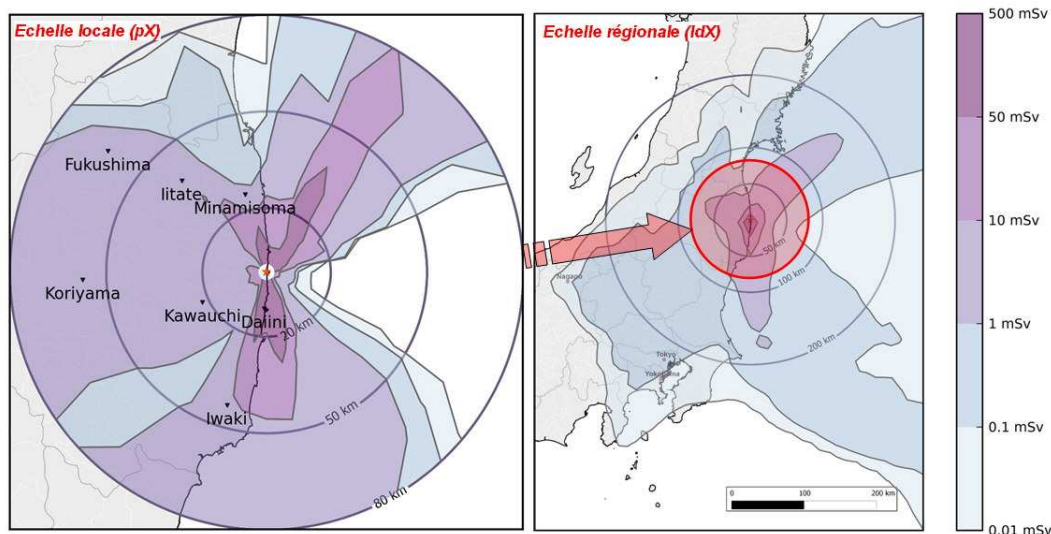
Les cartes des Figure 8-4 et Figure 8-5 représentent respectivement la dose efficace et la dose équivalente à la thyroïde cumulée au terme de la phase de rejet (25 mars 2011 à minuit), sous les hypothèses décrites précédemment, calculées à l'échelle locale (à l'aide du modèle pX) et à l'échelle régionale (à l'aide du modèle IdX).

C'est, comme attendu, à l'échelle locale que les doses susceptibles d'être reçues ont été les plus élevées. Quelle que soit l'échelle, ces estimations montrent que c'est le domaine marin qui aurait été le plus impacté par les rejets atmosphériques. Il s'agit bien sûr dans ce cas de doses virtuelles car il n'existe aucune occupation humaine permanente dans ce domaine (*a fortiori* d'un enfant de 1 an). De plus, en l'absence de mesure directe dans l'environnement au moment des rejets, l'estimation des doses est particulièrement imprécise dans ce secteur.

Sur la partie terrestre, les doses les plus importantes au cours de la phase de rejet auraient pu être prises sur les territoires proches du littoral, au nord et surtout au sud de la centrale de Fukushima Dai-ichi. D'après cette modélisation, des doses efficaces dépassant 10 mSv ont pu être reçues, en supposant une présence permanente à l'extérieur, jusqu'à une quarantaine de kilomètres au sud ; les doses efficaces calculées dépassent 50 mSv⁽⁴⁴⁾ à l'intérieur d'un rayon de 20 km, correspondant à la zone évacuée en urgence le 12 mars. Concernant les doses

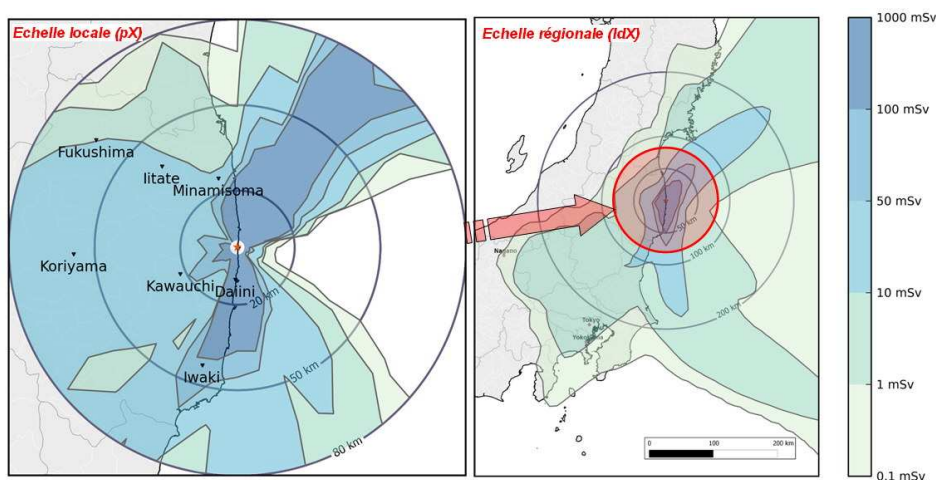
⁴⁴ Une dose efficace de 50 mSv correspond au niveau d'intervention retenu en France pour l'évacuation d'urgence des populations exposées à un rejet atmosphérique accidentel.

équivalentes à la thyroïde, des valeurs théoriques dépassant 50 mSv⁽⁴⁵⁾ ont pu être reçues jusqu'à une soixantaine de kilomètres au sud de la centrale, à Iwaki ; elles correspondent à un rejet du réacteur 2 survenu le 15 mars entre 0 et 5 heures du matin, alors que le vent soufflait vers le sud.



Dose efficace susceptible d'avoir été reçue par un enfant de 1 an qui serait resté sans protection (à l'extérieur) du 12 mars au 25 mars 2011 à minuit

Figure 8-4 - Cartes des doses efficaces potentiellement reçues par un enfant de 1 an non protégé au cours de la phase de rejet de l'accident de Fukushima. Les doses de la carte à l'échelle régionale ne sont représentatives qu'au-delà d'une centaine de km du point de rejet, compte tenu des conditions de modélisation avec ldX. A plus courte distance (zone cerclée de rouge), ce sont les doses de la carte à l'échelle locale, obtenue avec le modèle pX, qui sont représentatives.



Dose équivalente à la thyroïde susceptible d'avoir été reçue par un enfant de 1 an qui serait resté sans protection (à l'extérieur) du 12 mars au 25 mars 2011 à minuit

Figure 8-5 - Cartes des doses équivalentes à la thyroïde susceptibles d'avoir été reçues par un enfant de 1 an non protégé au cours de la phase de rejet de l'accident de Fukushima. Les doses de la carte à l'échelle régionale ne sont représentatives qu'au-delà d'une centaine de km du point de rejet, compte tenu des conditions de modélisation avec ldX. A plus courte distance (zone cerclée de rouge), ce sont les doses de la carte à l'échelle locale, obtenue avec le modèle pX, qui sont représentatives.

⁴⁵ Une dose équivalente à la thyroïde de 50 mSv correspond au niveau d'intervention retenu en France pour la prise de comprimés d'iode stable, en cas d'exposition à un rejet accidentel d'iode radioactif. Au Japon, ce niveau d'intervention est de 100 mSv, valeur conforme aux recommandations de l'AIEA.

Il convient de souligner qu'il existe une incertitude sur la position du panache radioactif dans le secteur sud, due à l'imprécision des données et de la modélisation des conditions météorologiques à l'échelle locale, particulièrement pour l'épisode de rejet des 15 et 16 mars 2011 (cf. § 6.1.2.2 du chapitre 6). Ainsi, il se peut que le panache en direction du sud se soit trouvé davantage sur le domaine marin.

A plus grande distance, les doses reçues pendant la phase de rejet, en l'absence de protection, auraient été nettement plus faibles :

- en dessous de 10 mSv pour la dose efficace au-delà de 40 km au sud, et de l'ordre de 0,1 mSv dans l'agglomération de Tokyo ;
- en dessous de 50 mSv pour la dose équivalente à la thyroïde au-delà de 40 km au sud, et de l'ordre de 1 mSv dans l'agglomération de Tokyo.

Il est à noter que les doses déterminées à partir des résultats de mesures réalisées chez des ressortissants français ayant séjourné dans un rayon de 60 km autour de la centrale de Fukushima Dai-ichi au moment des rejets semblent nettement inférieures à celles estimées de manière enveloppe (voir § 7.4).

Il est remarquable d'observer que les territoires présentant les dépôts radioactifs les plus importants, situés au nord-ouest de la centrale de Fukushima, ne sont pas ceux où les doses dues à l'exposition au panache ont été les plus importantes. Ceci s'explique par la forte influence des précipitations pluvieuses ou neigeuses à l'origine de ces dépôts dans la nuit du 15 au 16 mars, alors que dans les territoires où l'exposition au panache a été la plus importante, ce sont des dépôts secs, de plus faible ampleur, qui constituent la part essentielle des dépôts.

A l'échelle locale, pour un même niveau de dose potentiellement reçue, il existe une grande disparité d'un lieu à l'autre sur la contribution des différentes voies d'exposition et sur la cinétique de prise de dose au cours de la phase de rejet du 12 au 25 mars 2011 (Figure 8-6).

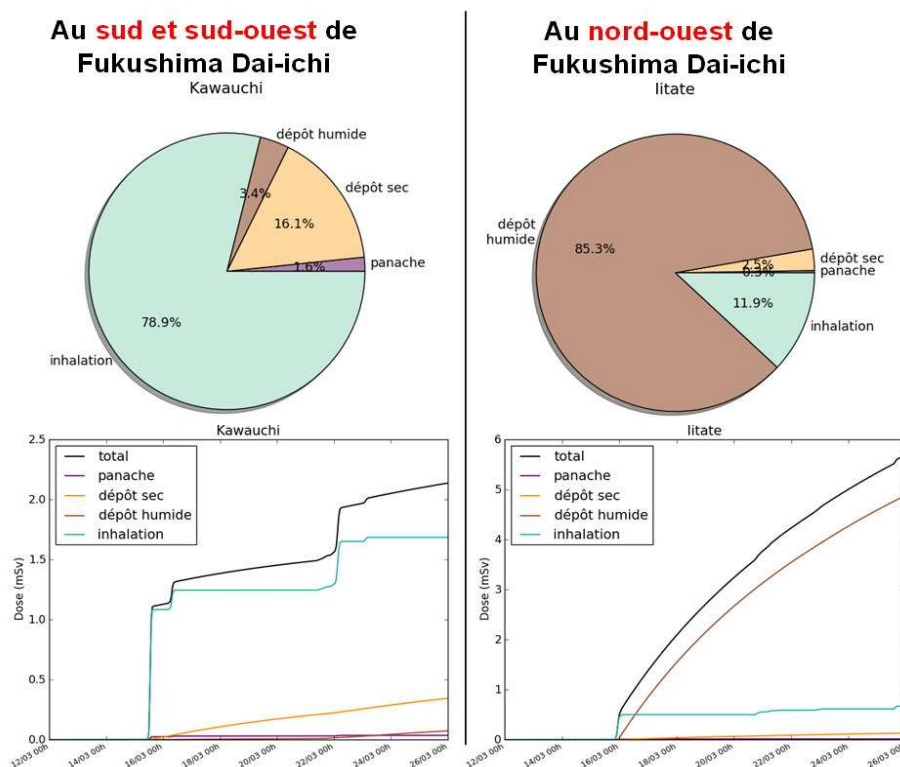


Figure 8-6 - Contribution des voies d'exposition et cinétique de prise de dose (dose efficace, sans protection) au cours de la phase de rejet (12 au 25 mars 2011) en deux lieux différents (Kawauchi et litate ; cf. localisation sur Figure 8-4) situés à moins de 40 km de Fukushima Dai-ichi (doses cumulées calculées avec le modèle pX).

L'exemple de Kawauchi est représentatif de la situation d'exposition au cours de la phase de rejet dans les territoires situés au sud-ouest et au sud, ainsi que sur la côte au nord de la centrale accidentée (Minamisoma) :

- les doses efficaces reçues entre le 12 et le 25 mars ont résulté majoritairement (de 70% à 80%, selon le lieu) de l'exposition interne par inhalation de substances radioactives et, secondairement (de 15 à 20%) de l'exposition externe au dépôt sec ;
- ces doses ont été reçues sur des périodes brèves (par pallier), principalement vers les 15 et 16 mars (sauf au nord, où la première exposition a eu lieu les 12 et 13 mars) puis vers le 22-23 mars ;
- au-delà de la période de rejets, l'exposition se poursuit de manière plus modérée.

L'exemple d'Iitate est caractéristique de la situation d'exposition au cours de la phase de rejet dans les territoires situés au nord-ouest, en direction de la ville de Fukushima :

- les doses efficaces reçues entre le 12 et le 25 mars ont résulté majoritairement (environ 85%) de l'exposition externe au dépôt humide et, secondairement, de l'exposition interne par inhalation de substances radioactives (environ 12%) ;
- ces doses ont été reçues de manière progressive à partir du 15 mars 2011 ;
- au-delà du 25 mars, l'exposition perdure du fait des dépôts importants.

Alors que les niveaux de dose efficace ont été du même ordre de grandeur dans les deux exemples cités (quelques mSv reçus en 14 jours), ces différences importantes de cinétique de prise de dose et de contributions respectives des voies d'exposition à la dose résultent des différences d'intensité des précipitations pluvieuses au moment des rejets, qui se sont concentrées sur le nord-ouest dans la nuit du 15 au 16 mars, entraînant des dépôts radioactifs très importants (voir chapitre 6, § 6.2). Dans ces territoires, l'exposition externe aux dépôts radioactifs est devenue rapidement la principale voie d'exposition, qui a perduré bien au-delà de la phase de rejet.

Ces différences de contribution des voies d'exposition et de cinétique de prise de dose peuvent, rétrospectivement, être analysées en termes de stratégie de protection des populations :

- dans les territoires où l'exposition interne par inhalation de radionucléides de l'air a été la contribution majoritaire, avec une cinétique de prise de dose rapide, ce sont des actions de protection d'urgence telles que la mise à l'abri, l'évacuation d'urgence ou la prise d'iode stable qui étaient les plus indiquées (cf. § 8.3.1) ;
- dans les territoires où l'exposition externe due au rayonnement des dépôts radioactifs a été la contribution majoritaire, avec une cinétique de prise de dose plus lente mais durable, ce sont des actions de protection envisagées en situation post-accidentelle qui étaient les plus indiquées, notamment l'éloignement à court terme (toutefois moins urgent qu'une évacuation d'urgence en cas d'exposition au panache) pour les populations résidant dans les territoires ayant reçu les dépôts les plus importants.

8.3.3. ESTIMATION DES DOSES SUSCEPTIBLES D'AVOIR ETE REÇUES REÇUES PAR LA POPULATION PAR EXPOSITION EXTERNE AUX DEPOTS RADIOACTIFS

Le 8 avril 2011, l'IRSN a réalisé une première estimation des doses que pourraient recevoir la population vivant dans les territoires contaminés au Japon, dues à l'exposition externe au rayonnement gamma émis par les dépôts radioactifs, en interprétant les mesures aéroportées des débits de dose réalisées par le DoE/NNSA des États-Unis et publiées sur son site internet le 7 avril 2011. A cette date, l'IRSN ne disposait d'aucun résultat de mesure sur la composition isotopique des dépôts radioactifs et les prévisions de doses potentiellement reçues au cours de la première année de l'accident tenaient compte de la composition isotopique du terme source alors estimé par l'IRSN (voir chapitre 6, § 6.1) et de l'analyse des profils de décroissance du débit de dose mesuré en différents points du

territoire concerné. Fin avril 2011, le MEXT a publié de nouvelles cartes de débit de dose et de dépôts de césiums 134 et 137, ainsi qu'une carte d'estimation de doses due à l'exposition externe au dépôt au cours de la première année (carte de la Figure 8-7). Le MEXT a ensuite périodiquement actualisé cette carte de prévision de doses, à l'issue des nouvelles campagnes de mesures réalisées, mais sans changement significatif par rapport à la première carte publiée fin avril 2011. Comme attendu, les valeurs de dose les plus élevées concernent les territoires ayant reçu les dépôts les plus importants, formés entre le 15 et le 16 mars 2011 sur plusieurs dizaines de kilomètres au nord-ouest de la centrale de Fukushima Dai-ichi, lors de fortes précipitations de pluie et de neige au moment de la dispersion atmosphérique d'un rejet du réacteur n°2.

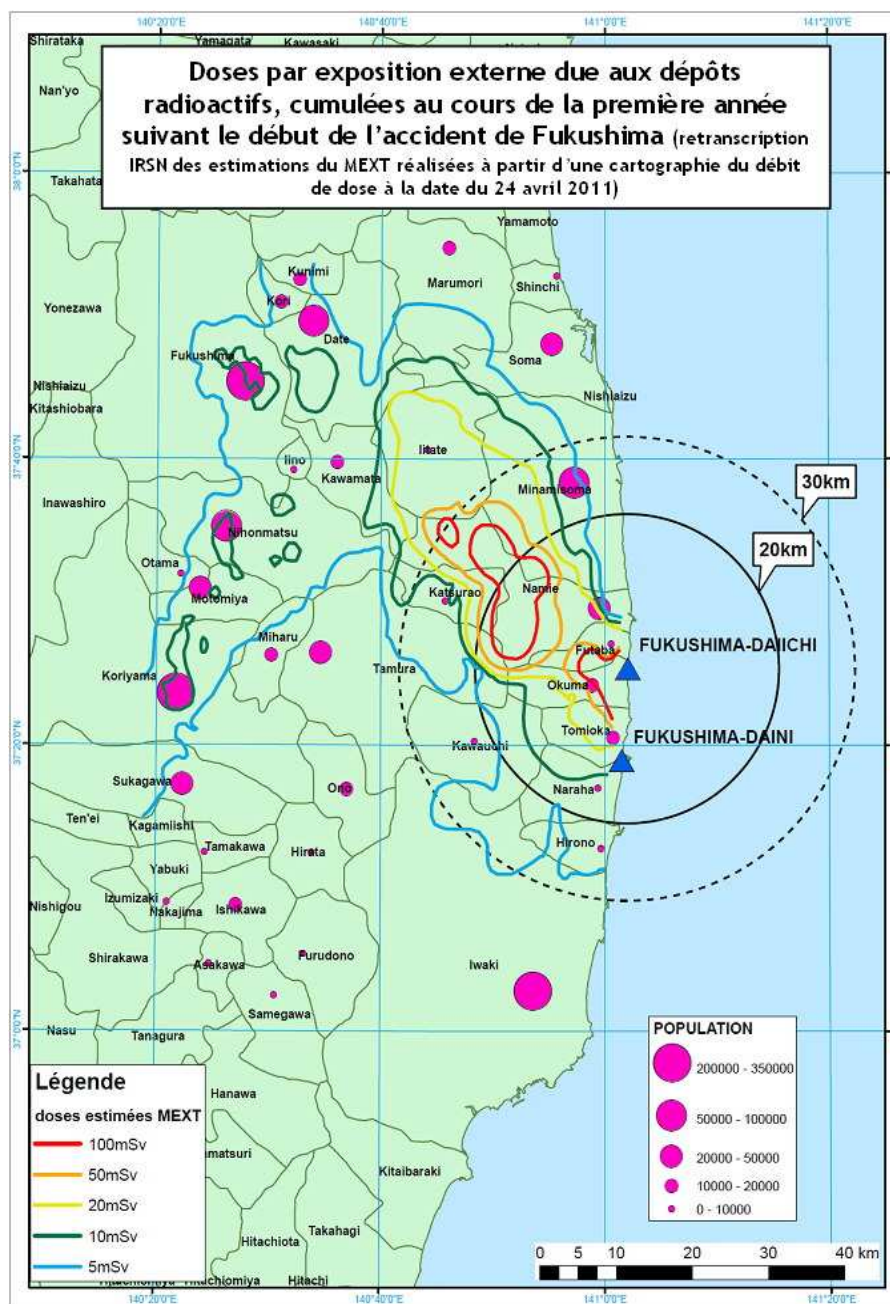


Figure 8-7 - Carte des prévisions de doses cumulées sur la première année suivant l'accident (du 11 mars 2011 au 11 mars 2012), reçue par exposition externe due aux dépôts radioactifs (d'après la carte du MEXT réalisée le 24 avril 2011).

L'estimation des doses susceptibles d'être reçues par exposition externe aux dépôts radioactifs, sur une période donnée (1 mois, 3 mois, un an, etc. après le début de l'accident), tient compte de plusieurs facteurs :

- la vitesse de décroissance du débit de dose ambiant résultant des dépôts radioactifs, qui dépend de la composition isotopique initiale de ces dépôts. Dans sa première évaluation, l'IRSN avait surestimé la part du couple baryum 140/lanthane 140 dans les dépôts, conduisant alors à sous-estimer d'un facteur 2,5 la dose potentiellement reçue au bout d'un an, par rapport aux estimations du MEXT. Ces dernières tiennent compte des mesures d'activité des radionucléides dans les dépôts, qui ont montré que ceux-ci contenaient initialement des radionucléides de courte période (iode 131 et tellure 132/iode 132) puis, après disparition de ces radionucléides par décroissance radioactive, majoritairement du césium 134 et 137 (cf. chapitre 6) ;
- les hypothèses sur le temps de présence à l'extérieur et sur le facteur de protection (FP) des bâtiments (diminution du débit de dose à l'intérieur par rapport à celui mesuré à l'extérieur ; voir § 8.3.1). Les valeurs retenues par l'IRSN (12 heures par jour à l'extérieur et FP = 0,3) étaient différentes de celles retenues par le MEXT (8 heures par jour à l'extérieur et FP = 0,4), mais la combinaison de ces deux paramètres donnent *in fine* un résultat équivalent (atténuation globale d'un facteur 0,65 pour l'IRSN, et de 0,6 pour le MEXT).

Ces estimations sont indicatives et ne tiennent pas compte de la variabilité de facteurs pris en compte, liés notamment à l'hétérogénéité locale des dépôts radioactifs (présence de « points chauds » ; voir chapitre 6) ou au mode de vie des personnes (temps passé à l'extérieur, protection apportée par les différents bâtiments occupés, déplacements, etc.). Par exemple, le fait de ne passer que 4 heures par jour à l'extérieur dans les territoires contaminés peut conduire à une réduction de la dose d'environ 20% (voire plus, en fonction de l'effet protecteur des bâtiments) par rapport à la valeur estimée par le MEXT.

En comparant la carte des doses publiée par le MEXT et celle sur les dépôts cumulés de césiums 134 et 137, il est possible d'en déduire un facteur de conversion entre la dose par exposition externe due aux dépôts, cumulée sur la première année, et l'activité surfacique des césiums 134 et 137 : 16,6 mSv par MBq/m² de ¹³⁴⁺¹³⁷Cs. Par ailleurs, en utilisant les données démographiques de la préfecture de Fukushima provenant du « Statistics Bureau, Ministry of Internal Affairs and Communications, Japan » (site internet <http://www.stat.go.jp/>), l'IRSN en a déduit qu'en dehors de la zone d'évacuation d'urgence de 20 km autour de la centrale de Fukushima Dai-ichi, près de 70 000 personnes habitant dans des territoires ayant un dépôt de ¹³⁴⁺¹³⁷Cs supérieur à 600 000 Bq/m² étaient susceptibles de recevoir une dose supérieure à 10 mSv au cours de la première année, due à l'exposition externe au dépôt. En l'absence d'évacuation des territoires les plus contaminés (dose annuelle dépassant 20 mSv), décidée le 22 avril 2011 par les autorités japonaises, cette dose aurait même pu dépasser 50 mSv pour environ 5 300 personnes. **A l'intérieur du périmètre d'exclusion de 20 km, des doses encore plus importantes, dépassant 200 mSv, aurait pu être atteintes, d'après les cartes publiées par le MEXT. Ces estimations confirment qu'il ne pouvait pas être envisagé de faire revenir dans cette zone les populations évacuées en urgence au moment de l'accident.**

Comme pour la phase de rejet, la cinétique de prise de dose due aux dépôts radioactifs n'a pas été constante au cours du temps. Immédiatement après leur formation, dans la nuit du 15 au 16 mars 2011, les dépôts surfaciques étaient majoritairement composés de radionucléides de courte période radioactive (¹³¹I, ¹³²Te/¹³²I) ; au bout d'un mois, à cause de la décroissance rapide de ces radionucléides, l'activité totale des dépôts surfaciques rémanents ne représentait plus que 15% de l'activité initiale, et le débit de dose ambiant mesuré sur la même période dans les mêmes territoires avait diminué d'autant (voir chapitre 6, § 6.2.3.4). Ainsi, les cartes de la Figure 8-8 représentent les doses cumulées pour le premier mois (du 15 mars au 15 avril 2011) d'exposition externe aux dépôts, et les doses cumulées pour les 12 mois suivants (du 15 avril 2011 au 15 avril 2012). Elles ont été obtenues par l'IRSN par interprétation de la carte des iso-débits de dose à la date du 24 avril 2011 publiée par le MEXT, en prenant une composition isotopique des dépôts déduite du terme source estimé par l'IRSN. Les doses ont été calculées pour une personne supposée passer la moitié de son temps à l'extérieur (12h/jour) et l'autre moitié dans un bâtiment avec un facteur de protection de 0,3.

Ces estimations montrent que les doses potentiellement reçues au cours du premier mois par exposition externe due aux dépôts représentent environ le tiers des doses cumulées au cours des 12 mois suivants. Ces résultats confirment l'importance d'engager au plus tôt des actions de protection vis-à-vis des populations, en éloignant celles qui se trouvent dans les territoires les plus contaminés et qui pourraient ainsi être exposées à des doses significatives dès le premier mois suivant la formation des dépôts. A titre indicatif, le territoire (hors zone d'exclusion des 20 km) où une dose dépassant 10 mSv aurait pu être reçue entre le 15 mars et le 15 avril 2011 est représenté sur la carte de la Figure 8-9, déduite de la carte de gauche de la Figure 8-8 ; dans cette zone, les doses auraient pu atteindre jusqu'à plus de 25 mSv, sans tenir compte des doses dues à l'exposition au panache radioactif entre le 12 et le 25 mars (cf. § 8.3.2) ni de celles dues à la consommation éventuelle de denrées contaminées (cf. § 8.3.4). Sont concernées par cette zone une partie des communes de Minamisoma (sud-ouest), d'Iitate, de Namie et de Katsurao (est).

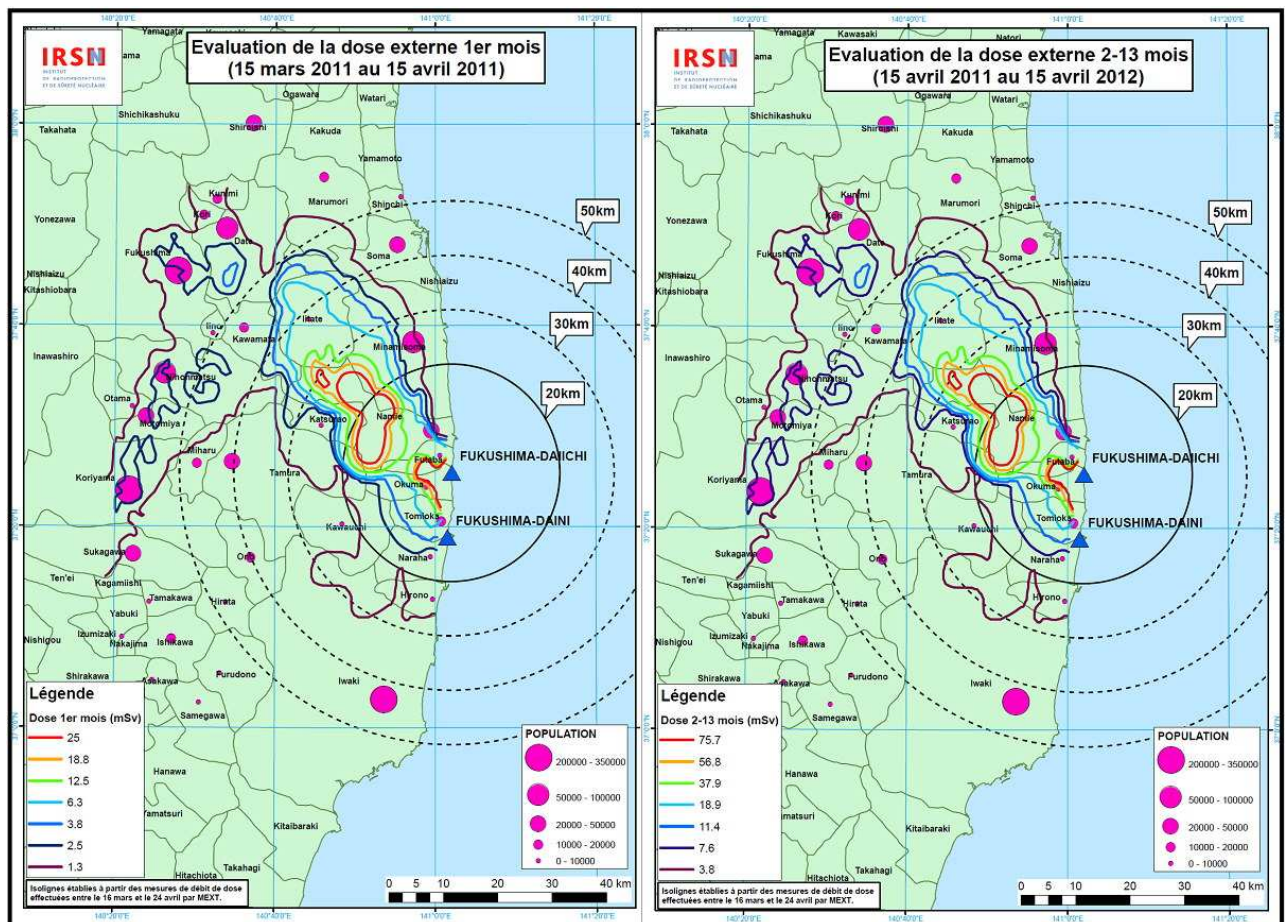


Figure 8-8 - Cartes représentant les doses par exposition externe due aux dépôts radioactifs susceptibles d'avoir été reçues au terme du 1^{er} mois (carte de gauche) et au cours du 2^{ème} au 13^{ème} mois suivant la formation des dépôts dans la préfecture de Fukushima (estimation de l'IRSN déduite de la carte du MEXT des iso-débits de dose à la date du 24 avril 2011).

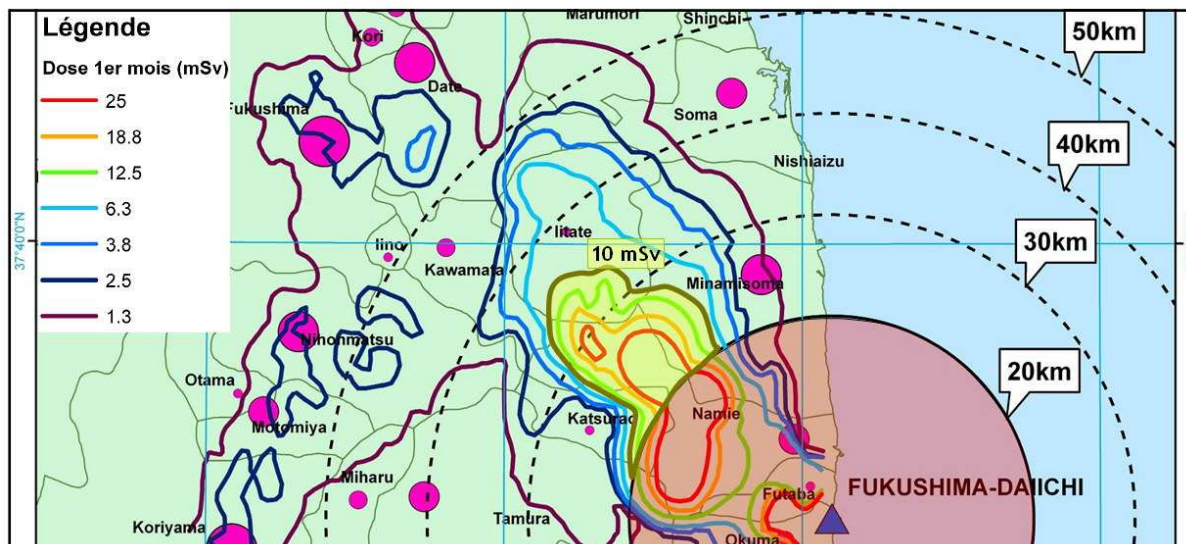


Figure 8-9 - Zone (en jaune) où les doses par exposition externe due aux dépôts radioactifs sont susceptibles d'avoir été supérieures à 10 mSv au terme du 1^{er} mois suivant la formation des dépôts dans la préfecture de Fukushima (d'après la carte de gauche de la Figure 8-8). La zone circulaire en rouge correspond à la zone des 20 km évacuée en urgence au moment de l'accident.

De même, le territoire (hors zone d'exclusion des 20 km) où une dose dépassant 10 mSv aurait pu être reçue entre le 15 avril 2011 et le 15 avril 2012 est représenté sur la carte de la Figure 8-9, déduite de la carte de gauche de la Figure 8-8. Cette zone est plus étendue que la précédente et correspond approximativement à la zone d'éloignement planifiée mise en place à partir du 22 avril par les autorités japonaises (à l'exception d'un petit secteur de la commune de Date), qui comprend la totalité des communes d'Iitate, de Namie et de Katsurao (en plus des parties de ces deux dernières communes déjà évacuées en urgence le 12 mars) ainsi qu'une partie des communes de Minamisoma et de Kawamata (district de Yamagiya). Dans les parties les plus contaminées de cette zone, les doses qui auraient pu être reçues au cours de cette période, en l'absence d'éloignement, sont estimées supérieures à 75 mSv, en plus des doses déjà reçues au cours du 1^{er} mois suivant la formation des dépôts ou par d'autres voies d'exposition (inhalation, ingestion de denrées contaminées, ingestion fortuite).

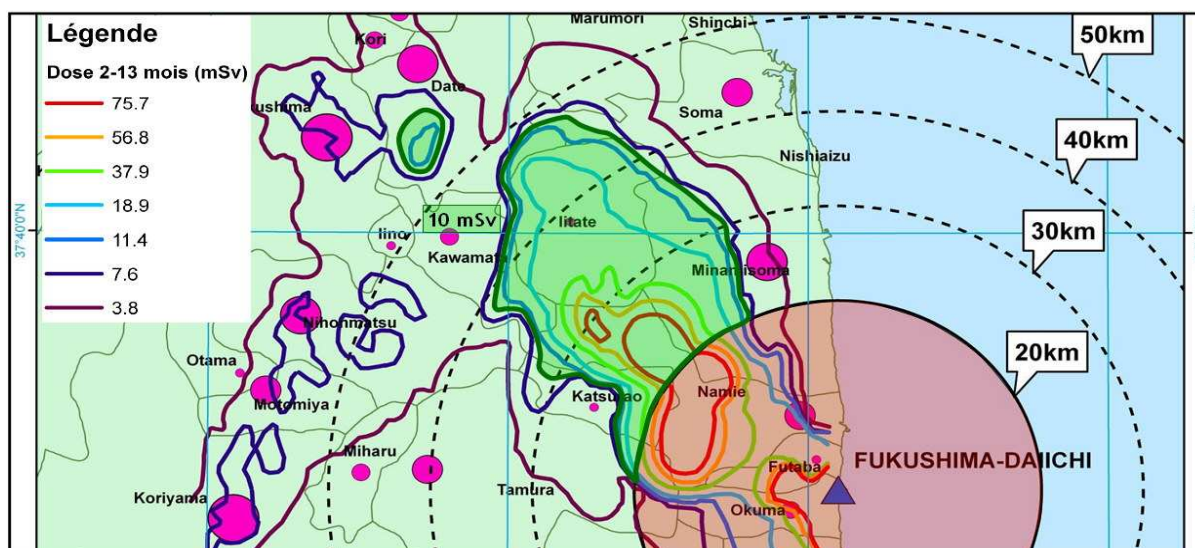


Figure 8-10 - Zone (en vert) où les doses par exposition externe due aux dépôts radioactifs sont estimées supérieures à 10 mSv entre le 15 avril 2011 et le 15 avril 2012 dans la préfecture de Fukushima (d'après la carte de gauche de la Figure 8-8). La zone circulaire en rouge correspond à la zone des 20 km évacuée en urgence au moment de l'accident.

Comme précédemment, ces estimations de dose sont indicatives et ne préjugent pas de caractéristiques radiologiques particulières pouvant conduire localement à des niveaux de dose à revoir significativement à la hausse ou à la baisse.

8.3.4. RISQUES LIÉS A L'EXPOSITION INTERNE PAR INGESTION DE DENRÉES CONTAMINÉES

L'IRSN ne dispose pas à ce jour de suffisamment d'information lui permettant de réaliser une estimation fiable des doses reçues au Japon par ingestion de denrées contaminées, notamment au cours des semaines suivant l'accident, pour la population qui résidait dans les territoires ayant reçu les dépôts au sol les plus importants. En effet, l'estimation de ces doses dépend non seulement des niveaux de contamination des denrées produites sur ces territoires, partiellement connus grâce aux mesures publiées (voir chapitre 6, § 6.3), mais aussi de la connaissance des rations alimentaires des populations concernées et du respect effectif des mesures d'interdiction décidées par les autorités japonaises.

Afin de situer le niveau de risque auquel une partie de la population japonaise a pu être exposée, sans se prononcer sur la réalité de ce risque au Japon, l'IRSN a calculé les doses reçues pour un scénario d'ingestion de denrées contaminées à des niveaux observés dans certains territoires au Japon. Immédiatement après la dispersion des rejets radioactifs, deux catégories de denrées étaient particulièrement sensibles aux retombées radioactives et présentaient à ce titre un risque significatif pour le consommateur :

- les légumes à feuilles, tels que les épinards, dont la contamination mesurée au Japon a atteint plusieurs dizaines de milliers de Bq/kg en iode 131, césium 134 et césium 137, à une centaine de km de la centrale de Fukushima Dai-ichi. Des niveaux de contamination théoriquement beaucoup plus élevés, dépassant le million de Bq/kg, auraient pu être atteints dans les territoires les plus contaminés à l'extérieur de la zone d'exclusion de 20 km mais aucune mesure effectuée au Japon n'atteste de tel niveau, peut-être parce qu'à la date de l'accident, en sortie d'hiver, aucune production n'était encore prête à être récoltée dans ces territoires ;
- le lait de vache, dont la contamination mesurée au Japon a atteint plusieurs milliers de Bq/L en iode 131 et quelques centaines de Bq/L en césium 134 et césium 137, pendant environ une semaine, notamment à Iitate et Kawamata. Des niveaux de contamination théoriquement beaucoup plus élevés, de l'ordre de 100 000 Bq/L pour chacun de ces trois radionucléides, auraient pu être atteints dans les territoires les plus contaminés d'Iitate au cours de la même période (cf. chapitre 6, § 6.3.2.2), mais là encore aucune mesure effectuée au Japon n'atteste de tel niveau, probablement parce qu'à la date de l'accident, en sortie d'hiver, le bétail était nourri avec du fourrage récolté l'année précédente, relativement peu contaminé (sauf éventuellement s'il était resté à l'air libre).

Des calculs ont été effectués à partir des données de mesure disponibles pour le lait et certains légumes (tableaux 8-II et 8-III), en supposant qu'ils aient été consommés par des enfants de 1 an et de 5 ans. Il est à noter que le lait et les légumes dont les taux de radioactivité sont indiqués dans les tableaux ci-dessous n'ont pas été commercialisés pour la plupart.

Tableau 8-II - Concentrations en iode et césium mesurées dans du lait prélevé (mais non commercialisé) fin mars 2011 dans les préfectures de Fukushima et de Ibaraki

Préfecture	Secteur	Date de prélèvement	Date de mesure	I-131 (Bq/L)	Cs-134 (Bq/L)	Cs-137 (Bq/L)
Fukushima	Kawamata-machi	20/03/11	20/03/11	5 300	9	11
Fukushima	litate-mura	19/03/11	20/03/11	5 200	210	210
Fukushima	Kawamata-machi	22/03/11	23/03/11	2 600	24	30
Ibaraki	Kawachi-machi	19-21/03/11	22/03/11	1 700	64	
Ibaraki	Mito-shi	19-21/03/11	22/03/11	1 700	15	
Fukushima	Kawamata-machi	17/03/11	19/03/11	1 510	ND	ND
Fukushima	Kunimi-machi	19/03/11	19/03/11	1 400	13	23
Ibaraki	Kawachi-machi	19-21/03/11	22/03/11	1 300	54	
Fukushima	Kawamata-machi	20/03/11	20/03/11	1 200	9,5	8,7
Fukushima	Kawamata-machi	16/03/11	18/03/11	1 190	ND	18,4
Fukushima	litate-mura	22/03/11	23/03/11	1 000	25	28
Ibaraki	Kawachi-machi	19-21/03/11	22/03/11	1 000	38	
Fukushima	Iwaki-shi	19/03/11	19/03/11	980	ND	6,6
Fukushima	Kawamata-machi	18/03/11	19/03/11	932	ND	ND
Ibaraki	Kawachi-machi	19-21/03/11	22/03/11	900	68	

ND : non déterminé

Tableau 8-III - Concentrations en iode et césium mesurées dans des légumes prélevés (mais non commercialisés) fin mars 2011 dans les préfectures de Fukushima et de Ibaraki

Préfecture	Secteur	Légume	Date de prélèvement	Date de mesure	I-131 (Bq/kg)	Cs-134 (Bq/kg)	Cs-137 (Bq/kg)
Ibaraki	Hitachi-shi	Epinards	18/03/11	20/03/11	54 100	1 931	
Ibaraki	Hitachi-shi	Epinards	18/03/11	20/03/11	25 200	1 105	
Ibaraki	Kitaibaraki-shi	Epinards	18/03/11	20/03/11	24 000	690	
Fukushima	Kawamata-machi	Shinobuhuyuna	21/03/11	22/03/11	22 000	14 000	14 000
Ibaraki	Hitachioomiya-shi	Epinards	18/03/11	20/03/11	19 200	1 040	
Fukushima	Tamura-shi	Epinards	21/03/11	22/03/11	19 000	20 000	20 000
Ibaraki	Hitachioomiya-shi	Epinards	18/03/11	20/03/11	17 800	908	
Fukushima	litate-mura	Brocoli	21/03/11	22/03/11	17 000	7 000	6 900
Ibaraki	Naka-shi	Epinards	18/03/11	20/03/11	16 100	911	
Fukushima	Hirata-mura	Epinards	21/03/11	22/03/11	16 000	1 000	1 100
Ibaraki	Takahagi-shi	Epinards	18/03/11	19/03/11	15 020	524	
Fukushima	Motomiya-shi	Kukitachina	21/03/11	22/03/11	15 000	41 000	41 000

N'ayant pas d'informations suffisamment détaillées sur les régimes alimentaires de ces enfants, il a été admis que les quantités de lait et de légumes consommées étaient comparables à celles consommées en moyenne par les jeunes enfants en France. Les calculs montrent alors que, pour un niveau donné de contamination de ces aliments, c'est l'enfant de 1 an qui reçoit les doses les plus élevées.

La dose efficace moyenne calculée pour l'enfant de 1 an ayant consommé le lait contaminé du tableau 8-II est de 0,07 mSv, due essentiellement à l'iode 131. La valeur maximale obtenue pour le lait le plus contaminé mesuré est de 0,22 mSv/jour. La dose efficace moyenne pour les légumes est de 0,14 mSv, celle maximale de 0,35 mSv. Selon les mêmes hypothèses, les doses équivalentes à la thyroïde seraient respectivement de 1,5 et 4,5 mSv/j pour le lait et 2,6 et 6,9 mSv/j pour les légumes feuilles du tableau 8-III. Il ne peut cependant pas être exclu que des concentrations 10 à 100 fois supérieures aux valeurs moyennes aient été atteintes dans les territoires les plus contaminés. Les doses associées seraient alors à multiplier d'autant, soit des doses efficaces engagées pouvant dépasser une dizaine de mSv par jour.

Il faut noter que ces estimations de dose ne prennent pas en compte les autres radionucléides susceptibles d'être présents. La modélisation montre que les doses estimées pourraient être augmentées de l'ordre de 10 à 30% environ en tenant compte de l'ensemble des radionucléides présents dans les rejets.

Ces estimations appellent les commentaires suivants : les calculs ont été effectués pour une consommation journalière d'aliments à la fin mars, c'est-à-dire au moment où la contamination des aliments était maximale. Ils ne peuvent pas être extrapolés au-delà de cette période. En effet, compte tenu de la décroissance rapide des concentrations observées dans ces denrées entre le 20 mars et le 20 avril (facteur 100 à 1 000) due à l'effet conjugué de la décroissance radioactive (pour l'iode) et de la dilution du dépôt foliaire initial par croissance de biomasse (pour l'iode comme pour le césium), les doses journalières engagées à partir de la fin mars seraient beaucoup plus faibles. Par ailleurs, les calculs ne tiennent pas non plus compte des pertes d'activité pouvant se produire entre le prélèvement et la consommation de l'aliment, dues en particulier à la préparation de ces aliments. Enfin, les contrôles de contamination alimentaires et les interdictions de consommation mis en œuvre par les autorités japonaises ont très certainement contribué à réduire les doses réellement reçues.

Ingestion de terre

La dose due à l'ingestion fortuite de terre contaminée peut être estimée à partir des données d'activité massique figurant au Tableau 6-III. En admettant qu'un enfant de 1 an ait ingéré 0,1 g⁴⁶ de terre le 31 mars 2011, la dose efficace reçue est de 0,002 mSv. Sa dose est de 0,007 mSv en admettant qu'il l'ait ingérée le 15 mars, date où les dépôts étaient supposés les plus importants. La dose équivalente à la thyroïde est égale à 0,03 mSv et 0,13 mSv respectivement pour une ingestion le 31 mars et le 15 mars 2011.

8.4. BILAN DES CONTROLES EFFECTUES PAR L'IRSN SUR DES RESSORTISSANTS FRANÇAIS

Dès les premières 48 heures qui ont suivies l'accident, l'IRSN a été contacté d'une part, par des médecins du travail en charge du suivi de salariés français de retour du Japon, de personnels navigants, de journalistes partis au Japon pour couvrir les événements et, d'autre part, par des expatriés français au Japon envisageant leur retour temporaire ou définitif en France. Toutes ces personnes se sont adressées à l'IRSN pour savoir si elles avaient été ou non contaminées par des éléments radioactifs au cours de leur séjour au Japon.

Afin de répondre aux interrogations de ces ressortissants français, l'IRSN leur a proposé la réalisation d'une mesure anthroporadiométrique sur le site IRSN du Vésinet (Yvelines), mesure permettant de détecter la présence éventuelle de radioéléments qui auraient été incorporés dans l'organisme et de quantifier la quantité totale de radioactivité incorporée, ces informations permettant ensuite de calculer la dose interne reçue par la personne mesurée. Pour chaque personne, un examen anthroporadiométrique comprend la réalisation de deux mesures : une au niveau du corps entier (durée de la mesure : 20 minutes) et une au niveau de la thyroïde (durée de la mesure : 15 minutes).

A la fin de l'année 2011, l'IRSN avait réalisé 280 examens anthroporadiométriques sur 268 personnes, dont 95 journalistes, 62 salariés d'entreprises exerçant des activités au Japon, 36 personnels navigants et 75 particuliers (Figure 8-11). Quelques personnes ayant été mesurées plusieurs fois, soit parce qu'elles ont effectué plusieurs déplacements au Japon, soit parce qu'il s'agissait de salariés ayant bénéficié d'un examen avant leur départ et d'un examen à leur retour, le nombre d'examens anthroporadiométriques est supérieur au nombre de personnes mesurées.

⁴⁶ Cette quantité de terre est considérée à titre indicatif. Pour information, c'est la valeur recommandée par le Guide méthodologique - Gestion des sites potentiellement pollués par des substances radioactives, Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement - IRSN - ASN, décembre 2011.

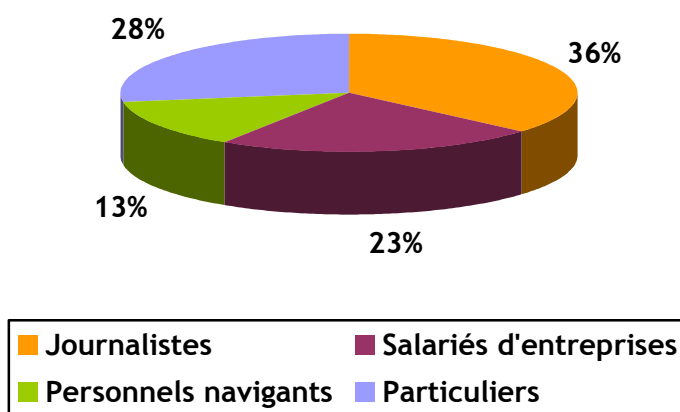


Figure 8-11 - Répartition des examens anthroporadiométriques réalisés entre le 14 mars 2011 et le 19 décembre 2011 en fonction des personnes mesurées

Le tableau 8-IV montre que parmi les 84 examens anthroporadiométriques ayant mis en évidence la présence de radioactivité chez la personne mesurée (soit 30% d'examens positifs), aucun ne concerne les personnels navigants d'Air France. En effet, la compagnie aérienne a très rapidement pris la décision de faire stationner ses appareils et personnels à Séoul, l'aéroport de Narita devenant temporairement une escale pour débarquer et embarquer les passagers. Suite à cette décision de la compagnie, le médecin en charge du suivi du personnel navigant a dès lors réservé ses prescriptions d'examens anthroporadiométriques aux seuls salariés dont l'état d'anxiété le justifiait.

Tableau 8-IV - Répartition des examens anthroporadiométriques réalisés et des examens anthroporadiométriques positifs entre le 14 mars 2011 et le 19 décembre 2011 en fonction des personnes mesurées

	Nombre de personnes mesurées	Nombre d'examens anthroporadiométriques réalisés	Nombre d'examens anthroporadiométriques positifs
Journalistes	95	99	62 (62,6%)
Salariés d'entreprises	62	70	4 (5,7%)
Personnels navigants	36	36	0 (0%)
Particuliers	75	75	18 (24%)
Total	268	280	84 (30%)

La Figure 8-12 indique que 77% des examens anthroporadiométriques pratiqués chez les journalistes ont été réalisés au cours des trois premières semaines qui ont suivi l'accident. Pour ce qui concerne les particuliers (expatriés et étudiants), les examens ont été concentrés essentiellement en deux vagues : ainsi, un tiers des examens a été réalisé au cours des deux premières semaines et un deuxième tiers au cours de la période des congés de juillet à septembre 2011. S'agissant des salariés, les examens anthroporadiométriques ont été réalisés au gré de leurs déplacements professionnels au Japon.

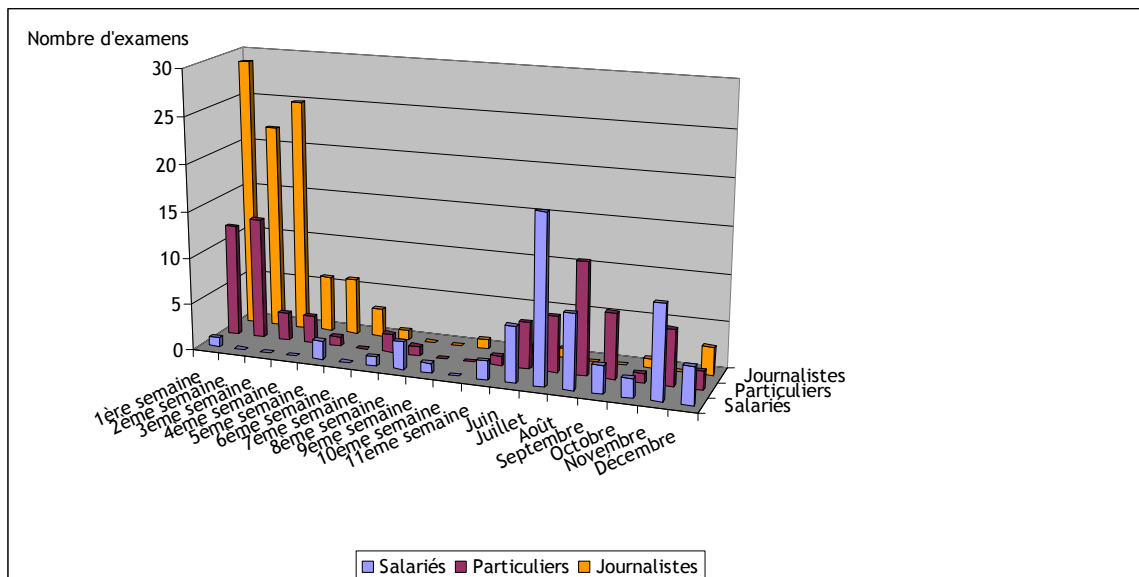


Figure 8-12 - Evolution du nombre d'exams anthroporadiométriques réalisés chez les journalistes, particuliers et salariés d'entreprises entre le 11 mars 2011 et le 19 décembre 2011

Pour chaque personne pour laquelle la présence d'éléments radioactifs a été détectée, la dose efficace et la dose équivalente à la thyroïde ont été calculées. L'iode 131 a été l'isotope le plus fréquemment détecté chez les personnes mesurées. Ont également été détectés chez quelques personnes de l'iode 132, du tellure 132 et beaucoup plus rarement du césium 137.

Les Figure 8-13 et Figure 8-14 montrent respectivement la distribution des doses efficaces et des doses équivalentes à la thyroïde calculées pour les personnes dont l'examen anthroporadiométrique s'est avéré positif.

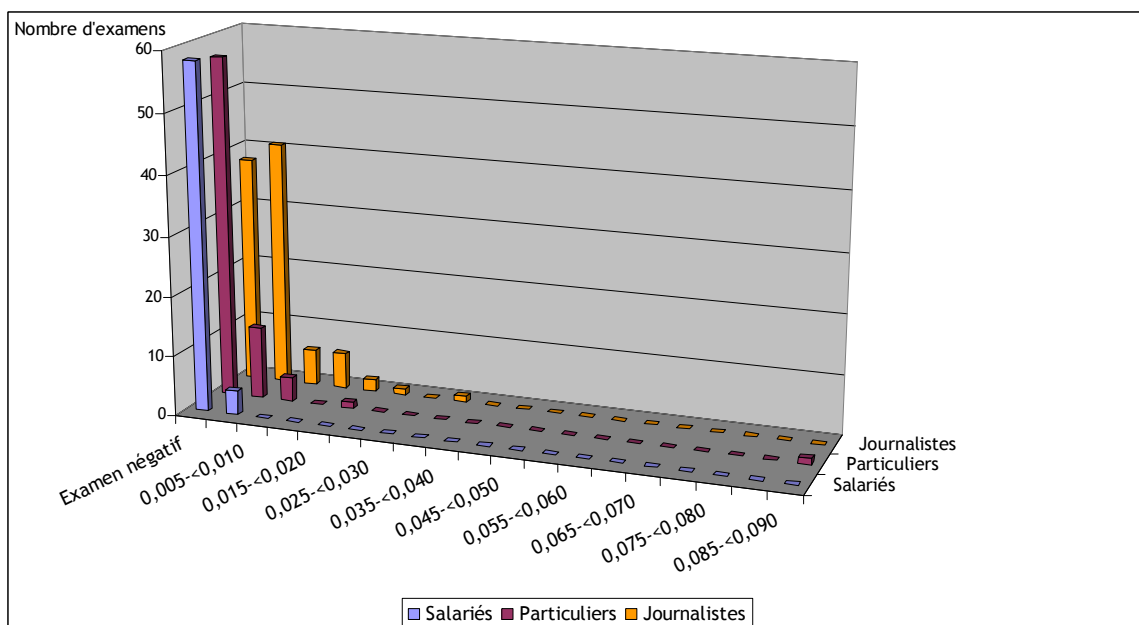


Figure 8-13 - Répartition des doses efficaces en fonction des personnes mesurées (en mSv)

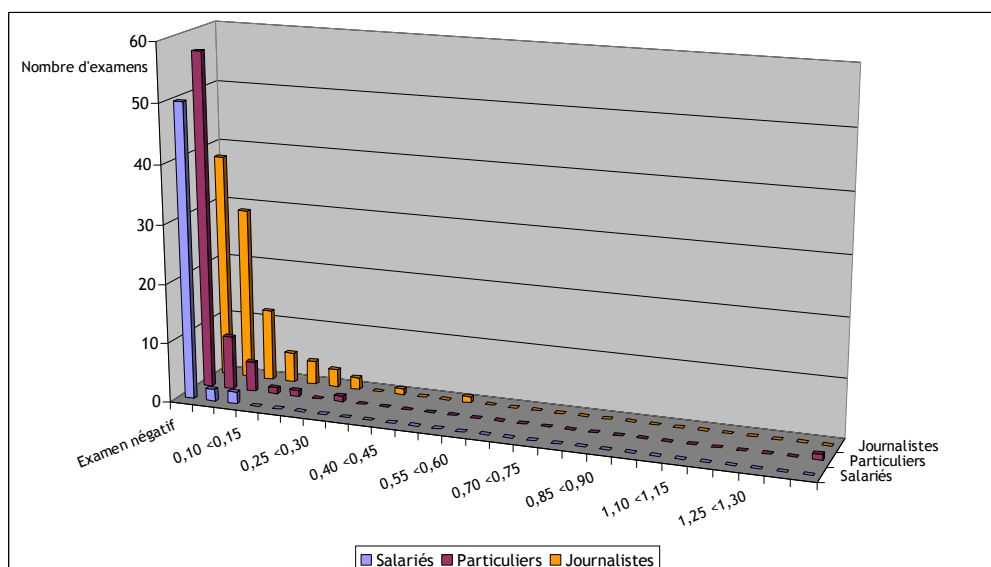


Figure 8-14 - Répartition des doses équivalentes à la thyroïde en fonction des personnes mesurées (en mSv)

Pour la personne la plus exposée, la dose efficace est inférieure à 0,1 mSv et la dose équivalente à la thyroïde est inférieure à 1,4 mSv. A titre de comparaison, la limite réglementaire annuelle d'exposition pour le public est de 1 mSv en dose efficace (à comparer à la dose maximale calculée de 0,1 mSv pour les ressortissants français mesurés) et la dose équivalente à la thyroïde qui déclenche le processus d'administration d'iode stable est de 50 mSv (à comparer à la dose maximale calculée de 1,4 mSv pour les ressortissants français mesurés). A de tels niveaux d'exposition, il n'y a donc aucune conséquence sanitaire à craindre pour les ressortissants français mesurés.

La Figure 8-15 montre la répartition géographique de particuliers résidant au Japon, dans les villes de Sendai, Iwaki, Koriyama, Fukushima au moment des épisodes de rejets les plus importants, soit entre le 15 et le 16 mars, et à Tokyo (15 et 16 mars et entre le 20 mars après-midi et le 23 mars), pour lesquels l'examen anthroporadiométrique, réalisé à leur retour en France s'est révélé positif.

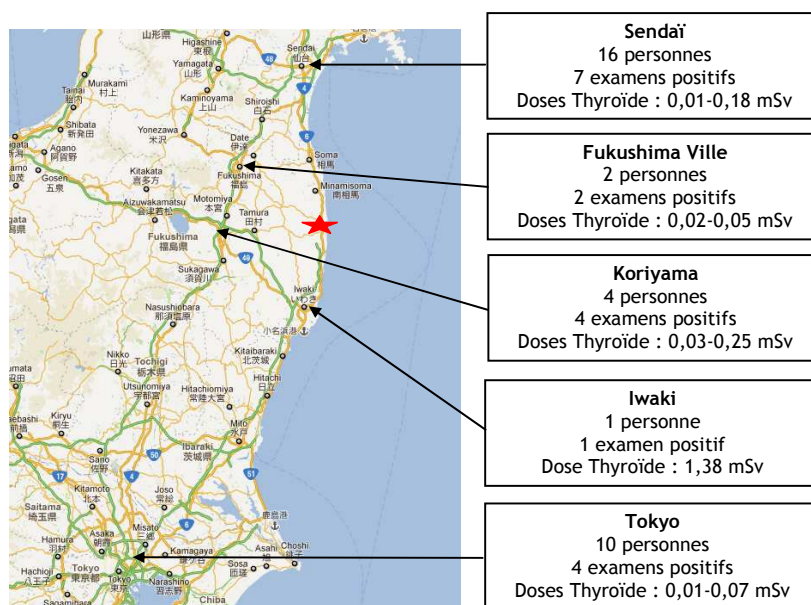


Figure 8-15 - Répartition géographique de particuliers résidant à Sendai, Fukushima, Koriyama, Iwaki au moment des rejets du 15-16 mars ou Tokyo (rejets du 15-16 mars et du 20-23 mars 2011) dont la mesure par anthroporadiométrie s'est révélée positive

La Figure 8-16 montre la répartition géographique de journalistes présents à Tokyo ou à Soma et Sendai au moment de l'épisode de rejets le plus important, soit entre le 15 et le 16 mars, et pour lesquels l'examen anthroporadiométrique réalisé à leur retour en France dans les jours qui ont suivi s'est révélé positif.

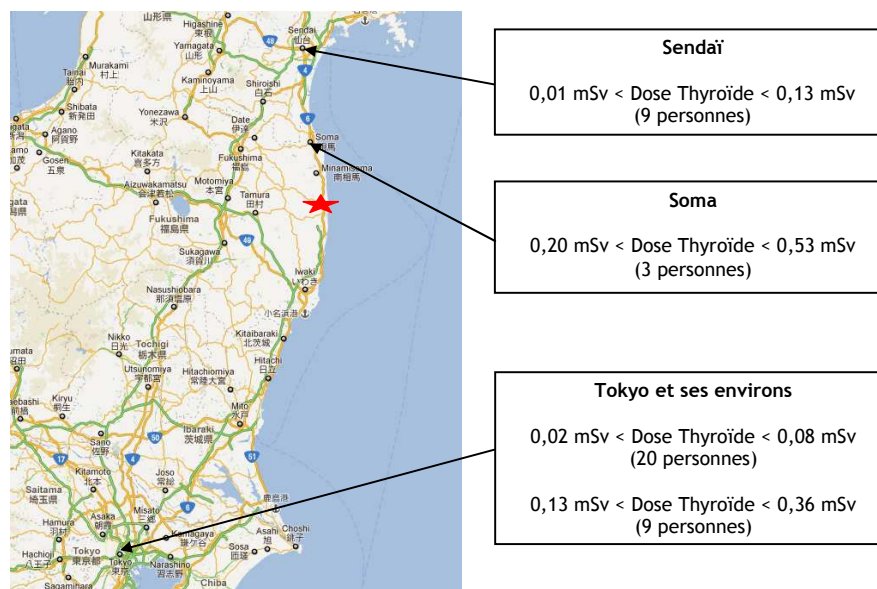


Figure 8-16- Répartition géographique des journalistes présents à Sendai, Soma ou Tokyo au moment des rejets du 15-16 mars dont la mesure par anthroporadiométrie s'est révélée positive

Ces résultats montrent que la contamination des personnes au moment et dans les jours qui ont suivi les rejets dépend essentiellement de leur comportement (notamment, leur temps de présence à l'extérieur) et du lieu précis où elles ont séjourné alors qu'elles se trouvaient dans des régions contaminées, l'influence des conditions locales de météorologie étant prépondérante. Ces résultats ne peuvent pas être généralisés à l'ensemble des personnes séjournant dans une ville, mais peuvent être considérés comme donnant une valeur indicative de la fourchette de doses auxquelles les personnes ont pu être exposées à ces dates et dans ces lieux.

8.5. EFFETS SANITAIRES ET SUIVI MEDICAL DES TRAVAILLEURS EXPOSES

8.5.1. EFFETS SANITAIRES

Selon les informations fournies par les autorités japonaises, aucun effet sanitaire attribuable à une exposition aux rayonnements ionisants n'aurait été observé à ce jour chez les travailleurs engagés dans les opérations menées à la centrale nucléaire de Fukushima. Cependant, compte tenu de la nature des opérations restant à entreprendre, l'apparition dans les mois à venir d'effets directement liés à une exposition à la radioactivité sur la santé des travailleurs ne peut être exclue selon les déclarations de médecins du NIRS.

A ce jour, six décès de travailleurs ont été enregistrés, parmi lesquels aucun ne serait attribuable à une exposition aux rayonnements ionisants, selon les indications des autorités japonaises :

- deux travailleurs sont décédés le 11 mars 2011 des conséquences directes du tsunami et du tremblement de terre ;
- deux travailleurs sont décédés d'un arrêt cardiaque survenu le 14 mai 2011 pour le premier et le 9 janvier 2012 pour le deuxième ;
- un travailleur est décédé d'une leucémie aigüe au mois d'août 2011 ;
- un travailleur est décédé d'un choc septique le 6 octobre 2011.

Par ailleurs, des phénomènes d'hyperthermie (augmentation de la température corporelle) ont été observés chez 43 travailleurs, probablement en raison de tenues de travail insuffisamment réfrigérées.

8.5.2. SUIVI MEDICAL

Une base de données rassemblant les informations relatives au suivi médical des travailleurs est actuellement en cours de mise en place. Chaque travailleur, y compris ceux qui ne sont plus engagés dans les opérations en cours à la centrale de Fukushima Dai-ichi, bénéficiera d'un bilan médical de base comprenant des examens ophtalmologique, auditif, pulmonaire, cardiovasculaire, digestif, ainsi que des analyses biologiques et une évaluation de son état psychologique et psychiatrique.

De plus, les travailleurs ayant reçu une dose supérieure à 50 mSv bénéficieront d'un suivi particulier pour détecter l'apparition éventuelle d'une cataracte ; par ailleurs, ceux ayant reçu une dose supérieure à 100 mSv bénéficieront d'examens complémentaires visant à suivre l'éventuelle apparition de dysfonctionnements thyroïdiens et de certains cancers (poumon, estomac, côlon).

En fonction des observations enregistrées, le suivi médical pourra être révisé dans 3 ans.

8.6. SUIVI EPIDEMIOLOGIQUE DES POPULATIONS EXPOSEES AU JAPON

8.6.1. PRINCIPE DES ETUDES

Dès la fin du mois de juin 2011, les autorités sanitaires japonaises ont conçu et mis en place des études épidémiologiques afin d'évaluer l'état de santé des personnes qui ont été exposées aux rejets radioactifs et de suivre son évolution au cours du temps. En fonction du groupe concerné, ces études sont fondées sur un questionnaire qui sera complété dans certains cas par la réalisation d'examens médicaux. Les résultats de ces études épidémiologiques permettront de disposer d'informations sur l'incidence de base de certaines pathologies au sein de la population japonaise (cancers, leucémies, troubles psychologiques, thyroïdiens, hépatiques, rénaux, diabètes, etc.) et d'évaluer les éventuelles conséquences sanitaires de l'exposition de la population aux retombées radioactives. Prévues pour une durée d'environ 30 ans, le pilotage de ces études a été confié à l'Université médicale de Fukushima en collaboration avec d'autres centres médicaux japonais.

Ces études consistent en la réalisation :

- D'une enquête de base à destination de toutes les personnes se trouvant dans la préfecture de Fukushima pendant la phase des rejets : cette enquête a pour objectif d'estimer la dose externe reçue par les personnes exposées, de recueillir des informations relatives à la prise de comprimés d'iode stable et à la consommation de produits alimentaires et d'eau de boisson, et d'identifier les personnes pour lesquelles un suivi médical au long cours serait nécessaire ; cette enquête sera réalisée sur 2 057 053 personnes.

- D'un bilan thyroïdien réalisé pour tous les enfants âgés de moins de 18 ans qui se trouvaient dans la préfecture de Fukushima pendant la phase des rejets : cette étude a pour objectif principal la mise en évidence d'une éventuelle augmentation des cancers de la thyroïde telle qu'elle a été observée chez les enfants exposés aux retombées radioactives de l'accident de Tchernobyl ; cette étude portera sur environ 360 000 enfants nés jusqu'au 1er mars 2012.
- D'un suivi des anomalies génétiques et congénitales pouvant apparaître chez les enfants nés de femmes ayant déclaré une grossesse entre le 1er août 2010 et le 31 juillet 2011 ; cette étude portera sur environ 20 000 femmes. Cette étude viendra compléter celle lancée en 2010 dans une douzaine de régions du Japon par le ministère japonais de l'environnement sur environ 100 000 femmes enceintes : l'objectif de cette étude (JECS : Japan Environment and Children's Study) est d'évaluer chez les enfants nés de ces mères les conséquences d'une exposition à des toxiques environnementaux chimiques et physiques ; dès sa mise en place, cette étude comprenait des localités proches de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi (Fukushima, Minami Souma, Namie) ; en août 2011, les autorités japonaises ont décidé d'intégrer à cette étude un groupe de 6 900 femmes des villes parmi les plus exposées aux retombées radioactives (Kawamata, Koori, Date, Kunimi) ; tous les enfants nés des mères recrutées dans l'étude JECS seront suivis jusqu'à l'âge de 12 ans.
- De bilans médicaux spécifiques chez les personnes qui ont été évacuées des zones les plus exposées aux retombées radioactives ; cette étude concernera environ 210 000 personnes et permettra de recueillir des informations relatives au style de vie (tabagisme, alcoolisme), à leur état psychologique sur la base d'un questionnaire, à l'incidence de base de pathologies telles que cancers, leucémies, diabètes, troubles hépatiques et rénaux et à la réalisation d'examens radiologiques pouvant impacter la dose externe reçue (scanners en particulier). Par ailleurs, un suivi complémentaire spécifique sur dix ans des troubles psychologiques sera mis en place par le ministère japonais de la santé sur environ 30 000 personnes des préfectures de Fukushima, Iwate et Miyagi.

8.6.2. ETAT D'AVANCEMENT ET PREMIERS RESULTATS

Questionnaire dosimétrique

A partir de la fin du mois de juin 2011, 29 097 questionnaires ont été envoyés aux personnes qui se trouvaient dans les villes de Namie, Iitate et Kawamata au moment des rejets radioactifs. En date du 20 janvier 2012, le taux de réponse était de 50,2 % : le taux le plus faible observé concerne les personnes âgées de 21 à 30 ans (36,5 % de questionnaires complétés) et le plus élevé concerne les personnes âgées de 61 à 70 ans (63,1 % de questionnaires complétés).

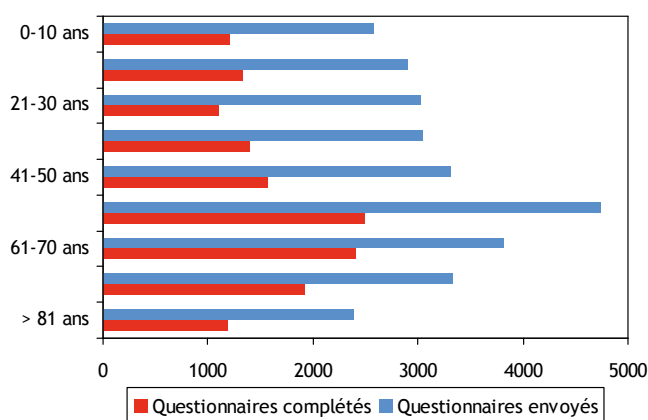


Figure 8-17 - Bilan au 20 janvier 2012 des réponses aux questionnaires envoyés aux personnes présentes à Namie, Iitate et Kawamata au moment des rejets

Sur la base des questionnaires renseignés, les doses externes reçues ont été calculées à l'aide d'un logiciel spécialement développé par le NIRS (*National Institute for Radiological Sciences*) pour 1 589 personnes originaires de Namie, Iitate et Kawamata : pour 62,1 % d'entre elles, la dose externe calculée est inférieure à 1 mSv ; la dose maximale calculée est de 14,5 mSv pour une personne.

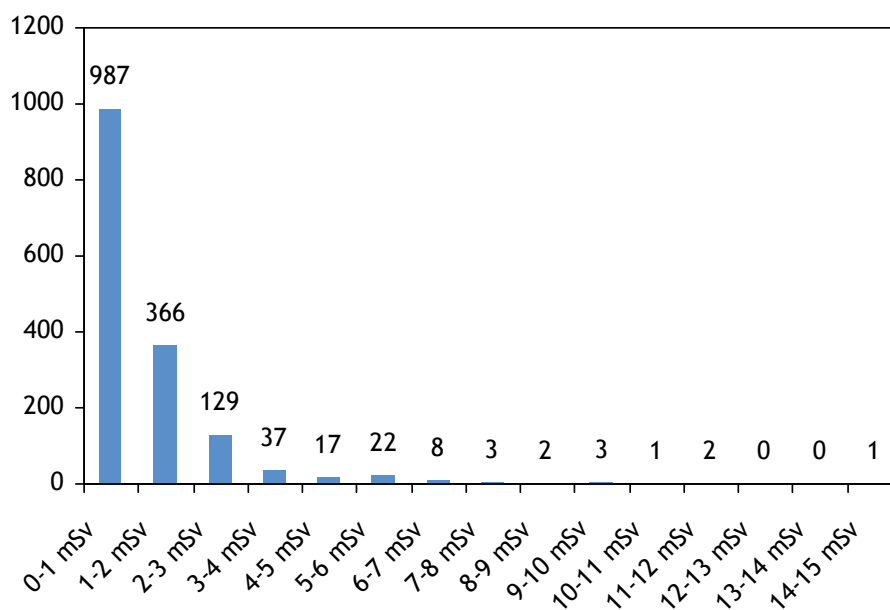


Figure 8-18 - Premiers résultats des calculs des doses externes reçues par les personnes présentes dans la Préfecture de Fukushima au moment des rejets

A partir de la fin du mois d'août 2011, l'envoi des questionnaires a été généralisé à l'ensemble des 2 057 053 personnes qui se trouvaient dans la préfecture de Fukushima au moment des rejets radioactifs. En date du 20 janvier 2012, le taux global de réponse était de 20,8 %.

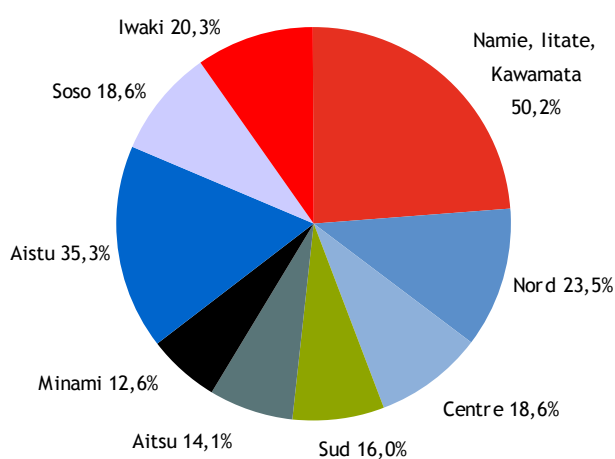


Figure 8-19 - Bilan au 20 janvier 2012 des réponses aux questionnaires envoyés aux personnes présentes dans l'ensemble de la Préfecture de Fukushima au moment des rejets

Evaluation des dysfonctionnements thyroïdiens chez les enfants exposés aux rejets radioactifs

Entre octobre et décembre 2011, les convocations pour la réalisation d'un bilan thyroïdien ont été envoyées à 19 715 enfants qui se trouvaient à Namie, Iitate et Kawamata au moment des rejets radioactifs : 4 908 enfants ont été pris en charge par l'Université médicale de Fukushima et 14 807 par d'autres centres médicaux de la préfecture de Fukushima.

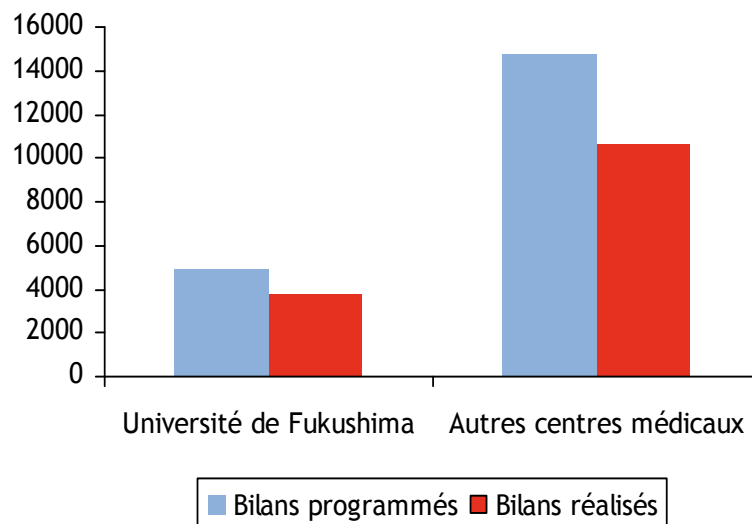


Figure 8-20 - Etat d'avancement des bilans thyroïdiens réalisés chez les enfants par l'ensemble des centres médicaux impliqués

Au 31 décembre 2011, les bilans thyroïdiens avaient été réalisés pour 14 442 enfants : ces bilans initiaux consistent essentiellement en la réalisation d'une échographie thyroïdienne, éventuellement complétée par des examens biologiques et histologiques en cas de détection d'anomalie pathologique. 23,7 % des enfants examinés sont âgés de 0 à 5 ans ; 27,3 % de 6 à 10 ans ; 29,6 % de 11 à 15 ans ; 19,4 % de plus de 16 ans.

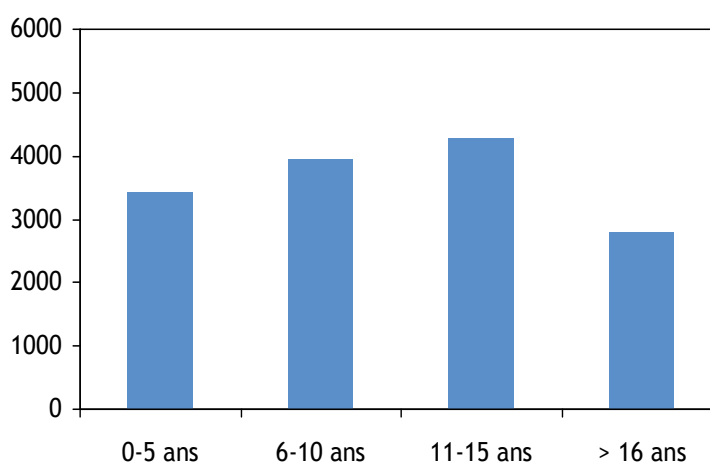


Figure 8-21 - Répartition par tranche d'âge des enfants pour lesquels l'université médicale de Fukushima avait pratiqué un bilan thyroïdien au 31 décembre 2011

Parmi les 3 765 enfants examinés par l'Université médicale de Fukushima, l'échographie thyroïdienne s'est révélée normale pour 69,6 % d'entre eux ; au moins un kyste liquidien considéré comme subnormal (diamètre inférieur à 20 mm) a été mis en évidence chez 28,8 % des enfants ; 1,5 % des enfants présentent au moins un nodule là encore considéré comme subnormal (diamètre inférieur à 5 mm) ; au moins un nodule de diamètre supérieur à 5 mm a été diagnostiqué chez 0,7 % des enfants examinés, sans pour autant qu'il soit nécessaire de mettre en œuvre des examens complémentaires selon l'avis des médecins ; enfin, aucun kyste liquidien de diamètre supérieur à 20 mm n'a été mis en évidence.

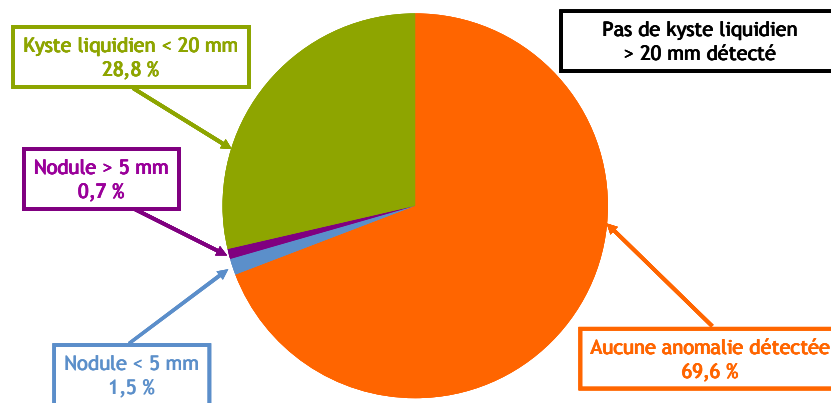


Figure 8-22 - Observations recueillies chez 3 765 enfants ayant bénéficié d'une échographie thyroïdienne

Entre janvier et mars 2012, les convocations pour la réalisation d'un bilan thyroïdien seront envoyées à 27 467 enfants qui se trouvaient à Date, Tamura, Hirono, Naraha, Tomioka, Kawauchi, Okuma, Futaba et Katsurao au moment des rejets radioactifs ; l'envoi des convocations au reste des enfants concernés par l'étude sera réalisé séquentiellement entre avril 2012 et mars 2014.

A partir d'avril 2014, des bilans thyroïdiens de suivi seront réalisés chez les 360 000 enfants concernés selon un rythme de tous les deux ans jusqu'à l'âge de 20 ans, puis de tous les 5 ans au-delà de l'âge de 20 ans.

Il n'existe pas à ce jour d'informations disponibles quant à l'avancement des études programmées pour les femmes enceintes et les personnes évacuées.

9. IMPACT A TRES LONGUE DISTANCE

La métropole, les départements et régions d'outre-mer ainsi que les collectivités d'outre-mer de l'hémisphère nord, bien que très éloignés de l'accident ont été affectés par des masses d'air faiblement contaminées. Des calculs à très longue distance ont été utilisés pour prédire les dates d'arrivée des masses d'air contaminées et les niveaux d'activités attendus. Un plan renforcé de surveillance de la radioactivité sur l'ensemble du territoire français a été mis en œuvre par l'IRSN en mars 2011. Il a consisté, en métropole et en outremer, en un renforcement de la vigilance sur les dispositifs de surveillance traditionnels de l'IRSN, associé à un déploiement de moyens complémentaires, tant pour la surveillance de la radioactivité ambiante que la surveillance par prélèvements d'échantillons dans l'environnement.

9.1. IMPACT EN FRANCE (METROPOLE ET DROM-COM)

L'Institut a publié un rapport⁴⁷, disponible sur son site internet, présentant une analyse scientifique des résultats de cette surveillance renforcée. Ce rapport rassemble et interprète les plus de 5 700 résultats de mesure obtenus par l'IRSN sur environ 1 400 prélèvements et les quelques 3 000 résultats transmis par les exploitants nucléaires.

Les points principaux à retenir sont :

- en France métropolitaine, l'ensemble des résultats de mesure obtenus dans l'air, l'eau de pluie et des produits terrestres montrent qu'aucune trace de radionucléides imputables à l'accident de Fukushima n'a été décelée avant le 24 mars 2011. La surveillance a permis de mettre en évidence la présence de traces des principaux radionucléides rejetés dans l'air lors de cet accident (iode 131, césiums 134 et 137, et dans une moindre mesure tellure 132) et d'en suivre l'évolution jusqu'en mai 2011. A titre d'exemple, les niveaux maximaux en iode 131 détectés ont été de l'ordre de quelques millibecquerels par mètre cube d'air, de la dizaine de becquerels par kilogramme de végétaux et de quelques becquerels par litre dans l'eau de pluie ou dans le lait. A aucun moment, ces concentrations n'ont présenté de risque environnemental ou sanitaire ;
- les différentes observations ont montré que les régions françaises ont été touchées de façon similaire, avec des fluctuations spatiales et temporelles dues au déplacement des masses d'air. Ces niveaux sont cohérents avec les estimations issues des modélisations réalisées par l'IRSN en collaboration avec Météo-France. Ces concentrations se situaient à des niveaux de 500 à plus de 1 000 fois inférieurs à ceux mesurés début mai 1986 en France suite à l'accident de Tchernobyl ;
- sur la base de mesures significatives en iode obtenues sur la période, les expositions maximales par inhalation et ingestion d'iode 131 ont été calculées. Pour l'enfant de 1 an, la dose inhalation maximale est de 2 microsieverts (μSv) et pour l'adulte de 0,03 μSv . Pour la dose ingestion, 43 μSv et 0,17 μSv respectivement. Ces doses estimées sont très faibles et permettent de confirmer qu'à aucun moment, les concentrations en radionucléides d'origine artificielle (iode 131 et césiums 134 et 137) mesurées dans les différents compartiments de l'environnement en France métropolitaine et dans les DROM-COM, n'ont présenté un risque environnemental ou sanitaire.

⁴⁷ Rapport : [Analyse de l'impact de l'accident de Fukushima en France \(métropole et DROM-COM\)](http://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_expertise/Documents/environnement/IRSN_Analyse-impact-Fukushima-France_012012.PDF) à partir des résultats de la surveillance renforcée de la radioactivité dans l'environnement
http://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_expertise/Documents/environnement/IRSN_Analyse-impact-Fukushima-France_012012.PDF

Il est à noter que six mois après l'accident, le niveau ambiant de césium 137 (seul radionucléide artificiel encore mesurable) ne représentait plus que le double du niveau ambiant résiduel avant l'accident, soit moins de $0,4 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$.

9.2. CONTAMINATION ATMOSPHERIQUE EN EUROPE

Les simulations ont été effectuées à l'échelle du globe (Figure 9-1) à l'aide des données de Météo France, elles montrent que le panache a parcouru le continent américain à partir du 16 mars. Les territoires Français ont été touchés à partir du 19 mars pour St Pierre et Miquelon, du 19 mars pour le nord de la Scandinavie, du 22 mars pour les Antilles et du 23 mars pour les autres pays européens.

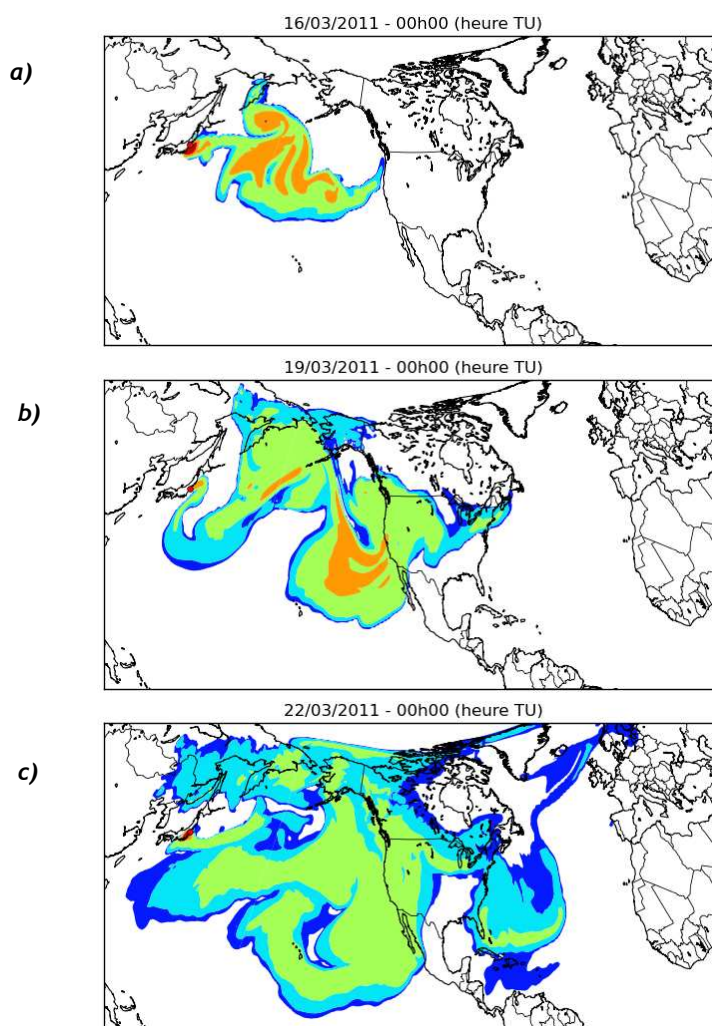


Figure 9-1 - Dispersion du panache à l'échelle globale aux dates du 16/03 (a), du 19/03 (b) et du 22/03 (c).

En Europe, l'analyse des mesures réalisées par les réseaux nationaux de surveillance des radionucléides dans l'air a été réalisée⁴⁸ et confrontée aux prédictions faites par le code de calcul de l'IRSN LdX.

⁴⁸ O. Masson et al. (2011) *Environ. Sci. Technol.*, 45, pp 7670-7677

9.2.1. CADRE DE L'ANALYSE

Comme indiqué au chapitre 6, les émissions radioactives dans l'atmosphère ont commencé le 12 mars. Les isotopes du xénon, principalement le Xe-133 (^{133}Xe ; $T_{1/2}=5,2$ jours), ont été les principaux contributeurs du terme source (environ $6 \cdot 10^{18}$ Becquerels). Seulement cinq stations d'échantillonnage en Europe ont permis de quantifier les niveaux de ^{133}Xe dans l'air. La plupart d'entre elles sont exploitées dans le cadre de l'Organisation du Traité d'interdiction complète des essais nucléaires (OTICE) et les résultats n'étaient pas disponibles en dehors de cette organisation. Parmi les divers radionucléides libérés en grandes quantités et d'un intérêt majeur pour l'évaluation de l'impact sanitaire à longue distance l'iode-131 (^{131}I ; $T_{1/2} = 8,0$ jours), le césium-134 (^{134}Cs ; $T_{1/2} = 2,1$ ans) et le césium-137 (^{137}Cs ; $T_{1/2} = 30,1$ ans) ont été facilement détectés. D'autres radionucléides à vie courte, comme le tellure-132 (^{132}Te ; $T_{1/2} = 3,2$ jours) et l'iode-132 (^{132}I ; $T_{1/2} = 2,3$ heures), ont également été mesurés à l'état de traces. Tous ont été transportés au dessus de l'océan Pacifique vers le continent nord-américain et ont atteint l'Europe malgré la dispersion et les dépôts durant le transport des masses d'air contaminées.

La plupart des pays européens ont développé des programmes de surveillance des radionucléides dans l'air depuis les années 1950. Plus de 150 points d'échantillonnage sont répartis en Europe et fonctionnent en continu dans le cadre des réseaux consacrés à la détection des radionucléides présents à l'état de traces dans l'air. Ces stations sont équipées d'échantillonneurs à grand débit pour les espèces particulaires et certaines d'entre elles possèdent également des pièges munis d'un adsorbant pour la collecte de l'iode gazeux. Les périodes d'échantillonnage ont été réduites pour fournir une vue d'ensemble des variations quotidiennes de l' ^{131}I en particulier dans sa forme particulaire et dans une moindre mesure dans sa forme gazeuse. La plupart des données ont été transmises par les laboratoires participants au réseau appelé «Ring of Five (Ro5) » qui est un groupe informel, initié en 1983 dans le but d'échanger rapidement des données à l'occasion d'augmentations de la concentration de radionucléides artificiels susceptibles d'être trouvés à l'état de traces dans l'atmosphère (typiquement entre 1 et 10 micro-Becquerels par mètre cube d'air). En plus de "laboratoires de mesure", d'autres partenaires tels que les services météorologiques nationaux ou les membres du personnel des universités ou de l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA), ont participé.

9.2.2. LES STATIONS DE MESURE

Les stations d'échantillonnage localisées en Europe sont équipées de divers types de collecteurs d'aérosols qui fonctionnent à différents débits. Dans tous les cas, la fraction particulaire est collectée sur des filtres, essentiellement à base de fibres de verre ou de fibres de polypropylène. Pour l'échantillonnage de l'iode radioactif gazeux, des pièges généralement remplis de charbon actif ont également été utilisés. Après échantillonnage, les niveaux d'activité ont été mesurés par spectrométrie gamma (le plus souvent sur des détecteurs germanium de haute pureté). Au cours de la période étudiée (du 20 mars au 13 avril), les isotopes du césium et de l'iode ont été détectés au-dessus de leurs seuils de détection. Une correction des effets de sommation a été appliquée à la détermination du ^{134}Cs afin d'obtenir le véritable rapport $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$. En effet, après la catastrophe de Tchernobyl, une variation considérable de ce rapport a été constatée probablement parce que cette correction n'avait pas été communément appliquée. Le milieu de la période d'échantillonnage a été choisi comme l'instant de référence pour toutes les stations. Pour l' ^{131}I de courte période, une correction de décroissance a été appliquée conformément à cette référence. Pour un contrôle de qualité, le niveau en ^7Be d'origine naturelle a été utilisé comme étalon interne. La plage de variation naturelle de l'activité spécifique en ^7Be est bien connue pour chaque station, ce qui a rendu possible la validation des procédures d'échantillonnage et de mesure.

9.2.3. RESULTATS ET DISCUSSIONS

Après les premiers rejets du 12 mars, les masses d'air contaminées sont arrivées sur le continent nord américain le 17 mars⁴⁹. La première détection d'¹³¹I au niveau de l'Europe a eu lieu entre le 19 et le 20 mars en Islande, entre le 19 et le 21 mars dans le nord de la Scandinavie et entre le 23 et le 24 mars pour la plupart des autres pays européens. Des niveaux croissants ont généralement été relevés durant les 10 à 12 jours suivants, jusqu'au 28 ou au 30 mars, pour l'Europe de l'ouest et l'Europe centrale et jusqu'à 3 avril pour la Biélorussie (Figure 9-2). Un second pic d'amplitude similaire a également été observé entre le 3 et le 5 avril. Les valeurs décroissantes entre ces pics ont coïncidé avec l'arrivée d'un événement marqué de précipitations sur la majeure partie de l'Europe et peuvent aussi être expliquées par le lessivage des masses d'air pendant le transport, le dépôt sec, la diminution du terme source atmosphérique ainsi que la demi-vie de l'¹³¹I. Sur toute la période, les valeurs des pics ont varié de moins de 1 mBq/m³ jusqu'à 6 mBq/m³ pour la fraction particulaire de l'¹³¹I, et jusqu'à 11 mBq/m³ pour la fraction gazeuse. Ces valeurs sont 3 à 4 ordres de grandeur plus faibles que les niveaux d'activité rencontrés dans l'ouest de l'Europe après l'accident de Tchernobyl, en avril 1986. A l'échelle européenne, les niveaux moyens en ¹³²Te et ¹³²I ont été de 0,032 et 0,043 mBq/m³, respectivement, et leur valeur maximale de 0,12 mBq/m³. Pour un lieu donné, les niveaux en ¹³²Te et ¹³²I ont été approximativement en équilibre. Ils n'ont plus été quantifiables au dessus des limites de détection à partir de la deuxième semaine d'avril.

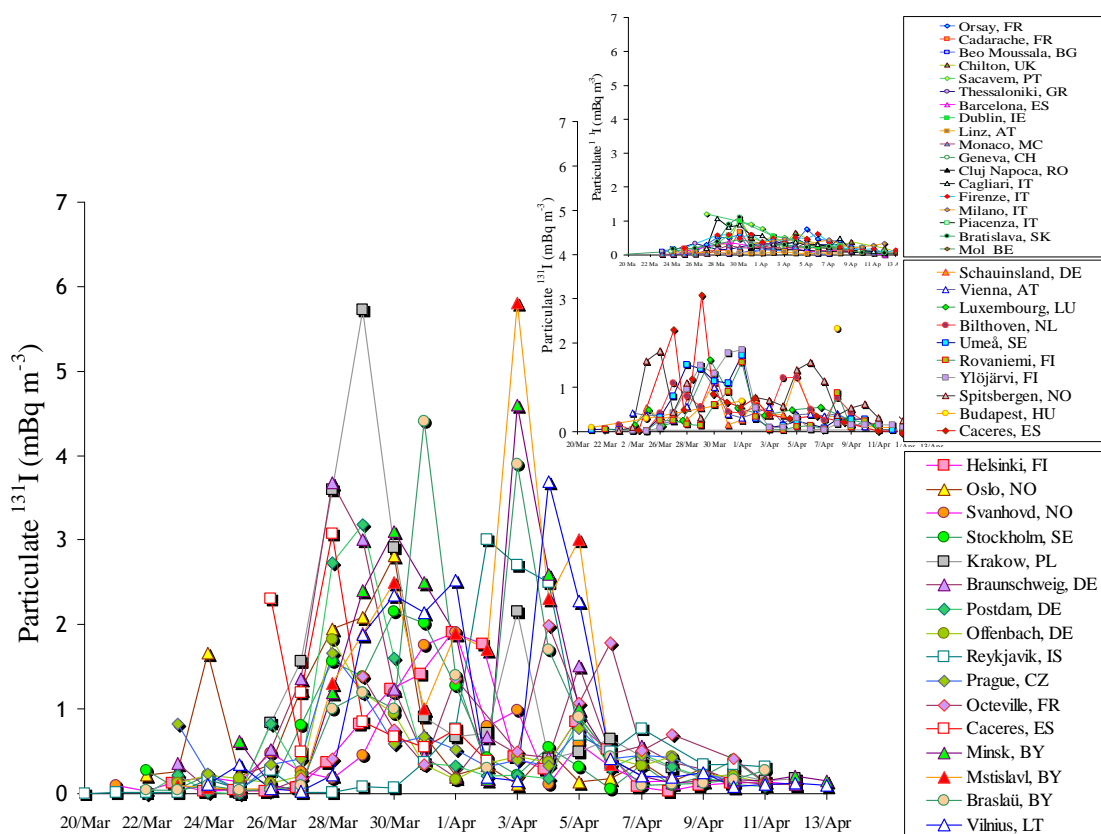


Figure 9-2 - Séries temporelles des niveaux d'activité en ¹³¹I particulaire (mBq.m⁻³) dans l'air en Europe du nord et en Europe centrale (graphique du bas), en Europe de l'ouest et en Europe du sud (graphiques du milieu et du haut), dus aux rejets de l'accident de la centrale nucléaire de Fukushima (O. Masson et al, Environ. Sci. Technol., 2011, 45, pp 7670-7677).

⁴⁹ Diaz Leon, J.; Jaffe, D. A.; Kaspar, J.; Knecht, A.; Miller, M. L.; Robertson, R. G. H.; Schubert, A.G.; Arrival time and magnitude of airborne fission products from the Fukushima, Japan, reactor incident as measured in Seattle, WA, USA. *J. Environ. Radioact.* Article in press.

Au cours des dernières semaines de mars, les conditions météorologiques sur l'Europe ont conduit à la formation d'un « corridor » au sein duquel des niveaux d'activité plus élevés ont été enregistrés (Figure 9-3). Ce corridor s'étendait selon un axe N-O à S-E, de la Scandinavie, à travers l'Allemagne de l'Est, la Pologne, la République Tchèque et la Biélorussie. Des pics d'activité en ^{131}I particulaire, d'environ 6 mBq/m^3 , ont ainsi été enregistrés à Cracovie (Pologne), Braslaü et Mstislavl (nord de la Biélorussie) ainsi qu'à Brunswick (nord-est de l'Allemagne). Les pays situés à l'ouest et au sud de l'Europe (Irlande, Royaume-Uni, Belgique, Suisse, France, Italie, Portugal et Grèce) ont mesuré au maximum des niveaux typiquement inférieurs à $1,5 \text{ mBq/m}^3$. Les dates d'arrivée des masses d'air contaminées et le corridor de valeurs plus élevées ont notamment bien été prédits par les simulations réalisées à l'aide du modèle Eulerien de dispersion LdX, développé par l'IRSN et intégré dans la plate-forme de modélisation Polyphemus. La Figure 9-4 représente les simulations pour le ^{137}Cs , arbitrairement calculées à 12:00 UTC de façon à simplifier la comparaison d'un jour à l'autre. L'empreinte de la contamination est globalement similaire pour l' ^{131}I dans la mesure où le rapport entre les niveaux en ^{131}I et en ^{137}Cs a été relativement constant. Le modèle a tenu compte d'un appauvrissement des masses d'air par dépôt. Le dépôt sec de ^{137}Cs a été modélisé en utilisant un schéma simple, avec une vitesse de dépôt constante ($V_d = 2 \cdot 10^{-3} \text{ cm/s}$). Pour le dépôt humide, la paramétrisation utilisée dans cette étude était de la forme $\Lambda = aP_0^b$; avec $a = 5 \cdot 10^{-5} \text{ h/mm/s}$, $b = 1$ et l'intensité de la pluie (p_0) en mm/h. Ce modèle a utilisé les données météorologiques issues du modèle Arpège de Météo-France, avec une résolution de $0,5^\circ$. De nombreuses incertitudes demeurent en ce qui concerne l'évaluation du terme source, les conditions météorologiques rencontrées durant le transport, le paramétrage de l'efficacité de lessivage et la dispersion à longue distance entre le Japon et l'Europe. La comparaison entre les valeurs mesurées et la simulation ne peut donc pas être utilisée pour calculer des valeurs absolues, mais elle montre, en revanche, la capacité des simulations à mettre en évidence les régions où les niveaux ont été plus élevés et des points de concentration. Par exemple, la valeur relativement élevée mesurée sur la péninsule Ibérique, le 29 mars, a été bien prévue par le modèle LdX.

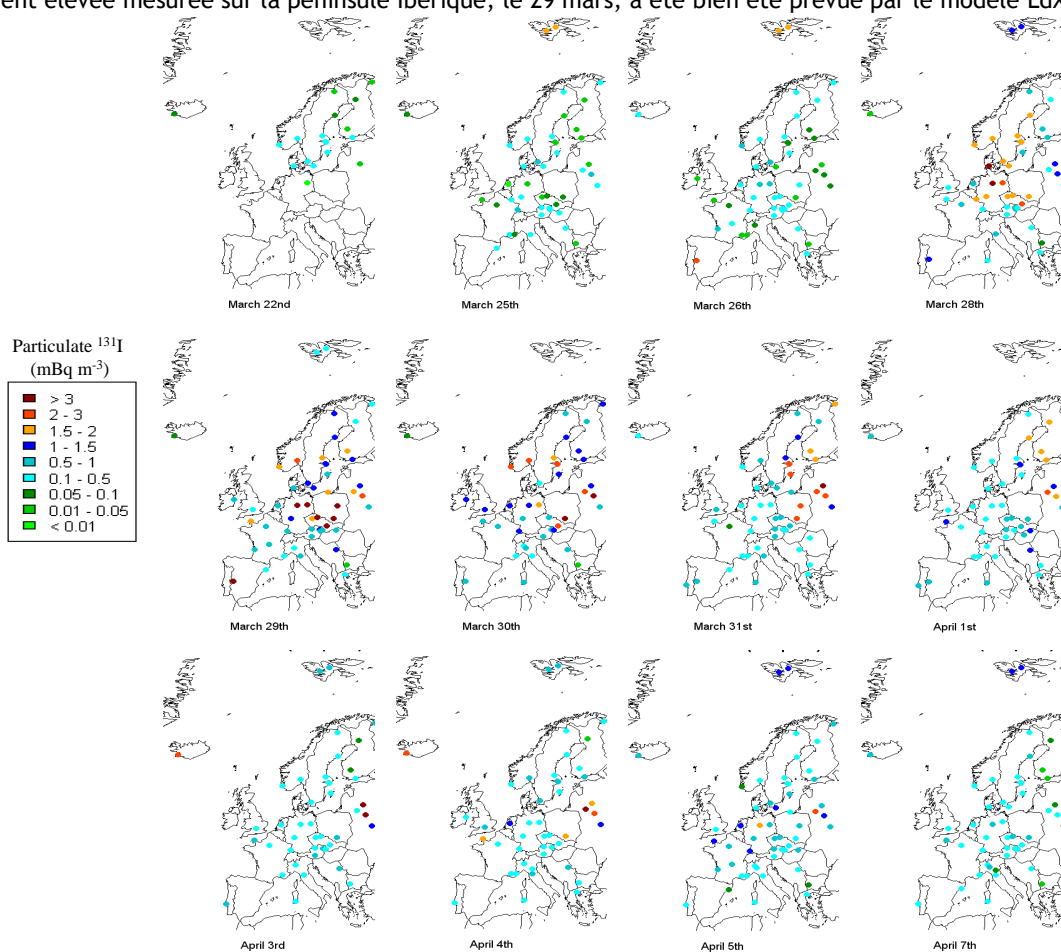


Figure 9-3 - Niveaux d'activité journaliers en ^{131}I particulaire mesurés entre le 22 mars et le 7 avril 2011 (O. Masson et al, Environ. 2011, Sci. Technol., 45, pp 7670-7677).

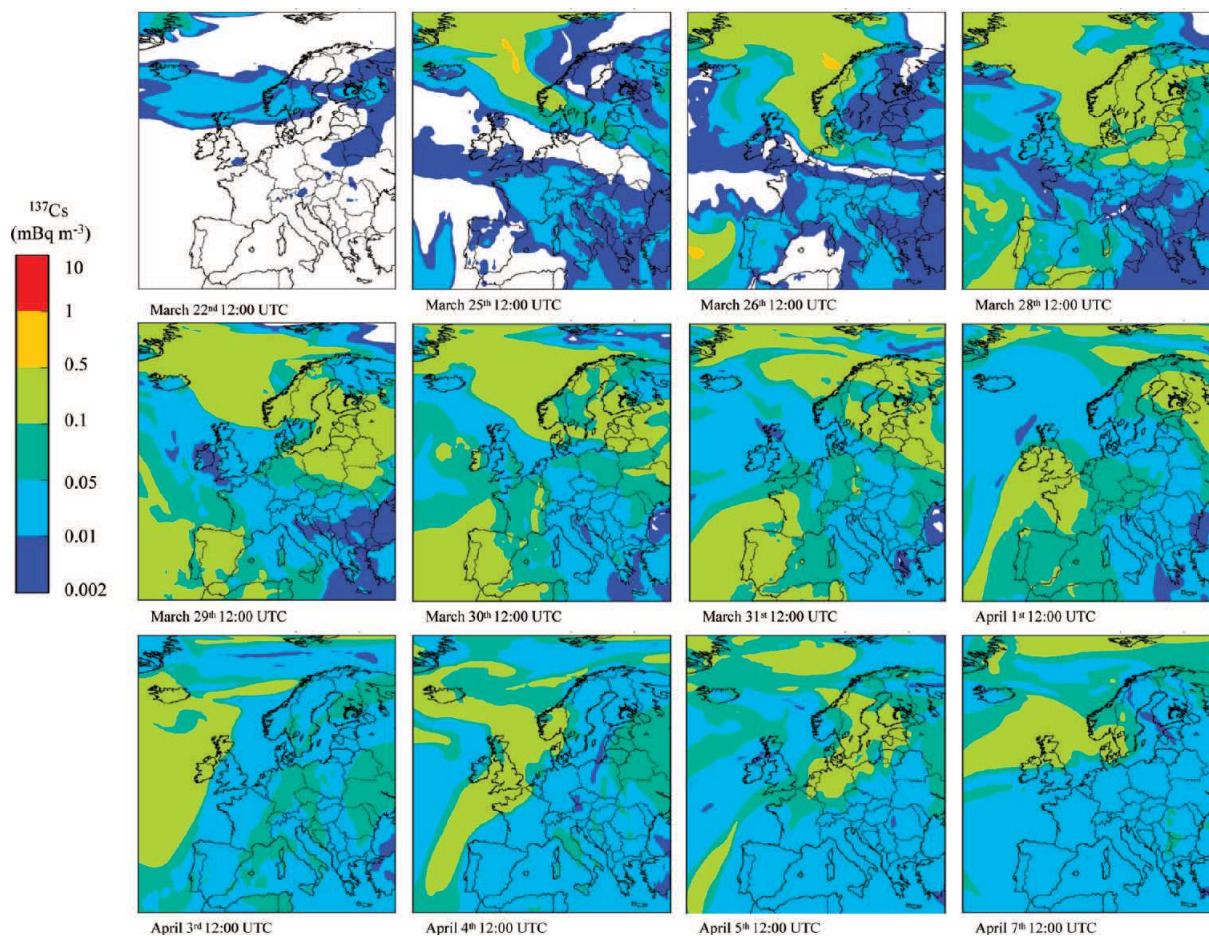


Figure 9-4 - Simulations des niveaux d'activité en ^{137}Cs dans l'atmosphère en Europe entre le 22 mars et le 7 avril 2011 (O. Masson et al, 2011, Environ. Sci. Technol., 45, pp 7670-7677).

La caractérisation du niveau en iode dans l'air est complexe car cet élément coexiste sous deux formes, particulaire et gazeuse, ce qui nécessite différents types de préleveur. Au moment de l'accident de Tchernobyl, relativement peu de mesures de la fraction en ^{131}I gazeux ont été effectuées. Dans les années suivantes, de nombreux sites d'échantillonnage ont été équipés avec des préleveurs sur charbon actif pour collecter l'iode gazeux. Cela signifie qu'il est désormais possible de fournir de plus amples renseignements sur cette fraction ainsi que sur le rapport gazeux / particulaire, à la fois sur une échelle spatiale et en ce qui concerne sa variation temporelle. A partir d'environ 210 couples de valeurs acquises jusqu'au 12 avril, le rapport moyen gazeux / total de l' ^{131}I obtenu est de $77,2\% \pm 13,6\%$ (Figure 9-5). C'est le même ratio moyen que celui trouvé après l'accident de Tchernobyl⁵⁰. La variabilité plus élevée de ce ratio peut être expliquée par des incertitudes de mesure plus élevées pour les faibles niveaux en iode total. Ce ratio varie aussi avec le temps dans la mesure où la fraction particulaire est particulièrement sensible au dépôt humide. Par exemple, le rapport gazeux / total sur un site donné a varié entre 0,79 et 0,90, et même jusqu'à 0,96 en quelques jours. Une autre source d'incertitude peut provenir des propriétés d'adsorption de l'adsorbant utilisé pour la fraction gazeuse et en particulier de son efficacité de collecte en condition d'air humide. Hormis les caractéristiques du piègeage, les incertitudes globales reflètent probablement différentes conditions de lavage / lessivage des aérosols ainsi que des effets en lien avec la réactivité chimique des deux

⁵⁰ Cambray, R. S.; Cawse, P. A.; Garland, J. A.; Gibson, J.A.B.; Johnson, P., Lewis, G. N. J.; Newton, D.; Salmon, L.; Wade, B. O. Observations on radioactivity from the Chernobyl accident. Nuclear Energy. 1987, 26, issue 2, 77-101.

fractions, pendant le transport. Aussi, l'estimation prédictive du contenu en iode gazeux à partir des valeurs de la fraction particulaire doit être considérée avec prudence.

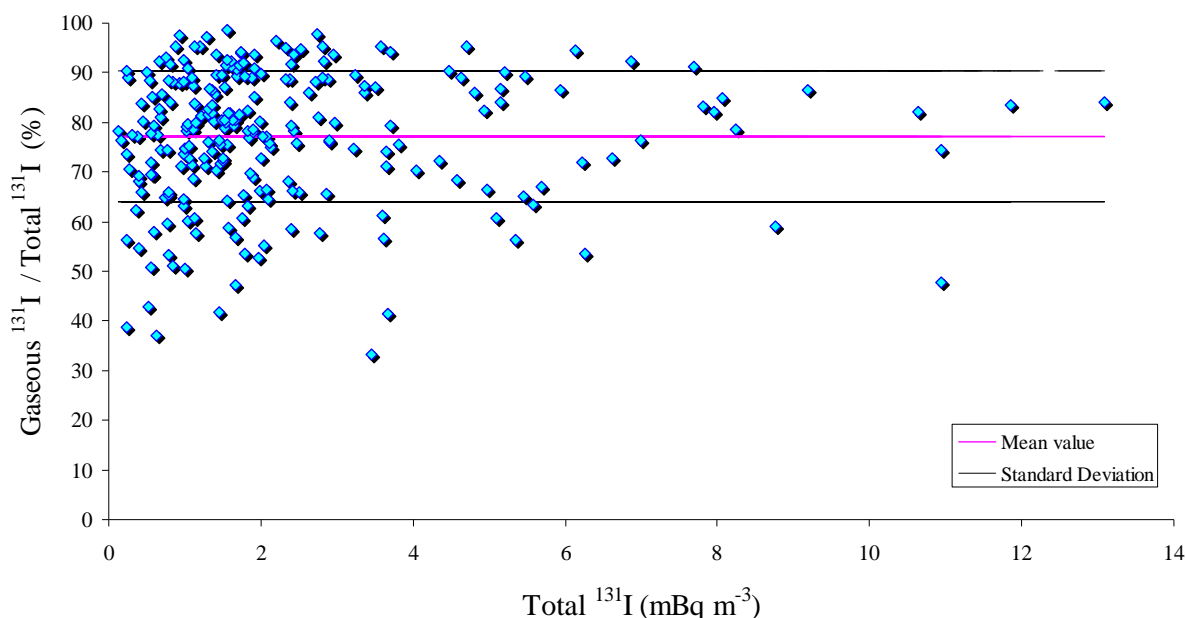


Figure 9-5 - Ratio ^{131}I gazeux / ^{131}I total dans l'atmosphère en Europe après l'accident de la centrale nucléaire de Fukushima (O. Masson et al, 2011, Environ. Sci. Technol., 45, pp 7670-7677).

En première approximation, on peut supposer un transfert progressif de l'iode gazeux vers la forme particulaire, comme si l' ^{131}I gazeux agissait comme un réservoir pour la forme particulaire. D'après les mesures réalisées sur le site de la centrale de Fukushima Dai-ichi du 22 mars au 4 avril, la moyenne du rapport ^{131}I particulaire / ^{131}I gazeux a été de $0,46 \pm 0,17$, soit un ratio ^{131}I gazeux / ^{131}I total de $71\% \pm 11\%$. Ceci est identique à la valeur observée en Europe (Figure 9-5), ce qui indique que ^{131}I est resté principalement dans sa forme gazeuse durant le transport. Ainsi, le transfert de l'iode gazeux vers la forme particulaire, s'il existe, n'est pas suffisant dans l'intervalle de deux semaines pour contrebalancer la diminution liée au dépôt de l' ^{131}I particulaire, principalement par la pluie. En effet, le temps de conversion gaz-particules pour l' ^{131}I nécessite typiquement 2 à 3 semaines pour se réaliser⁵¹. A cet égard, on constate que la variation dans le temps du ratio ^{131}I gazeux / ^{131}I total montre en moyenne une légère augmentation avec le temps (Figure 9-6). Ceci correspond vraisemblablement à une diminution plus rapide de la forme particulaire.

Comme dans le cas de l'accident de Tchernobyl, les ^{134}Cs et ^{137}Cs ont été détectés. Dans le cadre du suivi des masses d'air de Fukushima sur l'Europe, ces isotopes ont été généralement détectés avec un retard de 3 à 4 jours sur l' ^{131}I , leurs concentrations ayant dépassé le seuil de décision métrologique plus tardivement. En Europe, le ^{134}Cs n'avait pas été mesuré dans l'atmosphère depuis le milieu des années 1990 en raison de sa période radioactive relativement courte (2,06 années). A l'inverse, le ^{137}Cs était encore mesurable avant l'accident de Fukushima à un niveau de traces ; moins de $1 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ en Europe centrale et moins de $0,3 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ globalement dans le nord et le sud de l'Europe. Sa rémanence dans l'atmosphère peut s'expliquer d'une part par une période radioactive plus longue (30,1 ans) et d'autre part par des apports réguliers via la remise en suspension de particules de sol contenant des traces d'anciens dépôts (issus des retombées de Tchernobyl et/ou des retombées mondiales des essais nucléaires dans l'atmosphère) ainsi que par l'émission de cendres à l'occasion de feux de biomasse. Contrairement à l'iode qui se trouve

⁵¹ Uematsu, M.; Merrill, J. T.; Patterson, T. L.; Duce, R. A.; Prospero, J. M. Aerosol residence times and iodine gas/particle conversion over the North Pacific as determined from Chernobyl radioactivity. *Geochem. Journal*, 1988, 22, 157-163.

principalement sous forme gazeuse, les césiums se lient rapidement aux aérosols et sont donc facilement lessivables par la pluie. Les moyennes dans le temps et l'espace des valeurs en césiums relevées du 20 mars au 12 avril en Europe ont été de 0,076 et 0,072 mBq/m³ respectivement pour le ¹³⁷Cs et le ¹³⁴Cs, avec un premier pic d'activité de 0,75 mBq/m³ à Lodz (Pologne) entre le 28 et le 30 mars et un second pic de 1,0 mBq/m³ à Vilnius (Lituanie) entre le 3 et le 4 avril. Comparés à la situation après l'accident de Tchernobyl, les niveaux d'activité en ¹³⁷Cs dans l'air en Europe après l'accident de Fukushima ont été au moins 10 000 à 100 000 fois plus faibles. Quel que soit le radionucléide considéré, les niveaux d'activité sont restés suffisamment faibles pour qu'ils ne présentent aucun risque de santé publique en Europe.

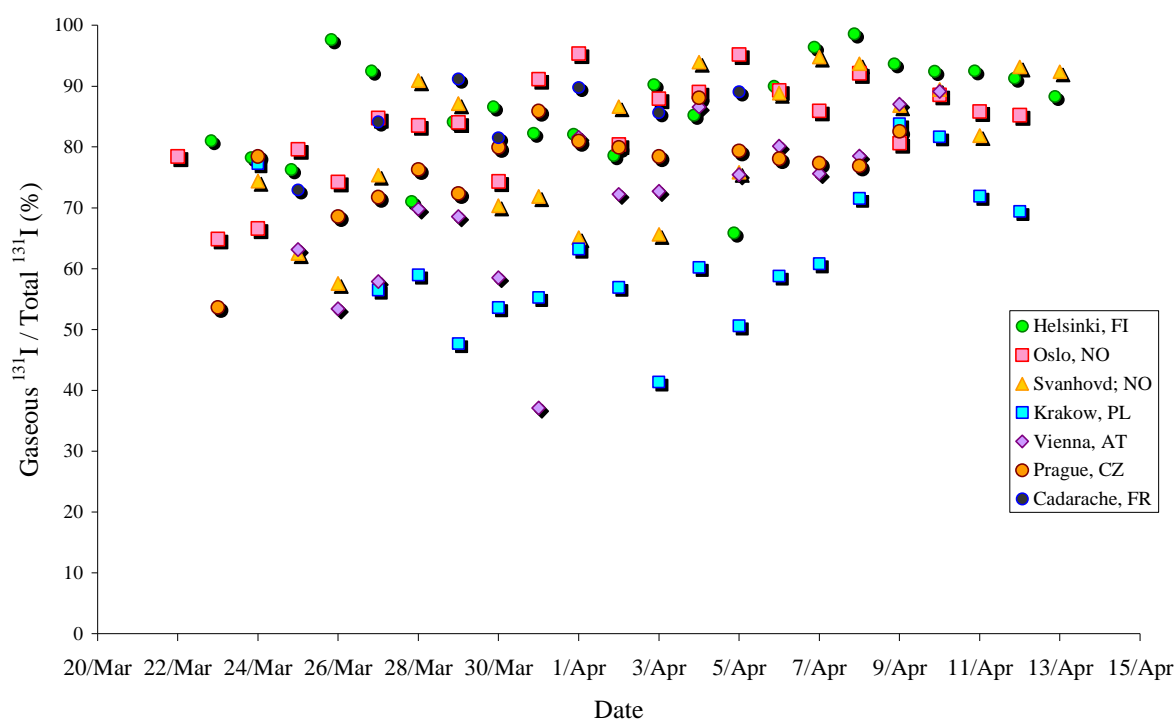


Figure 9-6 - Variation temporelle du ratio ¹³¹I gazeux / ¹³¹I total en Europe après l'accident de la centrale nucléaire de Fukushima (O. Masson et al, Environ. Sci. Technol., 45, pp 7670-7677).

Le ratio ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs dans les retombées de Tchernobyl en 1986 était compris dans une fourchette de 0,5 à 0,6⁵² alors qu'il est resté proche de 1 dans les retombées de Fukushima (Figure 9-6). Ce ratio montre une relative constance au cours du temps dans les trois premières semaines d'étude. La Figure 9-8a montre la relation entre l'¹³¹I (fraction particulaire ou fraction totale) et les valeurs en ¹³⁷Cs. Le dépôt sec de la fraction gazeuse de l'¹³¹I est connu pour être important et significativement plus élevé que le dépôt sec du césium⁵³. La gamme de valeur du rapport ¹³⁷Cs/¹³¹I trouvée dans cette étude est cohérente avec les valeurs de dépôts observées au Royaume-Uni⁵⁴, après la catastrophe de Tchernobyl. Les variations avaient été attribuées à la quantité de pluie tombée d'un endroit à l'autre.

⁵² De Cort, M. et al. Atlas of cesium deposition on Europe after the Chernobyl accident (Office for Official Publications of the European Communities, ECSC-EEC-EAEC, Brussels-Luxembourg, 1998).

⁵³ Tschiersch, J.; Shinonaga, T.; Heuberger, H. Dry deposition of gaseous radioiodine and particulate radiocesium onto leafy vegetables. Sci. Total Environ. 2009, 407, 5685-5693.

⁵⁴ Clark, M. J.; Smith, F. B. Wet and dry deposition of Chernobyl releases. Nature. 1988, 332, 245-249.

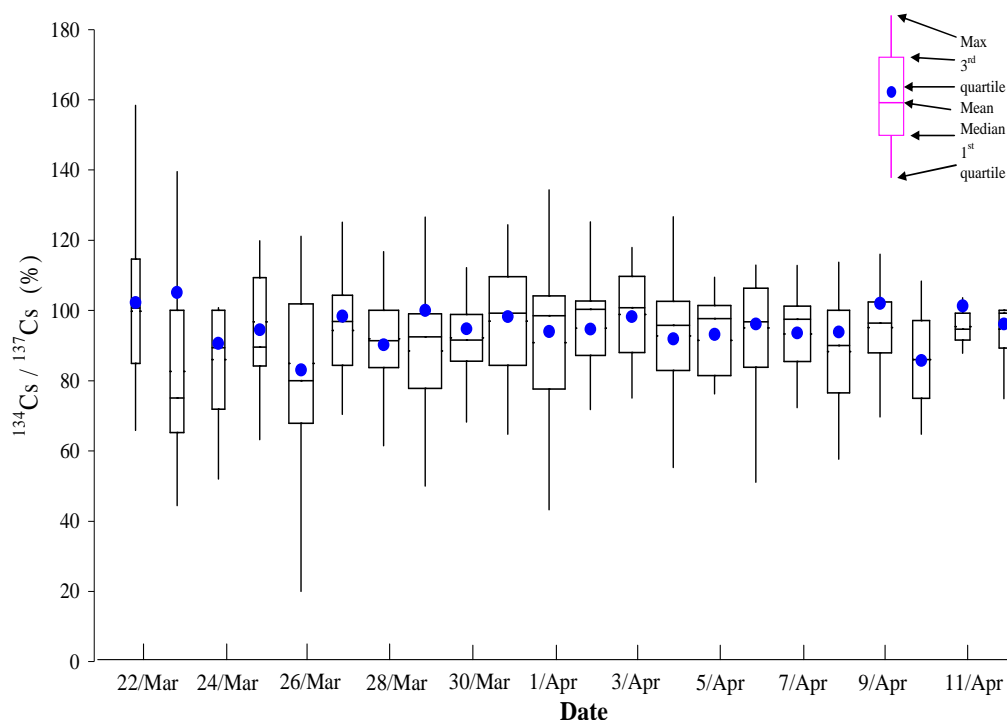


Figure 9-7 - Variation temporelle du ratio $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ en Europe après l'accident de la centrale nucléaire de Fukushima (O. Masson et al, 2011, Environ. Sci. Technol., 45, pp 7670-7677).

Entre le 19 mars et le mois d'avril, les mesures prises à proximité de la centrale nucléaire par l'opérateur montrent que le rapport $^{137}\text{Cs}/^{131}\text{I}$ particulaire a augmenté de 0,35 à 11%, ce qui signifie que le nuage radioactif contenait plus d'iode au début de l'accident ce qui est cohérent avec sa volatilité plus grande que celle du césium. En Europe, à partir du moment où le ^{137}Cs a commencé à être détecté (à partir du 22 mars), ce rapport moyen global à l'échelle de l'Europe a peu varié (entre 4,6% et 6,5%) jusqu'au 27 mars avant qu'il n'augmente en raison de l'arrivée des masses d'air plus concentrées (Figure 9-9b). Ceci peut indiquer une adsorption en ^{131}I gazeux sur des aérosols non contaminés situés à la périphérie des masses d'air contaminées. Cette interprétation pourrait corroborer le rapport $^{137}\text{Cs}/^{131}\text{I}$ significativement plus faible observé à la station d'altitude du Jungfraujoch (Suisse, 3 450 m), soit à une altitude qui correspond approximativement à la limite supérieure de la couche limite atmosphérique⁵⁵.

Pour vérifier si d'autres paramètres que la désintégration radioactive de l' ^{131}I pouvait expliquer l'augmentation de ce rapport avec le temps, les valeurs moyennes ont été corrigées de la décroissance radioactive de l'iode 131 (triangles sur la Figure 9-9b) et ramenées à la date du 11 mars correspondant à l'arrêt automatique des réacteurs après la détection du tremblement de terre. Il peut être clairement démontré que la décroissance radioactive de l' ^{131}I est principalement responsable de l'augmentation de ce rapport. Par conséquent, on peut supposer en première approximation que le coefficient de lessivage du césium est également valable pour l' ^{131}I particulaire et que le transfert de l'iode particulaire à partir de la fraction gazeuse, s'il existe, reste de faible importance après le long séjour dans l'atmosphère depuis Fukushima.

⁵⁵ Colluad, Coen M.; Weingartner, E.; Furger M.; Nyeki S.; Prévôt A. S. H.; Steinbacher M.; Baltensperger U.; Planetary boundary influence at the Jungfraujoch analyzed by aerosol cycles and synoptic weather types. Atmos. Chem. and Phys. Discuss. 2011, 11, 985-1024.

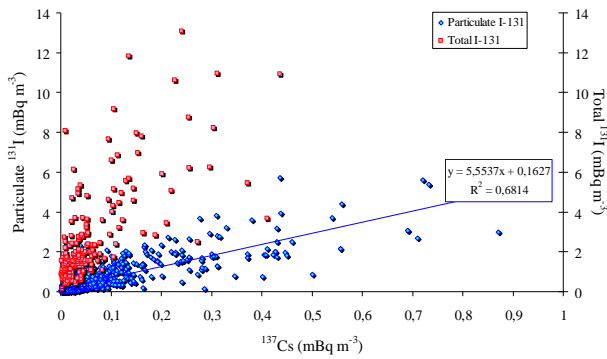


Figure 9-8 a - ^{131}I particulaire and ^{131}I total, en fonction du ^{137}Cs en Europe après l'accident de Fukushima (O. Masson et al Environ. Sci. Technol., 45, pp 7670-7677).

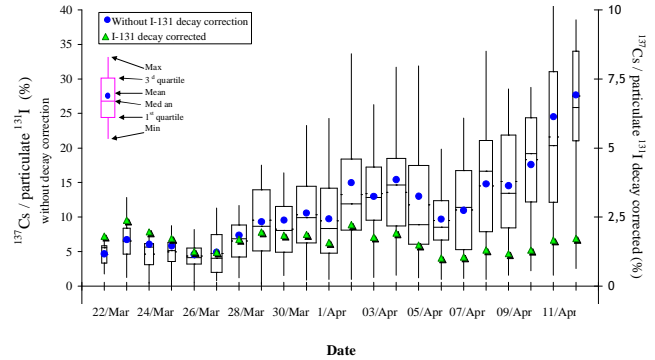


Figure 9-9 b - Variation temporelle du rapport moyen $^{137}\text{Cs}/^{131}\text{I}$ en Europe après l'accident de Fukushima (O. Masson et al Environ. Sci. Technol., 45, pp 7670-7677).

Les plus fortes concentrations ^{131}I mesurées sur l'Europe à partir de prélèvements réalisés au niveau du sol ont persistées pendant environ 10 jours. La moyenne des concentrations dans le corridor de plus fortes activités était d'environ 1 mBq/m³ pour l' ^{131}I particulaire et de 4 mBq/m³ pour les deux fractions. Peu d'informations existent sur la distribution verticale de l' ^{131}I dans la troposphère, malgré cela les niveaux d'activité semblent être plutôt homogènes dans le plan vertical en Europe. En effet, les prélèvements réalisés à la station d'altitude du Jungfrauoch (3 450 m) ont montré des niveaux d'activité en ^{131}I jusqu'à 0,9 mBq/m³ et des échantillons de haute altitude récoltés par avion le 30 mars au-dessus de la Suisse (jusqu'à 8 000 m) ont indiqué un niveau de 2,3 mBq/m³, ainsi que quelques mBq/m³ au dessus du nord de l'Allemagne (jusqu'à 10 000 m). Ainsi, il semble raisonnable de supposer que l' ^{131}I était bien mélangé du sol jusqu'à la partie supérieure de la troposphère. En supposant une concentration moyenne représentative de 10 jours (soit 240 h); que les masses d'air se sont déplacées à une vitesse moyenne de 50 km/h ; que le corridor présentant les concentrations les plus élevées avait une largeur de 3 000 km avec une hauteur de mélange de 5,5 km, on obtient un volume d'environ de 3 000 X (240 X 50) X 5,5 km³. L'application d'une concentration moyenne en iode 131 de 4 mBq/m³ permet d'estimer qu'environ 10¹⁵ Bq d' ^{131}I sont passés au-dessus de l'Europe, soit moins de 1% de la quantité libérée dans l'atmosphère au niveau de la centrale nucléaire de Fukushima.

10. CONCLUSION

L'accident de la centrale de Fukushima Dai-ichi a révélé les vulnérabilités que peuvent présenter certaines installations nucléaires, y compris dans un pays très développé et possédant des compétences techniques fortes comme le Japon.

La prise de conscience de la nécessité de faire progresser de manière continue le niveau de la sûreté nucléaire dans le monde a entraîné le lancement de nombreuses initiatives tant au niveau international que national. Ces initiatives s'inscrivent selon plusieurs axes : l'évaluation de la vulnérabilité des centrales nucléaires à la lumière des enseignements tirés depuis l'accident, l'évaluation des conséquences sanitaires et environnementales de l'accident, les renforcements possibles de la préparation et de la conduite des interventions d'urgence en cas de crise ainsi que des normes de sûreté, et le besoin toujours prégnant d'améliorer les connaissances au travers d'actions de recherche.

10.1. AU NIVEAU INTERNATIONAL

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR)

Lors de sa session annuelle de mai 2011, le Comité des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) a décidé d'entreprendre la rédaction d'un premier rapport consacré à l'accident de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi et à ses conséquences pour la santé des personnes exposées aux retombées radioactives.

Pour mener à bien ce travail, l'UNSCEAR a fait appel à tous les gouvernements afin qu'ils proposent la nomination d'experts qui seront chargés de contribuer à la rédaction de ce rapport sur la base du volontariat. Au total, près de 60 experts européens, japonais, canadiens, américains, brésiliens, coréens, russes, biélorusses, ukrainiens et australiens ont été désignés. La France est représentée par 9 experts, dont 5 de l'IRSN et 4 du Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives.

Les experts ont été répartis en 4 groupes de travail :

- le premier groupe, dirigé par un représentant américain, est chargé de la collecte des données de mesure et de la vérification de leur qualité ; l'IRSN est représenté par un expert responsable d'un des trois sous-groupes constitués au sein de ce groupe de travail ;
- le deuxième groupe, dirigé par un représentant allemand, est chargé d'évaluer la dispersion atmosphérique et marine des rejets radioactifs ; l'IRSN est représenté par un expert au sein de ce groupe de travail ;
- le troisième groupe, dirigé par un représentant australien, est chargé d'évaluer les doses reçues par la population et leurs conséquences pour les personnes exposées ainsi que pour les espèces non humaines ; l'IRSN est représenté par deux experts au sein de ce groupe de travail ;
- le quatrième groupe, dirigé par un représentant de l'IRSN, est chargé d'évaluer les doses reçues par les travailleurs et leurs conséquences pour leur santé.

Par ailleurs, un groupe de coordination composé du Président de l'UNSCEAR, du Président de la délégation japonaise à l'UNSCEAR, des responsables des 4 groupes de travail ainsi que du secrétaire scientifique de l'UNSCEAR et de ses collaborateurs, est chargé de s'assurer du bon déroulement de la rédaction du rapport.

Un premier rapport d'étape sera présenté en mai 2012 lors de la 59^{ème} session annuelle de l'UNSCEAR et le rapport final, dont la publication est attendue pour la fin de l'année 2013, sera présenté en mai 2013 lors de la 60^{ème} session annuelle de l'UNSCEAR.

Ce rapport de l'UNSCEAR bénéficiera par ailleurs de contributions des principales organisations internationales dont, en particulier, l'Organisation Mondiale de la Santé et l'Organisation Mondiale de Météorologie.

Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA)

Une attente forte a été exprimée par les opinions publiques et beaucoup de gouvernements pour renforcer le rôle et les pouvoirs de l'AIEA dans le domaine de la sûreté nucléaire, notamment par :

- une application plus rigoureuse des standards de sûreté de l'AIEA en matière de conception et d'exploitation des réacteurs nucléaires, mais aussi d'organisation des instances de contrôle ;
- le renforcement des possibilités pour l'AIEA de vérifier cette application, en particulier au moyen des missions d'experts ;
- le renforcement du rôle de l'AIEA dans le domaine de la gestion de l'information en cas d'accident nucléaire.

Un plan large d'actions a été adopté à la Conférence Générale, qui s'est tenue du 19 au 23 septembre 2011, il s'articule autour de 12 mesures :

- évaluer les vulnérabilités de sûreté des centrales nucléaires à la lumière des enseignements tirés depuis la date de l'accident ;
- renforcer les examens par des pairs de l'AIEA en vue d'en optimiser les avantages pour les États Membres ;
- renforcer la préparation et la conduite des interventions d'urgence ;
- renforcer l'efficacité des organismes nationaux de contrôle ;
- renforcer l'efficacité des organismes exploitants en matière de sûreté nucléaire ;
- examiner et renforcer les normes de sûreté de l'AIEA et améliorer leur application ;
- accroître l'efficacité du cadre juridique international ;
- faciliter la mise en place de l'infrastructure dont les États Membres ont besoin pour lancer un programme électronucléaire ;
- renforcer et maintenir la création de capacités ;
- assurer la protection continue des personnes et de l'environnement contre les rayonnements ionisants à la suite d'une situation d'urgence nucléaire ;
- accroître la transparence et l'efficacité de la communication et améliorer la diffusion d'informations ;
- utiliser efficacement la recherche-développement.

Ce plan offre des moyens d'action et des leviers pour créer une dynamique et une pression internationales qui conduiront à des progrès en sûreté, la voie de l'incitation étant souvent dans ce domaine plus efficace que celle de la contrainte juridique.

La Conférence ministérielle de l'AIEA sur les suites de l'accident, qui s'est tenue du 20 au 24 juin 2011, ainsi que la conférence générale de septembre 2011, ont également souligné la nécessité de développer la concertation entre les organismes techniques de sûreté (TSO)⁵⁶, notamment au travers d'un Forum (TSOF). Ceci conforte les conclusions de la Conférence internationale « Challenges Faced by Technical and Scientific Support Organizations (TSOs) in Enhancing Nuclear Safety and Security » qui s'était tenue à Tokyo (Japon) en octobre 2010 et qui avait notamment conclu que « l'AIEA devrait favoriser la création d'un forum dédié à l'appui scientifique et technique en matière de développement des infrastructures en sûreté nucléaire ».

⁵⁶ Organisme Technique de Sûreté (Technical Safety Organisation « TSO ») : organisme technique et scientifique analysant et évaluant de manière indépendante la sûreté des installations nucléaires et des risques radiologiques dans le respect des règles de l'art en matière d'évaluation des risques et des référentiels scientifiques et normatifs applicables issus des travaux internationaux

L'objectif de ce TSOF, dont les termes de référence ont été définis en juillet 2011, est d'encourager un dialogue ouvert et le partage de l'information scientifique et technique entre les TSO du monde entier, ainsi que l'harmonisation des pratiques. Il vise également à consolider la capacité mondiale d'expertise et de recherche et la rendre davantage disponible. L'implication de l'IRSN et de l'association européenne ETSON⁵⁷ en tant que membres du TSOF sera renforcée.

Agence pour l'énergie nucléaire (AEN)

Pour sa part l'AEN (agence spécialisée de l'Organisation de coopération et de développement économiques - OCDE), a engagé une réflexion lors du forum organisé le 8 juin 2011 pour faire évoluer ses travaux dans les domaines de la sûreté des installations nucléaires et de la gestion des situations d'urgence. Trois de ses comités sont principalement concernés :

- le Comité sur les Activités Nucléaires Réglementaires (CNRA) ;
- le Comité sur la Sûreté des Installations Nucléaires (CSNI) ;
- le Comité de Protection Radiologique et de Santé Publique (CRPPH).

Chacun de ces comités a mobilisé ses groupes de travail au cours des derniers mois pour décider des évolutions à apporter aux programmes de travail engagés. Une collaboration plus étroite doit être établie entre CNRA et CSNI d'une part et CRPPH d'autre part.

Le programme de travail envisagé par le CSNI concerne les thèmes suivants :

- agressions externes et internes ;
- gestion des accidents (partage du retour d'expérience sur la gestion de l'accident à Fukushima Dai-ichi) ;
- accidents graves ;
- amélioration de la robustesse des réacteurs nucléaires ;
- gestion des situations d'urgence.

Le CNRA a en parallèle créé un groupe spécifique « CNRA Task Group on the Impacts of the Fukushima Dai-ichi Accident » et identifié les actions suivantes à engager au sein de ses groupes de travail :

- WGRNR (nouveaux réacteurs) : impact sur le choix des sites ;
- WGOE (expérience d'exploitation) : renforcement du partage du retour d'expérience international sur les agressions ;
- WGIP (inspections) : inspections concernant la gestion des accidents graves et les équipements associés ;
- WGPC (communication de crise) : aspects internationaux ;
- Task Group on Long Term Operation : impact sur la prolongation de la durée d'exploitation des réacteurs existants.

WANO (World Association of Nuclear Operators)

WANO est l'association mondiale des exploitants nucléaires qui vise à permettre un support mutuel, l'échange d'informations et de bonnes pratiques entre les exploitants, afin d'améliorer les performances et le niveau de sûreté des centrales nucléaires.

Dès mars 2011, WANO a émis un premier document sur les vérifications immédiates à mener par les exploitants à la lumière de l'accident de Fukushima Dai-ichi. Un second document sur le refroidissement des piscines de stockage a été émis en juillet 2011.

⁵⁷ L'association européenne ETSON (European Technical Safety Organisations Network) des organismes techniques de sûreté nucléaire. Les membres d'ETSON s'imposent à eux-mêmes le respect d'une charte de principes d'action et de valeurs destinées à garantir le meilleur niveau d'expertise, à encourager le développement de la recherche en sûreté nucléaire, et l'harmonisation par le haut de leurs pratiques respectives, notamment grâce à un dispositif partagé de formation de leurs experts nouvellement recrutés.

Lors du forum de l'AEN, WANO s'est engagé à appliquer les leçons tirées de l'accident de Fukushima Dai-ichi et à renforcer ses programmes de revue par les pairs. Les évolutions de programmes et d'organisation décidées par WANO s'articulent autour de cinq mesures :

- étendre le champ de ses activités à la prévention et l'atténuation des accidents ;
- développer une stratégie intégrée de réponse aux événements, détaillant les responsabilités de l'installation touchée, des centres régionaux de WANO et du bureau de Londres si un autre événement grave se produit ;
- prendre une série de mesures visant à améliorer sa crédibilité et la qualité de ses produits et services ;
- devenir plus visible publiquement et reconnu comme l'organisation qui représente les exploitants nucléaires dans le monde. Une collaboration plus étroite avec l'AIEA et les organismes de réglementation est envisagée afin de favoriser les interactions et encourager les membres à publier leurs résultats d'examen par les pairs ;
- agir pour améliorer la cohérence interne.

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS)

Suite à l'accident de Fukushima Dai-ichi, l'OMS a demandé qu'un expert de l'IRSN soutienne l'équipe technique du programme de radioprotection mis en œuvre au département de la santé publique et de l'environnement, afin de renforcer les capacités de réponse à la situation d'urgence nucléaire de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi au Japon. L'IRSN a apporté un soutien à l'OMS pour mettre en œuvre une méthodologie d'évaluation des doses et définir un plan de travail pour l'évaluation des conséquences sur la santé des personnes exposées aux rejets radioactifs à Fukushima Dai-ichi.

Initiatives européennes

Le 25 mars 2011, le Conseil européen a souhaité soumettre les centrales nucléaires européennes à une évaluation complémentaire de sûreté. L'ASN et l'IRSN ont participé fortement à la définition des spécifications de ces analyses aux niveaux français et européen de façon cohérente en termes de contenu et de planning. Selon les spécifications élaborées et proposées par l'association WENRA⁵⁸ le 7 mai 2011, ces tests de résistance consistent en :

- une réévaluation ciblée du comportement et des marges de sûreté des centrales nucléaires en cas d'évènements naturels extrêmes défiant les fonctions de sûreté et conduisant à un accident grave : (a) évaluation de la réponse des centrales nucléaires et (b) vérification des mesures de prévention et d'atténuation ;
- des tests de défense en profondeur : (a) analyse de la perte séquentielle des lignes de défense, (b) approche déterministe et (c) identification des points faibles, effets faibles... ;
- une étude des évènements initiateurs : (a) tremblement de terre, (b) inondations et (c) autres évènements naturels extrêmes ;
- une évaluation de la perte conséquente des fonctions de sûreté : (a) perte d'énergie électrique et (b) perte de source froide ultime ;
- un bilan des moyens de protection et de gestion : (a) perte de fonction de refroidissement du cœur, (b) perte de fonction de refroidissement dans la piscine de stockage du combustible usé et (c) perte de l'intégrité du confinement.

Les rapports des différents pays ont été remis en fin d'année 2011 aux instances européennes. Des revues (« peer reviews ») par des experts de différents pays européens sont organisées. Les conclusions des tests de résistance européens seront rendues en juin 2012.

⁵⁸ Western European Nuclear Regulator's Association : association des responsables des Autorités de sûreté nucléaire d'Europe de l'Ouest

Au-delà de ces « stress tests », la Commission européenne a favorisé plusieurs initiatives en réaction à l'accident de la centrale de Fukushima Daïichi, comme le développement d'un groupe de travail au sein du Forum sur l'énergie nucléaire (ENEF), avec une participation importante des membres industriels de Foratom/Eniss qui visent à harmoniser les standards européens au plus haut niveau. Dans le cadre de la plate-forme technologique européenne SNETP, l'ensemble des parties prenantes définissant les programmes de recherche sur la fission nucléaire pour les années à venir ont également produit un document décrivant les conséquences de l'accident dans ce domaine.

10.2. AU NIVEAU NATIONAL

Evaluations complémentaires de sûreté

Huit mois après l'accident de Fukushima, les évaluations complémentaires de sûreté ont permis de définir une démarche qui vise à compléter les dispositions existantes de sûreté pour conférer une meilleure robustesse aux installations. Cette démarche consiste à mettre en œuvre un « noyau dur » assurant la disponibilité des équipements jouant un rôle essentiel pour la maîtrise des fonctions de sûreté et la gestion de crise.

Elle sera complétée par l'évolution ciblée de certains référentiels, sans attendre les réexamens décennaux (détermination de l'aléa sismique ou inondation, protection contre l'incendie, combinaisons d'agressions à considérer...).

Au-delà de cette première étape, l'IRSN identifie la nécessité d'un travail dans la durée, sur trois fronts principaux :

- un travail d'analyse et de stabilisation du référentiel de sûreté, afin qu'il intègre la notion de « noyau dur » (le noyau dur regroupe un ensemble de structures, systèmes et composants dont la disponibilité, dans tous les scénarios envisagés, permet d'assurer les trois fonctions fondamentales de sûreté : la maîtrise de la réaction nucléaire, l'évacuation de la chaleur produite par cette réaction et le confinement des matières radioactives) ; celui-ci a été défini dans ses principes, mais doit être largement décliné tant dans ses conséquences en termes de modification des installations, que par sa place et l'évolution qu'il apporte à la démonstration générale de sûreté des installations. En complément, les dispositions en termes de gestion de crise doivent être réexaminées ;
- un travail d'analyse des propositions des industriels pour modifier les matériels et/ou les procédures de conduite et de crise et les règles générales d'exploitation des installations qui découleront de la mise en œuvre du concept de noyau dur ;
- enfin, en parallèle, un travail d'expertise approfondi de l'analyse de l'accident de Fukushima.

Appel à projet « Recherche en matière de sûreté nucléaire et de radioprotection »

Après que l'IRSN et d'autres acteurs de la recherche en aient souligné le besoin dès les premiers mois qui ont suivi la catastrophe de Fukushima, le Président de la République a annoncé, lors de la conférence de presse du 27 juin 2011, sa décision de dégager des moyens supplémentaires importants pour renforcer la recherche dans ce domaine où la France dispose d'une avance reconnue. Il s'est appuyé sur le volet recherche du dispositif des « Investissements d'avenir » réalisés à l'aide du grand emprunt national (d'un montant total de 35 milliards d'euros, dont 22 consacrés à la recherche et l'enseignement supérieur), piloté par le Commissariat général aux investissements d'avenir (CGI). Ce dernier a désigné l'Agence nationale de la recherche (ANR) pour mettre en place un appel à projet pour la recherche en sûreté nucléaire et en radioprotection découlant directement d'une première lecture de l'accident de Fukushima. Cette première analyse a notamment fait l'objet d'une présentation des points de vue de l'IRSN et du CEA lors de la séance du 20 juillet 2011 au Comité de l'énergie atomique, analyse qui a contribué à définir le cadrage scientifique de l'appel à projet. En rassemblant ces éléments, ainsi que ceux remontés par d'autres acteurs, le CGI a défini l'enveloppe financière (50 millions d'euros), l'échéance (26 avril 2012) et les thèmes de stimulation de la recherche selon les axes suivants :

1. tirer des enseignements des conditions ayant conduit à des accidents nucléaires majeurs, et tout notamment celui survenu à Fukushima le 11 mars 2011, et tenir compte des premières conclusions des évaluations complémentaires de sûreté mises en place par l'ASN ;
2. étudier les modalités de gestion de l'ensemble des accidents nucléaires majeurs survenus à ce jour par les exploitants et les autorités publiques ;
3. étudier l'impact de ces accidents en matière de rejets de matières radioactives, leur impact sur la santé et l'environnement et les conditions de la reconquête des territoires contaminés ;
4. l'application en France de ces enseignements aux installations nucléaires actuelles et futures de conception nationale, afin d'en augmenter la sûreté de fonctionnement, la capacité de résistance et l'efficacité de leurs mécanismes d'urgence en cas d'évènements extrêmes.

L'IRSN souligne qu'en complément des améliorations par la réglementation, les contrôles, l'évolution des référentiels de sûreté, il est crucial que les leçons tirées de Fukushima donnent lieu à une intense activité de questionnement et de création de connaissances, qui doit être favorisée en France - comme l'illustre cet appel à projet - mais aussi plus largement au niveau de coopérations internationales.

10.3. LES BESOINS D'EVOLUTION DES AXES DE RECHERCHE

L'exploitation des centrales nucléaires dans le monde a été marquée par trois accidents majeurs ayant affecté les installations nucléaires de Three Mile Island (TMI) en 1979 aux Etats-Unis, de Tchernobyl en 1986 en Ukraine et récemment de Fukushima Daiichi au Japon. Seuls ces deux derniers accidents ont conduit à des rejets très importants de radionucléides dans l'environnement.

L'accident de la centrale de Fukushima Daiichi a pour origine un séisme de très forte intensité, générant dans un premier temps des sollicitations mécaniques de grande intensité et dans un second temps un tsunami d'ampleur exceptionnelle. Ces deux aléas naturels externes - liés par un lien causal - ont chacun individuellement dépassé les amplitudes prises en compte à la conception de l'installation, de même que leur cumul n'a pas été pris en compte. L'ensemble a eu pour conséquence la perte du refroidissement des cœurs de plusieurs réacteurs à eau bouillante ayant entraîné leur fusion partielle. La perte de refroidissement a également affecté le combustible usé présent dans les piscines d'entreposage du site, faisant craindre des risques de criticité et de fusion en piscine non considérés jusqu'à présent. L'accident a conduit à des rejets importants dans l'environnement, à faible altitude, limités toutefois par le maintien d'une certaine protection assurée par les enceintes de confinement. Ces rejets à faible altitude ont conduit à une contamination de zone à une distance modérée. Pour les intervenants, le relatif confinement des produits de fission a vraisemblablement permis, en l'état des connaissances de l'Institut, de limiter leurs expositions à des niveaux plus faibles que dans le cas de l'accident de Tchernobyl. Pour les populations, la contamination des territoires a atteint des niveaux similaires à ceux de Tchernobyl, mais sur des surfaces plus limitées.

Concernant spécifiquement le déroulement de l'accident affectant l'installation, le retour d'expérience montre la nécessité de renforcer la recherche sur la prévention des accidents. Il s'agit, en premier lieu de mieux caractériser les aléas naturels (séisme et risques d'inondation induits ou non par le séisme) à l'origine de l'accident et de décliner de façon plus systématique la prise en compte de ces aléas dans les études probabilistes de sûreté afin d'identifier les points faibles des installations face à ces aléas. En effet, les études probabilistes avaient été développées suite à l'accident de TMI et leur mise en œuvre pour les études d'accidents postulés sur la base de défaillances internes ont conduit l'exploitant EDF en France à mettre en place - notamment dans le cadre des réexamens de sûreté - des parades (procédures et/ou matériels) complémentaires à celles issues de la démarche déterministe de conception initiale. L'IRSN considère que le développement d'une démarche comparable incluant les aléas externes est nécessaire.

Il importe également renforcer l'identification des points faibles des installations qui pourraient résulter de leur vieillissement ou de leur mode d'exploitation sous l'angle des facteurs humains et organisationnels.

Le retour d'expérience démontre également que la phénoménologie des accidents graves est maintenant relativement bien connue. Ce résultat est à mettre au crédit d'ambitieux programmes de recherche passés pilotés par l'Institut et en premier lieu du programme PHEBUS PF (se déroulant dans une installation de recherche du CEA). Néanmoins, il subsiste encore des incertitudes importantes sur certains des phénomènes relatifs au déroulement d'un accident de fusion du cœur et plus encore de dénoyage de piscine. Les axes de recherche concernent l'analyse en profondeur du déroulement de l'accident ainsi que des travaux de recherche ciblés sur les lacunes les plus apparentes : **comportement thermohydraulique et thermomécanique des assemblages combustibles en situation de perte de refroidissement, efficacité de l'apport d'un refroidissement de secours alors que la fusion partielle d'éléments du cœur en affecte la géométrie, risques de criticité, production d'hydrogène en phase de refroidissement du combustible surchauffé et risques associés d'explosion, comportement transitoire des débris de cœur fondu en fond de cuve du réacteur, réduction des rejets radioactifs.**

Ce qui précède conduit à conclure qu'au-delà des mesures de court terme visant à vérifier ou le cas échéant restaurer la suffisance des marges de sûreté sur les sites, il est indispensable de poursuivre de grands programmes de recherche tels que ceux menés dans le passé, afin de faire encore progresser la résilience des réacteurs de puissance aux phénomènes pouvant conduire à des rejets radioactifs importants dans l'environnement. A cet égard, l'IRSN considère qu'il doit poursuivre les programmes expérimentaux de recherche en pile sur les problématiques d'excursion de réactivité ou de perte de refroidissement, ainsi que les recherches sur le renforcement de la tenue des barrières de confinement (interaction corium/béton notamment) et des systèmes de protection, y compris passifs. L'histoire a en effet montré depuis trente ans que de tels programmes, conduits en règle générale dans le cadre de coopérations internationales auxquelles l'industrie a vocation à contribuer, sont un facteur clef des progrès à la fois de la connaissance et de l'évaluation des risques, et de l'amélioration des technologies.

Un troisième volet du retour d'expérience de l'accident concerne les aspects environnementaux et liés à la gestion de crise et à l'intervention. A cet égard, **l'IRSN tient à souligner que, s'il a été en mesure de fournir très tôt des informations pertinentes aux décideurs, et aussi de les rendre disponibles au public de manière à la fois rapide, intelligible et néanmoins précise, c'est à la fois parce qu'il disposait des connaissances scientifiques et des outils issus des recherches passées dans le domaine des accidents graves, qu'il bénéficiait au sein de son CTC (Centre technique de Crise) de l'expérience accumulée des exercices d'accidents nucléaires pratiqués au plan national depuis de nombreuses années, et enfin des résultats de son engagement stratégique, depuis plusieurs années, dans une démarche d'ouverture à la société et de transparence.**

Toutefois, certains écarts sont apparus entre les prévisions de contamination du territoire établies par l'IRSN et les mesures in situ, suggérant un besoin d'amélioration des modèles. C'est pourquoi l'Institut estime nécessaire, à la lumière du retour d'expérience, de renforcer certains travaux de recherche et développement dans le domaine du transfert des radionucléides (par voie atmosphérique ou liquide) et de l'impact de ce transfert aux différents milieux, d'améliorer les outils de gestion de crise pour leur partie « installation » et de revisiter le dispositif de surveillance radiologique du territoire. En effet, l'efficacité du dispositif de crise, et notamment le choix des décisions à prendre pour la meilleure protection de la population ainsi que la rapidité de recueil d'une information fiable sont primordiales, en particulier pour les zones densément peuplées. Ces travaux n'ont donc pas pour objet de développer les connaissances académiques dans ces domaines, mais bien de développer celles strictement nécessaires au développement d'outils opérationnels de gestion de crise destinés à compléter la panoplie des moyens de prévision que l'Institut a vocation à exploiter dans le cadre de l'appui technique fourni aux autorités publiques chargées de la gestion d'une crise nucléaire.

Enfin, s'agissant des aspects liés à la radioprotection des populations proches des sites nucléaires, l'accident de Fukushima confirme la vraisemblance de scénarios accidentels conduisant à des rejets importants et ce, sur de longues durées. Cet accident, à la différence de celui de Tchernobyl, pourrait donc devenir un modèle référent d'accident grave avec rejets consécutifs à une défaillance partielle du confinement. La prise en compte du retour

d'expérience de l'accident de Fukushima apparaît donc tout aussi essentielle dans une perspective d'évolution des doctrines en matière de radioprotection des populations. Les besoins de recherche dans cette perspective sont relatifs :

- au développement de techniques qui permettraient, sur une grande échelle, une évaluation rapide et robuste des doses individuelles des populations impliquées ;
- au renforcement des recherches sur les effets des faibles doses reçues de manière chronique qui conditionnent la pertinence des mesures de protection des populations. Un tel renforcement rend nécessaire le développement de plateformes expérimentales adaptées.

ooOoo