

**Suites de l'accident nucléaire
de Fukushima Daiichi en mars 2011**
-
Point de situation en mars 2016

A. Conséquences sur la sûreté nucléaire

Installations accidentées du site – Situation en mars 2016

Gestion des eaux radioactives

Gestion des eaux souterraines

Les enseignements pour la sûreté des installations françaises

Les recherches en sûreté menées par l'IRSN

B. Conséquences sanitaires de l'accident

Bilan des études épidémiologiques conduites sur les habitants de la Préfecture de Fukushima

Situation des travailleurs impliqués dans les opérations menées à la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi

C. Conséquences environnementales de l'accident

Concentrations en radionucléides dans l'air au Japon, cinq ans après l'accident de Fukushima Daiichi

Activités de césium déposées sur les territoires et débits de dose extérieurs ambiants associés

Contamination des denrées japonaises suite à l'accident

Décontamination et gestion des déchets

État de la contamination du milieu marin en 2015

2011-2016 : cinq années d'évolution du périmètre des zones évacuées

Premiers retours et intentions de retour des populations évacuées

Actualisation des connaissances relatives à la dispersion et aux dépôts des rejets atmosphériques de l'accident nucléaire

Principaux évènements de contamination lors de l'accident de Fukushima Daiichi

Modélisation du transport atmosphérique et des retombées des rejets émis lors de l'accident de Fukushima Daiichi

D. Comparaison entre les accidents de Tchernobyl et de Fukushima

Comment les dépôts radioactifs sont-ils redistribués au sein des bassins versants en situations post-accidentelles ?

Qu'avons-nous appris des études écologiques conduites à long terme sur la faune et la flore des territoires contaminés par les accidents de Tchernobyl et de Fukushima ?

Comment gérer les milieux forestiers après un accident nucléaire ? Les leçons tirées suite aux accidents de Tchernobyl et de Fukushima

Accident nucléaire de Fukushima Daiichi Installations accidentées du site - Situation en mars 2016

Ce document est basé sur les informations rendues publiques sur la situation de la centrale de Fukushima Daiichi.

I. Rappel des faits¹ et état général des installations suite à l'accident

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 Daiichi, ces événements naturels ont été à l'origine de la fusion des cœurs de trois réacteurs² 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 de la production d'hydrogène lors de la dégradation des combustibles des cœurs.

Des rejets très importants dans l'environnement ont eu lieu à partir du 12 mars 2011 et de manière plus modérée mais persistante pendant plusieurs semaines. L'accident a été classé au niveau 7 de l'échelle INES.

II. Actions de maîtrise des installations

TEPCO a fait état, fin 2011, de l'atteinte d'une situation d'« arrêt à froid », terme impropre eu égard à l'état des réacteurs, traduisant essentiellement le maintien de l'eau dans les réacteurs à une température inférieure à 100 °C. Ceci permet d'éviter la vaporisation de l'eau pour limiter les rejets à l'environnement par les fuites du confinement.

Les réacteurs 1, 2 et 3 sont désormais maintenus à une température comprise entre 20 et 50 °C par injection permanente d'eau douce (débit de l'ordre de 5 m³/h par réacteur). Du fait de l'inétanchéité des cuves et des enceintes de confinement, l'eau injectée s'écoule dans les sous-sols des bâtiments où elle se mélange aux infiltrations d'eaux souterraines puis est reprise pour être traitée et partiellement réutilisée pour assurer le refroidissement des réacteurs³.

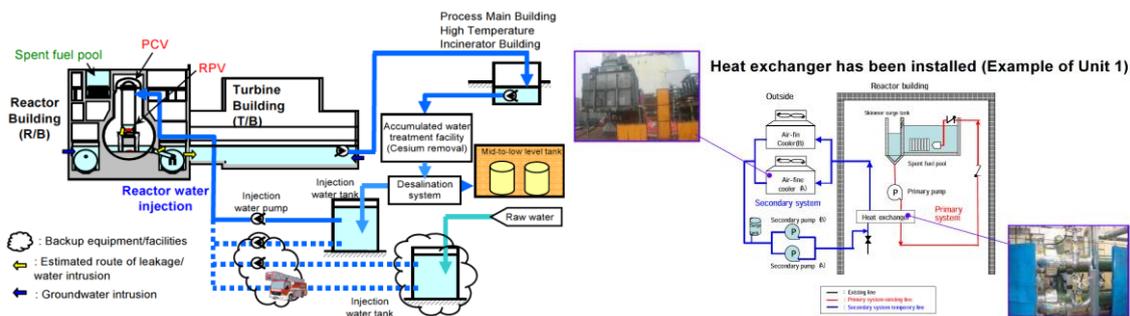
En outre, une injection d'azote est effectuée en tant que de besoin dans les enceintes de confinement et les cuves des réacteurs 1 à 3 pour maintenir leur inertage et éviter ainsi tout risque de combustion d'hydrogène.

Les piscines d'entreposage d'éléments combustibles sont refroidies en circuit fermé ; les températures dans les piscines sont inférieures à 30 °C.

¹ Pour plus d'informations, voir le site IRSN : http://www.irsn.fr/FR/connaissances/Installations_nucleaires/Les-accidents-nucleaires/accident-fukushima-2011/Pages/sommaire.aspx

² Le réacteur 4 est déchargé et les réacteurs 5 et 6 sont en situation d'arrêt sûr - Visiter le site IRSN pour plus d'informations sur le déroulement de l'accident : <http://www.irsn.fr/FR/popup/Pages/analyse-IRSN-accident-Fukushima.aspx>

³ Voir les notes d'information relatives à la gestion des eaux radioactives et aux eaux souterraines



Source TEPCO - Schémas de principe du refroidissement des réacteurs et des piscines

Afin de stabiliser la situation des installations, TEPCO a mis en œuvre des moyens redondants et des secours électriques pour maintenir le refroidissement des installations et assurer l'inertage à l'azote des enceintes de confinement et des cuves des réacteurs. De plus, certains matériels sont installés dans des zones surélevées et une protection anti-tsunami a été mise en place en bordure de site. Enfin, une surveillance des paramètres essentiels est assurée (température d'eau, teneur en hydrogène dans les enceintes, niveaux d'eau...).

Par ailleurs, la chaleur résiduelle⁴ encore présente dans les cœurs et les piscines d'entreposage a notablement décru depuis l'accident. TEPCO dispose désormais de délais importants pour intervenir au cas où il rencontrerait des difficultés sur les moyens de refroidissement mis en œuvre.

TEPCO réalise également des investigations et des contrôles spécifiques dans les installations. Il souhaite ainsi définir au mieux son plan d'actions en vue de la reprise des combustibles et du démantèlement. Ces visites permettent également de collecter des informations de suivi des installations, de renforcer la surveillance des paramètres importants et de détecter d'éventuels défauts nécessitant des actions complémentaires.

L'IRSN relève l'importance des moyens déployés par TEPCO pour la maîtrise des installations, dans un contexte toujours difficile lié à une connaissance encore limitée de l'état des installations, à une accessibilité réduite dans les bâtiments accidentés, à des conditions d'interventions contraignantes et au niveau de fiabilité actuel de certains moyens mis en œuvre. Ces actions de maîtrise des installations doivent s'inscrire dans la durée et nécessitent une grande vigilance de la part de TEPCO.

III. Actions de maîtrise des rejets

Des rejets diffus dans l'environnement subsistent du fait des dégradations très importantes subies par les barrières de confinement des matières radioactives.

TEPCO poursuit ses actions en vue de maîtriser ces rejets avec, notamment, la mise en place de structures couvrant les bâtiments des réacteurs endommagés et de barrières enterrées pour [gérer les eaux souterraines](#).

IV. Plan de reprise de contrôle des installations

TEPCO considère que les premières phases de reprise de contrôle de l'installation sont réalisées dans la mesure où, d'une part le refroidissement des réacteurs et des piscines est assuré, avec le maintien d'une température basse de l'eau dans les installations, d'autre part les rejets résiduels sont à des niveaux très faibles. Les actions de nettoyage du site se poursuivent, notamment pour permettre les travaux futurs.

⁴ La chaleur résiduelle est la chaleur que continue à émettre du combustible nucléaire malgré l'arrêt de la réaction en chaîne. Elle est issue de la décroissance des éléments radioactifs.

Le plan d'actions retenu par TEPCO comprend trois grandes étapes :

- la première étape vise à débiter le retrait des combustibles présents dans les piscines des réacteurs. La reprise du combustible dans la piscine du réacteur 4, la plus chargée en combustibles⁵, a débuté en novembre 2013 et s'est achevée en décembre fin 2014⁶ dans le respect de la planification initiale.

Mi-2015, TEPCO a reporté le début de reprise du combustible dans la piscine du réacteur 3 de fin 2015 à fin 2017. Il a engagé la construction d'une structure recouvrant le bâtiment de ce réacteur. Le retrait des débris les plus volumineux du plancher supérieur du bâtiment (5^{ème} niveau⁷) a été terminé le 11 octobre 2013.



Source TEPCO - Couverture du bâtiment du réacteur 3 (schéma du projet et vue des structures avant montage)

Le 2 août 2015, TEPCO a extrait de la piscine du réacteur 3 un pont de manutention du combustible qui y était tombé lors de l'accident. Au vu de l'encombrement de ce pont, cette opération constituait une étape importante pour permettre l'évacuation future des combustibles. Par ailleurs, TEPCO a pris de nombreuses précautions au regard des risques associés à la manipulation d'une telle pièce - plus de 20 tonnes.



Source TEPCO - Retrait d'un pont de manutention du combustible de la piscine du réacteur 3

Mi-2015, TEPCO a également reporté la reprise du combustible dans les piscines des réacteurs 1 et 2 vers 2020.

⁵ Plus de 1500 assemblages de combustibles étaient présents dans la piscine du réacteur 4 pour, respectivement, 492, 615 et 566 dans les piscines des réacteurs 1, 2 et 3.

⁶ Pour la description des activités correspondantes, voir le site IRSN : http://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Pages/20131119_Fukushima-retrait-combustible-piscine-reacteur.aspx

⁷ Le 5^{ème} niveau des bâtiments des réacteurs de Fukushima Daiichi est le niveau d'exploitation lors des phases d'arrêt. C'est notamment depuis ce niveau que s'effectuaient les opérations d'ouverture de l'enceinte de confinement et de la cuve du réacteur puis de déchargement du combustible.

Sur le réacteur 1, d'importants travaux sont encore à mener : l'actuel bâtiment de protection mis en place en octobre 2011 doit être déposé afin de permettre le retrait des débris ; un nouveau bâtiment sera alors construit pour la reprise du combustible. Après un premier essai de retrait de deux panneaux en décembre 2014 pour s'assurer de l'absence d'influence sur l'environnement, TEPCO a réellement engagé les travaux de dépose du bâtiment fin juillet 2015.



Source TEPCO - Retrait d'un panneau du bâtiment recouvrant le réacteur 1 (juillet 2015) et état actuel du bâtiment

- la deuxième étape prévoit d'engager le retrait des combustibles dégradés des réacteurs 1 à 3. Un vaste programme de recherche a été initié à cet effet. Il vise à développer des moyens d'investigation complémentaires à ceux déjà mis en œuvre afin de connaître plus précisément l'état des installations, puis à identifier et concevoir les moyens nécessaires. Le début du retrait des combustibles dégradés devrait s'étaler entre 2020 et 2025 suivant le réacteur concerné. L'échéancier reste toutefois très dépendant de celui du programme de recherche et des connaissances acquises sur l'état des installations ;
- la dernière étape conduira au démantèlement complet des installations, avec un objectif de 30 à 40 ans.

En décembre 2013, TEPCO a pris la décision de démanteler également les réacteurs 5 et 6 du site dont la remise en service était prévue après mise en œuvre d'un programme d'amélioration qui restait à établir. Il profitera de ces opérations de démantèlement pour se préparer à celles des réacteurs accidentés.

L'IRSN souligne que les délais annoncés sont à considérer comme des ordres de grandeur et que d'importantes opérations de caractérisation approfondie de l'état des installations et des travaux de recherche sont encore à réaliser. L'IRSN relève toutefois l'importance des moyens mis en œuvre par TEPCO pour tenir l'échéancier global annoncé. TEPCO ajuste régulièrement son échéancier en fonction des enseignements de ses investigations dans les installations et de l'avancement des travaux, mais, à ce jour, l'avancement apparaît en ligne avec cet échéancier.

Accident nucléaire de Fukushima Daiichi
Gestion des eaux radioactives provenant des réacteurs
accidentés
Situation en mars 2016

Ce document est basé sur les informations rendues publiques sur la situation de la centrale de Fukushima Daiichi.

I. Contexte général : une accumulation et une arrivée continue d'eau dans les bâtiments

Lors de l'accident ayant affecté la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi le 11 mars 2011, les phénomènes naturels qui l'ont provoqué ont entraîné une inondation du site générant une accumulation d'eau dans les sous-sols des bâtiments de la centrale.

En outre, depuis l'accident, l'eau assurant le refroidissement des cœurs dégradés des réacteurs s'écoule dans les sous-sols des bâtiments d'où elle est pompée pour assurer à nouveau, après traitement, le refroidissement de ces réacteurs ; actuellement, environ 325 m³ d'eau parviennent ainsi quotidiennement dans les sous-sols. Cette eau circule dans la cuve et l'enceinte de confinement et refroidit le combustible nucléaire dégradé. Elle se charge en radioactivité, en entraînant notamment les éléments les plus mobilisables contenus dans le corium. A cet égard, si l'uranium et les transuraniens sont très peu solubles, certains produits de fission ou d'activation sont plus facilement dispersables dans l'eau (césium, strontium, antimoine, tritium...).

TEPCO fait ainsi état d'une activité de l'ordre de quelques GBq/m³ ou dizaines de GBq/m³ en césium pour l'eau accumulée dans les sous-sols des bâtiments « turbine ». Les débits de dose dans certains des sous-sols de bâtiment, dus notamment à la présence d'eau radioactive, mais également aux circuits des réacteurs qui y sont implantés, peuvent atteindre le Gray par heure.

Par ailleurs, l'eau de la nappe phréatique pénètre dans les sous-sols contribuant à l'augmentation du volume d'eau présent (arrivée d'eau évaluée à environ 200 m³ par jour). TEPCO maintient en effet le niveau d'eau dans les locaux à une valeur inférieure à celui de la nappe, ce qui limite le transfert de radioactivité, mais favorise les entrées d'eau.

Les eaux contenues dans les sous-sols des bâtiments étant radioactives et les volumes ajoutés journellement étant très importants, leur traitement et leur entreposage sont apparus, dès les premières semaines qui ont suivi l'accident, comme des enjeux importants de la reprise du contrôle des installations afin de maîtriser les rejets dans l'environnement.

Les volumes accumulés (réservoirs d'entreposage et sous-sols des bâtiments) atteignent désormais près de 900 000 m³.

II. Le traitement des eaux radioactives

Le traitement des eaux a deux objectifs : le dessalement et le retrait des radionucléides.

Le dessalement de l'eau est nécessaire, notamment pour limiter les phénomènes de corrosion : non seulement la vague qui a submergé le site lors de l'accident était de l'eau de mer, mais TEPCO a injecté de l'eau de mer dans les réacteurs pour les refroidir dans les jours qui ont suivi l'accident. Des procédés par osmose inverse et par évaporation ont très rapidement été développés et mis en œuvre quelques mois après l'accident de mars 2011.

TEPCO a également dessalé l'eau des piscines d'entreposage des combustibles usés dans lesquelles il avait aussi injecté de l'eau de mer.

Par ailleurs, TEPCO a mis en œuvre très rapidement plusieurs procédés de retrait des radionucléides : trois dispositifs étaient opérationnels quelques mois après l'accident de mars 2011. L'un d'eux n'est plus utilisé car il générerait un important volume de boues radioactives. Les deux dispositifs restants ne permettent qu'un retrait partiel des radionucléides contenus dans les eaux traitées, essentiellement le césium. TEPCO leur a progressivement adjoint des modules de traitement du strontium.

TEPCO a également développé un système permettant un traitement plus complet qu'il dénomme « multi-nuclides removal equipment » ou « advanced liquid processing system » (ALPS). Ce système est composé de trois sous-systèmes d'une capacité unitaire de traitement de 250 m³/jour. Les essais en configuration réelle se sont déroulés au cours du deuxième trimestre 2013 et ont montré une grande efficacité de décontamination du système pour tous les radionucléides présents dans les eaux, sauf le tritium. En effet, il n'existe pas à ce jour de moyen industriel capable d'extraire le tritium de l'eau. Après avoir rencontré divers problèmes lors des phases d'essais, l'ALPS est entré en phase d'exploitation industrielle en novembre 2013.

TEPCO a renforcé sa capacité de traitement des eaux par la construction, courant 2014, d'une seconde unité ALPS similaire et d'une unité ALPS « haute performance » dotée d'une ligne d'une capacité de traitement de 500 m³/jour.

En complément, pour traiter les eaux déjà entreposées, TEPCO a déployé 2 nouveaux systèmes mobiles de traitement du strontium dit « Kurion Mobile Processing System » (KMPS) d'une capacité de traitement de 300 m³/jour, mis en service en octobre 2014 et février 2015.

Il est à noter que TEPCO a également implanté un système de traitement des eaux souterraines après leur pompage¹ dans la nappe et avant leur rejet : ce système est doté de 2 trains d'une capacité unitaire de traitement de 1200 m³/jour.

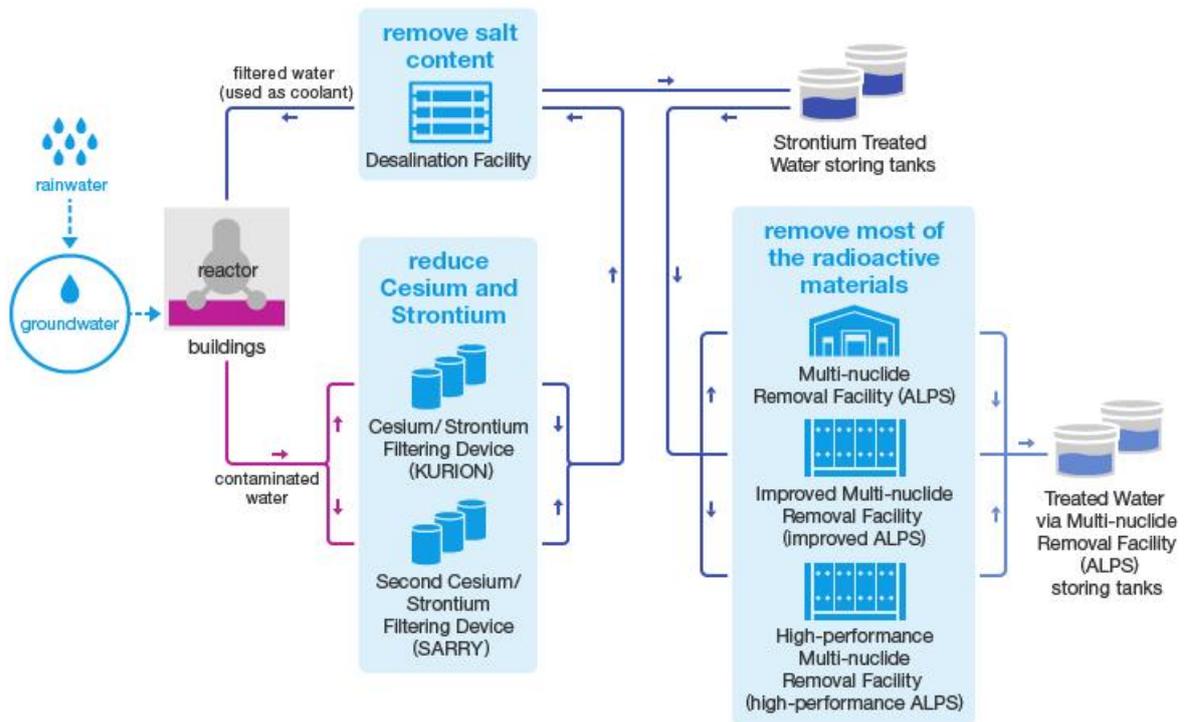
L'année 2015 constitue un jalon majeur pour TEPCO en termes de décontamination de l'eau. En effet, depuis mai 2015, toute l'eau entreposée a subi un traitement, soit complet par l'un des systèmes ALPS (environ 600 000 m³ d'eau entreposés à ce jour), soit pour en retirer le césium et le strontium, avant traitement complet à venir (environ 150 000 m³ d'eau entreposés à ce jour)².

Les résidus des procédés de traitement (résines, zéolithes,...) ont conduit à remplir presque 3000 conteneurs de déchets radioactifs qui sont entreposés sur le site.

La figure ci-dessous donne une vision synthétique de la chaîne de traitement des eaux provenant des locaux des réacteurs de Fukushima Daiichi après mise en service de l'ensemble des systèmes.

¹ Voir la [note d'information relative aux eaux souterraines du site pour les objectifs de ce pompage](#).

² Seuls quelques milliers de m³ d'eau transitent, sans avoir subi un traitement complet, dans des réservoirs tampons avant injection dans les réacteurs.



Source TEPCO - Schéma général du cheminement des eaux accumulées à Fukushima Daiichi

III. L'entreposage des eaux

Le traitement des eaux n'est qu'une première étape de la gestion des eaux accumulées sur le site. En effet, il est nécessaire à TEPCO d'obtenir des autorisations pour le rejet des eaux traitées, contenant encore une radioactivité résiduelle (essentiellement du tritium).

Dans l'attente, TEPCO doit entreposer des volumes d'eau sans cesse croissants. L'ensemble des capacités d'entreposage atteint aujourd'hui environ 1 000 000 m³.

Pour répondre au besoin croissant de capacités d'entreposage, TEPCO a mis en œuvre des entreposages de tous types : réservoirs verticaux à assemblages par brides, réservoirs horizontaux ou verticaux soudés, réservoirs cubiques soudés, réservoirs enterrés... sur les terrains disponibles dans le périmètre du site. Il a par ailleurs, depuis 2013, mis en œuvre de nombreuses améliorations des moyens et conditions d'entreposage des eaux radioactives en tirant les enseignements de différents événements, d'importance variable, survenus.

Ces événements avaient des origines multiples, tenant à la fois à la conception des premiers matériels mis en œuvre (défaut d'étanchéité des réservoirs à brides, défaillance de vannes, surverses...) et à l'exécution de travaux sur des emplacements aménagés dans l'urgence (absence de rétention, tassement des terrains, absence d'isolement du réseau de collecte des eaux pluviales...).

TEPCO privilégie ainsi désormais la construction de réservoirs soudés et a engagé le démantèlement progressif des réservoirs à assemblage par brides boulonnées. Par ailleurs, il a engagé un vaste programme de rénovation et d'amélioration des zones de rétention.

Ces évolutions, associées au renforcement de la surveillance, améliorent notablement la gestion des entreposages d'eaux sur le site.



Source TEPCO - 1/réservoirs cubiques soudés - 2/réservoirs verticaux à assemblages par brides boulonnées et réservoirs horizontaux soudés - 3/réservoirs verticaux soudés - 4/réservoirs enterrés



Source Google - Zones d'entreposage des eaux accumulées à Fukushima Daiichi

En conclusion, l'entreposage des eaux polluées reste un sujet prégnant pour TEPCO dans la mesure où il doit simultanément augmenter ses capacités d'entreposage à un rythme élevé, tout en réalisant un traitement complet des eaux entreposées. Ce sujet restera d'ailleurs un enjeu important tant que TEPCO ne sera pas en mesure de rejeter les eaux traitées. Toutefois, la très forte réduction de la radioactivité contenue dans les eaux du fait des traitements réalisés, combinée à une amélioration des entreposages (conception des réservoirs, rétentions, surveillance) permettent une meilleure gestion de ces eaux.

Par ailleurs, leur traitement génère d'importants volumes de déchets s'ajoutant à ceux générés par l'évacuation des décombres ou le démantèlement des installations endommagées. La gestion opérationnelle de ces déchets sur le site constitue un enjeu d'importance, à la fois en termes d'entreposage pérenne sûr et de conditionnement ultérieur.

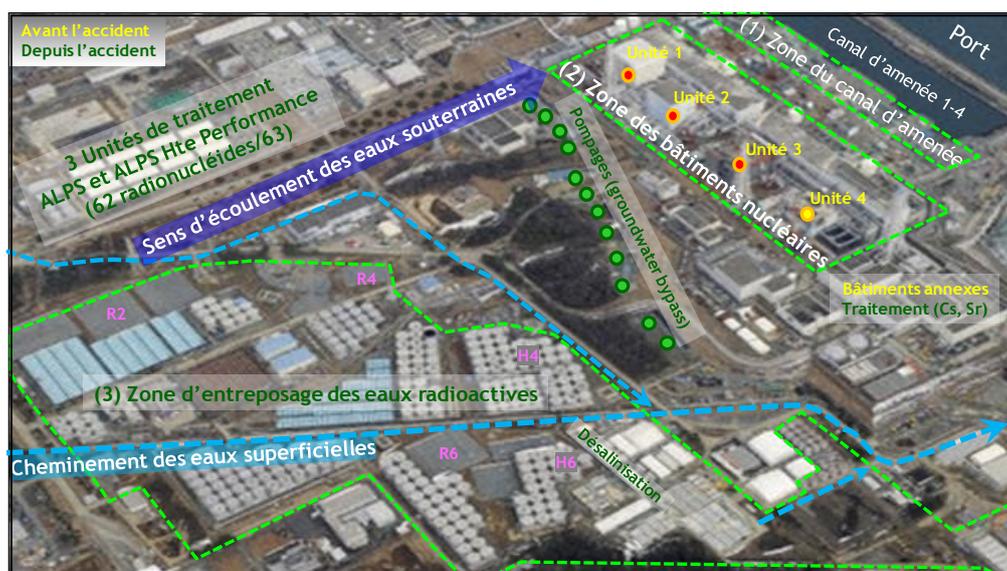
Accident nucléaire de Fukushima Daiichi
Eaux souterraines sous le site
Situation en janvier 2016

Ce document est basé sur les informations rendues publiques sur la situation de la centrale de Fukushima Daiichi.

I. Contexte général : trois zones à distinguer

Pour appréhender les sources de pollution radioactive de la nappe sous le site, il convient de distinguer trois zones :

- la zone du « canal d'amenée », située à proximité immédiate du port au droit des stations de pompage des réacteurs 1 à 4. Peu après l'accident, des eaux fortement radioactives issues des bâtiments des réacteurs ont rempli diverses tranchées et galeries puis se sont déversées dans le port ;
- la zone des « bâtiments nucléaires », comportant en particulier les réacteurs 1 à 4 et les bâtiments associés abritant les turbines. Les sous-sols de ces bâtiments sont remplis d'eaux de refroidissement des réacteurs, fortement radioactives (de l'ordre de 70 000 m³). De plus, ils subsistent des entrées d'eaux importantes (environ 200 m³/jour) en provenance de la nappe ;
- la zone des « entreposages », située en amont des réacteurs. Créée après l'accident pour gérer les eaux fortement radioactives pompées sur le site¹, cette zone d'implantation de réservoirs occupe une surface 5 fois plus importante que celle des bâtiments nucléaires. A ce jour, environ 750 000 m³ d'eaux radioactives y sont entreposés.

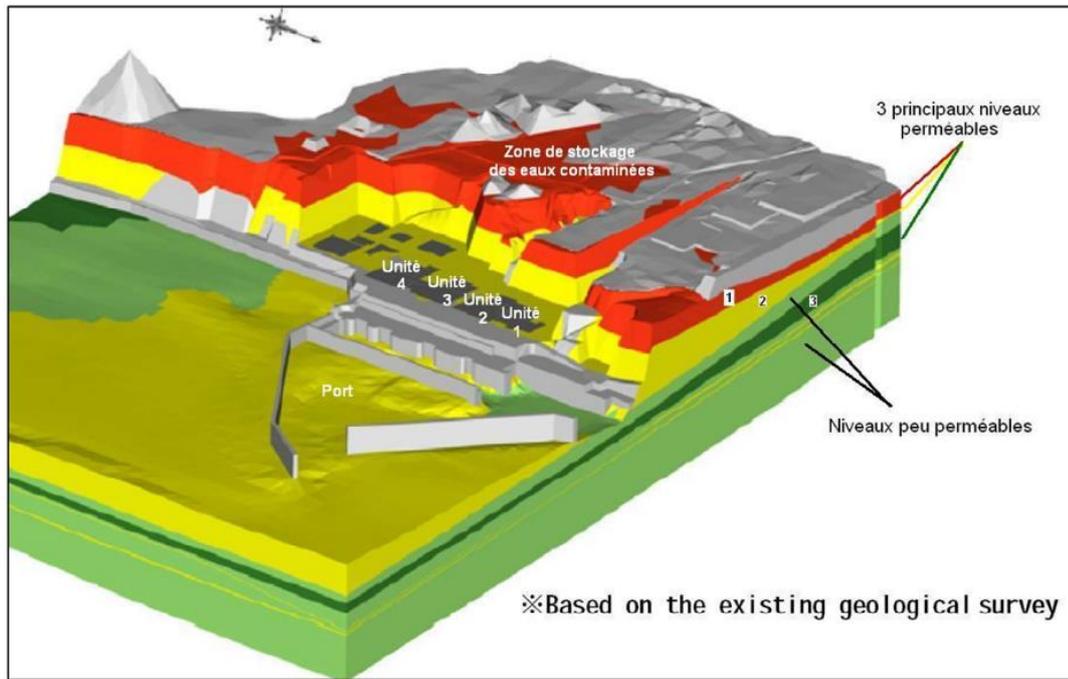


Visualisation des différentes zones sur le site

¹ Voir la note d'information relative à la gestion des eaux radioactives.

Les eaux souterraines s'écoulent naturellement de l'intérieur des terres vers l'océan. TEPCO estime qu'il circule environ 1000 m³/jour dans la zone des bâtiments des réacteurs 1 à 4. Ce débit se répartit entre la nappe superficielle (niveaux perméables n° 1 et 2 de la figure ci-dessous), avec 700 m³/jour, et la nappe captive (niveau perméable n° 3 de la figure ci-dessous), avec 300 m³/jour.

Ainsi, sans action particulière, toute pollution parvenant dans les eaux souterraines sur le site de Fukushima Daiichi parviendrait dans l'océan à plus ou moins long terme.



Source TEPCO - Contexte géologique du site

La distance de la source de pollution à la mer est le paramètre prépondérant en termes de temps d'atteinte de l'océan. De plus, la vitesse de progression d'une pollution dans la nappe diffère selon les radionucléides car ils peuvent interagir plus ou moins fortement avec les terrains traversés. Ainsi, le tritium (³H), qui n'interagit pas, migre à la vitesse des eaux souterraines (1 m/jour en ordre de grandeur). Pour le strontium, la migration est plus lente (1 m/mois en ordre de grandeur) ; elle est encore plus lente (quelques cm/jour ou moins) dans le cas du césium.

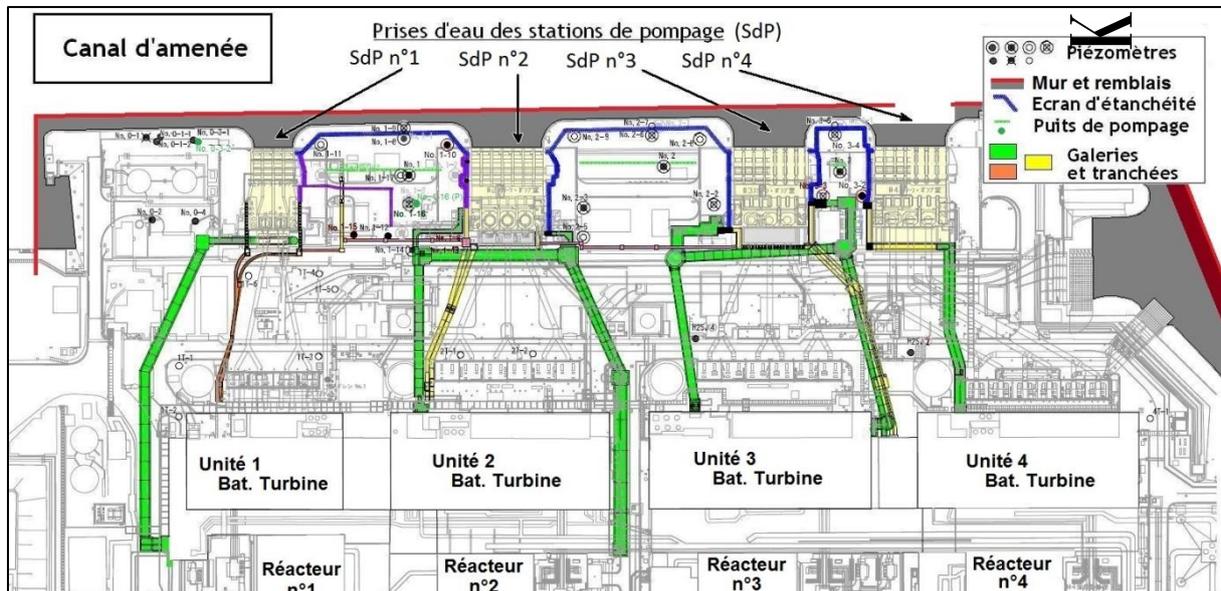
Dans ces conditions, la présence d'un ou de plusieurs de ces radionucléides dans les eaux souterraines donne une indication sur la proximité des fuites d'eaux radioactives dans les terrains. Au plus près de la source de pollution, la surveillance décèle du césium, du strontium et du tritium en forte concentration. Plus en aval, les concentrations diminuent et la surveillance ne décèle plus que du strontium et du tritium, puis uniquement du tritium.

II. La zone du canal d'amenée

Peu après l'accident de mars 2011, des eaux de refroidissement des réacteurs sont parvenues aux stations de pompage par des galeries, ont rempli diverses tranchées et se sont déversées directement dans le port. Ces eaux fortement radioactives sont à l'origine de la pollution des sédiments et de l'eau du port, mais aussi d'une pollution des sols et des eaux souterraines à proximité des stations de pompage.

Pour limiter les rejets directs à l'océan, TEPCO a bouché des puits d'accès aux galeries en avril-mai 2011. Les rejets dans le port ont ensuite perduré de manière diffuse avec l'écoulement naturel d'eaux souterraines polluées, notamment entre les stations de pompage des réacteurs 1 et 2.

A partir de décembre 2012, TEPCO a commencé à implanter des piézomètres pour caractériser la contamination des eaux souterraines entre les réacteurs et la mer. Au cours du second semestre 2013, ce réseau a été densifié et un suivi de la contamination a été mis en place. Près de 50 piézomètres ont ainsi été implantés en aval des réacteurs, dont une trentaine sont suivis au moins une fois par semaine.



Source TEPCO - Vue de dessus des galeries et tranchées de la zone du canal d'amenée, entre les réacteurs 1 à 4 et l'océan - Vue des piézomètres - Etat de septembre 2015

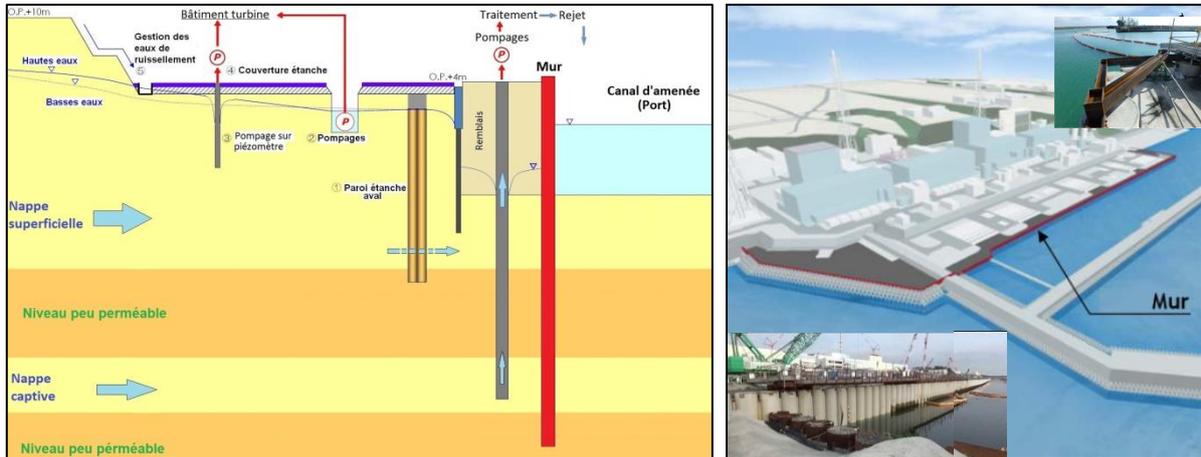
Cette surveillance a permis de confirmer l'origine locale de la contamination de cette zone. La présence simultanée de césium, strontium et tritium dans la nappe indique la proximité des lieux de fuite, les plus fortes concentrations en césium (peu mobile) étant mesurées au voisinage des galeries et tranchées. TEPCO conduit donc, depuis 2013, un programme comprenant des travaux échelonnés dans le temps (mesures d'urgence puis mesures de gestion) afin de limiter la contamination des eaux souterraines (1) et de supprimer les rejets diffus dans le port (2).

(1) Pour limiter la contamination des eaux souterraines, TEPCO a injecté des produits d'étanchéification dans les terrains au contact des galeries et des tranchées et recouvert les sols pour les protéger des infiltrations d'eaux de pluie. Après avoir tenté de bloquer par congélation les échanges d'eaux entre les galeries et les bâtiments turbines des unités 2, 3 et 4 (avril-novembre 2014), TEPCO a procédé à la vidange des eaux en l'associant à une injection de coulis cimentaire par étapes (galeries, puits verticaux de liaison et enfin les interfaces puits-bâtiments turbines) au cours du 1^{er} semestre 2015. Ces opérations ont conduit au pompage et au transfert vers les bâtiments turbines de 11 000 m³ d'eaux fortement radioactives. La galerie de l'unité 1, qui contient des eaux moins radioactives, a été laissée en l'état. TEPCO poursuit ses travaux de pompage dans les réseaux de galeries secondaires et les stations de pompage.

(2) Dans le but d'éviter que les eaux souterraines polluées atteignent l'océan, TEPCO a mis en place des dispositions complémentaires permettant de capter les eaux souterraines en aval des réacteurs :

- trois dispositifs locaux, constitués d'un écran d'étanchéité réalisé par injection associé à un pompage dans la nappe, ont été implantés au cours du second semestre 2013 entre les stations de pompage 1 et 2, 2 et 3 et 3 et 4. Au nord de la station de pompage de l'unité n° 1, seul un pompage est mis en œuvre. Ainsi, la progression de la contamination vers le port a été enrayerée fin 2013, limitant les rejets diffus. Les pompages se poursuivent pour réduire la pollution locale des eaux souterraines ;
- une seconde barrière d'étanchéité (« mur ») a été implantée dans le port, le long de la digue, entre avril et décembre 2013. Long de près de 900 m et haut d'environ 35 m, le mur est

constitué de tubes métalliques battus dans les terrains à partir du port. Il doit permettre de maîtriser les écoulements dans les nappes superficielle et profonde en aval de l'ensemble du site. En 2014, l'espace entre le mur et la digue a été remblayé et 5 puits de pompage y ont été implantés puis testés en août et octobre 2015. La fermeture du mur a été finalisée en octobre 2015 après l'annonce de la mise en service du dispositif de pompage, de traitement et de rejet des eaux souterraines arrivant en amont du mur. Cependant, la montée des eaux souterraines derrière ce mur désormais fermé a conduit à une légère inclinaison de ce dernier dès novembre 2015. TEPCO a alors conduit des travaux de renforcement et à l'augmentation des pompes pour contrecarrer ce phénomène.



Sur la base de données TEPCO - Barrières d'étanchéité côté port (vues de principe, photos du mur après fermeture et des renforts mis en place suite à son inclinaison)

Après deux années de pompage en continu dans les dispositifs locaux, l'évolution de la pollution des eaux souterraines à proximité du port est résumée dans le tableau suivant.

Secteur	Evolution du marquage <i>maximal</i> par secteur			Parade mise en œuvre
	Mesure	Maximum observé ²	1 ^{ère} quinzaine 2016	
Nord SdP n° 1	Tritium β global Césium 137	76 000 Bq/L 330 Bq/L 81 Bq/L	26 000 Bq/L 140 Bq/L 53 Bq/L	Pompage de l'ordre de 1 m ³ /j
Entre SdP n° 1 et 2	Tritium β global Césium 137 Autres	630 000 Bq/L 9 300 000 Bq/L 200 000 Bq/L ⁵⁴ Mn, ⁶⁰ Co, ¹⁰⁶ Ru, ¹²⁵ Sb	69 000 Bq/L 660 000 Bq/L 33 000 Bq/L ⁵⁴ Mn, ⁶⁰ Co, ¹²⁵ Sb	Ecran étanche, pompages de l'ordre d'une à plusieurs dizaines de m ³ /j
Entre SdP n° 2 et 3	Tritium β global Césium 137	13 000 Bq/L 560 000 Bq/L 110 Bq/L	3 700 Bq/L 560 000 Bq/L 23 Bq/L	Ecran étanche et pompage de l'ordre de plusieurs dizaines de m ³ /j
Entre SdP n° 3 et 4	Tritium β global Césium 137	10 000 Bq/L 8 900 Bq/L 520 Bq/L	7 900 Bq/L 4 400 Bq/L 100 Bq/L	Ecran étanche et pompage de l'ordre d'une dizaine m ³ /j

Ces résultats montrent que la décontamination des eaux souterraines est lente du fait des vitesses de migration différentes des radionucléides dans les terrains et vraisemblablement de la persistance d'apports à partir des galeries principales jusqu'à leur vidange par TEPCO au 1^{er} semestre 2015. Par ailleurs, une remontée du marquage reste possible, telle celle constatée à proximité de la station de pompage n° 2 en novembre 2015, dans la mesure où les travaux de pompage dans les réseaux de galeries secondaires et les stations de pompage ne sont pas encore terminés.

² TEPCO soupçonne une surévaluation des plus fortes valeurs en β et Césium 137 du fait de la présence de matières en suspension (MES) contaminées dans les échantillons. Le rôle des MES a été mis en évidence par les écarts importants selon que les mesures sont réalisées avec ou sans filtration préalable des échantillons.

Les eaux contaminées pompées par les dispositifs locaux sont renvoyées vers les bâtiments turbines et ainsi traitées avec l'ensemble des eaux fortement radioactives.

Les eaux souterraines pompées à l'intrados du mur, de l'ordre de 100 m³/jour et, après mélange avec les eaux souterraines pompées autour des bâtiments nucléaires (cf. paragraphe suivant), sont traitées et rejetées dans le port tant qu'elles respectent les limites autorisées³.

Avec la vidange des galeries, la mise en place de barrières étanches et les pompages, TEPCO considère ainsi avoir réussi à réduire au minimum les relâchements diffus d'eaux souterraines contaminées vers l'océan.

III. La zone des bâtiments nucléaires

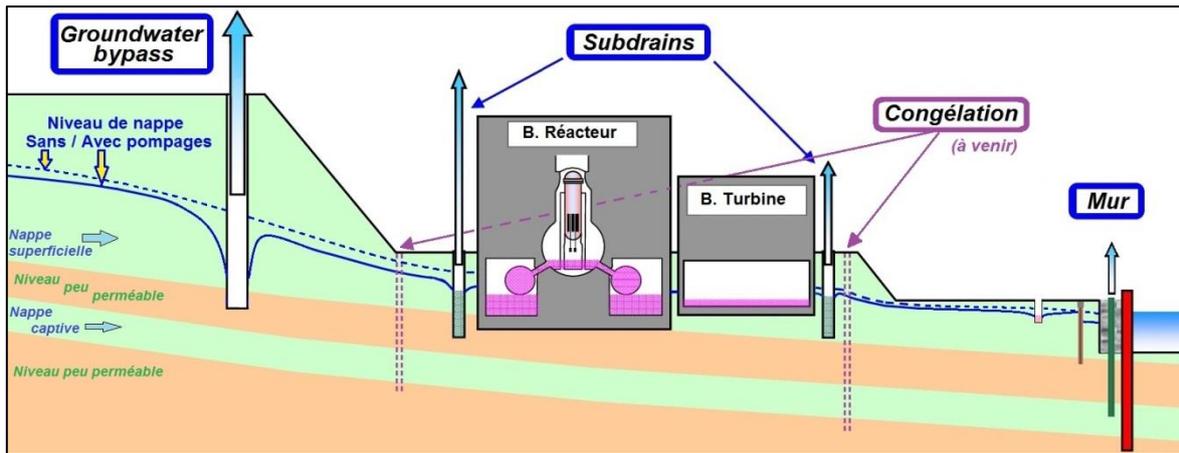
L'objectif premier de TEPCO est de maintenir le refroidissement des réacteurs accidentés en injectant environ 325 m³/jour d'eaux qui se polluent au contact du combustible et se répandent ensuite dans les parties basses des bâtiments. Le séisme de mars 2011 ayant affecté l'étanchéité de ces bâtiments, TEPCO est contraint de maintenir un niveau dans les bâtiments inférieur à celui de la nappe, afin d'éviter de contaminer cette dernière. Des eaux souterraines s'infiltrent ainsi dans les sous-sols (de l'ordre de 200 m³/jour) puis s'y polluent.

A l'extérieur des bâtiments, la surveillance des eaux prélevées dans le système de drainage implanté à leur périphérie montre une pollution de la nappe très modérée (autour de 5000 Bq/L en tritium à l'aval du réacteur 4, de 200 à 500 Bq/L en césium autour du réacteur 2) par rapport aux eaux contenues dans les bâtiments (de l'ordre de 10⁶-10⁷ Bq/L en césium et 10⁶ Bq/L en tritium). Il y a donc des indices de fuite pouvant résulter du niveau atteint en 2011 par les eaux radioactives dans les bâtiments nucléaires, mais pas d'indice de fuite actuelle significative. Ce constat a été confirmé en aval des bâtiments turbines des unités 1 à 3 après l'implantation de 11 piézomètres.

Afin de limiter les infiltrations d'eaux souterraines dans les sous-sols des bâtiments, sans risquer pour autant la pollution de ces eaux souterraines, TEPCO a conduit les actions suivantes :

- l'implantation d'un dispositif de 12 puits de pompage en amont des bâtiments (« *Groundwater bypass* »). Opérationnel depuis l'été 2013, ce dispositif a été mis en œuvre à partir d'avril 2014. Il conduit à rejeter régulièrement de l'eau (environ 250 m³/jour) après des contrôles³, en accord avec les différentes autorités du pays ainsi que les associations locales de pêcheurs.
- la réhabilitation des 27 puits de drainage et la réalisation de 15 nouveaux puits en périphérie des bâtiments (« *subdrains* ») afin de compléter le rabattement de la nappe. Avant l'accident, ce réseau permettait de rabattre la nappe au contact des unités 1 à 4 par pompage de 850 m³/jour. Après une phase de test conduite sur 14 puits en août 2014, la mise en service de ce dispositif, le traitement et le rejet des eaux dans le port ont reçu l'accord de l'autorité de sûreté japonaise début 2015 puis des autorités et des associations locales en septembre 2015. Environ 350 m³/jour sont pompés autour des bâtiments, sont ensuite traités et doivent respecter les mêmes critères de rejet que celles des eaux pompées en amont du mur mentionné au précédent chapitre³ ;
- la recherche des zones d'infiltration d'eaux souterraines dans les bâtiments en vue de procéder à des travaux de colmatage. Ce travail de longue haleine nécessitera l'examen systématique des quelques 800 passages existant au travers des murs extérieurs des unités 1 à 4 ;
- le déploiement d'un dispositif de congélation des terrains sur une trentaine de mètres de profondeur autour des unités 1 à 4, suite aux travaux d'un groupe d'experts mandatés par les autorités et à plusieurs phases d'expérimentation. Entre juin 2014 et octobre 2015, TEPCO a réalisé 1552 forages de congélation et des 332 forages de suivi de la température des terrains. Depuis avril 2015, TEPCO teste le procédé sur 18 emplacements (58 forages), côté colline.

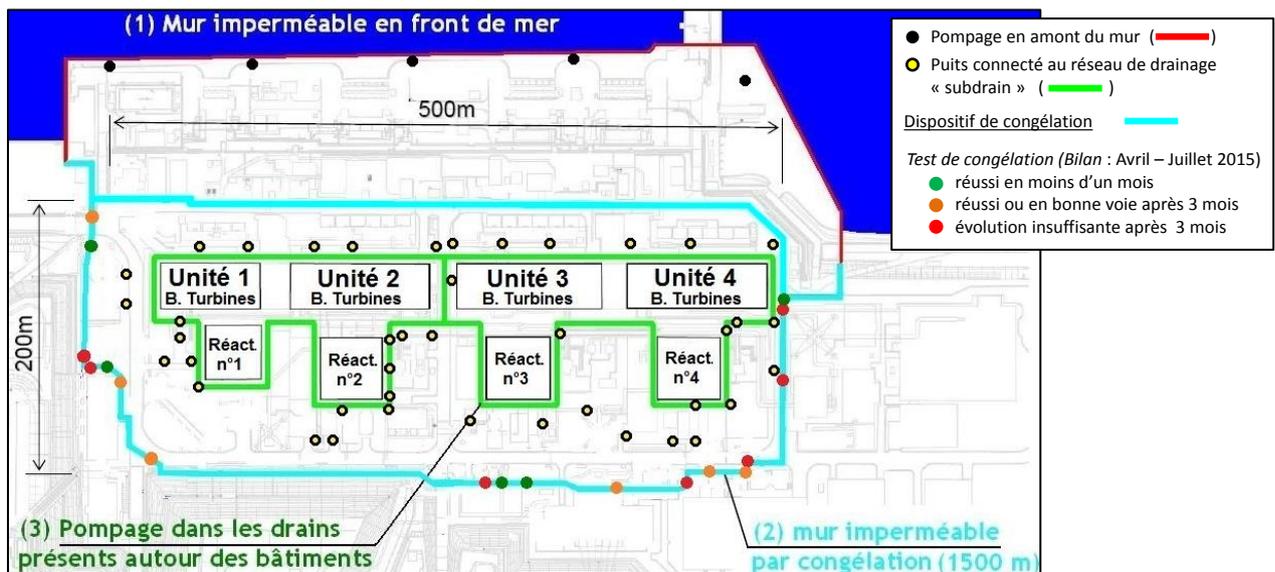
³ TEPCO s'impose, en accord avec les autorités et les associations de pêche, des valeurs limites de contamination inférieures aux valeurs de rejet légales figurant dans la réglementation : moins de 1 Bq/L en césium 137, moins de 1 500 Bq/L en tritium et moins de 3 Bq/L ou de 5 Bq/L en β global (strontium essentiellement) selon le dispositif.



Source TEPCO - Effet des dispositifs de pompage « Groundwater bypass » et « subdrains » avant la mise en service du dispositif de congélation des terrains.

Le bilan à ce jour de ces différents dispositifs est détaillé ci-après.

- Pour le « groundwater bypass », les eaux pompées présentent un marquage en tritium du fait de fuites provenant des zones d'entreposage (cf. paragraphe suivant) et TEPCO suspend les pompages des puits dépassant 1 500 Bq/L. De plus, des développements bactériens dans les forages entraînent des arrêts pour nettoyage. Après plus d'une année de pompage, TEPCO estime que ce dispositif a permis de réduire les infiltrations dans les bâtiments de 400 à 300 m³/jour (constat à l'été 2015).
- La mise en service des pompages dans les puits de drainage autour des bâtiments (« subdrains ») a ensuite permis de réduire les infiltrations dans les bâtiments de 300 à 200 m³/jour (constat fin 2015) selon TEPCO. Cependant, le maintien d'un niveau de nappe stable autour des bâtiments est rendu difficile du fait des infiltrations d'eau de pluie. De plus, TEPCO escomptait une diminution des apports en eaux souterraines vers la zone du port, ce qui n'est pas encore le cas.
- Pour la congélation des terrains, le test a montré des résultats encourageants. Mais, depuis le mois d'août et le début de la saison pluvieuse, l'augmentation des apports en eaux souterraines a conduit à une remontée de la température sur tous les forages.



Sur la base de données TEPCO- Dispositifs de congélation des sols et « subdrains »

IV. La zone des entreposages

Depuis juin 2011, TEPCO entrepose des eaux fortement radioactives dans des réservoirs installés progressivement en amont des bâtiments nucléaires. La mise en œuvre de traitements des eaux a permis à TEPCO de diminuer leur contenu radiologique⁴.

En 2013 et 2014, plusieurs incidents ont conduit à des relâchements d'eaux fortement radioactives qui ont atteint la nappe superficielle.

TEPCO a alors réalisé des travaux pour limiter l'occurrence de nouveaux déversements, réduire leurs conséquences en contenant autour des cuves les fuites ou les eaux de pluie et réaménager et surveiller le réseau de collecte des eaux pluviales.

Après plusieurs années de surveillance de la nappe, l'évolution de la pollution des eaux souterraines au niveau de la zone des entreposages est résumée dans le tableau suivant.

Secteur d'entreposage	Evolution du marquage <i>maximal</i> par secteur			Parade mise en œuvre
	Détection de	Maximum observé	1 ^{ère} quinzaine 2016	
Réservoir R4	Tritium	3 400 Bq/L	570 Bq/L	Pas estimée nécessaire. Captage en aval par le <i>Groundwater bypass</i>
Réservoir R6	Tritium	3 800 Bq/L	130 Bq/L	
Réservoirs H4	Tritium β global	790 000 Bq/L 710 000 Bq/L	24 000 Bq/L 9 900 Bq/L	Pompage local d'octobre à décembre 2013. Captage par le <i>Groundwater bypass</i>
Réservoirs H6	Tritium β global	7 000 Bq/L 260 Bq/L	990 Bq/L Non détectable	Pas estimée nécessaire
<i>Groundwater bypass</i> (en aval de R4, R6 et H4)	Tritium	3 100 Bq/L	880 Bq/L (n° 10 > 1 500 Bq/L)	Pompages depuis avril 2014

Les niveaux atteints ont nettement diminué, mais les piézomètres les plus proches présentent encore des fluctuations brutales de marquage en cas de pluies importantes. En aval de ces zones, seul le tritium est détectable et perturbe le fonctionnement des pompages du « *groundwater bypass* ». Avec des teneurs dépassant 1500 Bq/L, le puits n° 12 a été arrêté deux fois entre mai et août 2014 et le puits n° 10 est à l'arrêt depuis juillet 2015 (en novembre 2015, il atteignait encore 3100 Bq/L).

Suite aux fuites d'eaux fortement radioactives survenues dans la zone des entreposages en 2013 et 2014, seul le tritium est détecté en aval. Depuis la mise en service du « *groundwater bypass* » en avril 2014, la plupart des eaux souterraines polluées issues de cette zone est captée par ce dispositif.

En conclusion générale, il apparaît que les dispositions mises en œuvre par TEPCO permettent de contenir l'essentiel de la pollution des eaux souterraines dans l'emprise de la centrale de Fukushima Daiichi.

⁴ Voir la [note d'information relative à la gestion des eaux radioactives](#).

Accident nucléaire de Fukushima Daiichi
Les enseignements pour la sûreté des installations
françaises

Dès le 23 mars 2011, soit 12 jours après l'accident survenu à la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi, le Premier ministre français a demandé aux exploitants d'installations nucléaires la réalisation d'évaluations complémentaires de sûreté (ECS).

Ces ECS ont consisté à évaluer la réponse de ces installations à des situations extrêmes, ciblées essentiellement sur les thématiques du séisme, de l'inondation, de la perte des alimentations électriques ou de la source de refroidissement et de la gestion des accidents graves affectant de façon durable tout ou partie des installations d'un site. À la suite d'une consultation du Haut comité pour la transparence et l'information sur la sécurité nucléaire (HCTISN), ces thématiques ont été enrichies d'un volet relatif aux prestataires. De son côté, l'Autorité de sûreté nucléaire (ASN) a mené en 2011, avec une large contribution de l'IRSN, une campagne d'inspections ciblées des installations nucléaires.

Les ECS ont porté sur la quasi-totalité des installations nucléaires¹ réparties en trois catégories selon l'importance des conséquences d'un accident qui les affecterait et leur vulnérabilité aux phénomènes à l'origine de l'accident de mars 2011 sur la centrale de Fukushima Daiichi.

Les éléments qui suivent mettent plus particulièrement en lumière les aspects liés à la première catégorie d'installations, dite « lot 1 », qui regroupe les installations les plus prioritaires, à savoir : les réacteurs électronucléaires d'EDF, des réacteurs de recherche du CEA et de l'Institut Laue-Langevin (ILL), ainsi que des installations du cycle du combustible d'AREVA. Pour ce lot, l'ASN a demandé aux Groupes permanents d'experts (GPE) de lui faire part, dès fin 2011, de leur avis sur les conclusions des ECS réalisées par les exploitants et sur la pertinence des propositions d'amélioration. Cet avis s'est appuyé sur l'analyse critique, faite par l'IRSN², des rapports de conclusion des évaluations complémentaires de sûreté menées par les exploitants.

Pour les installations moins prioritaires, dites du « lot 2 » (ITER, usine CIS bio...), les GPE se sont prononcés mi-2013, sur la base des conclusions de l'analyse correspondante effectuée par l'IRSN³. L'organisation de site, lorsque ce dernier regroupe plusieurs installations très différentes, a été abordée à cette occasion. Enfin, les installations dites non prioritaires (lot 3) seront examinées à l'occasion de leur prochain réexamen décennal de sûreté.

¹ Ont été exclues moins d'une dizaine d'installations dont le démantèlement était en voie d'achèvement.

² Voir http://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_gp/gp-reacteurs/Pages/Rapport-IRSN-ECS.aspx

³ Voir http://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_gp/gp-reacteurs/Pages/GPR-GPU_ECS-Lot2-Synthese-IRSN_Juillet2013.aspx

Les instructions menées par l'IRSN lui ont permis de souligner que, de par la démarche d'amélioration continue, les installations dont l'exploitation est autorisée en France peuvent être légitimement considérées comme sûres. Toutefois, l'IRSN a identifié le besoin de définir une démarche innovante, présentée ci-après, qui vise à compléter les dispositions de sûreté existantes et qui conduit à définir, pour la plupart des installations, un « noyau dur post-Fukushima ».

L'importance de la définition de ce noyau dur a conduit l'ASN à demander aux GPE de lui faire part de leur avis sur les dispositions correspondantes présentées par les exploitants. Dans des délais contraints, l'IRSN a mené une instruction afin de permettre aux GPE de délivrer leur avis en décembre 2012 pour les réacteurs électronucléaires d'EDF⁴ et en avril 2013 pour les installations du lot 1 d'AREVA, du CEA et de l'ILL⁵. D'une manière générale, l'IRSN considère que les dispositions du noyau dur doivent satisfaire à des exigences élevées afin de garantir la capacité du noyau dur à assurer ses fonctions dans les délais et sur les durées considérés.

Les avis des GPE ont conduit l'ASN à émettre à l'intention des exploitants plusieurs prescriptions techniques dont les objectifs visent à atteindre un niveau de sûreté renforcé des installations nucléaires permettant de faire face à des agressions générées par des situations extrêmes.

Après un rapide rappel des conclusions des ECS, dont les principes généraux du noyau dur, un état des lieux des actions engagées et des moyens d'ores et déjà déployés par les exploitants est présenté ci-après.

I. Les principales conclusions des évaluations complémentaires de sûreté

I-1. Conclusions générales : de la conformité au noyau dur

L'examen par l'IRSN des ECS menées par les exploitants ont permis :

- d'évaluer la conformité des dispositions prévues dans les installations, aux exigences qui leur sont applicables au regard des agressions externes (séisme et inondation) ainsi que des pertes de sources de refroidissement et d'énergie ;
- d'identifier certaines limites des référentiels de sûreté actuels des installations. Ces limites ponctuelles concernaient, par exemple, la détermination du niveau de séisme, la protection contre l'incendie ou les combinaisons d'agressions à considérer ;
- de définir une démarche, complémentaire de la démarche de sûreté habituelle fondée sur les réexamens de sûreté, visant à compléter les dispositions de sûreté existantes afin de conférer aux installations une meilleure robustesse aux agressions, pour faire face à des situations extrêmes non considérées jusqu'à présent et susceptibles d'engendrer des effets faibles ; cette démarche conduit à définir un noyau dur composé de moyens matériels, organisationnels et humains permettant d'assurer

⁴ Voir http://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_gp/gp-reacteurs/Pages/Rapport-IRSN_EDF-Noyau-Dur-Post-Fukushima.aspx

⁵ Voir http://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_gp/gp-reacteurs/Pages/GPR-GPU_ECS-Lot1-NoyauDur-Synthese-IRSN_Avril2013.aspx

de façon durable les fonctions de sûreté vitales des installations présentes sur un site notamment en cas de perte totale des sources de refroidissement ou d'alimentations électriques à la suite d'une agression externe de niveau supérieur à celui retenu dans la démonstration de sûreté en vigueur.

L'objectif du noyau dur consiste donc à disposer de moyens opérationnels pour des niveaux d'agressions dépassant ceux du référentiel en vigueur afin de renforcer la prévention des accidents, la limitation de leurs conséquences et la gestion de la crise associée.

I-2. Un éclairage particulier : le noyau dur des réacteurs à eau sous pression

À la suite de la réunion des GPE de novembre 2011, l'ASN a notamment prescrit à EDF, en juin 2012, de mettre en œuvre un « *noyau dur de dispositions matérielles et organisationnelles robustes visant, pour les situations extrêmes étudiées dans le cadre des ECS, à :*

- a. *prévenir un accident avec fusion du combustible ou en limiter la progression ;*
- b. *limiter les rejets radioactifs massifs ;*
- c. *permettre à l'exploitant d'assurer les missions qui lui incombent dans la gestion d'une crise ».*

Cette prescription a conduit EDF à mettre en place une démarche de sûreté qui vise à définir et à mettre en œuvre une ligne de défense supplémentaire, ciblée et robuste, permettant de faire face à des situations extrêmes hypothétiques allant significativement au-delà des exigences en vigueur au 1^{er} janvier 2012. Cette notion de « au-delà des exigences » s'entend à la fois en termes de gravité de la situation considérée (cumul et durée des situations accidentelles), de niveau des agressions susceptibles d'être à l'origine de cette situation et de nombre de tranches nucléaires affectées.

Ces contraintes conduisent à requérir, pour les moyens matériels du noyau dur, qui peuvent être nouveaux ou existants, un niveau d'exigences (dimensionnement aux agressions considérées, fiabilité, autonomie...) très élevé.

En définitive, le noyau dur constitue un filet ultime, que ce soit en termes de prévention de la fusion du combustible ou de limitation de ses conséquences, au regard des risques de perte de sources de refroidissement et d'alimentation électrique, dans des situations extrêmes hypothétiques allant significativement au-delà de ce qui était considéré jusqu'alors.

II. Le déploiement des mesures pour les réacteurs électronucléaires

II-1. Calendrier / phases de déploiement

EDF a annoncé la mise en place progressive des mesures « post-Fukushima » sur l'ensemble du parc de réacteurs électronucléaires en renforçant à chaque phase le niveau de sûreté de ses installations. Il a ainsi prévu trois phases de déploiement, dont le contenu est présenté en II-2 à II-4 ci-après :

- phase 1 (de 2012 à 2015) : elle concerne de premières dispositions, matérielles et organisationnelles, permettant de faire face à des situations de perte totale de la source de refroidissement (dites « situations H1 ») ou de perte totale des alimentations électriques (dites « situations H3 »), plus

sévères que celles considérées par les référentiels de sûreté en vigueur en termes de situations cumulées, de nombre de tranches concernées sur un même site et de durée. Cette phase est achevée ;

- phase 2 (de 2015 à 2020 environ) : elle a pour objectif de compléter et de renforcer les moyens déployés en phase 1. Concrètement, elle concerne des moyens définitifs, de conception et d'organisation robustes aux agressions extrêmes. Ces moyens constituent les premiers éléments du noyau dur et permettent d'accroître, par rapport à la phase 1, la couverture des situations H1 ou H3 en allant significativement au-delà des référentiels de sûreté en vigueur. Cette phase est actuellement en cours de déploiement ;
- phase 3 (à partir de 2019) : à la fin de cette phase, l'ensemble des moyens déployés sur les installations permettra de couvrir les situations les plus extrêmes considérées dans le cadre des ECS. L'ensemble du noyau dur sera installé et opérationnel.

Compte tenu de l'ampleur et du nombre de chantiers simultanés que la mise en place de ces nouveaux moyens implique, EDF propose d'articuler ce déploiement autour des réexamens de sûreté décennaux. Ainsi, les premières installations à bénéficier de la totalité des équipements du noyau dur associés à la phase 3 seraient les réacteurs du palier de 900 MWe à l'occasion de leur quatrième visite décennale.

II-2. Améliorations de sûreté des installations à l'échéance de la phase 1

La première phase d'amélioration de la sûreté a été réalisée de 2012 à 2015. Au cours de cette phase, EDF a mis en place des moyens matériels et organisationnels, pour certains provisoires, permettant pour l'essentiel de renforcer les capacités d'appoint en eau et en électricité. Sur le plan organisationnel, l'une des dispositions majeures mises en œuvre par EDF consiste en la création de la force d'action rapide nucléaire (FARN, voir II-5), dont l'objectif est de déployer des moyens complémentaires sur un site accidenté en moins de 24 heures.

Les principaux moyens matériels sont :

- pour chaque tranche de 900 MWe, un dispositif mobile d'appoint en eau borée du circuit primaire dans l'hypothèse d'une perte totale de l'alimentation électrique du site. Ce dispositif dédié aux phases où le circuit primaire est ouvert, notamment afin de réaliser les opérations de maintenance périodiques, équipait déjà les tranches des autres types de réacteur ;
- pour chaque tranche, quel que soit le type de réacteur :
 - un groupe électrogène supplémentaire provisoire (dans l'attente du groupe définitif prévu en phase 2) permettant, sous 1 heure, en situation de perte totale des alimentations électriques internes et externes, de réalimenter la salle de commande et certaines fonctions du contrôle-commande, en particulier les mesures de niveau de la piscine de désactivation du combustible et de pression dans l'enceinte ;
 - la création de piquages spécifiques afin que la FARN puisse connecter et effectuer des appoints en air et en eau aux systèmes qui le nécessitent ;

- la mise à disposition sur site de matériels de gestion de crise complémentaires (compresseur d'air mobile, pompe mobile d'appoint pour le système de sauvegarde d'alimentation en eau des générateurs de vapeur et pour la piscine de désactivation du combustible, flexibles d'alimentation en eau, flexibles de distribution d'air comprimé).

Cette phase comprend également le renforcement de la robustesse de certains matériels existants, en particulier le renforcement des locaux de gestion de crise et le remplacement de certains matériels par des équipements plus performants (exemple : certaines batteries sont remplacées pour garantir une autonomie minimale de 2 heures, contre 1 heure requise par le référentiel en vigueur).

II-3. Améliorations de sûreté des installations attendues en phase 2

Le déploiement de la deuxième phase d'amélioration de la sûreté est programmé de 2015 à 2020 environ. L'objectif de cette phase est de compléter et de renforcer les moyens de la phase 1 par la mise en œuvre de moyens matériels et organisationnels définitifs, robustes aux agressions extrêmes, correspondant aux premiers éléments du noyau dur.

Les principaux moyens matériels qui seront mis en œuvre en phase 2 sont :

- pour chaque tranche, le raccordement d'un groupe électrogène à moteur diesel d'ultime secours (DUS). Cet équipement du noyau dur sera installé dans un nouveau bâtiment dédié capable de résister à toutes les agressions extrêmes prises en compte au titre du noyau dur. L'objectif de ce nouvel équipement est de faire face à des situations extrêmes de perte totale des alimentations électriques et d'alimenter à terme (phase 3) l'ensemble des équipements du noyau dur ;
- la mise en œuvre, pour chaque tranche, d'un système d'appoint ultime en eau associé à une nouvelle source d'eau. Ce nouvel équipement du noyau dur est dit « site-dépendant ». En effet, cet appoint ultime pourra, selon les sites, être effectué par exemple à partir d'un pompage en nappe phréatique ou à partir d'une réserve d'eau artificielle dédiée (bâches ou bassins) ;
- la mise en place de protections contre les inondations extrêmes ;
- la construction et l'exploitation des nouveaux centres de crise locaux (CCL) sur certains sites (le déploiement des CCL s'étend sur les phases 2 et 3). Cet équipement répondra aux exigences de conception du noyau dur.

À l'échéance de la phase 2, la robustesse des installations aura été notablement améliorée au regard des agressions extrêmes de type séisme et inondation. Par ailleurs, les dispositions mises en œuvre en phase 2 devraient permettre de renforcer la gestion des situations avec fusion du cœur.

II-4. Améliorations de sûreté des installations attendues en phase 3 - principales études en cours

Les modifications associées à la phase 3, dont le déploiement débutera en 2019, compléteront et renforceront les dispositions précédentes afin que, à la fin de cette phase, l'ensemble du noyau dur soit installé et opérationnel. Du point de vue matériel, chaque installation disposera alors d'un ensemble de moyens

permettant de couvrir les situations les plus extrêmes considérées dans le cadre des ECS, composé principalement :

- d'un système ultime d'alimentation de secours des GV (ASG ultime) permettant l'évacuation de la puissance résiduelle par les générateurs de vapeur (GV) ;
- d'un système ultime permettant l'évacuation de la puissance résiduelle de l'enceinte (EASu) afin d'éviter sa mise en surpression, complété par un système en permettant le refroidissement (SFu) ;
- d'une pompe dite « noyau dur » permettant d'injecter de l'eau borée dans le circuit primaire pour maîtriser la réactivité et, si nécessaire, d'assurer la recirculation du fluide primaire dans le bâtiment du réacteur (cette pompe contribue alors au fonctionnement de l'EASu) ;
- d'un appoint ultime en eau permettant de réalimenter la piscine de désactivation des éléments combustibles et les réserves d'eau nécessaires aux systèmes de refroidissement du circuit primaire (SEu) ;
- d'un système de contrôle commande ultime (CCu) ;
- du DUS, déjà mentionné en phase 2.

La figure ci-après donne une représentation de principe tel qu'il pourrait être en fin de phase 3.

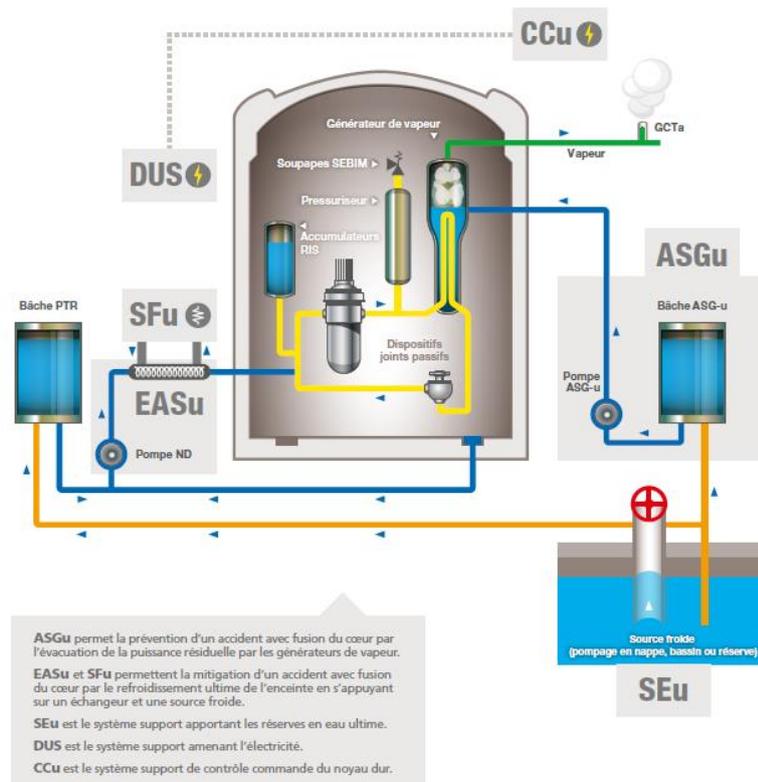


Schéma de principe du noyau dur en fin de phase 3 (source EDF)

La définition par EDF des moyens ultimes nécessaires à l'atteinte des objectifs de la phase 3 est en cours. Elle nécessite des études, dont certaines font déjà l'objet d'un examen de l'IRSN dans la mesure où elles revêtent un caractère structurant pour cette phase 3 - voire pour la phase 2. Il s'agit notamment de :

- la définition des niveaux d'aléas naturels extrêmes à retenir pour la caractérisation des agressions prises en compte au titre du noyau dur ;
- la stratégie de conduite de l'installation et des systèmes du noyau dur du réacteur et de la piscine de désactivation des éléments combustibles en cas de situations extrêmes ;
- les exigences de conception et d'exploitation des moyens du noyau dur ;

II-4-1. Définition des niveaux d'aléas naturels extrêmes

Afin de répondre aux exigences fixées par l'ASN, les équipements du noyau dur devront résister à des agressions dont la sévérité dépasse celle considérée dans le référentiel de sûreté de l'installation, notamment pour ce qui concerne le séisme, l'inondation (dont les pluies de forte intensité), les vents extrêmes, la foudre, la grêle et la tornade.

Par ailleurs, le noyau dur devra être opérable dans les conditions d'installation, de site et de son environnement résultant des agressions ainsi définies et dans les situations résultant du cumul de ces agressions et de :

- la perte totale des alimentations électriques n'appartenant pas au noyau dur ;
- la perte totale de la source de refroidissement n'appartenant pas au noyau dur.

Le spectre du séisme à prendre en compte dans ce cadre doit être significativement au-delà du séisme majoré de sécurité (SMS) retenu pour chaque site. À ce titre, l'ASN a émis la prescription technique qui fixe les exigences de définition du niveau de séisme extrême (SND), à savoir :

« L'aléa sismique, à prendre en compte pour les structures, systèmes et composants (SSC) du noyau dur, défini par un spectre de réponse, doit :

- être enveloppe du séisme majoré de sécurité (SMS) de site, majoré de 50 % ;
- être enveloppe des spectres de site définis de manière probabiliste avec une période de retour de 20 000 ans ;
- prendre en compte pour sa définition, les effets de site particuliers et notamment la nature des sols.

Pour les SSC nouveaux du noyau dur, l'exploitant retient un spectre majoré par rapport au spectre de réponse défini ci-dessus ».

Pour ce qui concerne les risques liés à l'inondation, EDF a réévalué les niveaux marins des sites situés en bord de mer. Par ailleurs, pour tous les sites, les effets des pluies de forte intensité sont désormais cumulés avec ceux issus de la défaillance d'équipements internes tels que les réservoirs sous l'effet d'un séisme.

Enfin, pour les autres aléas climatiques, EDF propose de retenir, pour chacun d'eux, des niveaux significativement supérieurs à ceux retenus dans les référentiels de sûreté en vigueur.

La justification des choix d'EDF pour l'ensemble des niveaux d'aléas naturels extrêmes a fait l'objet d'une analyse de l'IRSN dont les conclusions seront présentées lors d'une réunion du GPE pour les réacteurs prévue en fin janvier 2016.

II-4-2. Stratégie de conduite des équipements du noyau dur

EDF a présenté des éléments sur les stratégies de conduite envisagées en fonction des principaux états initiaux possibles des réacteurs. En particulier, EDF souhaite, même en cas de situation extrême, pouvoir utiliser d'autres équipements que ceux du noyau dur, s'ils sont disponibles, et ainsi permettre une conduite dite « progressive », moins sévère pour l'installation.

Les modalités pratiques de mise en œuvre des stratégies de conduite envisagées par EDF pour atteindre les objectifs associés au noyau dur font l'objet d'une analyse par l'IRSN dont les conclusions seront présentées lors d'une réunion du GPE pour les réacteurs prévue en 2016.

II-4-3. Exigences de conception et d'exploitation des moyens du noyau dur

En juin 2012, EDF a fourni un premier dossier présentant le contenu du noyau dur pour les réacteurs du parc en exploitation et pour l'EPR de Flamanville, ainsi que les principes de définition et les exigences associées. Ces propositions ont fait l'objet d'un examen par le GPE pour les réacteurs en décembre 2012. Des conclusions de cette réunion, il ressortait principalement que les dispositions retenues par EDF devaient être complétées afin de limiter significativement les conséquences pour l'environnement en cas d'accident de perte totale et durable des sources d'alimentation électrique ou des sources de refroidissement. Le GPE a également conclu que les exigences associées au noyau dur doivent permettre de garantir, avec un bon niveau de confiance, la capacité des dispositions retenues à assurer leurs fonctions. Le GPE a précisé que « *cette confiance passe par des exigences à définir et à appliquer au noyau dur, en termes de :*

- *fiabilité et disponibilité des fonctions assurées par le noyau dur ; celles-ci peuvent s'apprécier en fonction des différentes exigences retenues, en termes de conception, de réalisation, de qualification et de suivi en exploitation des équipements du noyau dur,*
- *robustesse aux agressions extrêmes ; dans ce cadre, il convient à la fois :*
 - *d'établir la liste des agressions extrêmes auxquelles le noyau dur devra permettre de faire face, leurs niveaux, les effets induits par ces agressions (inondation interne, incendie...),*
 - *de définir les méthodes et les critères à mettre en œuvre pour justifier la capacité du noyau dur à remplir ses fonctions, pour les sollicitations dues aux agressions extrêmes et à leurs effets ».*

En particulier, l'atteinte des objectifs de fiabilité et de disponibilité élevés nécessite :

- *« la mise en œuvre de plusieurs lignes de défense totalement ou en partie redondantes entre elles et diversifiées par rapport à l'existant ;*
- *l'utilisation privilégiée d'équipements nouveaux pour les fonctions à assurer, ainsi que pour leurs fonctions supports ».*

A la suite de cet examen, l'ASN a émis, en janvier 2014, des demandes complémentaires, dites « prescriptions techniques noyau dur », dont certaines portent sur la démarche générale de conception du noyau dur.

Les éléments présentés par EDF en juin 2014 en réponse à ces prescriptions font actuellement l'objet d'un examen par l'IRSN.

II-5. Les organisations spécifiques aux situations extrêmes

Les principales modifications organisationnelles concernent la création d'une force nationale d'EDF en capacité d'intervenir sur un site en difficulté (la FARN, force d'action rapide nucléaire) et la prise en compte d'une crise multi-tranches au sein des plans d'urgence interne des sites.

Depuis le 31 décembre 2014, la FARN - qui dispose de moyens matériels et humains - est en capacité d'intervenir sur quatre réacteurs d'un même site en moins de 24 heures, avec un début des opérations sur site dans un délai de 12 heures après sa mobilisation. Depuis fin 2015, elle a étendu sa capacité à 6 réacteurs afin de couvrir le site de Gravelines dans son ensemble.

Les équipes de la FARN viennent en appui des équipes présentes sur site pour :

- prêter main forte aux équipes locales pour mettre en œuvre, surveiller et maintenir les moyens locaux de crise (raccordement, alimentation en carburant et petite maintenance) et pour épauler (voire relever dans certaines conditions) les équipes de conduite ;
- mettre en œuvre, surveiller et maintenir en fonctionnement les moyens régionaux de crise (motopompes, groupes électrogènes, compresseurs d'air, moyens de télécommunication, moyens de transport et de manutention).

Enfin, à l'échéance de la phase 3, la totalité des CCL seront opérationnels et les organisations de crise de chaque site pourront opérer depuis ce nouvel équipement dimensionné aux situations du noyau dur.

III. Le déploiement des mesures pour les réacteurs de recherche

III-1. Réacteurs du CEA

Les réacteurs du CEA ont fait l'objet d'évaluations complémentaires de sûreté entre 2011 et 2012. Selon le cahier des charges de l'ASN, les réacteurs PHENIX (CEA/Marcoule), MASURCA (CEA/Cadarache), OSIRIS (CEA/Saclay) et RJH (CEA/Cadarache) relevaient du lot 1, tandis qu'ORPHEE et CABRI faisaient partie du lot 2.

Les conclusions de l'examen mené par l'IRSN ont conduit l'ASN à demander aux exploitants de définir un noyau dur pour les quatre réacteurs relevant du lot 1. Les réacteurs PHENIX (en cours de démantèlement), OSIRIS (arrêté depuis fin 2015), ORPHEE (en fonctionnement) et RJH (en cours de construction) sont d'ores et déjà ou seront prochainement dotés d'un noyau dur de dispositions matérielles et organisationnelles.

- S'agissant du réacteur PHENIX, malgré la diminution progressive des risques engendrée par le retrait progressif des éléments combustibles du réacteur, la présence d'une quantité importante de sodium pour encore plusieurs années a conduit le CEA à doter l'installation d'un noyau dur de dispositions axées sur la

surveillance de l'installation (dispositifs de détection de fuite de sodium, détection de présence d'eau dans les bâtiments nucléaires de l'installation, mesures d'activité radiologique). Ces dispositions de surveillance seront en 2016 directement reportées au poste de commandement et de direction local (PCD-L) du bâtiment de surveillance centralisée de Marcoule. Le CEA a par ailleurs installé des protections amovibles pour limiter les risques d'entrée d'eau par les portes en cas d'inondation générée par des pluies extrêmes.

Outre ces dispositions, le CEA a mené des études visant à conforter la robustesse aux agressions extrêmes des capacités contenant du sodium et des équipements qui pourraient constituer des agresseurs des matières radioactives encore présentes. Ces études ont notamment concerné les ponts de manutention des bâtiments nucléaires et la cheminée principale de l'installation dont la tenue en cas de tornade, de séisme et de vents extrêmes a été évaluée. L'examen de ces études est en cours par l'IRSN.

- L'installation MASURCA (réacteur dédiée à la recherche en neutronique) a fait l'objet, en 2011, d'une ECS axée uniquement sur son bâtiment de stockage et de manutention (BSM). En effet, le réacteur est actuellement à l'arrêt et doit faire l'objet d'une rénovation prévue sur une durée de plusieurs années. Les conclusions de l'ECS ont confirmé que le BSM ne serait pas en mesure de résister à un séisme extrême. Face à ce constat, l'ASN a demandé au CEA de déplacer l'ensemble des matières fissiles contenues dans ce bâtiment vers une installation apte à résister au séisme. Ces opérations de « désentreposage » ont été réalisées entre 2013 et 2014, les conditions de réalisation de celles-ci ayant fait l'objet d'un examen par l'IRSN.

Dans les années à venir, le CEA prévoit de construire un nouveau bâtiment de stockage et de manutention dimensionné au séisme extrême afin de pouvoir réceptionner à nouveau les matières fissiles nécessaires au fonctionnement du réacteur. Par ailleurs, le CEA doit encore réaliser une ECS pour le réacteur en fonctionnement.

- Le réacteur OSIRIS, qui a fait l'objet d'une ECS en 2011, est arrêté depuis la fin de l'année 2015. Au titre du noyau dur, le CEA avait notamment prévu d'installer des lignes d'appoint en eau de la piscine du réacteur et des canaux d'entreposage ainsi qu'un panneau de surveillance et de diagnostic de l'état de l'installation protégé des agressions extrêmes (alimenté par une source électrique dédiée). Ce panneau permet de suivre notamment la position des clapets de convection naturelle du réacteur, de la température et du niveau de la piscine du réacteur.

Ces dispositions sont en place et opérationnelles. Par ailleurs, des détecteurs mobiles de radioprotection et des moyens de communication fixes et mobiles entre ce panneau et le PCD-L du centre de Saclay ont été déployés.

- Le réacteur RJH, en cours de construction, a également fait l'objet d'une ECS. À la suite de celle-ci, des évolutions ont été apportées dans la conception ou la réalisation de certains systèmes ou équipements.

Ces évolutions ont principalement consisté à renforcer les dispositions de prévention et de limitation des conséquences d'un éventuel accident grave dans le réacteur. Pour ce faire, le CEA a en particulier prévu la mise place d'un arrêt d'urgence sismique du réacteur. De même, le refroidissement du cœur du RJH pourra être assuré, à la suite d'un séisme extrême, par une pompe de brassage spécifique ajoutée au circuit principal de refroidissement du cœur. Enfin, grâce à la ligne de dégonflage de l'enceinte, dont le dimensionnement a

été renforcé pour résister au séisme extrême, l'enceinte du réacteur pourra faire face à des risques de surpression interne susceptibles d'être induits à la suite d'un accident grave.

- Le réacteur CABRI a fait l'objet ces dernières années d'importants travaux visant à remplacer la boucle expérimentale en sodium par une boucle à eau. L'ECS de ce réacteur n'a pas conduit à retenir de noyau dur.

Toutefois, en vue de la reprise de son fonctionnement, le CEA a mis en œuvre des dispositions visant à renforcer la sûreté de l'installation, telles qu'un appoint en eau complémentaire à la piscine du réacteur et un second capteur de détection sismique renforçant la fiabilité du système d'arrêt d'urgence du réacteur en cas de séisme. Ces dispositions sont opérationnelles depuis juin 2015.

- Enfin, à la suite de l'ECS du réacteur ORPHEE, le CEA a réalisé des études complémentaires au regard du risque d'inondation externe. Il a également mis en place des dispositions de protection telles que des batardeaux à l'intérieur des locaux et des murets de protection à l'extérieur des bâtiments.

Un noyau dur a été défini pour cette installation, comprenant notamment de nouveaux moyens d'appoint en eau, un nouveau panneau de surveillance et de diagnostic de l'installation ainsi qu'un nouveau groupe électrogène de secours permettant l'alimentation de ce panneau en situation extrême. Le noyau dur d'ORPHEE comprend également des dispositifs mobiles de mesures de radioprotection ainsi que des moyens de communication assurant le report des informations de ce panneau vers le PCD-L du site de Saclay.

III-2. Réacteur RHF exploité par l'ILL

Le réacteur à haut flux (RHF) exploité par l'ILL est situé en périphérie de l'agglomération grenobloise à la confluence des rivières Drac et Isère. Compte tenu de sa situation géographique, il a été considéré comme une installation prioritaire du lot 1 pour laquelle une ECS devait être menée dès 2011.

Dans ce cadre, l'ILL a rapidement proposé des évolutions significatives de l'installation visant à renforcer sa capacité de résistance aux agressions extrêmes.

C'est ainsi que l'ILL a construit, début 2012, un nouveau bâtiment destiné à accueillir un nouveau centre de crise de l'installation (appelé PCS3). Ce bâtiment a été dimensionné aux niveaux d'aléas extrêmes pour le séisme et l'inondation, ainsi qu'aux agressions pouvant être induites par ces agressions naturelles telles que l'explosion ou l'incendie d'origine externe.

Entre 2012 et 2013, l'ILL a défini plus précisément les dispositions matérielles et organisationnelles qu'il allait retenir au titre du noyau dur. À cet égard, il s'est attaché à préciser les exigences de sûreté et les options techniques qui devaient être retenues pour les nouveaux équipements de sûreté constitutifs du noyau dur de l'installation. Leur examen par l'IRSN a conduit à faire évoluer certaines options de conception ou certaines méthodes de démonstration.

La justification de la fonctionnalité du noyau dur en cas d'agression extrême nécessitant la définition des aléas qui caractérisent les agressions extrêmes, l'ILL a mené entre 2012 et 2014 des études techniques, fondées sur des analyses et modélisations complexes, visant à définir les grandeurs caractéristiques de ces agressions. Sur cette base, l'ILL a engagé les études détaillées de dimensionnement des nouveaux équipements du noyau dur et analysé la robustesse des structures de génie civil des bâtiments et structures existants à ces sollicitations

extrêmes (enceinte interne en béton du réacteur et enceinte externe métallique en particulier). Ces dernières analyses sont en cours d'évaluation par l'IRSN.

La mise en place effective des nouveaux équipements du noyau dur de l'ILL s'est poursuivie entre 2014 et 2015. Ainsi, le nouveau PCS3 a été complètement équipé afin que l'ILL puisse être en mesure de maîtriser la sûreté de l'installation et d'assurer ses missions de gestion de crise en cas d'agression extrême.

La maîtrise de la sûreté de l'installation en situation extrême reposant en premier lieu sur la prévention de l'occurrence d'un accident grave, l'ILL a notamment mis en place, au titre du noyau dur, un système additionnel d'arrêt d'urgence du réacteur dimensionné aux séismes extrêmes et installé un nouveau circuit d'appoint en eau alimenté par la nappe phréatique située sous l'installation. Ces nouveaux systèmes, dont la mise en œuvre est associée au fonctionnement de certains autres équipements existants, dont l'ILL prévoit de démontrer la fonctionnalité suite à des agressions extrêmes, permettront de prévenir le risque d'accident grave (de type fusion du cœur en particulier) en cas d'agression extrême.

L'ILL a par ailleurs renforcé la sûreté du RHF en installant, au titre du noyau dur, un nouveau circuit de ventilation post-accidentel dont l'objectif est de limiter les conséquences d'un accident grave sur l'environnement. Ce circuit permettra notamment de limiter les rejets radiologiques non filtrés à l'extérieur du bâtiment réacteur.

Au final, le noyau dur du RHF sera pleinement opérationnel au premier semestre de l'année 2016.

IV. Le déploiement des mesures pour les installations du cycle du combustible

En septembre 2011, AREVA a transmis ses conclusions des ECS des installations nucléaires suivantes du lot 1 :

- les usines de conversion, d'enrichissement et de traitement de l'uranium du site du Tricastin ;
- les usines de fabrication de combustible nucléaire du site de Romans-sur-Isère ;
- les usines de traitement de combustibles usés du site de La Hague ;
- l'usine MELOX de fabrication de combustible MOX du site de Marcoule.

IV-1. Principales dispositions du noyau dur pour les installations AREVA du lot 1

Le cycle du combustible se caractérise par une très grande diversité d'installations, de matières mises en œuvre et de procédés utilisés. Aussi, AREVA a distingué, pour chaque installation, les scénarios (dénommés situations redoutées) pouvant conduire à des conséquences importantes notamment en termes de rejets ou de niveau d'irradiation en cas de survenue d'une situation extrême considérée dans les ECS. AREVA a ensuite défini, au cas par cas, les dispositions correspondantes du noyau dur. Cette démarche a fait l'objet d'analyses détaillées de l'IRSN.

En parallèle, AREVA a engagé des actions de renforcement des moyens de gestion d'une crise en construisant sur ses sites un nouveau centre de gestion de crise et en mettant en place une force d'intervention nationale d'AREVA (FINA) assurant la mise en œuvre rapide de moyens d'intervention sur les sites en cas de situation

extrême. AREVA vise ainsi à déployer, sous 48 heures, un ensemble de moyens humains et matériels (compresseur d'air, éclairage, pompe, groupe électrogène...). Ces moyens sont complémentaires à ceux présents sur les sites qui doivent permettre à ces derniers d'être autonomes en attendant le déploiement de la FINA.

IV-2. État des lieux du déploiement du noyau dur sur les sites d'AREVA

IV-3-1. Usines AREVA de La Hague

Ce site met en œuvre des matières radioactives présentant des puissances thermiques et des activités radiologiques très importantes (assemblages de combustibles usés, solutions issus de leur traitement...) ou nécessitant des dispositions de confinement particulières (poudres, solutions...).

Aussi, les situations redoutées pour ce site sont liées à des scénarios :

- de perte des moyens de refroidissement des piscines d'entreposage des combustibles usés (avec perte possible de l'inventaire en eau assurant notamment la protection contre les rayonnements ionisants) et des cuves d'entreposage des solutions de produits de fission et des équipements utilisés pour leur concentration (risque d'ébullition de ces solutions pouvant entraîner des rejets) ;
- de perte des moyens de refroidissement des entreposages d'oxyde de plutonium, pouvant conduire à la dégradation des dispositions de confinement du fait de leur échauffement ;
- de perte de la fonction de décolmatage de l'équipement permettant de clarifier les solutions de dissolution des combustibles usés (risque d'échauffement des matières solides accumulées dans ces équipements pouvant entraîner un rejet gazeux) ;
- de perte des moyens de limitation de l'accumulation d'hydrogène issu de la radiolyse de l'eau sous rayonnement ionisant (balayage par de l'air) dans les cuves contenant des résidus insolubles issus de la dissolution des combustibles usés (risque d'explosion entraînant la dispersion de matières) ;
- de dégradation des structures de génie civil des silos d'entreposage de déchets anciens, assurant le confinement des matières radioactives ;
- de dégradation des barrières de confinement assurées par les bâtiments des installations contenant du plutonium ou par les structures des silos d'entreposage de déchets anciens, suite à un incendie.

AREVA a engagé un renforcement de ses dispositions au regard de ces situations, en particulier par l'accroissement de moyens permettant de réalimenter en eau les piscines d'entreposage des combustibles, par la mise en place de moyens de refroidissement de secours des cuves d'entreposage de solutions de produits de fission et des équipements utilisés pour leur concentration. Ces moyens devraient être opérationnels en fin d'année 2016.

Certains travaux pour la mise en place de ces moyens ont fait l'objet d'échanges entre l'IRSN et AREVA. La prise en compte des événements internes et externes induits par des agressions extrêmes, de même que la justification de l'exclusion de certaines situations redoutées, sont en cours d'examen.

IV-3-2. Usine MELOX de Marcoule

Ce site met notamment en œuvre de l'oxyde de plutonium qui nécessite des dispositions de confinement particulières, assurées en fonctionnement normal par les équipements du procédé et les bâtiments. Par ailleurs, compte tenu de la puissance thermique de l'oxyde de plutonium, certains entreposages de matières requièrent des moyens de refroidissement pour assurer l'absence de dégradation de leur structure.

Aussi, les situations redoutées pour ce site concernent :

- la dégradation des barrières de confinement de la matière, en particulier si elle est cumulée avec un incendie ;
- la perte du refroidissement d'un des entreposages de crayons combustibles (risque de dégradation de ses structures compte tenu de la quantité de matières entreposée).

Les actions engagées par AREVA concernent plus particulièrement la détection et l'intervention en cas d'incendie, le rétablissement rapide du confinement dynamique des bâtiments et le refroidissement de l'entreposage de crayons combustibles précité. Les moyens correspondants devraient être opérationnels mi-2018.

Par ailleurs, en réponse aux prescriptions de l'ASN, AREVA a transmis un dossier visant à justifier la robustesse aux séismes de certains ouvrages de génie civil de l'usine MELOX (locaux en toiture, galeries de liaison, cheminée). Les échanges techniques entre l'IRSN et AREVA se poursuivent sur ce dossier.

IV-3-3. Usine de Romans-sur-Isère

Ce site met en œuvre de l'uranium à différents enrichissements en isotope 235, notamment sous forme d'hexafluorure d'uranium (UF_6). Lors des opérations, l' UF_6 est transformé en oxyde d'uranium, conduisant à la production de solutions concentrées d'acide fluorhydrique (HF) qui présentent des risques de nature chimique particuliers.

Les situations redoutées pour ce site concernent donc les fuites d' UF_6 liquide ou d'HF ainsi qu'un accident de criticité (déclenchement d'une réaction en chaîne incontrôlée) lié à l'uranium enrichi.

AREVA a ainsi notamment engagé des actions concernant en particulier le confinement de l' UF_6 liquide, la limitation de l'évaporation d'HF dans les rétentions des stockages et la récupération de solution d'HF.

Par ailleurs, AREVA a transmis, en réponse aux prescriptions de l'ASN, des justifications de la robustesse de certains ouvrages de génie civil et de certains équipements en cas d'aléa extrême. Ce dossier est en cours d'examen par l'IRSN.

IV-3-4. Installations du Tricastin

Ce site met en œuvre de l'uranium, notamment sous forme d'hexafluorure d'uranium (UF_6). Dans le contexte de la fermeture et du remplacement des installations les plus anciennes de ce site engagés par AREVA (nouveaux entreposages d'HF, rénovation des unités contenant de l' UF_6 liquide...), les situations redoutées définies pour ce site, similaires à celles du site de Romans-sur-Isère, concernent :

- la fuite d' UF_6 liquide dans l'usine Georges Besse II et dans l'usine COMURHEX II ;

- la fuite d'HF dans l'usine COMURHEX II.

AREVA a engagé des actions pour renforcer les moyens de prévention de ces situations, similaires sur le principe à celles retenues pour le site AREVA de Romans-sur-Isère. Ces dispositions devraient être opérationnelles fin 2016.

Les recherches en sûreté menées par l'IRSN à la suite de l'accident de Fukushima Daiichi

Un impact modéré de l'accident de Fukushima Daiichi sur les orientations des recherches en sûreté de l'IRSN

L'accident survenu en mars 2011 au Japon à la centrale de Fukushima Daiichi a confirmé l'intérêt des recherches sur les accidents graves des réacteurs et a souligné l'importance à accorder aux accidents pouvant survenir dans les piscines d'entreposage du combustible usé. Il n'a pas amené à identifier de nouveaux thèmes de recherche à développer par l'IRSN, mais a principalement conduit à faire évoluer la priorité ainsi que le contenu de certains programmes d'ores et déjà prévus.

Les orientations à donner aux recherches en sûreté après l'accident de Fukushima Daiichi^{1,2,3} ont par ailleurs fait l'objet de réflexions internationales auxquelles l'IRSN a largement contribué.

Enfin, l'Agence Nationale de la Recherche a émis en 2012 un appel à projets « Recherche en matière de sûreté nucléaire et de radioprotection » (RSNR)⁴ qui donnait suite à la décision du Président de la République, annoncée lors de la conférence de presse du 27 juin 2011, de dégager des moyens supplémentaires importants pour renforcer la recherche en matière de sûreté nucléaire et de radioprotection. L'IRSN a soumis ou a contribué à différentes propositions dans ce cadre dont la plupart ont été sélectionnées⁵.

L'avancement des recherches menées par l'IRSN tant dans un cadre national qu'international est présenté ci-après.

Les recherches menées dans un cadre national

Des programmes ANR sur des thématiques clés de la sûreté

Les projets ANR coordonnés par l'IRSN ou auxquels il contribue s'intéressent, en premier lieu, aux différents phénomènes impliqués dans les accidents de fusion du cœur des réacteurs nucléaires.

Les projets ANR ICE (Interaction Corium-Eau) et MITHYGENE (MITigation HYdroGENE), tous deux pilotés par l'IRSN, ont débuté en 2013 pour une durée de 5 ans. Ils portent sur des phénomènes pouvant mettre en cause l'étanchéité de l'enveloppe de confinement des réacteurs, le premier traitant de l'interaction pouvant être explosive (explosion de vapeur) entre le corium - mélange du combustible fondu et des matériaux de structure - et l'eau, le second sur les risques liés à l'hydrogène.

¹ Identification of Research Areas in Response to the Fukushima Accident - Document émis par la plateforme SNETP (Sustainable Nuclear Energy Technology Platform) en janvier 2013

² The Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident: OECD/NEA Nuclear Safety Response and Lessons Learnt (2013)

³ NUGENIA GLOBAL VISION Revision 1.1 émis en avril 2015 par l'association NUGENIA (document dont la rédaction a été coordonnée par l'IRSN)

⁴ <http://www.agence-nationale-recherche.fr/investissements-d-avenir/appels-a-projets/2012/recherche-en-matiere-de-surete-nucleaire-et-de-radioprotection/>

⁵ http://www.irsn.fr/fr/larecherche/actualites_agenda/actualites/pages/2013-07-01-irsn-projets-agence-nationale-recherche.aspx#.VnQlHaPLS70

Concernant le projet ICE, les effets des matériaux (composition du corium, taux d'oxydation des matériaux le composant) sur la fragmentation du corium et sur la puissance de l'explosion sont particulièrement investigués au travers d'études tant analytiques qu'expérimentales. Deux premiers essais dans l'installation KROTOS du CEA à Cadarache sur les cinq prévus ont été réalisés et leurs résultats sont en cours d'interprétation.

Concernant le projet MITHYGÈNE, deux avancées parmi les plus notables sont la conception d'une installation hautement instrumentée, qui sera implantée dans les locaux du laboratoire ICARE du CNRS d'Orléans, pour étudier les phénomènes de combustion, et plus précisément d'accélération de flamme, et la réalisation d'un prototype de sonde de mesure de concentration d'hydrogène apte à fonctionner en situation d'accident de fusion du cœur.

Le projet ANR MIRE (Mitigation des REjets), également coordonné par l'IRSN, a également débuté en 2013 pour une durée de 5 ans. Des résultats marquants ont d'ores et déjà été obtenus ; ils concernent :

- pour le premier axe du projet portant sur les rejets différés en iode et en ruthénium, la possibilité de volatilisation différée de l'iodure de césium déposé dans le circuit primaire et le relâchement associé d'iodure volatil ;
- pour le deuxième axe du projet portant sur l'efficacité des moyens de piégeage existants, la réalisation d'essais d'adsorption/désorption d'iodure gazeux (I_2) et d'iodure de méthyle (ICH_3) sur des supports solides ainsi que la réalisation de la boucle expérimentale PERSEE sur le site de Saclay ;
- pour le troisième axe du projet portant sur les matériaux innovants de piégeage, la réalisation d'essais de caractérisation et d'irradiation de zéolites et de matériaux de type MOFs (Metallic Organic Framework).

L'IRSN contribue au projet ANR DISCOMS (DIstributed Sensing for COrium Monitoring and Safety) par des calculs complexes d'irradiation nécessaires au dimensionnement de fibres optiques (calculs des flux de neutrons rapides en différentes positions et épaisseurs du radier de l'enveloppe de confinement puis des doses et kerma (Kinetic Energy Released per unit Mass)) et de collectrons (calculs de flux de neutrons et des rayonnements gammas et spectres associés) pour les différentes positions envisagées de ces fibres optiques et capteurs. L'objectif du projet, coordonné par le CEA, est, in fine, le développement et la qualification de moyens de mesure permettant la localisation du corium lors d'un accident de fusion du cœur.

L'objectif des deux projets ANR DENOPI (Dénoyage accidentel de piscine d'entreposage de combustible nucléaire) et PERFROI (Etude de la PERte de reFROIDissement), coordonnés par l'IRSN sur une durée de 5 ans de 2013 à 2018, est d'étudier le comportement du combustible lors de deux situations accidentelles particulièrement importantes. Les principaux efforts de l'IRSN ont porté jusqu'à présent sur la conception et la réalisation de dispositifs d'essais spécifiques.

Concernant le projet DENOPI, il est notamment à relever l'aboutissement de la définition de la maquette à échelle réduite MEDEA permettant d'appréhender les phénomènes d'engorgement en haut d'assemblage et la qualification de l'instrumentation, avant la réalisation du dispositif à l'échelle 1. Les verrous technologiques portent en particulier sur la mesure des forts taux de vide au sein d'un assemblage en cours de dénoyage et en phase d'aspersion en vue de l'évaluation des risques de criticité.

Concernant le projet PERFROI, s'agissant de l'étude thermomécanique des assemblages, la conception de l'installation COCAGNE a été finalisée et la réalisation est en phase finale. Celle-ci comporte un crayon central sous pression d'environ 60 cm de long et des crayons périphériques disposés de manière à avoir une géométrie représentative de la physique du contact entre les différents crayons combustibles et de l'environnement thermique. Il sera possible de simuler un gradient thermique et de prévoir la présence d'un tube guide en lieu et place d'un crayon. Pour l'étude thermohydraulique des assemblages, une avancée remarquable est la réalisation de

plusieurs versions du crayon prototype déformable SAFRAN qui sera testé dans la boucle thermohydraulique BENSON d'AREVA.

L'IRSN contribue, s'agissant de l'aléa sismique, au projet ANR **SINAPS@** (Séisme & Installations Nucléaires : Assurer et Pérenniser la Sûreté) piloté par le CEA, qui porte sur l'étude des séismes depuis l'aléa sismique jusqu'au comportement des structures et équipements. Dans le cadre de cette contribution, une thèse a été engagée sur la stratégie de sélection des données d'entrée relatives au mouvement du sol pour l'analyse structurelle des installations.

Enfin, l'IRSN contribue également au projet ANR **AGORAS** (Amélioration de la Gouvernance des Organisations et des Réseaux d'Acteurs pour la Sûreté nucléaire) coordonné par l'Ecole des Mines de Nantes. L'IRSN pilote la première action du projet pour laquelle deux thèses ont été engagées et qui s'intéresse à la période antérieure à l'accident de Fukushima Daiichi et plus particulièrement aux décisions de conception concernant les accidents graves et les agressions d'origine naturelle. La deuxième action, également pilotée par l'IRSN, s'intéresse tout particulièrement à l'« après Fukushima » et à la manière dont un accident en général, et l'accident de Fukushima Daiichi en particulier, transforment les processus de production et de mobilisation des savoirs.

Des programmes complémentaires en lien avec l'accident de Fukushima Daiichi menés par l'IRSN

Parmi les programmes menés par l'IRSN en lien direct avec l'accident de Fukushima Daiichi, le programme de recherche dénommé **PROGRES**⁶ (PROGression et REfroidissabilité du corium, Stabilisation d'un accident grave) étudie le refroidissement d'un lit de débris à la suite d'une fusion de cœur. Pour ce faire, des essais reproduisant un accident sont réalisés dans la nouvelle installation expérimentale PEARL, mise en service à la fin 2014. D'une durée de cinq ans, le programme concerne les opérations de stabilisation et de rétention du corium dans la cuve ou dans l'enceinte de confinement d'un réacteur. PROGRES va étudier le refroidissement d'un lit de débris situé dans le cœur du réacteur, au fond de la cuve ou encore dans le puits de cuve. Le programme devra répondre à une question essentielle : les lits de débris issus de la dégradation du cœur peuvent-ils être refroidis de manière suffisamment efficace pour ralentir et arrêter l'évolution de l'accident avant une fusion complète du cœur ?

Un des points clés soulevé à nouveau par l'accident de Fukushima Daiichi est celui des facteurs organisationnels et humains.

En complément du projet ANR AGORAS déjà cité, l'IRSN s'est intéressé à la gestion des premiers jours de l'accident de Fukushima Daiichi. Le rapport « A Human and Organizational Factors Perspective on the Fukushima Nuclear Accident » est disponible sur le site Internet de l'IRSN⁷, ainsi qu'une synthèse intitulée « Six questions pour tirer les leçons de la catastrophe de Fukushima sur le plan des facteurs organisationnels et humains ». Ce rapport présente une chronologie détaillée du déroulement de l'accident, avec une mise en perspective de la gestion de la situation dans la centrale de Fukushima Dai-ni (située 12 km au nord de la centrale accidentée de Fukushima Daiichi). Ces éléments servent ensuite de base à une analyse de la gestion des risques et du management de crise. L'analyse est développée à trois niveaux : l'équipe de conduite et les intervenants de terrain, la direction de la centrale et la cellule de crise locale et enfin les acteurs politiques, notamment leurs rapports avec l'exploitant TEPCO et les autres experts extérieurs.

Par ailleurs, l'IRSN contribue aux travaux de la chaire **RESOH** (REcherche en Sûreté Organisation Hommes) dont un des thèmes de recherche privilégié est la sous-traitance, thématique incluse dans les évaluations complémentaires de sûreté menées en France.

⁶ http://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Pages/20150903_IRSN-recherche-accident-fusion-cœur.aspx#.Vnfsu6PLS70

⁷ http://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Pages/20150526_Rapport-Fukushima-lecons-facteurs-organisationnels-humains.aspx#.VnfqZKPLS70

Les programmes menés dans un cadre international

L'IRSN a renforcé sa collaboration dans le domaine des recherches en sûreté avec NRA (Nuclear Regulatory Authority) et JAEA (Japan Atomic Energy Agency) au Japon. Deux séminaires scientifiques sur différents thèmes de recherche, notamment les accidents graves, ont eu lieu en 2015 avec ces organismes. L'IRSN est également très actif dans le cadre du Comité sur la Sûreté des Installations Nucléaires (CSNI) de l'Agence pour l'Energie Nucléaire (AEN) tout comme au plan européen.

Les actions menées dans le cadre du Comité sur la Sûreté des Installations Nucléaires (CSNI) de l'Agence pour l'Energie Nucléaire (AEN)

Gestion des accidents

L'IRSN a piloté une action sur les systèmes d'éventage et de filtration des enceintes de confinement dont le rapport final est paru en 2014⁸. Ce rapport compile l'état d'implantation de tels systèmes dans les réacteurs nucléaires des différents pays de l'OCDE. Il décrit les exigences auxquels ces systèmes se réfèrent, les spécifications de ces systèmes, puis les systèmes eux-mêmes et leurs performances. Il identifie les améliorations possibles en lien avec la gestion des accidents.

L'IRSN a contribué à la comparaison des codes de calcul rapide des rejets dans l'environnement à la suite d'un accident dans une installation nucléaire. L'IRSN a décrit les différents outils de calcul dont il dispose et réalisé avec ceux-ci les évaluations des scénarios spécifiés. Le rapport de comparaison des méthodes et codes de calcul est paru en 2015 (Benchmark of fast-running software tools used to model releases during nuclear accidents - Final Summary Report). Ce rapport constate notamment la diversité des approches et des résultats obtenus en particulier pour l'évaluation des rejets à l'extérieur de l'installation (terme source) et appelle à un approfondissement de leur comparaison en s'intéressant à la validité des méthodes et modèles physiques sous-jacents.

Concernant les situations de perte de refroidissement des piscines d'entreposage du combustible usé, l'IRSN a coordonné l'action d'établissement d'un rapport de positionnement de l'OCDE paru en 2015⁹. Ce rapport dresse l'état des connaissances à la fois expérimentales et analytiques sur les accidents de perte de refroidissement des piscines d'entreposage du combustible usé et des stratégies associées. Il identifie les forces et les faiblesses des méthodes analytiques et des codes de calcul utilisés pour prédire l'évolution des accidents et évalue l'efficacité des différents mécanismes de refroidissement du combustible lors de tels accidents. Il dresse un panorama des recherches en cours dans les différents pays pour améliorer les connaissances et réduire les incertitudes. Sur ce dernier point, l'IRSN, pour sa part, a décrit le projet ANR DENOPI.

Une autre action du CSNI a concerné la rédaction d'un rapport d'état des connaissances sur les risques liés à l'hydrogène. Le rapport final, auquel l'IRSN a activement contribué, est paru en 2014¹⁰. Il compile l'état d'implantation de moyens de mitigation des risques liés à l'hydrogène dans les réacteurs nucléaires en exploitation ou en projet et décrit les exigences au plan national pour les différents systèmes concernés (recombineurs d'hydrogène, igniteurs, injection de gaz inertant...). Il décrit les différents systèmes existants et leurs performances démontrées ou escomptées. Il dresse l'état de la qualification des codes de calcul utilisés pour prédire la production d'hydrogène, sa distribution dans l'enceinte de confinement et sa combustion. Il discute de l'effet possible d'autres systèmes sur les risques liés à l'hydrogène : les systèmes d'aspersion dans l'enceinte de confinement, d'éventage et de filtration, puis s'intéresse à la gestion de ces risques dans les bâtiments annexes. Il identifie, compte tenu des lacunes de connaissance, les améliorations possibles en lien avec la gestion de l'accident.

⁸ Status Report on Filtered Containment Venting (<https://www.oecd-nea.org/nsd/docs/2014/csni-r2014-7.pdf>)

⁹ Status Report on Spent Fuel Pools under Loss-of-Coolant Accident Conditions (<https://www.oecd-nea.org/nsd/docs/2015/csni-r2015-2.pdf>)

¹⁰ Status Report on Hydrogen Management and Related Computer Codes (<https://www.oecd-nea.org/nsd/docs/2014/csni-r2014-8.pdf>)

Une action engagée plus récemment et pilotée par l'IRSN concerne la gestion à long terme des accidents. Cette action vise à aider la communauté internationale à identifier les besoins de recherche relatifs aux actions de gestion à long terme des accidents. Dans le cadre de cette action, un questionnaire a été établi et les différents pays membres y ont répondu ; la compilation de ces réponses est en cours et se poursuivra en 2016 pour un rapport final prévu en 2017.

Par ailleurs, l'IRSN a activement participé au séminaire organisé début 2015 dans le cadre du CSNI sur la performance humaine dans des conditions extrêmes et les conditions d'une organisation résiliente. Les conclusions de ce séminaire ouvrent des perspectives de travail intéressantes sur le sujet¹¹. Les besoins de recherche identifiés portent sur des sujets complexes tels que la transition entre application des règles et résilience, la définition d'exigences et de critères pour une organisation résiliente, la flexibilité des organisations et les procédures de mise en œuvre d'une organisation résiliente.

Enfin, le projet STEM¹², mené par l'IRSN, est un programme expérimental qui porte sur le comportement à long terme de l'iode sous irradiation dans l'enceinte de confinement et du ruthénium dans le circuit primaire d'un réacteur. Ces deux radioéléments ont, en effet, un impact radiologique important en cas d'accident. Ce projet, initié en 2011, a bénéficié du soutien de l'Allemagne, des Etats-Unis, du Canada, de la République Tchèque, de la Corée, de la Finlande et, pour la France, d'EDF. Il a été mené à son terme selon le calendrier prévu. Le séminaire de clôture, tenu les 22 et 23 juin 2015, a permis d'échanger sur les acquis scientifiques, sur l'impact des résultats obtenus sur les rejets radioactifs, mais aussi sur les orientations à donner aux recherches en lien notamment avec l'accident de Fukushima Daiichi. Le projet STEM2 prendra la suite à partir de 2016 et sera également réalisé par l'IRSN. Il approfondira les effets de la stabilité des aérosols d'iode sous irradiation et de vieillissement des peintures sur lesquelles s'adsorbe l'iode gazeux. Il portera également sur l'impact de l'état de surface (corrosion) de l'acier, de la présence d'oxydants (ozone et oxydes d'azote) ou de polluants (aérosols déposés) sur le comportement du ruthénium. Les enseignements en termes de modélisation et d'application pour les réacteurs feront l'objet d'un groupe de travail au sein du projet. Outre les partenaires du projet STEM, le Japon, le Royaume-Uni, la Suède et la Chine ont exprimé leur intérêt pour le projet STEM2.

Agressions externes

L'IRSN participe au groupe de travail sur les événements externes d'origine naturelle qui a été constitué en 2014 et dont le mandat a été précisé cette même année. Les premiers travaux engagés par le groupe portent sur les inondations.

Un séminaire visant à rassembler les informations fournies par les différents pays de l'OCDE sur les méthodes et approches utilisées pour l'évaluation probabiliste des événements naturels et sur le retour d'expérience de l'utilisation de ces méthodes s'est déroulé à Prague en Juin 2013. L'IRSN y a fait part de ses méthodes et pratiques. Le bilan de ce séminaire est paru en 2014¹³ et ouvre des perspectives intéressantes qui seront déclinées dans la réalisation des études probabilistes de sûreté.

Systèmes électriques - projet ROBELSYS

L'IRSN a piloté une action relative aux systèmes d'alimentation électrique des installations nucléaires.

¹¹ Human Performance under Extreme Conditions With Respect to a Resilient Organization - Proceedings of a CSNI International Workshop, Brugg, Switzerland, 24 - 26 February 2015 (<https://www.oecd-nea.org/nsd/docs/2015/csni-r2015-16.pdf>)

¹² <http://www.irsn.fr/FR/Larecherche/Organisation/Programmes/programme-Stem/Pages/programme-STEM.aspx#.VngYgqPLS70>

¹³ PSA OF NATURAL EXTERNAL HAZARDS INCLUDING EARTHQUAKE Workshop proceedings (<https://www.oecd-nea.org/nsd/docs/2014/csni-r2014-9.pdf>)

Le projet, nommé ROBELSYS (ROBustness of ELEctrical SYStems of NPPs in Light of the Fukushima Daiichi Accident), concerne la revue des enseignements de l'accident de Fukushima Daiichi sur le sujet, des dispositions prévues à cet égard, des possibilités de connexion des sources électriques au plus près des besoins et des dispositions de protection des systèmes de distribution électrique. Le rapport de bilan de l'action est paru¹⁴. Les besoins de recherche ainsi identifiés portent sur :

- la simulation des transitoires électriques en général et en particulier de ceux entraînant des fonctionnements dissymétriques des phases ;
- le développement d'ondes de tension standardisées pour la qualification des équipements électriques de site ;
- la fiabilité et la robustesse des batteries utilisées en cas de perte totale des alimentations électriques.

Compréhension de l'accident de Fukushima Daiichi, préparation de la phase de démantèlement

Le projet BSAF (Benchmark Study of the Accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant) porte sur le calcul des scénarios accidentels des réacteurs accidentés. En 2015, la première phase de ce projet qui portait sur les calculs de la dégradation des cœurs des réacteurs a été achevée et la deuxième phase (calcul du transfert et des rejets des produits de fission dans les locaux des réacteurs et dans l'environnement) a été initiée. Les résultats de la première phase conduisent à des écarts importants entre les différents codes de calcul utilisés sur la quantité d'hydrogène produite. Pour expliquer de tels écarts, une comparaison détaillée des modèles de génération de débris en cas de fusion de cœur a été engagée. Pour sa part, l'IRSN contribue à cette action en utilisant le code de calcul ASTEC (Accident Source Term Evaluation Code) qui permet de simuler l'ensemble des phénomènes qui interviendraient au cours d'un accident de fusion du cœur d'un réacteur à eau sous pression, depuis l'événement initiateur jusqu'à l'éventuel rejet de produits radioactifs à l'extérieur de l'enceinte de confinement¹⁵.

L'IRSN contribue depuis fin 2013 aux travaux menés dans le cadre du projet SAREF (Safety Research Opportunities Post-Fukushima). L'objectif principal de ce projet est d'identifier, en amont du démantèlement des réacteurs de Fukushima Daiichi, les opportunités permettant de combler des lacunes de connaissance à partir d'informations qui pourraient être tirées de l'expertise de l'état des réacteurs accidentés. La contribution de l'IRSN porte sur la dégradation du cœur des réacteurs en cuve, phase cruciale de l'accident, pour laquelle une ébauche de programme d'exams a été proposée en 2015 en s'appuyant sur l'état des connaissances et des programmes de recherche en cours.

Les actions menées avec le soutien de la commission européenne

L'IRSN pilote quatre projets européens en rapport étroit avec l'accident de Fukushima Daiichi.

Le projet européen PASSAM (Passive and Active Systems on Severe Accident source term Mitigation) porte sur l'amélioration des systèmes d'évitage et de filtration des produits de fission susceptibles d'être rejetés dans l'environnement en cas d'accident de fusion du cœur. Il s'agit d'un projet à forte connotation expérimentale qui a débuté en 2013 et se terminera fin 2016. Un workshop s'est tenu à Madrid en 2014 au cours duquel les objectifs et l'avancement du projet ont été présentés. Il sera suivi d'une deuxième manifestation qui ponctuera l'achèvement du projet et présentera les principaux résultats obtenus. De nombreux résultats expérimentaux ont d'ores et déjà été acquis que ce soit sur des systèmes et matériaux de filtration innovants ou sur des systèmes de filtration existants tels que les filtres à sable équipant les réacteurs nucléaires exploités en France.

¹⁴ "ROBELSYS" Workshop Proceedings ROBUSTNESS OF ELECTRICAL SYSTEMS OF NPPs in Light of the Fukushima Daiichi Accident (<https://www.oecd-nea.org/nsd/docs/2015/csni-r2015-4.pdf>)

¹⁵ <http://www.irsn.fr/FR/Larecherche/outils-scientifiques/Codes-de-calcul/Pages/Le-systeme-de-logiciels-ASTEC-2949.aspx#.VngOG6PLS70>

Le projet européen **CESAM** (Code for European Severe Accidents Management) porte sur l'amélioration de certains modèles du code ASTEC en lien direct avec l'accident de Fukushima Daiichi (renoyage de cœurs dégradés, piégeage des produits de fission, phénomènes se déroulant dans les piscines d'entreposage du combustible usé), l'extension aux réacteurs à eau bouillante et la définition de méthodes avancées pour prendre en compte les incertitudes. La version 2.1 du code a été livrée début 2015 et le projet doit se terminer en 2016.

Le projet européen **ASAMPSA_E**¹⁶ vise à promouvoir les bonnes pratiques pour identifier et traiter, dans les études probabilistes de sûreté, les événements de faible probabilité d'occurrence ayant des conséquences extrêmes. Ce projet regroupe 28 organisations de 18 pays européens et offre ainsi un cadre approprié de discussion et d'échange pour faire progresser les méthodes. Les événements considérés dans le projet sont les événements internes aux installations (y compris l'incendie et les inondations), les agressions externes (séisme, inondation, conditions climatiques extrêmes, incendie, explosion, marée noire, accidents industriels...) et leur combinaison. Les livrables finaux du projet, à paraître en 2016, sont des guides de bonnes pratiques et des recommandations pour traiter les différents événements extrêmes et leur combinaison dans les études probabilistes de sûreté.

Le projet **IVMR** (In vessel melt retention) a récemment été sélectionné par la commission européenne dans le cadre du premier appel à projet EURATOM Horizon 2020. Il porte sur la sûreté des réacteurs de puissance et regroupe 23 organismes de sûreté, instituts de recherche et industriels ; il a été lancé les 2 et 3 juin 2015 à Budapest pour une durée de 4 ans. Le projet vise à développer les connaissances et les outils permettant d'apprécier, pour les différentes technologies de réacteurs de puissance existants ou en projet en Europe, l'efficacité de mesures de stabilisation et de rétention du corium dans la cuve du réacteur lors d'un accident de fusion du cœur. Il devrait également fournir des éléments techniques permettant d'optimiser la conception de nouveaux réacteurs dont la sûreté serait fondée sur le maintien de l'intégrité de la cuve lors d'accidents de fusion du cœur (lire également la note¹⁷ IRSN sur le sujet).

¹⁶ <http://asampsa.eu/>

¹⁷ http://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Pages/20160107_Elements-de-reflexion-sur-les-systemes-de-surete-passifs-des-reacteurs-nucleaires.aspx

Les conséquences sanitaires de l'accident de Fukushima
Bilan des études épidémiologiques conduites sur les
habitants de la Préfecture de Fukushima
Point de la situation en mars 2016

Principe des études mises en place

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 basées sur un questionnaire complété dans certains cas par la réalisation d'examen 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, diabète, etc.) et d'évaluer en fonction de leur évolution dans le temps 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 tous les habitants de la Préfecture de Fukushima : cette enquête a pour objectif de recueillir des informations quant au comportement des personnes (où se trouvaient-elles, à quel moment, pendant combien de temps, etc.) afin d'estimer la dose externe qu'elles auraient reçue et d'identifier ainsi celles pour lesquelles un suivi médical renforcé s'avérerait nécessaire ; cette enquête concerne 2 055 326 personnes (ce chiffre tient compte de la très légère évolution démographique de la Préfecture de Fukushima depuis l'accident).
- 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 au cours des années et décennies à venir, telle qu'elle a été observée chez les enfants exposés aux retombées radioactives de l'accident de Tchernobyl ; elle concerne environ 360 000 enfants nés jusqu'au 1^{er} mars 2012.
- De bilans médicaux spécifiques chez les personnes qui ont été évacuées des zones les plus exposées aux retombées radioactives ; cette étude concernant environ 210 000 personnes permet de recueillir des informations relatives au style de vie (telles que tabagisme ou alcoolisme par exemple) et à leur état psychologique sur la base d'un questionnaire, et à l'incidence de base de pathologies telles que cancers, leucémies, diabète, troubles hépatiques et rénaux, sur la base d'examen cliniques et biologiques.
- D'un suivi des femmes se trouvant dans la Préfecture du Fukushima et ayant déclaré une grossesse à partir du 1^{er} août 2010, et d'un suivi des éventuelles anomalies génétiques et congénitales diagnostiquées chez les enfants nés de ces femmes ; cette étude concerne environ 20 000 femmes.

Etat d'avancement des études en cours

Questionnaire dosimétrique ("Basic Survey")

Données générales

- Selon le dernier bilan réalisé au 31 décembre 2015, 564 083 personnes parmi les 2 055 326 habitants de la Préfecture de Fukushima avaient répondu au questionnaire depuis que celui-ci a commencé à être distribué, soit **un taux de réponse de 27,4%** (à noter une légère augmentation par rapport au bilan du 31 décembre 2014 pour lequel le taux de réponses était de 27,0%), selon un rapport de l'Université médicale de Fukushima daté du 15 février 2016. Il convient ici de souligner que les autorités japonaises ont décidé de simplifier le questionnaire à partir de 2014 : en effet, près de 3 années s'étant alors écoulées depuis le tsunami de mars 2011, certaines questions ont été supprimées (nous ne disposons pas d'informations détaillées sur ce point, mais il est fort probable qu'il s'agisse essentiellement des questions faisant appel à la mémoire immédiate des personnes, peu de crédit pouvant être accordé à des réponses apportées aux questions faisant référence aux tous premiers jours après l'accident). A titre d'information, parmi les 564 083 questionnaires renseignés au 31 décembre 2015, 71 020 étaient des questionnaires simplifiés.
- Parmi les 564 083 questionnaires renseignés, les doses externes reçues au cours des 4 premiers mois qui ont suivi l'accident ont pu être estimées pour 547 380 personnes à l'aide d'un logiciel spécialement développé par le NIRS (*National Institute for Radiological Sciences*). Par ailleurs, 2 205 personnes (sur les 3 959 personnes contactées, soit un taux de participation de 55,7%) qui se trouvaient de passage (« visiteurs non-résidents ») dans la Préfecture de Fukushima au moment du tsunami ont également répondu au questionnaire.
- Dans son rapport daté du 15 février 2016, l'Université médicale de Fukushima précise que les estimations de doses ont été réalisées par le NIRS uniquement pour les habitants ayant séjourné dans la Préfecture de Fukushima pendant au moins les 4 premiers mois après l'accident (*cette distinction nous paraît cependant curieuse dans la mesure où des personnes ayant séjourné, ne seraient-ce que quelques jours, pourraient avoir reçu des doses significatives si elles se trouvaient dans la Préfecture de Fukushima pendant les toutes premières semaines ayant suivi l'accident*).

Doses estimées pour les résidents de la Préfecture de Fukushima ne travaillant pas à la centrale de Fukushima

- Ainsi, le rapport daté du 15 février 2016 présente que des estimations de doses pour 468 748 personnes ayant séjourné pendant au moins les 4 premiers mois ayant suivi l'accident, parmi lesquelles 9 128 sont des travailleurs de la centrale résidant dans la Préfecture de Fukushima et ayant répondu au questionnaire. Ce bilan ne fournit par contre **aucune information quant aux 78 632 habitants ayant séjourné dans la Préfecture de Fukushima pour une durée inférieure à 4 mois après l'accident**.
- Parmi les 459 620 résidents de la Préfecture de Fukushima et ne travaillant pas à la centrale pour lesquels une dose externe a été estimée, **285 418 personnes (soit 62,1% des résidents évalués) auraient reçu au cours des 4 premiers mois après l'accident des doses externes inférieures à 1 mSv et 15 personnes (soit moins de 0,003% des personnes évaluées) auraient reçu des doses supérieures à 15 mSv (figure 1). La dose externe maximale reçue est estimée à 25 mSv**. Ce bilan réalisé chez les résidents ne travaillant pas à la centrale de Fukushima ne montre **aucune évolution significative dans le temps de ces statistiques** (selon le bilan du 31 décembre 2014, 12 personnes au total avaient reçu une dose externe supérieure à 15 mSv).
- Parmi les 15 personnes les plus exposées (parmi les 459 620 résidents ne travaillant pas à la centrale de Fukushima pour lesquels une dose externe a été estimée, comme indiqué plus haut), se trouvent trois personnes dans la tranche 40-49 ans (âge au moment de l'accident), trois personnes dans la tranche 50-59 ans, six personnes dans la tranche 60-69 ans, une personne dans la tranche 70-79 ans et deux personnes âgées de plus de 80 ans. La répartition des personnes en fonction des régions concernées montrent que **les 15 personnes qui ont été les plus exposées sont toutes résidentes de la région de Soso, dont huit habitent à Namie, quatre à Iitate, une à Okuma et deux à Futaba**. Enfin,

la figure 2 montre que c'est dans la région de Kempoku (qui comprend notamment les villes de Fukushima, Date et Kawamata) que la dose externe moyenne reçue par la population est la plus élevée (1,4 mSv ; soit une valeur stable par rapport à la moyenne au 31 décembre 2014).

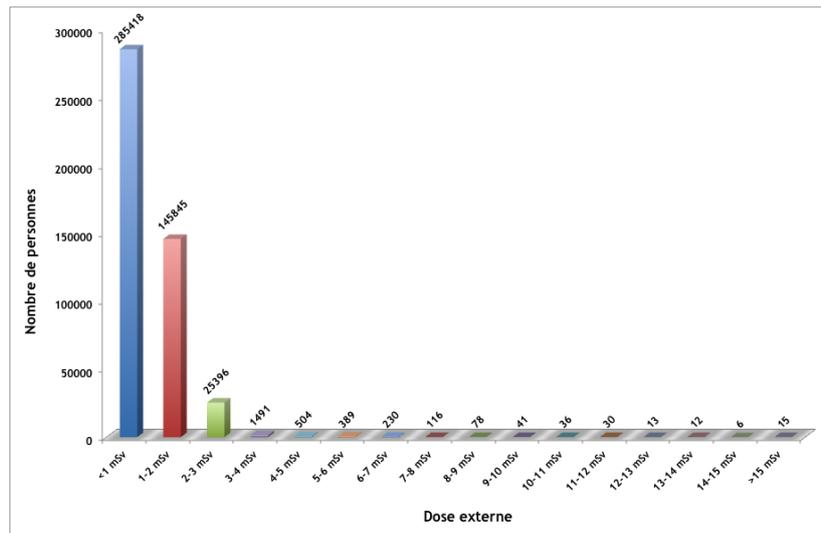


Figure 1 : Répartition des doses externes reçues au cours des 4 premiers mois après l'accident par la population résidant dans la Préfecture de Fukushima (à l'exclusion des travailleurs et des visiteurs non-résidents) selon les résultats de l'enquête réalisée par l'Université médicale de Fukushima (bilan au 31 décembre 2015)

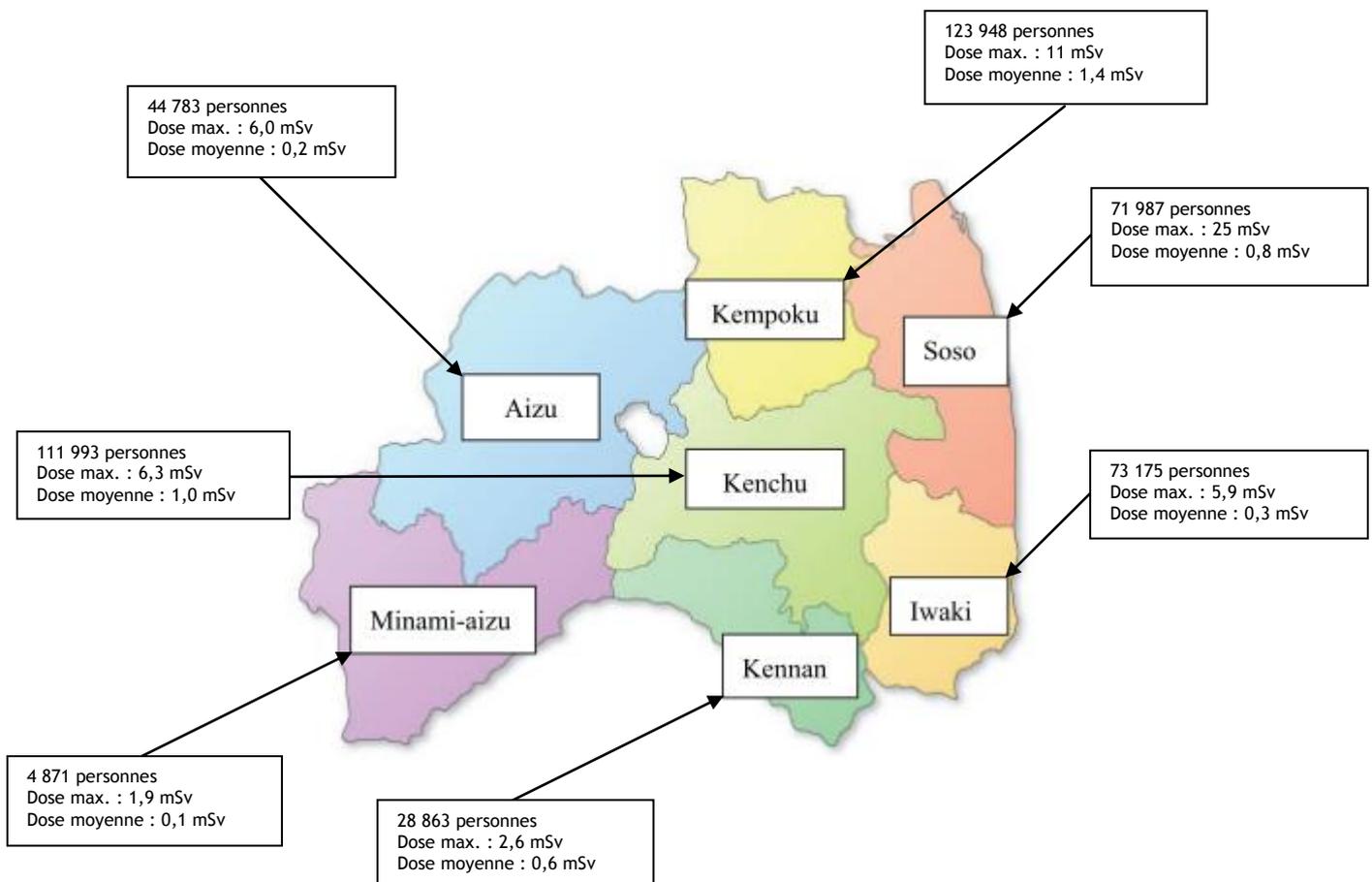


Figure 2 : Répartition des doses externes maximales reçues au cours des 4 premiers mois après l'accident par la population résidant dans la Préfecture de Fukushima (à l'exclusion des travailleurs et des visiteurs non-résidents) selon les résultats de l'enquête réalisée par l'Université médicale de Fukushima (bilan au 31 décembre 2015, le nombre de personnes indique celles pour lesquelles une évaluation a été réalisée)

- Les résultats des estimations de doses externes reçues par les habitants de la Préfecture de Fukushima montrent des valeurs inférieures à 2 mSv pour 87% de la population de la région de Kempoku (qui comprend notamment les villes de Fukushima, Date et Kawamata) et pour 92% de la région de Kenchu (qui inclut la ville de Koriyama), ainsi que des valeurs inférieures à 1 mSv pour 88% des habitants de la région de Kennan et pour plus de 99% des régions de Aizu, Minami-aizu et Iwaki. S'agissant de la région de Soso (qui comprend notamment les localités de Namie, Iitate et Minami-soma), la dose externe estimée est inférieure à 1 mSv pour 77% des habitants.

Doses estimées pour les visiteurs non-résidents de la Préfecture de Fukushima

- Parmi les 2 205 « visiteurs non-résidents » ayant répondu au questionnaire, le rapport daté du 15 février 2016 indique que la dose externe reçue a été évaluée pour 1 957 d'entre eux. Cependant, ce rapport ne fournit des informations dosimétriques détaillées que pour 1 688 visiteurs non-résidents. Parmi ces derniers, plus de 83% auraient reçu une dose externe inférieure à 1 mSv et deux auraient reçu une dose externe maximale comprise entre 3 et 4 mSv (dose maximale estimée pour les visiteurs non-résidents).

Doses estimées pour les résidents de la Préfecture de Fukushima travaillant à la centrale de Fukushima

- Parmi les 9 128 résidents de la Préfecture de Fukushima et travaillant à la centrale pour lesquels une dose externe a été estimée sur la base des réponses au questionnaire, **5 675 personnes (soit 62,2% des résidents travailleurs évalués) auraient reçu au cours des 4 premiers mois après l'accident des doses externes inférieures à 1 mSv et 299 personnes (soit 3,3% des résidents travailleurs évalués) auraient reçu des doses supérieures à 15 mSv (figure 1). La dose externe maximale reçue est estimée à 66 mSv.**
- Il faut néanmoins préciser que *ces estimations de doses externes réalisées chez ces résidents travaillant à la centrale de Fukushima ne sauraient se substituer aux valeurs enregistrées par la société TEPCO et les sociétés sous-contractantes.* En effet, les valeurs présentées ci-dessus ont été calculées sur la base des réponses au questionnaire auquel ces travailleurs ont répondu, alors que celles présentées par TEPCO correspondent aux doses externes enregistrées par les dosimètres portés par ces travailleurs. ***Pour des informations plus détaillées quant aux doses reçues par les travailleurs de la centrale de Fukushima, il convient de se référer à une autre note dédiée à ce sujet.***

Suivi de la fonction thyroïdienne des enfants exposés aux rejets radioactifs

Méthodologie

- Afin d'évaluer la fonction thyroïdienne des enfants exposés aux rejets radioactifs, l'Université médicale de Fukushima a débuté en avril 2011 une vaste campagne de réalisation d'échographies de la thyroïde à destination des quelques 360 000 enfants âgés de moins de 18 ans (soit ceux nés entre 2 avril 1992 et le 1^{er} avril 2011) et qui étaient présents dans la Préfecture de Fukushima au moment de l'accident. En cas de détection d'anomalie thyroïdienne, le bilan est complété par des analyses biologiques, voire de cytoponctions (biopsies) de la thyroïde.
- Les autorités japonaises s'étaient fixées comme objectif que tous les enfants concernés aient bénéficié d'une première échographie thyroïdienne d'ici le mois d'avril 2014 (première campagne de dépistage permettant d'évaluer l'incidence de base des cancers de la thyroïde chez les enfants de la Préfecture de Fukushima). Il était ensuite prévu de mettre en place à partir d'avril 2014 une deuxième campagne de dépistage chez les mêmes enfants, afin de dénombrer le nombre de nouveaux cas de cancers de la thyroïde apparus et ainsi vérifier si ce nombre augmente au cours du temps ou non) ; la deuxième campagne de dépistage devrait s'achever en avril 2016, puis des bilans thyroïdiens de suivi seront réalisés chez ces enfants 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 (figure 3).

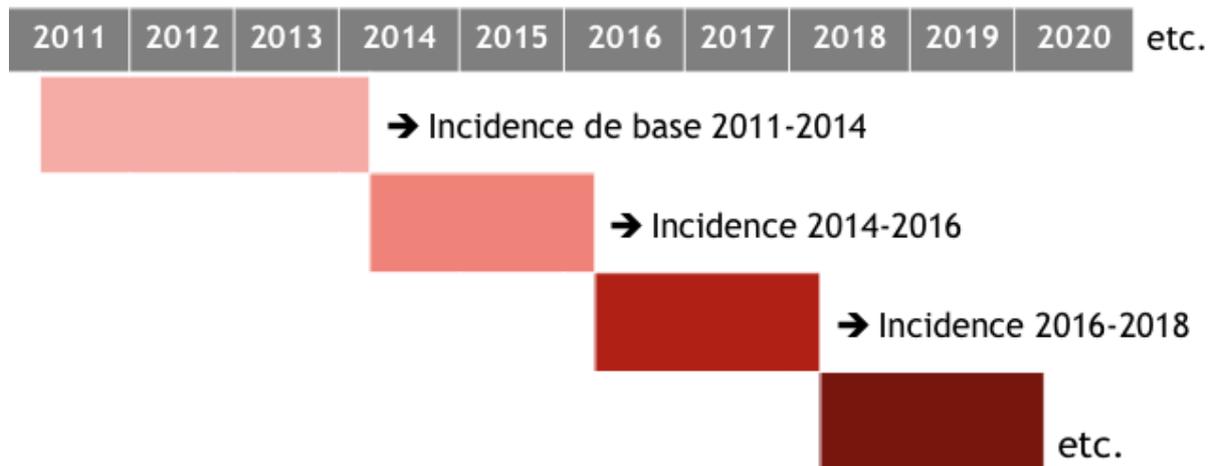


Figure 3 : Calendrier de mise en œuvre des campagnes de dépistage systématique des anomalies de la fonction thyroïdienne chez les enfants de la Préfecture de Fukushima

Première campagne de dépistage des cancers de la thyroïde (avril 2011-avril 2014 : "Preliminary Baseline Screening")

- Selon le rapport de l'Université médicale de Fukushima daté du 31 août 2015, parmi les quelques 367 685 enfants conviés dans le cadre de la première campagne de dépistage, **300 476 enfants se sont présentés pour bénéficier d'un bilan thyroïdien entre avril 2011 et avril 2014 (soit un taux de participation de 81,7%)**. Parmi ces 300 476 enfants, l'échographie de la glande thyroïde a révélé :
 - o L'absence de nodules ou de kystes liquidiens chez 152 573 enfants (soit 50,8% de la population examinée).
 - o La présence de nodules d'un diamètre inférieur à 5 mm chez 1 715 enfants (soit 0,6% de la population examinée).
 - o La présence de nodules d'un diamètre supérieur à 5 mm chez 2 275 enfants (soit 0,8% de la population examinée).

- La présence de kystes liquidiens d'un diamètre inférieur à 20 mm chez 143 901 enfants (soit 47,9% de la population examinée).
- La présence de kystes liquidiens d'un diamètre supérieur à 20 mm chez 12 enfants (soit 0,004% de la population examinée).
- Parmi les 300 476 enfants ayant bénéficié d'une échographie thyroïdienne entre avril 2011 et avril 2014, **2 294 enfants ont été identifiés comme devant bénéficier d'examens complémentaires** : deuxième échographie de la thyroïde et/ou dosage des hormones thyroïdiennes et anticorps antithyroïdiens et/ou biopsies des nodules ou kystes jugés douteux lors de la première échographie. Au 30 juin 2015, ces examens complémentaires avaient été pratiqués chez 2 056 enfants (en l'absence d'indication claire dans le rapport de l'Université médicale de Fukushima, nous supposons que les 238 autres enfants qui auraient dû bénéficier d'examens complémentaires n'ont soit pas répondu à la convocation des médecins, soit les résultats des examens complémentaires n'étaient pas disponibles au moment de la rédaction du rapport, soit que pour certains d'entre eux, la réalisation d'examens complémentaires n'a finalement pas été jugée par les médecins).
- Parmi les 2 056 enfants pour lesquels des examens complémentaires ont été réalisés, la biopsie par aspiration du contenu des nodules ou des kystes a confirmé leur caractère potentiellement malin chez 113 enfants (38 garçons et 75 filles - âge au moment de l'accident variant entre 6 et 18 ans - âge moyen au moment de l'accident 14,8 ans), parmi lesquels une ablation chirurgicale de la thyroïde a été jugée nécessaire pour 99 enfants.
- Parmi les 113 enfants dont la biopsie de la thyroïde a été jugée douteuse, 65 enfants avaient par ailleurs répondu au questionnaire dosimétrique : l'analyse de leurs réponses a montré que la dose externe reçue était estimée inférieure à 1 mSv chez 45 enfants et que la dose externe la plus élevée était de 2,2 mSv.
- L'analyse des 99 thyroïdes prélevées par ablation chirurgicale a confirmé la présence **d'un cancer de la thyroïde de type adénocarcinome papillaire** (il convient de noter que ce type histologique de cancer de la thyroïde est le seul pouvant être observé après une exposition aux rayonnements ionisants) chez 95 enfants, d'un cancer de la thyroïde peu différencié chez 3 enfants et d'une tumeur bénigne chez un enfant. Les 14 autres enfants pour lesquels la cytoponction thyroïdienne avait été jugée suspecte font l'objet d'un suivi particulier ; en fonction de l'évolution des résultats des examens complémentaires, les médecins décideront s'il est opportun ou non d'opérer ces enfants.
- Selon ces données, **l'incidence annuelle du cancer de la thyroïde chez les enfants âgés de moins de 18 ans est de 11 pour 100 000 dans la Préfecture de Fukushima sur la période 2011-2014**. Or, selon les données correspondant à la période 2003-2007 des registres de cancers de la thyroïde de huit autres préfectures japonaises non concernées par les retombées de l'accident de Fukushima (préfectures de Aichi, Fukui, Hiroshima, Miyagi, Nagasaki, Nigata, Osaka et Saga), l'incidence annuelle moyenne du cancer de la thyroïde chez les enfants âgés de 5 à 24 ans (soit la tranche d'âge en 2016 correspondant aux enfants nés en 2011) est de 0,75 pour 100 000. **En première analyse, l'incidence annuelle des cancers de la thyroïde serait 15 fois supérieure chez les enfants de la Préfecture de Fukushima par rapport à ceux du reste du Japon**.
- Cependant, contrairement à ce qui a été fait par certains auteurs (dont notamment T. Tsuda dans son article publié en 2015 dans la revue *Epidemiology* : Tsuda T, Tokinobu A, Yamamoto E, Suzuki E. *Thyroid Cancer Detection by Ultrasound Among Residents Ages 18 Years and Younger in Fukushima, Japan: 2011 to 2014. Epidemiology 2015, doi: 10.1097/EDE.0000000000000385*), **l'incidence annuelle des cancers de la thyroïde chez les enfants estimée sur la base d'une campagne de dépistage systématique ne peut pas être comparée à celle estimée sur la base de données enregistrées en dehors de toute campagne de dépistage systématique**.
- En effet, lorsqu'une pathologie fait l'objet d'un dépistage systématique au sein d'une population, son incidence ne peut être que statistiquement augmentée en raison du facteur lié au caractère systématique du dépistage ("*screening factor*"). Ainsi, la Corée du Sud a mis en place à partir de 1999 un dépistage systématique des cancers de la thyroïde chez les enfants : la comparaison des chiffres d'avant 1999 à ceux d'après 1999 montre que

l'incidence annuelle du cancer de la thyroïde chez les enfants coréens a été multipliée par un facteur 15 du fait de la mise en place du dépistage systématique.

- Afin de rendre pertinente la comparaison des données, ***il faut comparer l'incidence annuelle des cancers de la thyroïde chez les enfants de la Préfecture de Fukushima pour la période 2011-2014 à celles estimées dans le cadre de campagnes de dépistage systématique mises en œuvre sur la même période et dans des conditions similaires dans des préfectures japonaises non touchées par les retombées de l'accident de Fukushima.***
- Ainsi, au cours de la période 2011-2014, quatre campagnes de dépistage systématique du cancer de la thyroïde ont été mises en œuvre chez des enfants âgés de moins de 18 ans dans les préfectures non touchées par l'accident de Fukushima, parmi lesquelles les préfectures de Aomori, Hiroshima et Yamanashi. Les données issues de ces études montrent que l'incidence annuelle estimée sur la base d'un dépistage systématique du cancer de la thyroïde chez les enfants est comprise entre 23 et 130 pour 100 000 dans ces préfectures non touchées par les retombées de l'accident de Fukushima. Ainsi, ***ces données montrent qu'il n'y a pas de différence significative entre l'incidence annuelle du cancer de la thyroïde chez les enfants de la Préfecture de Fukushima et celles estimées sur la base d'un dépistage systématique mis en œuvre entre 2011 et 2014 dans des préfectures non touchées par les retombées de l'accident de Fukushima.***
- En conclusion, au cours de la première campagne de dépistage du cancer de la thyroïde menée chez tous les enfants de la Préfecture de Fukushima ayant répondu à la convocation pour une échographie thyroïdienne, 98 cas de cancers de la thyroïde ont été diagnostiqués et 14 enfants font l'objet d'un suivi particulier afin d'observer l'évolution des résultats des examens complémentaires jugés douteux. **Ce nombre de 98 cancers de la thyroïde diagnostiqués entre 2011 et 2014 chez les enfants de la Préfecture de Fukushima, soit une incidence annuelle de 11 pour 100 000, servira de référence pour les campagnes suivantes, dont l'objectif consistera à dénombrer les nouveaux cas de cancers de la thyroïde, c'est-à-dire des cancers de la thyroïde qui ne se sont pas développés au cours de la première campagne de dépistage.**

Deuxième campagne de dépistage des cancers de la thyroïde (avril 2014-avril 2016)

- Selon le rapport de l'Université médicale de Fukushima daté du 12 février 2016, parmi les 381 261 enfants concernés par la deuxième campagne de dépistage, ***236 595 enfants se sont présentés pour bénéficier d'un bilan thyroïdien entre avril 2014 et décembre 2015.*** Les résultats disponibles au 31 décembre 2015 montrent que parmi les 220 088 enfants pour lesquels le bilan thyroïdien avait été analysé, l'échographie de la glande thyroïde a révélé :
 - o L'absence de nodules ou de kystes liquidiens chez 87 643 enfants (soit 39,8% de la population examinée).
 - o La présence de nodules d'un diamètre inférieur à 5 mm chez 1 302 enfants (soit 0,6% de la population examinée).
 - o La présence de nodules d'un diamètre supérieur à 5 mm chez 1 811 enfants (soit 0,8% de la population examinée).
 - o La présence de kystes liquidiens d'un diamètre inférieur à 20 mm chez 129 326 enfants (soit 58,8% de la population examinée).
 - o La présence de kystes liquidiens d'un diamètre supérieur à 20 mm chez 6 enfants (soit 0,003% de la population examinée).
- Parmi ces 220 088 enfants pour lesquels le bilan thyroïdien avait été interprété au 31 décembre 2015, ***1 819 enfants ont été identifiés comme devant bénéficier d'examens complémentaires*** : nouvelle échographie de la thyroïde et/ou dosage des hormones thyroïdiennes et anticorps antithyroïdiens et/ou biopsies des nodules ou kystes jugés douteux lors de la première échographie. Au 31 décembre 2015, ces examens complémentaires avaient été pratiqués chez 1 087 enfants (en l'absence d'indication claire dans le rapport de l'Université médicale de Fukushima, nous supposons que les 732 autres enfants n'avaient pas encore été convoqués pour la réalisation d'examens complémentaires

ou que les résultats de ces examens n'étaient pas encore disponibles à la date à laquelle ce bilan a été réalisé).

- Parmi les 1 087 enfants pour lesquels des examens complémentaires ont été réalisés, la biopsie par aspiration du contenu des nodules ou des kystes a confirmé leur caractère potentiellement malin chez 51 enfants (21 garçons et 30 filles - âge au moment de l'accident variant entre 6 et 18 ans - âge moyen au moment de l'accident 12,9 ans), parmi lesquels une ablation chirurgicale de la thyroïde a été réalisée pour 16 enfants.
- Parmi les 51 enfants dont la biopsie de la thyroïde a été jugée douteuse, 29 enfants avaient par ailleurs répondu au questionnaire dosimétrique : l'analyse de leurs réponses a montré que la dose externe reçue était estimée être inférieure à 1 mSv chez 10 enfants et que la dose externe la plus élevée était de 2,1 mSv.
- L'analyse des 16 thyroïdes prélevées par ablation chirurgicale entre avril 2014 et décembre 2015 a confirmé **la présence d'un cancer de la thyroïde de type adénocarcinome papillaire chez les 16 enfants opérés**. Les 35 autres enfants pour lesquels la biopsie avait été jugée suspecte font l'objet d'un suivi particulier (ou n'avaient pas encore été opérés au moment de la publication du rapport) ; en fonction de l'évolution des résultats des examens complémentaires, les médecins décideront s'il est opportun ou non d'opérer ces enfants.
- Selon ces données provisoires, **l'incidence annuelle du cancer de la thyroïde chez les enfants âgés de moins de 18 ans serait comprise entre 4 (en considérant les 16 cas de cancers confirmés par la chirurgie) et 14 (en considérant la totalité des 51 cas suspects) pour 100 000 dans la Préfecture de Fukushima sur la période avril 2014-décembre 2015**.
- En l'état actuel d'avancement de la deuxième de campagne de dépistage systématique, la comparaison des données d'incidence pour la période avril 2011-avril 2014 aux données d'incidence pour la période avril 2014-décembre 2015 ne montre pour le moment **pas d'augmentation significative de nouveaux cas de cancer de la thyroïde chez les enfants âgés de moins de 18 ans au moment de l'accident**.
- Cependant, il est à ce stade encore prématuré pour se prononcer sur une éventuelle augmentation consécutive à l'accident des cancers de la thyroïde chez les enfants. **Aucun élément ne permet d'affirmer à ce jour s'il y aura ou non une augmentation des cancers thyroïdiens chez les enfants de la Préfecture de Fukushima**. Seule la poursuite de ces campagnes de dépistage permettra de voir se dessiner une tendance sur la base de laquelle des conclusions étayées pourront être tirées : ainsi, **ce n'est que si l'incidence annuelle du cancer de la thyroïde chez l'enfant augmente à partir de la période 2016-2018 (ou au cours des périodes suivantes) qu'un lien avec l'accident de Fukushima pourra être évoqué**.

Suivi des personnes évacuées

Conséquences sur l'état général de santé

- Les quelques 210 000 personnes qui ont été évacuées dans les semaines suivant l'accident sont conviées une fois par an pour un bilan médical approfondi.
- Selon un rapport de l'Université médicale de Fukushima daté du 31 décembre 2015, dont une partie a été mise à jour le 15 février 2016, un bilan de santé avait été réalisé chez :
 - o 84 218 personnes (dont 17 934 enfants de moins de 15 ans) sur les 210 189 personnes convoquées entre janvier 2012 et mars 2012 (soit 40,1% des personnes ayant répondu à la convocation, avec un taux de participation de 64,5% chez les enfants de moins de 15 ans).
 - o 58 789 personnes (dont 11 780 enfants de moins de 15 ans) sur les 211 987 convoquées entre juillet 2012 et décembre 2012 (soit 27,7% des personnes ayant répondu à la convocation, avec un taux de participation de 43,5% chez les enfants de moins de 15 ans).
 - o 53 288 personnes (dont 10 248 enfants de moins de 15 ans) sur 213 444 convoquées entre juillet 2013 et décembre 2013 (soit 25,0% des personnes ayant répondu à la convocation, avec un taux de participation de 38,7% chez les enfants de moins de 15 ans).
 - o 51 090 personnes (dont 9 216 enfants de moins de 15 ans) sur 214 211 convoquées entre juillet 2014 et décembre 2014 (soit 23,9% des personnes ayant répondu à la convocation, avec un taux de participation de 35,6% chez les enfants de moins de 15 ans).
 - o 33 943 personnes (dont 7 038 enfants de moins de 15 ans) sur 215 315 convoquées entre juillet 2015 et décembre 2015 (soit 15,8% des personnes ayant répondu à la convocation, avec un taux de participation de 27,8% chez les enfants de moins de 15 ans).
- Les chiffres mentionnés ci-dessus montrent que plus de temps s'écoule depuis l'accident, moins les personnes se présentent pour leur bilan médical. En analysant de plus près les données, il est constaté la même tendance pour les enfants âgés de moins de 15 ans, même si le pourcentage d'enfants qui se sont présentés pour le bilan médical est supérieur à celui des adultes. ***Ces chiffres semblent dénoter une moindre inquiétude des personnes évacuées qui semblent se sentir de moins en moins concernées par les éventuelles conséquences sur leur santé des expositions qu'elles auraient subies au moment de l'accident.***
- Les données recueillies à l'occasion des bilans de santé réalisés depuis 2012 montrent (ces données ne concernent pas les informations recueillies en 2015 qui sont en cours d'analyse) :
 - o ***Une prise de poids observée lors de la campagne réalisée entre janvier et mars 2012***, avec une prévalence plus élevée chez les hommes que chez les femmes : 22,3% des personnes âgées de 16 à 39 ans et 37,1% des personnes âgées de plus de 65 ans souffraient de surpoids selon les données recueillies au cours de cette première campagne. Ces chiffres sont restés stables jusqu'en décembre 2013, puis ***une diminution de la prévalence de surpoids a été observée lors de la campagne réalisée entre juillet et décembre 2014*** : 21,8% des personnes âgées de 16 à 39 ans et 34,3% des personnes âgées de plus de 65 ans souffraient de surpoids selon les données recueillies au cours de cette quatrième campagne.
 - o ***Une quantité de graisse abdominale supérieure à la normale observée lors de la campagne réalisée entre janvier et mars 2012*** : cet excès de graisse abdominale concernait 37,3% des hommes âgés de 16 à 39 ans, 56,0% des hommes âgés de 40 à 64 ans, 58,2% des hommes âgés de plus de 65 ans, 9,5% des femmes âgées de 16 à 39 ans, 19,5% des femmes âgées de 40 à 64 ans et 26,7% des femmes âgées de plus de 65 ans. ***Les données recueillies lors de la campagne réalisée entre juillet et décembre 2014 montrent une diminution de ces prévalences chez tous les hommes âgés de 16 à plus de 65 ans*** (respectivement 32,0%, 55,3% et 56,2%) ;

cette diminution est également observée chez les femmes âgées de 16 à 34 ans (8,5%) et celles âgées de plus de 65 ans (26,4%), alors qu'une augmentation est observée chez les femmes âgées de 40 à 64 ans (20,7%).

- *Une diminution de la prévalence de l'hypertension artérielle observée lors des campagnes réalisées entre juillet 2012 et décembre 2014, en comparaison à celle réalisée entre janvier et mars 2012. Cette diminution concerne toutes les tranches d'âge, aussi bien chez les hommes que les femmes, même si la prévalence de l'hypertension artérielle reste plus élevée chez les hommes que chez les femmes.*
 - *Une stabilité du nombre de personnes diabétiques âgées de 16 à 64 ans est observée entre janvier 2012 et décembre 2014, alors qu'une diminution du nombre de personnes diabétiques âgées de plus de 65 ans est observée à partir de la campagne réalisée entre juillet et décembre 2014.*
 - *Une augmentation entre juillet 2012 et décembre 2014 du nombre de personnes souffrant d'insuffisance rénale chez les hommes et les femmes âgées de plus de 40 ans, en comparaison aux données recueillies lors de la campagne réalisée entre janvier et mars 2012.*
 - *Une augmentation du nombre de personnes âgées de 7 à 15 ans présentant un taux trop élevé de cholestérol ou de triglycérides a été observée entre janvier et mars 2012. L'augmentation de la prévalence de taux trop élevé de triglycérides s'est confirmée lors de la campagne réalisée entre juillet et décembre 2014 chez les enfants âgés de 7 à 15 ans.*
 - *Une augmentation entre juillet et décembre 2012 du nombre de personnes présentant des problèmes hépatiques pouvant être liés à une consommation excessive d'alcool, en comparaison avec la campagne réalisée entre janvier et mars 2012. Une diminution de la prévalence des problèmes hépatiques a ensuite été observée lors des campagnes réalisées entre juillet et décembre 2013, puis entre juillet et décembre 2014.*
- *A l'exception de ceux concernant l'insuffisance rénale chez les personnes de plus de 65 ans et du taux de triglycérides chez les enfants âgés de 7 à 15 ans, les chiffres mentionnés ci-dessus montrent une tendance globale à l'amélioration de l'état de santé physique des personnes évacuées, très probablement liée à une amélioration progressive de leurs conditions de vie, conditions de vie qui s'étaient dégradées dans les premiers mois qui ont suivi l'accident.*

Conséquences sur la santé mentale

- Afin d'évaluer l'impact de l'accident sur la santé mentale des personnes évacuées, un questionnaire leur a été envoyé par courrier en 2012, 2013 et 2014. Selon un rapport de l'Université médicale de Fukushima daté du mois de mai 2015 :
 - 92 314 personnes (dont 18 745 enfants) parmi les 210 189 contactées (dont 29 585 enfants) ont répondu au questionnaire en 2012 (soit un taux de participation de 43,9%).
 - 66 279 personnes (dont 11 203 enfants) parmi les 211 615 contactées (dont 27 108 enfants) ont répondu au questionnaire en 2013 (soit un taux de participation de 31,3%).
 - 55 883 personnes (dont 9 495 enfants) parmi les 212 372 contactées (dont 26 513 enfants) ont répondu au questionnaire en 2014 (soit un taux de participation de 26,3%).
 - 46 646 personnes (dont 6 072 enfants) parmi les 212 747 contactées (dont 25 872 enfants) ont répondu au questionnaire en 2015 (soit un taux de participation de 21,9%, selon les données provisoires disponibles au 31 mars 2015).
- A l'image de ce qui est observé pour les bilans généraux de santé, *une diminution régulière du taux de participation à l'enquête ayant pour objectif l'évaluation de l'impact de l'accident sur la santé mentale des personnes évacuées est constatée.*

- Les principaux enseignements tirés de l'enquête réalisée entre le 5 février et le 31 octobre 2014 sont les suivants (les résultats de l'enquête réalisée en 2015 étaient en cours d'analyse au moment de la rédaction du présent document) :
 - o 12 763 personnes (dont 1 256 enfants) ont exprimé le besoin de recevoir un soutien, soit *via* une consultation téléphonique, soit *via* l'envoi de documents d'information.
 - o **Au final, ce sont donc 4 386 personnes (473 enfants et 3 913 adultes) qui ont bénéficié d'un soutien téléphonique** (les autres n'ont soit pas répondu aux appels, soit finalement pas souhaité de soutien téléphonique, soit étaient injoignables, soit étaient décédés entre temps pour 20 adultes).
- **Les problèmes évoqués (stables tant en nature qu'en proportion par rapport aux résultats de l'année précédente) par les 473 enfants** joints par téléphone étaient principalement :
 - o **Des émotions exacerbées (38,0%).**
 - o **Un caractère irritable (34,4%).**
 - o **Des problèmes relationnels avec leurs amis (32,6%).**
 - o **Un comportement de rébellion (31,4%).**
- A l'issue de ces consultations téléphoniques, 78 enfants se sont rendus en consultation chez un médecin (dont 37 chez un psychiatre ou un psychologue).
- **Les problèmes évoqués (de même nature, mais en moindre proportion par rapport aux résultats de l'année précédente) par les 3 913 adultes** joints par téléphone étaient principalement :
 - o **Un syndrome dépressif chez 35,4% d'entre eux, chiffre à comparer à celui de 44,2% relevé lors de l'enquête de l'année précédente.**
 - o Une diminution de la condition physique chez 15,3% d'entre eux, chiffre à comparer à celui de 16,1% relevé lors de l'enquête de l'année précédente.
 - o La prise de psychotropes par 13,0% d'entre eux, chiffre à comparer à celui de 15,4% relevé lors de l'enquête de l'année précédente.
 - o Une peur accrue de la survenue d'un tremblement de terre chez 4,1% d'entre eux, chiffre à comparer à celui de 7,0% relevé lors de l'enquête de l'année précédente.
 - o Des problèmes de sommeil s'aggravant chez 6,8% d'entre eux, chiffre à comparer à celui de 8,0% relevé lors de l'enquête de l'année précédente.
- A l'issue de ces consultations téléphoniques, 2 907 adultes se sont rendus en consultation chez un médecin (dont 510 chez un psychiatre ou un psychologue).

Suivi des femmes enceintes au moment de l'accident et leurs enfants

- Selon un rapport de l'Université médicale de Fukushima daté du 12 février 2015 (présentant une mise à jour du rapport daté du 25 décembre 2014), les enquêtes menées comparent les informations recueillies dans le cadre du suivi des femmes venues consulter dans un centre médical de la Préfecture de Fukushima au moment de la déclaration de leur grossesse (l'accouchement pouvant avoir eu lieu ensuite ailleurs pour certaines d'entre elles) :
 - o Pour les grossesses initiées entre le 1^{er} août 2010 et le 31 juillet 2011 : 9 316 réponses (réponses recueillies entre le 20 janvier 2012 et le 31 mars 2013) aux 16 001 questionnaires distribués ont pu être collectées, soit un taux de retour de 58,2%.
 - o Pour les grossesses initiées entre le 1^{er} août 2011 et le 31 juillet 2012 : 7 181 réponses (réponses recueillies entre le 14 décembre 2012 et le 30 novembre 2013) aux 14 516 questionnaires distribués ont pu être collectées, soit un taux de retour de 49,5%.
 - o Pour les grossesses initiées entre le 1^{er} août 2012 et le 31 juillet 2013 : 7 260 réponses (réponses recueillies entre le 24 décembre 2013 et le 26 décembre 2014) aux 15 218 questionnaires distribués ont pu être collectées, soit un taux de retour de 47,7%.

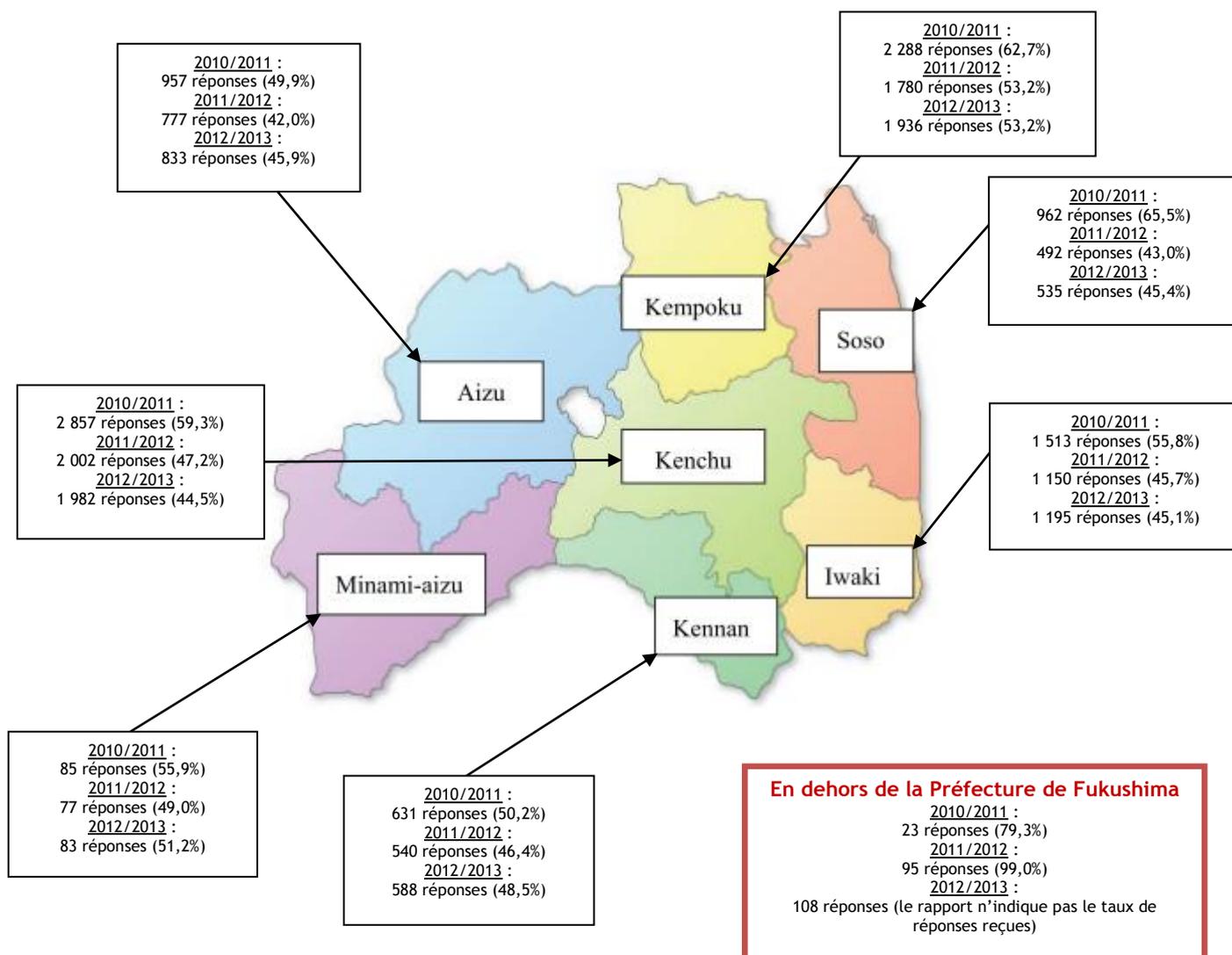


Figure 4 : Répartition des réponses au questionnaire remis en femmes enceintes venues consulter pour une grossesse déclarée entre le 1^{er} août 2010 et le 31 juillet 2013 (bilan au 12 février 2015, les années indiquées correspondent au moment de la déclaration de grossesse)

- Les principaux enseignements tirés de cette enquête sont les suivants :
 - Après une légère augmentation du **taux d'avortements** entre 2011 et 2012 (0,06% pour les grossesses déclarées entre août 2010 et juillet 2011, à comparer aux 0,08% pour les grossesses déclarées entre août 2011 et juillet 2012), ce taux **est à la baisse en 2013** (0,04% pour les grossesses déclarées entre août 2012 et juillet 2013).
 - **Il n'y a pas d'évolution significative du taux de fausses couches** qui était de 0,77% pour les grossesses déclarées entre août 2010 et juillet 2011 ; de 0,81% pour les grossesses déclarées entre août 2011 et juillet 2012 ; et de 0,78% pour les grossesses déclarées entre août 2012 et juillet 2013.
 - Après une augmentation du **taux de naissances prématurées** entre 2011 et 2012 (4,75% pour les grossesses déclarées entre août 2010 et juillet 2011, à comparer aux 5,74% pour les grossesses déclarées entre août 2011 et juillet 2012), ce taux **est à la baisse en 2013** (5,40% pour les grossesses déclarées entre août 2012 et juillet 2013) **et non significativement différent du taux de naissances prématurées observées pour l'ensemble du Japon en 2013 (5,8%)**.
 - **S'agissant des malformations à la naissance, le taux diminue très légèrement** : 2,85% pour les naissances issues des grossesses déclarées entre août 2010 et juillet 2011 ; 2,39% pour les naissances issues des grossesses déclarées entre août 2011 et juillet 2012 ; 2,35% pour les naissances issues des grossesses déclarées entre août 2012 et juillet 2013 : **ces chiffres sont comparables à la moyenne nationale japonaise qui est comprise entre 3 et 5%**. Dans un tiers des cas, les malformations ou anomalies observées chez les enfants sont de nature cardiaque (0,91% pour les naissances issues des grossesses déclarées entre août 2012 et juillet 2013).
- S'agissant de la voie d'alimentation des nourrissons :
 - 36,6% des femmes ont nourri leur enfant uniquement au sein en 2013/2014 ; elles étaient 35,2% en 2012/2013 et 30,4% en 2011/2012.
 - **Parmi les raisons invoquées par les femmes ayant nourri leur enfant uniquement avec du lait reconstitué, la crainte d'une contamination radioactive de leur lait maternel était mentionnée par 1,8% en 2013/2014, alors qu'elles étaient 6,2% en 2012/2013 et 19,8% en 2011/2012.**
- S'agissant de la santé mentale des mères, aux questions :
 - « Vous êtes-vous sentie triste ou déprimée au cours du mois précédent ? »
 - « Vous êtes-vous sentie désintéressée par ce qui vous entoure ou dans l'incapacité de vous amuser au cours du dernier mois ? »

24,5% des femmes enceintes en 2013/2014 ont répondu par l'affirmative à une ou aux deux questions, contre 25,5% en 2012/2013 et 27,1% en 2011/2012. C'est dans la région de Minami-Aizu que la proportion de réponses positives était la plus élevée en 2013 (32,5%), alors que c'était la région de Soso qui était la plus concernée en 2011 (32,1%) et 2012 (32,9%).

Cependant, le nombre de femmes souffrant d'une dépression post-partum reste significativement plus élevé en 2013 dans la Préfecture de Fukushima (13%) par rapport à la moyenne nationale japonaise (9%).

Par ailleurs, parmi les 7 260 femmes ayant répondu au questionnaire en 2013/2014, **1 101 ont exprimé le souhait d'un soutien psychologique par téléphone ou dans le cadre d'une consultation (soit 15,2% à comparer aux 15,0% en 2011/2012 et 15,4% en 2012/2013). La raison invoquée était liée à des symptômes dépressifs pour 67,6% d'entre elles (chiffre en nette diminution, à comparer aux 87,4% en 2011/2012 et 68,0% en 2012/2013) et à la peur des conséquences de la radioactivité sur leur grossesse pour 17,1% d'entre elles (chiffre en nette diminution, à comparer aux 29,2% en 2011/2012 et 23,7% en 2012/2013).**

- Enfin, à la question « Pour quelle raison ne souhaitez-vous pas entamer une autre grossesse ? », seulement 5,6% des femmes interrogées en 2013/2014 évoquent une peur liée aux conséquences d'une exposition à la radioactivité, alors qu'elles étaient 14,8% à l'évoquer en 2012/2013.

Les conséquences sanitaires de l'accident de Fukushima
Situation des travailleurs impliqués dans les opérations
menées à la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi
Point de la situation en mars 2016

Doses reçues par les travailleurs TEPCO et sous-contractants

Les principales 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. Le dernier bilan publié le 29 février 2016 concerne 4 687 salariés de TEPCO et 41 803 salariés des sociétés sous-contractantes (soit un total 46 490 salariés) ayant travaillé à la centrale de Fukushima Dai-ichi entre le 11 mars 2011 et le 31 janvier 2016 (tableau I).

Tableau I : Répartition des doses totales reçues par les salariés de TEPCO et des sociétés sous-contractantes entre le 11 mars 2011 et le 31 janvier 2016 (bilan publié par TEPCO le 29 février 2016)

Dose cumulée	TEPCO	Contractants	Total
> 250 mSv	6	0	6
200 - 250 mSv	1	2	3
150 - 200 mSv	26	2	28
100 - 150 mSv	117	20	137
75 - 100 mSv	316	279	595
50 - 75 mSv	328	1 745	2 073
20 - 50 mSv	633	6 410	7 043
10 - 20 mSv	621	5 671	6 292
5 - 10 mSv	496	5 405	5 901
1 - 5 mSv	887	9 584	10 471
< 1 mSv	1 256	12 685	13 941
Total	4 687	41 803	46 490
Maximum (mSv)	678,80	238,42	-
Moyenne (mSv)	22,44	11,61	12,70

La dose moyenne reçue entre le 11 mars 2011 et le 31 janvier 2016 par ces travailleurs est de 22,44 mSv pour les salariés de TEPCO et de 11,61 mSv pour les salariés des sociétés sous-contractantes, soit par rapport au bilan publié en février 2015, en légère diminution pour les salariés de TEPCO (-0,67 mSv), mais en augmentation pour les salariés des sociétés sous-contractantes (+0,76 mSv).

Mise en perspective des doses enregistrées par rapport aux limites d'exposition

Au moment de l'accident de Fukushima Daiichi, la limite d'exposition des travailleurs était de 50 mSv/an, sans pouvoir dépasser la dose de 100 mSv sur 5 ans. Conformément à la législation japonaise, la dose limite d'exposition pour une situation d'urgence était fixée à 100 mSv au moment de l'accident ; cette limite a été relevée à 250 mSv par l'ordonnance du 14 mars 2011, ordonnance applicable à partir du 15 mars 2011, puis diminuée à 100 mSv par an pour tous les travailleurs impliqués dans ces travaux d'urgence à partir du 1^{er} novembre 2011, à l'exception de la cinquantaine de travailleurs engagés dans les opérations de maintien des fonctions de refroidissement des réacteurs pour lesquels la dose limite d'exposition a été maintenue à 250 mSv jusqu'au 30 avril 2012.

A ce jour, la dose maximale enregistrée est de 678,80 mSv pour un travailleur TEPCO ; 6 travailleurs ont reçu depuis l'accident une dose totale supérieure à la limite de 250 mSv et 174 travailleurs ont reçu une dose totale supérieure à 100 mSv. L'analyse de l'évolution des doses reçues montre que le nombre total de travailleurs ayant reçu une dose supérieure à 100 mSv n'a pas évolué depuis le mois d'avril 2012 (150 travailleurs TEPCO et 24 sous-contractants). Entre novembre 2011 et avril 2012, seul un travailleur a reçu une dose totale supérieure à 100 mSv. Enfin, l'analyse de ces données montre que la dose interne moyenne reçue par ces travailleurs a diminué de 8 mSv en mars 2011 à 0,13 mSv en mai 2011. Aucune dose interne n'a été enregistrée depuis le mois de juin 2011.

Exposition des autres catégories de travailleurs

En août 2012, les autorités japonaises ont transmis au groupe d'experts chargé de la rédaction du chapitre du rapport UNSCEAR consacré aux doses reçues par les travailleurs des informations relatives à l'exposition des autres catégories de travailleurs exposés (pompiers, policiers, employés municipaux, agents de la sécurité civile) ; ces informations ont été publiées dans le rapport UNSCEAR 2014, mais elles sont cependant très éparses et peu précises.

Depuis la publication de ce rapport, peu d'études concernant l'exposition des travailleurs impliqués, sans pour autant intervenir sur la centrale de Fukushima, ont fait l'objet de publications scientifiques. Parmi ces études, l'une publiée en 2014 présente les résultats de la surveillance mise en place en juillet et août 2011 sur 101 employés de l'hôpital général municipal de Minamisoma (localisé à 25 km au nord de la centrale). Ces professionnels de santé ayant fait l'objet de cette surveillance avaient fourni des soins aux patients hospitalisés ou venus en consultation entre le 11 et le 20 mars 2011, date à laquelle tous les patients hospitalisés ont été évacués.

Parmi les mesures de protection mises en œuvre pour limiter au maximum l'exposition externe et interne de ces employés au contact des patients, des comprimés d'iode stable leur ont été distribués le 14 mars 2011 afin de prévenir le risque de cancer de la thyroïde, et ils ont par ailleurs été invités à porter des vêtements de protection chimique.

Selon les résultats des mesures réalisées, du césium 134 a été détecté chez 24 des 101 employés, mais à des concentrations correspondant à des doses internes inférieures à 1 mSv. Cependant, cette publication ne fait de façon surprenante aucune référence à une éventuelle exposition au césium 137 qui était obligatoirement présent avec le césium 134.

Cette publication mérite toutefois d'être signalée car elle n'est que la deuxième depuis l'accident faisant état de doses efficaces estimées sur la base de mesures effectuées sur des professionnels de santé ayant été en contact direct avec des patients potentiellement contaminés. Une première étude sur le même sujet, publiée en 2013, présentait les résultats des mesures effectuées sur cinq membres d'une équipe d'assistance médicale d'urgence de l'Université de Nagasaki spécialisée dans la prise en charge de victimes radiologiquement exposées (REMAT). Cette étude concluait que les 5 personnes mesurées avaient reçu des doses inférieures à 0,1 mSv du fait de l'incorporation de très faibles quantités d'iode 131, césium 134 et césium 137.

Effets observés et suivi sanitaire des travailleurs

Effets observés

A ce jour, au moins dix décès de travailleurs ont été enregistrés, parmi lesquels aucun n'est attribuable à une exposition aux rayonnements ionisants, selon les indications des autorités japonaises :

- Deux travailleurs âgés entre 20 et 30 ans sont décédés le 11 mars 2011 alors qu'ils se trouvaient dans un des bâtiments du site de Fukushima Dai-ichi inondé suite au tsunami.
- Trois travailleurs âgés entre 50 et 60 ans sont décédés d'un arrêt cardiaque survenu le 14 mai 2011 pour le premier, le 9 janvier 2012 pour le deuxième et le 22 août 2012 pour le troisième.
- Un travailleur âgé d'une quarantaine d'années est décédé d'une leucémie aigue au mois d'août 2011 : ce travailleur n'avait jamais été exposé aux rayonnements ionisants avant l'accident. Entre les mois de mars et d'août 2011, il a reçu une dose externe de 0,5 mSv ; par ailleurs, la réalisation d'une mesure anthroporadiométrique a confirmé l'absence de contamination interne en date du 7 août 2011. Ces informations complémentaires ont permis de confirmer l'absence de lien de cause à effet entre exposition aux rayonnements ionisants et leucémie dont est décédé ce travailleur.
- Un travailleur âgé d'une cinquantaine d'années est décédé d'un choc septique ayant pour origine un abcès rétro-péritonéal le 6 octobre 2011. Tout comme le travailleur décédé d'une leucémie aiguë, ce décès ne peut pas être attribué à une exposition aux rayonnements ionisants : en effet, ce travailleur n'avait jamais été exposé avant l'accident ; il a reçu une dose externe de 5 mSv après l'accident et une mesure anthroporadiométrique réalisée le 9 septembre 2011 a confirmé l'absence de contamination interne.
- Deux travailleurs ont été mortellement blessés sur le chantier de la centrale, le premier en mars 2014 enseveli sous des sédiments lors de travaux d'excavation et le second en janvier 2015 lors d'une chute dans un réservoir de stockage de pluie contaminée.
- Un travailleur, âgé d'une trentaine d'années et employé par une société sous-contractante de TEPCO, est décédé de manière inexplicable en août 2015 après avoir travaillé pendant environ 3 heures sur le chantier de construction d'un mur de glace destiné à stopper les flux d'eau contaminée.

Point sur la situation d'un ancien salarié de TEPCO auquel le ministère de la santé japonais a accordé le 20 octobre 2015 une compensation financière

Ce travailleur âgé de 41 ans, résident de la ville de Kita-Kyushu (Préfecture de Fukuoka), a été employé sur plusieurs sites nucléaires japonais entre novembre 2011 et décembre 2013. Il a en particulier été affecté par la société TEPCO entre octobre 2012 et décembre 2013 à des travaux de couverture des bâtiments réacteurs 3 et 4 de la centrale de Fukushima. Il est précisé que ce travailleur n'était pas présent sur le site dans les premières semaines qui ont suivi l'accident en mars 2011.

En janvier 2014, le travailleur a été diagnostiqué comme souffrant d'une leucémie aiguë myéloïde. D'après les relevés dosimétriques, ce travailleur aurait reçu une dose de 15,7 mSv alors qu'il travaillait sur la centrale de Fukushima, dose à laquelle se rajoutent 4,1 mSv reçus au cours de travaux d'inspection effectués sur une durée de 3 mois à la centrale de Genkai en 2012 (soit une dose totale de 19,8 mSv entre 2012 et 2013).

Une demande d'indemnisation visant à couvrir ses dépenses médicales et son incapacité de travail a été déposée par le travailleur auprès de l'inspection du travail. Cette prise en charge a été accordée par le gouvernement japonais après consultation d'un panel d'experts sous l'égide du ministère de la santé qui a toutefois déclaré que le lien de cause à effet entre l'exposition du travailleur et la leucémie qu'il a développée était incertain.

La décision du ministère de la santé s'appuie en effet sur un texte gouvernemental de 1976 qui prévoit que tout travailleur exposé à une dose annuelle égale ou supérieure à 5 mSv et développant une leucémie au cours de la première année suivant son affectation à des travaux susceptibles de l'exposer à des rayonnements ionisants, doit recevoir une compensation financière en préjudice des

dommages subis. Le texte précise que ses dispositions ne s'appliquent pas s'il est démontré que la leucémie développée par le travailleur trouve son origine dans une autre cause, notamment infection virale. Selon cette approche, le bénéficiaire du doute doit donc systématiquement bénéficier au travailleur en toute autre situation. Ces dispositions ont ainsi bénéficié à 13 autres travailleurs japonais depuis leur instauration en 1976.

Selon le ministère de la santé japonais, huit travailleurs de la centrale de Fukushima ont déposé depuis 2011 des demandes d'indemnisation en évoquant des pathologies qu'ils affirmaient être attribuables à une exposition aux rayonnements ionisants. Parmi ces huit demandes, trois ont été rejetées et une a été finalement retirée par le travailleur. Les autres demandes seraient actuellement toujours en cours d'instruction.

Suivi sanitaire

Une base de données rassemblant les informations relatives au suivi médical des travailleurs a été 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, bénéficie 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 bénéficient d'un suivi particulier pour détecter l'apparition éventuelle d'une cataracte ; par ailleurs, ceux ayant reçu une dose supérieure à 100 mSv bénéficient d'examens complémentaires visant à suivre l'éventuelle apparition de dysfonctionnements thyroïdiens et de certains cancers (poumon, estomac, colon).

A notre connaissance, aucun bilan précis et complet de ce suivi sanitaire n'a encore été publié à ce jour, ni par les autorités japonaises, ni par TEPCO ou ses sociétés sous-contractantes (qui ont la responsabilité en tant qu'employeur d'assurer le suivi médical de leurs salariés).

Le récent rapport AIEA publié en 2015 indique que TEPCO a effectué des examens échographiques de la thyroïde pour les 672 travailleurs ayant reçu au cours de l'année 2011 une dose équivalente à la thyroïde supérieure à 100 mSv en 2011, ainsi que pour 1 437 autres travailleurs ayant reçu des doses plus faibles. Les résultats de ces échographies thyroïdiennes ont montré qu'il n'y avait pas de différence significative entre les deux groupes de travailleurs, ce qui est finalement peu surprenant compte tenu du délai court écoulé depuis l'exposition (un cancer de la thyroïde peut apparaître jusqu'à plusieurs décennies après une exposition aux rayonnements ionisants) et sachant également que le risque pour un adulte de développer un cancer thyroïdien radio-induit est extrêmement faible en comparaison à celui encouru par les enfants exposés.

Informations complémentaires recueillies suite à la publication des rapports de l'OMS et de l'UNSCEAR (ces informations présentées pour mémoire ci-dessous sont reprises de la note publiée par l'IRSN en mars 2015, la situation n'ayant pas évolué depuis)

Administration d'iode stable chez les travailleurs

L'administration d'iode stable est une méthode préventive dont l'objectif consiste à saturer la thyroïde en iode non radioactif de manière à empêcher autant que faire se peut l'accumulation dans la glande thyroïde d'iode radioactif en cas d'exposition, dans le but de limiter le risque d'apparition de cancer de la thyroïde sur le long terme.

Selon les informations recueillies par le groupe de travail piloté par l'IRSN dans le cadre des travaux de l'UNSCEAR, environ 17 500 comprimés d'iode stable (dosés à 50 mg en iode) ont été distribués à partir du 13 mars 2011 à environ 2 000 travailleurs incluant des salariés de TEPCO, des sous-traitants, des pompiers, des policiers et des personnels de la sécurité civile.

Aucun effet collatéral consécutif à l'administration d'iode stable n'a été observé chez les travailleurs concernés, y compris les 230 d'entre eux ayant reçu des comprimés d'iode stable pendant plus de 14 jours ou ayant reçu plus de 20 comprimés sur la durée totale de mise en application de cette mesure de prévention. Il est à noter qu'un travailleur a reçu un total de 87 comprimés d'iode stable, sans qu'aucun effet indésirable notoire n'ait été observé, mis à part un dérèglement temporaire de la fonction thyroïdienne constaté chez trois travailleurs.

Risques sanitaires à court terme

L'UNSCEAR a confirmé dans son rapport publié en 2014 qu'aucun syndrome aigu d'irradiation n'avait été observé, ni était attendu compte tenu que les doses reçues par les travailleurs les plus exposés sont toujours restées inférieures aux seuils d'apparition de tels effets.

Risques sanitaires à long terme

Les conséquences potentielles à long terme de l'accident de Fukushima sur la santé des travailleurs ont été estimées par l'OMS. Ses conclusions publiées en février 2013 peuvent être résumées comme suit :

- Il apparaît improbable que le petit nombre d'individus ayant reçu une dose supérieure à 100 mSv présente une augmentation statistiquement significative de cataractes.
- Les travailleurs ayant reçu une dose supérieure à 500 mSv ont un risque accru de maladie cardiovasculaire à long terme.
- Pour les deux tiers des travailleurs (qui ont reçu des faibles doses à l'organisme entier), les risques de cancer sont d'un niveau comparable aux fluctuations du taux de base.
- Pour environ un tiers des travailleurs (doses à la thyroïde modérées, doses plus faibles aux autres tissus), l'augmentation relative du cancer de la thyroïde par rapport au taux de base est estimée entre 1,4% (travailleurs âgés de 60 ans) et 20% (travailleurs âgés de 20 ans).
- Pour moins de 1% des travailleurs (ceux ayant reçu les doses les plus élevées), l'augmentation relative de la leucémie et du cancer de la thyroïde par rapport au taux de base est estimée à 28% chez les travailleurs les plus jeunes.
- Pour les travailleurs ayant reçu de très fortes doses à la thyroïde (>10 Sv), il est estimé un risque notable d'augmentation de l'incidence du cancer de la thyroïde, notamment chez les travailleurs les plus jeunes (risque attribuable vie entière de 356 sur 10 000).

Sur la base d'estimations de doses réalisées à partir de données plus récentes et consolidées, l'UNSCEAR, dans son rapport publié en 2014, a également évalué quels étaient les risques à long terme pour la santé des travailleurs. Ses conclusions globalement concordantes avec celles de l'OMS sont les suivantes :

- Pour le groupe des 174 travailleurs ayant reçu plus de 100 mSv (140 mSv en moyenne) 2 à 3 cas de cancers additionnels pourraient survenir en plus des 70 cancers environ attendus en l'absence d'exposition ; cette augmentation du risque de cancer est faible comparée aux fluctuations naturelles et a peu de chance d'être détectable. Chez ces mêmes individus, 1 cas de leucémie pourrait être induit par l'exposition (risque relatif=1,20 pour une exposition moyenne de 140 mSv à l'âge de 20 ans) ; là encore, peu de chance d'être détectable dans le cadre d'un suivi épidémiologique.
- Environ 2 000 travailleurs ont reçu une dose à la thyroïde supérieure à 100 mGy (moyenne d'environ 400 mGy). Les échographies réalisées chez ces personnes sont susceptibles d'augmenter très fortement la détection des cas constituant le taux de base et celle des cas de cancers radio-induits, par rapport au nombre de cas attendus sur la base des taux de base rapportés pour les personnes non exposées. Cependant, il est peu probable qu'une possible augmentation de l'incidence du cancer radio-induit soit détectable. Il n'est par contre pas exclu que soient observés des cas d'hypothyroïdie (diminution de la fonction thyroïdienne).
- Pour les travailleurs ayant reçu les doses efficaces les plus élevées, la probabilité d'un excès de maladies circulatoires existe, au moins théoriquement selon les connaissances scientifiques actuelles, mais reste très faible.
- Les données ne sont pas suffisantes sur le plan statistique (nombre trop faible de travailleurs concernés) pour pouvoir se prononcer quant à une possible augmentation de l'incidence de la cataracte.

- Il existe des risques de troubles de stress post-traumatique (*PTSD : Post Traumatic Stress Disorder*). Une enquête menée 2 à 3 mois après l'accident a d'ailleurs révélé l'apparition de tels troubles chez certains travailleurs.

Concentrations en radionucléides dans l'air au Japon, cinq ans après l'accident de Fukushima Daiichi

En 2015, les résultats de mesure relatifs au suivi des radionucléides présents dans le compartiment atmosphérique, obtenus au cours de l'année 2014, montrent que des traces sont toujours perceptibles dans l'air ambiant cinq ans après l'accident de la centrale de Fukushima Dai-ichi.

Le principal moteur de cette rémanence atmosphérique est lié à la mise en suspension par érosion éolienne de particules issues des sols sur lesquels se sont déposés les radionucléides rejetés au moment de l'accident. Les feux de biomasse (plus ou moins contaminée au moment de l'accident) participent également à cette rémanence par l'intermédiaire des cendres qui peuvent se disperser dans l'atmosphère. Ces particules et ces cendres, plus généralement appelées « aérosols », peuvent être transportées par le vent vers des territoires où les dépôts ont été moindres et entraînent alors une augmentation passagère des concentrations dans l'air.

Parmi les différents sites où sont réalisées les mesures en continu des niveaux de concentrations en radionucléides dans l'air¹, nous avons choisi de représenter ici les valeurs obtenues d'une part en périphérie de la métropole de Tokyo, à Tsukuba (170 km au sud-est de la centrale) et d'autre part dans une zone rurale, à Tsushima (40 km au nord-ouest de la centrale) dans la zone évacuée en raison des forts niveaux de contamination (Fig. 1).

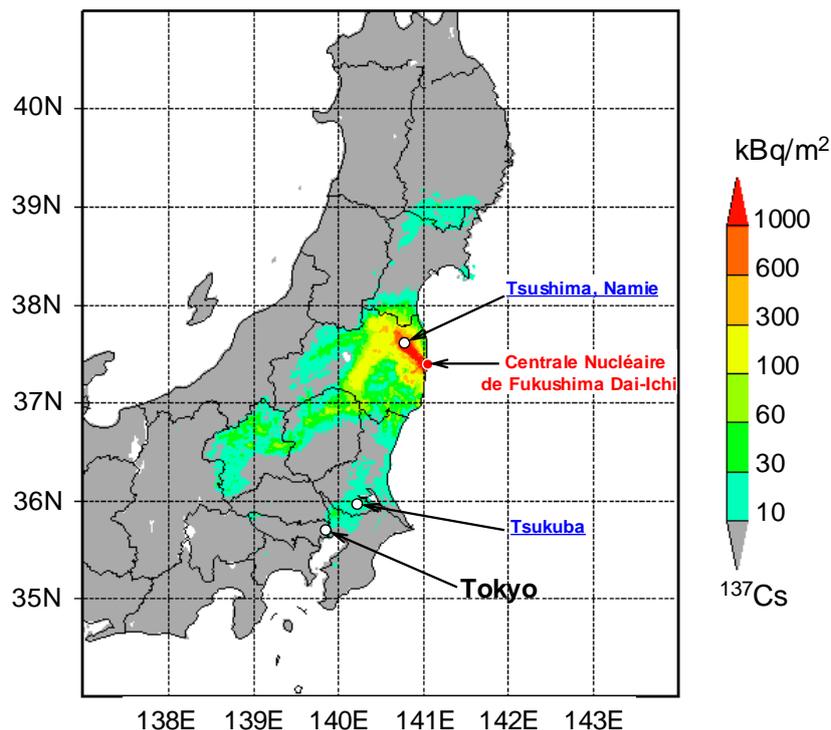


Fig. 1 : Carte des dépôts en ¹³⁷Cs (mesures aéroportées d'après Torii et al., 2012) et localisation de deux des sites de mesure des concentrations en ¹³⁷Cs dans l'air.

La figure 2 ci-dessous montre qu'à Tsukuba, la concentration en ¹³⁷Cs dans l'air a chuté d'environ un million de fois par rapport à la valeur maximale (38 Bq/m³) trouvée en mars 2011. Sur la période de mars à août 2014 la moyenne est de 12 µBq/m³ soit environ 10 fois plus que la valeur mesurée la veille de l'accident en 2011. Momentanément le niveau peut remonter jusqu'à une cinquantaine de µBq/m³. Ces augmentations s'expliquent par une remise en suspension à partir

¹ Travaux du Pr. K. Kita (Université d'Ibaraki) et du Dr. Y. Igarashi (JMA-MRI, Tsukuba)

des territoires les plus contaminés et par le transport de la masse d'air jusqu'en des lieux bien moins exposés aux retombées dans les jours qui ont suivi les rejets.

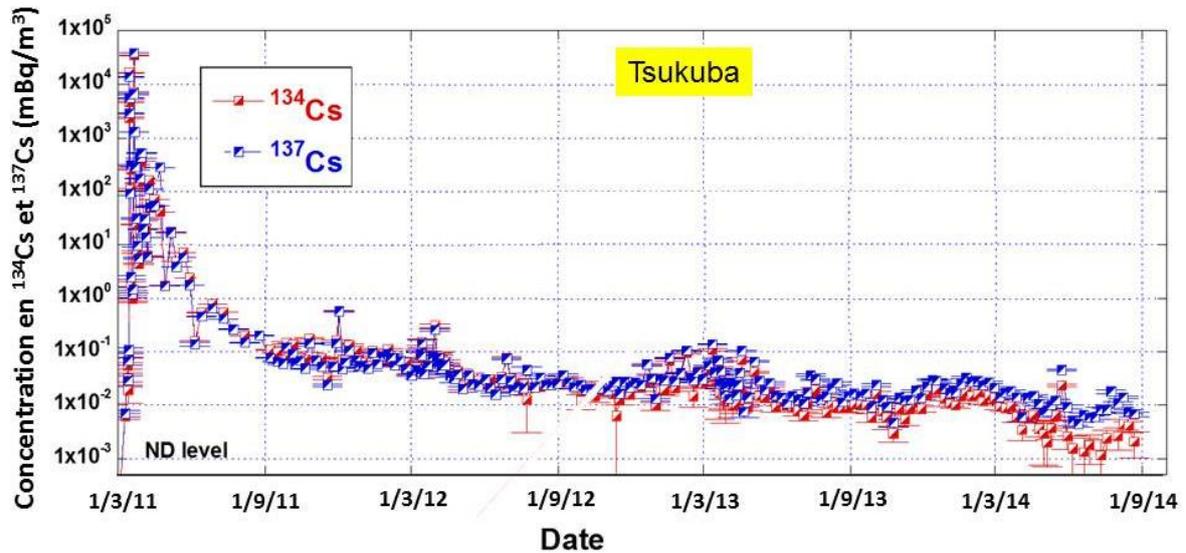


Fig. 2: Niveaux en ^{137}Cs and ^{134}Cs dans l'air à Tsukuba, Préfecture d'Ibaraki. (Avec l'aimable autorisation du Pr. K. Kita et du Dr. Y. Igarashi)

A Tsushima², au sein de la zone évacuée, les mesures ont démarré fin 2012. Elles montrent que les concentrations sont nettement plus élevées qu'à Tsukuba d'un facteur 100 environ et varient de moins de 100 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ à 1000 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ avec de temps à autres, comme dans le cas de Tsukuba, des pics de concentrations liés à des épisodes de remise en suspension des radionucléides antérieurement déposés ainsi qu'à l'origine des masses d'air. La présence de feux de biomasse dans les environs de ce site rural peut également influencer les niveaux de concentration. De même la production d'aérosols à partir des végétaux (spores notamment) ou à partir de champignons semble avoir un effet sur le niveau de concentrations.

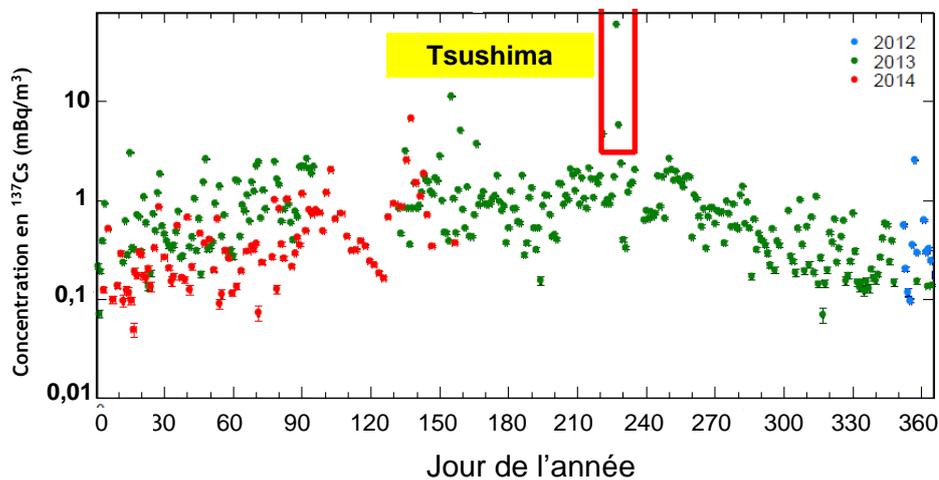


Fig. 3 : Niveaux en ^{137}Cs dans l'air à Tsushima, Namie ; Préfecture de Fukushima, entre 2012 et 2014. (Avec l'aimable autorisation du Pr. K. Kita)

Reference

Torii T. et al. (2012). Investigation of radionuclide distribution using aircraft for surrounding environmental survey from Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. JAEA-Technology 2012-036, Japan Atomic Energy Agency, 182 pp (en japonais avec résumé en anglais).

² Tsushima, Namie ; district de Futaba ; Préfecture de Fukushima

Activités de césium déposées sur les territoires et débits de dose extérieurs ambiants associés après l'accident de Fukushima Daiichi

Le devenir des activités de radiocésiums¹ déposées sur les territoires (Bq/m^2) et des débits de dose dans l'air qui en résultent ($\mu\text{Sv}/\text{h}$), sont des éléments déterminants pour guider les stratégies post-accidentelles de gestion des populations (notamment leur retour) et de décontamination. L'évolution de la situation radiologique depuis avril 2011 a été caractérisée au travers de multiples campagnes et dispositifs de mesure associés, dont les résultats sont consultables sur le site de l'Autorité de sûreté japonaise².

Les différents types de mesure

Les mesures aéroportées

Dix campagnes aéroportées et/ou hélicoptées ont été effectuées entre avril 2011 et septembre 2015. Ces campagnes ont permis d'obtenir à échéances rapprochées des cartographies du débit de dose estimé au niveau du sol (à 1 m) ainsi qu'une estimation associée de l'activité rémanente en radiocésiums. Ces campagnes, dont les résultats sont reproduits sur la figure 1 dans un rayon de 80 km autour du site, dénommées A1 à A10, montrent une décroissance générale des débits de dose qui est en grande partie induite par la décroissance radioactive du césium-134. Ces cartographies présentent l'intérêt de fournir une image globale de la contamination et du rayonnement ambiant sur l'ensemble du territoire touché par les retombées radioactives, y compris sur des zones assez difficiles d'accès telles que les forêts qui sont très majoritairement présentes dans cette région (près de 75% de la superficie) ou les zones au relief accidenté. Les estimations des débits de dose et des activités au sol peuvent être néanmoins assorties d'une imprécision assez importante, du fait des approximations requises pour interpréter la mesure effectuée en altitude³. Ces estimations peuvent également pêcher par leur manque de résolution spatiale, les lignes de vol ayant été assez espacées (de l'ordre de 2 km pour les campagnes A1 à A6, puis <1km dans les régions les plus contaminées depuis la campagne A7) et la mesure produite en altitude ayant tendance à lisser les hétérogénéités au sol (dans un disque de diamètre variant de 300 à 600 m pour ces campagnes). Les moyens aéroportés n'en constituent pas moins un élément clef du dispositif de mesure à déployer en situation post-accidentelle, et essentiel pour l'établissement des zonages de gestion de la radioprotection des populations.

¹ Les radiocésiums sont le césium-134 et le césium-137.

² <http://radioactivity.nsr.go.jp/en/>

³ La conversion du signal mesuré en altitude en débits de dose et activités estimés au sol repose sur des hypothèses simplificatrices qui ne se vérifient que rarement à Fukushima : absence de contamination aérienne lors des campagnes de vol, absence de relief et de couverture végétale dense (i.e. forêt) dans les régions survolées, absence de couverture neigeuse, homogénéité des dépôts et de leur profondeur de pénétration dans le sol, etc.

Des campagnes aéroportées à haute résolution ont été réalisées à proximité du site accidenté depuis 2013 à l'aide d'un drone volant à basse altitude. L'utilisation de ce dispositif a permis l'obtention de cartes de meilleure résolution spatiale (80 m) qui font apparaître des lobes de contamination que le dispositif aéroporté conventionnel n'avait pas permis de déceler (figure 2).

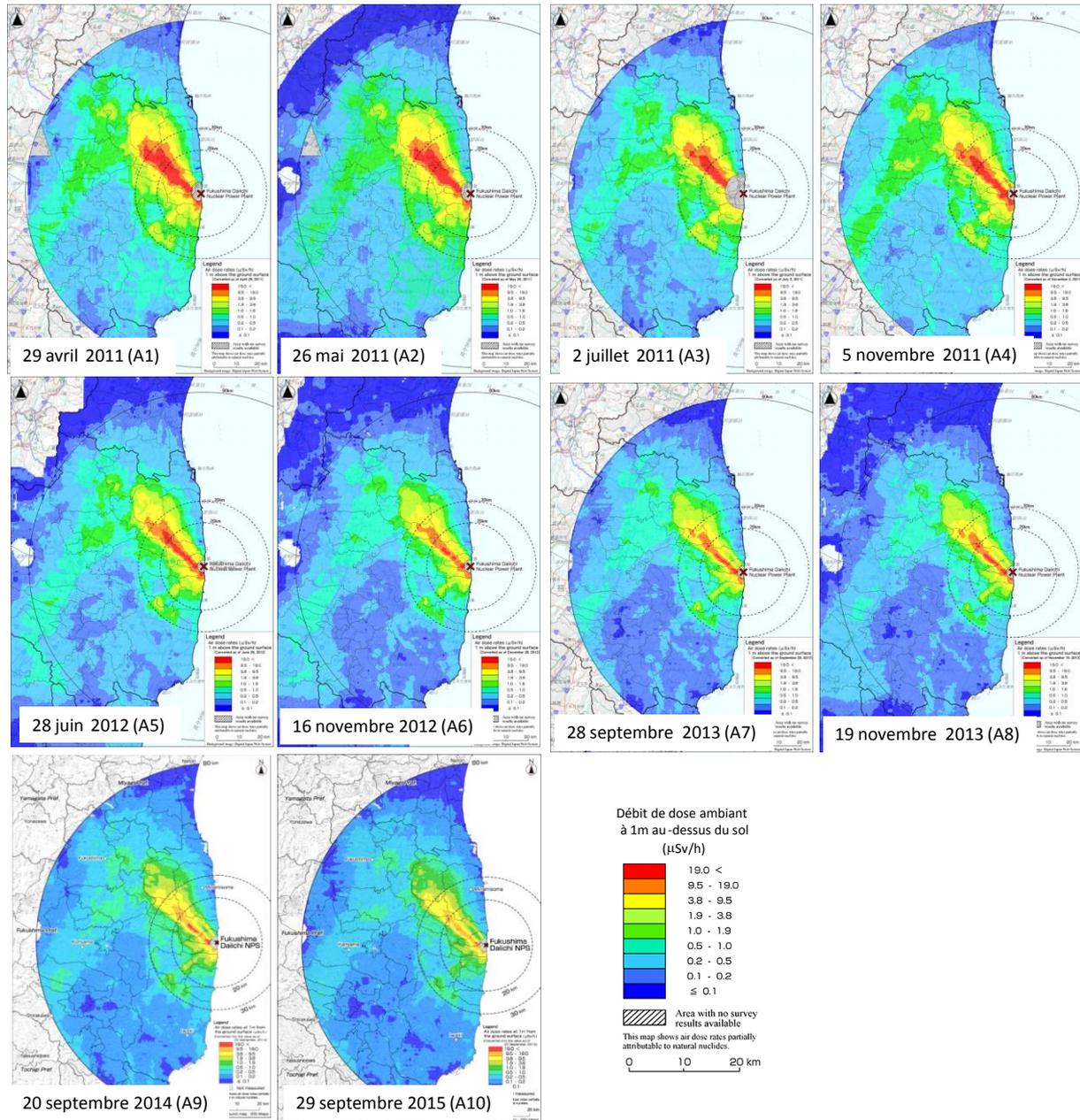


Figure 1 : Cartographies des débits de doses dans l'air à 1 m du sol ($\mu\text{Sv/h}$) établies à partir de mesures aéroportées (campagnes A1 à A10). La résolution spatiale des mesures aéroportées a été affinée dans les zones les plus fortement contaminées (débits de dose $> 0.2 \mu\text{Sv/h}$) depuis l'été 2013 (campagnes A7 à A10).

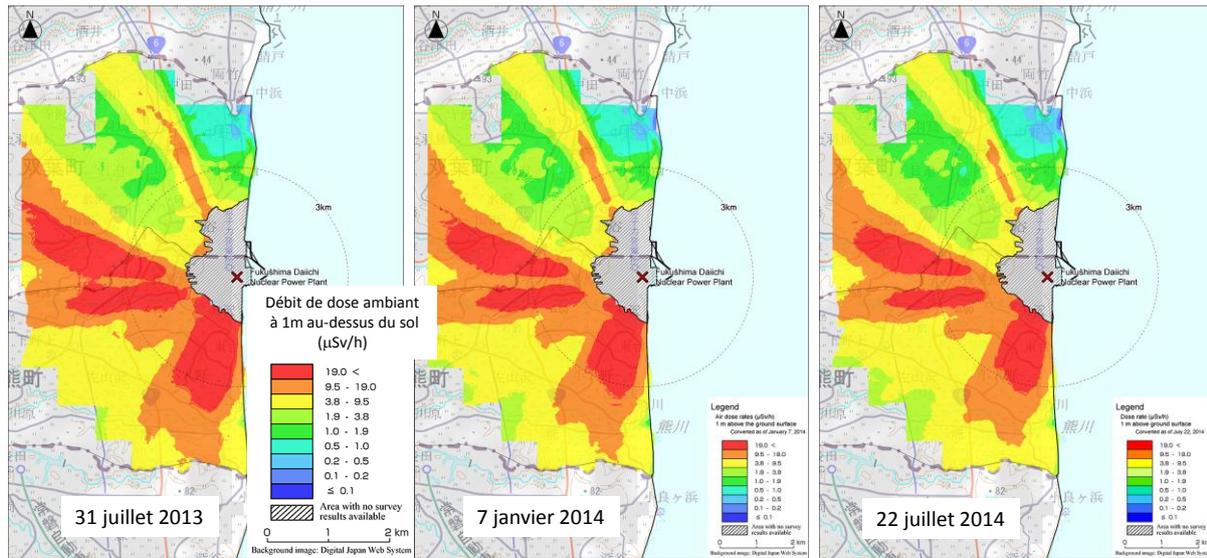


Figure 2 : Cartographies des débits de dose dans le champ proche du site de Fukushima effectuées par le biais d'un drone, entre juillet 2013 et juillet 2014.

Les mesures sur réseau routier

Des campagnes de mesures le long des réseaux routiers ont été régulièrement conduites par le « Japan Atomic Energy Agency » (JAEA) depuis juin 2011. A l'instar des précédentes, ces campagnes permettent d'obtenir des cartographies du débit de dose mesuré à 1 mètre du sol au niveau d'un détecteur embarqué dans les véhicules, en couvrant de grandes étendues et en peu de temps. Elles apportent donc elle aussi une information essentielle pour la caractérisation spatiale et le suivi dans le temps des territoires contaminés, qui est complémentaire aux moyens aéroportés. Du fait de la contribution de la chaussée dans le rayonnement mesuré, ces mesures peuvent néanmoins ne pas refléter l'ambiance radiologique rencontrée dans les environnements jouxtant le réseau routier. En théorie, ce biais est d'autant plus important que les mesures sont effectuées tardivement après l'accident, puisqu'en règle générale la décontamination des routes s'opère plus rapidement que dans des sols naturels (sous l'effet du pluvio-lessivage, notamment). La conversion des débits de dose mesurés en activités surfaciques de radiocésium dans les milieux environnants est donc assez hasardeuse. Les Japonais ne se sont d'ailleurs pas livrés à cet exercice. A l'occasion des campagnes routières, le JAEA a également procédé, mais ponctuellement seulement, à des mesures de débits de dose sur des parcelles de sol avoisinantes et laissées vacantes depuis l'accident. Ces mesures ont clairement démontré que les niveaux d'irradiation augmentaient à mesure que l'on s'écartait de la route.

Les mesures *in situ*

Des mesure de débit de dose effectuées à l'aide de détecteurs, statiques ou mobiles, positionnés à 1 m du sol fournissent certainement les résultats les plus pertinents à petite échelle spatiale, à l'échelle de la parcelle typiquement. Les autorités japonaises ont organisé trois grandes campagnes de ce type, focalisées sur les zones habitées dans un rayon de 80 km autour du site accidenté. Pour améliorer la représentativité des mesures, celles-ci ont été réalisées uniquement sur des parcelles de sol de large étendue, peu pentues et présentant peu de végétation (jardins publics, cours d'école, etc.). La connaissance des débits de dose acquise lors de la première campagne de juin 2011 a été considérablement affinée lors de la troisième campagne de décembre 2012 où le nombre de mesures de débits de dose a été étendu à 6 100 sites contre 2 200 pour la première (figure 3a). Ces mesures de débit de dose permettent d'estimer de manière assez fiable les activités de radiocésiums dans les sols, moyennant la connaissance de la profondeur caractéristique de migration verticale de ces radionucléides. Des analyses spécifiques ont été réalisées dans ce but durant l'hiver 2012 par prélèvements de sol sur 85 sites. Elles ont montré que les radiocésiums avaient peu migré en profondeur et demeuraient en moyenne confinés dans les 3 premiers centimètres de sol. La cartographie des activités en radiocésiums qui en résulte est reproduite figure 3b.

La principale limitation des cartes ainsi obtenues est qu'elles ne reflètent pas obligatoirement la situation rencontrée dans d'autres types d'environnement que celui investigué, telles que les territoires agricoles, forestiers ou surfaces artificialisées.

Pour les surfaces agricoles, la relation entre le débit de dose à 1 m et les activités mesurées dans des échantillons de sol a fait l'objet d'une étude spécifique menée entre octobre 2011 et janvier 2012 et publiée en 2014. Cette étude réalisée sur 3 500 parcelles agricoles a montré que l'estimation des activités de radiocésiums à partir des débits de dose ambiants pouvait être affinée si l'on tenait compte de la nature du sol et du type de culture rencontré (rizières, pâturages, vergers et autres cultures). L'utilisation de ces résultats, combinée à la carte de débits de dose issue de la 4^{ème} campagne aéroportée (novembre 2011), a permis l'obtention d'une première cartographie des dépôts de radiocésiums sur les terres agricoles.

Les mesures d'activité massique dans les sols

A l'occasion de la première campagne (juin 2011), cinq échantillons de sols avaient été prélevés dans un carré de 9 m² pour chaque site, en vue d'en mesurer l'activité massique (Bq/kg). Ces prélèvements ont démontré qu'il existait une très grande variabilité entre échantillons, liée à l'hétérogénéité naturelle des dépôts initiaux et une éventuelle redistribution horizontale par micro-ruissellement, d'où la difficulté de reconstituer les activités surfaciques (Bq/m²) à l'échelle de la parcelle. Par ailleurs, la corrélation entre le débit de dose mesuré et l'activité massique moyenne estimée sur chaque site s'est avérée assez moyenne. Les Japonais n'ont plus effectué d'autres campagnes de ce genre, hormis celle sur les parcelles agricoles présentée précédemment.

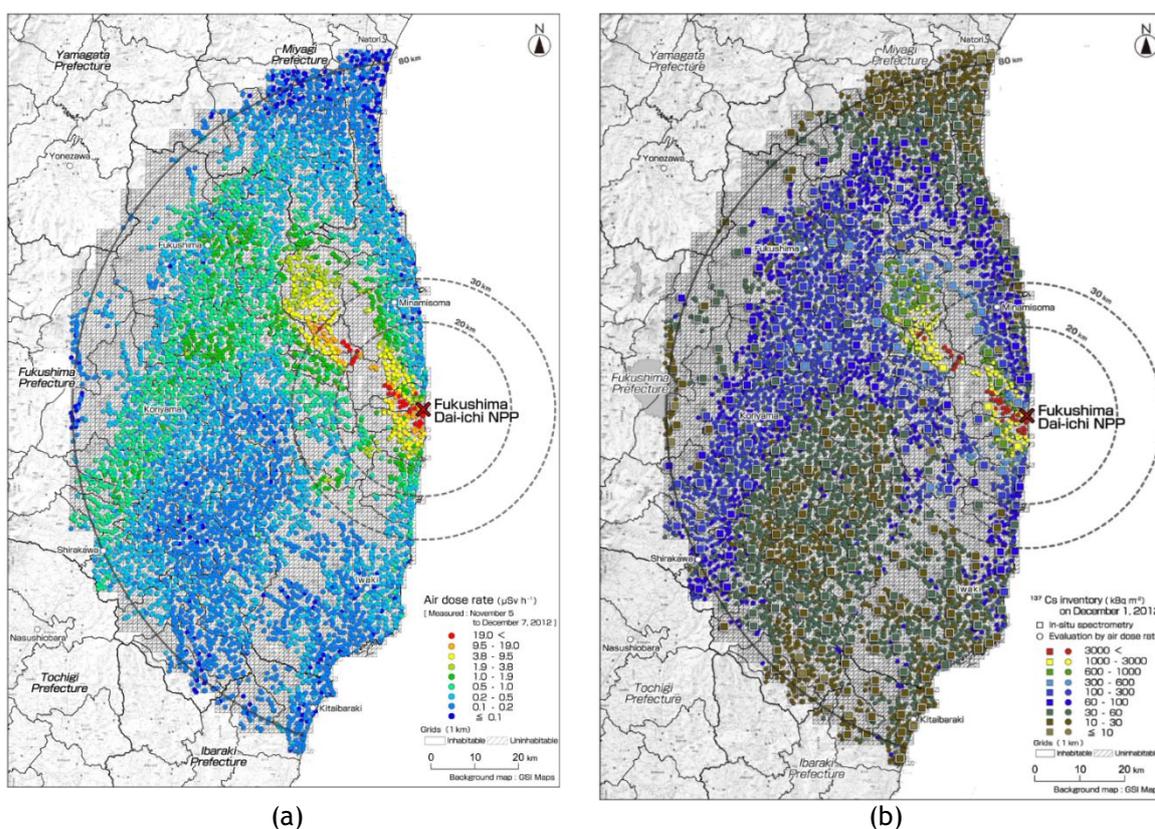


Figure 3 : Cartographie : (a) des débits de doses dans l'air (μSv/h) et (b) activités surfaciques (Bq/m²) en césium-137 dans les zones habitées sur parcelles de sol non remanié (campagne de décembre 2012). Les activités sont distinguées selon qu'elles ont été estimées d'après des mesures de débits de dose par spectrométrie gamma in situ (400 stations) ou sonde NaI portable (6100 stations).

Comparaison spatiale des différentes cartographies des débits de dose

Les cartographies de débit de dose établies fin 2012 sont reproduites sur la figure 4 pour chacun des dispositifs déployés par les Japonais. Cette comparaison permet d'affirmer qu'en dépit des spécificités et incertitudes météorologiques, il existe une assez bonne cohérence d'ensemble entre les prévisions, au moins dans la gamme d'échelles supérieure à 10 kilomètres. Ces cartes diffèrent essentiellement par l'étendue de leur couverture spatiale. Les campagnes routières, et dans une moindre les campagnes sur sol en zones habitées, ne fournissent que peu d'information dans le massif forestier de l'Abukuma, situé à l'Ouest du site accidenté, ainsi que dans la chaîne volcanique située à l'extrême ouest du domaine considéré. Une comparaison plus attentive permet néanmoins de constater que les débits de dose estimés le long des routes sont, de manière générale, plus faibles que ceux estimés par les autres dispositifs, notamment sur sols nus en zone habitée où l'écart est de l'ordre de 50%. Une étude conduite à l'IRSN a permis d'autre part de mettre en évidence des écarts localement très significatifs entre les mesures aéropoortées et les mesures sur sols nus (jusqu'à un facteur 3). A l'aplomb des régions fortement urbanisées, telle que la vallée de l'Abukuma abritant les villes de Fukushima et Koriyama, les débits de dose estimés par moyen aéropoorté à partir d'octobre 2011 se sont avérés beaucoup plus faibles que ceux mesurés *in situ* sur parcelles de sol. Cela résulte très probablement d'une décontamination accélérée des surfaces urbaines par rapport aux sols, due à l'action combinée du pluvio-lessivage naturel et d'une réhabilitation progressive du milieu urbain dans les semaines ou les mois qui ont suivi l'accident. A l'inverse, des niveaux d'activité plus importants que sur sols nus ont été mis en évidence au sud du massif de l'Abukuma, très majoritairement occupé par des forêts de conifères. Ces anomalies ont été interprétées comme des zones de dépôt sec, puisqu'en l'absence de précipitation, les canopées forestières captent plus efficacement la contamination aérienne qu'une parcelle voisine de sol nu.

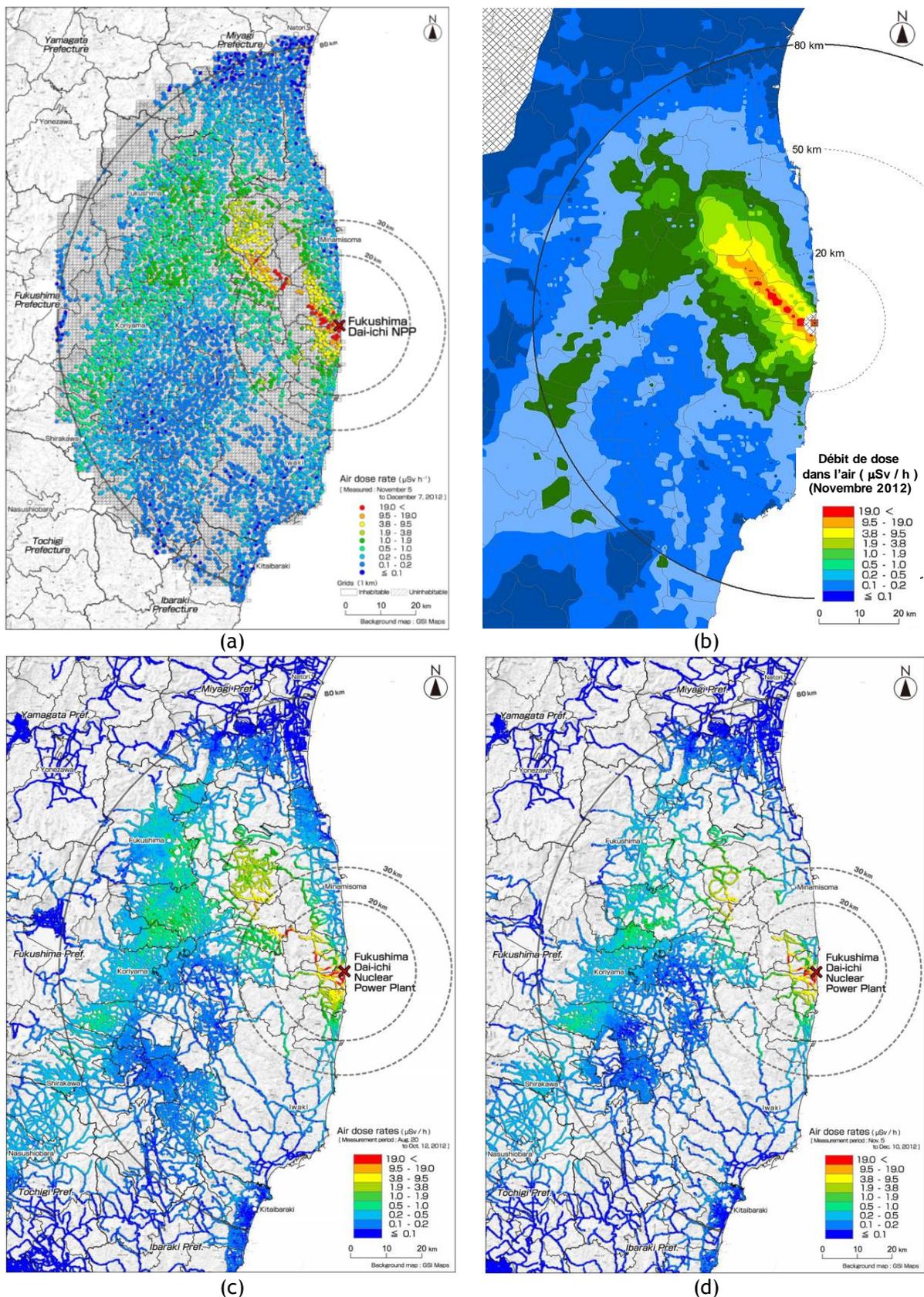


Figure 4 : Cartographies des débits de doses ($\mu\text{Sv/h}$) mesurés ou estimés à 1m du sol : d'après (a) la campagne sur parcelles de sol non remanié en zone habitée de décembre 2012, (b) la campagne aéroportée de novembre 2012, (c,d) les campagnes routières de septembre et novembre 2012, respectivement.

Evolution dans le temps des débits de dose et des activités de césium déposées

Ainsi que l'illustre la figure 5, l'ensemble des campagnes de mesure, quel que soit le dispositif utilisé, indique que le débit de dose dans l'air a diminué en moyenne d'un facteur 2 à 3 entre mi-2011 et fin 2013 dans les 80 km autour de l'installation accidentée. Cette diminution a été assez soutenue durant les deux premières années et s'est opérée à un rythme plus rapide que celui attendu par décroissance radioactive du césium-134 (période de 2 ans), la décroissance radioactive du césium-137 (30 ans) étant quasi-négligeable sur cette période. Cette décroissance s'est ensuite ralentie depuis 2013, en se conformant peu ou prou à l'évolution théorique attendue.

Dans le cas des mesures aéroportées, la diminution a été de l'ordre de 40% entre novembre 2011 et novembre 2012 dont la moitié seulement est expliquée par la décroissance radioactive. De multiples mécanismes d'origine naturelle ou anthropique ont été évoqués pour expliquer cette décroissance, tels que l'effet du lessivage par les pluies, la migration dans le sol, l'effet des labours et actions de décontamination. La contribution de ces processus est très certainement significative en milieux urbains et agricoles. Néanmoins, aucun de ces mécanismes ne permet d'expliquer la décroissance des débits de dose à l'aplomb des surfaces forestières qui occupent pourtant près de 70% du territoire. Une étude conduite par l'IRSN a permis de démontrer que la décontamination progressive des canopées de conifères pouvait sensiblement modifier le signal mesuré en altitude, en raison notamment de l'effet d'écran exercé par la végétation sur les rayonnements émis au niveau du sol. Pour en savoir plus sur le milieu forestier, [voir la fiche spécifique](#).

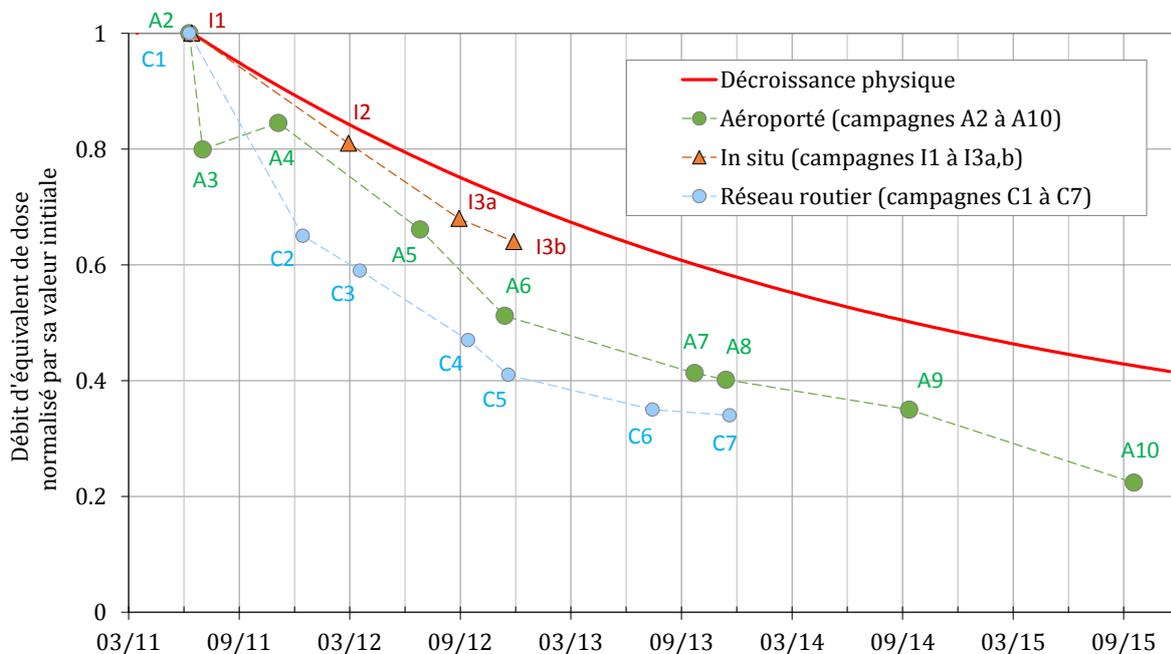


Figure 5 : Evolution dans le temps des débits de dose mesurés par l'ensemble des dispositifs déployés et évolution attendue par décroissance physique des césiums. Les valeurs représentées sont des valeurs moyennes dans un rayon de 80 km issues des campagnes A2 à A10 normalisées par le niveau initial observé en juin/juillet 2011 (campagne A1 de la figure 1). L'anomalie négative observée pour la campagne aéroportée A3 résulte de problèmes de calibration des détecteurs.

La décroissance accélérée des débits de dose observés le long du réseau routier résulte très probablement d'une décontamination accrue des surfaces bitumées par pluvio-lessivage et trafic routier. La première campagne routière n'ayant été conduite qu'en juin 2011, il y a tout lieu de penser que cette décroissance s'était déjà amorcée dans les trois premiers mois suivant l'accident.

Contamination des denrées japonaises suite à l'accident de Fukushima

Depuis mars 2011, le Ministère de la Santé et du travail japonais (MHLW) a régulièrement publié sur son site Internet les résultats de mesures de radionucléides dans les denrées alimentaires produites au Japon¹. L'IRSN a analysé de façon systématique tout ce qui concernait les denrées au fur et à mesure de leur mise à disposition.

Synthèse 2015-2016 :

Entre mars 2015 et février 2016, plus de 270 000 échantillons ont été analysés sur l'ensemble du territoire japonais. Ces analyses concernent principalement les denrées issues de la production animale (≈86%), de la production agricole (≈10%), de la production laitière (≈1%), de la viande de gibier (≈0,2%) et d'autres denrées (≈3%). Globalement, les activités mesurées dans ces denrées diminuent, cette diminution peut être attribuée à la décroissance radioactive des radionucléides, à différents processus naturels (migration du césium dans les sols, diminution de sa biodisponibilité...) mais aussi à différentes actions anthropiques comme la décontamination des sols, l'utilisation d'engrais potassiques diminuant le transfert des radiocésiums², le changement de pratiques culturales et même l'arrêt de cultures dans certaines zones.

Sur cette période, moins de 0,1% des résultats de mesures dépassent les Normes Maximales Admissibles³ pour leur commercialisation. Ce sont principalement (≈58%) de la viande de gibier (sanglier, ours, cerf) et certaines denrées spécifiques (≈36%) Ces dépassements de NMA ne se limitent pas à la préfecture de Fukushima et concernent très largement les préfectures de Miyagi, Gunma, Tochigi et Nagano.

A de très rares exceptions près, aucun résultat de mesure d'échantillon issu de l'agriculture ou de de l'élevage ne dépassent plus ces normes.

En 2015, malgré la baisse notable des activités mesurées dans les productions agricoles de la préfecture de Fukushima et le faible pourcentage de résultats de mesures dépassant les NMA de 100 Bq/kg frais, la filière agricole enregistre une forte diminution de la demande entraînant une surproduction et une diminution des cours. Les prix de vente des denrées produites dans la préfecture de Fukushima restent majoritairement en dessous de ceux provenant des autres préfectures et en dessous de ceux de 2010. Aussi, les revenus des agriculteurs ont fortement chuté entraînant la cessation d'activité pour 20 000 d'entre eux. Seuls quelques produits bénéficiant d'une forte image de marque, comme l'asperge, ont retrouvé des prix de ventes équivalents voir supérieurs à 2010.

¹ http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/index_food_radioactive.html

² Les radiocésiums sont les césium-134 et césium-137.

³ Normes Maximales Admissibles de commercialisation (NMA) : 2000 Bq/kg frais pour l'iode-131 et 500 Bq/kg frais pour les radiocésiums (134+137) jusqu'en mars 2012, puis 100 Bq/kg frais.

Rappels sur la situation en 2011

Les niveaux de contamination des denrées les plus importants ont été atteints immédiatement après les dépôts radioactifs et ont concerné les denrées végétales dont les feuilles ont reçu ces dépôts. En cette sortie d'hiver 2011, seules quelques productions maraichères étaient en cours, notamment des légumes feuilles (épinards, salades, choux...). Sur les zones non évacuées parmi les plus touchées par les retombées radioactives (notamment Iitate-mura et Kawamata-machi évacuées à partir de du mois d'avril), les activités massiques de ces denrées particulièrement sensibles ont atteint quelques dizaines de milliers de Bq/kg d'iode-131 ou de radiocésiums (134 et 137). Cette contamination a ensuite diminué rapidement, de 100 à 1 000 fois en 2 à 3 mois. Concernant l'iode-131, cette diminution est liée à la décroissance radioactive ; concernant les radiocésiums, elle est due principalement à la croissance des plantes.

La plupart des grandes cultures se situaient à un stade de développement très précoce au moment des dépôts radioactifs. La plupart des arbres de vergers n'avaient pas de feuilles ni de fleurs. Les céréales étaient soit en herbes (donc loin de la formation des grains), soit n'étaient pas encore plantées comme le riz. Les plants n'ont donc que peu, ou pas du tout, été directement touchés par les retombées radioactives. Leur contamination ultérieure s'est faite *via* le sol par remise en suspension, transfert racinaire ou irrigation (cas du riz). Pour ces raisons, la contamination des grandes productions agricoles de la région a été modérée au regard de l'importance des dépôts radioactifs.

La contamination des produits laitiers et de la viande a, quant à elle, été limitée par la pratique, courante au Japon, d'alimenter les animaux avec des fourrages importés et stockés à l'abri dans l'attente de leur distribution. Si les vaches des territoires non-évacués les plus contaminés (comme Iitate ou Kawamata) avaient consommé des herbages locaux, la teneur en radiocésiums de leur lait aurait dépassé 100 000 Bq/L, alors que les activités maximales observées sont restées 50 à 100 fois inférieures, ne dépassant que très ponctuellement 1 000 Bq/L. Ces activités ont ensuite diminué rapidement y compris sur les zones les plus touchées : moins de 100 Bq/L à partir d'avril 2011, et à de rares exceptions près, moins de 10 Bq/L à partir de juin 2011. Toujours en raison de la consommation de fourrages importés, la contamination de la viande, qui a atteint son maximum durant l'été 2011 en raison d'un transfert plus progressif du césium, a également été modérée. Toutefois, l'activité massique de quelques viandes de bovins alimentés avec du fourrage stocké à l'extérieur au moment des dépôts, a atteint au cours du mois de juillet 2011, quelques milliers de Bq/kg frais. La destruction imposée par les autorités de tels fourrages puis la décision de fixer la limite admissible dans les fourrages à 300 Bq/kg sec de radiocésiums, a permis de maîtriser progressivement la teneur en radiocésiums de la viande d'élevage. En ce qui concerne les autres produits de l'élevage, les analyses réalisées sur de la viande de poulet et les œufs n'ont pu que très rarement quantifier ou déceler des traces d'iode-131 ou de radiocésiums, ce qui est cohérent avec le fait que les aliments consommés par ces animaux, sont souvent des dérivés céréaliers récoltés l'été précédent et donc avant l'accident. Il en est de même pour la viande et les abats de porc, même si, très ponctuellement, des activités atteignant 100, voire 200 Bq/kg frais ont été observées.

La figure 1 montre qu'en raison de la date de l'accident et de cette pratique d'importation de fourrages, le nombre d'échantillons de denrées agricoles et d'élevage analysés dépassant les normes de commercialisation (différents tons de bleu) a, dès 2011, été très faible au regard du nombre total d'échantillons analysés. C'est dans la préfecture de Fukushima que ce nombre est le plus important (bleu foncé) suivie par les préfectures de Miyagi et Iwate au Nord, Ibaraki, Tochigi, Gunma et Nagano au Sud et Sud-Ouest. L'atteinte des préfectures les plus éloignées (Gunma, Nagano et Iwate) est liée aux épisodes pluvieux et neigeux, notamment ceux de la nuit du 15 au 16 mars 2011 qui ont conduit à des dépôts radioactifs plus importants. La contamination des denrées produites dans les autres préfectures n'a que rarement, voire jamais, dépassé les limites de commercialisation (ton bleu ciel et blanc des cartes). Sur la préfecture de Fukushima, le nombre de dépassements de la norme de commercialisation ne représente que 2,8 % des échantillons analysés en 2011. Le plus souvent, les activités mesurées étaient même plus de 5 fois inférieures à ces normes.

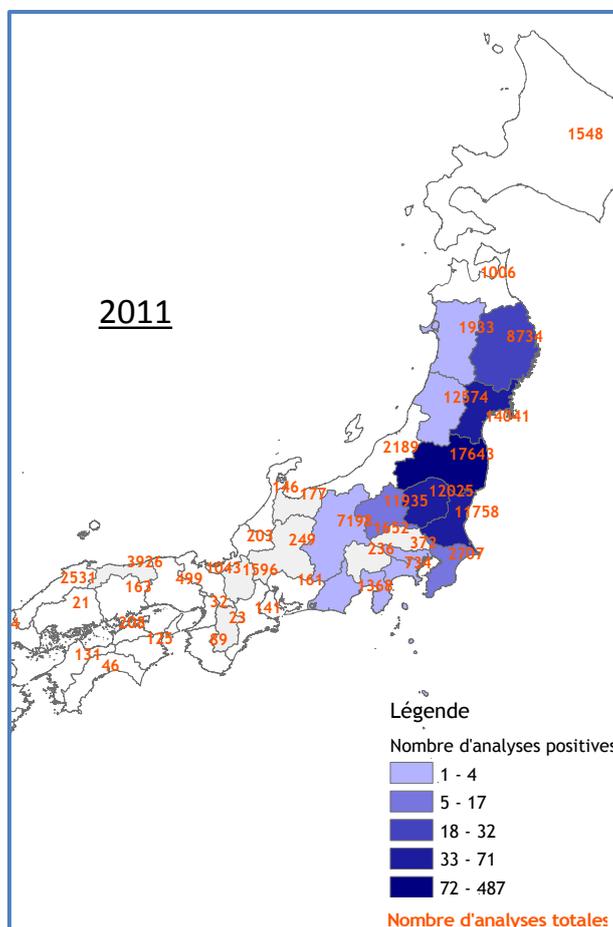


Figure 1 : Nombre d'analyses de denrées issues des productions agricoles et de l'élevage dépassant les Normes Maximales Admissibles pour leur commercialisation en 2011 (2000 Bq/kg pour l'iode-131 et 500 Bq/kg pour les radiocésiums).

Ainsi, la contamination des productions agricoles et des productions issues de l'élevage est restée majoritairement très en-deçà des normes de commercialisation de 500 Bq/kg frais pour les radiocésiums et 2 000 Bq/kg frais pour l'iode-131, y compris sur la préfecture de Fukushima.

Dans le cas des denrées végétales, outre les légumes à feuilles présentés précédemment, les dépassements de la norme ont principalement concerné, les abricots japonais, fruits précoces récoltés dès la fin du mois de mai, dont les activités des radiocésiums ont atteint plusieurs centaines de Bq/kg frais, ainsi que des végétaux à débourrement précoce mais fructifiant plus tard comme les kiwis ou les kakis (figure 2), ainsi que les fruits secs⁴. Les arbres et arbustes qui ne perdent pas leurs feuilles en hiver ont cependant plus fortement interceptés les dépôts radioactifs : cela a été le cas des bambous (figure 7), des théiers et de certains agrumes (yusus notamment). Ainsi, la contamination des pousses de bambous, des feuilles de thé a atteints plusieurs milliers de Bq/kg frais sur les localités les plus touchées.

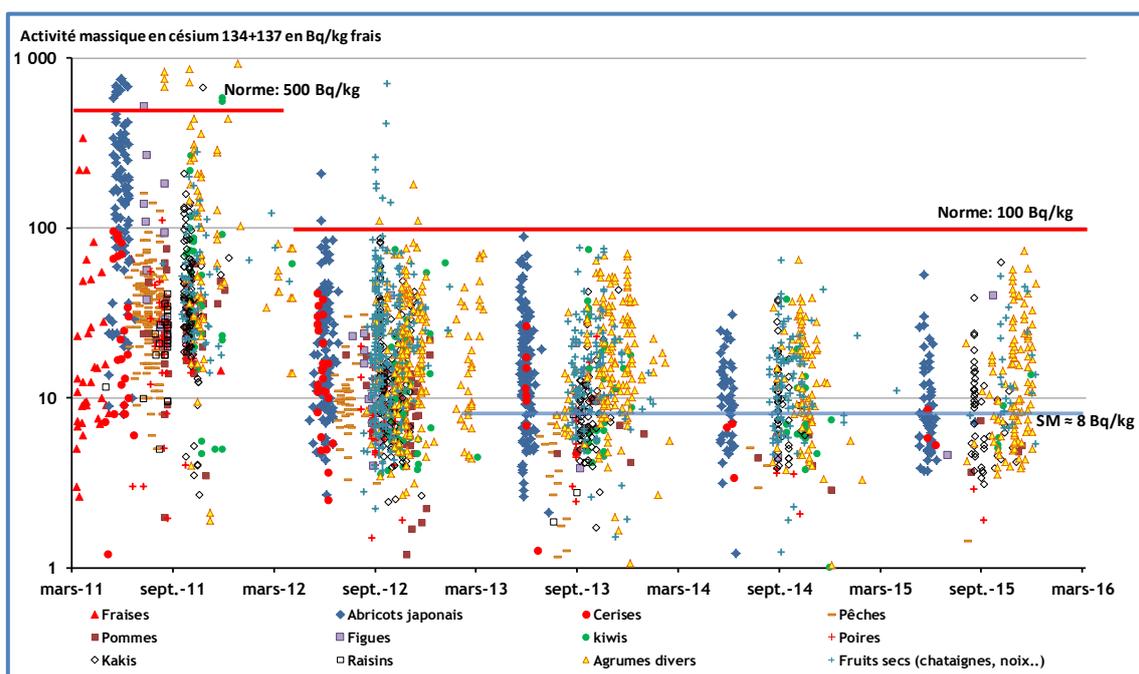


Figure 2 : Activités en radiocésiums (Bq/kg frais), supérieures aux seuils de mesures⁵, des échantillons des récoltes successives de fruits produits sur l'ensemble des préfectures.

La plupart des denrées japonaises ont donc été relativement épargnées en raison de la date de l'accident, et il est important de souligner que si l'accident était survenu 3 ou 4 mois plus tard, de nombreuses récoltes de 2011, fruitières et céréalières notamment, auraient atteint des niveaux de contamination très élevés comparables à ceux observés dans les légumes-feuilles ou les pousses de bambou.

⁴ Outre leur faible teneur en eau qui augmente d'autant l'activité massique, les fruits secs ont souvent une teneur en potassium élevé. Le césium étant un analogue chimique du potassium, sa concentration y est également plus élevée.

⁵ Le fait que l'activité en césium soit inférieure au seuil de mesure, signifie qu'elle était trop faible pour être mesurée. Le seuil de mesure n'est pas fixe et dépend des conditions de mesure : type d'appareillage, durée de la mesure, nature et poids de l'échantillon mesuré. Pour ce rapport, le terme de « seuil de mesure » ainsi défini, a été préféré aux autres termes plus techniques et ayant une signification particulière pour des spécialistes comme « seuil de décision » ou « limite de détection ».

Plus précisément, la figure 3 montre que même sur la préfecture de Fukushima, le nombre de prélèvements de denrées agricoles végétales, de lait et de viandes d'élevage dépassant les normes, ont été faibles en 2011 : 3%, 2,7% et 0,9% respectivement.

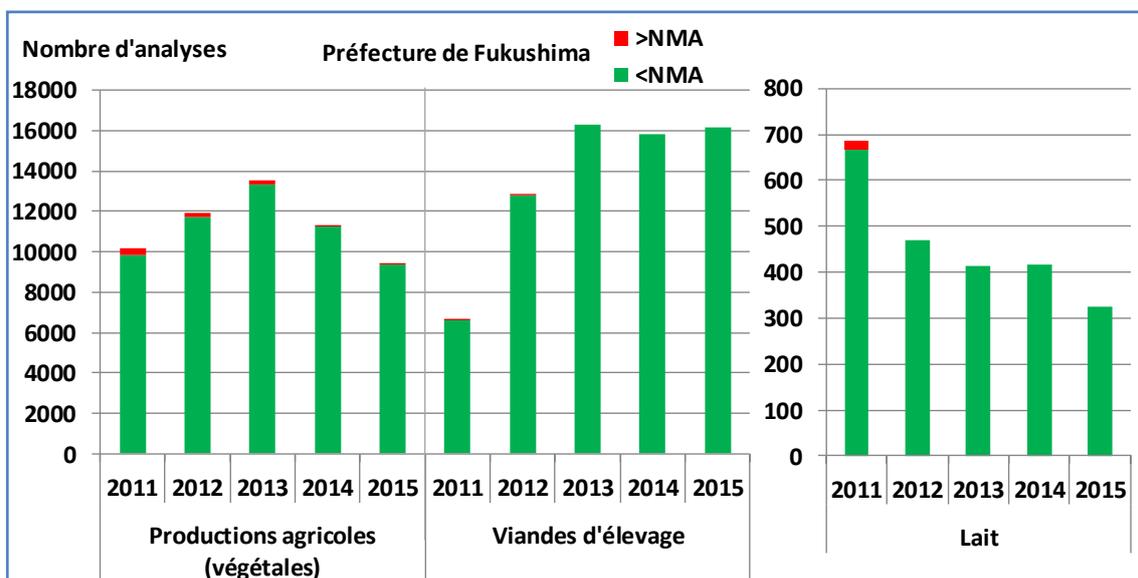


Figure 3 : Nombre d'analyses d'échantillons de denrées produites dans la préfecture de Fukushima et supérieures (respectivement inférieures) aux normes de commercialisation : 2000 Bq/kg pour l'iode-131, 500 Bq/kg jusqu'en mars 2012, puis 100 Bq/kg pour les radiocésiums.

Depuis l'été 2011, après la disparition de l'iode-131 par décroissance radioactive et la diminution très rapide de la contamination en radiocésiums des légumes maraichers, du lait et de la viande pour les raisons évoquées précédemment, les niveaux de contamination des denrées agricoles et d'élevage ont continué de décroître. Pour toutes les denrées, une partie de cette diminution est liée à la décroissance radioactive du césium-134 qui aura perdu en cinq ans 80%⁶ de son activité. Mais pour l'essentiel, les raisons de cette diminution varient selon les productions et sont expliquées par la suite.

Evolution depuis 2012

A partir de 2012 et à de rares exceptions près, les dépassements de la nouvelle norme japonaise de 100 Bq/kg frais n'ont plus concerné que :

- les denrées sauvages (gibiers, champignons saisonniers) ou cultivées en milieu naturel (champignons shiitakes par exemple),
- les denrées issues de végétaux qui avaient des feuilles en mars 2011 au moment des retombées radioactives : pousses de bambou, feuilles de thé, pousses d'aralia, de koshiabura, crosses de fougères...
- quelques denrées agricoles (végétales) cultivées dans les localités situées en périphérie de la zone évacuée, notamment du riz, du sarrasin, des graines de soja et des haricots rouges.

⁶ Cette diminution de 80% du césium 134 en 5 ans se traduit par une diminution de près de 46% des activités sommées des deux césiums 134 et 137.

En 2015 à de rares exceptions près, les denrées supérieures aux NMA ne concernent plus que les deux premières catégories.

Dès lors, afin de mieux rendre compte des niveaux de contamination des productions agricoles et d'élevage, il est plus pertinent, d'une part de présenter les activités mesurées et leur évolution sur les 5 années, et d'autre part de présenter le nombre d'échantillons pour lesquels la teneur en radiocésiums était trop faible pour être mesurée ; c'est-à-dire inférieure aux seuils de mesures (SM) pratiqués⁴.

La contamination des produits de l'élevage pouvant être maîtrisée partout *via* celle des fourrages, aucune denrée issue de l'élevage n'a dépassé la norme de 100 Bq/kg frais de radiocésiums depuis mi-2012, y compris sur les localités les plus touchées. Les teneurs en césiums y sont même très majoritairement inférieures aux seuils de mesure pratiqués par les japonais qui se situent elles-mêmes 4 à 20 fois en dessous de la norme de commercialisation.

Les graphiques de la figure 4 concernent des échantillons de viandes, de lait et d'œufs produits exclusivement sur les localités de Date, Fukushima-shi⁷, Kawamata, Katsurao, Kori, Minamisoma et Naraha.

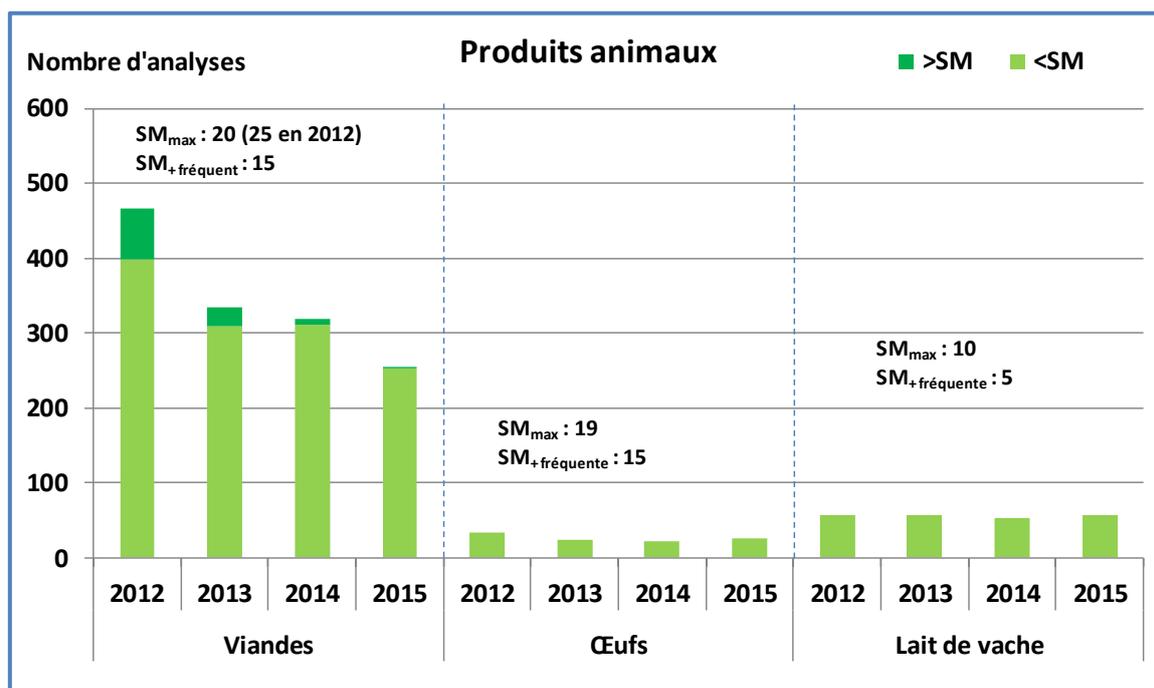


Figure 4 : Nombres d'analyses d'échantillons de denrées animales produites sur les localités de Date, Fukushima-shi, Kawamata, Katsurao, Kori, Minamisoma et Naraha, et supérieures (respectivement inférieures) aux seuils de mesure indiqués.

Ces graphiques montrent que depuis 2012, les teneurs en radiocésiums du lait et des œufs sont inférieures aux seuils de mesure (<SM en vert clair) : toujours inférieures à 10 ou 19 Bq/kg respectivement (seuils de mesure maximaux) et le plus souvent inférieures à 5 ou 15 Bq/kg respectivement (seuils de mesure les plus fréquents). Dans le cas des viandes, sur les

⁷ Shi signifie qu'il s'agit de la cité de Fukushima et non pas de l'ensemble de la préfecture.

254 échantillons provenant de ces localités et analysés en 2015, les activités en radiocésiums n'ont pu être quantifiées qu'une fois à environ 8 Bq/kg frais (>SM en vert foncé).

La figure 5 montre que, même pour les légumes produits sur les localités citées précédemment, les teneurs en radiocésiums se situent le plus souvent en dessous de 20 Bq/kg frais (seuil de mesure le plus élevé), voire de 9 Bq/kg frais (seuil de mesure le plus fréquent), soit 10 fois au-dessous de la norme. Les activités les plus élevées ont été mesurées dans des variétés de choux (29 Bq/kg frais), d'épinards (52 Bq/kg frais) et des brocolis (62 Bq/kg frais). Ces niveaux, le plus souvent inférieurs à 9 Bq/kg frais, sont tout à fait cohérents avec la contamination des sols en radiocésiums qui en est à l'origine par absorption racinaire et par dépôt sur les feuilles de poussières de sol remises en suspension. Il est probable que cette contamination des légumes ne diminuera désormais que très lentement.

La contamination des récoltes successives de fruits de vergers est directement liée à la contamination de la récolte 2011 et au stade de développement des arbres en mars 2011. Les figures 2, 5 et 6 montrent que les abricots japonais, les kiwis et les kakis, ainsi que les fruits secs (châtaignes, noix, noix de ginkgo) présentent chaque année les teneurs en césium les plus élevées. Contrairement aux légumes ou aux grandes cultures annuelles, cette contamination des récoltes des années 2012 à 2015 ne résulte pas d'un transfert par le sol mais d'une rémanence de la contamination des arbres depuis mars 2011. La fraction des dépôts radioactifs interceptée par les arbres à cette époque, si faible soit-elle du fait de la période de l'année, a été en partie conservée par les parties ligneuses de l'arbre, à partir desquelles elle est transférée aux nouvelles récoltes. Même s'il est difficile de savoir si la diminution observée va se poursuivre à ce rythme, il est possible, du fait de l'épuisement progressif de l'activité « stockée » dans l'arbre, que cette contamination soit plus rarement mesurable (<SM) dans les récoltes des années à venir, y compris sur les zones les plus touchées par les dépôts radioactifs. Ainsi, la figure 5 montre que cette diminution pour les localités les plus touchées, est également observable sur le nombre d'analyses donnant des résultats supérieurs aux seuils de mesure ; pour les fruits frais, cette proportion est passée de 85% en 2012 aux alentours de 40% en 2014-2015. Il faut par ailleurs noter que ces activités sont effectivement les plus élevées de toutes celles présentées dans la figure 2 relative à l'ensemble des préfectures.

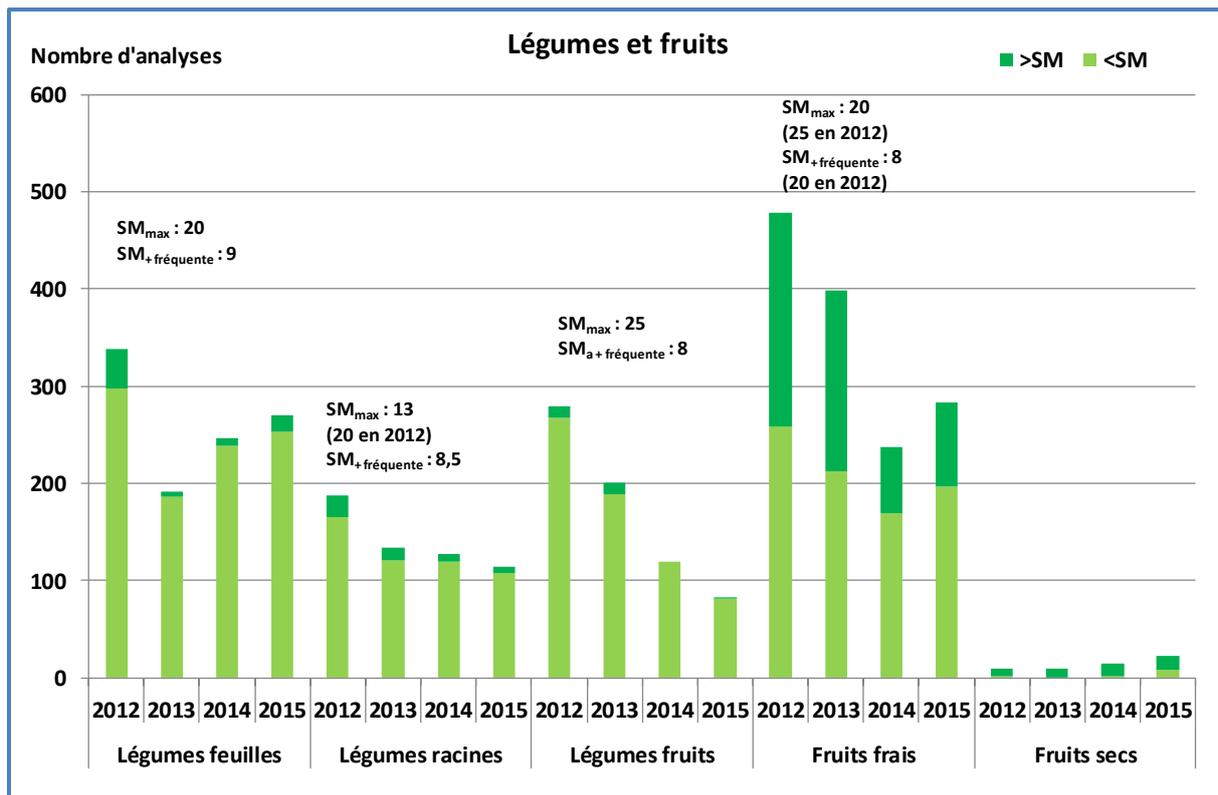


Figure 5 : Nombre d'analyses d'échantillons de légumes et de fruits produits sur les localités de Date, Fukushima-shi, Kawamata, Katsurao, Kori, Minamisoma et Naraha, et supérieures (respectivement inférieures) aux seuils de mesure indiqués.

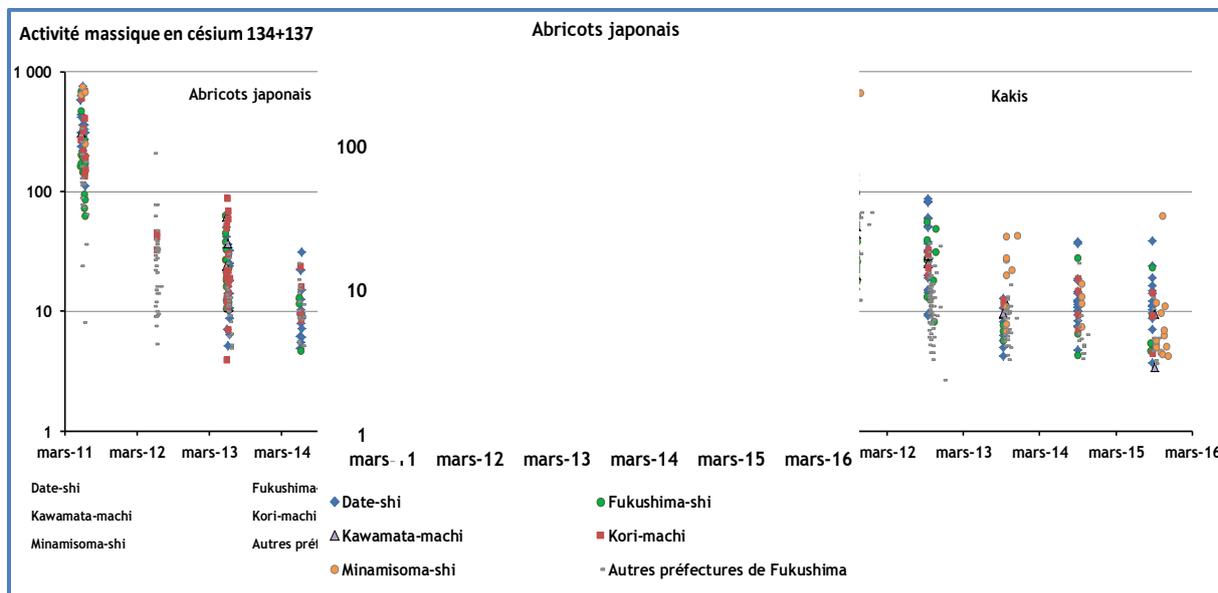


Figure 6 : Activités en radiocésiums (Bq/kg frais), supérieures aux seuils de mesures, des échantillons des récoltes successives des abricots japonais, des cerises et des kakis produits sur les localités de Date, Fukushima-shi, Kawamata, Kori et Minamisoma.

Cette rémanence de la contamination initiale dans les arbres et arbustes existe *a fortiori*, pour ceux qui avaient des feuilles au moment des dépôts radioactifs en mars 2011 comme les théiers, les bambous et les agrumes (notamment les yusuz et les mandarines).

Ainsi, la figure 7 montre une diminution des activités des pousses de bambous similaire à celle observée dans les fruits mais à un niveau de contamination globalement plus élevé. Ce niveau d'activité est d'autant plus élevé que les mesures représentées sur cette figure ne proviennent pas des localités les plus touchées de la préfecture de Fukushima mais de plusieurs préfectures. Il est probable que ces denrées, susceptibles de dépasser les normes de commercialisation, ne sont plus produites sur les zones où les dépôts ont été les plus forts, ou le sont moyennant des dispositions particulières (nouveaux plants par exemple) permettant le respect des normes.

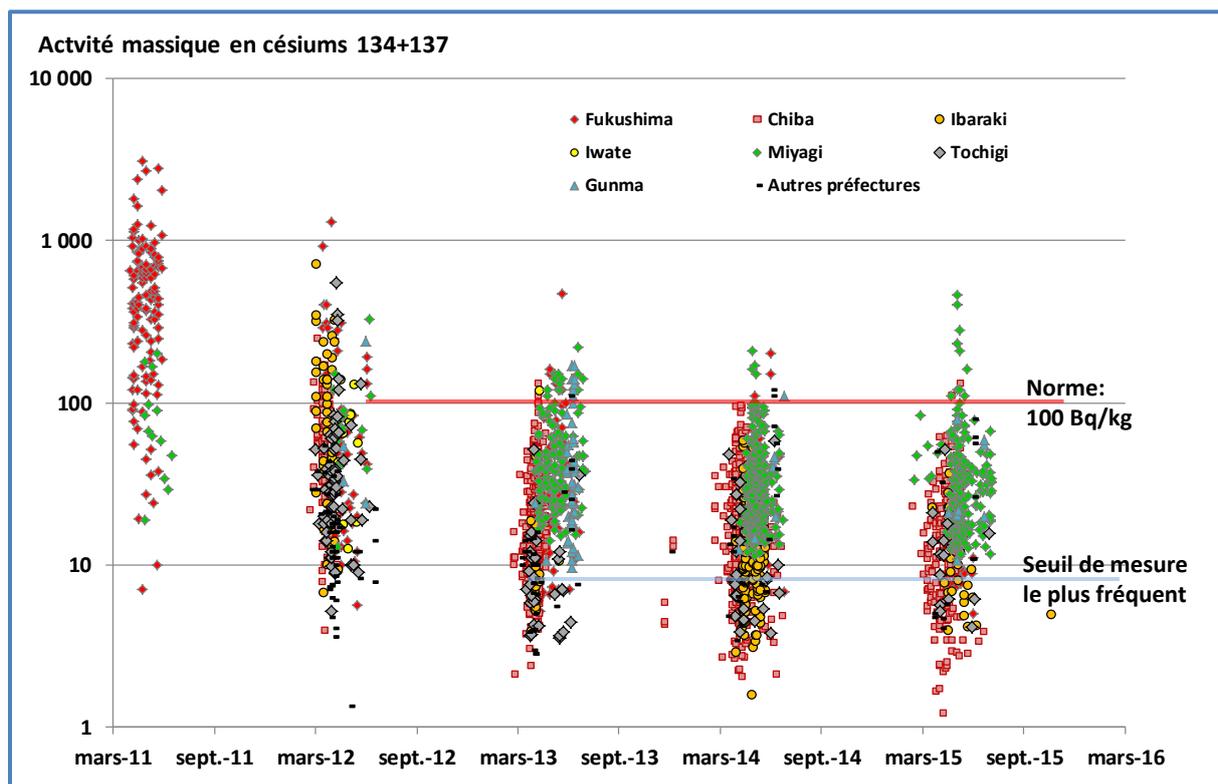


Figure 7 : Activités en radiocésiums (Bq/kg frais), supérieures aux seuils de mesures, des échantillons des récoltes successives de pousses de bambous sur plusieurs préfectures.

L'évolution depuis 2011 de la contamination des grandes cultures céréalières (blé, orge, riz) et de légumineuses (haricots rouges, soja, sarrasin) est très différente suivant les espèces. Les teneurs en radiocésiums du blé et de l'orge sont normalement descendues dès 2012 majoritairement en-deçà de 10 Bq/kg frais, c'est-à-dire à moins du dixième de la norme de commercialisation, y compris sur les localités les plus touchées non évacuées (figure 8). En 2015, environ 1300 mesures ont été réalisées sur du riz au Japon, 14 ont été supérieures aux seuils de mesure dont 2 mesures supérieures aux NMA (seuils de mesures compris entre 1 et 25 Bq/kg frais ; le seuil de mesure le plus fréquent étant 10 Bq/kg frais). Dans la préfecture de Fukushima, 18 mesures ont été réalisées, 7 sont supérieures aux seuils de mesure dont les deux mesures supérieures aux NMA. Le petit nombre de mesures réalisées sur du riz produit dans la préfecture de Fukushima témoigne probablement de l'abandon de cette culture dans des zones où les activités de cette denrée peuvent encore être conséquentes en raison de l'inondation des rizières qui engendre un transfert des radiocésiums entre l'eau et les feuilles venant s'ajouter au transfert racinaire.

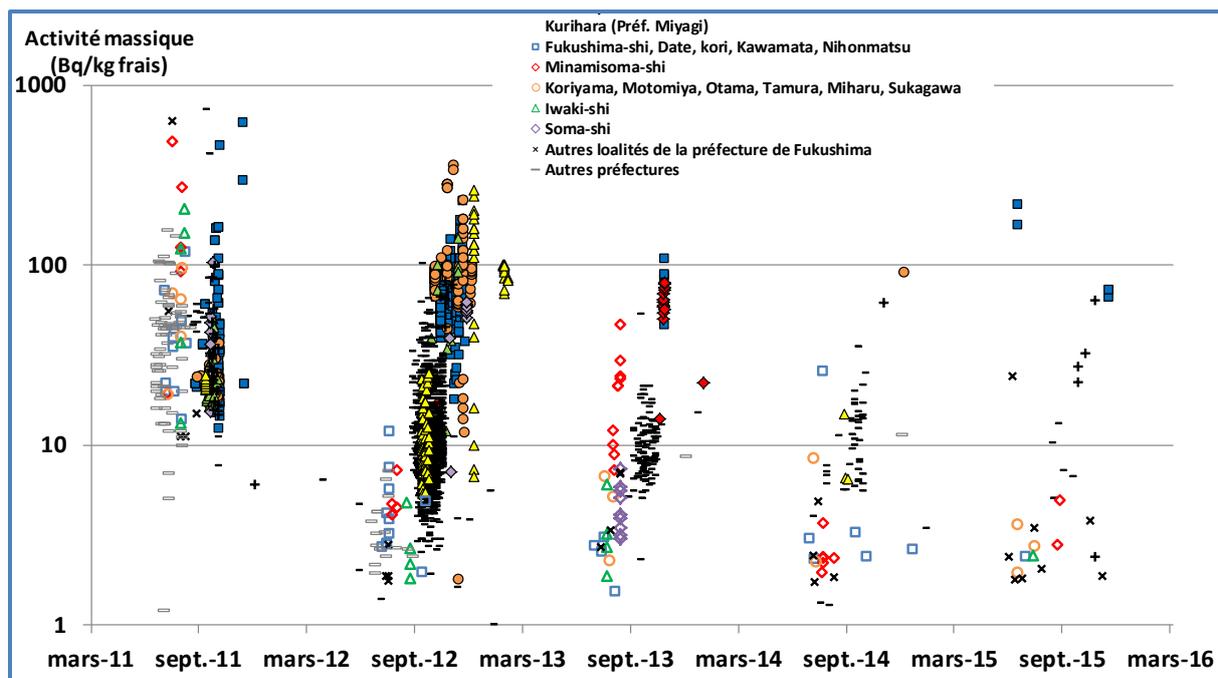


Figure 8 : Activités en radiocésiums supérieures aux seuils de mesures, des échantillons des récoltes successives de blé et de riz (Bq/kg frais).

La diminution observée pour le blé et l'orge était attendue en raison d'une contamination liée exclusivement à celle du sol à partir de la récolte de 2012. Dans le cas du soja, ce transfert *via* le sol est plus important que pour les céréales et sa contamination a relativement peu diminué entre les récoltes de 2012 à 2015. En 2015, environ 2300 mesures ont été réalisées sur du soja, près de 90% d'entre elles sur la préfecture de Fukushima, les trois quarts des résultats de mesures sont inférieurs aux seuils de mesures (≈ 10 Bq/kg frais). Les activités significatives mesurées sont comprises entre 1 et 30 Bq/kg frais hors préfecture de Fukushima et entre 3 et 120 Bq/kg frais sur la préfecture de Fukushima (2 activités sont supérieures aux NMA : 110 et 120 Bq/kg frais). Les résultats sur la récolte de sarrasin de 2015, confirment la tendance observée en 2014 d'une baisse des activités mesurées. 90% des résultats sont désormais inférieurs aux seuils de mesures (de l'ordre de 10 Bq/kg frais) ; les activités supérieures à ces seuils sont comprises entre 2 et 20 Bq/kg frais avec une activité de 76 Bq/kg frais sur la préfecture de Miyagi et une de 130 Bq/kg frais dépassant la NMA sur la préfecture d'Iwate. Il n'est pas possible de déterminer la part des actions de décontamination des terres agricoles ou de dispositions particulières visant à diminuer les teneurs en radiocésiums (utilisation d'engrais potassique par exemple) dans cette diminution globale observées.

L'accident de Tchernobyl avait montré que les produits forestiers comme les champignons et le gibier peuvent atteindre des niveaux de contamination élevés qui ne diminuent que lentement au fil des années. Celui de Fukushima a confirmé cette particularité en l'étendant aux pousses de végétaux consommées au Japon (pousses d'aralia, de koshiabura, crosses de fougères) et aux champignons cultivés, les « shiitakes ». Dès l'automne 2011, les viandes de gibier (sanglier, cerf,

ours noir, faisans, gibiers d'eau) et les champignons saisonniers ont très fréquemment dépassé 100 Bq/kg frais, plus occasionnellement 1 000 Bq/kg frais, sur plusieurs préfectures (Fukushima, Tochigi, Gunma...) (voir figures 9, 10 et 11 pour le gibier). Dans le cas de la viande de sangliers, des valeurs supérieures à 10 000 Bq/kg frais sont encore observées en 2015 sur les localités les plus touchées de la préfecture de Fukushima. La tendance à la diminution sur les quatre années apparaît très faible, en partie liée à la décroissance radioactive du césium-134.

Pour ces produits naturels ou semi-naturels susceptibles de dépasser couramment les normes de commercialisation y compris dans des préfectures autres que celle de Fukushima, les résultats de mesure restituent aussi l'évolution des pratiques de chasse et de cueillette. Si du gibier est encore chassé dans les zones les plus touchées non évacuées, les échantillons de champignons saisonniers ou de pousses de plantes (aralia, Koshiabura, fougères...), réputés pour leurs activités très élevées, ne proviennent désormais que rarement de ces zones et informent sur les niveaux de contamination des localités plus éloignées de la préfecture de Fukushima et d'autres préfectures. De la même manière, parmi les très nombreuses espèces de champignons consommées au Japon, les plus sensibles radiologiquement sont progressivement identifiées et se trouvent moins cueillies et donc moins mesurées. Il est donc difficile de commenter les résultats en termes de niveaux d'activité et de tendances. En 2015, sur les 1 700 échantillons de champignons analysés, les activités mesurées sont majoritairement (75%) inférieures aux seuils de mesures (seuils de mesures entre 2 et 25 Bq/kg frais). Toutefois, les espèces les plus sensibles présentent encore des teneurs comprises entre 120 et 900 Bq/kg frais, ces activités pouvant être atteintes à plus de 100 km des zones les plus touchées. Très peu de mesures (moins de 2%) ont été réalisées sur les espèces identifiées comme les plus sensibles depuis 2011 (lactaire à lait abondant, la pholiote ridée, lactaire délicieux,..). Ces espèces maintenant bien identifiées sont moins cueillies. Néanmoins, en octobre-novembre 2015, des pholiotés présentant des activités de 460 à 590 Bq/kg frais ont été cueillies dans la préfecture de Yamanashi. Les activités mesurées sur les plantes sauvages (aralia, koshiabura, fougères..) sont également majoritairement inférieures aux seuils de mesures (~75%). Les activités mesurées les plus élevées atteignent près de 700 Bq/kg frais dans les préfectures de Miyagi et Nagano, près de 400 Bq/kg frais dans la préfecture d'Iwate et de l'ordre de 300 Bq/kg frais dans la préfecture de Fukushima.

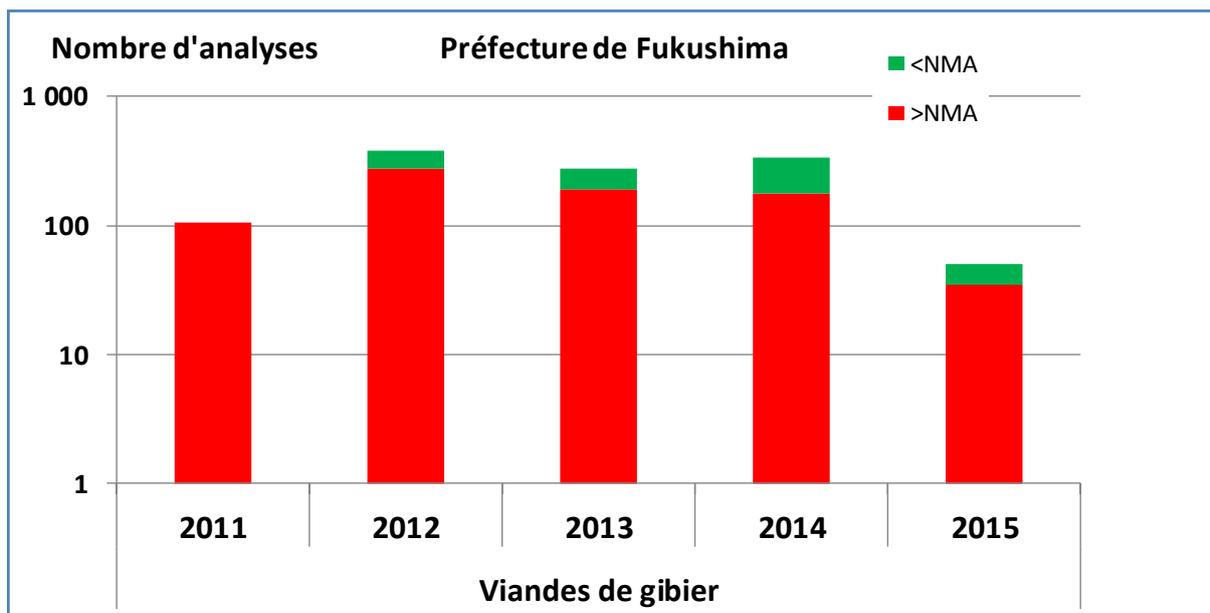


Figure 9 : Nombre d'analyses d'échantillons de viande de gibiers chassés sur la préfecture de Fukushima et se trouvant supérieures (resp. inférieures) aux normes de commercialisation : 500 Bq/kg jusqu'en mars 2012, puis 100 Bq/kg pour les radiocésiums.

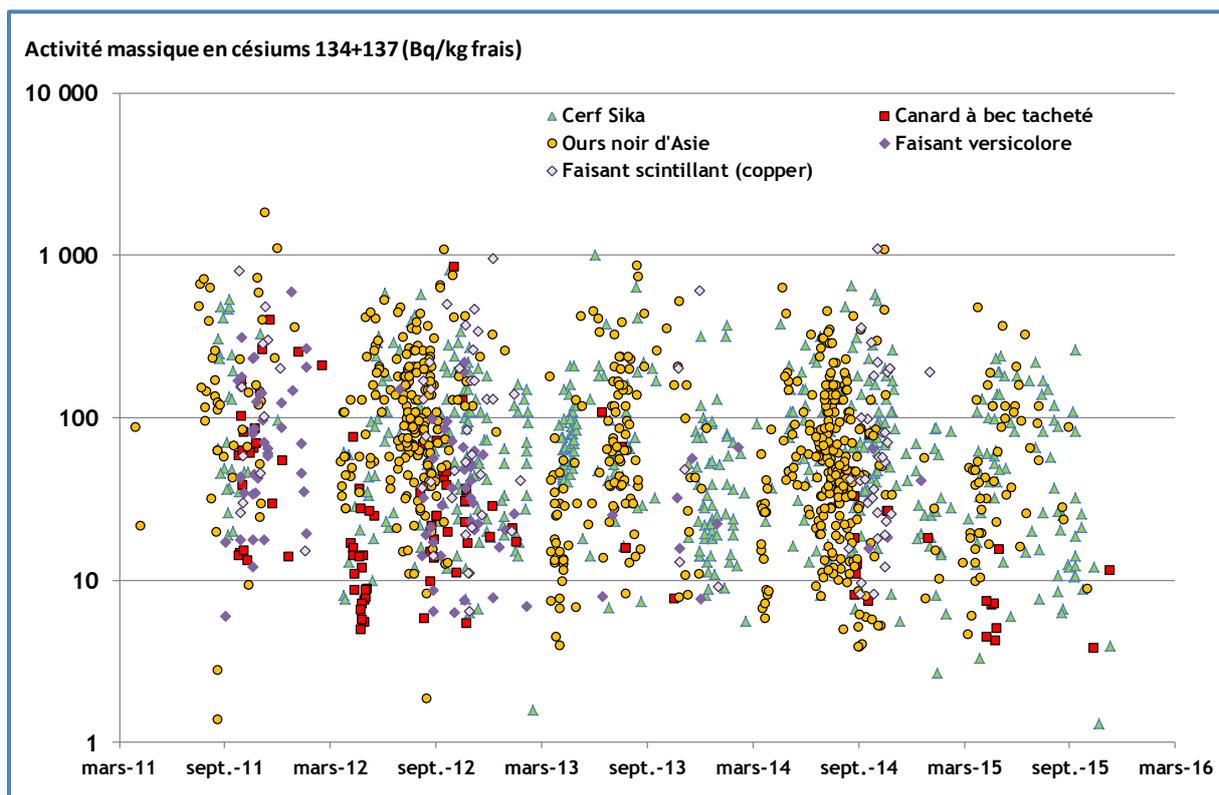


Figure 10 : Activités massiques en radiocésiums, supérieures aux seuils de mesures, mesurées dans les échantillons de viande de gibiers provenant de toutes les préfectures.

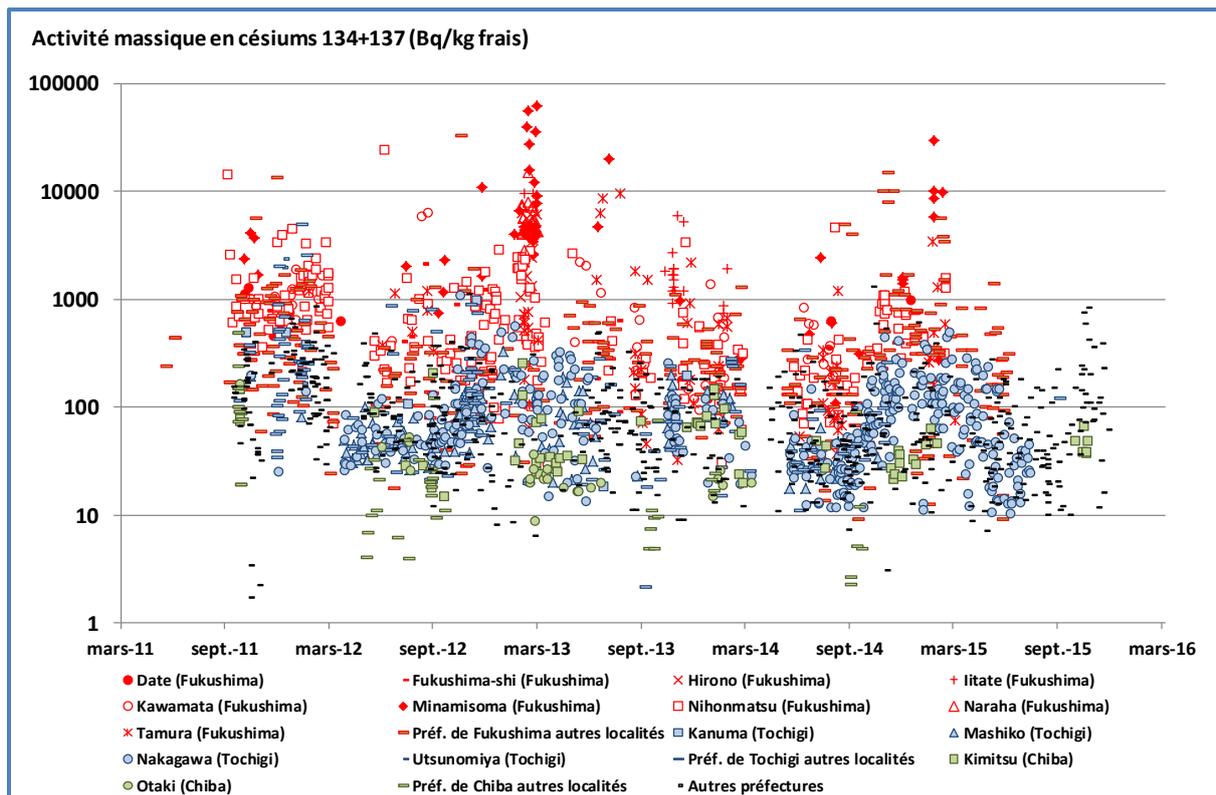


Figure 11 : Activités massiques en radiocésiums, supérieures aux seuils de mesures, d'échantillons de viande de sangliers provenant de toutes les préfectures.

Enfin, les mesures effectuées sur les « shiitakes » rendent compte des efforts faits par les producteurs de ce champignon dont le nombre d'analyses (≈3 000 en 2015) traduit l'importance qu'il a au Japon. Comme son nom japonais l'indique, le shiitake (Lentin du chêne en Français) pousse sur du bois. Au Japon, il est traditionnellement cultivé dans les sous-bois : des tronçons de branches coupées sontensemencés et disposés sur des supports. Dès 2011, sa teneur en radiocésiums a pu atteindre quelques centaines de Bq/kg frais et dépasser 1 000 Bq/kg frais sur la préfecture de Fukushima (figure 12), notamment sur les localités les plus touchées de Date, Kawamata, Soma et Kawauchi (figure 13). L'année suivante, suite probablement à des dispositions particulières, la contamination des shiitakes est descendue autour de 10 Bq/kg frais sur ces localités. En 2012, les activités les plus élevées ont été mesurées sur les préfectures de Gunma, Tochigi, Iwate, Miyagi ou Chiba notamment sur les localités de Chiba-shi, Ichinoseki ou Oshu (figure 13). Comme l'année précédente à Fukushima, des dispositions ont été prises et depuis 2013, les teneurs en radiocésiums sur ces localités se situent également autour de 10 Bq/kg et jusqu'à 100 Bq/kg sur d'autres localités de ces préfectures. Sur des localités comme Chiba-shi et Futtsu-shi, les teneurs en radiocésiums des shiitakes, initialement moins élevées n'ont que peu diminué au fil des ans et, poursuivant une lente évolution naturelle, se retrouvent aujourd'hui parmi les plus élevées. Au cours de l'année 2015, sur près de 3 000 mesures effectuées sur les shiitakes, près de la moitié est inférieure aux seuils de mesures (de 1 à 25 Bq/kg frais). Les activités mesurées sur l'ensemble des préfectures sont comprises entre 1 et 97 Bq/kg frais.

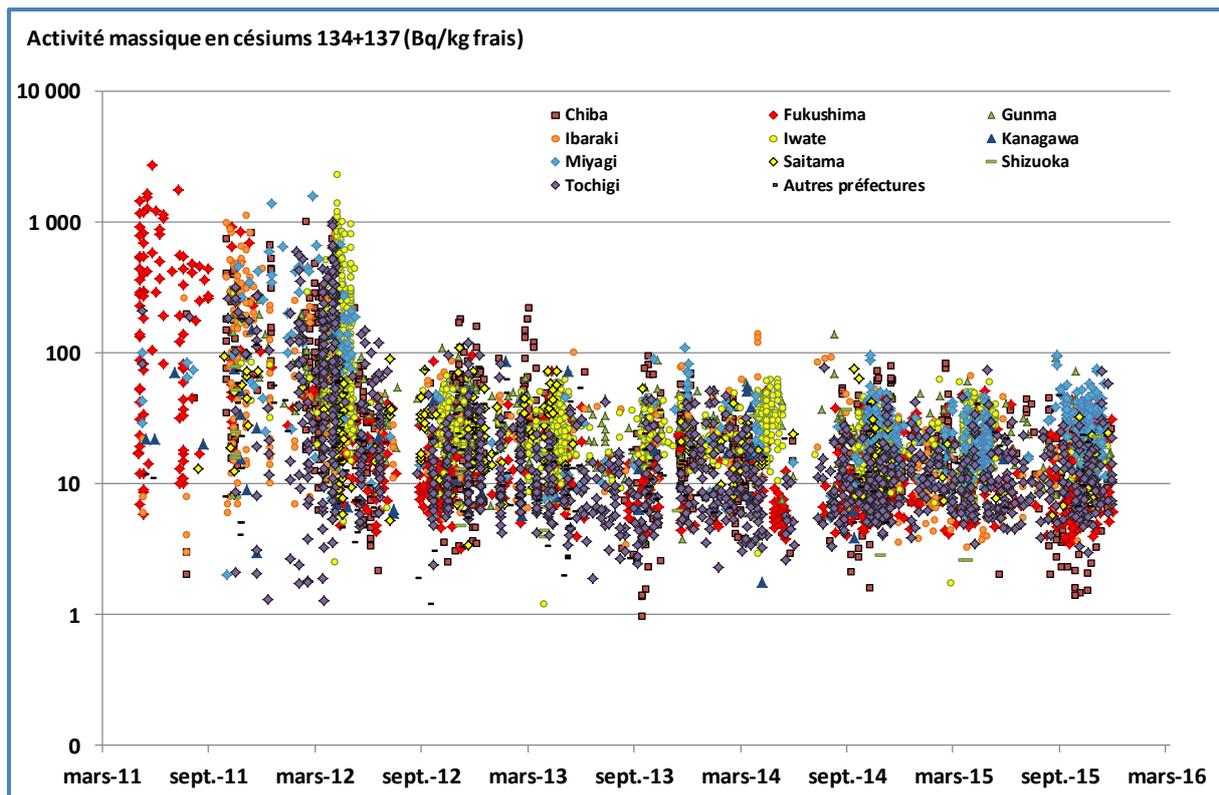


Figure 12 : Activités massiques en radiocésiums, supérieures aux seuils de mesures, dans les échantillons de shiitakes provenant de toutes les préfectures.

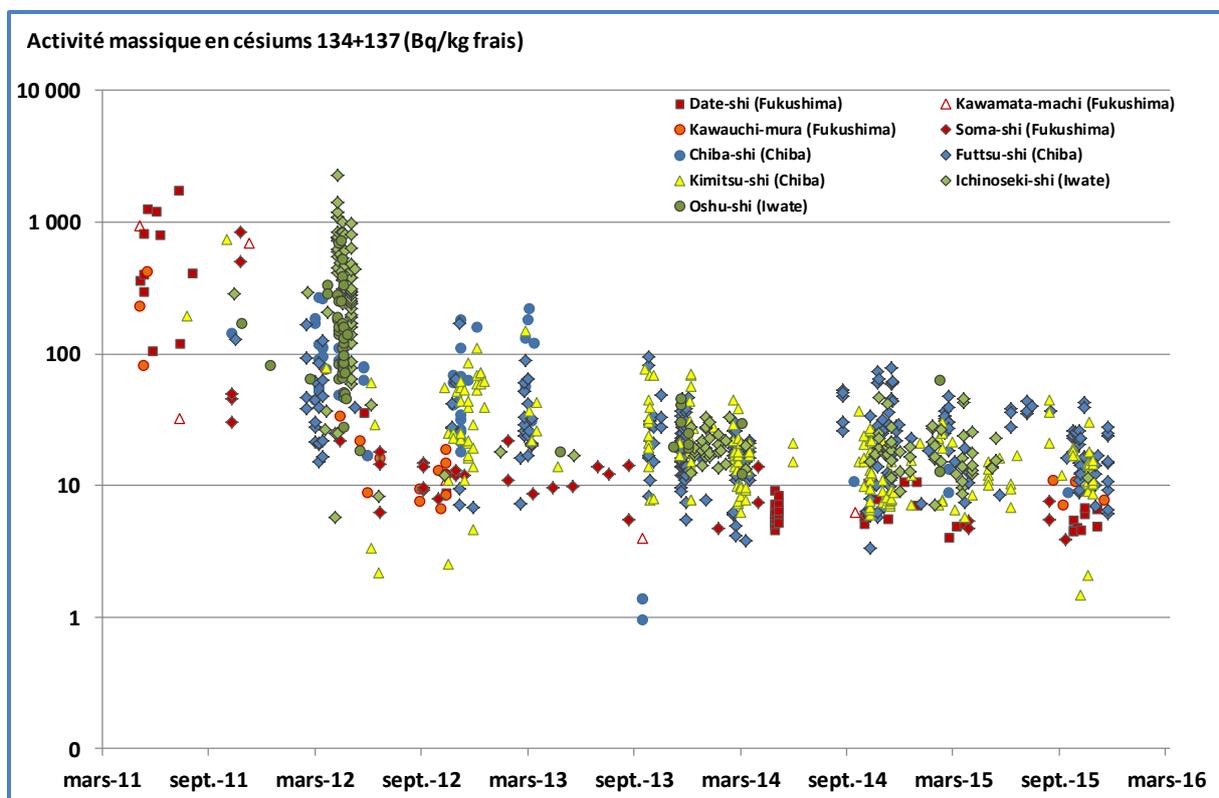


Figure 13 : Activités massiques en radiocésiums, supérieures aux seuils de mesures, dans les échantillons de shiitakes provenant d'une sélection de localités.

Décontamination et gestion des déchets

L'accident de la centrale de Fukushima Dai-Ichi (F-1), survenu à la suite du séisme et du tsunami ayant frappé la côte Est du Japon le 11 mars 2011, a donné lieu à des rejets massifs de radionucléides qui se sont déposés au gré des conditions météorologiques sur l'océan Pacifique et sur une vaste région de l'île de Honshu, essentiellement dans la préfecture de Fukushima. Depuis lors, des actions visant à la décontamination d'une partie de ce territoire ont été entreprises, sur la base de préconisations des autorités publiques ou d'initiatives locales, avec pour conséquence la génération d'un volume très important de déchets. L'état japonais a défini, en amont ou en parallèle de ces actions, une stratégie de gestion de ces déchets afin de les évacuer au plus vite et tendre vers le retour à une vie normale pour la population vivant sur les territoires contaminés.

Planification et mise en œuvre de la décontamination

L'Etat japonais a promulgué en août 2011 une loi¹ définissant les dispositions relatives à la gestion des déchets issus de la contamination par les rejets de l'accident. Cette loi fournit un cadre pour la stratégie de décontamination visant à diminuer la dose ambiante et la stratégie de gestion des volumes de déchets générés par ces actions. Elle distingue, sur la base du niveau de l'ambiance radiologique, plusieurs zones dans lesquelles les responsabilités sont différemment distribuées (cf. figure 1) : la zone dite « *special decontamination area* », la plus proche de la centrale de Fukushima Dai-Ichi et la plus touchée par la contamination, correspond approximativement à la zone évacuée à la suite de l'accident ; la zone dite « *intensive contamination survey area* » correspond aux territoires non évacués mais dont l'ambiance dosimétrique initiale était estimée conduire à une exposition supérieure à 1mSv/an. La stratégie de décontamination et de gestion des déchets est du ressort du Ministère de l'Environnement (MoE) dans la zone dite « *special decontamination area* », tandis qu'elles dépendent d'une centaine de municipalités, aidées financièrement et techniquement par TEPCO et l'Etat, dans la zone dite « *intensive contamination survey area* ».

¹ Act on Special Measures concerning the Handling of Environmental Pollution by Radioactive Materials Discharged by the Nuclear Power Station Accident Associated with the Tohoku District – Off the Pacific Ocean Earthquake that Occurred on March 11,2011

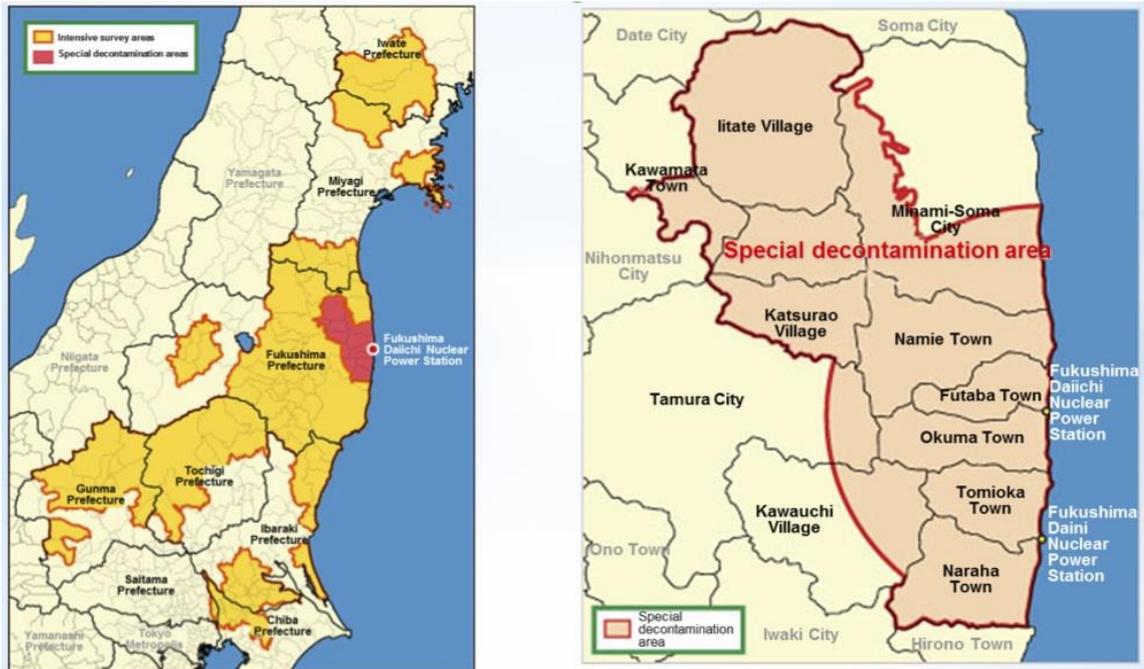


Figure 1. Délimitation des zones faisant l'objet des dispositions fixées par la loi sur la stratégie de décontamination et de gestion des déchets (source : MoE)

Dans ces 2 zones, la loi fixe un objectif de réduction de la dose ambiante à des valeurs inférieures à 1 mSv/an. L'Etat japonais a mis à disposition des municipalités un ensemble de guides, notamment issus des travaux de JAEA (Japan Atomic Energy Agency) effectués au cours de l'année 2011, qui détaillent les techniques de décontamination disponibles au regard des sols ou des surfaces à décontaminer ou encore les technologies d'entreposage à mettre en œuvre (cf. figure 2). Le respect de ces guides conditionne en outre le financement par le Ministère de l'Environnement des opérations de décontamination et de gestion des déchets. Un premier REX montre que l'efficacité des techniques de décontamination, qui consistent essentiellement à gratter la partie supérieure des sols, à traiter les surfaces avec de l'eau, à retourner la terre, etc., est très variable selon les surfaces traitées ; les techniques employées ne permettent que rarement une réduction de plus de 70% de l'activité initiale.

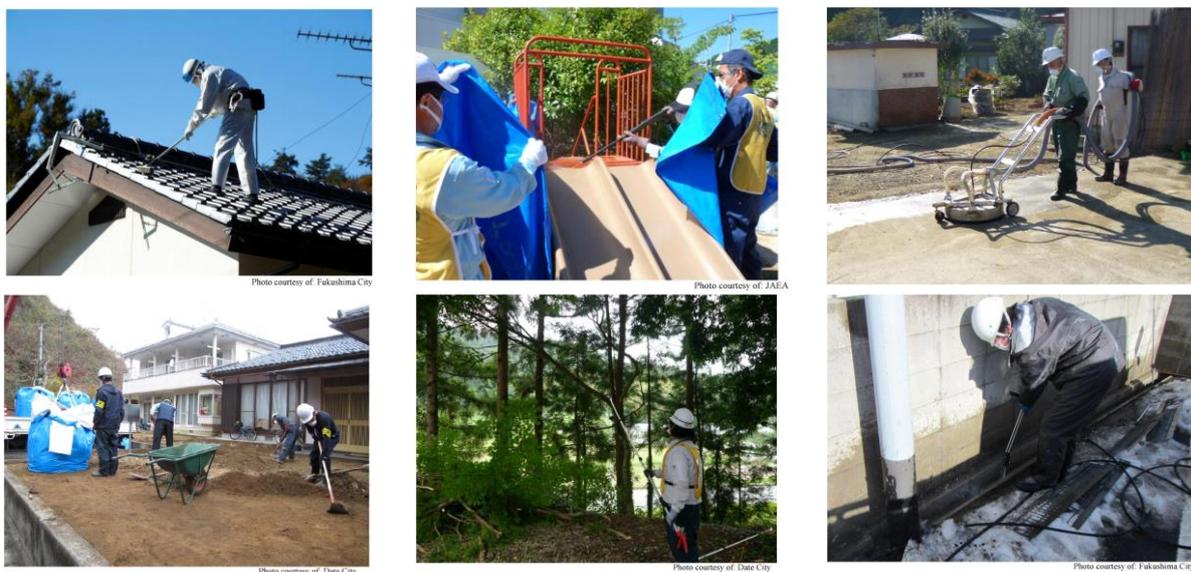


Figure 2. Exemples d'actions de décontamination (source : *decontamination guidelines* du MoE 2012)

Gestion des déchets générés par la décontamination

La loi définissant les dispositions relatives à la gestion des déchets issus de la contamination par les rejets de l'accident de Fukushima suite au séisme du 11 mars 2011 distingue deux catégories de déchets, d'une part les sols issus de la mise en œuvre de la décontamination et les produits organiques tels que les feuilles et les branches, d'autre part les autres déchets produits dans les 2 zones définies dans la loi. Pour cette deuxième catégorie, une distinction supplémentaire est faite selon que les déchets sont produits dans la préfecture de Fukushima ou à l'extérieur de cette préfecture. Ainsi :

Dans la préfecture de Fukushima :

- les déchets ménagers (ordures...) et les déchets industriels (cendres d'incinération, boues de stations d'épuration ou de stations de traitement, déchets agricoles...), collectés dans la zone dite « *intensive contamination survey area* », dont l'activité massique en césium dépasse les 8 000 Bq/kg sont appelés « *designated waste* ».
- Les déchets de la zone dite « *special decontamination area* », essentiellement des débris générés par le séisme et le tsunami, sont appelés « *waste within the countermeasure area* ».

L'ensemble de ces déchets sont regroupés sous l'appellation de « *specified waste* » ;

Dans les autres préfectures, les catégories dite « *specified waste* » et « *designated waste* » sont confondues et correspondent aux déchets courants dont l'activité massique dépasse les 8 000 Bq/Kg.

Les volumes de déchets liés à la décontamination, estimés entre 28 à 55 millions de mètres cube selon les sources, sont répartis dans de petits entreposages sur les sites de décontamination (cf. figure 3), dans des entreposages municipaux de tailles très variables et de technologies diverses, dans l'attente d'une évacuation vers une filière dédiée, d'un traitement ou d'une solution définitive de stockage.

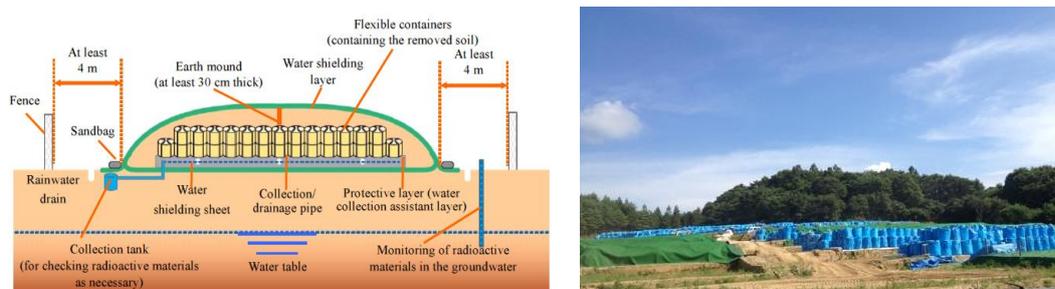
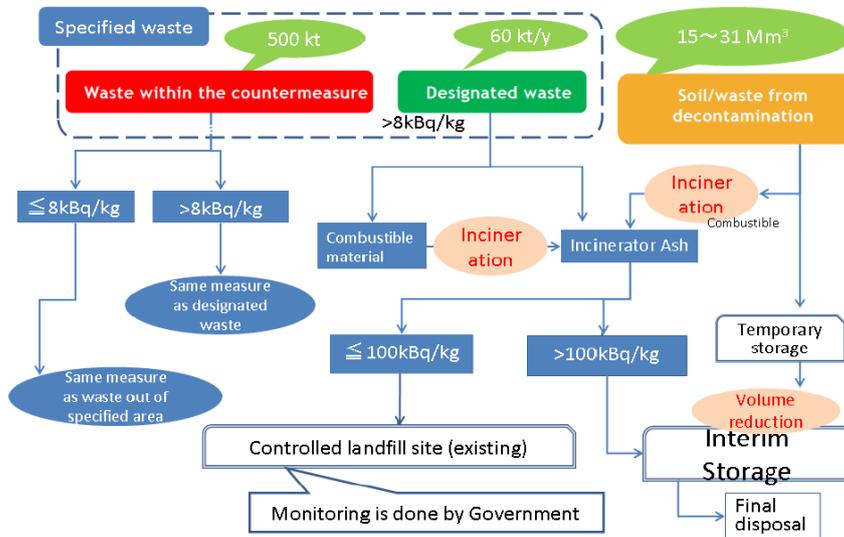


Figure 3. Exemple de concept d'entreposage temporaire (Source: MoE) et illustration

S'agissant de la préfecture de Fukushima (cf. figure 4), les déchets issus de la décontamination sont orientés, quel que soit leur niveau d'activité, vers des installations d'entreposage de très grande capacité « *interim storage facility* » (ISF) dans l'attente de la disponibilité d'une solution de stockage. La localisation de l'ISF est actuellement prévue dans les territoires des communes évacuées jouxtant la centrale. Il est à noter qu'à ce jour, aucune solution de stockage définitif n'a été retenue par l'Etat japonais, mais que si ce stockage devait voir le jour, il ne pourrait être situé sur le territoire de la préfecture de Fukushima, en vertu d'un accord passé entre les autorités nationales et locales. Concernant les autres déchets, les déchets combustibles présentant une activité massique supérieure à 8 000 Bq/kg devront être dirigés vers des incinérateurs dans le but de réduire leurs volumes. Les cendres issues de ce traitement sont orientées, avec les déchets non

combustibles, vers des décharges dites « *controlled type landfill* » (qui font l'objet d'un suivi radiologique) lorsque leur activité massique ne dépasse pas 100 000 Bq/kg. Si les cendres dépassent ce seuil, elles sont alors orientées vers l'ISF (cf. figure 5).



Source: MOE publication 2012

Figure 4. Filières de gestion des déchets dans la préfecture de Fukushima

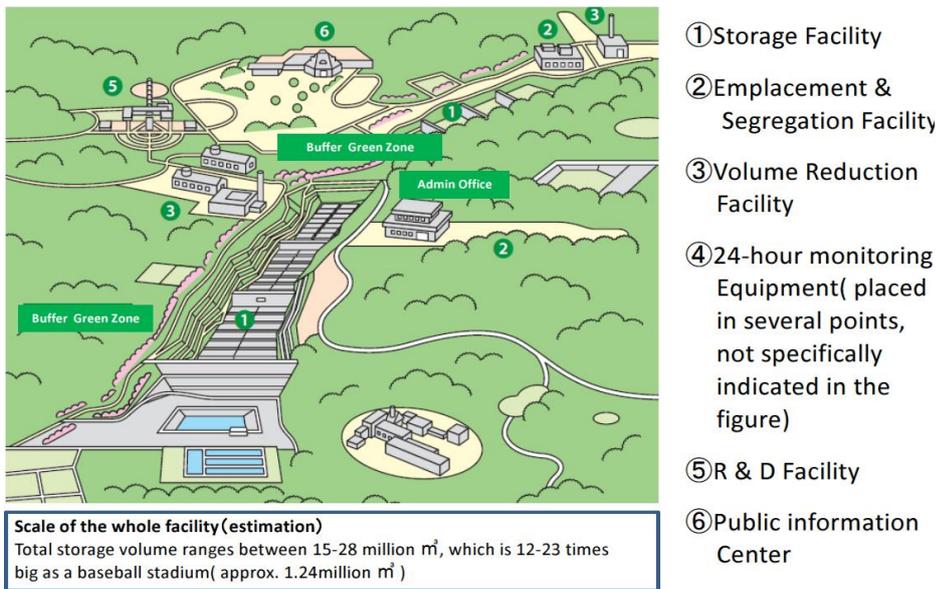
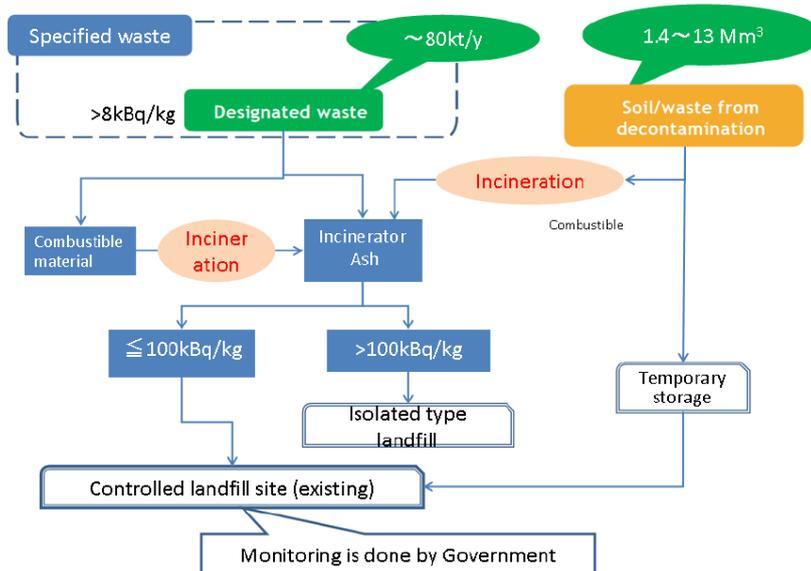


Figure 5. Exemple de concept pour l'entreposage dit « *interim storage facility* » (ISF)

S'agissant des autres préfectures (cf. Figure 6), les filières de gestion sont globalement identiques à celles définies pour la préfecture de Fukushima, à l'exception des déchets présentant une activité massique supérieure à 100 000 Bq/kg qui devront être directement transférés vers des décharges dites « *isolated type landfill* » conçues pour accueillir des déchets dangereux (sans passage par une installation de type ISF). Les autres déchets, ainsi que les sols collectés issus des opérations de décontamination devront être dirigés vers des décharges dites « *controlled type landfill* » (cf. figure 7). Le concept de ces décharges prend en compte des dispositions de prévention concernant la dispersion des substances radioactives vers les eaux souterraines, par exemple par la mise en place d'une géomembrane ou/et d'un système de drainage.

Dans toutes les préfectures, les déchets présentant une activité massique inférieure à 8 000 Bq/kg devront être envoyés vers des décharges conventionnelles gérées par les municipalités.



Source: MOE publication 2012

Figure 6. Filières de gestion des déchets dans les autres préfectures

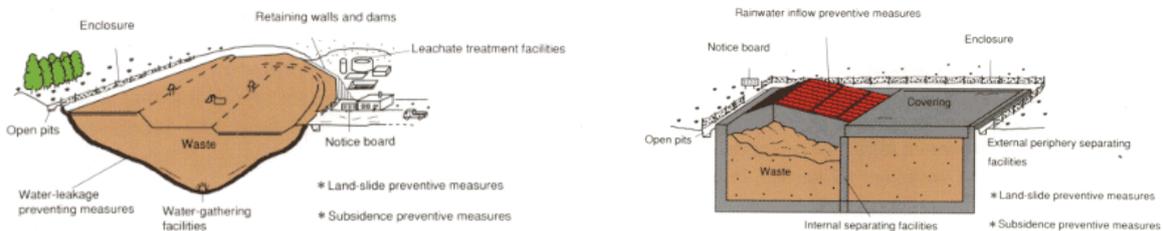


Figure 7. Exemples de concept pour les décharges dites « *controlled type landfill* » (image de gauche) et dites « *isolated type landfill* » (image de droite) (Source : MoE)

Dans toutes les préfectures, les déchets présentant une activité massique inférieure à 8 000 Bq/kg devront être envoyés vers des décharges conventionnelles gérées par les municipalités.

Résultats et conséquences de l'application de ces stratégies

Depuis la mise en œuvre de la stratégie de décontamination, une dizaine de plans de décontamination ont été élaborés par le Ministère de l'Environnement dans la zone dite « *special decontamination area* », en parallèle de multiples plans de décontamination décidés dans les municipalités des autres zones. A fin 2015, six municipalités dont les territoires se trouvent pour partie dans la zone d'évacuation ont terminé leurs opérations de décontamination. Pour les cinq autres municipalités incluses dans cette zone, les actions de décontamination planifiées devraient être terminées à la fin 2016. A titre d'exemple, le plan de décontamination de la portion de « *special decontamination area* »

située sur le territoire de la municipalité de Tamura a été mené à son terme, ce qui a conduit notamment à diminuer l'ambiance radiologique dans les zones résidentielles de 28 à 56 %. Ici comme ailleurs, les travaux mis en œuvre ont permis de soulever un certain nombre de questions liées à l'application de la stratégie de décontamination, par exemple concernant la multiplication des entreposages existants ou l'utilisation d'installations conventionnelles pour le traitement des déchets, en particulier dans les zones habitées. En outre, certains délais prévus initialement dans la loi concernant les travaux de décontamination et les créations d'installations dédiées au traitement ou à la gestion des déchets sont dépassés. Afin de limiter les retards, l'état japonais semble procéder de manière différente selon les préfectures. Pour la préfecture de Fukushima, en février 2015, l'état japonais a désigné les municipalités de Futaba et d'Okuma pour accueillir l'ISF destinée à l'entreposage de l'ensemble des déchets produits par les actions de décontamination. A ce jour, l'ISF n'est pas construite. Cependant, 23 000 m³ de déchets ont été transférés, entre mars et novembre 2015, dans des aires d'entreposage sur l'emplacement futur de l'ISF. Ces transferts ont été réalisés dans le cadre d'une phase pilote d'une durée d'un an visant à qualifier les opérations de reprise et de transport de ces déchets depuis leur lieu initial d'entreposage. Le volume total de déchets concernés par cette phase pilote (43 000 m³) reste néanmoins limité en regard des vingt millions de tonnes qui devront être entreposés dans l'ISF. Dans les autres préfectures, les emplacements pour les installations de stockage destinées à recevoir les déchets appelés « designated waste » ne sont pas encore définis. Ces préfectures se heurtent à l'opposition de la population concernant la création d'installations amenées à recevoir plusieurs milliers de tonnes de déchets présentant une activité massique d'au moins 8 000 Bq/kg en césium. Selon des articles de presse japonais, le ministère de l'environnement a autorisé la préfecture d'Ibaraki à continuer d'entreposer ces déchets sur des sites dispersés, contrairement à ce que préconise la loi², et envisage d'autoriser d'autres préfectures à procéder ainsi. Si tel est le cas, les questions relatives à la sûreté à moyen terme et à la surveillance devront être traitées pour ces entreposages dont l'existence sera prolongée de quelques années suite à cette décision.

² Act on Special Measures concerning the Handling of Environmental Pollution by Radioactive Materials Discharged by the Nuclear Power Station Accident Associated with the Tohoku District – Off the Pacific Ocean Earthquake that Occurred on March 11,2011

Etat de la contamination du milieu marin en 2015, suite à l'accident de la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi

Synthèse 2015

L'évolution en 2015 de la contamination du milieu marin côtier autour de la centrale de Fukushima se caractérise par une relative stabilité des niveaux : pas de diminution décelable de l'activité en césium 137 des sédiments, une très lente diminution de l'activité de l'eau de mer, entretenue par de probables rejets des installations en mer en raison des fuites existant sur les réacteurs toujours refroidis, des apports permanents provenant du lessivage et drainage des sols, ainsi que par la remise en suspension de particules sédimentaires et la possible désorption des radiocésiums¹ associés. Au-delà de 200 km, les concentrations en radiocésiums sont retombées à des niveaux proches de ceux observés avant l'accident. Ce sont très logiquement les organismes vivant à proximité des fonds côtiers qui présentent les activités les plus élevées et une décroissance de l'activité la plus lente. Cependant, en dehors de la préfecture de Fukushima, les niveaux en radiocésiums mesurés dans les denrées marines ne dépassent plus, depuis fin 2014, la limite de commercialisation fixée par les autorités sanitaires japonaises (100 Bq.kg⁻¹). Dans la préfecture de Fukushima, cette limite est encore parfois dépassée.

1. Estimation du terme-source marin

L'estimation des rejets directs aboutissant en mer en avril 2011 reste un sujet de débat entre les différents auteurs. De nombreuses évaluations ont été réalisées concernant les apports en 137Cs : 3,6 - 3,7 PBq (Tsumune et al., 2013) ; 5,1 - 5,5 (Estournel et al., 2012) ; 12 - 41 PBq (Bailly Du Bois et al., 2012 ; 2014) ; 11 - 16 PBq (Charette et al., 2013; Lai et al., 2013; Rypina et al., 2013; Smith et al., 2014). Les retombées atmosphériques sur la mer ont représenté des quantités du même ordre de grandeur (de 0,9 à 5,5 PBq près de la côte), mais avec une répartition étendue sur le Pacifique Nord dès le premier mois suivant l'accident (Aoyama et al., 2013). Pour le milieu marin, l'ensemble de ces apports en 137Cs seraient comparables ou supérieurs à ceux ayant touché les mers suite aux retombées atmosphériques de l'accident de Tchernobyl (15 - 20 PBq). Ils se distinguent principalement par les apports directs en mer qui ont entraîné des concentrations particulièrement importantes près de l'émissaire.

En ce qui concerne le 90Sr, en raison du nombre de mesures beaucoup plus faibles que pour le césium-137, les estimations du terme-source s'appuient essentiellement sur le rapport 90Sr/137Cs. Du fait que ce rapport a beaucoup évolué en 2011, les incertitudes sont importantes. Povinec et al.

¹ Les radiocésiums sont les césium-134 et césium-137.

(2012) estime le flux total issu des rejets directs à environ 1 PBq. Malgré de fortes fluctuations d'une mesure à l'autre, l'évolution du rapport $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ mesuré près de l'installation indique que les rejets résiduels depuis 2012 de ces deux radionucléides sont en moyenne du même ordre de grandeur .

2. Contamination de l'eau de mer

La contamination de l'eau de mer consécutive à l'accident de Fukushima a initialement résulté des dépôts atmosphériques et surtout des rejets directs liés au déversement d'eau de mer puis d'eau douce sur les réacteurs accidentés pour les refroidir. Les activités de plusieurs dizaines de milliers de Bq/L atteintes dans l'eau de mer à moins de 2 km du site au cours des premières semaines suivant l'accident ont été rapidement diluées par l'interaction des deux courants principaux qui circulent au large de la côte orientale du Japon : le Kuroshio qui vient du sud en longeant les côtes et l'Oyashio, de moindre importance, qui vient du nord (figure 1), ce qui a entraîné une diminution rapide de la contamination de la colonne d'eau. Toutefois, durant cette période, une partie des radiocésiums s'est adsorbée sur les matières en suspension et les sédiments entraînant la contamination de ces derniers.

Depuis, dans les 30 km autour du site, l'activité de l'eau est maintenue globalement stable par l'effet de trois catégories d'apports qu'il est cependant difficile de quantifier : les apports liés au site de la centrale (fuites existant sur les réacteurs endommagés toujours refroidis (environ $320 \text{ m}^3/\text{jour}$ d'eau douce sont injectés sur les cœurs des réacteurs dont les enceintes ne sont plus étanches), et drainage des sols du site fortement contaminés), le lessivage et drainage des bassins versants dont les sols sont contaminés suite aux dépôts radioactifs² (ce processus est très efficace notamment lors des typhons), ainsi que par la remise en suspension de particules sédimentaires et la désorption des radiocésiums associés.

² Pour plus d'informations, le lecteur pourra consulter la fiche suivante : « Comment les dépôts radioactifs sont-ils redistribués au sein des bassins versants en situations post-accidentelles ? Les enseignements tirés des accidents de Tchernobyl et de Fukushima ».

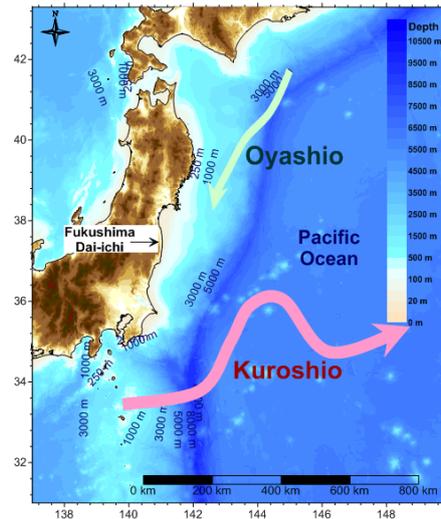


Figure 1 : Profondeur et courants de surface devant les côtes est du Japon

Ainsi, depuis l'été 2012, les concentrations en césium-137 de l'eau de mer sont globalement assez stables dans les 30 km autour du site, avec une légère tendance à la diminution (figures 2 et 3). A moins de 2 km de la centrale (figure 2), les concentrations se situent dans une gamme de 0,01 à 5 Bq.L⁻¹. Elles sont environ 10 000 fois plus faibles que celles détectées en avril 2011. Entre la zone proche de l'installation et une distance de 30 km le long des côtes, les concentrations en césium-137 se situent dans une gamme de 0,007 à 0,2 Bq.L⁻¹. Le renouvellement des eaux marines étant comparable d'une année sur l'autre, la stabilité de ce marquage ne peut s'expliquer que par une poursuite des apports de ¹³⁷Cs dans l'eau de mer selon les origines exposées précédemment. Il n'est pas possible de déterminer précisément la part respective de ces contributions. Toutefois, l'écart des concentrations d'environ un facteur 10 à 100 entre la zone proche du site (moins de 2 km) et les zones plus éloignées (2 à 30 km et de 30 à 200 km respectivement) (figure 4) indique que ces apports sont toujours significatifs.

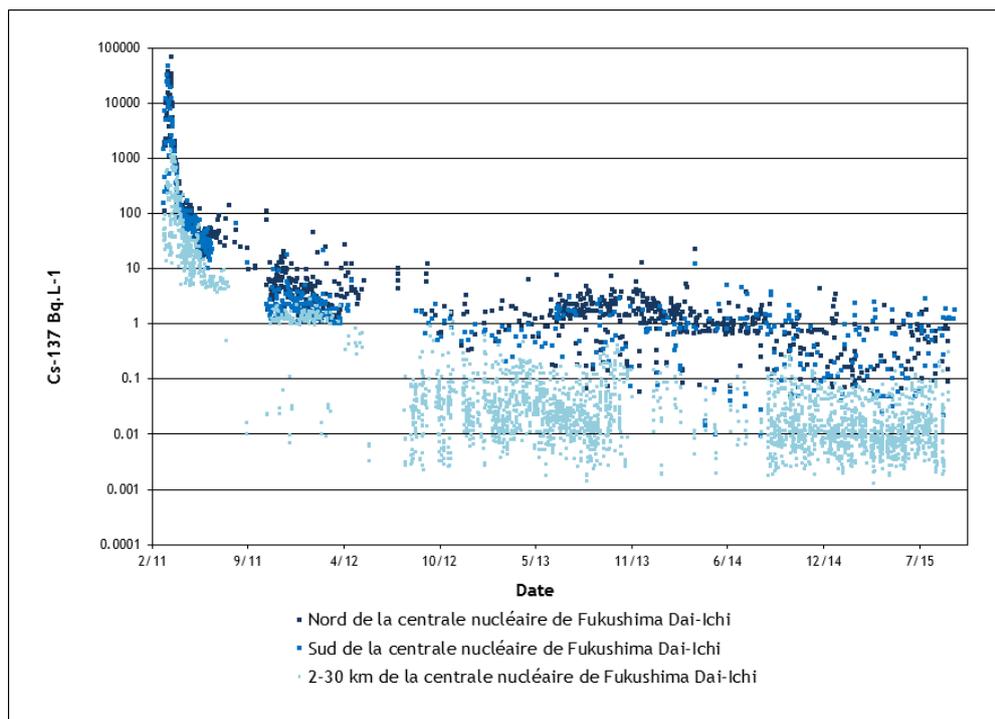


Figure 2 : Evolution au cours du temps de l'activité de l'eau de mer en césium-137 le long de la côte pour des distances à la centrale : inférieures à 2 km (bleu foncé, hors zone portuaire) et comprises entre 2 et 30 km (bleu clair).

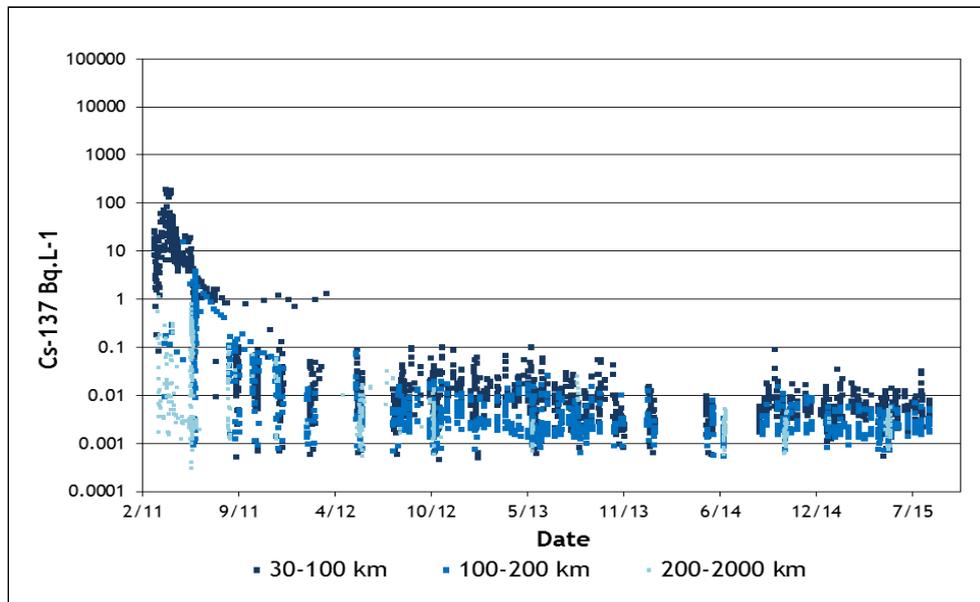


Figure 3 : Evolution au cours du temps de l'activité de l'eau de mer en césium-137 pour des distances à la centrale accidentée de 30 à 100 km (bleu foncé), de 100 à 200 km (bleu moyen) et supérieures à 200 km (bleu clair).

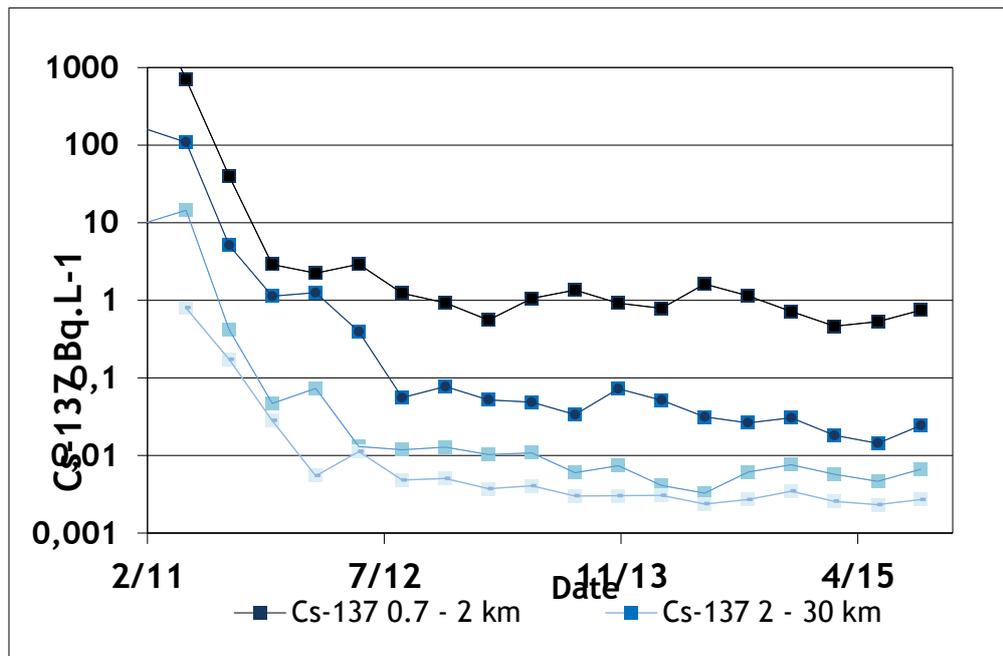


Figure 4 : Evolution des activités moyennes trimestrielles dans l'eau de mer en césium-137 pour des distances à la centrale accidentée de 0 à 2 km, de 2 à 30 km, de 30 à 100 km (bleu foncé) et de 100 à 200 km (bleu moyen) (bleu clair).

Les concentrations de césium-137 mesurées en 2015 à plus de 100 km de la centrale varient de 0,002 à 0,007 Bq.L⁻¹. Les valeurs minimales correspondent aux concentrations mesurées avant l'accident (0,001-0,002 Bq.L⁻¹) qui résultaient des retombées atmosphériques des essais aériens d'armes nucléaires. Depuis 2013 à plus de 30 km, les valeurs maximales sont passées en-dessous de celles mesurées dans cette zone du Pacifique Nord durant les années 1960 (0,02 Bq.L⁻¹) au plus fort de ces retombées (Povinec *et al.*, 2013).

Le panache marqué par les rejets de Fukushima a été détecté notamment le long des côtes américaines à 4 000 km vers l'est à raison de 0,001 à 0,005 Bq.L⁻¹ selon Smith *et al.* (2014) et dans la zone subtropicale du Pacifique Nord, jusqu'à 2 000 km au sud du Japon (Kaeriyama *et al.*, 2014; Kumamoto *et al.*, 2015). Ces panaches ont été identifiés entre 0 et 500 mètres de profondeur. Les travaux publiés ne montrent pas de marquage dans l'océan Arctique, *via* le détroit de Behring.

D'autres radionucléides que les radiocésiums ont été mesurés associés à la phase dissoute dans la colonne d'eau, mais de manière beaucoup plus sporadique. Il s'agit surtout du strontium-90 et du tritium qui, par comparaison avec les mesures de radiocésiums, peuvent révéler des origines différentes. Les césiums-137 et -134 ont été rejetés en quantités similaires au moment de l'accident, les résultats obtenus pour ces deux radionucléides sont donc comparables si l'on prend en compte les périodes de décroissance radioactive respectives (césium-137 : 30 ans ; césium-134 : 2 ans). L'évolution concomitante du rapport Sr-90/Cs-137 à proximité et à distance de l'installation indique une origine similaire, en provenance de la zone de l'installation. Pour l'année 2014, le marquage en tritium est comparable à ce qui est mesuré dans les fleuves français (1 - 10 Bq.L⁻¹). Ces résultats confirment les données antérieures indiquant que les rejets en tritium suite à l'accident de Fukushima ont été très modérés relativement à ceux de césium-137.

3. Contamination des sédiments

Si l'on excepte la zone portuaire au droit du site de Fukushima Daiichi, les activités des sédiments de surface évoluent peu entre l'environnement immédiat de la centrale jusqu'à 80 km de distance : elles sont comprises entre 1 et 1 000 à 5 000 Bq/kg de sédiment sec environ. Elles sont également constantes dans le temps depuis 2012 (figure 5) sans tendance significative, ni à la hausse (qui pourrait résulter d'apports supplémentaires), ni à la baisse (susceptible de résulter d'une dispersion des sédiments par érosion puis transport latéral, ou encore de l'enfouissement des particules les plus contaminées par bioturbation). La diminution liée à la décroissance radioactive du césium-137 n'est pas perceptible sur 5 ans compte tenu de la très forte variabilité des concentrations.

Au-delà, entre 80 et 280 km, les activités sont plus faibles et comprises entre 1 et 100 à 500 Bq/kg sec environ.

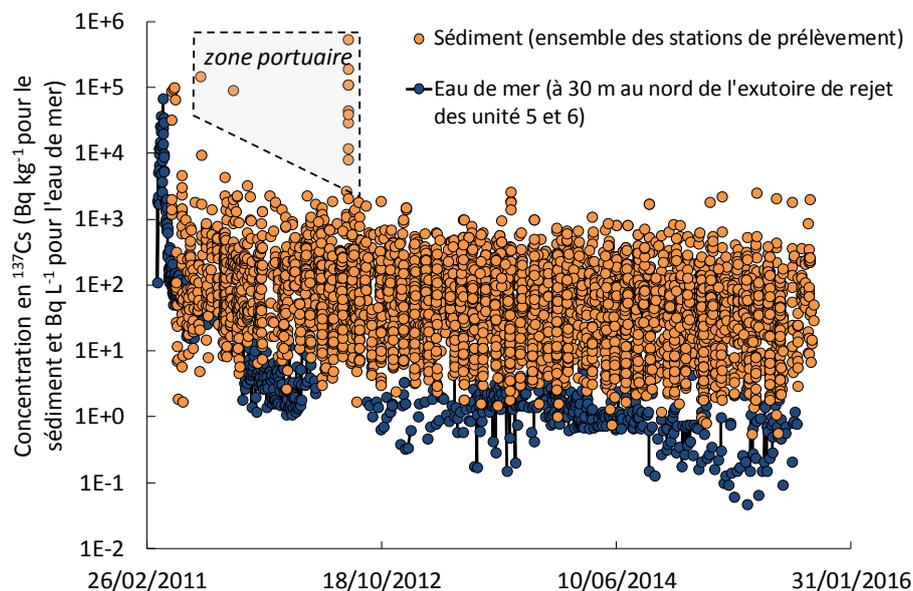


Figure 5 : Evolution au cours du temps de la concentration en césium-137 dans les sédiments jusqu'à 280 km de la côte (prélevés en pleine mer et dans la zone portuaire de Fukushima Daiichi) jusqu'au 27/10/2015 ; en l'absence d'information (notamment au cours des premiers mois qui ont suivi l'accident), il est possible que quelques activités aient été rapportées à de la matière non séchée ; données collectées par la Cellule Mer de l'IRSN)

De manière générale, les concentrations en césium-137 dans les sédiments sont plus élevées au nord de la centrale accidentée qu'au sud. Ceci s'explique par le fait que la contamination des sédiments a principalement eu lieu au cours des 6 premiers mois après l'accident et que durant cette période, toutes les eaux contaminées en césium-137 se seraient déplacées vers le nord au début du mois de mai 2011, avant qu'une partie d'entre elles reviennent le long de la côte sud à la fin du mois de mai 2011.

Dans les régions côtières, les radiocésiums ont pénétré les sédiments sur une épaisseur de plus de 15 cm (Ambe *et al.*, 2014), et jusqu'à 18-20 cm (Black et Buesseler, 2014).

Alors qu'à l'échelle régionale (jusqu'à 280 km de la côte), la gamme de variation des concentrations en césium-137 est homogène, de fortes hétérogénéités locales d'activité ont été mesurées par Thornton *et al.* (2013) dans un rayon de 20 km autour de la centrale à l'aide d'un spectromètre tracté par un navire au-dessus des sédiments (figure 9). Ces mesures mettent en évidence des zones d'accumulation préférentielle de particules contaminées en lien avec la bathymétrie. Les zones d'activités supérieures d'un facteur 5 à 10 aux valeurs moyennes environnantes sont dénommées "hot spots" (Black et Buessler, 2014). Les concentrations mesurées dans les sédiments y atteignent 5 000 Bq/kg-humide. Les "hot spots" sont le plus souvent localisés dans les régions de profondeur inférieure à 150 m et leurs dimensions caractéristiques varient du mètre à la centaine de mètres.

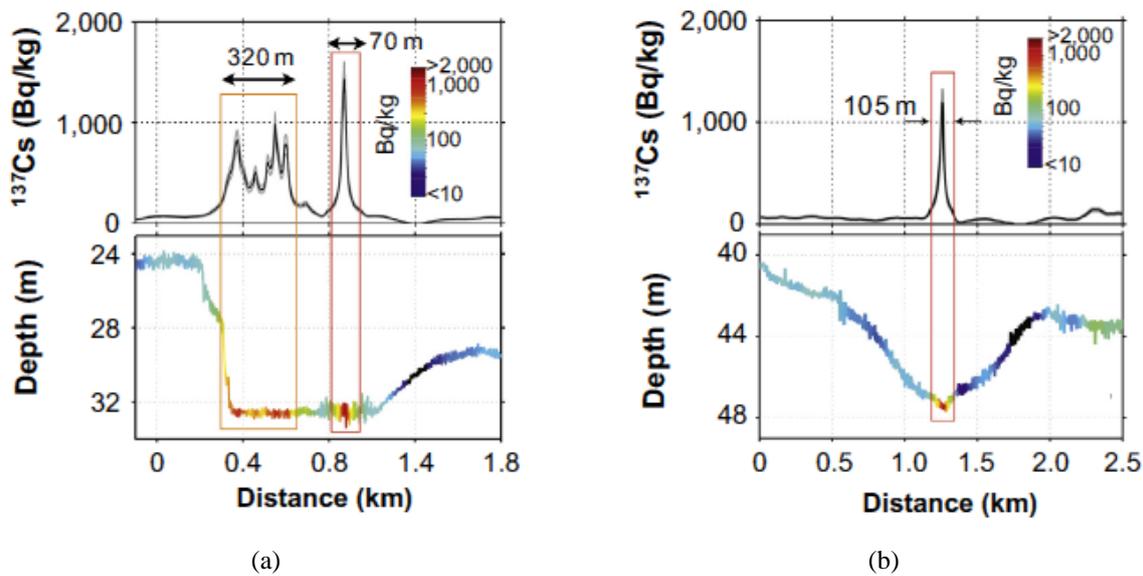


Figure 6 : Exemples de « Hots spots », points de concentrations élevées des sédiments en césium-137, correspondant à des accumulations dans des « points bas » bathymétriques, observés dans un rayon de 20 km autour de la centrale de Fukushima (adapté de Thornton *et al.*, 2013).

Les radionucléides autres que les radiocésiums sont mesurés de manière très épisodique. Depuis l'accident, les concentrations mesurées en strontium-90 varient entre 0,045 et 63 Bq/kg-sec. La valeur moyenne est de 2,3 Bq/kg-sec.

Dans le Pacifique nord-ouest, les deux principales sources de plutonium jusqu'à présent identifiées ont été les retombées des essais aériens d'armes nucléaires. L'analyse d'une carotte de sédiments de 10 cm de long, prélevée à 300 m de profondeur et 100 km à l'est de la centrale en janvier 2013, suggère l'absence d'influence détectable de l'accident de Fukushima pour ce radioélément (Bu *et al.*, 2014). Les activités de plutonium-239+240 mesurées dans les sédiments de surface, comprises entre $0,48 \pm 0,01$ et $3,53 \pm 0,10$ Bq/kg-sec, sont voisines de celles mesurées au nord de Fukushima entre avril 2008 et juin 2011 : entre 0,37 et 4,1 Bq/kg-sec. Cependant, du fait de la forte affinité du plutonium pour les particules et en l'absence de mesures spécifiques, un marquage des sédiments situés à des distances plus proches de la centrale ne peut être exclu.

4. Conséquences sur les espèces marines

Dans le port de la centrale de Fukushima, depuis octobre 2012 et jusqu'au 30 novembre 2015, 1 200 échantillons ont été prélevés dans le port de la centrale de Fukushima. Grâce aux structures mises en place pour limiter les entrées et sorties des poissons du port, ce sont surtout des espèces démersales (se nourrissant sur le fond) qui restent présentes dans l'enceinte. Depuis le début de l'année 2015, des concentrations en radiocésiums supérieures à 10 000 Bq/kg frais ont été mesurées dans 3 espèces de poissons démersaux : le « jacobever », le « japanese black rock fish » (ou *Sebastes cheni*) et le « brassblotched rockfish ». La figure 7 présente les évolutions comparées des activités de ces deux dernières espèces prélevées soit sur le littoral, soit dans le port de Fukushima.

Dans la zone côtière au large de la préfecture de Fukushima, depuis le mois de mai 2012, l'exploitant TEPCO a mis en place une surveillance des niveaux de contamination des organismes marins en plusieurs stations dans la zone littorale proche de la centrale. De façon globale, les stations du large, à plus de 10 km des côtes, montrent une diminution des concentrations en radiocésiums, avec des valeurs qui avoisinent, au 28 novembre 2015, les 10 Bq/kg frais (figure 7).

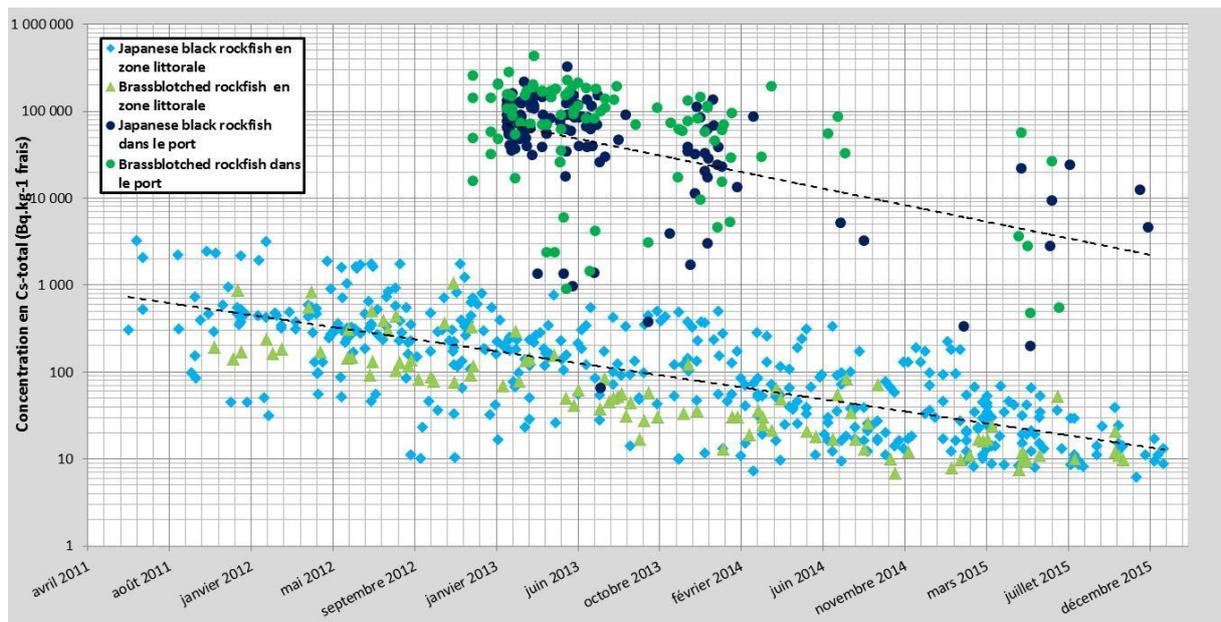


Figure 7 : Représentation des concentrations en radiocésiums dans deux espèces démersales : « Japanese black rockfish » (bleu foncé) et « Brassblotched rockfish » (vert foncé) à l'intérieur du port de la centrale et dans un rayon de 20 km, dans une zone littorale de 20 km (respectivement pour chacune des espèces en bleu clair et vert clair) (Source TEPCO).

Deux stations côtières ont été échantillonnées au nord de Fukushima : à 1 km de l'embouchure de la rivière Ota, et à 3 km au large d'Odaka. Bien qu'en constante diminution, les concentrations en radiocésiums ont atteint ponctuellement des valeurs supérieures à 100 Bq/kg frais en 2015 (limite de commercialisation). Ces teneurs sont sûrement à relier aux apports par les rivières.

En 2015, des concentrations en radiocésiums qui excèdent la limite de 100 Bq/kg frais sont encore observées ponctuellement. A titre d'exemple, deux des espèces de poissons démersaux les plus échantillonnées par TEPCO, à la fois dans le temps et dans l'espace, sont le Japanese black rockfish

(*Sebastes cheni*) et le Spotbelly rockfish (ou Brassblotched rockfish, *Sebastes pachycephalus*), avec respectivement 204 et 601 prélèvements. Les concentrations en radiocésiums dans ces espèces (Figure 7) permettent de mettre en évidence deux tendances. Depuis le début des prélèvements réalisés par TEPCO (mai 2012), dans la zone littorale et dans un rayon de 20 km autour de la centrale, la concentration en radiocésiums diminue lentement en lien avec les sédiments prélevés dans cette même zone. Contrairement à l'année 2012, la variabilité entre mesures pour une même date a diminué (figure 7).

La signature de l'accident de Fukushima était à l'origine caractérisée par un rapport $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ de 1. Ce rapport augmente dans le temps du fait de la décroissance plus rapide du ^{134}Cs que du ^{137}Cs , il est proche actuellement de 4. Ce rapport est mesuré dans tous les échantillons prélevés par TEPCO à l'intérieur ou à l'extérieur du port il est conforme à l'attendu.

Les poissons démersaux sont plus marqués que les poissons pélagiques

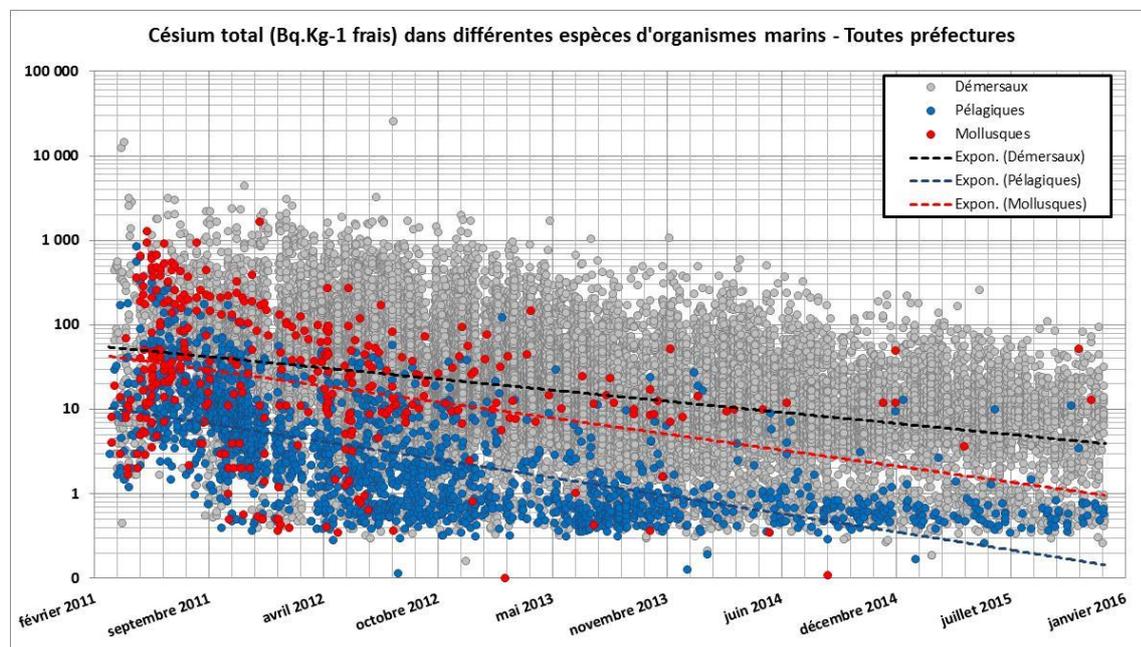


Figure 8 : Représentation des concentrations totales en césiums chez les poissons de démersaux (gris), les poissons pélagiques (bleu) et les invertébrés marins (rouge) prélevés dans l'océan au nord-est du Japon.

Les données de la figure 8 montrent que les poissons caractérisés par des modes de vie en lien avec le sédiment (gris) présentent des niveaux plus élevés que les poissons pélagiques (bleu). Depuis le mois de septembre 2015, les concentrations en radiocésiums sont inférieures à la limite de commercialisation de 100 Bq/kg frais.

Au large des préfectures autres que celle de Fukushima, la figure 9 montre qu'en 2015, les concentrations en radiocésiums dans les poissons débarqués dans les autres préfectures que Fukushima sont inférieures à la limite de commercialisation de 100 Bq/kg frais.

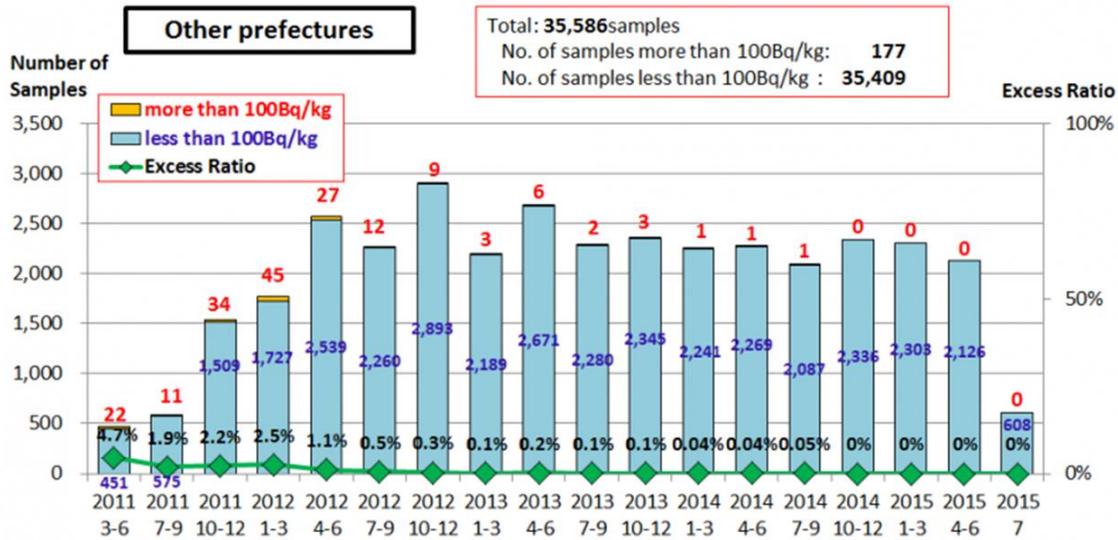


Figure 9 : Evolution temporelle de la proportion d'échantillons dépassant la limite de commercialisation en radiocésiums chez les poissons débarqués dans les autres préfectures que Fukushima (<http://www.jfa.maff.go.jp/e/inspection/index.html>).

La figure 10 montre l'évolution des concentrations en radiocésiums dans les poissons démersaux (se nourrissant au fond) de 6 préfectures de l'Est du Japon. Comme attendu, les niveaux les plus élevés caractérisent les pêches au large de Fukushima. Plus de cinq ans après l'accident, les espèces démersales avoisinent encore les limites admissibles (100 Bq/kg frais) dans la préfecture de Fukushima.

Dans les zones éloignées de la centrale, l'évolution des niveaux d'activité des organismes marins est sans doute liée à la contamination durable des sédiments et aux apports *via* les rivières suite au lessivage des terrains contaminées par les retombées atmosphériques.

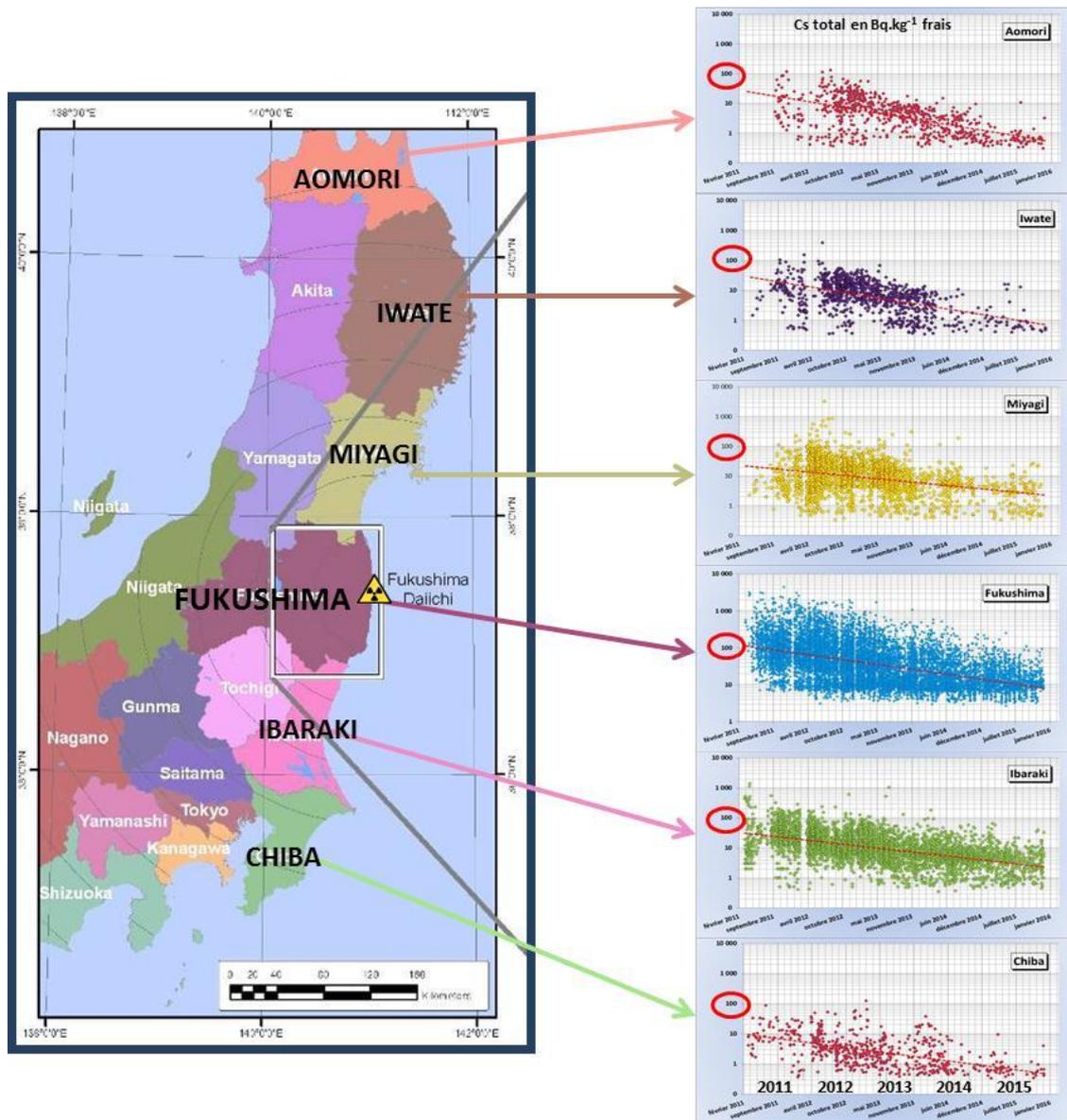


Figure 10 : Evolution temporelle des concentrations en radiocésiums dans différentes espèces de poissons démersaux entre mars 2011 et novembre 2015, prélevées au large des côtes des préfectures de Chiba, Ibaraki, Fukushima, Miyagi, Iwate et Aomori.

Références

- Ambe, D., Kaeriyama, H., Shigenobu, Y., Fujimoto, K., Ono, T., Sawada, H., Saito, H., Miki, S., Setou, T., Morita, T., Watanabe, T. (2014). Five-minute resolved spatial distribution of radiocesium in sea sediment derived from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Journal of Environmental Radioactivity* 138, 264-275.
- Aoyama M., Uematsu M., Tsumune D., Hamajima Y., 2013. Surface pathway of radioactive plume of TEPCO Fukushima NPP1 released 134Cs and 137Cs. *Biogeosciences* 10, 5 3067-3078. 10.5194/bg-10-3067-2013
- Bailly du Bois P., Laguionie P., Boust D., Korsakissok I., Didier D., Fiévet B., 2012. Estimation of marine source-term following Fukushima Daiichi accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 114 2-9. 10.1016/j.jenvrad.2011.11.015
- Bailly du Bois P., Garreau P., Laguionie P., Korsakissok I., 2014. Comparison between modelling and measurement of marine dispersion, environmental half-time and 137Cs inventories after the Fukushima Daiichi accident. *Ocean Dynamics* 64, 3 361-383. 10.1007/s10236-013-0682-5
- Black, E.E., Buesseler, K.O. (2014). Spatial variability and the fate of cesium in coastal sediments near Fukushima, Japan. *Biogeosciences*, 11, 5123-5137.
- Bu, W., Zheng, J., Guo, Q., Aono, T., Otosaka, S., Tagami, K., & Uchida, S. (2014). Temporal distribution of plutonium isotopes in marine sediments off Fukushima after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *J Radioanal Nucl Chem*, 1-4.
- Charette M.A., Breier C.F., Henderson P.B., Pike S.M., Rypina I.I., Jayne S.R., Buesseler K.O., 2013. Radium-based estimates of cesium isotope transport and total direct ocean discharges from the Fukushima Nuclear Power Plant accident. *Biogeosciences* 10, 3 2159-2167. 10.5194/bg-10-2159-2013
- Estournel C., Bosc E., Bocquet M., Ulses C., Marsaleix P., Winiarek V., Osvath I., Nguyen C., Duhaut T., Lyard F., Michaud H., Auclair F., 2012. Assessment of the amount of cesium-137 released into the Pacific Ocean after the Fukushima accident and analysis of its dispersion in Japanese coastal waters. *Journal of Geophysical Research C: Oceans* 117, 11. 10.1029/2012JC007933
- Kaeriyama, H., Shimizu, Y., Ambe, D., Masujima, M., Shigenobu, Y., Fujimoto, K., Ono, T., Nishiuchi, K., Taneda, T., Kurogi, H., Setou, T., Sugisaki, H., Ichikawa, T., Hidaka, K., Hiroe, Y., Kusaka, A., Kodama, T., Kuriyama, M., Morita, H., Nakata, K., Morinaga, K., Morita, T., Watanabe, T. (2014). Southwest intrusion of 134Cs and 137Cs derived from the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident in the western North Pacific. *Environmental Science and Technology* 48, 3120-3127.
- Kumamoto, Y., Aoyama, M., Hamajima, Y., Murata, A., Kawano, T. (2015). Impact of Fukushima-derived radiocesium in the western North Pacific Ocean about ten months after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 140, 114-122.
- Lai Z., Chen C., Beardsley R., Lin H., Ji R., Sasaki J., Lin J., 2013. Initial spread of 137Cs from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant over the Japan continental shelf: a study using a high-resolution, global-coastal nested ocean model. *Biogeosciences* 10, 8 5439-5449. 10.5194/bg-10-5439-2013
- Povinec P.P., Hirose K., Aoyama M., 2012. Radiostrontium in the western North Pacific: Characteristics, behavior, and the Fukushima impact. *Environmental Science and Technology* 46, 18 10356-10363. 10.1021/es301997c
- Povinec, P.P., Aoyama, M., Biddulph, D., Breier, R., Buesseler, K., Chang, C.C., Golser, R., Hou, X.L., Jeřkovský, M., Jull, A.J.T., Kaizer, J., Nakano, M., Nies, H., Palcsu, L., Papp, L., Pham, M.K., Steier, P., Zhang, L.Y. (2013). Cesium, iodine and tritium in NW Pacific waters - a comparison of the Fukushima impact with global fallout. *Biogeosciences* 10, 5481-5496.
- Rypina I.I., Jayne S.R., Yoshida S., Macdonald A.M., Douglass E., Buesseler K., 2013. Short-term dispersal of Fukushima-derived radionuclides off Japan: modeling efforts and model-data intercomparison. *Biogeosciences* 10, 7 4973-4990. 10.5194/bg-10-4973-2013
- Smith, J.N., Brown, R.M., Williams, W.J., Robert, M., Nelson, R., Moran, S.B. (2014). Arrival of the Fukushima radioactivity plume in North American continental waters. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- Tsumune D., Tsubono T., Aoyama M., Uematsu M., Misumi K., Maeda Y., Yoshida Y., Hayami H., 2013. One-year, regional-scale simulation of 137Cs radioactivity in the ocean following the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Biogeosciences* 10, 8 5601-5617. 10.1007/s10967-012-2033-2
- Thornton, B., Ohnishi, S., Ura, T., Odano, N., Sasaki, S., Fujita, T., Watanabe, T., Nakata, K., Ono, T., & Ambe, D. (2013). Distribution of local 137Cs anomalies on the seafloor near the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Marine Pollution Bulletin*, 74, 344-350.

2011-2016 : cinq années d'évolution du périmètre des zones évacuées suite à l'accident de Fukushima

Simultanément et consécutivement à l'accident de la centrale de Fukushima, les autorités locales et nationales japonaises ont pris des mesures de protection de la population. Celles-ci ont été de trois ordres :

- Des mesures de mise à l'abri et d'évacuation (afin de minimiser l'exposition externe) ;
- Des mesures de prise d'iode (afin de minimiser l'effet dû à l'inhalation d'iodes radioactifs) ;
- Enfin des mesures de restrictions de consommation de denrées alimentaires contaminées afin de limiter l'exposition interne.

Cette fiche n'aborde que les conséquences des premières mesures citées (mise à l'abri et plus particulièrement de l'évacuation) qui se sont traduites par la délimitation de zones géographiques où elles ont été appliquées et continuent à s'appliquer pour ce qui concerne l'évacuation. Ces zones ont évolué dans un premier temps en fonction de l'état des réacteurs et dans un deuxième temps en fonction des résultats de mesures et de calculs prospectifs de doses à la population. L'objectif de la présente fiche est de présenter, de manière synthétique, comment et pourquoi ces zones ont évolué au cours du temps entre mars 2011 et aujourd'hui.

Trois phases peuvent être distinguées dans la mise en place des différents zonages successifs :

- La **première phase** couvre la période mars 2011-décembre 2011 et correspond à la mise en place de mesures de protection prises en situation d'urgence. Cette phase s'achève, fin 2011, par l'annonce, par le gouvernement et TEPCO, que les conditions d'un état d'arrêt à froid des réacteurs 1 à 3 de la centrale de Fukushima ont été atteintes ;
- La **deuxième phase** s'étend de décembre 2011 à fin 2013 et a conduit à l'établissement d'un zonage basé sur l'estimation de doses prospectives sur l'année suivant l'accident. Ce zonage a servi de base à l'établissement d'une stratégie de décontamination visant à permettre, à terme, le retour des populations dans les zones évacuées ;
- Enfin, la **troisième phase** qui a commencé en 2014, correspond, en particulier à la suite de l'achèvement des opérations de décontamination, aux premières levées des ordres d'évacuation qui avaient été prononcées par le gouvernement durant le printemps 2011.

1) Evolution du zonage de mars 2011 à décembre 2011

Cette première phase correspond à la phase d'urgence c'est-à-dire la période durant laquelle l'état des réacteurs accidentés n'était pas stabilisé. Dès le 11 mars, les autorités ont pris des mesures de mise à l'abri de la population et de son évacuation pour les zones les plus proches de la centrale de Fukushima. Dans la mesure où les rejets se sont poursuivis durant plusieurs semaines et que les opérations de caractérisation des niveaux de contamination ont pris du temps, ces mesures ont été étendues au fil du temps. Ce n'est que fin 2011, lorsque les autorités et TEPCO ont considéré que la situation des réacteurs sur le site était stabilisée, que le périmètre d'évacuation a été définitivement fixé. Le tableau 1 et la figure 1 présentent une synthèse de l'évolution du zonage durant cette période.

<i>Date</i>	<i>Mesure de protection de la population</i>	<i>Zone concernée</i>	<i>Figure</i>
11 mars 2011, 20h50	Ordre d'évacuation de la population (préfecture de Fukushima)	Rayon de 2 km autour de la centrale de Fukushima	Figure 1a
11 mars 2011, 21h23	Ordre d'évacuation de la population Mise à l'abri (gouvernement japonais)	Rayon de 3 km Rayon de 3 à 10 km	Figure 1b
12 mars 2011, 5h44	Ordre d'évacuation de la population	Rayon de 10 km	Figure 1c
12 mars 2011, 18h25	Ordre d'évacuation de la population	Rayon de 20 km (représente l'évacuation d'environ 76000 personnes appartenant à 9 communes)	Figure 1d
15 mars, 11h00	Ordre de mise à l'abri	Rayon de 20 à 30 km	Figure 1e
25 mars 2011	Recommandation d'une évacuation volontaire	Rayon de 20 à 30 km	Figure 1f
11 avril 2011	Le gouvernement japonais annonce que le critère d'une dose prédictive totale de 20 mSv par an à partir de la date de l'accident sera utilisé pour déterminer les zones où la population doit être évacuée au-delà des 20 km		
22 avril 2011	Ordre de levée de mise à l'abri	Rayon des 20-30 km	
22 avril 2011	Définition d'une « Deliberate Evacuation Area » devant être évacuée sous un mois	Katsuro, Namie, Iitate, partie de Kawamata, partie de Minamisoma (représente environ 10000 personnes)	Figure 1g
22 avril 2011	Définition d'une « Zone de préparation à l'évacuation » où il est recommandé aux habitants, soit de rester à l'abri, soit de procéder à une évacuation volontaire par leur propre moyen.	Tout ou partie de 5 communes (Hirono, Naraha, Kawauchi, Tamura et Minamisoma). Représente environ 59000 personnes	Figure 1g
22 avril 2011	Définition d'une « Restricted area » (mise en place de conditions strictes d'entrée dans cette zone)	Rayon des 20 km	Figure 1g
30 juin 2011	Le gouvernement définit des « hots spots » spécifiques hors des zones définies précédemment où la dose projetée dépasse 20 mSv		Figure 1h
30 septembre 2011	La zone de préparation à l'évacuation est supprimée (rendant caduques les recommandations qui y étaient associées)		Figure 1i

Tableau 1 : Localisation des zones ayant fait l'objet d'ordres de mise à l'abri et d'évacuation entre le 11 mars et le 30 septembre 2011.

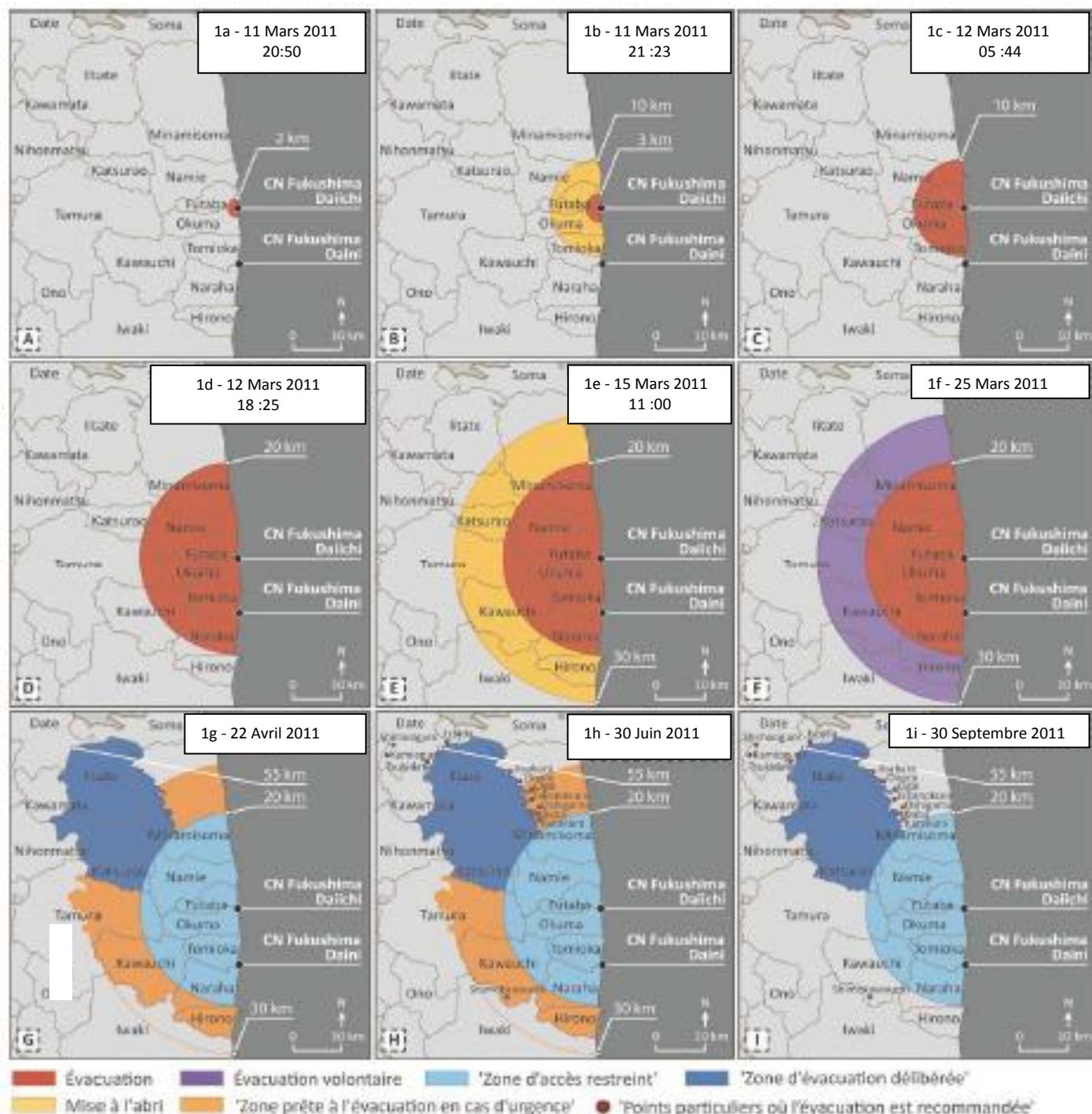


Figure 1 : Evolution au cours du temps de la délimitation des zones de mise à l'abri et d'évacuation ordonnées par le gouvernement japonais suite à l'accident de la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi sur la période allant de mars à décembre 2011.¹

¹ Modifié de http://www-pub.iaea.org/books/IAEABooks/Supplementary_Materials/files/10962/100000/The-Fukushima-Daiichi-Accident.

2) Evolution du zonage de décembre 2011 à fin 2013

Fin 2011, les autorités japonaises, s'appuyant sur le texte intitulé « *Act on special measures concerning the handling of radioactive pollution* », ont défini des niveaux de doses prospectives (doses calculées, sur la base d'hypothèses conservatives, sur la première année après l'accident) pour classer les territoires contaminés en deux grandes zones (figure 2) :

- la « zone de décontamination spéciale » (Special Decontamination Area-SDA) qui regroupe l'ensemble des zones évacuées définies en septembre 2011 (zone d'évacuation des 20 km et zone d'évacuation délibérée). Dans cette zone, il est considéré que la dose annuelle (calculée à partir de la date des premiers rejets) pourrait atteindre ou dépasser 20 mSv. Le gouvernement est en charge de la décontamination de ces zones.
- la « zone d'évaluation intensive de la contamination » (Intensive Contamination Survey Area-ICSA) qui comprend, au-delà de la SDA, les communes pour lesquelles il est estimé que la dose annuelle peut, sur toute ou partie de son emprise, être comprise entre 1 et 20 mSv (dose ajoutée au bruit de fond radiologique). Il est de la responsabilité des communes de réaliser des campagnes de mesures afin d'identifier les zones nécessitant des opérations de décontamination puis de procéder à celles-ci, étant entendu que le gouvernement amènera son support technique ainsi que le financement pour ce faire.

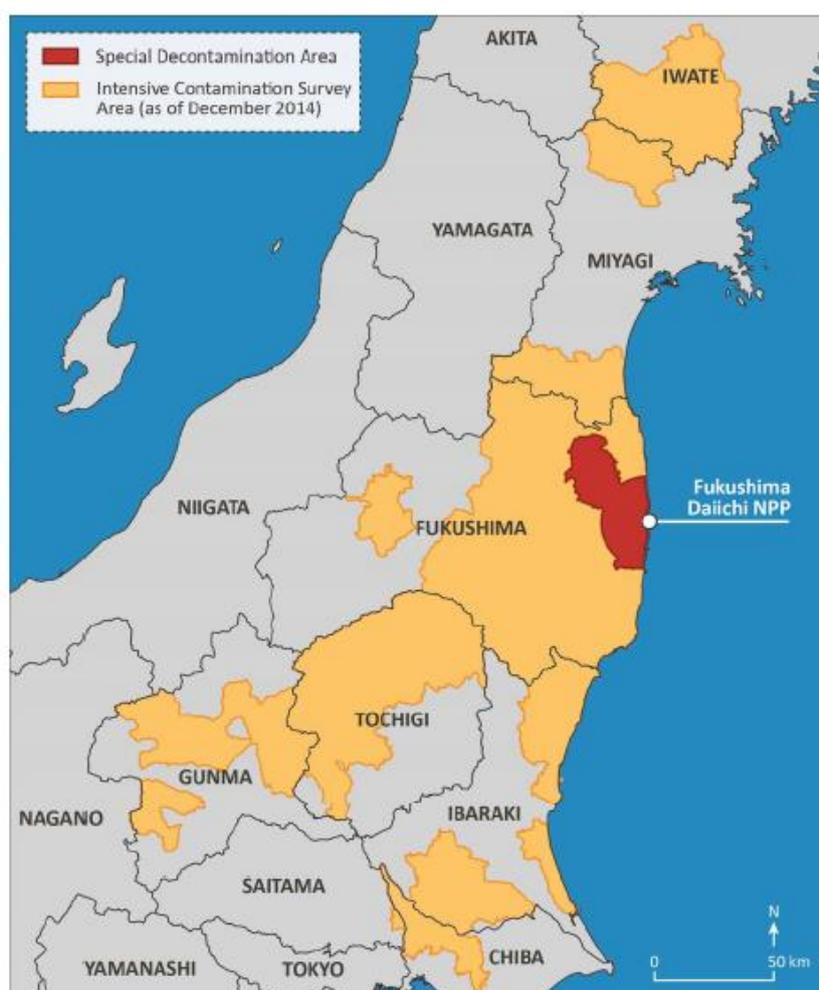


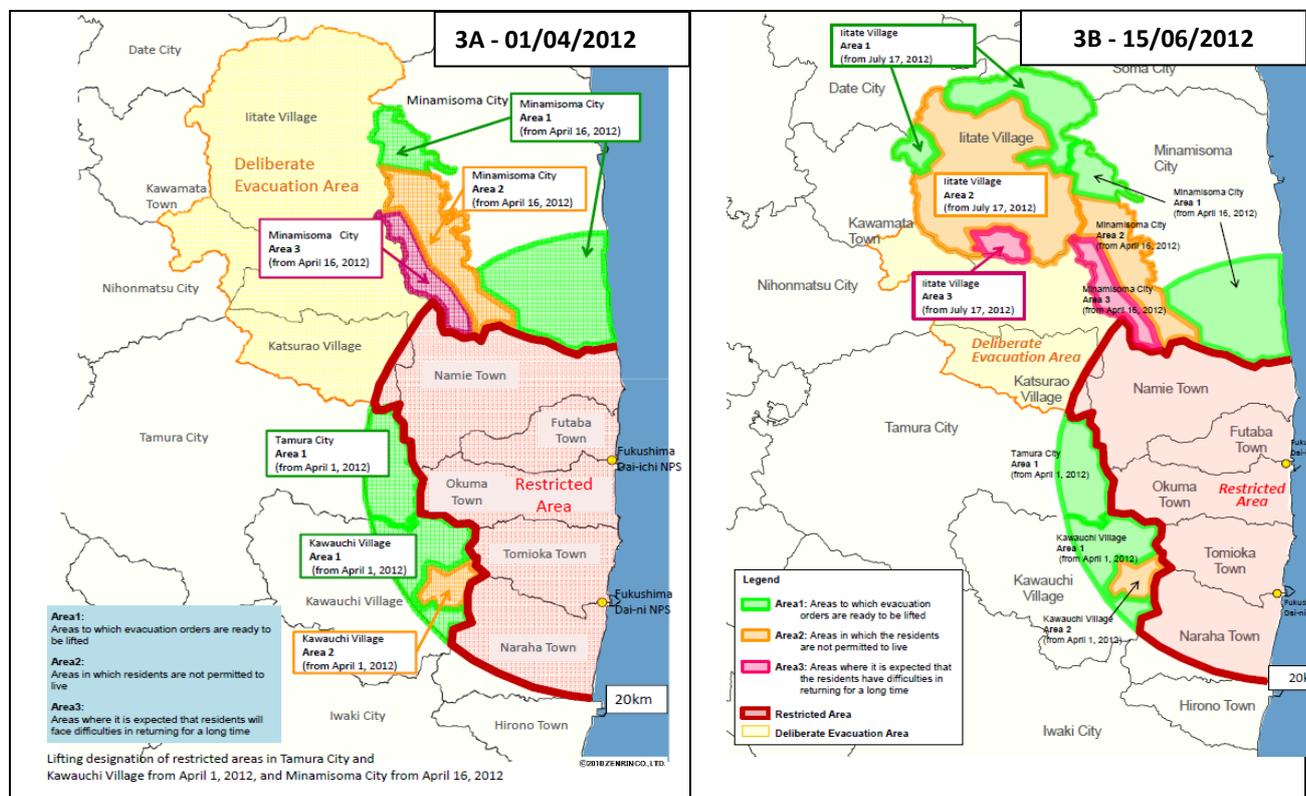
Figure 2 : Localisation de la « Special Decontamination Area - SDA » (en rouge) et la « Intensive Contamination Survey Area - ICSA » mises en place par les autorités japonaises fin 2011.²

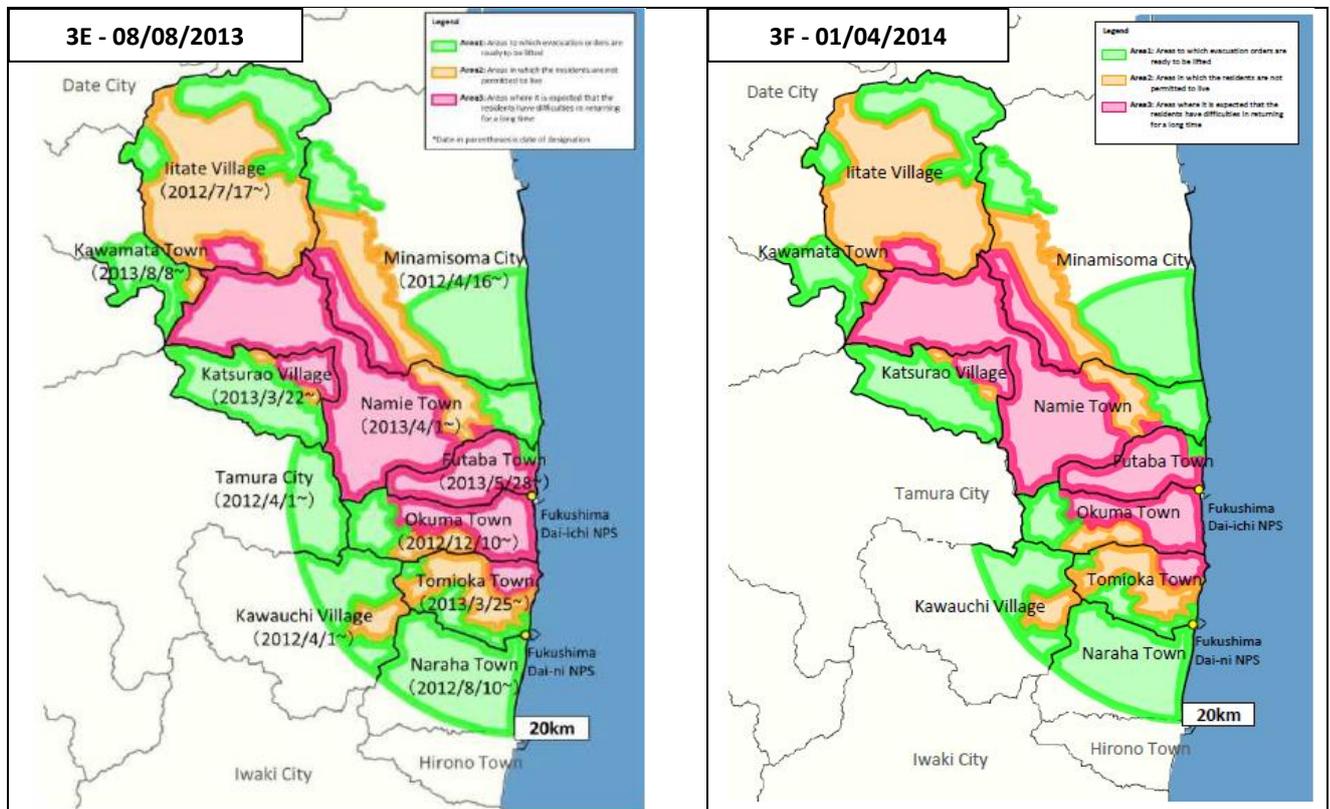
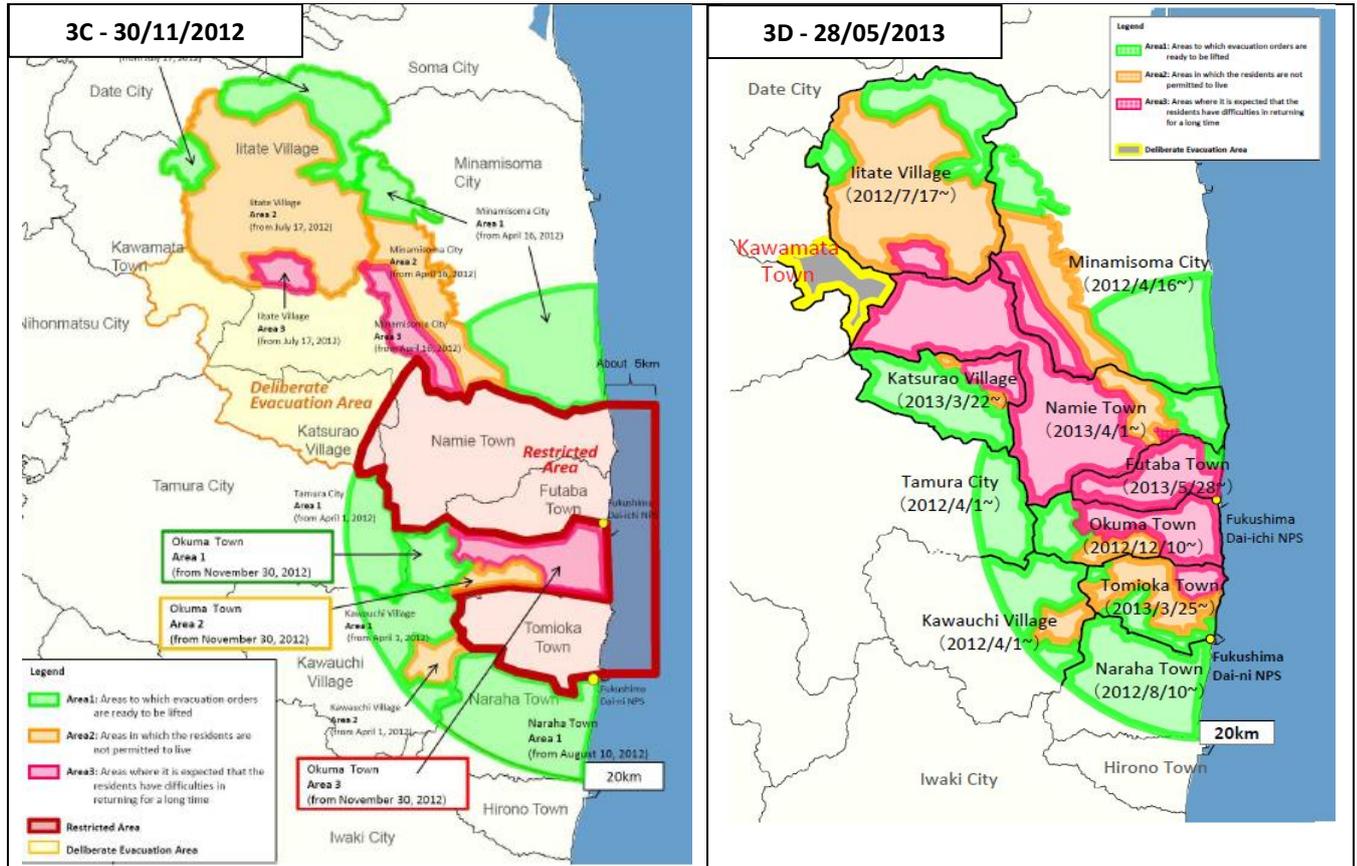
² Tiré de http://www-pub.iaea.org/books/IAEABooks/Supplementary_Materials/files/10962/100000/The-Fukushima-Daiichi-Accident.

Le 26 décembre 2011 et consécutivement au fait que les autorités japonaises ont considéré que la situation (en termes de sûreté) de la centrale de Fukushima était stabilisée, le gouvernement japonais a émis un document intitulé « *Basic Concept and Issues to be challenged for Rearranging the Restricted Areas and Areas to which Evacuation Orders have been issued* » dans lequel il définit de nouveaux critères pour la définition des zones au sein de la SDA. 3 types de zones sont alors définis :

- **La zone 1 (ou zone verte)** pour laquelle la dose sur la première année (évaluée à partir des mesures effectuées et d'hypothèses conservatives) est estimée être inférieure à 20 mSv. Cette zone est considérée comme une « zone où les ordres d'évacuation sont prêt à être levés ».
- **La zone 2 (ou zone orange)** pour laquelle la dose prospective pour la première année est comprise entre 20 et 50 mSv. Cette zone est aussi dénommée « zone où les habitants ne sont pas autorisés à résider ».
- **Enfin la zone 3 (ou zone rouge)** pour laquelle la dose prospective pour la première année est supérieure à 50 mSv et intitulée « zone où les résidents auront des difficultés à se réinstaller » durant une longue période ».

L'intention initiale du gouvernement japonais était de procéder à l'établissement de ce zonage sur l'ensemble de la SDA entre décembre 2011 et mars 2012 afin de pouvoir initier le plus rapidement possible des actions de décontamination, de revitalisation et de reconstruction des infrastructures. Cependant, du fait de nombreux facteurs (caractérisation de la contamination, nécessité de recherche de consensus au niveau local sur l'implémentation des opérations de décontamination, recherche de sites d'entrepôts temporaires de déchets...), il faudra environ un an et demi (jusqu'à août 2013) avant que l'ensemble de la SDA ne soit « découpé » selon les trois types de zones définies. Durant cette période plusieurs versions du zonage de la SDA (Figure 3A à 3E) seront publiées traduisant l'avancée des caractérisations et des négociations au niveau local. Début août 2013 est publié, pour la première fois, un découpage complet de la SDA en zones verte, orange et rouge (Figure 3E).





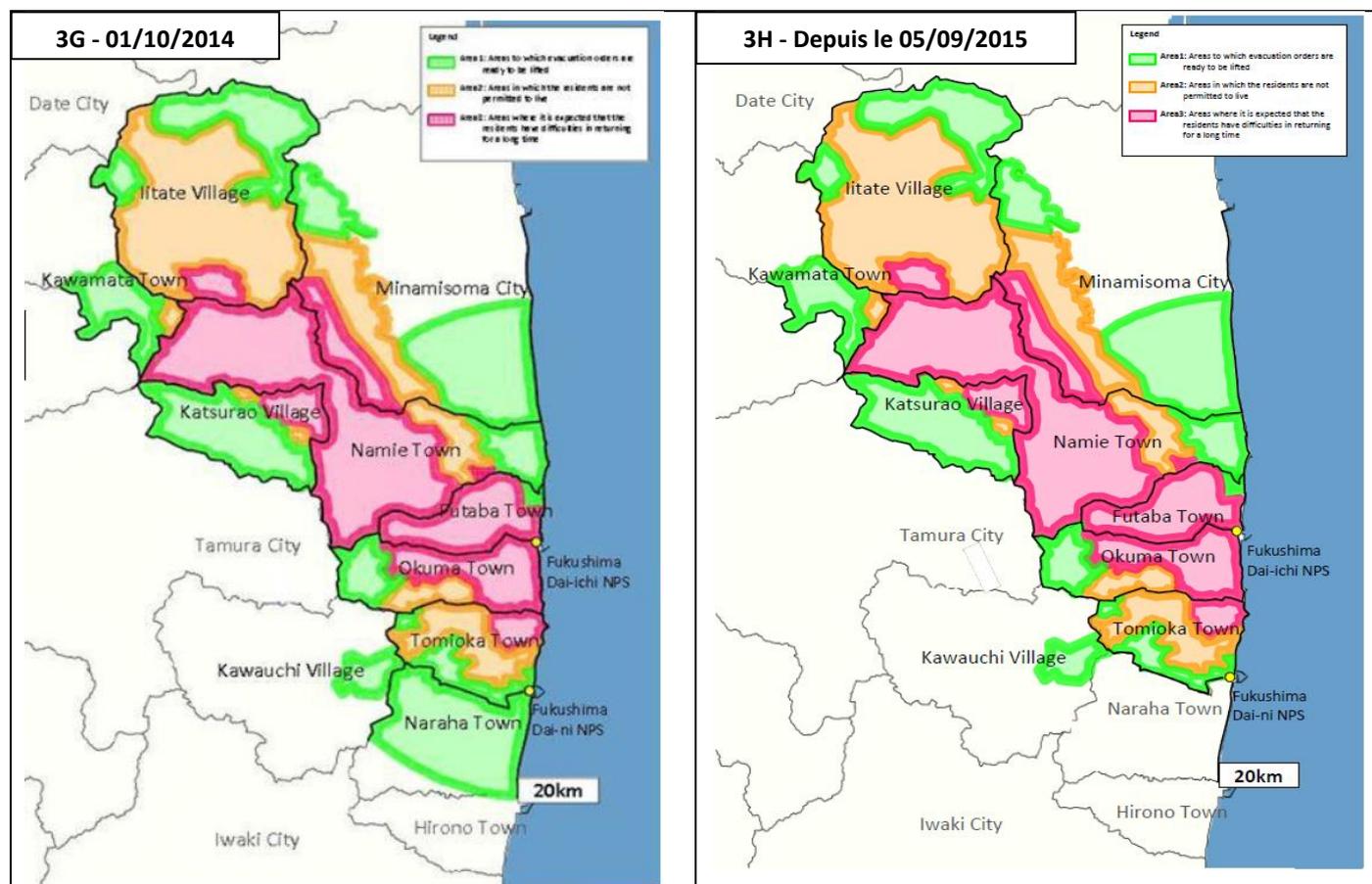


Figure 3 : Evolution du zonage de la « Special Decontamination Area » entre avril 2012 et septembre 2015.

3) Evolution du zonage de fin 2013 à fin 2015

Dès le mois de juillet 2011 le gouvernement japonais avait défini, dans un document intitulé « *Basic policy for emergency response on decontamination work* », les critères permettant de lever les ordres d'évacuation. Ceux-ci sont au nombre de trois :

- Confirmer que la dose annuelle sera de 20 mSv ou moins ;
- Confirmer que des progrès suffisants ont été accomplis dans les opérations de restauration des infrastructures essentielles, spécialement pour ce qui concerne l'environnement des enfants ;
- Confirmer qu'un dialogue a été établi entre les autorités locales (mairies) et régionales (préfectures) et les habitants.

Depuis début 2014 et suite à l'achèvement des travaux de décontamination, ces conditions ont été réunies et ont permis de « lever » l'ordre d'évacuation dans trois communes (ou parties de communes) :

- Le 1^{er} avril 2014 à Tamura ;
- Le 1^{er} octobre 2014 à Kawauchi ;
- Enfin le 5 septembre 2015 à Naraha.

Ceci se traduit par la disparition de ces communes de la zone « verte » comme cela est illustré sur les figures 3F, 3G et 3H.

Premiers retours et intentions de retour des populations évacuées suite à l'accident de la centrale de Fukushima Daiichi

Très rapidement après l'accident de la centrale de Fukushima Daiichi, le gouvernement japonais a pris la décision de mener des actions de décontamination des territoires contaminés suite aux rejets atmosphériques survenus durant le mois de mars 2011. Ces actions de décontamination ont porté tant sur les zones évacuées que sur les zones contaminées non évacuées.

A la fin de l'année 2015, et pour ce qui concerne la zone évacuée qui regroupe tout ou partie de 11 communes de la préfecture de Fukushima, les opérations de décontamination (bâtiments publics et privés, infrastructures, terrains agricoles, routes) sont achevées dans 6 d'entre elles (Tamura, Naraha, Kawauchi, Okuma, Katsuro, Kawamata). Suite à l'achèvement de ces opérations et à diverses autres actions (rétablissement des infrastructures et des services, mise en place de structures de dialogue et d'échanges...) l'ordre d'évacuation a été levé par les autorités dans 3 communes ou parties de communes (Tamura, Naraha, Kawauchi). Le taux de retour des habitants est à ce jour compris entre 9% (Naraha, soit environ 700 habitants sur 7474 initialement) et 41% (Tamura, 146 habitants sur 205 initialement) représentant en tout 900 personnes sur un total de près de 80.000 évacués. Des sondages effectués régulièrement auprès des personnes évacuées montrent, que fin 2014, 22% étaient prêtes à revenir à leur domicile, 42% avaient déjà fait le choix de ne pas revenir tandis que 36% étaient encore indécises.

1) La politique de « reconstruction de Fukushima »

A partir du 8 août 2013, le Japon s'est engagé dans un processus ayant pour objectif de favoriser le retour des populations évacuées le plus tôt et dans les meilleures conditions possibles. Cette politique de « reconstruction et revitalisation » est actée par une décision du Cabinet du Premier Ministre du 20 décembre 2013. Intitulée « *Pour l'accélération de la reconstruction de Fukushima après la catastrophe nucléaire* », elle est articulée autour de quatre priorités :

- Renforcer les initiatives permettant la levée des ordres d'évacuation et le retour des populations évacuées à leur domicile ;
- Renforcer les initiatives de soutien aux évacués recommençant de nouvelles vies ;
- Renforcer les efforts pour maîtriser les opérations de démantèlement de la centrale de Fukushima Daiichi et de gestion de l'eau contaminée sur le site ;
- Accélérer la reconstruction de la Préfecture de Fukushima après la catastrophe nucléaire (rôle partagé par le gouvernement et TEPCO).

Les conditions pour la levée des ordres d'évacuation sont formulées dans les principes de base établis dans la décision gouvernementale « Pour l'accélération de la reconstruction de Fukushima après la catastrophe nucléaire », du 20 décembre 2013. Elles sont au nombre de trois :

- Une dose cumulée annuelle inférieure à 20 mSv (débit de dose inférieur à 3,8 µSv/h) ;
- Un avancement jugé suffisant en termes :
 - de reconstruction des infrastructures et services de soutien à l'habitat (réseaux d'électricité, de gaz, de distribution d'eau potable, d'évacuation et traitement des eaux usées, routes principales, télécommunication, services de médecine et d'infirmerie, poste, transport, etc.) ;
 - de décontamination (principalement dans les lieux de vie des enfants) ;
- La mise en place de structures de dialogue entre les résidents et les « gouvernements locaux » (i.e. mairies et préfecture de Fukushima).

Il faut souligner que la « valeur de référence dérivée » établie en termes de débit de dose (3,8 µSv/h) mesuré à une hauteur de 1 m du sol est déjà, avant même la réalisation des travaux de décontamination, respectée dans les zones vertes (sauf en quelques « points chauds »). Cette valeur provient d'un calcul considérant que l'exposition ajoutée par la radioactivité artificielle rémanente due à l'accident ne conduira pas à une dose annuelle supérieure à 20 mSv en plus de l'exposition due à la radioactivité naturelle (estimée de façon très conservatrice à 40nSv/h en moyenne au Japon)¹ :

$$(3,8 \text{ débit de dose mesuré} - 0,04 \text{ bruit de fond déduit}) \mu\text{Sv/h} \times (8 \text{ h à l'extérieur} + 16 \text{ h à l'intérieur} \times 0,4 \text{ facteur de protection par toit \& murs}) \times 365_j$$

$$= 20 \text{ mSv}$$

La « valeur de référence dérivée » de 3,8 µSv/h doit donc être comprise « 3,4 µSv/h au-dessus du bruit du fond de référence » et dans un cadre conventionnel donné (pour ce qui concerne le taux d'occupation des bâtiments et le facteur de protection moyen apporté par leurs toits et leurs murs).

La condition sur la décontamination précise que les efforts seront portés principalement sur les lieux fréquentés par le public et en particulier les enfants (cours d'école, terrains de sport et de jeux). Ainsi, en rapport à la valeur de 1 mSv/an, évoquée par le gouvernement comme un objectif à long-terme, a émergé très vite une autre « valeur de référence dérivée » : 0,23 µSv/h.

$$(0,23 \text{ débit mesuré} - 0,04 \text{ bruit de fond déduit}) \mu\text{Sv/h} \times (8 \text{ h à l'extérieur} + 16 \text{ h à l'intérieur} \times 0,4 \text{ facteur de protection par toit \& murs}) \times 365_j$$

$$= 1 \text{ mSv}$$

Cette valeur de débit de dose ambiant théorique de 0,23µSv/h est très souvent interprétée par la population comme un objectif à atteindre partout pour considérer la décontamination achevée et le territoire à nouveau viable, alors que la valeur de référence effective est 3,8 µSv/h. Ainsi, la levée d'un ordre d'évacuation dans une « zone verte » garantit seulement et théoriquement que la dose susceptible d'être reçue sera inférieure à 20 mSv/an (i.e. que le débit de dose sera inférieur à 3,8 µSv/h).

Dans ce contexte, les autres mesures mises en œuvre pour permettre un retour des populations dans des conditions acceptables (mise en place de structures de concertation avec la population évacuée, réparation et remise en service des infrastructures administratives et économiques, avantages fiscaux aux personnes qui choisissent de revenir, etc.) sont alors souvent jugées suspectes par la population et les efforts de réhabilitation effectués (notamment la décontamination) sont considérés comme insuffisants. Un grand nombre des personnes évacuées expriment ainsi le fait que les conditions de leur retour dans des conditions acceptables ne sont pas réunies.

¹ Rappelons qu'en France le débit de dose ambiant fluctue entre 45 et 210 nSv/h selon la région (influence de la composante tellurique), ou la météorologie (influence de la composante radon), la composante cosmique du débit de dose ambiant étant à elle seule évaluée à 30-40 nSv/h au niveau de la mer (le double à 2 000 mètres d'altitude).

2) De l'achèvement des opérations de décontamination à la levée des ordres d'évacuation

La décontamination est la mesure prioritaire parmi les contremesures post-accidentelles mises en place par et sous la responsabilité du gouvernement japonais, inscrite dans la [Loi du 11 novembre 2011](#) sur les « Mesures spéciales concernant la maîtrise de la pollution par les matières radioactives rejetées lors de l'accident de la centrale nucléaire après le tremblement de terre du 11 mars 2011 ».

Parmi les conditions à la levée des ordres d'évacuation rappelées ci-dessus, l'une prévoit que la décontamination doit être jugée « suffisamment avancée ». L'avancement de la décontamination est mesuré à l'aune du respect des critères techniques contenus dans un guide spécifique pour la décontamination élaboré par le Ministère de l'Environnement japonais (« *Decontamination Guidelines* », 2nd Edition. Tentative Translation, 2013.) publié dès décembre 2011. Ce guide technique très illustré détaille toutes les méthodes, pratiques et outils de décontamination possibles sans recours à des procédés chimiques (lavage ou sablage haute-pression, lessivage, grattage, labourage, excavation de terre, retrait ou enterrement du sol de surface, taille et élagage de la végétation, etc.) en fonction du milieu contaminé sur lesquelles il convient de les appliquer (sol, murs, toits, routes, égouts, jardins, champs, forêts, végétation, mobilier urbain, terrains de sport, cours d'école et parcs récréatifs, etc.), du type de revêtement et de la nature du sol, de la radioactivité mesurée avant décontamination, etc. Il précise aussi le type et les conditions d'emballage et d'entreposage des déchets générés par les activités de décontamination, les méthodes et techniques métrologiques à utiliser (avant, pendant et après les travaux de décontamination).

La décontamination « à grande échelle » a commencé en avril 2012 mais de nombreuses initiatives locales avaient auparavant été mises en œuvre en dehors des zones évacuées par les habitants eux-mêmes. La maîtrise d'ouvrage de la décontamination est portée par le gouvernement dans les différentes zones de la SDA (Special Decontamination Area), et par les municipalités dans les ICSA (Intensive Contamination Survey Area).

De manière générale, les opérations de décontamination ont pris du retard, la raison avancée par les autorités étant que « le nombre de maisons et de lieux publics à décontaminer avait été sous-estimé ». La feuille de route initiale définie en 2012 prévoyait la fin des opérations de décontamination au printemps 2014 (zones vertes et oranges). Mais en février 2014, le délai a été repoussé d'un an pour Katsurao et Iitate, puis d'un an supplémentaire en mars 2015.

Les travaux de décontamination ont été achevés sur la période 2013-2015 dans plusieurs municipalités de la SDA : Tamura en juin 2013, Naraha, Kawauchi et Okuma en mars 2014, Katsurao et Kawamata en décembre 2015 (Figure 3). La Joban (autoroute qui traverse la zone d'évacuation dans un axe nord-sud) a été par ailleurs complètement réouverte à la circulation en mars 2015 consécutivement à sa décontamination achevée en juin 2013.

On observe deux attitudes face aux retards pris dans la décontamination. Ils suscitent souvent la colère dans une certaine frange de la population : celle des habitants évacués qui veulent revenir. Il s'agit le plus souvent des agriculteurs attachés à leurs terres et pressés d'en finir avec les allers-et-retours quotidiens qu'ils doivent faire entre leur exploitation et leur résidence temporaire depuis plus de quatre ans (c'est notamment le cas à Iitate). A l'inverse, des groupes d'opposants au retour se sont constitués, pour réclamer au gouvernement de cesser de dépenser (à fonds perdus, selon eux) des sommes considérables dans les opérations de décontamination qu'ils jugent inutiles, et plutôt financer l'installation des personnes évacuées ailleurs que dans la zone évacuée, puisqu'ils la considèrent durablement inhabitable (d'abord en raison de la situation radiologique mais aussi à cause du manque d'emplois et de services, ou encore de l'éloignement forcé de la famille, des enfants ou petits-enfants).

Suite à l'achèvement des opérations de décontamination, trois communes (ou parties de communes) ont rempli les conditions de retour fixées par le gouvernement japonais et ont vu, de ce fait, la levée de l'ordre d'évacuation : la commune de Tamura (Village de Miyakoji) le 1^{er} avril 2014, la commune de Kawauchi le 1^{er} octobre 2014 et la commune de Naraha en septembre 2015. La levée de l'ordre d'évacuation est précédée par une période de préparation des habitants à leur retour (« pre-homestay stage »). Ils sont invités et aidés (matériellement et financièrement) pendant environ six mois à préparer

leur habitation et leurs futurs lieux de vie (rénovation de l'habitat, jardinage, etc.). S'ils le souhaitent, une personne par foyer est autorisée à rester sur place la nuit.

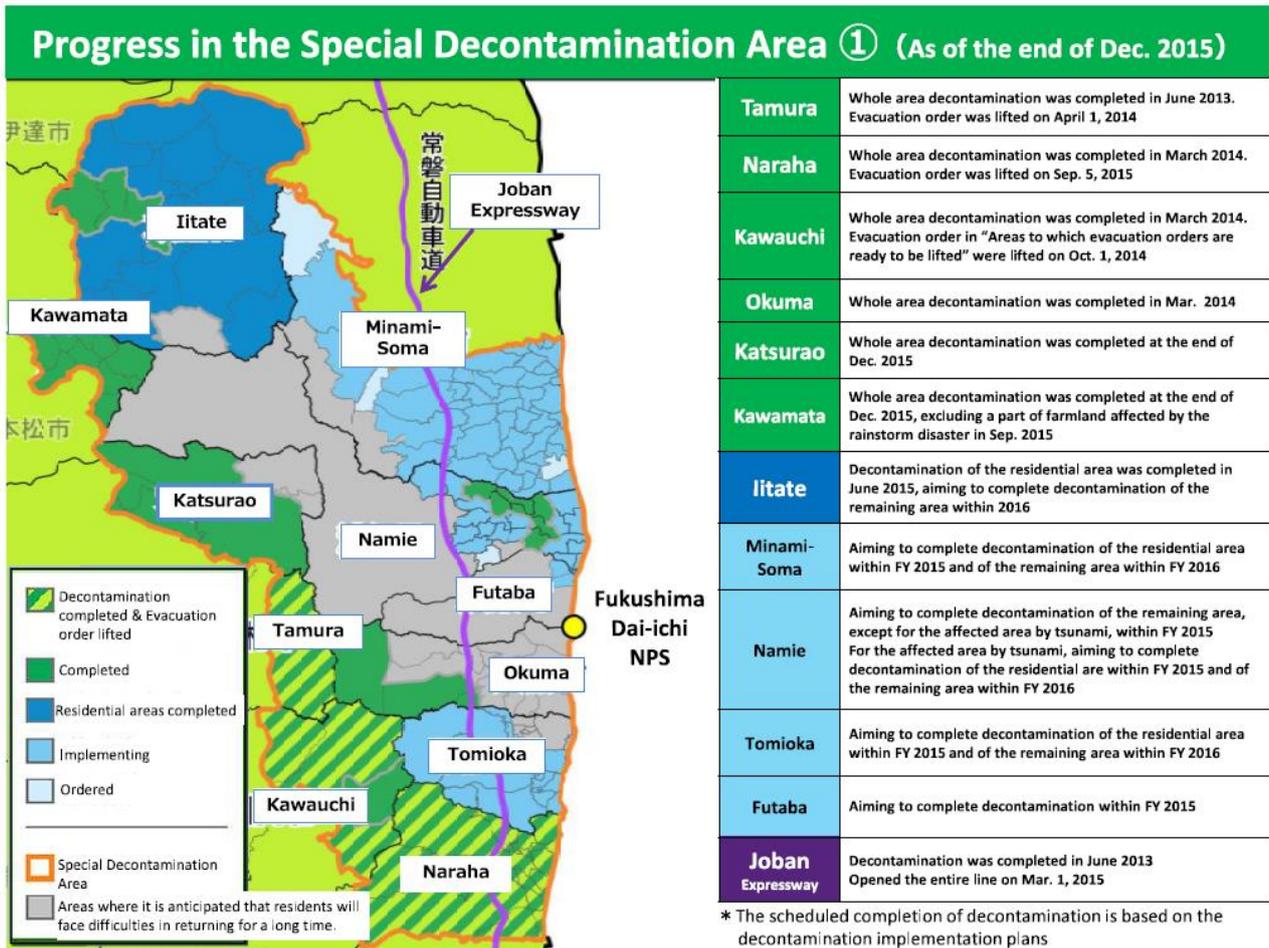


Figure 3 : Présentation de l'avancée des travaux de décontamination en date du 31 décembre 2015 pour les 11 communes ou parties de communes appartenant à la « Special Decontamination Area » (SDA). La SDA comprend la totalité des communes ou parties de communes évacuées suite à l'accident de la centrale de Fukushima Daiichi. (source : Ministère de l'Environnement du Japon).

3) Retour et intentions de retour des populations déplacées

3.1) Situation actuelle concernant le retour des personnes évacuées

Le tableau 1 indique le nombre d'évacués par commune et par zone estimé au mois de mai 2015 ainsi que le nombre de personnes revenues dans les 3 communes où les ordres d'évacuation ont été levés. Le taux de retour est de 9, 20 et 41% respectivement à Naraha, Kawauchi et Tamura ; 900 personnes au total étant revenues dans le domicile qu'elles occupaient avant le printemps 2011.

Municipalité	« Zone verte »	« Zone orange »	« Zone rouge »	Nombre de personnes évacuées	Nombre de personnes revenues
litate	784	5 266	271	6 321	0
Kawamata	1 054	126	-	1 180	0
Minamisoma	11 774	495	2	12 271	0
Namie	7 713	8 097	3 279	19 089	0
Katsurao	1 321	62	116	1 499	0
Futaba	245	-	6 113	6 358	0
Okuma	23	370	10 485	10 878	0
Tamura	351	-	-	205	146 (1)
Tomioka	1 365	8 630	4 141	14 136	0
Kawauchi	328	-	-	274	54 (1)
Naraha	7 474	-	-	7 474	Environ 700 (2)
TOTAL	32 432	23 046	24 407	79 685	Environ 900

Tableau 1 : Nombre de personnes déplacées et revenues suite aux levées d'ordre d'évacuation prononcées depuis le 1^{er} avril 2014. (1) Estimation de février 2015. (2) Estimation à la mi-septembre 2015.

Au mois de juin 2012, environ 112 000 personnes avaient quitté leur domicile soit parce qu'il était situé dans le rayon d'environ 30 km autour de la centrale (86 000 personnes considérées comme « évacuées ») soit parce qu'elles avaient préféré quitter leur maison de crainte d'être prochainement évacuées (26 000 départs considérés comme volontaires de personnes vivant dans l'ancienne zone de préparation à l'évacuation de 2011) ou parce qu'elles avaient tout simplement préféré partir compte-tenu de la situation (48 000 autres personnes de la Préfecture avaient également quitté leur domicile et n'étaient pas revenu en 2012). Au total c'est donc 160 000 habitants de la Préfecture de Fukushima qui ont été déplacées du fait des conséquences de l'accident nucléaire.

En octobre 2014, les autorités estimaient à environ 80 000 le nombre de personnes évacuées qui pouvaient encore revenir lorsque les ordres d'évacuation seraient levés : un peu plus de 32 000 en zone verte, un peu plus de 23 000 en zone orange et, avec une perspective de retour plus éloignée dans le temps, un peu plus de 24 000 en zone rouge (Tableau 1). A celles-ci, s'ajoutent les 20000 personnes qui avaient quitté les anciennes zones qualifiées de « préparation à l'évacuation d'urgence » mais qui ne sont pas revenues après le 30 septembre 2011 (notamment, dans les municipalités de Kawauchi, Hirono, Tamura, et surtout à Minamisoma, commune touchée à la fois par le tremblement de terre, le tsunami² et la catastrophe nucléaire). Sur l'ensemble de ces personnes, 25% vivent actuellement en dehors de la Préfecture de Fukushima, 75 % y ont été relogées. Certaines ont déménagé (ayant racheté une maison ailleurs) ou bien vivent dans leur famille, chez des proches ou dans des bungalows temporaires organisés en villages disséminés dans et hors de la Préfecture de Fukushima. En fonction de la municipalité d'origine cette répartition est très inégale ; ainsi par exemple, plus de 40 % des habitants de Futaba ont été relogés en dehors de la Préfecture de Fukushima alors que la quasi-totalité de ceux de Kawamata (97%) y sont restés (Figure 4). On constate que les habitants des municipalités les plus affectées par la catastrophe nucléaire

² Le tsunami a coûté la vie à 3 800 personnes parmi les 72 000 habitants de Minamisoma.

et le tsunami (zone rouge et villes côtières) ont plus souvent été relogés en dehors de la Préfecture de Fukushima que les habitants des autres municipalités.

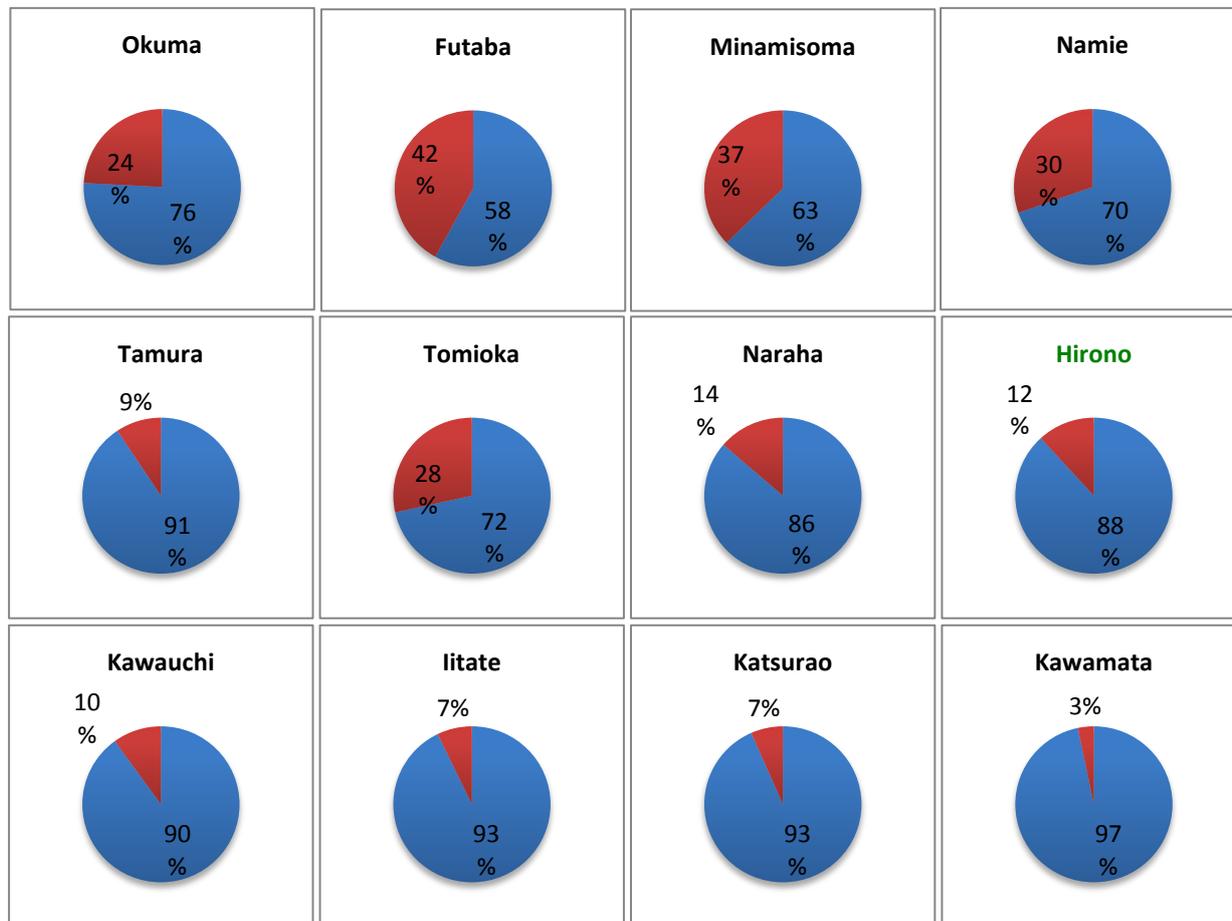


Figure 4. Lieu de résidence actuel des personnes évacuées - hors Préfecture [rouge] ou dans la Préfecture [bleu] de Fukushima - en fonction des municipalités d'origine (données fin 2014).

3.2) Sondage sur les intentions de retour

Depuis 2012, l'Agence de Reconstruction du Ministère de l'Environnement publie régulièrement sur internet les résultats (en japonais) d'un [sondage](#) réalisé auprès des personnes évacuées afin d'évaluer leur intention de revenir dans leur maison une fois que l'ordre d'évacuation sera levé. Les quatre choix proposés aux personnes sondées sont 1- « j'ai l'intention de revenir », 2- « je n'ai pas encore décidé », 3- « je ne souhaite pas revenir », ou 4- « je ne me prononce pas ». (Figure 5).

L'examen des résultats de ce sondage permet de constater que le taux de réponses favorables au retour est le plus faible dans les communes les plus affectées, notamment dans les zones où le retour est qualifié par les autorités elles-mêmes de « difficile » (Futaba, Okuma, Namie, Tomioka) : 12 à 17% à l'automne 2014. A l'inverse, dans les communes où la radioactivité mesurée actuellement est la plus faible, où la décontamination est achevée et parfois l'ordre d'évacuation levé, le taux de réponses favorables au retour est plus élevé, supérieur à 45 % (Tamura, Kawauchi, Naraha et Kawamata). Katsurao, Iitate et Minamisoma ont à peu près le même taux de réponse (environ 30% de candidats au retour, le même nombre de personnes ne souhaitant pas revenir et un peu moins de 50% de personnes indécises). Le nombre de personnes indécises varie de 30 à 50 % selon les municipalités.

L'analyse globale de ces chiffres montre que sur les 79 500 personnes évacuées de la SDA, seulement 17 500 (~22%) étaient prêtes à revenir sur les lieux qu'elles avaient quittés depuis plus de 3 ans et demi, plus de 33 000 (~42%) avaient d'ores et déjà fait le choix du non-retour, environ 29 000 (~36%) étaient encore indécises (cf. Figure 11). La plupart (plus de 80%) des personnes qui se déclarent prêtes à revenir

conditionnent cependant leur retour à la remise en état des infrastructures sociales (administrations et services publics, écoles, transport, administrations) et économiques (commerces, emplois) locales.

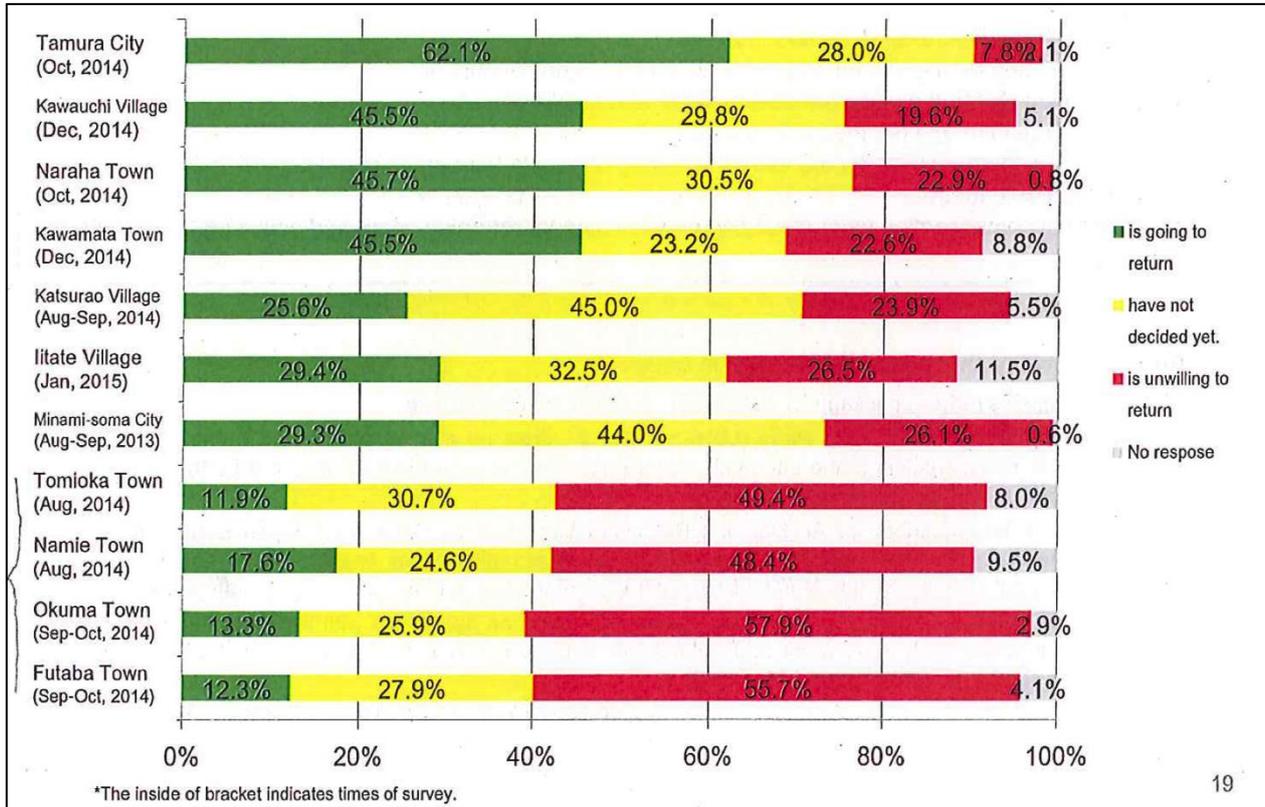


Figure 5. Résultats du sondage effectué en 2014 par l'Agence de reconstruction japonaise sur les intentions de retour ou non de la population évacuée de la SDA (source : site internet de l'agence de reconstruction).

3.3) Le rôle des Conseillers (« Counsellors ») pour les populations revenues ou souhaitant revenir

L'un des points des conditions pour la levée des ordres d'évacuation concerne la nécessité de mettre en place des structures permanentes de dialogue entre les personnes évacuées et les résidents d'une part, et les municipalités (et la Préfecture) d'autre part.

Le gouvernement japonais est doté au sein du Centre de Crise Nucléaire rattaché au Premier Ministre (*Nuclear Emergency Response Headquarters, Cabinet Office*) d'un département en charge du soutien aux résidents affectés par l'accident de Fukushima (*Support Team for Residents affected by Nuclear Incidents*). A la suite de plusieurs consultations réalisées en 2013 par le gouvernement, avec des experts locaux et des habitants de plusieurs communes non évacuées dans lesquelles des initiatives de radioprotection fondées sur le dialogue entre les parties prenantes avaient été mises en œuvre (Date, Suetsugi dans la ville d'Iwaki), il a été décidé en novembre 2013 de créer au sein de cette équipe la fonction de conseiller (*counsellor*) auprès des personnes ayant choisi de rester ou de revenir sur les territoires affectés.

Un budget spécifique³ a été dégagé sur le « *Fonds spécial pour l'accélération de la revitalisation de Fukushima* » pour déployer dans les municipalités de la Préfecture au moins un et souvent plusieurs conseillers. Un « Centre de Communication sur le Risque Radiologique » a été créé à Iwaki pour assurer la formation et la coordination des activités des conseillers. Le rôle principal de ces conseillers est de mettre en perspective les nouvelles conditions de vie des habitants et la dose individuelle reçue (mesurée). Par le

³ A la suite de la décision de l'autorité de sûreté japonaise (NRA) du 20 Novembre 2013 « Mesures Pratiques pour que les évacués puissent revenir dans leur foyers » et de la décision ministérielle du 20 décembre 2013 « Pour accélérer la reconstruction de Fukushima après la catastrophe nucléaire ».

dialogue et la mise en œuvre de projets locaux en concertation avec les résidents, le conseiller doit contribuer à l'amélioration de leurs conditions de vie et de leur bien-être.

Pour la plupart, les conseillers sont issus de la société civile : médecins, infirmières, assistantes sociales, retraités de l'administration ou de la fonction publique locale (ex. enseignants), ou experts en radioprotection. Il leur est demandé de construire une relation de confiance qui leur permette :

- D'aider toute personne qui le souhaite à mesurer la radioactivité (l'accent étant mis sur les doses externes et internes individuelles),
- D'interpréter et expliquer les résultats de ces mesures,
- D'être à l'écoute de besoins, interrogations et préoccupations des résidents,
- De proposer en conséquence des projets qui participeraient à la radioprotection et l'amélioration des conditions de vie des habitants de la municipalité.

Le travail des conseillers consiste notamment, par l'amélioration de la culture de radioprotection en général, et l'apprentissage de la mesure de la dose individuelle en particulier, à amener tout résident qui aurait fait le choix de rester ou de revenir habiter en territoire affecté, à pouvoir appréhender les niveaux d'exposition effectivement reçus en fonction de son activité quotidienne.

A ce jour, la fonction de conseiller existe pour les municipalités situées - complètement ou partiellement - hors de la zone d'évacuation (Date, Suetsugi, Iwaki, Fukushima, Hirono, Kawamata, Minamisoma, Koriyama) mais où cohabitent des résidents permanents et des personnes évacuées en logements temporaires. La création d'une structure de conseil locale est prévue partout où l'ordre d'évacuation a été ou sera levé : c'est déjà le cas à Kawauchi ou Tamara depuis 2014 ; en mai 2015 un bureau a été ouvert sur la commune de Naraha (3 mois avant la levée de l'ordre d'évacuation). Des conseillers soutiennent également les personnes évacuées originaires de municipalités d'Okuma, de Futaba, de Namie, ou encore de Tomioka, vivant actuellement dans des logements temporaires situés dans ou en dehors de la Préfecture de Fukushima.

4.4) Conclusion

Contrairement aux autorités soviétiques puis ukrainiennes qui avaient pris le parti de décréter la mise en place d'une zone d'exclusion, sur le long terme, de 30 km de rayon autour de Tchernobyl consécutivement à l'explosion du réacteur N°4, les autorités japonaises ont pris très rapidement la décision de « reconquérir » les territoires contaminés à travers un programme associant actions massives de décontamination et actions de revitalisation des territoires affectés par la contamination. Malgré quelques retards, ce programme de décontamination se poursuit tant dans les zones évacuées que dans celles contaminées mais non évacuées.

Pour ce qui concerne les territoires évacués, à la fin de l'année 2015 et pour ce qui concerne la SDA, qui regroupe tout ou partie de 11 communes de la préfecture de Fukushima, les opérations de décontamination (bâtiments publics et privés, infrastructures, terrains agricoles, routes) sont achevées dans 6 d'entre elles (Tamura, Naraha, Kawauchi, Okuma, Katsuro, Kawamata). Suite à l'achèvement de ces opérations et à diverses autres actions (rétablissement des infrastructures et des services, mise en place de structures de dialogue et d'échanges...), l'ordre d'évacuation a été levé par les autorités dans 3 communes ou parties de communes (Tamura, Naraha, Kawauchi). A ce jour, 900 personnes sur un total initial de 7 953 sont rentrées dans ces trois communes. Les sondages réalisés par l'agence japonaise de reconstruction montrent par ailleurs que plus de 40% des personnes évacuées sur l'ensemble de la SDA ont déjà pris la décision de ne pas rentrer à leur domicile lorsque les ordres d'évacuation seront levés.

Actualisation des connaissances relatives à la dispersion et aux dépôts des rejets atmosphériques de l'accident nucléaire sur le site de Fukushima Daiichi survenu en mars 2011

Depuis 2011, l'IRSN travaille à améliorer la compréhension de l'accident de Fukushima et de ses conséquences environnementales, en couplant l'analyse des mesures dans l'environnement avec la modélisation de la dispersion atmosphérique. Ces travaux sont en grande partie réalisés dans le cadre de collaborations internationales. Ainsi, le projet SAKURA¹, collaboration bilatérale entre l'IRSN et le MRI² a permis à l'IRSN d'accéder à de nombreuses données (mesures radiologiques et météorologiques, modélisation météorologique) qui se sont avérées déterminantes. L'IRSN a également participé au groupe d'experts de l'UNSCEAR relatif à l'évaluation des niveaux d'exposition de la population dus à l'accident de Fukushima [UNSCEAR (2013)]³. Enfin, l'Institut participe à des exercices internationaux de comparaison de modèles de dispersion atmosphérique sur le cas de l'accident de Fukushima, coordonnés par le Science Council of Japan [SCJ (2014)]⁴.

Cinq ans après l'accident sur le site nucléaire de Fukushima Daiichi, l'IRSN fait un état des lieux de la compréhension du comportement des rejets dans l'atmosphère et des principales séquences de contamination de l'environnement terrestre. De nombreuses mesures radiologiques dans l'environnement ont permis de reconstruire en grande partie les différentes séquences de contamination, d'identifier les trajectoires probables des panaches radioactifs, et de les relier avec les événements pluvieux pour expliquer des zones de dépôt⁵. Néanmoins, de nombreuses incertitudes subsistent, et les mesures, seules, ne permettent pas de reconstruire de façon satisfaisante toutes les séquences de contamination.

La suite de ce document présente les différentes mesures dans l'environnement. Une deuxième partie est consacrée à la compréhension actuelle des épisodes de contamination, fournie par l'analyse croisée des données d'observation radiologiques et météorologiques. Dans une troisième partie, l'éclairage complémentaire apporté par la modélisation est présenté. Deux notes complémentaires détaillent davantage ces deux derniers aspects :

- [Note sur les épisodes de contamination](#)
- [Note sur la modélisation de la dispersion atmosphérique](#)

¹ Ce partenariat Hubert Curien (PHC) est financé par le ministère des Affaires étrangères.

² Le MRI est l'unité de recherche du centre de prévision météorologique japonais (JMA).

³ L'UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) a mis en ligne le [rapport](#).

⁴ Le premier exercice a donné lieu à un [rapport](#) en septembre 2014. Le second a démarré début 2016.

⁵ On appelle « dépôt » les retombées radioactives qui ont été déposées sur le sol, les bâtiments ou les végétaux lors du passage du panache radioactif dans l'air. Lorsque le dépôt se fait sans pluie, on parle de « dépôt sec ». Lorsque les radionucléides ont été rabattus au sol par la pluie, on parle de « dépôt humide ». Ce dernier processus est en général considéré comme le plus efficace.

Les mesures dans l'environnement

De nombreuses mesures radiologiques ont été rendues publiques, certaines dès le mois de mars 2011, d'autres très récemment. Celles-ci sont de trois types :

1. **Les mesures de débit de dose⁶** sont celles qui ont été accessibles le plus rapidement pendant l'accident. Les stations de mesure fixes sont assez bien réparties sur le territoire japonais (Figure 1) et donnent l'évolution temporelle de la contamination. Toutefois, le signal est difficile à interpréter car il correspond au rayonnement émis par tous les radionucléides, qu'ils soient au sol ou dans l'atmosphère, sans distinction possible. Ainsi, dans les endroits très contaminés par le dépôt, le signal reste très élevé après le passage du panache, masquant éventuellement la détection d'évènements ultérieurs. Les mesures de débit de dose ne donnent pas d'information sur la composition isotopique de la contamination.
2. **Les mesures de dépôt** au sol permettent une cartographie précise de la contamination. Elles sont issues de campagnes de mesures aéroportées⁷ [Sanada et al. (2014)] et de prélèvements de sols [Endo et al. (2012; Saito et al. (2015))] réalisés après les principaux rejets atmosphériques. Ces mesures concernent donc essentiellement les césiums, ^{134}Cs et ^{137}Cs , dont le temps de demi-vie est long. Certaines études évaluent, d'après les prélèvements, les dépôts d'iodes radioactifs dont ^{131}I [Kinoshita et al. (2011)], dont le temps de demi-vie est court, mais ces évaluations sont plus incertaines. De plus, la cartographie réalisée a posteriori ne permet pas de distinguer les périodes au cours desquelles les différentes zones de dépôt ont été formées.
3. **Les mesures d'activité volumique** donnent directement la concentration dans l'air d'un isotope sur une période donnée (en Bq/m^3). Ces mesures, très précieuses pour la reconstitution de la trajectoire du panache dans l'atmosphère, étaient peu nombreuses jusque récemment, et intégrées sur de longues périodes de temps, ce qui les rendait peu exploitables. En 2015, des mesures d'activité volumique de ^{137}Cs estimées à partir des filtres particuliers des stations de surveillance de la qualité de l'air au Japon ont été rendues publiques [Tsuruta et al. (2014)]. Ces mesures, nombreuses et bien réparties sur le territoire japonais, sont données par pas de temps horaire. L'accès à ces données a permis une réelle avancée dans la compréhension du déroulement des évènements. Cependant, prélevant l'air à hauteur d'homme, elles n'indiquent la présence d'un panache que si celui-ci touche le sol ; or, il peut être situé en hauteur. En présence de pluie, cela peut conduire à une contamination au sol par dépôt humide (lessivage du panache en altitude) alors que les mesures d'activité volumique sont très faibles. De plus, ces mesures peuvent être sous-estimées en cas de présence de brouillard. Enfin, la mesure des filtres étant relativement récente, aucune information sur les radionucléides à vie courte n'est disponible. La position des stations d'activité volumique est indiquée Figure 1.

⁶ Le débit de dose est le rayonnement gamma émis par l'ensemble des isotopes radioactifs, en un point, par unité de temps. Son unité est le Gy/h.

⁷ Les résultats des campagnes sont [répertoriés sur le site de la NRA](#) (Nuclear Regulation Agency).

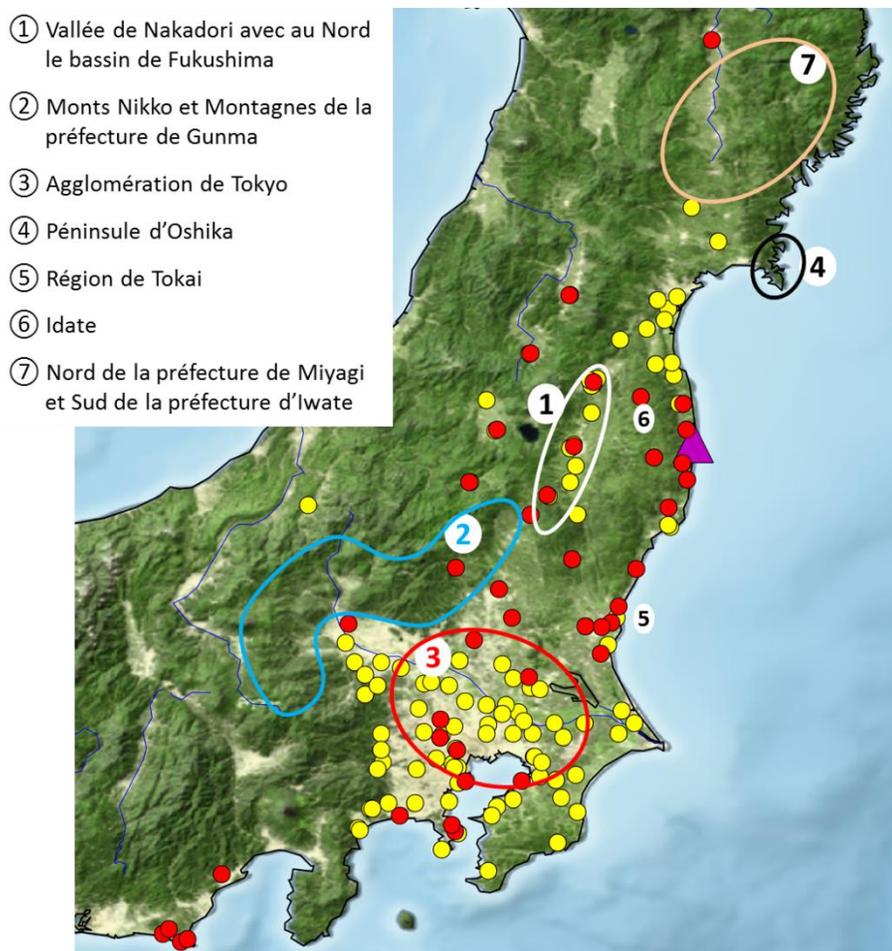


Figure 1 : Les positions des balises de débit de dose (rouge) et d'activité volumique (jaune) sont représentées sur la carte du relief du Japon. Les régions d'importances évoquées dans le texte sont également positionnées sur la carte.

En ce qui concerne les observations météorologiques, l'IRSN a eu accès, dans le cadre du projet SAKURA, aux données du réseau de mesures AMEDAS⁸ de JMA. Celles-ci comprennent :

- des observations de vent (vitesse et direction) à 10 mètres (environ 1200 stations),
- des observations de pluie données par des pluviomètres. Celles-ci donnent la quantité de pluie en mm/h par pas discret de 0,5 mm/h. Les pluies fines (inférieures à 0,5 mm/h) ne sont donc pas mesurées. Toutefois, certains pluviomètres plus sophistiqués indiquent l'occurrence de faible pluie sans donner la quantité ;
- des observations de température, humidité, visibilité, hauteur de neige, qui ont pu être utilisées par exemple pour déterminer la présence éventuelle de neige ou de brouillard. Cette information est importante pour estimer les dépôts.

En sus des données AMEDAS, des observations de pluie faites par des radars⁹ (corrigés par les pluviomètres) ont été utilisées. Celles-ci donnent une information spatiale à une résolution très fine (1 kilomètre), mais ne permettent pas non plus d'identifier les pluies fines.

⁸ Automated Meteorological Data Acquisition System (<http://www.jma.go.jp/en/amedas/>)

⁹ <http://www.jma.go.jp/en/radnowc/>

La contamination de l'île d'Honshu

Les rejets majeurs dans l'atmosphère se sont déroulés sur trois semaines entre le 11 mars et le 31 mars 2011. Au cours de cette période, une partie du territoire japonais a été contaminée. Plusieurs études basées sur la modélisation estiment qu'environ 80% des rejets atmosphériques ont été déposés sur l'océan Pacifique et approximativement 15-20% sur Honshu, la principale île du Japon [Morino et al. (2011), Morino et al. (2013), Yasunari et al. (2011)]. Les évaluations de l'IRSN corroborent ces estimations [Korsakissok et al. (2013) ; Groëll et al. (2014)]. Les observations indiquent que la surface du Japon contaminée à plus de 185 kBq/m² de ¹³⁷Cs¹⁰ couvre environ 1700 km² [Steinhauser et al. (2014)] et la zone contaminée à plus de 10 kBq/m² couvre environ 24 000 km² [Champion et al. (2013)]

En 2012, l'IRSN présentait une description des principaux événements de rejets dans l'atmosphère et de leur devenir [IRSN (2012)]. À la lumière des nouvelles mesures mises à sa disposition, notamment dans le cadre du projet SAKURA, l'Institut a ré-analysé les différentes séquences.

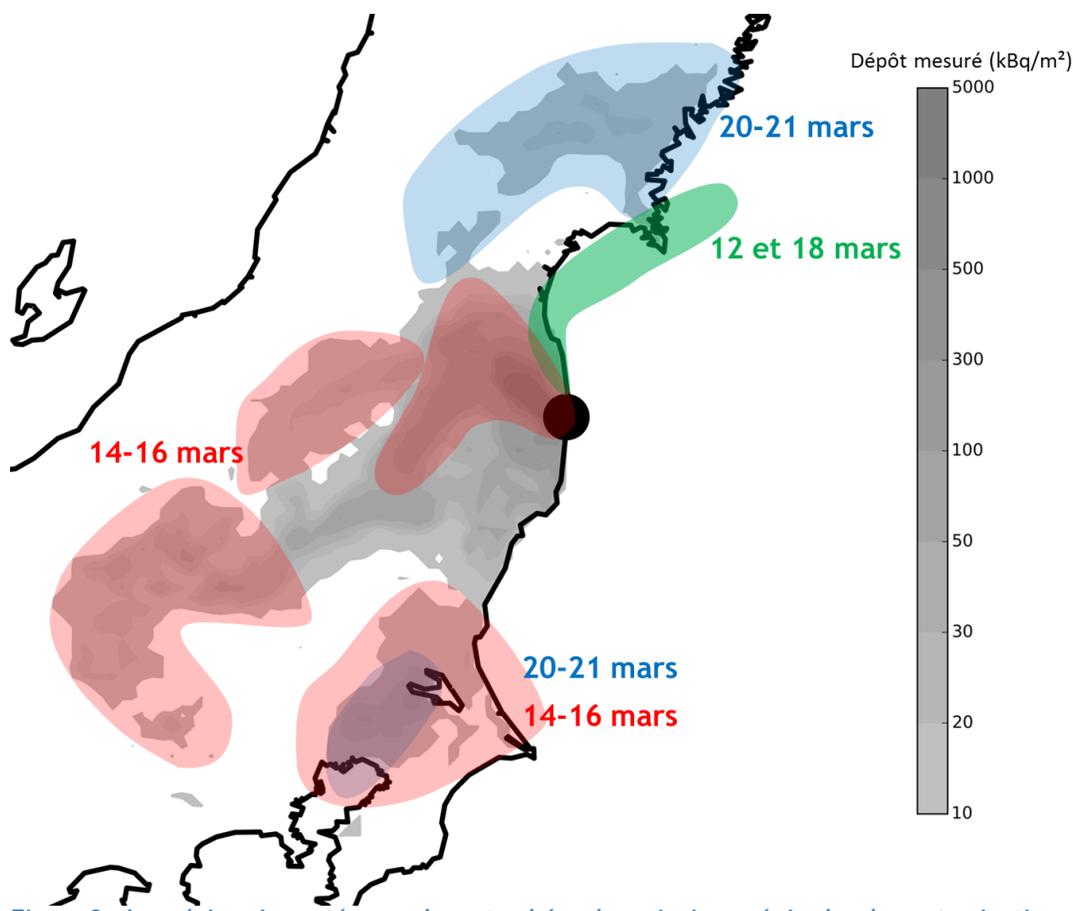


Figure 2 : Les régions impactées par les retombées des principaux épisodes de contamination sont indiquées en couleurs et superposées à la carte des dépôts de ¹³⁷Cs mesurés. Les épisodes des 12 et 18 mars sont en vert, l'épisode du 14-16 mars est en rose et celui du 20-21 mars en bleu.

La contamination terrestre du territoire japonais s'est faite essentiellement au cours de quatre plages temporelles : celle du 12 mars, celle du 14-16 mars, celle du 18 mars et celle du 20-21 mars (Figure 2).

¹⁰ La valeur de 185 kBq/m² correspond à 5 Ci/km², valeur seuil qui définissait les zones évacuées suite à l'accident de Tchernobyl. Après Tchernobyl, la surface contaminée à plus de 185 kBq/m² de ¹³⁷Cs était d'environ 29400 km².

[Les épisodes des 12 et 18 mars](#) n'ont pas conduit à des dépôts importants (Figure 2), mais les mesures d'activité volumiques aux stations H, I, et J montrent qu'ils sont significatifs du point de vue de l'exposition des populations aux panaches radioactifs dans la région située au nord de la centrale, le long de la côte de la préfecture de Fukushima (Figure 3). Plus loin au nord, la péninsule d'Oshika (zone 4 Figure 1) montre des dépôts de ^{137}Cs qui se sont formés durant ces épisodes. Il s'agit de dépôts secs.

[L'épisode du 14 au 16 mars](#) constitue l'évènement le plus étudié de la séquence accidentelle car il est responsable des principaux dépôts sur l'île de Honshu. Au cours de cet évènement, les vents ont tourné progressivement, poussant la contamination vers le Sud-Ouest, l'Ouest, le Nord-Ouest puis vers le Sud, le long de la côte. À partir du 15 mars à 6h¹¹, les panaches présents dans la vallée de Nakadori (zone 1 Figure 1, stations A à G) ainsi qu'entre la centrale et le bassin de Fukushima (station A) ont été lessivés, engendrant la majeure partie des dépôts observés dans ces zones. L'analyse des observations tend à rejeter l'hypothèse de dépôt par le brouillard dans la vallée de Nakadori, longtemps évoquée par plusieurs équipes japonaises. Les dépôts les plus significatifs se seraient produits au tout début des précipitations, au moment où ces dernières étaient par endroits trop faibles pour être mesurées. L'analyse des observations semble suggérer qu'une part significative de l'activité dans l'air était localisée en altitude, sans doute en raison du relief des régions traversées. La Figure 3 montre que la part d'activité mesurée dans l'air du 14 au 16 mars dans le bassin de Fukushima (station A) est plus faible que pour l'épisode du 20-21 mars. Pourtant, les dépôts se sont essentiellement formés le 15 mars. Plus au sud, le dépôt sur le flanc des Monts Nikko et sur les montagnes de la préfecture de Gunma (zone 2 Figure 1), est probablement intervenu au cours de cet épisode. Les mesures sont trop partielles pour étudier cette séquence de contamination mais l'hypothèse d'un dépôt engendré par un brouillard créé localement ou nuages pris dans la montagne est très probable [Kaneyasu et al. (2012) ; Hososhima et Kaneyasu (2015)].

[L'épisode du 20 au 21 mars](#) est le principal épisode de contamination des territoires de la plaine du Kantô, de la région de Tokai et de la zone entre le Nord de la préfecture de Miyagi et le Sud de la préfecture de Iwate.

Du 20 au 21 mars, plusieurs panaches ont été détectés au Nord Nord-Ouest de la centrale (zone des stations J, I, H et au-delà), ainsi que dans la vallée de Nakadori (stations A à G) et dans l'agglomération de Tokyo. Des vents faibles ont favorisé leur stagnation, ce qui a conduit, en cumulé, à une activité volumique en ^{137}Cs , sur la période du 20 au 21 mars, élevée. En se basant sur la contamination des sols et les débits de dose, l'évènement du 14 au 16 mars était jusqu'à présent considéré comme l'épisode ayant conduit à une des plus fortes expositions de la population du bassin de Fukushima, de la vallée de Nakadori et de l'agglomération de Tokyo. Les mesures d'activité volumique en ^{137}Cs remettent en cause cette idée en indiquant une exposition non négligeable au panache lors de l'épisode du 20-21 mars (Figure 3). Toutefois, des mesures par radionucléide indiquent que la proportion d'iodes, de tellures et de gaz rares contenus dans le panache était plus faible à ces dates qu'au cours des épisodes précédents. Or, ce sont ces éléments (notamment les iodes et les tellures) qui sont les plus déterminants pour l'impact sanitaire lors du passage du panache.

¹¹ Tous les horaires sont donnés en temps universel (UTC). Il faut ajouter 9h pour l'heure locale japonaise.

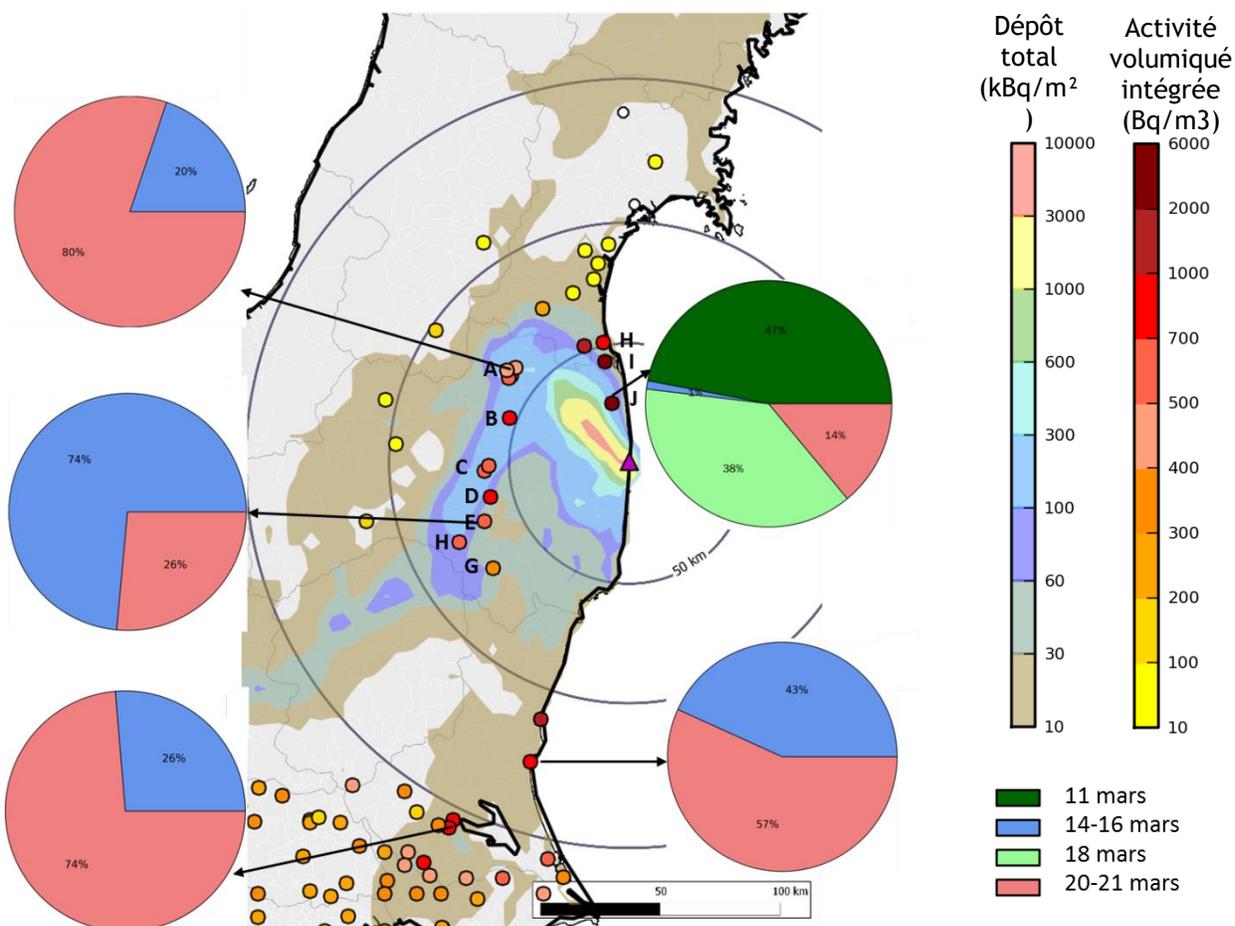


Figure 3 : Les points colorés représentent les valeurs aux stations des activités volumiques de ^{137}Cs intégrées entre le 11 mars et le 24 mars. Elles sont superposées à la carte de dépôt de ^{137}Cs total. Les camemberts donnent la répartition des activités volumiques observées pour chacune des périodes principales de contamination.

En résumé, l'analyse conjointe des mesures radiologiques dans l'environnement et des observations météorologiques a permis de préciser la trajectoire des panaches dans l'atmosphère et les périodes de lessivage par la pluie conduisant aux principaux épisodes de contamination des sols. L'analyse des activités volumiques a révélé des zones ayant subi une contamination atmosphérique importante en ^{137}Cs alors que les dépôts mesurés y sont faibles, et que les débits de dose ne montrent pas de hausse significative (Figure 3).

L'analyse des mesures a mis en lumière les principales difficultés qui limitent la compréhension des événements.

- L'orographie complexe (influence de la côte et des reliefs) joue un rôle crucial dans la trajectoire empruntée par le panache, mais aussi dans son élévation verticale. Elle influence également la répartition des dépôts. Lorsque le panache se trouve en altitude, aucune mesure ne permet de le détecter (les stations sont au sol). Or, plusieurs panaches ont probablement été transportés par des vents en altitude, pour être ensuite lessivés par la pluie et former des taches de contamination qui ne peuvent s'expliquer autrement.
- Le dépôt ne peut s'expliquer de façon satisfaisante en ne tenant compte que des observations de pluie (pluviomètres ou radars). En effet, les pluies fines (inférieures à 0,5 mm/h) ne sont pas mesurées. L'analyse des mesures indique que la principale contamination des sols, le 15-16

mars, est liée à un lessivage du panache débutant plus tôt que les premières observations de pluie, en conséquence par des pluies fines.

- Aucune mesure ne permet d'accéder à la composition isotopique des panaches et des dépôts. Des mesures d'¹²⁹I commencent à être publiées et permettent d'en déduire le contenu en ¹³¹I [Muramatsu et al. (2015)].

Modélisation du transport et des retombées

Depuis 2011, la communauté internationale de modélisation de la dispersion atmosphérique travaille à simuler aussi précisément que possible les conséquences environnementales de l'accident de Fukushima. La motivation est double. Le premier objectif est, bien sûr, de parvenir à une meilleure compréhension de l'accident. La deuxième consiste à améliorer les modèles de dispersion et la représentation des processus physiques. L'IRSN étend ce second objectif aux outils opérationnels d'évaluation de conséquences radiologiques qu'il développe. Cet objectif répond au souci d'améliorer la pertinence de l'expertise de l'Institut, en cas d'accident nucléaire.

Premier objectif : simuler précisément et mieux comprendre l'accident

Assez rapidement après l'accident, les principaux événements de rejet étaient identifiés et leurs conséquences grossièrement évaluées. Depuis, la compréhension des différents épisodes a été grandement améliorée, les processus responsables des dépôts ont été précisés et les simulations ont gagné en réalisme. Les progrès les plus significatifs résultent des efforts qui ont porté sur l'amélioration des principales données d'entrée des modèles de dispersion. Il s'agit des conditions météorologiques et de la quantification des rejets à l'atmosphère.

Les [conditions météorologiques](#) sont fournies par les modèles de prévision. Elles déterminent le transport du panache radioactif dans l'atmosphère. Les précipitations sont responsables de la contamination des sols due au lessivage du panache. Un décalage spatial ou temporel dans les prévisions, tel qu'un retard de quelques heures sur le changement de direction du vent, ou sur le déclenchement des précipitations, peut fortement pénaliser la reproduction de certains épisodes de contamination. Après l'accident, les simulations étaient faites en utilisant des prévisions météorologiques à résolution trop lâche comme le relevait, dès 2012, l'IRSN [Mathieu et al. (2012), Korsakissok et al. (2013)]. Des prévisions à plus fines résolution [WMO (2011), Sekiyama et al. (2015)] ont donc été produites, permettant d'améliorer significativement les simulations de l'accident de Fukushima. L'IRSN a eu accès à plusieurs sources de prévisions, en particulier dans le cadre de sa participation aux travaux de l'UNSCEAR et au projet SAKURA. Les observations des précipitations par radar ont également été utilisées dans les simulations, en remplacement des précipitations prévues par les modèles.

Le [terme source](#), c'est-à-dire l'évolution temporelle du débit de chaque radionucléide rejeté dans l'atmosphère, est l'autre donnée d'entrée essentielle des modèles de dispersion atmosphérique. Actuellement, il n'y a pas de terme source détaillé estimé uniquement grâce à la modélisation de l'évolution de l'état des réacteurs. Ceux qui existent ont tous été évalués sur la base de méthodes qui utilisent les mesures dans l'environnement et les simulations de dispersion atmosphérique. Plusieurs termes sources ont été publiés. Les premiers étaient relativement approximatifs. Ils ont depuis été largement affinés. Néanmoins, il n'y a pas de consensus sur un terme source jugé plus réaliste que les autres. La contribution de l'IRSN sur l'évaluation détaillée des rejets de l'accident est significative et originale [Winiarek et al. (2012) ; Saunier et al. (2013) ; Winiarek et al. (2014)]. L'IRSN a été la

première équipe à développer une méthode automatique de reconstruction du terme source à partir de mesures de débits de dose dans l'environnement.

Les termes source détaillés et les prévisions météorologiques à fines échelles permettent de simuler le transport et les retombées des panaches avec réalisme. La comparaison aux observations a été significativement améliorée. Néanmoins, certains épisodes demeurent difficiles à simuler. Par exemple, les simulations de la séquence du 14 au 16 mars ne parviennent toujours pas à reproduire les différents événements de dépôt. Cet état de fait dénote des incertitudes qui persistent ainsi que la complexité de la situation rencontrée. Ces difficultés orientent les axes de progrès à privilégier pour améliorer les modèles de dispersion.

Deuxième objectif : améliorer les modèles de dispersion et les outils de gestion de crise

L'axe d'amélioration des modèles de dispersion atmosphérique privilégié par la communauté travaillant sur l'accident de Fukushima concerne la [représentation des processus de dépôt](#). En effet, du point de vue de l'exposition des populations, la modélisation du dépôt est un enjeu majeur tant par les doses induites par le dépôt que par l'appauvrissement du panache qu'il engendre. Les études menées, et en particulier celle de l'IRSN [Quérel et al. (2016)], montrent que les incertitudes qui persistent sur les données d'entrée dans le cas Fukushima restent encore trop importantes pour pouvoir étudier les processus de dépôt. Leur modélisation précise n'apporte donc pas, à ce stade, de réelle plus-value pour améliorer le réalisme des simulations. Les sujets de la répartition verticale des panaches et du dépôt au moment des pluies fines apparaissent comme des préalables avant d'envisager une meilleure simulation de la contamination des sols. La poursuite de l'analyse de l'accident du point de vue des mesures dans l'environnement et les inter-comparaisons de modèles comme celles organisées par le SCJ sont deux moyens à disposition de la communauté pour continuer à progresser sur ces sujets et améliorer la simulation de l'accident.

Au-delà du travail sur les modèles de dispersion, la modélisation de l'accident de Fukushima a démontré l'intérêt de disposer d'outils opérationnels pour estimer des termes sources détaillés à partir des mesures dans l'environnement. L'IRSN a été assez novateur sur ce sujet. Désormais, toutes les équipes à vocation opérationnelle cherchent à se doter d'un tel outil (projet européen PREPARE, les équipes de PHE et du Met Office¹² pour l'Angleterre, le ZAMG¹³ pour l'Autriche).

Le grand enseignement de l'accident de Fukushima concerne les incertitudes liées aux données météorologiques et aux rejets. Celles-ci sont inévitables et l'enjeu majeur pour la communauté de modélisation des conséquences est de parvenir à les prendre en compte dans la gestion d'une situation accidentelle. Évaluer leur impact sur les simulations et les modéliser pour une prise de décision plus pertinente vis-à-vis du risque d'exposition constitue un défi important. Depuis 2011, l'IRSN a engagé un projet concernant cette thématique [Girard et al. (2014) ; Girard et al. (2015)]. À l'échelle européenne, d'autres équipes s'engagent également sur cette voie [Sørensen et al. (2015)].

¹² PHE est le Public Health England et le MetOffice est le centre météorologique anglais.

¹³ Le ZAMG est le Central Institute for Meteorology and Geodynamics.

- Champion, D., Korsakissok, I., Didier, D., Mathieu, A., Quélo, D., Groell, J., Quentric, E., Tombette, M., Benoit, J.-P., Saunier, O., Parache, V., Simon-Cornu, M., Gonze, M. A., Renaud, P., Cessac, B., Navarro, E. et Servant-Perrier, A.-C. (2013). "The IRSN's earliest assessments of the Fukushima accident's consequences for the terrestrial environment in Japan." Radioprotection **48**(01): 11-37.
- Endo, S., Kimura, S., Takatsuji, T., Nanasawa, K., Imanaka, T. et Shizuma, K. (2012). "Measurement of soil contamination by radionuclides due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident and associated estimated cumulative external dose estimation." Journal of Environmental Radioactivity **111**: 18-27.
- Girard, S., Korsakissok, I. et Mallet, V. (2014). "Screening sensitivity analysis of a radionuclides atmospheric dispersion model applied to the Fukushima disaster." Atmospheric Environment **95**(0): 490-500.
- Girard, S., Korsakissok, I., Mallet, V. et Mathieu, A. (2015). "Emulation and Sobol' sensitivity analysis of an atmospheric dispersion model applied to the Fukushima nuclear accident." Journal of Geophysical Research **accepté pour publication**.
- Groëll, J., Quélo, D. et Mathieu, A. (2014). "Sensitivity analysis of the modelled deposition of ¹³⁷Cs on the Japanese land following the Fukushima accident." Int. J. of Environment and Pollution **55**(1/2/3/4): 67-75.
- Hososhima, M. et Kaneyasu, N. (2015). "Altitude-Dependent Distribution of Ambient Gamma Dose Rates in a Mountainous Area of Japan Caused by the Fukushima Nuclear Accident." Environmental Science & Technology **49**(6): 3341-3348.
- IRSN (2012). Fukushima, one year later: initial analyses of the accident and its consequences. IRSN. Rapport n° **IRSN/DG/2012-003**.
- Kaneyasu, N., Ohashi, H., Suzuki, F., Okuda, T. et Ikemori, F. (2012). "Sulfate Aerosol as a Potential Transport Medium of Radiocesium from the Fukushima Nuclear Accident." Environmental Science & Technology **46**(11): 5720-5726.
- Kinoshita, N., Sueki, K., Sasa, K., Kitagawa, J.-i., Ikarashi, S., Nishimura, T., Wong, Y.-S., Satou, Y., Handa, K., Takahashi, T., Sato, M. et Yamagata, T. (2011). "Assessment of individual radionuclide distributions from the Fukushima nuclear accident covering central-east Japan." Proceedings of the National Academy of Sciences.
- Korsakissok, I., Mathieu, A. et Didier, D. (2013). "Atmospheric dispersion and ground deposition induced by the Fukushima Nuclear power plant accident : a local-scale simulation and sensitivity study." Atmospheric Environment **70**: 267-279.
- Mathieu, A., Korsakissok, I., Quélo, D., Groëll, J., Tombette, M., Didier, D., Quentric, E., Saunier, O., Benoit, J.-P. et Isnard, O. (2012). "Atmospheric dispersion and deposition of radionuclides from the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident." Elements **8**: 195-200.
- Morino, Y., Ohara, T. et Nishizawa, M. (2011). "Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011." Geophysical Research Letters **38**: L00G11.
- Morino, Y., Ohara, T., Watanabe, M., Hayashi, S. et Nishizawa, M. (2013). "Episode Analysis of Deposition of Radiocesium from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident." Environmental Science & Technology **47**(5): 2314-2322.
- Muramatsu, Y., Matsuzaki, H., Toyama, C. et Ohno, T. (2015). "Analysis of ¹²⁹I in the soils of Fukushima Prefecture: preliminary reconstruction of ¹³¹I deposition related to the accident at Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FDNPP)." Journal of Environmental Radioactivity **139**: 344-350.
- Quérel, A., Roustan, Y., Quélo, D. et Benoit, J.-P. (2016). "Hints to discriminate the choice of wet deposition models applied to an accidental radioactive release." Int. J. of Environment and Pollution **Accepté pour publication**.
- Saito, K., Tanihata, I., Fujiwara, M., Saito, T., Shimoura, S., Otsuka, T., Onda, Y., Hoshi, M., Ikeuchi, Y., Takahashi, F., Kinouchi, N., Saegusa, J., Seki, A., Takemiya, H. et Shibata, T. (2015). "Detailed deposition density maps constructed by large-scale soil sampling for gamma-ray emitting radioactive nuclides from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident." Journal of Environmental Radioactivity **139**: 308-319.

- Sanada, Y., Sugita, T., Nishizawa, Y., Kondo, A. et Torii, T. (2014). "The aerial radiation monitoring in Japan after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident." Progress in Nuclear Science and Technology 4: 76-80.
- Saunier, O., Mathieu, A., Didier, D., Tombette, M., Quélo, D., Winiarek, V. et Bocquet, M. (2013). "An inverse modeling method to assess the source term of the Fukushima Nuclear Power Plant accident using gamma dose rate observations." Atmos. Chem. Phys. 13(22): 11403-11421.
- SCJ (2014). A review of the model comparison of transportation and deposition of radioactive materials released to the environment as a result of the Tokyo Electric Power Company's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Science Council of Japan. Rapport.
- Sekiyama, T. T., Kunii, M., Kajino, M. et Shimbori, T. (2015). "Horizontal Resolution Dependence of Atmospheric Simulations of the Fukushima Nuclear Accident Using 15-km, 3-km, and 500-m Grid Models." Journal of the Meteorological Society of Japan. Ser. II 93(1): 49-64.
- Sørensen, J. H., Amstrup, B., Feddersen, H., Korsholm, U. S., Bartnicki, J., Klein, H., Simonsen, M., Lauritzen, B., Hoe, S. C., Israelson, C. et Lindgren, J. (2015). Fukushima Accident: UNCertainty of Atmospheric dispersion modelling (FAUNA). Nordic Nuclear Safety Research. Rapport n° **NKS-339 (ISBN 978-87-7893-421-5)**.
- Steinhauser, G., Brandl, A. et Johnson, T. E. (2014). "Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: A review of the environmental impacts." Science of The Total Environment 470-471: 800-817.
- Tsuruta, H., Oura, Y., Ebihara, M., Ohara, T. et Nakajima, T. (2014). "First retrieval of hourly atmospheric radionuclides just after the Fukushima accident by analyzing filter-tapes of operational air pollution monitoring stations." Sci. Rep. 4.
- UNSCEAR (2013). Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. Scientific Annex A: Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-Japan earthquake and tsunami. UNSCEAR. Rapport.
- Winiarek, V., Bocquet, M., Duhanyan, N., Roustan, Y., Saunier, O. et Mathieu, A. (2014). "Estimation of the caesium-137 source term from the Fukushima Daiichi nuclear power plant using a consistent joint assimilation of air concentration and deposition observations." Atmospheric Environment 82(0): 268-279.
- Winiarek, V., Bocquet, M., Saunier, O. et Mathieu, A. (2012). "Estimation of errors in the inverse modeling of accidental release of atmospheric pollutant: Application to the reconstruction of the cesium-137 and iodine-131 source terms from the Fukushima Daiichi power plant." J. Geophys. Res. 117(D5): D05122.
- WMO (2011). Meeting of the WMO task team on meteorological analyses for Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. World Meteorological Organization Rapport n° **TT-MA-NPP-Accident Report**.
- Yasunari, T. J., Stohl, A., Hayano, R. S., Burkhart, J. F., Eckhardt, S. et Yasunari, T. (2011). "Cesium-137 deposition and contamination of Japanese soils due to the Fukushima nuclear accident." Proceedings of the National Academy of Sciences.

Principaux évènements de contamination

La contamination de l'île d'Honshu

La contamination terrestre de la principale île du Japon, dans le cadre de l'accident nucléaire de Fukushima-Daiichi, est essentiellement due à quatre épisodes : celui du 12 mars, celui du 14-16 mars, celui du 18 mars et celui du 20-21 mars. Ces épisodes sont analysés ci-dessous à la lumière des différentes mesures environnementales, et notamment des mesures d'activité volumique de ^{137}Cs [Tsuruta et al. (2014)].

Evènements du 12 mars et du 18 mars (Figure 1 a et c)

Le 12 mars, quelques heures après l'explosion du réacteur 1 (6h36 UTC¹), un panache radioactif est détecté et mesuré au cours de son parcours le long de la côte en direction du Nord d'Hamadori (points J, I, H). A 25 km de la centrale (point J), un maximum de 575 Bq/m^3 de ^{137}Cs est mesuré entre 12 heures et 14 heures, en cohérence avec les augmentations de débit de dose observées. Au total, sur la durée de l'évènement, l'activité volumique intégrée au point J est de l'ordre de 2660 Bq/m^3 . Au cours de son parcours le long de la côte, le panache n'est pas lessivé, limitant ainsi la contamination du territoire. Au nord de la préfecture de Fukushima, le panache n'est plus mesuré. Il a pris une direction Nord - Nord-Est en s'éloignant de la côte conduisant à une détection de ^{137}Cs le 18 mars en Alaska [Thakur et al. (2013)].

L'évènement du 18 mars est comparable à celui du 12 mars en termes d'activité mesurée et de durée. Un maximum de 440 Bq/m^3 est mesuré à la station J et des valeurs supérieures à 100 Bq/m^3 y persistent pendant 7 heures. Le panache mesuré semble moins large que celui du 12 mars et ne touche pas la station H, mais les trajectoires paraissent similaires.

Ces deux évènements sont responsables du dépôt sec sur la pointe Est de la préfecture de Miyagi. Un dépôt de l'ordre de 15 kBq/m^2 de ^{137}Cs y est mesuré.

¹ Tous les horaires sont donnés en temps universel (il faut ajouter 9h pour l'heure locale japonaise).

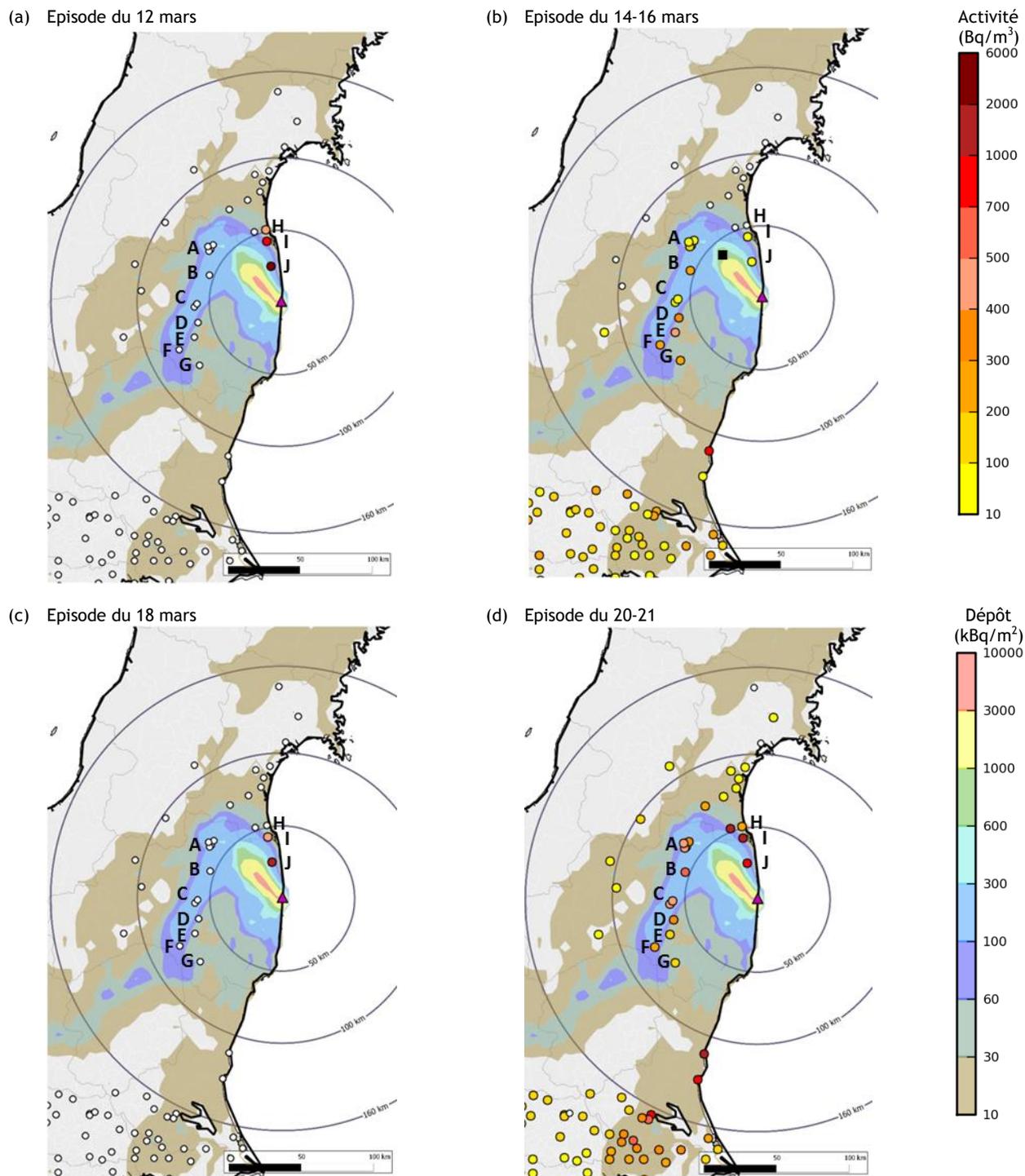


Figure 1 : Mesures d'activités volumique de ¹³⁷Cs intégrée sur les différentes séquences temporelles (ronds colorés) superposées aux dépôt totaux de ¹³⁷Cs mesurés. Episode du 12 mars à 19h (a) - Episode du 14-16 mars (b) - Episode du 18 mars (c) - Episode du 20 mars (d). Le carré noir sur la figure (b) indique la position d'Idate.

Evènement du 14-16 mars

Cet évènement est marqué par des vents tournants et par un épisode de pluie qui engendre une importante contamination du territoire japonais.

Au soir du 14 mars, un premier panache radioactif transporté par des vents en direction du Sud-Ouest longe d'abord la côte (366 Bq/m³ mesuré à Tokai) puis rentre dans les terres et atteint la région de Tokyo. A Tsukuba, 153 Bq/m³ sont mesurés entre 23 heures le 14 mars et 2 heures le 15 mars. Ce panache ne subit pas de lessivage par la pluie. Les observations montrent que le vent tourne ensuite progressivement vers l'Ouest puis le Nord-Ouest. Les panaches traversent probablement les reliefs situés à l'Ouest de la centrale (altitude de 900 m en moyenne, le mont Otakine culmine à 1193 m) pour être mesurés dans la vallée de Nakadori (stations A à G). L'augmentation des valeurs de débit de dose aux stations situées à une vingtaine de kilomètres à l'Ouest de la centrale, couplée à l'analyse des vents mesurés par les stations d'observation météorologique du réseau AMEDAS, valide cette hypothèse. Le Sud de la vallée est d'abord touché le 15 mars entre 2 et 3 heures (point E) et la valeur maximale de 330 Bq/m³ y est mesurée entre 3 et 4 heures. Des panaches sont détectés au Nord de la vallée à 6 heures (point B). Les activités volumiques sont plus importantes dans le Sud de la vallée que dans le Nord où elles culminent à 138 Bq/m³ à Nihonmatsu (station B). Les vents très faibles favorisent sans doute la stagnation des panaches qui y sont mesurés jusqu'à midi dans la partie Sud et jusqu'à 17 heures dans la partie Nord. Dans le bassin de Fukushima (point A), les activités mesurées sont nettement moins significatives que partout ailleurs dans la vallée. Elles culminent à 33 Bq/m³ à 13 heures.

Dans la vallée, des précipitations sont quant à elles observées à partir de 8 heures. Les données AMEDAS indiquent que de faibles précipitations ont localement débuté plus tôt, sans avoir pu être mesurées car elles étaient inférieures au seuil de détection des pluviomètres (0,5 mm/h). Les pluies ont vraisemblablement démarré à 6 heures à Idate (carré noir Figure 1b) et entre 4 et 5 heures à Koriyama. Elles progressent ensuite vers le Sud-Est en se généralisant et s'intensifiant. Les pluies engendrent des dépôts dans la vallée (de l'ordre de 100-300 kBq/m² de ¹³⁷Cs), en particulier sur une bande située au Nord-Ouest de la centrale, identifiée comme une des zones les plus contaminées du territoire japonais (de l'ordre de 850 kBq/m² de ¹³⁷Cs mesurés à Idate, située en bordure de la zone de dépôt maximal).

Vers 17 heures, le vent tourne à nouveau et pousse les panaches vers le Sud, le long de la côte où ils sont détectés jusqu'au 16 mars 15h00.

L'analyse croisée de l'ensemble des mesures disponibles pour cet évènement apporte un nouveau regard et permet de clarifier les évènements.

Le dépôt dans la vallée s'est produit le 15 mars : les panaches y ont été transportés avant ceux qui ont touché Fukushima et Idate. Le lessivage débute à 5h à Koriyama et Shirakawa (stations C et F). À Idate, le lessivage a lieu entre 6h et 9h ; à Fukushima (station A), il a lieu entre 7h et 10h.

Il est intéressant de noter, pour les stations où l'ensemble des observations étaient disponibles, que le dépôt s'est produit au commencement de l'épisode pluvieux alors que les précipitations étaient parfois trop faibles pour être mesurées. Ceci explique que cet évènement ait été longtemps mal compris.

Certaines équipes japonaises (JAEA, MRI...) ont émis l'hypothèse que le dépôt dans la vallée était dû au dépôt par le brouillard. Or, aussi bien au Nord de la vallée qu'au Sud, les observations AMEDAS indiquent qu'il n'y avait pas de brouillard. Au centre de la vallée, à Koriyama (point C), la question du brouillard n'est pas complètement résolue car les observations ne sont pas disponibles. Néanmoins, l'hypothèse d'un dépôt engendré par de fines précipitations est privilégiée.

L'hypothèse d'un dépôt par brouillard orographique demeure en revanche crédible pour expliquer la contamination sur le flanc des Monts Nikko et les montagnes de la préfecture de Gunma, comme le suggèrent Hososhima et Kaneyasu (2015), bien qu'il n'existe pas de mesures simultanées du brouillard et du panache dans cette zone.

Les ordres de grandeurs des activités volumiques mesurées près du sol comparées aux élévations du débit de dose et aux dépôts mesurés sur les stations de Fukushima (point A), Koriyama (point C) et les autres stations suggèrent que le dépôt est en grande partie dû au lessivage du panache dont une large part de l'activité serait située en altitude. Cette hypothèse ne peut pas être corroborée par des observations mais elle soulève la délicate question de la répartition verticale des panaches et de l'impact de l'orographie complexe du Japon sur leur évolution. Seuls les outils de modélisation peuvent aider à y répondre.

Evènements des 20-21 mars

Du 20 au 21 mars, plusieurs panaches radioactifs ont été détectés dans l'agglomération de Tokyo, au Nord - Nord-Ouest de la centrale et dans la vallée de Nakadori.

- **Contamination de l'agglomération de Tokyo**

Le 20 mars à 2 heures, un panache en provenance de l'océan Pacifique est d'abord mesuré sur Tokai (110 km au sud de l'installation) puis sur la totalité de l'agglomération de Tokyo, se propageant vers l'Ouest. Un maximum de 40 Bq/m³ est observé à l'extrémité Sud de la préfecture d'Ibaraki (Katori). Le panache très étalé est possiblement un panache émis plus tôt (la modélisation suggère que le panache aurait pu être émis le 19 mars) et transporté au-dessus de l'île d'Honshu après un passage par l'océan Pacifique. Il est continûment observé (quelques Bq/m³) sur une large étendue de la plaine de Kantô jusqu'à 19 heures, au moment où un autre panache plus concentré et beaucoup plus fin s'y propage. Ce deuxième panache a probablement frôlé la côte au sud de la centrale dès 16 heures. À 19 heures, une activité volumique de 420 Bq/m³ de ¹³⁷Cs est mesurée à Tokai. Plus au sud, les activités volumiques augmentent également. Des précipitations observées à partir de 21 heures lessivent le panache le long de la côte vers Tokai et plus au Sud-Ouest. Les mesures de débit de dose suggèrent que la plus grosse partie du panache se trouve au Sud de Tokai au moment où les premières pluies débutent. Les cartes des dépôts totaux mesurés correspondent parfaitement à la position du panache au moment de la pluie.

- **Contamination de la région au Nord-Nord-Ouest de la centrale et de la vallée de Nakadori**

Le long de la côte, en direction du Nord puis du Nord-Nord-Ouest, un panache est mesuré dès 1 heure le 20 mars, et ce jusqu'à 3 heures le lendemain. Un maximum de 360 Bq/m³ est mesuré à Soma (point I) le 20 mars à 11 heures. Le panache se dédouble probablement et suit deux directions différentes. Une partie semble être transportée en direction du Nord-Nord-Est où il sera lessivé entre le Nord de la préfecture de Miyagi et le Sud de la préfecture d'Iwate, conduisant à des dépôts de l'ordre de 10-30 kBq/m². La trajectoire de ce panache n'est pas confirmée par des mesures. L'autre partie du panache est transportée vers le bassin de Fukushima (point A) où 45 Bq/m³ de ¹³⁷Cs sont mesurés le 20 mars à 6 heures. Cette valeur représente près du double de la contamination maximale observée pendant l'épisode du 14-16 mars. Le panache se propage ensuite vers le Sud de la vallée où il est bloqué et y stagne. Il continue à y être mesuré jusqu'à 23 heures. Des pluies éparses ont pu être observées mais elles ne sont pas suivies d'une augmentation du débit de dose mesuré, laissant supposer que l'épisode de dépôt par la pluie a été négligeable en comparaison de celui des 14-16 mars.

Il est notable que la détection du panache ne s'accompagne pas d'une augmentation du débit de dose sur l'ensemble des stations qui avaient été impactées par du dépôt humide au cours de l'épisode du 14-16 mars. Les mesures par radioéléments effectuées à Chiba et Tokai indiquent que la proportion d'iodes, de tellures et de gaz rares est plus faible sur cet épisode que lors des événements précédents. Cela explique en partie le fait que les niveaux de débit de dose n'aient pas augmenté.

Enfin, sur l'ensemble du territoire, l'importance du dépôt par temps sec ne doit pas non plus être oubliée. Par exemple, au cours de l'évènement du 20-21 mars, les vents faibles sur l'île d'Honshu ont pu engendrer une stagnation des panaches responsable d'un dépôt sec non négligeable. L'ordre de grandeur estimé à partir des mesures d'activité volumique est de l'ordre de quelques kBq /m² de dépôt sec.

Hososhima, M., Kaneyasu, N., 2015. Altitude-dependent distribution of ambient gamma dose rates in a mountainous area of Japan caused by the Fukushima nuclear accident. *Environ. Sci. Technol.* 49, 3341-3348. doi:10.1021/es504838w

Thakur, P., Ballard, S. et Nelson, R. (2013). "An overview of Fukushima radionuclides measured in the northern hemisphere." *Science of The Total Environment* 458-460: 577-613

Tsuruta, H., Oura, Y., Ebihara, M., Ohara, T. et Nakajima, T. (2014). "First retrieval of hourly atmospheric radionuclides just after the Fukushima accident by analyzing filter-tapes of operational air pollution monitoring stations." *Sci. Rep.* 4.

Modélisation du transport atmosphérique et des retombées des rejets émis lors de l'accident de Fukushima Daiichi

En 2012, l'IRSN faisait un premier état des lieux de la modélisation du transport atmosphérique et des retombées des rejets émis lors de l'accident nucléaire de Fukushima-Daiichi [IRSN (2012)]. Le réalisme des simulations souffrait de la difficulté à reproduire plusieurs épisodes de transport de ces rejets et la cause des écarts constatés entre résultats de modélisation et mesures était recherchée. Depuis, les travaux de la communauté internationale de modélisation de la dispersion atmosphérique ont porté sur la réduction des incertitudes, celles relatives aux données d'entrée des modèles de transport atmosphérique et celles relatives aux modèles eux-mêmes. Ce travail se poursuit encore aujourd'hui.

Les conditions météorologiques et la quantification des rejets atmosphériques constituent les principales données d'entrée des modèles de transport atmosphérique. Les progrès les plus significatifs découlent des efforts portés sur l'amélioration de ces données.

Les conditions météorologiques

Les conditions météorologiques (vents, stabilité de l'atmosphère, ...) déterminent le transport du panache radioactif dans l'atmosphère. Les précipitations sont responsables de la contamination des sols due au lessivage du panache. Ces données sont fournies par les modèles de prévisions météorologiques.

Une des particularités de l'accident de Fukushima concerne la géographie des lieux. L'accident s'est déroulé sur la côte Pacifique dans un environnement à orographie complexe, avec des reliefs marqués à seulement quelques kilomètres à l'intérieur des terres. Cette configuration pénalise fortement la qualité des prévisions météorologiques. Par ailleurs, l'accident fait suite au tremblement de terre et au tsunami qui ont détruit une partie des infrastructures rendant indisponibles nombre d'observations météorologiques. Or, celles-ci sont utilisées pour contraindre les modèles. Les conditions d'exploitation des modèles météorologiques sont en conséquence dégradées par rapport à leur fonctionnement nominal.

Dès 2012, la difficulté d'une bonne prise en compte de l'impact de l'orographie dans les prévisions météo était relevée par l'IRSN [Mathieu et al. (2012), Korsakissok et al. (2013)]. Les prévisions de précipitations ne reflètent pas toujours correctement la réalité. Or, leur précision est essentielle pour simuler la contamination des sols. Les champs de précipitations résultant des observations « radar » peuvent être utilisés en entrée des modèles de dispersion. L'utilisation de ce jeu de données a longtemps été considérée comme la meilleure ; cependant, l'usage, de ces données reste délicat. Une des difficultés identifiées concerne les pluies fines. Elles ne sont pas détectées par les observations « radar » mais semblent jouer un rôle essentiel dans la contamination des territoires les 14-16 mars.

Depuis 2011, de nombreuses prévisions météorologiques ont été produites. La plupart des équipes travaillant à la simulation du transport et des retombées des rejets de l'accident de Fukushima ont

d'abord utilisé des prévisions dont la résolution spatiale était d'une dizaine de kilomètres ; ce qui est insuffisant pour une bonne prise en compte de l'influence du relief. La résolution temporelle était souvent de 3h, fréquence trop faible pour évaluer à quel moment le vent a tourné ou quand les précipitations ont exactement débuté. Les efforts se sont donc portés vers la production de prévisions météorologiques à plus fine résolution. Les premières estimations de l'IRSN ont été faites en utilisant les prévisions de Météo-France, puis celles du Centre Européen de Prévisions (ECMWF¹) [Mathieu et al. (2012), Korsakissok et al. (2013), Saunier et al. (2013)]. Dans le cadre du rapport de l'UNSCEAR sur l'accident de Fukushima, des experts issus de WMO² ont comparé plusieurs champs météorologiques [WMO (2011), Draxler et al. (2015)] et les champs de précipitation ont fait l'objet d'une attention particulière [Arnold et al. (2015)], sans pour autant parvenir à identifier clairement une source de prévision météorologique à privilégier pour les simulations. Dans le cadre de ce groupe de travail, l'IRSN a eu accès à des champs produits par le centre de prévision météorologique japonais, JMA. Enfin, le MRI a étudié les difficultés liées à l'influence de l'orographie et a généré des simulations météorologiques du mois de mars 2011 à fine résolution, en cherchant à minimiser les erreurs de modélisation [Sekiyama et al. (2013) ; Sekiyama et al. (2015)]. L'IRSN a eu accès à ces simulations dans le cadre du projet SAKURA. Les observations des précipitations par radar ont également été utilisées dans les simulations. À défaut de disposer de champs météorologiques dépourvus d'incertitudes, plusieurs sources de données météorologiques ont été utilisées afin de nuancer l'interprétation des résultats.

Tableau 1 : Description des données météorologiques utilisées par l'IRSN pour sa modélisation de l'accident de Fukushima

Source des données météo utilisées par l'IRSN	ECMWF	JMA (UNSCEAR)	MRI	WRF (Winiarek (2014))
Résolution spatiale	0.125° (env. 12,5 km)	5 km	3 km	5 km
Résolution temporelle	3H	3H	1H	1H

La caractérisation des rejets

Le terme source, c'est-à-dire l'évolution temporelle du débit de chaque radioélément rejeté dans l'atmosphère, est une donnée d'entrée essentielle des modèles de dispersion atmosphérique. Cinq ans après l'accident, son évaluation précise demeure encore incertaine. Il existe deux grandes familles de méthodes pour estimer les émissions.

1. Une approche basée sur la physique des réacteurs et la connaissance de l'état initial de l'installation. Elle consiste à modéliser l'évolution de l'état de la centrale et les événements qui ont conduit aux rejets. Cette approche requiert de nombreuses données. La précision du terme source estimé est directement dépendante des incertitudes sur la modélisation de l'état des réacteurs, de la connaissance précise des événements survenus sur l'installation et de l'efficacité de certains moyens de mitigation des rejets mis en place. Il n'existe pas, à ce jour, de terme source complet (incluant une cinétique de rejet pour différents radionucléides) issu de cette approche. Seules des estimations de quantités totales ont été fournies, immédiatement après l'accident [NISA (2011), NSC (2011)].
2. Des méthodes couplant les mesures dans l'environnement et les simulations de la dispersion atmosphérique pour en déduire les débits de rejet susceptibles d'expliquer les mesures.

¹ European Center for Medium-range Weather Forecast

² World Meteorological Organisation

Inévitablement, la qualité du terme source est corrélée à la précision des champs météorologiques utilisés en entrée du modèle de dispersion ainsi qu'à la quantité et à la pertinence des mesures, puisqu'un évènement n'est reconstruit que s'il est observé. Il existe des méthodes dites « simplifiées » et des méthodes « inverses ». Les premières sont manuelles ou semi-automatiques, et reposent sur un jeu de mesures limité. Les techniques de modélisation inverse, elles, sont des méthodes automatiques à vocation plus opérationnelle basées sur des approches mathématiquement rigoureuses.

Depuis 2011, plusieurs estimations du terme source ont été publiées dans des revues scientifiques. Elles résultent toutes de méthodes couplant les mesures environnementales et les modèles de dispersion atmosphérique. Les approches simplifiées sont privilégiées par JAEA³ [Chino et al. (2011), Terada et al. (2012), Katata et al. (2015)]. Dans un premier temps, l'IRSN les a aussi adoptées [IRSN (2012), Mathieu et al. (2012)]. Les méthodes de modélisation inverse existant avant l'accident de Fukushima permettaient de reconstruire un terme source sur la base d'activités volumiques dans l'air. Elles ont été appliquées au cas de Fukushima par Stohl et al. (2011) et Winiarek et al. (2012), dont l'IRSN est co-auteur. Cependant, l'application de ces méthodes était limitée par le faible nombre de mesures d'activités volumiques disponibles à l'époque. L'équipe de l'IRSN a été la première à développer une méthode de modélisation inverse permettant d'utiliser les mesures de débit de dose [Saunier et al. (2013)]. Cette même équipe a également été la première à inverser les mesures d'activités volumiques de Tsuruta et al. (2014).

Selon les estimations, les activités totales de ¹³⁷Cs rejetées à l'atmosphère varient entre 8 et 20 PBq (Tableau 2). Les premiers termes sources surestimaient les émissions. Les activités rejetées dont les conséquences ont été mesurées sur le territoire japonais varient entre 5,5 et 12,3 PBq. C'est surtout l'évolution temporelle des débits de rejet qui différencie les termes source plus récents. Les débits varient sensiblement sur certaines séquences temporelles. Aucun consensus ne se dégage clairement pour identifier un terme source plus réaliste qu'un autre. Les différences sont imputables aux conditions météorologiques utilisées en entrée du modèle de dispersion atmosphérique et aux types de mesures exploitées (activité volumique, débit de dose ou dépôt total) ; elles reflètent les incertitudes qui persistent dans l'estimation du terme source et dans le domaine des champs météorologiques.

³ Japan Atomic Energy Agency

Tableau 2 : Termes sources principaux estimés à partir des mesures dans l'environnement. En bleu, les quantités totales estimées par la NISA et la NSC sur la base des informations issues de l'installation. En vert, les premiers termes sources construits à partir de méthodes inverses ou simplifiées (combinant mesures radiologiques et météorologiques) en 2011-2012. En violet, les termes sources récents estimés à partir de méthodes inverses ou simplifiées. Les quantités totales des rejets dont les conséquences ont été observées sur le territoire Japonais sont précisées.

Terme source	Quantité totale rejetée de ^{137}Cs (Pbq)		Méthode	Observations
	Vers le Japon et l'océan	Vers le Japon uniquement		
NISA (2011)	15		Installation	Quantité totale seule (pas de cinétique)
NSC (2011)	12		Installation	Quantité totale seule (pas de cinétique)
Chino et al. (2011)	13	7,2	Simplifiée	Activités dans l'air et débits de dose sur le Japon et événements installation
Stohl et al. (2012)	34,9	23,5	Inverse	Activités dans l'air sur l'hémisphère nord et événements installation
Winiarek et al. (2012)	19	12	Inverse	Activités dans l'air sur le Japon, États-Unis et Canada
Mathieu et al. (2012)	20,6	12,6	Simplifiée	Activités dans l'air et débits de dose proches de l'installation et événements installation
Terada et al (2012)	8,8	5,5	Simplifiée	Activités dans l'air et débits de dose proches de l'installation et événements installation
Saunier et al. (2013)	15,5	12,3	Inverse	Débits de dose sur le Japon
Winiarek et al. (2014)	11,6-19,3	7,4	Inverse	Activités dans l'air et mesures de dépôt sur le Japon
Katata et al. (2015)	12,4	8,7	Simplifiée	Activités dans l'air, débits de dose proches de l'installation et mesures en mer et événements installation
IRSN 2015 non publié		8	Inverse	Activités dans l'air sur le Japon (dont Tsuruta et al, 2014)

Un terme source complet estimé en modélisant l'état des réacteurs serait complémentaire puisqu'il s'affranchirait des sources d'incertitudes liées à la météorologie et aux mesures dans l'environnement, et permettrait de progresser sur certains épisodes de rejet.

Depuis 2012, la NEA⁴ a lancé un projet international d'envergure⁵ pour améliorer les modèles d'accident grave et analyser la progression de l'accident de Fukushima. Parmi les objectifs affichés,

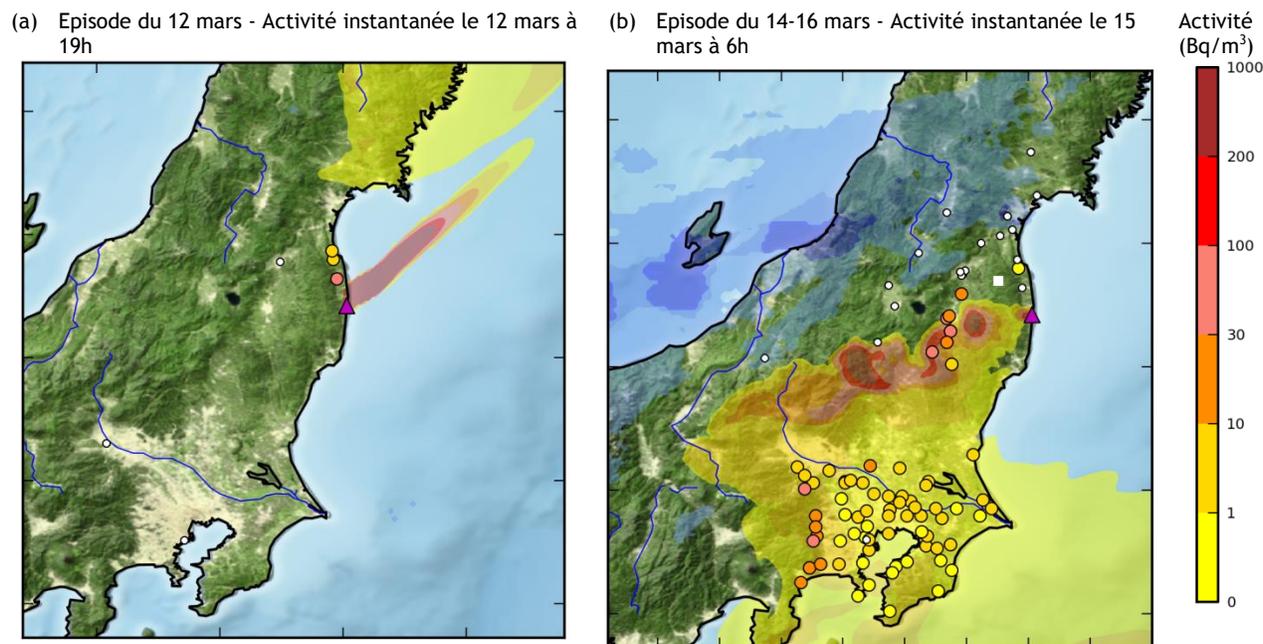
⁴ Nuclear Energy Agency de l'Organisation de Coopération et de Développement Économiques (OCDE)

l'un d'entre eux consiste à évaluer le terme source de l'accident en modélisant la physique des réacteurs. L'IRSN est fortement impliqué dans ce projet.

La modélisation de la dispersion atmosphérique

Le terme source et les champs météorologiques sont utilisés en entrée des modèles de dispersion atmosphérique pour simuler le transport des panaches radioactifs dans l'atmosphère et leurs retombées au sol. La qualité des simulations est évaluée par comparaison aux mesures radiologiques dans l'environnement.

Depuis 2011, les simulations ont gagné en réalisme et dorénavant, les écarts modèle-mesures ont été significativement réduits. Des progrès déterminants ont été réalisés grâce à l'exploitation des différentes sources de prévisions météorologiques, à un plus grand réalisme des termes sources ainsi qu'une meilleure compréhension des épisodes de contamination de l'environnement [Tsuruta et al. (2014)]. Pourtant, toutes les études signalent encore des faiblesses et relèvent souvent les mêmes difficultés à modéliser certaines séquences [Morino et al. (2013) ; Terada et al. (2012) ; Korsakissok et al. (2013) ; Saunier et al. (2013) ; Katata et al. (2015) ; Draxler et al. (2015)].



⁵ Le projet BSAF : <https://www.oecd-nea.org/jointproj/bsaf.html>

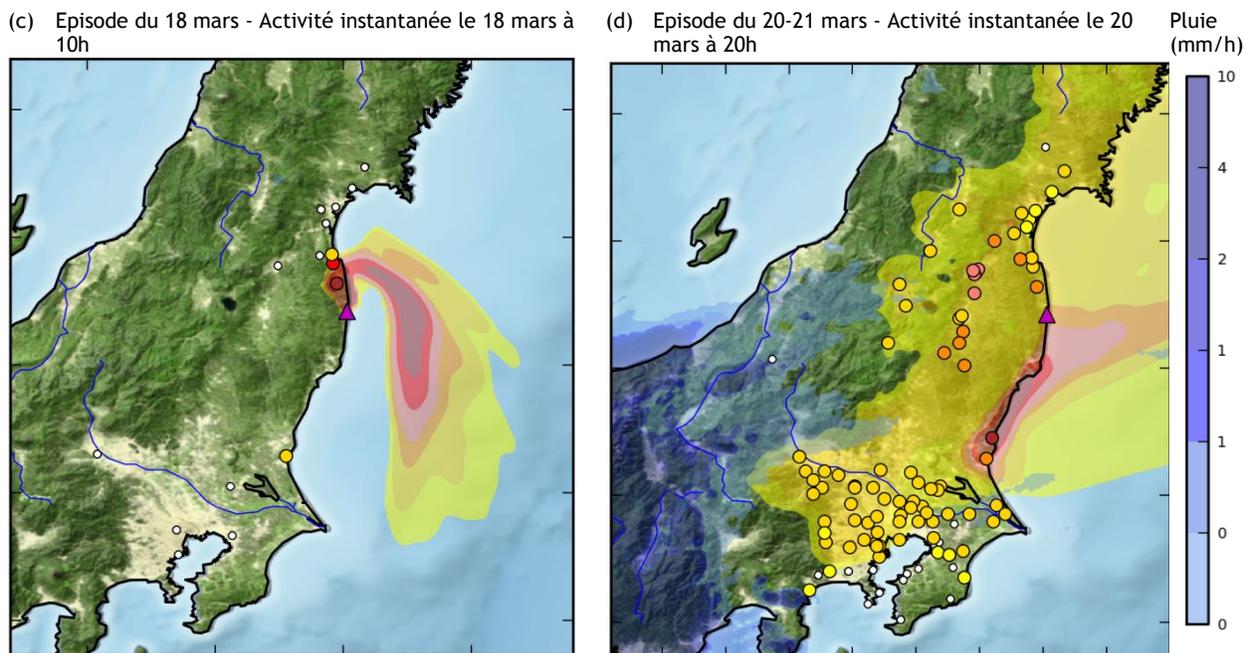


Figure 1 : Activités instantanées de ^{137}Cs du panache simulé comparées aux mesures (ronds colorés). Les précipitations sont représentées par la palette de couleur bleue et sont indiquées en transparence sur les cartes. Chaque carte représente un instant des principaux épisodes de contamination. 12 mars à 19h (a) ; 15 mars à 6h (b) ; 18 mars à 10h (c) et 20 mars à 20h (d). La position d'Idate est indiquée par un carré blanc sur la Figure (b).

L'épisode du 12 mars est correctement simulé sur la première phase mais les modèles échouent sur la seconde quand les activités les plus fortes sont mesurées. Quelle que soit la source de données météorologiques, le panache ne longe pas suffisamment la côte (en regard de la réalité des faits) mais est transporté vers l'océan Pacifique en direction du Nord-Est. La Figure 1a illustre ce comportement qui met en évidence le manque de réalisme des vents le long de la côte.

L'épisode du 14 au 16 mars est aujourd'hui nettement mieux modélisé mais des progrès restent encore à faire.

La simulation de la zone de fort dépôt entre le site nucléaire et le bassin de Fukushima est beaucoup plus réaliste mais sa localisation reste encore légèrement décalée et le lessivage du panache débute au mieux une à deux heures plus tard que dans la réalité mesurée. Le manque de précision des données de pluie est directement responsable de ces défauts d'évaluation (Figure 1b⁶).

Une difficulté commune à toutes les modélisations est la simulation des retombées dans la vallée de Nakadori. En effet, la répartition verticale de l'activité des panaches ainsi que l'orientation des vents ne sont pas assez réalistes en raison d'une prise en compte insuffisante de l'influence du relief.

L'épisode du 18 mars est dorénavant bien modélisé (Figure 1c).

L'épisode du 20 au 21 mars est, depuis peu, nettement mieux modélisé et les différentes phases de cette séquence sont désormais bien reconstruites. Par exemple, grâce aux prévisions météorologiques fournis par le MRI [Sekiyama et al. (2013) ; Sekiyama et al. (2015)] la modélisation des panaches

⁶ La Figure 1b illustre le problème de précision des données de pluie. La simulation est très cohérente avec les activités de ^{137}Cs mesurées. A 6 heures, le lessivage du panache devrait débiter dans la région d'Idate (indiquée par un carré blanc). L'absence de pluie dans la simulation, l'exclut. Les données de pluies utilisées dans cet exemple sont pourtant les observations radar.

transportés vers le Sud a été considérablement améliorée. Jusqu'à présent, le retard du panache ne permettait pas de simuler la contamination de la région de Tokai, ce qui dégradait également les simulations dans l'agglomération de Tokyo. Les prévisions météorologiques du MRI permettent de mieux résoudre les simulations de la zone côtière. Ainsi, les simulations de l'IRSN parviennent à un bon accord avec les mesures environnementales comme l'illustre la Figure 1d.

Améliorer les modèles de dispersion atmosphérique et la représentation des processus physiques

Au-delà de l'objectif d'aboutir à une meilleure compréhension de l'accident de Fukushima, l'enjeu du travail engagé par la communauté de modélisation de la dispersion atmosphérique est d'améliorer la représentation des processus physiques dans les modèles. Pour l'IRSN, cela se traduit par l'amélioration des outils opérationnels d'expertise dans le souci de faire progresser la pertinence de la réponse de l'Institut en cas d'accident nucléaire.

Du point de vue de l'exposition des populations, la modélisation du dépôt est un enjeu majeur tant par les doses induites par le dépôt que par l'appauvrissement du panache qu'il engendre. Le réalisme des dépôts simulés a donc fait l'objet d'une attention particulière et les difficultés à reproduire les dépôts de l'épisode du 14-16 mars ont conduit plusieurs équipes, dont l'IRSN, à étudier la modélisation des processus de dépôt humide [Leadbetter et al. (2015); Katata et al. (2015); Quérel et al. (2016); les équipes du MRI]. Les modèles de dispersion utilisés dans un contexte opérationnel présentent généralement des modélisations du dépôt très simplifiées. Aussi, l'enjeu était-il de savoir si des modèles complexes prenant en compte la physique des aérosols, leur granulométrie, celle des précipitations etc., permettraient de mieux simuler les dépôts.

Simuler les conséquences de l'accident de Fukushima avec un modèle de dépôt complexe ne résout pas les difficultés à reproduire certains épisodes. Ces difficultés semblent surtout dues aux incertitudes qui demeurent sur les données d'entrée et à la modélisation du comportement du panache dans le contexte d'une orographie complexe qui influence sa répartition verticale. En revanche, il apparaît essentiel de modéliser, même simplement, les processus de lessivage dans le nuage au même titre que les processus de lessivage sous le nuage [Quérel et al. (2016)].

L'investigation de ce sujet se poursuit, en particulier au travers des inter-comparaisons de modèles. L'IRSN y contribue activement, notamment en participant celle coordonnée par le Science Council of Japan autour de l'accident de Fukushima.

Arnold, D., Maurer, C., Wotawa, G., Draxler, R., Saito, K. et Seibert, P. (2015). "Influence of the meteorological input on the atmospheric transport modelling with FLEXPART of radionuclides from the Fukushima Daiichi nuclear accident." *Journal of Environmental Radioactivity* **139**: 212-225.

Chino, M., Nakayama, H., Nagai, H., Terada, H., Katata, G. et Yamazawa, H. (2011). "Preliminary estimation of release amounts of ^{131}I and ^{137}Cs accidentally discharged from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant into the atmosphere." *Journal of nuclear science and technology* **48**(7): 1129-1134.

Draxler, R., Arnold, D., Chino, M., Galmarini, S., Hort, M., Jones, A., Leadbetter, S., Malo, A., Maurer, C., Rolph, G., Saito, K., Servranckx, R., Shimbori, T., Solazzo, E. et Wotawa, G. (2015). "World Meteorological Organization's model simulations of the radionuclide dispersion and deposition from the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident." *Journal of Environmental Radioactivity* **139**: 172-184.

- IRSN (2012). *Fukushima, one year later: initial analyses of the accident and its consequences*. IRSN. Rapport n° [IRSN/DG/2012-003](#).
- Katata, G., Chino, M., Kobayashi, T., Terada, H., Ota, M., Nagai, H., Kajino, M., Draxler, R., Hort, M. C., Malo, A., Torii, T. et Sanada, Y. (2015). "Detailed source term estimation of the atmospheric release for the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident by coupling simulations of an atmospheric dispersion model with an improved deposition scheme and oceanic dispersion model." *Atmos. Chem. Phys.* **15**(2): 1029-1070.
- Korsakissok, I., Mathieu, A. et Didier, D. (2013). "Atmospheric dispersion and ground deposition induced by the Fukushima Nuclear power plant accident : a local-scale simulation and sensitivity study." *Atmospheric Environment* **70**: 267-279.
- Leadbetter, S. J., Hort, M. C., Jones, A. R., Webster, H. N. et Draxler, R. R. (2015). "Sensitivity of the modelled deposition of Caesium-137 from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant to the wet deposition parameterisation in NAME." *Journal of Environmental Radioactivity* **139**: 200-211.
- Mathieu, A., Korsakissok, I., Quélo, D., Groëll, J., Tombette, M., Didier, D., Quentric, E., Saunier, O. et Benoit, J.-P. (2012). *Assessment of atmospheric dispersion for the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident*. 13th International Congress of the International Radiation Protection Association, Glasgow, 14-18 May, 2012.
- Mathieu, A., Korsakissok, I., Quélo, D., Groëll, J., Tombette, M., Didier, D., Quentric, E., Saunier, O., Benoit, J.-P. et Isnard, O. (2012). "Atmospheric dispersion and deposition of radionuclides from the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident." *Elements* **8**: 195-200.
- Morino, Y., Ohara, T., Watanabe, M., Hayashi, S. et Nishizawa, M. (2013). "Episode Analysis of Deposition of Radiocesium from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident." *Environmental Science & Technology* **47**(5): 2314-2322.
- NISA (2011, 2011/06/06). "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." <http://www.nisa.meti.go.jp/english/press/2011/06/en20110615-5.pdf>.
- NSC (2011). "Trial estimation of emission of radioactive materials (1-131, Cs-137) into the atmosphere from Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station." <http://www.nsc.go.jp/NSCenglish/geje/2011%200412%20press.pdf>.
- Quérel, A., Roustan, Y., Quélo, D. et Benoit, J.-P. (2016). "Hints to discriminate the choice of wet deposition models applied to an accidental radioactive release." *Int. J. of Environment and Pollution Accepted pour publication*.
- Saunier, O., Mathieu, A., Didier, D., Tombette, M., Quélo, D., Winiarek, V. et Bocquet, M. (2013). "An inverse modeling method to assess the source term of the Fukushima Nuclear Power Plant accident using gamma dose rate observations." *Atmos. Chem. Phys.* **13**(22): 11403-11421.
- Sekiyama, T., Kajino, M. et Kunii, M. (2013). *Ensemble simulation of the atmospheric radionuclides discharged by the Fukushima nuclear accident*. EGU General Assembly C1 - Vienne.
- Sekiyama, T. T., Kunii, M., Kajino, M. et Shimbori, T. (2015). "Horizontal Resolution Dependence of Atmospheric Simulations of the Fukushima Nuclear Accident Using 15-km, 3-km, and 500-m Grid Models." *Journal of the Meteorological Society of Japan. Ser. II* **93**(1): 49-64.
- Stohl, A., Seibert, P., Wotawa, G., Arnold, D., Burkhardt, J. F., Eckhardt, S., Tapia, C., Vargas, A. et Yasunari, T. J. (2011). "Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant: determination of the source term, atmospheric dispersion, and deposition." *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* **11**(10): 28319-28394.
- Terada, H., Katata, G., Chino, M. et Nagai, H. (2012). "Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Part II: verification of the source term and analysis of regional-scale atmospheric dispersion." *Journal of Environmental Radioactivity* **112**: 141-154.
- Tsuruta, H., Oura, Y., Ebihara, M., Ohara, T. et Nakajima, T. (2014). "First retrieval of hourly atmospheric radionuclides just after the Fukushima accident by analyzing filter-tapes of operational air pollution monitoring stations." *Sci. Rep.* **4**.
- Winiarek, V., Bocquet, M., Saunier, O. et Mathieu, A. (2012). "Estimation of errors in the inverse modeling of accidental release of atmospheric pollutant: Application to the reconstruction of

the cesium-137 and iodine-131 source terms from the Fukushima Daiichi power plant." J. Geophys. Res. 117(D5): D05122.

Winiarek, V., Bocquet, M., Duhanyan, N., Roustan, Y., Saunier, O. et Mathieu, A. (2014). "Estimation of the caesium-137 source term from the Fukushima Daiichi nuclear power plant using a consistent joint assimilation of air concentration and deposition observations." *Atmospheric Environment* 82(0): 268-279.

WMO (2011). *Meeting of the WMO task team on meteorological analyses for Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. World Meteorological Organization Rapport n° TT-MA-NPP-Accident Report.*

Comment les dépôts radioactifs sont-ils redistribués au sein des bassins versants en situations post-accidentelles ?

Les enseignements tirés des accidents de Tchernobyl et de Fukushima

Suite aux accidents de Tchernobyl et de Fukushima, les rejets radioactifs dans l'atmosphère ont conduit à des dépôts hétérogènes sur de vastes surfaces continentales incluant forêts, terres agricoles et espaces résidentiels. Dans les zones contaminées, les processus hydrologiques tels le ruissellement de surface ou le transport dans les cours d'eau gouvernent la redistribution des radiocésiums¹ associés aux dépôts initiaux vers l'aval. La connaissance de la dynamique des flux de radionucléides associés à ces processus est essentielle pour optimiser la stratégie de gestion post-accidentelle, notamment vis-à-vis des usages des ressources aquatiques par les populations humaines.

Le lessivage des bassins versants gouverne la redistribution des radionucléides déposés sur les sols suite à un accident nucléaire ; à Tchernobyl comme à Fukushima, ce processus remobilise annuellement moins de 1% de l'inventaire des radiocésiums déposés. Les dépôts atmosphériques de contaminants radioactifs émis lors des accidents nucléaires de Tchernobyl et Fukushima, tout comme ceux issus des essais atmosphériques d'armes nucléaires, sont à l'origine d'une contamination radioactive à long terme des bassins versants (surfaces continentales -sols, plans d'eau et rivières - dont l'ensemble des eaux convergent vers un même exutoire). Le lessivage de ces systèmes – qui s'exprime par l'entraînement des radionucléides avec l'eau s'écoulant à la surface du sol – est un processus de dispersion persistant des radionucléides dans l'environnement et sur de grandes distances, parfois au-delà des territoires initialement contaminés et/ou évacués (Gulin *et al.*, 2013). Ce processus hydrologique induit à la fois une redistribution de la contamination dans les bassins versants (Walling *et al.*, 1999 ; Khanbilvardi *et al.*, 1999 ; van der Perk et Slavik, 2002) et son export vers l'aval des réseaux hydrographiques (e.g., Menzel, 1960; Yamagata, 1963) jusqu'au milieu marin (Kakehi *et al.*, 2016). Le lessivage est un processus qui, par la remobilisation des radionucléides déposés suite à l'accident, influence l'impact dosimétrique aux populations humaines exposées à partir des usages faits des écosystèmes aquatiques situés en aval des territoires lessivés (cours d'eau, lacs, barrages utilisés pour l'irrigation et l'approvisionnement en eau potable, pêche). Ce lessivage n'induit pas pour autant sur le long terme une épuration significative des territoires contaminés : comme l'ont montré les observations à Tchernobyl, le lessivage n'entraîne annuellement pas plus de un pourcent des radionucléides présents sur les sols (Borzilov *et al.*, 1988; Khanbilvardi *et al.*, 1999). Cet ordre de grandeur est identique à Fukushima (e.g., Ueda *et al.*, 2013).

Les flux de radiocésiums remobilisés à partir des sols des bassins versants sont transportés par l'eau et par les particules ; ce transport est la résultante de processus chimiques, hydrologiques et érosifs complexes qui s'expriment en deux phases différentes en cinétique et en efficacité de flux exportés vers l'exutoire. Au cours du lessivage, les radionucléides sont transportés par deux vecteurs : l'eau s'ils sont sous forme dissoute (via le processus de ruissellement) et les particules s'ils sont fixés sur les matières en suspension dans l'eau (érosion), ce qui conduit à distinguer le lessivage « liquide » et le lessivage « solide » (Bulgakov *et al.*, 1991). Le lessivage est un processus de transfert des radionucléides de l'amont vers l'aval des bassins

¹ Les radiocésiums sont les césium-134 et césium-137.

versants qui reste difficile à évaluer, notamment du fait de la complexité du ruissellement et de l'érosion hydrique (Figure 1). Ce lessivage dépend notamment des types de précipitations (intensité des précipitations, volume d'eau ruisselé, intervalle de temps entre les événements de pluie, etc.) et de surfaces lessivées (texture et porosité du sol, type de couverture végétale, pente, etc.), dont les caractéristiques peuvent être très hétérogènes au sein d'un bassin versant et variables au cours du temps.

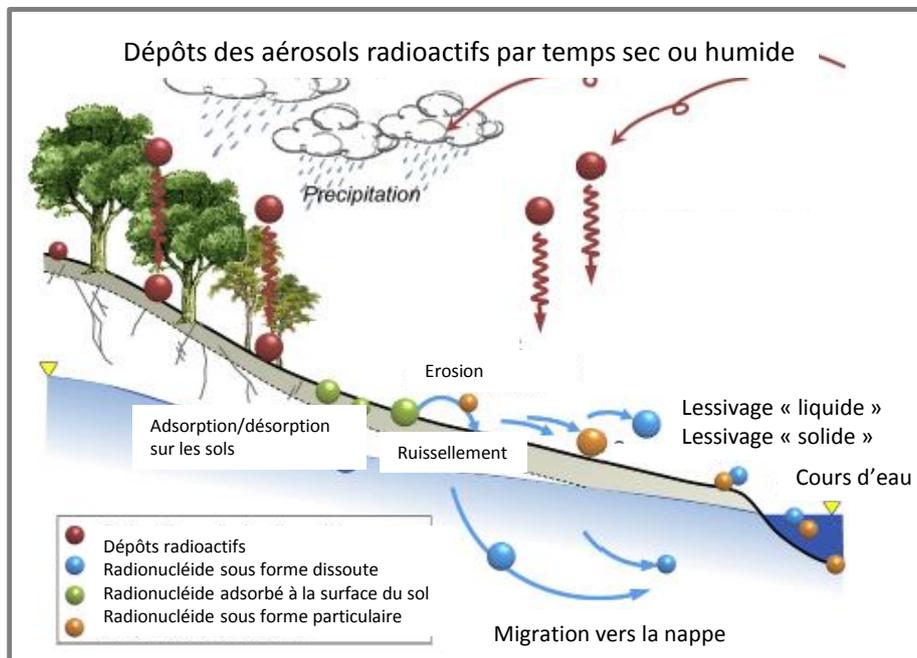


Figure 1- Représentation schématique des processus de redistribution des radionucléides déposés au sein d'un bassin versant suite à un accident nucléaire (adapté de Mori *et al.*, 2015).

On connaît très grossièrement les grandes phases et ordres de grandeurs de ce lessivage après un dépôt atmosphérique accidentel, notamment pour le césium-137. Pour ce radionucléide, à l'échelle mensuelle voire annuelle, on distingue la phase de lessivage rapide les premières semaines après l'accident, où les flux de césium-137 sont forts et exportent de l'ordre de 1% du dépôt initial sur le bassin versant, et la phase de lessivage lent où les flux exportés sont beaucoup plus faibles, de l'ordre de 0,1% par an de l'inventaire encore présent dans les bassins versants. Les flux exportés restent cependant détectables plusieurs dizaines d'années après le dépôt, comme cela a été observé pour les retombées globales de césium-137 émis lors des anciens essais nucléaires aériens (Helton *et al.*, 1985).

Les travaux réalisés par l'IRSN dans le cadre du projet AMORAD² pour le fleuve côtier Nitta de la région de Fukushima (Delmas *et al.*, 2016) ont permis d'estimer un taux d'export de radiocésiums pendant la première année suivant l'accident de 0,12 à 0,8% dans le bassin de la Nitta, ce qui est inférieur aux valeurs proposées par Kinouchi *et al.* (2015) et Ueda *et al.* (2013) pour des petits bassins versants de la zone d'étude. Cela peut s'expliquer par la différence de superficie des bassins versants (effet d'échelle) ainsi que par la présence d'un barrage dans le bassin de la Nitta qui limite l'entraînement des radionucléides vers l'exutoire du bassin.

A des échelles de temps plus fines que l'année, le lessivage est très erratique en particulier sous l'influence des épisodes climatiques (*e.g.* précipitations, typhons, fonte des neiges) (Ueda *et al.*, 2013). Par ailleurs, les radionucléides sont mobilisés de façon hétérogène dans l'espace sous l'influence des conditions d'écoulement variables (*e.g.* ruissellement diffus ou en rigoles sur les versants, ruissellement concentré dans le réseau hydrographique), et leur cheminement comprend des zones de stockage transitoires (*e.g.* sédiments de fond dans les lacs/barrages, laisses de crue sur les berges).

² Le projet AMORAD est un projet cofinancé par l'ANR RSNR « Amélioration des modèles de prévision de la dispersion et d'évaluation de l'impact des radionucléides au sein de l'environnement »

La difficulté de transposer les résultats de recherche acquis après l'accident de Tchernobyl pour estimer les flux exportés au cas de Fukushima a différentes origines. Les principales différences entre les deux situations sont liées à la disponibilité au lessivage des radionucléides déposés sur les sols, et aux différences de topographie et de régime météorologique. La résultante est que le lessivage des radiocésiums à Fukushima est principalement solide (vs. liquide à Tchernobyl) et que ce sont les crues qui provoquent la majorité des exports annuels vers le milieu marin dans les deux cas. A Fukushima, les principaux radionucléides importants à prendre en considération pour la gestion de la radioprotection à moyen et long terme sont les radiocésiums déposés sous forme d'aérosols, alors que le spectre des radionucléides déposés suite à l'accident de Tchernobyl est beaucoup plus large, avec notamment les isotopes du strontium, césium, américium, plutonium et curium (Matsunaga *et al.*, 1998). Dans la zone d'exclusion de Tchernobyl, des particules chaudes de combustible émises lors de l'explosion du réacteur ont de plus été dispersées. Au voisinage de la centrale de Tchernobyl, la contamination est ainsi majoritairement sous forme de particules de combustibles insolubles contenant notamment les radiocésiums et radiostrontium qui sont progressivement libérés au cours de leur altération et désagrégation (Konoplev *et al.*, 1992). A Fukushima, on considère que le césium s'est majoritairement déposé sous forme d'aérosols submicroniques et solubles (Kaneyasu *et al.*, 2012), mais la présence minoritaire de formes insolubles a également été attestée (Tanaka *et al.*, 2013 ; Adachi *et al.*, 2013).

Malgré des types de dépôts à Fukushima *a priori* plus disponibles au lessivage « liquide » qu'à Tchernobyl, les radiocésiums sont transportés lors du lessivage essentiellement sous forme particulaire à Fukushima (Sakaguchi *et al.*, 2015 ; Konoplev *et al.*, 2016 ; Tanaka *et al.*, 2013 ; Niimura *et al.*, 2015), alors qu'il l'est majoritairement sous forme soluble en Biélorussie et en Ukraine (Gorbachova, 2015). Les explications proposées sont multiples :

- les matières en suspension de Fukushima comprennent plus de minéraux argileux qu'à Tchernobyl et ont une plus forte affinité au césium ; par exemple, le coefficient de distribution solide-liquide des radiocésiums³ dans les rivières de Fukushima (ca. 10^5 à 10^6 L/kg) sont de un à deux ordres de grandeurs supérieurs à ceux dans la zone de Tchernobyl (ca. 10^4 L/kg) (Eyrolle-Boyer *et al.*, 2016 ; Konoplev *et al.*, 2016) ;
- la présence d'acides humiques dans les eaux ukrainiennes inhibe la sorption du césium sur les matières en suspension (Suga *et al.*, 2014) ;

Sur le plan de la topographie, les bassins versants contaminés à Fukushima sont plus petits, plus pentus et sont soumis à des extrêmes climatiques plus prononcés (Konoplev *et al.*, 2016). La zone d'exclusion de Tchernobyl est dans la plaine alluviale à faible pente d'un grand fleuve, le Dniepr, où les précipitations sont de l'ordre de 500 mm/an et sous forme neigeuse sur sols gelés plusieurs mois par an. Les bassins versants de la préfecture de Fukushima sont drainés par de petits fleuves côtiers avec beaucoup d'aménagements (seuils, barrages, canaux d'irrigation), de moins de 100 km de long sur des chaînes côtières, et sont soumis à des précipitations de l'ordre de 1200 mm/an avec alternance de cyclones tropicaux de juillet à octobre et de fonte des neiges au printemps. Malgré ces régimes météorologiques contrastés en Ukraine et au Japon, les épisodes de crues des cours d'eau provoquent dans les deux cas l'essentiel des exportations de contamination de l'année : les crues se produisent surtout pendant la fonte des neiges en Ukraine (Borzilov *et al.*, 1988), alors qu'elles se produisent également sous l'effet des typhons au Japon, où les pluies sont beaucoup plus érosives (Ueda *et al.*, 2013). Ces événements génèrent dans la zone de Fukushima 80 à 90% des exports annuels vers le milieu marin.

Les premiers travaux de l'IRSN dans le cadre du projet AMORAD (Delmas *et al.*, 2016) montrent que les coefficients d'entraînement (fraction de la contamination au sol qui a transité pour 1 mm d'eau de ruissellement par m² de sol ou 1 g de matières en suspension exportées par m² de sol) diminuent dans le temps dans la zone d'étude suite à l'accident de Fukushima, avec des valeurs maximales à la suite des typhons. Ces coefficients d'entraînement liquide sont inférieurs d'un à deux ordres de

³ Le coefficient de distribution solide-liquide d'un radionucléide est le rapport à l'équilibre entre la concentration en radionucléide dans les particules (Bq/kg) et celle dans l'eau (Bq/L).

grandeur dans le contexte de Fukushima que dans celui de Tchernobyl (Konoplev *et al.*, 2016) alors que les coefficients d'entraînement solides ne semblent pas très différents entre les bassins versants de ces deux zones accidentées. Ce comparatif confirme le rôle majeur des particules dans le lessivage du césium dans le contexte japonais. La spécificité du contexte japonais résulte vraisemblablement de particules solides à plus forte affinité au césium d'une part, et de processus d'érosion plus intenses d'autre part.

Enfin, une étude conduite par Yoshimura *et al.* (2015) sur 30 bassins versants des préfectures de Fukushima et de Miyagi en décembre 2012 a montré des corrélations significatives entre les concentrations en radiocésiums sous formes dissoutes ou associés aux particules dans les cours d'eau avec l'inventaire des dépôts radioactifs caractérisant le bassin versant où se situe le cours d'eau. Ces résultats ont été récemment confirmés par les études menées par l'IRSN (Eyrolle-Boyer *et al.*, 2016 ; Figure 2). Ce point souligne la pertinence de l'échelle du bassin versant pour évaluer les flux exportés vers le milieu marin. A cette échelle d'observation, Mori *et al.* (2015) ont estimé, sur la base de modèles validés par des mesures *in situ*, que plus de 90% des radiocésiums déposés sur le bassin versant y sont toujours présents trois ans après l'accident. En supposant que la redistribution du césium-137 se poursuive à l'identique après ces 3 années, le temps mis pour exporter 50% de l'inventaire initial déposé sur le bassin versant a été estimé à environ 18 ans (Mori *et al.*, 2015). Cette estimation prend en compte les flux exportés par le lessivage liquide et solide ainsi que la décroissance radioactive.

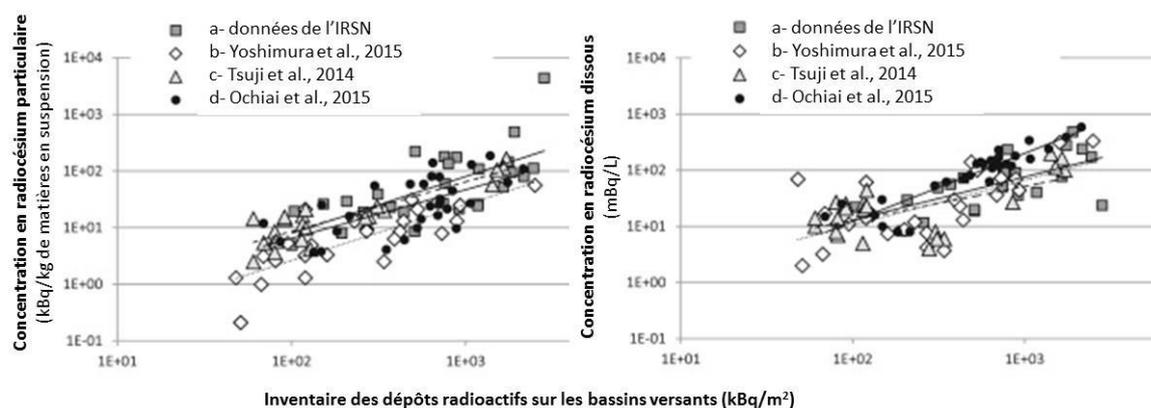


Figure 2- Relations entre les concentrations en radiocésiums particulaire ou dissous avec l'inventaire des dépôts radioactifs (Cs^{137}) à l'échelle du bassin versant. L'étude porte sur des sites échantillonnés de septembre 2012 à février 2013 (adapté de Eyrolle-Boyer *et al.*, 2016).

La stratégie appliquée pour la gestion des milieux aquatiques à Tchernobyl et à Fukushima est différente.

Les contre-mesures ont beaucoup concerné les milieux aquatiques à Tchernobyl, où le fleuve Dniepr et sa cascade de réservoirs en aval jusqu'à la mer Noire est la principale source d'approvisionnement en eau d'Ukraine (Voitsekhovitch *et al.*, 1997). Des trappes à sédiments ont été construites en 1986-1987 mais leur efficacité s'est avérée très limitée car elles n'ont pas retenu les particules fines qui sont les plus contaminées. Les zones contaminées dans la zone d'exclusion au voisinage de la centrale (sur le fleuve Prypiat) ont été inondées en 1988 et 1991, et constituent la principale source de contamination du fleuve Prypiat. A partir d'études à base de modélisation des transferts dans la zone, des digues ont été construites sur la rive gauche en 1992-1993 et leur efficacité a été prouvée pendant les crues de l'été 1993, l'embâcle de l'hiver 1994 et la crue de 1999. Des digues ont été aussi ajoutées sur la rive droite en 1999-2002, mais les travaux d'aménagement sont suspendus depuis. Plus en aval, le Dniepr est un fleuve régulé par une série de barrages dont la gestion a été optimisée pour limiter le transfert de radionucléides vers la mer Noire.

A Fukushima, même si un changement de mode de gestion des barrages est à l'étude (Yamada *et al.*, 2015), les contre-mesures restent massivement axées sur la décontamination des territoires. En zones agricoles et autour des habitations, le retrait de la couche superficielle des sols et son

remplacement avec de la terre non contaminée visent la réduction du débit de dose ambiant et la réhabilitation à terme de certaines zones évacuées lors de l'accident. L'impact de ces opérations de décontamination massive sur la cinétique et l'intensité des flux exportés par le lessivage des bassins versants n'est aujourd'hui pas connu. A ce stade, on estime que les flux de césium-137 entraînés vers l'océan par le lessivage des stocks déposés dans la zone des 100 km autour de la centrale de Fukushima-Daiichi (flux global de 8,4TBq/an de césium-137 répartis sur la façade maritime, qui s'étend vers le nord depuis la centrale de Fukushima jusqu'à l'embouchure de l'Abukuma), sont du même ordre de grandeur que les rejets directs du site accidenté de Fukushima-Daiichi (estimés à 17 TBq entre juin 2011 et septembre 2012, et à 24 TBq lors d'un rejet survenu le 21 août 2013 (Yamashiki *et al.*, 2014)).

En complément des zones agricoles, urbaines et forestières, le Japon a également intégré la gestion des rivières et des lacs dans le plan de reconquête des territoires impactés par les retombées de l'accident de Fukushima. Le principe de base repose sur le fait que la présence d'une colonne d'eau au-dessus de sédiments contaminés assure un effet protecteur diminuant très efficacement le débit de dose qui serait associé à l'exposition externe des populations humaines aux sédiments contaminés. La décontamination n'est donc réalisée que dans les cas où cet effet protecteur n'est pas suffisant pour limiter l'augmentation du débit de dose ambiant (e.g., abaissement du niveau de l'eau, assèchement). C'est le cas par exemple, pour les espaces publics développés pour diverses activités humaines implantées sur les berges de cours d'eau, ou pour les réservoirs localisés dans les zones résidentielles ou les parcs. La surveillance continue du niveau de radioactivité dans les milieux aquatiques ainsi que des actions de recherche et développement pour comprendre et quantifier le devenir des radionucléides à l'échelle globale des bassins versants sont en cours (Ministry of the Environment, Japan, 2016). Les travaux de l'IRSN dans le cadre du projet AMORAD ayant pour objectif de quantifier et modéliser les processus de remobilisation des radionucléides par lessivage des bassins versants à différentes échelles temporelles (d'une pluie à plusieurs années) contribueront à consolider les éléments de la gestion post-accidentelle des milieux aquatiques.

Références citées

- Adachi, K., Kajino, M., Zaizen, Y., Igarashi, Y. (2013). Emission of spherical cesium-bearing particles from an early stage of the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports* 3:2554.
- Borzilov, V., Konoplev, A., Revina, S., Bobovnikova, T. I., Lyutik, P., Shveikin, Y. V., Shcherbak, A. (1988). Experimental investigation of washout of radionuclides deposited on soil as a result of the Chernobyl nuclear power plant accident. *Soviet Meteorology and Hydrology* 11:43-53.
- Bulgakov, A., Konoplev, A., Popov, V., Scherbak, A. (1991). Removal of long-lived radionuclides from the soil by surface runoff near the Chernobyl nuclear power station. *Soviet Soil Sci.* 23:124-131.
- Delmas M. *et al.* (2016). Estimating average wash-off parameters of cesium from watersheds of Minamisoma region (Fukushima prefecture) by a Bayesian approach. *Journal of Environmental Radioactivity. En préparation.*
- Evrard, O., Lacey, J. P., Lepage, H., Onda, Y., Cerdan, O., Ayrault, S. (2015). Radiocesium transfer from hillslopes to the Pacific Ocean after the Fukushima Nuclear Power Plant accident: A review. *Journal of Environmental Radioactivity* 148: 92 - 110.
- Eyrolle-Boyer, F., Boyer, P., Garcia-Sanchez, L., Métivier, J.-M., Onda, Y., De Vismes, A., Cagnat, X., Boulet, B., Cossonnet, C. (2015) Behaviour of radiocaesium in coastal rivers of the Fukushima Prefecture (Japan) during conditions of low flow and low turbidity - Insight on the possible role of small particles and detrital organic compounds. *Journal of Environmental Radioactivity* 151:328-340.
- Garcia-Sanchez, L. (2008). Watershed wash-off of atmospherically deposited radionuclides: review of the fluxes and their evolution with time. *Journal of Environmental Radioactivity* 99 (4):563-573.
- Garcia-Sanchez, L., Konoplev, A.V. (2009). Watershed wash-off of atmospherically deposited radionuclides: A review of normalized entrainment coefficients. *Journal of Environmental Radioactivity* 100 (9):774-778.
- Gorbachova, L. (2005). Factors, structure and dynamics of dissolved in water Cesium-137 removal with runoff from Pripjat river basin. *PhD thesis. Geographical faculty of Taras Shevchenko Kiev National University, Kiev* (in Ukrainian).
- Gulin, S., Mirzoyeva, N., Egorov, V., Polikarpov, G., Sidorov, I., Proskurnin, V. (2013). Secondary radioactive contamination of the Black Sea after Chernobyl accident: recent levels, pathways and trends. *Journal of Environmental Radioactivity* 124: 50-56.
- Helton, J., Muller, A., Bayer, A. (1985). Contamination of surface-water bodies after reactor accidents by the erosion of atmospherically deposited radionuclides. *Health Phys.* 48:757-771.
- Jury, W., Roth, K. (1990). Transfer functions and solute movement through soil. *Birkhäuser Verlag*
- Takehi, S., Kaeriyama, H., Ambe, D., Ono, T., Ito, S-i., Shimizu, Y., Watanabe, W. (2016). Radioactive cesium dynamics derived from hydrographic observations in the Abukuma River Estuary, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 153:1-9.
- Khanbilvardi, R., Shestopalov, V., Onishchenko, I., Bublyas, V., Gudzenko, V. (1999). Role of erosion processes in transfer of radionuclides: results of field experiments. *Journal of the American Water Resources Association* 35:887-898.

- Kinouchi, T., Yoshimura, K., Omata, T. (2015). Modeling radiocesium transport from a river catchment based on a physically-based distributed hydrological and sediment erosion model. *J. Environ. Radioact.* 139:407-415.
- Konoplev, A., Bulgakov, A., Popov, V., Bobovnikova, T. I. Behaviour of long-lived Chernobyl radionuclides in a soil-water system. *Analyst* 117:1041-1047.
- Konoplev, A., Golosov, V., Laptev, G., Nanba, K., Onda, Y., Takase, T., Wakiyama, Y., Yoshimura, K. (2016). Behavior of accidentally released radiocesium in soil-water environment: Looking at Fukushima from a Chernobyl perspective *Journal of Environmental Radioactivity* 151:568-578.
- Matsunaga, T., Ueno, T., Amano, H., Tkatchenko, Y., Kovalyov, A., Watanabe, M., Onuma, Y. (1998). Characteristics of Chernobyl-derived radionuclides in particulate form in surface waters in the exclusion zone around the Chernobyl nuclear power plant. *J. Contam. Hydrol.* 35:101-113.
- Menzel, R. (1960). Transport of Strontium-90 in runoff. *Science* 131:499-500.
- Ministry of the Environment, Japan (2016). Progress on Off-site Cleanup and Interim Storage in Japan. January 2016. https://josen.env.go.jp/en/pdf/progresseet_progress_on_cleanup_efforts.pdf?150918
- Mori, K., Tada, K., Tawara, Y., Ohno, K., Asami, M., Kosaka, K., Tosaka, H. (2015). Integrated watershed modeling for simulation of spatiotemporal redistribution of post-fallout radionuclides: Application in radiocesium fate and transport processes derived from the Fukushima accidents. *Environmental Modelling and Software* 72: 126-146.
- Niimura, N., Kikuchi, K., Tuyen, N. D., Komatsuzaki, M., Motohashi, Y. (2015). Physical properties, structure, and shape of radioactive Cs from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident derived from soil, bamboo and shiitake mushroom measurements. *Journal of Environmental Radioactivity* 139:234-239.
- Ochiai, S., Ueda, S., Hasegawa, H., Kakiuchi, H., Akata, N., Ohtsuka, Y., Hisamatsu, S. (2015). Effects of radiocaesium inventory on ¹³⁷Cs concentrations in river waters of Fukushima, Japan, under base-flow conditions. *J. Environ. Radioact.* 144: 86-95
- Sakaguchi, A., Tanaka, K., Iwatani, H., Chiga, H., Fan, Q., Onda, Y., Takahashi, Y. (2015). Size distribution studies of ¹³⁷Cs in river water in the Abukuma Riverine system following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 139:379-389.
- Tanaka, K., Sakaguchi, A., Kanai, Y., Tsuruta, H., Shinohara, A., Takahashi, Y. (2013). Heterogeneous distribution of radiocesium in aerosols, soil and particulate matters emitted by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident: retention of micro-scale heterogeneity during the migration of radiocesium from the air into ground and river systems *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 295:1927-1937.
- Tsuji, H., Yasutaka, T., Kawabe, Y., Onishi, T., Koma, T. (2014). Distribution of dissolved and particulate radiocaesium concentrations along rivers and the relations between radiocaesium concentration and deposition after the nuclear power plant accident in Fukushima. *Wat. Res.* 60: 15-27
- Ueda, S., Hasegawa, H., Kakiuchi, H., Akata, N., Ohtsuka, Y., Hisamatsu, S. (2013). Fluvial discharges of radiocaesium from watersheds contaminated by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan. *J. Environ. Radioact.* 118: 96-104
- van der Perk, M., Slavik, O. (2003). Simulation of event-based and long-term spatial redistribution of Chernobyl-derived radiocaesium within catchments using geographical information system embedded models. *Hydrol. Process.* 17:943-957.
- Voitsekhovitch, O., Nasvit, O., Los'y, I., Berkovsky, V. (1997). Present thoughts on the aquatic countermeasures applied to regions of the Dnieper river catchment contaminated by the 1986 Chernobyl accident. In: *Freshwater and estuarine radioecology*, Desmet et al. (eds), Elsevier.
- Walling, D., He, Q., Blake, W. (1999). Use of ⁷Be and ¹³⁷Cs measurements to document short- and medium-term rates of water-induced soil erosion on agricultural land. *Water Resour. Res.* 35, 3865-3874.
- Yamada et al. (2015). Sediment and ¹³⁷Cs transport and accumulation in the Ogaki Dam of eastern Fukushima. *Environ. Res. Lett.* 10
- Yamagata, N., Matsuda, S., Kodaira, K. (1963). Run-off of Caesium-137 and Strontium-90 from rivers. *Nature* 200:668-669.
- Yoshimura, K., Onda, Y., Sakaguchi, A., Yamamoto, M., Matsuura, Y. (2015). An extensive study of the concentrations of particulate/dissolved radiocaesium derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident in various river systems and their relationship with catchment inventory. *J. Environ. Radioact.* 139: 370-378.

Qu'avons-nous appris des études écologiques conduites à long-terme sur la faune et la flore des territoires contaminés par les accidents de Tchernobyl et de Fukushima ?

30 ans et 5 ans après les accidents nucléaires majeurs survenus respectivement sur les centrales de Tchernobyl et de Fukushima, les études écologiques conduites sur la faune et la flore exposées de manière chronique aux rayonnements ionisants livrent des conclusions souvent contradictoires notamment en raison de la complexité des approches pluridisciplinaires qu'il est nécessaire de déployer pour interpréter sans biais les effets observés.

Une très grande variété d'effets biologiques a été rapportée dans la littérature suite aux observations des espèces végétales et animales peuplant les territoires contaminés dans la zone d'exclusion de Tchernobyl (et plus largement dans les territoires contaminés de Biélorussie) ainsi que dans les territoires évacués de Fukushima. Les publications qui concernent des espèces d'invertébrés et de vertébrés, et des espèces végétales, rapportent soit l'absence d'effets, soit des effets d'intensité variée e.g., sur le développement, la croissance, le comportement et la reproduction. L'un des objectifs finalisés de ces travaux conduits *in situ* essentiellement à partir des années 2000 pour la zone d'exclusion de Tchernobyl et seulement quelques mois après l'accident de Fukushima, a été (et est toujours) de produire un diagnostic et un pronostic des conséquences de ces effets sur la démographie des populations d'espèces autochtones exposées de manière chronique aux rayonnements ionisants et *in fine* sur l'existence de dommages sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes. Pour l'établissement certain d'un lien entre l'exposition aux rayonnements ionisants et les effets observés, ces études doivent être clairement pluridisciplinaires afin d'éviter les biais d'interprétation nombreux (Figure 1).

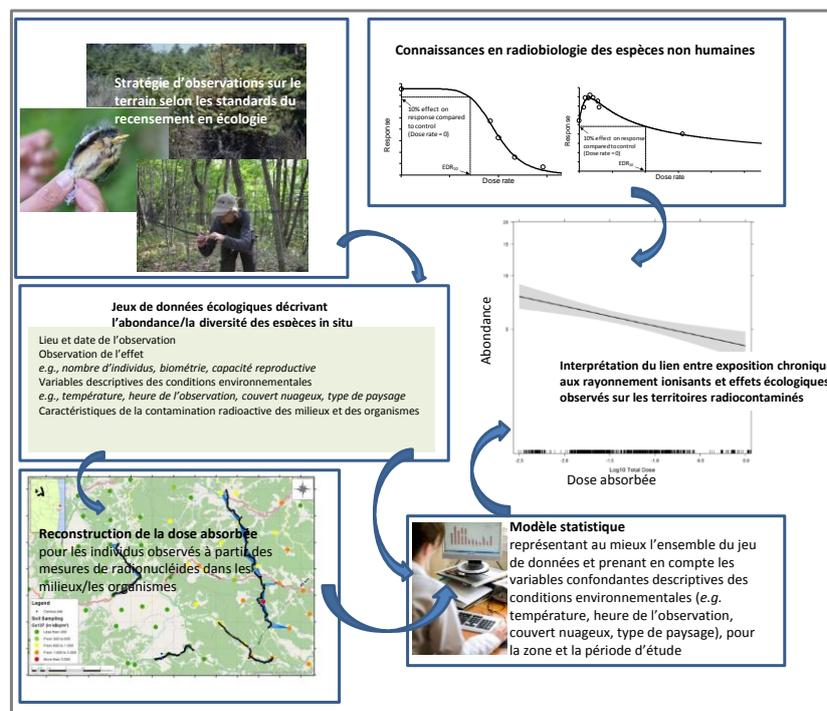


Figure 1- Approche pluridisciplinaire intégrée demandée pour une interprétation correcte des observations écologiques (de type abondance et diversité des espèces présentes) réalisées sur les territoires radiocontaminés.

Des anomalies morphologiques chez les pins sont observées à Tchernobyl comme à Fukushima. La fréquence d'apparition de ces anomalies serait corrélée à la dose absorbée par les arbres mais les estimations dosimétriques proposées par les auteurs sont incomplètes et ne permettent pas d'établir des relations dose-effets robustes.

Dans la zone d'exclusion de Tchernobyl, les modifications des communautés végétales sont indéniables avec, dans la phase aigüe de l'accident, la mort des pins¹ autour du réacteur endommagé, suivie de l'établissement progressif de nouvelles espèces herbacées et d'arbres à feuilles caduques. Dans les zones fortement contaminées où les conifères ont pu persister, depuis 1993, 50 à 60 % des jeunes arbres âgés de 2 à 9 ans présentent une morphogénèse anormale (Zelena *et al.*, 2005), notamment une perte de dominance apicale (i.e. perte du bourgeon apical) en lien avec la mort des méristèmes (tissus responsables de la croissance) des bourgeons. Par contre, les anomalies concernant les capacités reproductives ne sont plus significatives depuis 1995. Les analyses les plus récentes conduites sur les pins plantés dans la zone d'exclusion après l'accident et exposés chroniquement ont montré que 10 % et 50% des arbres exposés respectivement à un débit de dose total (irradiation externe et interne) de 1 et 40 $\mu\text{Gy/h}$, présentent des anomalies morphologiques (Yoschenko *et al.*, 2011). Mousseau *et al.* (2013) ont rapporté un effet dépendant de la dose absorbée sur la croissance des pins à Tchernobyl, cependant leur étude présente des limitations quant à l'estimation du niveau d'exposition assimilé simplement au débit de dose ambiant, ignorant la contribution de la contamination interne des arbres à la dose absorbée. A ce jour, une seule étude abordant les conséquences sur les arbres des retombées de l'accident de Fukushima a été publiée (Watanabe *et al.*, 2015)². Pour des sites dans les territoires contaminés où le débit de dose ambiant en 2015 s'étend de 5 à 40 $\mu\text{Gy/h}$, une fréquence significative de l'augmentation de perte de la dominance apicale du pin japonais (*Abies firma*) est mise en évidence (Figure 2). Bien que cette première étude publiée souffre de faiblesses dans l'analyse statistique et ne présente pas un estimatif de la dose cumulée par les arbres, les fréquences d'apparition du dommage sont cohérentes avec les observations mises en évidence sur les pins de Tchernobyl. Par ailleurs, dans ces études où la dose absorbée par les arbres est plutôt sous-estimée par rapport à la dose réelle du fait de la non prise en compte de la contribution de la contamination interne, les débits de doses sont globalement du même ordre de grandeur que la gamme de variation des débits de dose correspondant à une très faible probabilité d'apparition d'effets délétères chez les individus publiée par la CIPR 108 (CIPR, 2008) soit 4 à 40 $\mu\text{Gy/h}$, et cohérents avec ceux impliquant des dommages morphologiques (de 40 à 400 $\mu\text{Gy/h}$).

¹ Dans les premières semaines après l'accident, 90% des pins (*Pinus sylvestris* L.) sont morts dans une zone de 6 km² autour de la centrale en raison de la dose létale absorbée variant de 60 à 100 Gy (Geras'kin *et al.*, 2008).

² Cette étude a fait l'objet d'une note de lecture par l'IRSN, publiée sur le site web de l'institut en 2015 (http://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Documents/IRSN-Note-Lecture-Fukushima-Pin-Contamination_20151110.pdf).

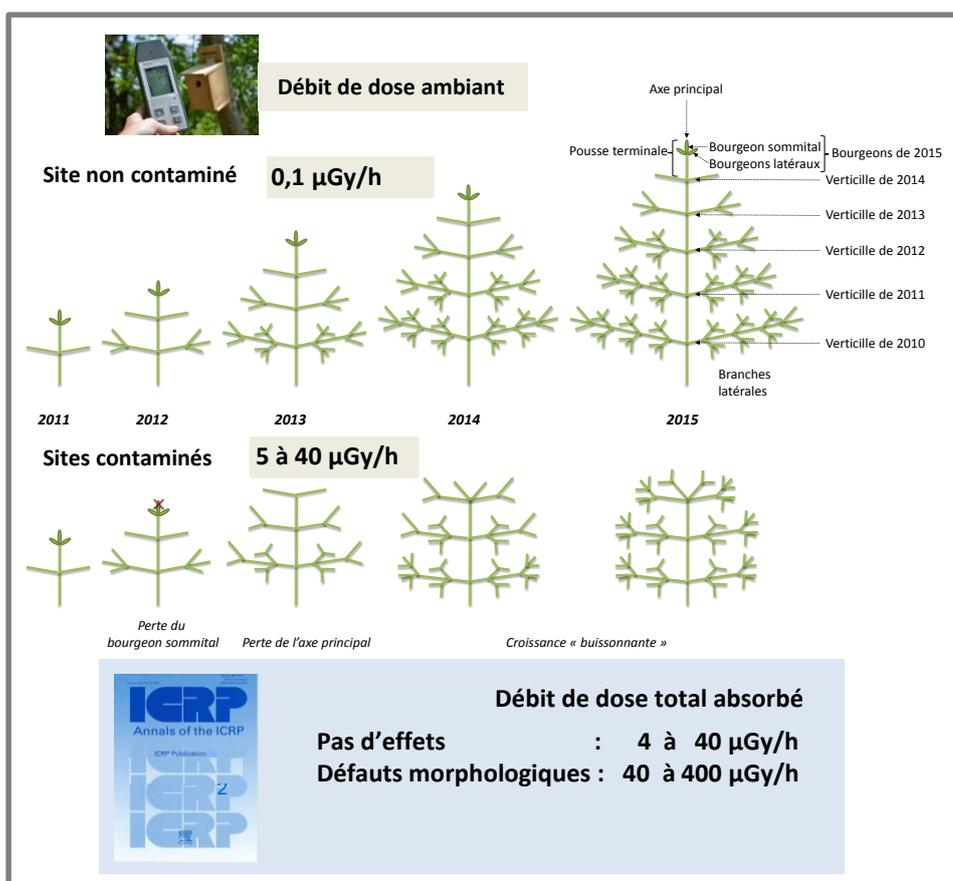


Figure 2- Schéma résumant l'étude sur les pins japonais qui a mis en évidence une augmentation significative des anomalies morphologiques chez le pin en fonction du débit de dose ambiant du site d'observation. Comparaison avec les connaissances sur les effets des rayonnements ionisants chez le pin publiées par la CIPR (2008).

Les effets observés sur l'abondance d'invertébrés terrestres sont fonction des groupes d'espèces étudiés. Pour certains de ces groupes seulement, l'évolution de l'abondance avec le niveau de d'exposition ambiant est différente sur le site de Tchernobyl et de Fukushima. Selon les auteurs, les différences de radiosensibilité entre espèces et les effets liés à une exposition chronique sur plusieurs générations sont les principales pistes d'explication de ces différences.

Chez les invertébrés, Jackson *et al.* (2005) ont observé une diminution de la diversité (mais pas de l'abondance) des invertébrés du sol dans la zone d'exclusion de Tchernobyl pour des débits de dose externes compris entre 0,1 et 140 µGy/h. Møller et Mousseau (2009) ont montré quant à eux une diminution de l'abondance des insectes (bourdons, sauterelles, papillons, libellules) et des araignées pour des doses externes d'un ordre de grandeur inférieures à celles publiées par Jackson *et al.* (2005). La diminution de l'abondance des pollinisateurs dans les zones contaminées semble s'accompagner d'une diminution de la production de fruits dans ces mêmes zones (Møller *et al.*, 2012a). Lecomte-Pradines *et al.* (2014) ont montré un effet modéré de l'exposition aux rayonnements ionisants sur l'assemblage des nématodes³ collectés sur des sites forestiers 25 ans après l'accident, proposant l'hypothèse de la disparition des espèces les plus sensibles rapidement après l'accident en raison du niveau d'exposition beaucoup plus élevé. Plus récemment, une étude menée sur des invertébrés collectés sur des sites contaminés de la zone d'exclusion montre une corrélation positive entre l'abondance de certains taxons et le débit de dose ambiant alors que d'autres taxons montrent une corrélation négative (Bezrukov *et al.*, 2015). Les auteurs attribuent cette hétérogénéité à une différence de sensibilité vis-à-vis de l'exposition aux rayonnements

³ Les nématodes sont de petits vers millimétriques, rencontrés dans des milieux très diversifiés (eaux douces, saumâtres, sols).

ionisants. Enfin, une étude montre que la descendance de sauterelles issues de sites contaminés de la zone d'exclusion présente des anomalies de développement, de survie et succès reproducteur (Beasley *et al.*, 2012). Il n'existe à ce jour que peu d'études qui traitent des conséquences de l'accident de Fukushima sur les populations d'invertébrés. Une étude réalisée sur différents taxons suggère que l'abondance des papillons et des cigales est impactée négativement par l'exposition à la contamination radioactive. Par contre, à l'inverse de Tchernobyl, aucune association entre la dose absorbée et l'abondance des libellules, des sauterelles et des abeilles n'a été observée après le premier été qui a suivi la catastrophe. Une augmentation du nombre d'araignées a même été observée sur les sites les plus contaminés (Møller *et al.*, 2013). Le papillon *Zizeeria maha* a été utilisé pour suivre et comprendre l'impact de la contamination issue de l'accident de Fukushima⁴. Les adultes prélevés sur des sites contaminés en 2011 présentent des anomalies morphologiques qui ne sont pas observées sur les sites témoins, non impactés par les retombées radioactives. Ces anomalies morphologiques sont même plus sévères sur les deux générations suivantes obtenues en condition témoin (Hiyama *et al.*, 2012). Le suivi des populations de ce papillon en zones contaminées entre 2011 et 2013 montre un retour progressif à la normale au bout de deux ans (Hiyama *et al.*, 2015). Nohara *et al.* (2014) ont reproduit en laboratoire l'augmentation de la mortalité et du taux d'anomalies morphologiques en nourrissant des larves de papillons issues d'une zone témoin avec des feuilles collectées en zone contaminée. Ce résultat souligne l'importance de prendre en compte la dose interne dans l'évaluation des effets (Nohara *et al.*, 2014) mais n'informe pas sur les doses absorbées ayant conduit à l'apparition des effets ni sur les mécanismes moléculaires à l'origine de ces phénomènes. De même, des anomalies morphologiques sévères ainsi qu'une mortalité accrue ont été observées chez des pucerons prélevés au printemps 2012 en zone contaminée à proximité de la centrale de Fukushima Dai-ichi. Toutefois, ces malformations n'ont pas été transmises à la génération suivante et en 2013, les auteurs ont observé une amélioration par rapport à 2012 (Akimoto, 2014).

Les communautés d'oiseaux ont fait l'objet d'observations à long terme dans la zone d'exclusion de Tchernobyl et dans les territoires contaminés de Fukushima. Selon les auteurs des publications, la diminution d'abondance observée dans les deux cas a été corrélée avec l'augmentation du débit de dose ambiant. Une étude récente de l'IRSN à partir d'une reconstruction dosimétrique chez les oiseaux de Fukushima, a démontré que les effets observés étaient cohérents avec les connaissances sur la baisse de la capacité reproductive en lien avec l'augmentation des doses absorbées.

Diverses publications de Møller et Mousseau (Møller *et al.*, 2006 ; Møller et Mousseau, 2009) abordent par des approches de type éco-épidémiologique les conséquences de l'exposition chronique aux rayonnements ionisants dans la zone d'exclusion de Tchernobyl chez les populations d'oiseaux. Ces études démontrent que, plus de 30 ans après l'accident, la richesse spécifique, l'abondance et la densité des populations d'oiseaux en milieu forestier décroissent avec l'augmentation du niveau d'exposition aux rayonnements ionisants. Les auteurs concluent sur la cause de cette décroissance drastique par une relation statistique entre les niveaux d'exposition estimés et l'intensité des effets observés à ces niveaux d'exposition : l'abondance des oiseaux diminuerait de 60% entre les sites dits « à haut niveau d'irradiation » avec 0,1 à 1 mGy/h en irradiation externe (sans donner toutefois d'informations sur le niveau de contamination interne) et les sites dits « témoin » avec environ 0,1 µGy/h en irradiation externe. Les auteurs avancent l'hypothèse d'un effet direct des niveaux d'exposition aux rayonnements ionisants sur le taux de survie et de fécondité (qui est de 25 % en zone contaminée), diminuant la taille des populations (Møller *et al.*, 2005) et/ou d'effets indirects associés à un comportement d'évitement des habitats

⁴ Cette étude a fait l'objet d'une note de lecture par l'IRSN, publiée sur le site web de l'institut en 2012 (http://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Documents/IRSN_NI_Effet-biologique-Fukushima-papillon_08102012.pdf).

contaminés (Møller et Mousseau, 2007a) ou à une diminution de l'abondance de la nourriture essentiellement composée d'invertébrés du sol (Møller et Mousseau, 2007b ; 2009). La susceptibilité des oiseaux est différente en fonction du stade de vie et du sexe. Ainsi, les ratios d'âge observés sur les populations d'oiseaux dans la zone d'exclusion sont en faveur des stades les plus jeunes, indiquant une mortalité importante des adultes. Egalement, le sexe ratio est fortement en faveur des mâles dans les zones les plus contaminées (Møller *et al.*, 2012b).

Ces effets sur les traits d'histoire de vie s'accompagnent de changements physiologiques ou morphologiques. Un taux élevé d'anomalies morphologiques (*e.g.* albinisme partiel, malformations du bec, tumeurs) est également observé chez les hirondelles dans la zone d'exclusion, associé à une baisse de leur survie (Møller *et al.*, 2007). De surcroît, les populations d'oiseaux de la zone d'exclusion, toutes espèces confondues (546 individus de 48 espèces échantillonnées) présentent des cerveaux significativement plus petits que dans les zones témoins. Les auteurs quantifient une réduction de 5% sur le volume du cerveau quand le débit de dose varie de 0,02 µGy/h à 100 µGy/h (Møller *et al.*, 2011). Dans une autre étude menée par cette équipe, l'incidence de cataractes augmente avec le niveau de radiation ambiant (57 espèces échantillonnées) (Mousseau et Møller, 2013).

A Fukushima également, une diminution de l'abondance des oiseaux a été observée (45 espèces) avec les niveaux croissants de débit de dose ambiant de mars à juillet 2011 (Møller *et al.*, 2012b). Cette diminution s'accroît au fil du temps (de 2011 à 2014, 57 espèces) (Møller *et al.*, 2015). A partir de ce jeu de données décrivant la communauté d'oiseaux de Fukushima, Garnier-Laplace *et al.* (2015) ont réalisé un travail de reconstruction dosimétrique qui a permis de prendre en compte les voies d'irradiation externe et interne pour estimer la dose absorbée, ainsi que les spécificités d'exposition des oiseaux en fonction de leur mode de vie. Ainsi, les débits de dose reconstruits peuvent être supérieurs jusqu'à un facteur 20 aux débits de dose ambiants tels que mesurés *in situ* par des radiamètres portatifs. Cette nouvelle analyse a permis de quantifier que 90 % des espèces sont exposées de manière chronique à des débits de doses susceptibles d'affecter leur reproduction, confirmant les conclusions réalisées par Møller *et al.* (2015) quant au lien entre le niveau d'exposition et les effets délétères sur l'abondance des oiseaux. L'analyse statistique basée sur la dose reconstruite révèle en effet un effet négatif significatif de la dose totale absorbée sur le nombre total d'oiseaux au sein de la communauté observée dans les 50 km autour de la centrale accidentée de Fukushima sur la période 2011-2014 (Garnier-Laplace *et al.*, 2015)⁵.

L'évacuation des populations humaines est considérée comme le facteur déterminant vis-à-vis du retour des animaux dans les territoires radiocontaminés par certains auteurs ayant publié sur les grands mammifères des réserves de Biélorussie⁶. L'IRSN, dans une étude qui vient d'être soumise à *Biology letters*, démontre, en ce qui concerne les communautés d'oiseaux à Fukushima, que le statut d'évacuation des zones où sont réalisées les observations ne modifie pas la décroissance de l'abondance avec l'augmentation de la dose absorbée mais que l'abondance est plus élevée dans ces zones par rapport aux zones non évacuées.

A l'heure actuelle, la question relative à l'influence de l'évacuation des populations humaines des territoires contaminés sur la diversité et l'abondance des espèces animales fait l'objet de débats. Deux études récentes menées sur les mammifères dans la zone d'exclusion de Tchernobyl sont contradictoires. Leur abondance a été étudiée par le dénombrement des traces dans la neige

⁵ Cette publication a fait l'objet d'une note d'information sur le site de l'IRSN au moment de sa parution, en novembre 2015 (http://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Documents/IRSN_NI_Fukushima-Csq-Oiseaux_20151124.pdf)

⁶ L'une de ces réserves, la réserve de Polessye (Polessye State Radioecological Reserve), correspond au secteur biélorusse de la zone d'exclusion de Tchernobyl ;

(Møller and Mousseau, 2013). Parmi les 12 espèces recensées, l'abondance était corrélée négativement au débit de dose ambiant, avec des effets très marqués pour certaines espèces comme le renard et beaucoup moins pour d'autres espèces comme le loup. La seconde étude a couplé des campagnes pluri-annuelles de dénombrement de traces dans la neige ainsi que des comptages par des surveillances aériennes, donnant des indications sur la dynamique des populations de mammifères (Deryabina *et al.*, 2015). Les auteurs concluent que la densité des mammifères n'est pas corrélée à la contamination radioactive. De surcroît, les densités de grands ongulés tels que l'élan, le cerf, le chevreuil ou le sanglier sont comparables avec celles observées dans des réserves naturelles non contaminées, la densité des loups dans la zone d'exclusion étant même 7 fois supérieure à celle observée dans ces réserves. Enfin, 10 ans de données de surveillance aérienne obtenues entre 1987 et 1996 montrent une augmentation des densités d'élans, de chevreuils et de sangliers. Toutefois, ces données ne permettent pas de comparer l'évolution temporelle étudiée en Biélorussie avec celle observée au niveau des zones de climat identique en Europe, ni de séparer l'effet positif dû à l'abandon de la zone d'exclusion par les populations humaines (engendrant un arrêt des activités de chasse, d'agriculture et d'exploitation forestière) d'un potentiel effet négatif des rayonnements ionisants. A ce jour, seule une étude récente de l'IRSN répond à cette dernière question de manière rigoureuse à partir de l'analyse statistique des données écologiques décrivant la communauté des oiseaux observée dans les 50 km autour de la centrale accidentée de Fukushima sur la période 2011-2014 (Garnier-Laplace *et al.*, soumis). Sur la base du modèle statistique représentant au mieux l'ensemble du jeu de données incluant la dose absorbée totale reconstruite pour les oiseaux, et prenant en compte les variables confondantes descriptives des conditions environnementales (*e.g.*, température, heure de l'observation, couvert nuageux, type de paysage), pour la zone et la période d'étude, l'IRSN a estimé que la dose absorbée a plus de poids dans la diminution du nombre total d'oiseaux que l'évacuation des populations humaines (Figure 3).

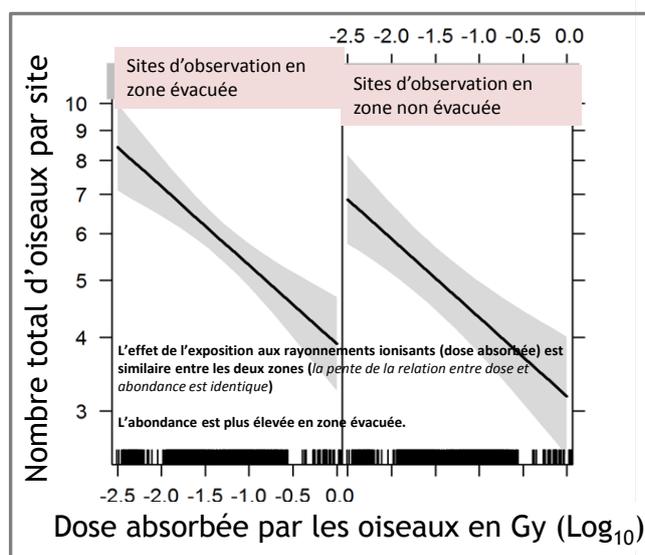


Figure 3- Relation entre la dose absorbée par les oiseaux et l'abondance des individus par site d'observation selon le statut d'évacuation de la zone où se situe le site (adapté de Garnier-laplace *et al.*, soumis).

Pour conclure

Il existe de nombreuses études écologiques conduites dans les territoires contaminés suite aux deux accidents nucléaires majeurs de Tchernobyl et de Fukushima qui démontrent l'existence d'effets sur les espèces animales et végétales en lien avec la contamination radioactive des territoires. La revue des publications de ce domaine met cependant en évidence les lacunes de coopération entre les disciplines scientifiques élémentaires, situation qui peut conduire à des conclusions biaisées. Le dernier travail de l'IRSN amenant ses compétences en dosimétrie et en radiobiologie pour l'analyse

de données écologiques issues de l'observation de la communauté des oiseaux de Fukushima, illustre le bénéfice apporté par la coopération entre ces disciplines pour tirer des conclusions robustes sur les conséquences écologiques d'un accident nucléaire. C'est en multipliant ce type d'analyses intégrées que des réponses pourront être amenées à des questions majeures toujours en suspens, comme les effets transgénérationnels, l'adaptation des organismes au stress, les mécanismes gouvernant la différence de radiosensibilité entre les espèces...

En savoir plus - Une version étendue de cette synthèse est disponible sous forme de rapport IRSN (C. Adam-Guillermin, O. Armant, J-M Bonzom, P. Henner, C. Lecomte. « Conséquences écologiques de l'accident nucléaire de Tchernobyl ». Rapport IRSN N° PRP-ENV/SERIS/2016-06).

Références citées

- Akimoto S.I. (2014). Morphological abnormalities in gall-forming aphids in a radiation-contaminated area near Fukushima Daiichi: selective impact of fallout? *Ecology and Evolution* 2014; 4(4):355-369
- Beasley D.E., Bonisoli-Alquati A., Welch S.M., Møller A.P., Mousseau T.A. (2012). Effects of parental radiation exposure on developmental instability in grasshoppers. *J. Evol. Biol.* 25: 1149-1162
- Bezrukov V., Møller A.P., Milinevsky G., Rushkovsky S., Sobol M., Mousseau T.A. (2015). Heterogeneous relationships between abundance of soil surface invertebrates and radiation from Chernobyl. *Ecological Indicators* 52: 128-133.
- CIPR, Commission Internationale pour la Protection radiologique (2008). Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants. *Annals of the ICRP* 30: n° 4-6.
- Deryabina T.G., Kuchmel S.V., Nagorskaya L.L., Hinton T.G., Beasley J.C., Lerebours A., Smith J.T. (2015). Long-term census data reveal abundant wildlife populations at Chernobyl. *Current Biology* 25, Issue 19, pR824-R826.
- Garnier-Laplace J., Beaugelin-Seiller K., Della-Vedova C., Métivier J.M., Ritz C., Mousseau T.A., Møller A.P. (2015). Radiological dose reconstruction for birds reconciles outcomes of Fukushima with knowledge of dose-effect relationships. *Scientific Reports* 5, 16594.
- Garnier-Laplace J., Beaugelin-Seiller K., Della-Vedova C., Mousseau T.A. & Møller A.P. (soumis). Bird communities near Fukushima are more impacted by radiation dose than by evacuation of humans. *Biology Letters*, soumis en Février 2016.
- Geras'kin S.A., Fesenko S.V., Alexakhin R.M. (2008) Effects of non-human species irradiation after the Chernobyl NPP accident. *Environment International*, 34 : 880-897.
- Hiyama A., Nohara C., Kinjo S., Taira W., Gima S., Tanahara A., Otaki J.M. (2012). The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly. *Scientific Reports*, 2, 570. <http://doi.org/10.1038/srep00570>
- Hiyama A., Taira W., Nohara C., Iwasaki M., Kinjo S., Iwata M., Otaki J.M. (2015). Spatiotemporal abnormality dynamics of the pale grass blue butterfly: three years of monitoring (2011-2013) after the Fukushima nuclear accident. *BMC Evolutionary Biology* 15:15.
- Jackson D., Copplestone D., Stone D.M., Smith G.M. (2005). Terrestrial invertebrate population studies in the Chernobyl exclusion zone, Ukraine. *Radioprotection, Suppl.* 1. 40, S857-S863.
- Lecomte-Pradines C., Bonzom J.-M., Della-Vedova C., Beaugelin-Seiller K., Villenave C., Gaschak S., Coppin F., Dubourg N., Maksimenko A., Adam-Guillermin C., Garnier-Laplace J. (2014). Soil nematode assemblages as bioindicators of radiation impact in the Chernobyl Exclusion Zone. *Science of the Total Environment*, 490, pp. 161-170.
- Møller , A.P., Nishiumi I., Suzuki H., Ueda K., Mousseau T.A. (2013). Differences in effects of radiation on abundance of animals in Fukushima and Chernobyl. *Ecological Indicators*, 24:75-81.
- Møller A. P., Nishiumi I., Mousseau, T. A. (2015). Cumulative effects on interspecific differences in response of birds to radioactivity from Fukushima. *J. Ornithol.* in press
- Møller A.P. , Mousseau T.A. (2006). Biological consequences of Chernobyl: 20 years on. *Trends Ecol Evol*, 2006. 21(4): p. 200-7.
- Møller A.P., Mousseau T.A., de Lope F., Saino N. (2007). Elevated frequency of abnormalities in barn swallows from Chernobyl. *Biology Letters of the Royal Society*, 3: 414-417.
- Møller A.P., Barnier F., Mousseau T.A. (2012a). Ecosystems effects 25 years after Chernobyl : pollinators, fruit set and recruitment. *Oecologia*, 170: 1155-1165.
- Møller A.P., Bonisoli-Alquati A., Rudolfson G., Mousseau T.A. (2011). Chernobyl Birds Have Smaller Brains. *PLoS ONE* 6 (2): e16862
- Møller A.P., Bonisoli-Alquati A., Rudolfson G., Mousseau T.A. (2012b). Elevated mortality among birds in Chernobyl as judged from biased sex and age ratios. *PLoS One*, 7(4): e35223. doi:10.1371/journal.pone.0035223
- Møller A.P., Bonisoli-Alquati A., Rudolfson G., Mousseau, T.A. (2011). Chernobyl Birds Have Smaller Brains. *PLoS ONE* 6 (2): e16862
- Møller A.P., Mousseau T.A. (2007a). Species richness and abundance of forest birds in relation to radiation at Chernobyl. *Biology Letters of the Royal Society*, 3: 483-486. (pdf)
- Møller A.P., Mousseau T.A. (2007b). Determinants of Interspecific Variation in Population Declines of Birds after Exposure to Radiation at Chernobyl. *Journal of Applied Ecology*, 44: 909-919.
- Møller A.P., Mousseau T.A. (2009). Reduced abundance of insects and spiders linked to radiation at Chernobyl 20 years after the accident. *Biology Letters of the Royal Society* 5(3): 356-359.
- Møller A.P., Mousseau T.A. (2013). Assessing effects of radiation on abundance of mammals and predator-prey interactions in Chernobyl using tracks in the snow. *Ecological Indicators* 26: 112-116.
- Møller A.P., Surai P., Mousseau T.A. (2005). Antioxidants, radiation and mutation as revealed by sperm abnormality in barn swallows from Chernobyl. *Proc Biol Sci.* 272(1560): p. 247-53.
- Mousseau T.A., Møller A.P. (2013). Elevated Frequency of Cataracts in Birds from Chernobyl. *PlosOne*, 8, 7, e66939.

- Mousseau T.A., Welch S.M., Chizhevsky I., Bondarenko O., Milinevsky G., Tedeschi D.J., Bonisoli-Alquati A., Møller A.P. (2013). Tree rings reveal extent of exposure to ionizing radiation in Scots pine *Pinus sylvestris*". *Trees*, 27: 1443-1453.
- Nohara C., Taira W., Hiyama A., Tanahara A., Takatsuji T., Otaki J.M. (2014). Ingestion of radioactively contaminated diets for two generations in the pale grass blue butterfly. *BMC Evolutionary Biology* 14:193
- Watanabe Y., Ichikawa S., Kubota M., Hoshino J., Kubota Y., Maruyama K., Fuma S., Kawaguchi I., Yoschenko V.I., Yoshida S. (2015) Morphological defects in native Japanese fir trees around the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Sci. Rep.*, 5, 13232; doi: 10.1038/srep13232.
- Yoschenko V.I., Kashparov V.A., Melnychuk M.D., Levchuk S.E., Bondar Y.O., Lazarev M., Yoschenko M.I., Farfan E.B., Jannik G.T. (2011) Chronic irradiation of scots pine trees (*Pinus sylvestris*) in the Chernobyl exclusion zone: dosimetry and radiobiological effects. *Health Physics*, 101: 393-408.
- Zelena L., Sorochinsky B., vonS Arnold, vanL Zyl, Clapham D.H. (2005) Indications of limited gene expression in *Pinus sylvestris* trees from the Chernobyl region. *Journal of Environmental Radioactivity*, 84: 363-373.

**Comment gérer les milieux forestiers après un accident nucléaire?
Les leçons tirées suite aux accidents de Tchernobyl et de Fukushima**

A Tchernobyl comme à Fukushima, les forêts occupent une grande partie des territoires fortement radiocontaminés. Les connaissances sur le devenir des radionucléides déposés suite à l'accident au sein de ces écosystèmes ainsi que les pratiques de gestion de ces milieux, contrastées entre les deux pays, permettent de tirer des enseignements précieux pour la gestion post-accidentelle de ce type de ressources environnementales.

Les caractéristiques majeures des écosystèmes forestiers impactés par les retombées radioactives sont différentes entre les deux accidents. Notamment, l'apparition de la « forêt rousse » est une spécificité de l'accident de Tchernobyl et n'a pas été observé à Fukushima. Bien que les superficies des milieux terrestres touchés par la catastrophe soient très différentes (e.g., les sols dont les niveaux de contamination sont supérieurs à 600 000 Bq/m² représentent environ 600 km² pour l'accident de Fukushima contre 13 000 km² pour l'accident de Tchernobyl), lors de ces deux accidents, une grande partie des territoires fortement contaminés concerne les écosystèmes forestiers. Au Japon, 75% des territoires contaminés suite à l'accident de Fukushima sont forestiers contre 39% dans les territoires les plus contaminés après l'accident de Tchernobyl, situés en Biélorussie (Steinhauser *et al.*, 2014). A Tchernobyl, la forêt occupant 53% de la zone d'exclusion couvrant une superficie de 2600 km² établie après l'accident a subi des dommages irréversibles. Dans les premières semaines après l'accident, 90% des pins (*Pinus sylvestris* L.) sont morts créant ainsi la « forêt rousse » dans une zone de 6 km² (dose absorbée létale de 60-100 Gy) et, dans une zone de 38 km² dite « sublétale » (dose absorbée de 30-40 Gy), 40-75 % des arbres ont bruni et 95 % ont été affectés dans leur croissance (Geras'kin *et al.*, 2008). Parmi les opérations de nettoyage, les arbres morts ont été coupés et enterrés sur une surface de 4 km². Suite à l'établissement progressif de nouvelles espèces herbacées et d'arbres à feuilles caduques (comme le bouleau), la surface couverte à ce jour par la forêt dans la zone d'exclusion est proche de 90% (Yoshenko *et al.*, 2011). A Fukushima, aucun effet aigu massif de type « forêt rousse » n'a été rapporté dans la littérature, et les écosystèmes forestiers en place n'ont pas subi de changements drastiques en termes de structure des peuplements les composant. Watanabe *et al.* (2015)¹ ont récemment mis en évidence, pour des sites dans les territoires contaminés où le débit de dose ambiant en 2015 s'étend de 5 à 40 µGy/h, une fréquence significative de l'augmentation de perte de la dominance apicale du pin japonais (*Abies firma*)².

Les processus gouvernant le devenir des radionucléides dans les écosystèmes forestiers impliquent une forte rémanence de la contamination radioactive de ces milieux. La longévité des écosystèmes forestiers combinée aux périodes de décroissance radioactive élevées pour certains des radionucléides déposés suite aux accidents (e.g., 30,2 ans pour le césium-137) implique une forte rémanence de la contamination de toutes les composantes de ces milieux. Cependant, la redistribution des radionucléides dans les différents compartiments de l'écosystème forestier est très dynamique. Elle est le résultat de différents processus qui participent au cycle des radionucléides (absorption foliaire et racinaire des radionucléides, chute des

¹ Cette étude a fait l'objet d'une note de lecture par l'IRSN, publiée sur le site web de l'institut en 2015 (http://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Documents/IRSN-Note-Lecture-Fukushima-Pin-Contamination_20151110.pdf).

² Pour plus d'informations, le lecteur pourra consulter la fiche dédiée aux conséquences écologiques des accidents nucléaires.

feuilles/aiguilles/branches vers la litière, lessivage de la canopée par la pluie et ruissellement sur les troncs avec retour des pluvio-lessivats vers le sol, transferts internes au sein des arbres, immobilisation dans le tronc...) tel qu'illustré sur la figure 1. Le cycle biogéochimique des radionucléides en forêt est par ailleurs fortement corrélé à celui de la matière organique au sein de cet écosystème et la dynamique des flux entre compartiments dépend des types d'arbres considérés, de la nature du sol, des facteurs climatiques et anthropiques (*i.e.* les pratiques pour la gestion de la forêt et de ses ressources). Cette dernière dépend aussi des caractéristiques des radionucléides déposés et de leur capacité à être immobilisés ou internalisés dans le feuillage (pénétration sous formes gazeuse ou particulaire pour l'iode, dissoute pour les césiums et plutoniums...) et de leur mobilité au sein du végétal (forte pour le césium et le strontium, très faible pour le plutonium).

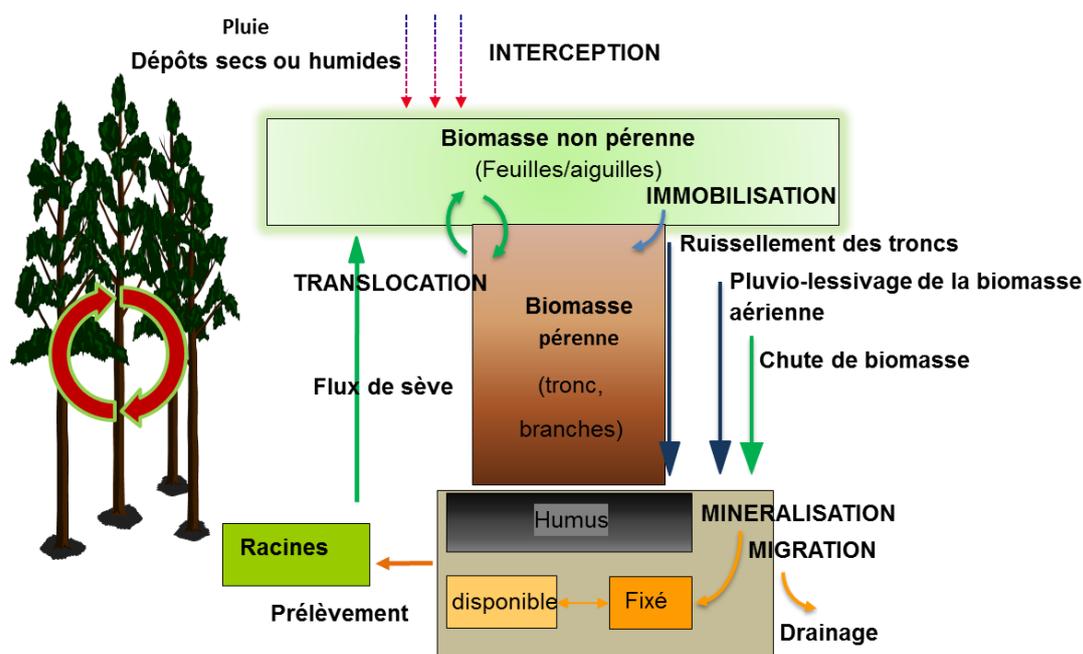


Figure 1- Représentation du cycle biogéochimique des éléments dans les écosystèmes forestiers (adaptée de AIEA, 2002).

L'interception des dépôts radioactifs par la canopée et les transferts des radionucléides vers la litière et le sol sont les processus les plus importants dans la phase précoce et les premiers mois après l'accident. Peu de connaissances existent sur cette période pour la zone d'exclusion de Tchernobyl, mais les données recueillies à Fukushima depuis 2011 permettent de mieux appréhender les processus mis en jeu. Dans la zone fortement contaminée (niveaux de radiocésiums³ supérieurs à 1000 kBq/m²), deux campagnes d'échantillonnage conduites en août et en septembre 2011 ont montré que la concentration en radiocésiums dans la litière variait de 24 à 319 kBq/kg, contribuant de 22 à 66% à la quantité totale de césiums radioactifs présents dans les écosystèmes forestiers, pour une biomasse représentant à peine 3% en masse des composantes forestières (*i.e.* feuilles/aiguilles, troncs/branches, litière) des parcelles étudiées (Hashimoto *et al.*, 2012). Ces premiers résultats ont conduit les japonais à considérer l'enlèvement des litières comme une méthode efficace de décontamination, principalement pour les forêts d'arbres à feuilles caduques. Par ailleurs, l'accident de Fukushima s'étant produit en mars (fin de la période hivernale), il faut distinguer d'une part les forêts à feuilles caduques (*e.g.*, chêne, *Quercus serrata*) où la majeure partie de la contamination s'est déposée directement sur la litière au sol (Yoshihara *et al.*, 2013 ; Hashimoto *et al.*, 2012) et d'autre part les forêts de conifères particulièrement denses au Japon (avec les cyprès Hinoki, *Chamaecyparis obtusa*, les cèdres japonais Sugi, *Cryptomeria japonica*) dont la canopée a pu intercepter jusqu'à 90 % des dépôts (Kato *et al.*, 2012). Hashimoto *et al.* (2012) ont montré que, suite aux dépôts radioactifs, les branches, feuilles et litière

³ Les radiocésiums sont les césium-134 et césium-137.

contaminées dans la zone fortement contaminée représentaient un volume total de 33 millions de m³ pour une masse estimée à 21 millions de tonnes (matière sèche).

Après l'interception initiale par la canopée, le transfert de la contamination vers le sol relève de deux processus : le pluvio-lessivage de la canopée et des troncs, et les chutes de biomasse (feuilles, aiguilles, branches...) pour former les litières. Différents auteurs ont montré que, aussi bien à Tchernobyl qu'à Fukushima, la décontamination naturelle de la canopée, *via* le pluvio-lessivage et la chute de biomasse pour former la litière, s'opérait suivant deux cinétiques : une rapide et une plus lente (Bunzl *et al.*, 1989 ; Kato *et al.*, 2015). Bien que les chutes de biomasse aérienne soient plus importantes à Fukushima qu'à Tchernobyl pour les conifères, certaines observations ont montré que le temps de rémanence médian des radiocésiums dans la canopée des conifères dans les premiers mois après l'accident a été plus long à Fukushima (6 à 10 mois) que celui observé à Tchernobyl (3 mois) (Kato *et al.*, 2015). Cette différence de comportement peut être attribuée à la nature des espèces d'arbres (taux de renouvellement de la canopée différents), à la nature des dépôts (secs ou humides) qui influencent conjointement l'interception des radionucléides par la canopée mais aussi leur temps de résidence (Gonze *et al.*, 2015). La figure 2 montre l'évolution temporelle depuis l'accident de la contribution relative des processus de pluvio-lessivage, de ruissellement sur les troncs et de chute de biomasse vers la litière pour une parcelle de cèdres japonais matures (31 ans) ou jeunes (15 ans) et pour une parcelle mixte constituée 3 espèces d'arbres à feuilles caduques (chêne- *Quercus serrata*, viorne- *Viburnum furcatum* et pin- *Pinus densiflora*). Quelle que soit la parcelle, Kato *et al.* (2015) quantifie une contribution majeure pendant les premiers mois du processus de lessivage par les pluies pour les flux des césiums vers le sol, et une contribution très faible du ruissellement le long du tronc des arbres. D'après Bird et Little (2013), une campagne de l'agence japonaise de la forêt (Japanese forestry agency), publiée en décembre 2011, a montré que les radiocésiums étaient présents en surface du sol et dans la litière environ pour moitié de l'inventaire de dépôt, et pour moitié dans les feuilles, troncs, branches (avec une balance plus forte pour le sol forestier dans les forêts de caduques). D'autres essais, également commentés par Bird et Little (2013), ont permis de quantifier qu'en coupant un arbre sur trois le débit de dose ambiant était abaissé jusqu'à 23%, et que cette mesure de remédiation, couplée à l'enlèvement des litières permettait d'atteindre une diminution de 50% du débit de dose ambiant. Cependant, vu l'importance du pluvio-lessivage et de la formation des litières contaminées avec le temps qui passe, l'abattage d'arbres devient moins efficace car le sol a une contribution qui devient prépondérante dans le débit de dose ambiant.

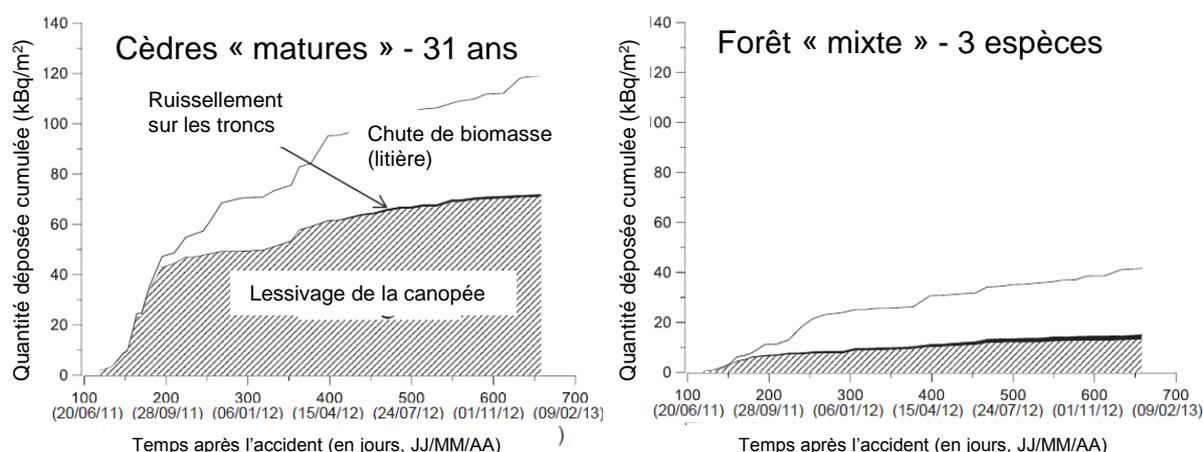


Figure 2- Evolution temporelle depuis l'accident de la contribution relative des processus de pluvio-lessivage de la biomasse aérienne, ruissellement sur les troncs et de chute de biomasse vers la litière pour une parcelle de cèdres japonais matures (31 ans) et pour une parcelle mixte constituée 3 espèces d'arbres à feuilles caduques - *Quercus serrata*, *Viburnum furcatum* et *Pinus densiflora* (adaptée de Kato *et al.*, 2015).

Progressivement, en conséquence du lessivage des canopées et de la chute de biomasse aérienne, le sol devient le réservoir prépondérant où se retrouvent les radiocésiums. Même si une rémanence plus grande des radiocésiums dans les canopées de conifères de Fukushima a été observée dans les premiers mois par rapport à celles contaminées par l'accident de Tchernobyl, 5 ans après l'accident de Fukushima, la quasi-totalité du radiocésium déposé sur les écosystèmes forestiers (entre 80 à 90%) a été entraînée dans les premières couches de sol ou d'humus, ce qui est comparable aux taux observés à Tchernobyl. Vingt ans après l'accident de Tchernobyl, la biomasse aérienne des arbres et les troncs contiennent moins de 20% des radionucléides présents en forêts (Ministry of Ukraine of Emergencies and Affairs of population protection from the consequences of Chornobyl Catastrophe, 2006). Cette décontamination progressive des canopées et le retour au sol expliquent aussi une diminution des débits de dose mesurés lors des campagnes aéroportées par les autorités japonaises (détecteurs aéroportés à une altitude de vol comprise entre 100 et 300 m environ, entre avril 2011 et décembre 2012) : des simulations numériques réalisés par l'IRSN (Gonze *et al.*, 2015) ont montré qu'en milieu forestier les débits de dose aux altitudes de vol considérées ont décliné d'à peu près 40% par an (en cohérence avec les mesures), cette décroissance étant induite pour moitié par la décontamination progressive des canopées, qui elles-mêmes accroissent l'atténuation par le couvert végétal des rayonnements mesurés par les détecteurs aéroportés. A l'inverse, les simulations démontrent que les débits de dose au voisinage du sol en milieu forestier ont légèrement augmenté durant les premiers mois après l'accident, la contamination du sol ayant logiquement augmenté sous l'effet du lessivage (Gonze *et al.*, 2015).

Durant cette phase, les apports organiques au sol (chutes de biomasse pour former la litière) se décomposent, et une fraction des contaminants qui y sont immobilisés, est libérée dans le sol et devient ainsi disponible pour le prélèvement racinaire et le drainage en profondeur. Les radiocésiums sont principalement retrouvés, à raison de 99% de l'inventaire du sol, dans les 10 premiers centimètres (Figure 3), là où le pourcentage de matières organiques est supérieur à 10%, suggérant un rôle essentiel du cycle de la matière organique sur la distribution et donc la mobilité du césium dans le sol (Teramage *et al.*, 2014a et b).

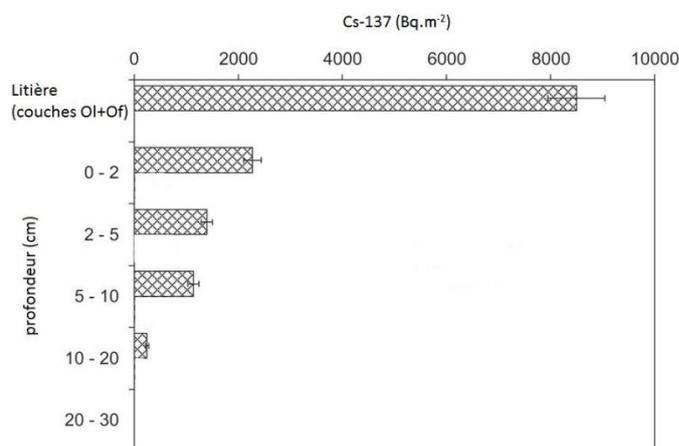


Figure 3- Distribution de l'inventaire du césium-137 (Bq/m²) dans un sol non perturbé en forêt de conifères de Fukushima en octobre 2012 (adaptée de Teramage *et al.*, 2016).

La vitesse de migration du ¹³⁷Cs dans les sols forestiers semble plus rapide à Fukushima qu'à Tchernobyl (Teramage *et al.*, 2014b). Cette différence peut s'expliquer par les différences de conditions environnementales prévalant sur chaque site. Tout d'abord les précipitations sont plus importantes à Fukushima (≈ 1200 mm/an) qu'à Tchernobyl (≈ 500 mm/an) ce qui peut entraîner plus facilement les radiocésiums disponibles en profondeur. D'autre part, sur une grande partie des sols forestiers de Fukushima, l'humus est plus épais que pour la majorité des sols de Tchernobyl, ce qui génère une teneur en matière organique plus forte dans les premières couches de sol. Ce phénomène, couplé à une teneur moins importante de minéraux argileux de type micas dans les sols forestiers de Fukushima (de type Andosols/Cambisols), est un facteur favorisant la mobilité du

césium (e.g Valcke, 1993 ; Vandebroek *et al.*, 2012). On peut donc s'attendre pour les années à venir dans les forêts de Fukushima à un recyclage du ^{137}Cs par prélèvement racinaire plus important qu'à Tchernobyl. Thiry *et al.* (2009) avaient estimé que les pins de Tchernobyl pouvaient incorporer annuellement 0,004 % du césium-137 présent dans le sol par transfert racinaire. Le projet AMORAD coordonné par l'IRSN⁴ permettra de confirmer ou d'infirmer que ce taux d'incorporation est aussi valable à Fukushima.

Les études menées sur le long terme à Tchernobyl ont montré que la vitesse de migration du ^{137}Cs diminuait avec le temps. Par exemple Rosén *et al.* (1999) ont montré qu'entre 1987 et 1995 la vitesse de migration du ^{137}Cs avait été divisée par deux pour des sols suédois contaminés suite à l'accident de Tchernobyl. La vitesse de migration diminuant, la majorité du ^{137}Cs déposé dans les forêts à proximité de Tchernobyl est encore à l'heure actuelle dans les premiers cm de sol et dans la couche organique (humus), même 30 ans après l'accident. Ce phénomène de stabilisation se produira aussi certainement à Fukushima comme suggéré par Teramage *et al.* (2014b).

La gestion des écosystèmes forestiers contaminés suite à l'accident de Fukushima diffère de celle appliquée pour l'écosystème forestier de la zone d'exclusion de Tchernobyl. La zone d'exclusion de Tchernobyl est l'une des concrétisations de la stratégie adoptée par les autorités soviétiques (puis ukrainiennes) pour la gestion de l'impact sanitaire de l'accident. Evacuée des résidents et interdite de toutes pratiques (hormis celles liées aux opérations urgentes de nettoyage et de travaux de mise en sécurité des installations), les arbres et autres végétaux composant l'écosystème dans cette zone stabilisent la contamination (e.g., en Sr^{90} , Cs^{137} et isotopes du plutonium) essentiellement présente dans les sols forestiers pour encore de très nombreuses années. L'interdiction de toutes activités humaines (résidence, culture, exploitation forestière, chasse et cueillette) contribue à éviter la dissémination des radionucléides en dehors de la zone et permet de limiter les doses aux populations environnantes. La forêt est donc, par choix stratégique, laissée à une croissance naturelle. Au contraire, le Japon a fait le choix d'une stratégie centrée sur une décontamination extensive. Pour les écosystèmes forestiers qui sont une ressource importante dans la culture japonaise, les autorités, après un an de conduites d'essais exploratoires de techniques de décontamination variées exposées (ramassage des litières, abattage des arbres,...), ont finalement conclu au caractère irréaliste de décontaminer les forêts dans leur intégralité en raison des volumes de déchets générés. Il a par ailleurs été souligné les conséquences écologiques dramatiques qui pourraient résulter d'actions massives d'enlèvement des litières ou d'abattage d'arbres favorisant l'érosion des sols, naturellement faible grâce à la densité du couvert forestier. Modifier cette densité des peuplements entraînerait en effet inévitablement une érosion importante et des glissements de terrain en raison des fortes pentes sur lesquelles les forêts sont implantées.

Sans de telles actions, c'est un faible pourcentage de radionucléides actuellement présents dans les forêts qui migrent avec l'eau ou l'air (Bird et Little, 2013). L'AIEA (2011) a recommandé la mise en place de restrictions d'usages des forêts et de consommations de produits forestiers tels les champignons sauvages et cultivés, gibiers... Certains de ces produits dépassent encore régulièrement les normes de commercialisation, avec par exemple des concentrations supérieures à 10000 Bq/kg frais encore observées en 2015 dans les viandes de sangliers des localités les plus touchées de la préfecture de Fukushima⁵. Le Japon a intégré de manière adaptée et progressive la gestion des milieux forestiers dans le plan de reconquête des territoires en distinguant trois types de surface forestières : celles situées autour des zones résidentielles avec l'enlèvement et la mise en déchets des litières et humus contaminés dans un rayon de 20 m autour des habitations, voire au-delà si le débit de dose ambiant est trop élevé ; celles où des travailleurs se rendent quotidiennement, notamment pour la culture des champignons (shiitakes) où des actions de décontamination sont mises en œuvre et enfin, celles de la forêt dite « profonde » où les mesures visent à limiter la

⁴ Le projet AMORAD est un projet cofinancé par l'ANR RSNR « Amélioration des modèles de prévision de la dispersion et d'évaluation de l'impact des radionucléides au sein de l'environnement »

⁵ Pour plus d'informations, le lecteur pourra consulter la fiche dédiée aux denrées alimentaires.

dispersion de radionucléides principalement en évitant l'érosion des sols, le risque majeur étant le glissement de terrains. Des actions de recherche et développement pour prévenir cette dispersion sont en cours (Ministry of the Environment, Japan, 2016). A ce titre, le monitoring de sites forestiers japonais contaminés dans le cadre du projet AMORAD conduit par l'IRSN (Figure 4) permettra d'enrichir les bases de données existantes et de contribuer à la compréhension des processus et cinétiques de recyclage de la contamination au sein des milieux forestiers et des flux de dissémination par l'air ou l'eau. Ceci permettra par ailleurs d'obtenir des connaissances adaptées à la France et son territoire forestier varié, pour préparer les éléments de la gestion post-accidentelle de ces milieux.

Enfin, le risque d'incendie est élevé dans la zone d'exclusion de Tchernobyl où la forêt laissée à une évolution naturelle peut être exposée à des périodes de sécheresse dont la probabilité d'occurrence augmente avec le changement climatique. Ce risque est comparativement plus faible au Japon car limité par la courte saison sèche du printemps. Il n'en demeure pas moins que de tels incendies constitueraient des événements catastrophiques entraînant la dissémination massive des radionucléides à l'échelle locale, voire régionale (Zibtev *et al.*, 2015 ; Bird et Little, 2013). Les incendies de l'été 1992 qui ont touchés la zone d'exclusion de Tchernobyl ont conduit à une augmentation significative de la concentration en radionucléides dans l'air de 0,017 à 1,5 Bq/m³ dans la ville de Tchernobyl, proche du foyer. Combinant cette information à la connaissance de l'inventaire en radionucléides dans la biomasse forestière, Zibtev *et al.* (2015) ont estimé que l'activité totale en césium-137 rejetée dans l'air à cette période était de 28 à 130 TBq⁶. Par extrapolation, un incendie affectant 1 km² de forêts avec des sols contaminés à un niveau de 40MBq/m² (soit un stock total de 40 TBq de césium-137) représente un potentiel de rejets dans l'air de l'ordre de 40 à 70% du Cs¹³⁷ contenu dans les matières combustibles (arbres et litières ; Amori *et al.*, 1996), soit de l'ordre de 6 TBq.



Figure 4- Campagnes de prélèvements dans les forêts contaminées de la préfecture de Fukushima (programme AMORAD. IRSN, 2013)

Références citées

- AIEA (2002). Modelling migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems. IAEA-BIOMASS-1. AEA-BIOMASS. Vienna, IAEA: 136.
- AIEA (2011). Final report of the international mission on Remediation of large contaminated areas off-site the Fukushima-Daiichi NPP, 7-15 october, Japan. NE/NEFW/2011. 15/11/2011. AIEA éd., Vienne, Autriche.
- Amiro *et al.* (1996). Burning radionuclide question: What happens to iodine, cesium and chlorine in biomass fires? *The Science of the Total environment* 187 : 93-103.
- Bird, Little (2013). A tale of two forests: Addressing postnuclear radiation at Chernobyl and Fukushima. *Environmental Health Perspectives*, 121 (3), pp. A78-A85.
- Bunzl *et al.* (1989). "Interception and retention of chernobyl-derived ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs and ¹⁰⁶Ru in a spruce stand." *Science of the Total Environment*, 78(C): 77-87.
- Geras'kin *et al.* (2008) Effects of non-human species irradiation after the Chernobyl NPP accident. *Environment International*, 34 : 880-897.
- Gonze *et al.* (2015). Modelling the dynamics of ambient dose rates induced by radiocaesium in the Fukushima terrestrial environment, *Journal of Environmental Radioactivity*, in press (2015) 1-13
- Hashimoto *et al.* (2012). Radioactive contamination of natural ecosystems: Seeing the wood despite the trees. *Environmental Science and Technology* 46(22): 12283-12284.
- Kato *et al.* (2012). Interception of the Fukushima reactor accident-derived ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs and ¹³¹I by coniferous forest canopies. *Geophysical Research Letters* 39(20).
- Kato *et al.* (2015). Temporal changes in radiocesium deposition in various forest stands following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* (in press).

⁶ 1TBq=10¹² Bq

- Loffredo *et al.* (2015). Equation to predict the ^{137}Cs leaching dynamic from evergreen canopies after a radio-caesium deposit. *Journal of Environmental Radioactivity* 147: 100-107.
- Ministry of the Environment, Japan (2016). Progress on Off-site Cleanup and Interim Storage in Japan. January 2016. https://josen.env.go.jp/en/pdf/progresseet_progress_on_cleanup_efforts.pdf?150918
- Ministry of Ukraine of Emergencies and Affairs of population protection from the consequences of Chernobyl Catastrophe, Kyiv (Ukraine); All-Ukrainian Research Institute of Population and Territories Civil Defense from Technogenic and Natural Emergencies, Chernobyl (Ukraine). 20 years after Chernobyl Accident. Future outlook. National Report of Ukraine, Baloga, V.I. (ed.); 225 p.
- Rosén *et al.* (1999). Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987-1995. *Journal of Environmental Radioactivity* 46(1): 45-66.
- Steinhauser *et al.* (2014). Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: A review of the environmental impacts. *Science of the Total Environment* 470-471: 800-817.
- Teramage *et al.* (2014a). The role of litterfall in transferring Fukushima-derived radiocaesium to a coniferous forest floor. *Science of the Total Environment* 490: 430-439.
- Teramage *et al.* (2014b). Vertical distribution of radiocaesium in coniferous forest soil after the Fukushima nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 137: 37-45.
- Teramage *et al.* (2016). Small scale temporal distribution of radiocaesium in undisturbed coniferous forest soil: Radiocaesium depth distribution profiles. *Journal of Environmental Management*, 170, pp. 97-104.
- Thiry *et al.* (2009). Impact of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantings on long term ^{137}Cs and ^{90}Sr recycling from a waste burial site in the Chernobyl Red Forest. *Journal of Environmental Radioactivity* 100(12): 1062-1068.
- Valcke (1993). The behaviour dynamics of radiocaesium and radiostrontium in soils rich in organic matter. Agriculture. Louvain, Université catholique de Louvain.
- Vandebroek L. *et al.* (2012). Relevance of Radiocaesium Interception Potential (RIP) on a worldwide scale to assess soil vulnerability to ^{137}Cs contamination. *Journal of Environmental Radioactivity* 104(1): 87-93.
- Watanabe Y. *et al.* (2015). Morphological defects in native Japanese fir trees around the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Sci. Rep.*, 5, 13232; doi: 10.1038/srep13232.
- Yoshihara *et al.* (2013). Radiocaesium contaminations of 20 wood species and the corresponding gamma-ray dose rates around the canopies at 5 months after the Fukushima nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 115(0): 60-68.
- Zibtsev *et al.* (2015). Fires in nuclear forests: Silent threats to the environment and human security. *Unasylva*, 66 (243-244), pp. 40-51.