

## **Synthèse actualisée des connaissances relatives à l'impact sur le milieu marin des rejets radioactifs du site nucléaire accidenté de Fukushima Dai-ichi**

26 octobre 2011

*Cette note d'information présente et commente les informations les plus récentes recueillies par l'IRSN, depuis la précédente note d'information du 11 juillet consacrée au même sujet.*

---

*Une forte contamination radioactive du milieu marin s'est produite après l'accident survenu dans la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi le 11 mars 2011. Elle a eu pour principale origine le déversement direct d'eaux contaminées depuis la centrale, qui a duré environ jusqu'au 8 avril, et dans une moindre mesure, les retombées dans l'océan d'une partie des radionucléides rejetés dans l'atmosphère entre le 12 et le 22 mars. A proximité immédiate de la centrale, les concentrations dans l'eau de mer ont atteint fin mars et début avril jusqu'à plusieurs dizaines de milliers de becquerels par litre (Bq/L) pour les césiums 134 et 137 et même dépassé 100 000 Bq/L pour l'iode 131. L'iode 131 a rapidement diminué en raison de sa période radioactive courte (8 j) et les résultats de mesure sont passés sous la limite de détection fin mai. Les concentrations en césiums 137 et 134 ont commencé à décroître dans cette zone à partir du 11 avril et, depuis mi-juillet, sont passées en dessous des limites de détection (5 Bq/L) des techniques de mesure utilisées pour la surveillance.*

*En interprétant les résultats de mesure de césium 137 dans l'eau de mer, l'IRSN a actualisé son estimation de la quantité totale de césium 137 rejeté directement en mer du 21 mars jusqu'à mi-juillet. La valeur ainsi obtenue est de  $27 \cdot 10^{15}$  Bq, la majorité (82 %) ayant été rejetée avant le 8 avril. Ce rejet radioactif en mer représente le plus important apport ponctuel de radionucléides artificiels pour le milieu marin jamais observé. Toutefois, la localisation du site de Fukushima a permis une dispersion des radionucléides exceptionnelle, avec un des courants les plus importants du globe qui a éloigné les eaux contaminées vers le large dans l'océan Pacifique. Ainsi, les résultats de mesure obtenus dans l'eau de mer et les sédiments côtiers laissent supposer que les conséquences de l'accident, en termes de radioprotection, deviendraient faibles pour les espèces pélagiques à partir de l'automne 2011 (concentrations faibles dans l'eau de mer et stockage sédimentaire limité).*

*Cependant, une pollution significative de l'eau de mer sur le littoral proche de la centrale accidentée pourrait persister dans le temps, à cause des apports continus de substances radioactives transportées vers la mer par le ruissellement des eaux de surface sur des sols contaminés. De plus, certaines zones du littoral, non encore identifiées, pourraient montrer des conditions de dilution ou de sédimentation moins favorables que celles observées jusqu'à présent. Enfin, la présence éventuelle d'autres radionucléides persistants, comme le strontium 90 ou le plutonium, n'a pas été suffisamment caractérisée par des mesures.*

*Les résultats de mesure récents montrent la persistance d'une contamination des espèces marines (poissons principalement) pêchées sur les côtes de la préfecture de Fukushima. Les organismes benthiques et filtreurs ainsi que les poissons au sommet de la chaîne alimentaire sont, dans la durée, les plus sensibles à la pollution au césium. Il est donc justifié de poursuivre une surveillance des espèces marines prélevées dans les eaux côtières de Fukushima.*

## 1. EVOLUTION DE LA POLLUTION RADIOACTIVE DANS L'EAU DE MER

### 1.1. *Les principaux radionucléides observés dans l'eau de mer depuis le 21 mars 2011*

A partir du 21 mars et dans les jours qui ont suivi, une forte pollution radioactive a été observée dans le milieu marin proche de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi. La caractérisation de cette pollution a été principalement assurée par des mesures effectuées sur des prélèvements d'eau de mer, de sédiments et d'espèces vivant dans le milieu marin, dont les résultats sont publiés par le MEXT<sup>1</sup> et TEPCO. L'IRSN, qui n'est pas en situation de réaliser des mesures au Japon, recueille et analyse régulièrement ces résultats afin de suivre l'évolution de la pollution radioactive du milieu marin.

Les résultats de mesure publiés au Japon portent principalement sur des radionucléides émetteurs gamma, listés dans le tableau 1.

*Tableau 1 - Principaux radionucléides mesurés dans l'eau de mer*

Radionucléides principalement détectés	
<i>Radionucléide</i>	<i>Demi-vie</i>
Iode 131 ( <sup>131</sup> I)	8 jours
Césium 137 ( <sup>137</sup> Cs)	30,15 ans
Césium 134 ( <sup>134</sup> Cs)	2,1 ans
Césium 136 ( <sup>136</sup> Cs)	13,1 jours
Tellure 132/Iode 132 ( <sup>132</sup> Te- <sup>132</sup> I)	78 heures

D'autres radionucléides artificiels, la plupart avec une demi-vie courte, ont également été décelés occasionnellement, à des concentrations plus faibles. Les mesures concernant les radionucléides émetteurs bêta purs sont moins nombreuses : 9 résultats pour le strontium 90 dans l'eau de mer, à des concentrations comprises entre 1 et 10 Bq/L, représentant entre 1 et 20% de l'activité du césium 137 mesurée dans les mêmes échantillons, c'est-à-dire une proportion plus élevée que celle observée dans les retombées atmosphériques de l'accident sur la partie terrestre du Japon, qui est de l'ordre de 0,1%.

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

Cette pollution radioactive a eu deux origines principales : les rejets radioactifs liquides venant du site accidenté et les retombées atmosphériques sur la surface de la mer au moment de la dispersion des rejets émis dans l'air. L'évolution des concentrations en radionucléides dans l'eau de mer (voir paragraphe suivant) indique que ces deux sources principales de pollution ne sont plus détectables par les mesures de surveillance. Toutefois, il subsiste toujours un risque d'apport régulier de radionucléides dans le milieu marin littoral, par lessivage des terrains contaminés et transport de pollution radioactive par les cours d'eau.

<sup>1</sup> Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology, au Japon.

## 1.2. Dispersion des polluants radioactifs dans l'eau de mer

Les mesures effectuées à proximité de la centrale ont montré une forte contamination du milieu marin à partir du 21 mars, conséquence de l'écoulement vers la mer d'une partie des eaux très contaminées présentes dans les unités accidentées.

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

- les concentrations mesurées à proximité de l'émissaire, qui sont représentatives du flux de radionucléides rejetés (figure 1) ;
- les cartes d'isovaleurs de concentrations en césium 137, qui montrent la répartition de la pollution radioactive dans l'eau de mer à différentes périodes (figure 2).

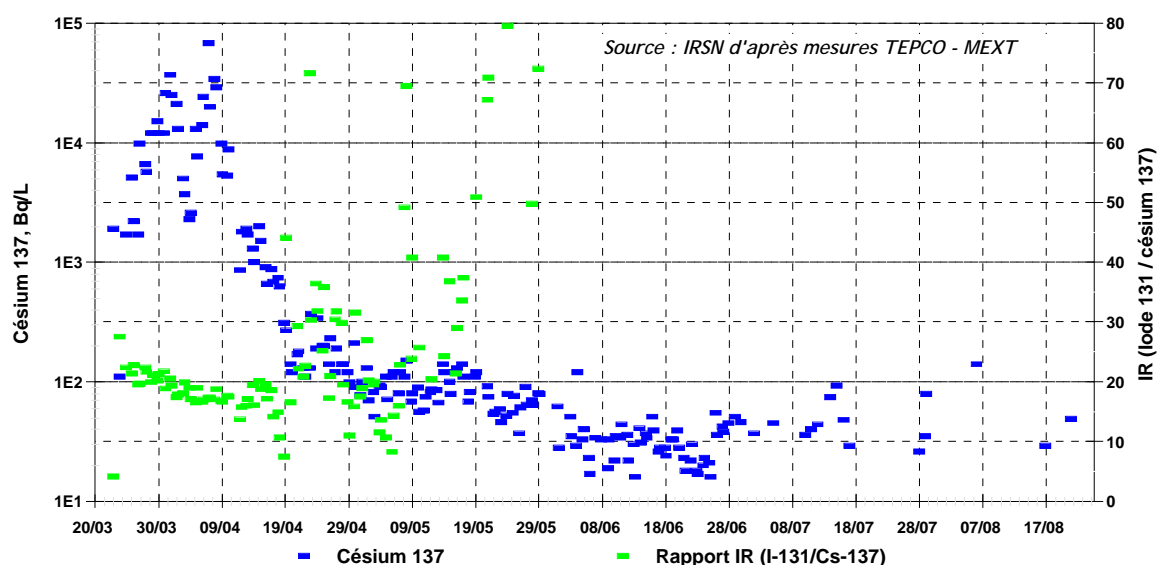
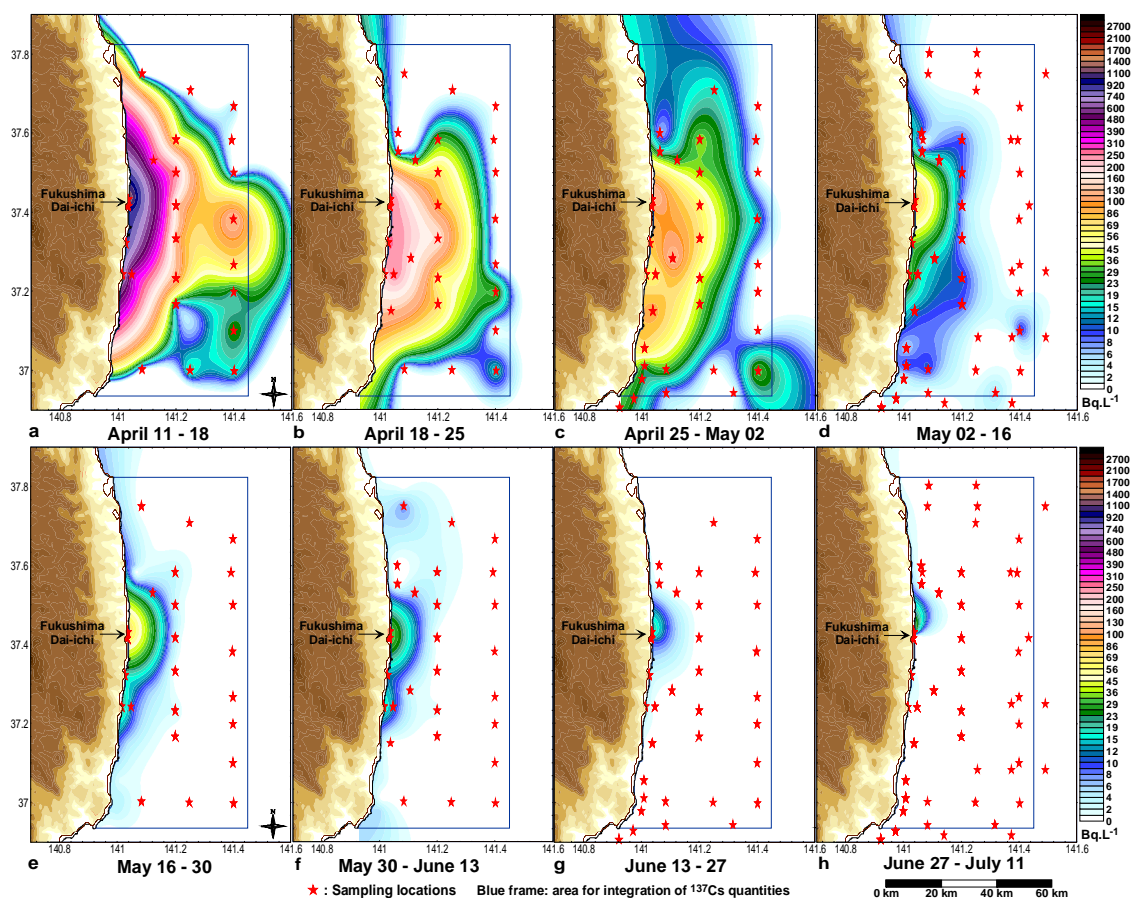


Figure 1 - Évolution des concentrations en  $^{137}\text{Cs}$  dans l'eau de mer et rapport IR ( $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ ), à moins de 500 m de la centrale de Fukushima Dai-ichi. La valeur du rapport IR a été corrigée de la décroissance radioactive et rapportée conventionnellement au 11 mars pour permettre une comparaison des résultats entre eux.

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

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

commence une diminution significative de la radioactivité dans l'eau de mer à proximité de la centrale.



Source : IRSN d'après mesures TEPCO-MEXT

Figure 2 - Évolution de la répartition spatiale des concentrations en  $^{137}\text{Cs}$  dans l'eau de mer entre le 11 avril et le 11 juillet 2011.

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

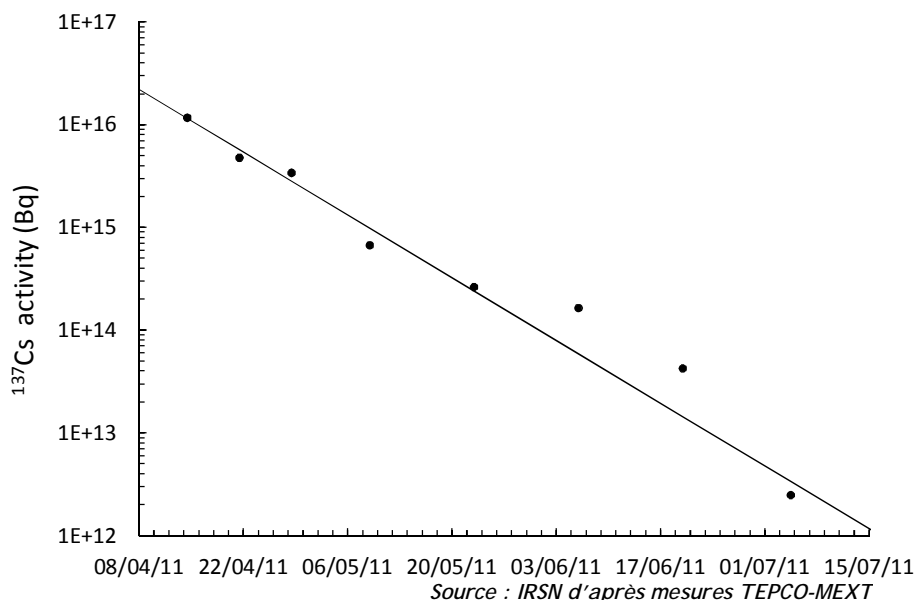
Après le 11 juillet, les concentrations mesurées en mer sont pour la plupart inférieures aux limites de détection des techniques de mesure utilisées pour la surveillance ; il n'est alors plus possible de réaliser un inventaire représentatif de la pollution résiduelle en mer.

### 1.3. Actualisation de l'estimation par l'IRSN des quantités de césium 137 rejetées en mer

A partir des cartes de la figure 2, l'IRSN a actualisé son estimation des quantités de  $^{137}\text{Cs}$  présentes en mer, dans la zone située dans le cadre bleu représenté sur ces cartes. Cette estimation prend en compte la bathymétrie ainsi que l'épaisseur de la couche de mélange déduite des profils de salinité-température réalisés par le MEXT, lorsque cette épaisseur est inférieure à la hauteur d'eau de mer. Les résultats sont présentés sur le tableau 2 et l'évolution au cours du temps de ces quantités estimées est représentée sur la figure 3.

*Tableau 2 - Quantités de  $^{137}\text{Cs}$  dans la zone marine littorale proche de la centrale de Fukushima Dai-ichi, estimées à partir de l'interpolation des mesures individuelles dans l'eau de mer, sur différentes périodes à partir du 11 avril.*

Période d'inventaire			Nombre de mesures	Quantité de $^{137}\text{Cs}$ (Térabecquerels)
Début	Fin	Milieu		
11/04/11	18/04/11	14/04/11	92	11600
18/04/11	25/04/11	21/04/11	77	4750
25/04/11	02/05/11	28/04/11	118	3380
02/05/11	16/05/11	09/05/11	293	667
16/05/11	30/05/11	23/05/11	233	261
30/05/11	13/06/11	06/06/11	227	163
13/06/11	27/06/11	20/06/11	250	42
27/06/11	12/07/11	04/07/11	202	2,4



*Figure 3 - Évolution des quantités de  $^{137}\text{Cs}$  dans l'eau de mer de la zone littorale proche de la centrale de Fukushima Dai-ichi, entre le 11 avril et le 11 juillet 2011.*

Cette évolution suit une loi exponentielle avec une période de décroissance  $T_{1/2}$  de 6,9 jours (intervalle de confiance à 95 % : 5,7 - 8,6 jours). Cela signifie que les quantités de césium 137 présentes dans l'eau de mer à l'intérieur de la zone de calcul a diminué de moitié tous les 6,9

jours. Cette décroissance résulte de la dilution de l'eau de mer polluée par les courants marins qui apportent régulièrement de l'eau non contaminée dans la zone considérée. Ce taux de renouvellement est particulièrement rapide ; il résulte de l'intensité des courants Kuroshio et Oyashio qui se rencontrent dans cette zone et de leur orientation générale vers le large. La régularité de la dilution est également remarquable, si l'on tient compte de la variabilité de la circulation tourbillonnaire observée dans cette zone de mélange.

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

A plus long terme, le rythme de cette dilution pourrait être modifié par deux phénomènes :

- les variations saisonnières de la circulation océanique (Kuroshio et Oyashio) ;
- le retour dans cette zone d'eaux marines antérieurement polluée par les rejets de l'accident Fukushima Dai-ichi, sous l'effet de la recirculation des masses d'eau dans la zone du pacifique nord-ouest. Ce phénomène pourrait empêcher ou retarder le retour à des niveaux de concentrations en césium 137 comparables à ceux qui préexistaient avant l'accident (entre 0,001 et 0,004 Bq/L)<sup>2</sup>.

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

L'extrapolation de la courbe de régression à la date du 8 avril permet d'estimer la quantité totale de <sup>137</sup>Cs rejeté à la fin de période principale de rejet (26 mars - 8 avril). La quantité estimée par extrapolation est de 22 10<sup>15</sup> Bq (22 millions de milliards de becquerels), l'intervalle de confiance à 95 % étant de 20,8 à 23,1 10<sup>15</sup> Bq. La principale erreur associée à ce calcul est liée à l'estimation de la profondeur de mélange ; cette incertitude est évaluée à environ 50 %. Cette réévaluation des rejets de césium 137 en mer conduit à un résultat environ deux fois plus élevé que celui estimé par l'IRSN en juillet (voir [note IRSN du 11 juillet relatives à l'impact sur le milieu marin des rejets radioactifs du site nucléaire accidenté de Fukushima Dai-ichi](#)), et 20 fois plus important que l'estimation faites par TEPCO, publiée en juin.

L'IRSN a pu établir une corrélation empirique entre cette quantité totale de césium 137 estimée pour cette période du 26 mars au 8 avril, et les concentrations moyennes en césium 137 mesurées dans l'eau de mer à proximité immédiate de la centrale accidentée, au cours de la même période, en considérant que les phénomènes de dilution sont stables et homogènes à cette échelle. En appliquant cette corrélation aux mesures effectuées jusqu'au 18 juillet, date au-delà de laquelle le

<sup>2</sup> Nakanishi, T., Zheng, J., Aono, T., Yamada, M., Kusakabe, M., 2011. Vertical distributions of <sup>99</sup>Tc and the <sup>99</sup>Tc/<sup>137</sup>Cs activity ratio in the coastal water off Aomori, Japan. J. Env. Radioactivity V.102, 8, 774-779.  
Povinec, P.P., Hirose, K., Honda, T., Ito, T., Scott, E.M., Togawa, O., 2004. Spatial distribution of <sup>3</sup>H, <sup>90</sup>Sr, <sup>137</sup>Cs and <sup>239,240</sup>Pu in surface waters of the Pacific and Indian Oceans--GLOMARD database. J. Env. Radioactivity V.76, Issues 1-2, 113-137



nombre de mesures significatives devient trop faible pour réaliser une estimation correcte du flux rejeté, l'IRSN a pu déterminer la quantité globale de césium 137 rejetée dans l'eau de mer jusqu'à mi-juillet. La valeur ainsi obtenue est de  $27 \cdot 10^{15}$  Bq. Comme prévu, l'essentiel du rejet a eu lieu avant le 8 avril, les rejets estimés après cette date ne représentant que 18% du rejet global. Il s'agit du plus important apport ponctuel de radionucléides artificiels dans le milieu marin jamais observé.

A titre indicatif, cet apport global de  $27 \cdot 10^{15}$  Bq de césium 137, dilué dans l'ensemble du Pacifique en supposant qu'il reste entre 0 et 100 mètres de profondeur, conduirait à des concentrations associées (0,004 Bq/L) qui doubleraient le bruit de fond rémanent dans l'eau de mer dû aux retombées des essais nucléaires atmosphériques (0,002 Bq/L). Bien que mesurables avec les techniques actuelles, ces concentrations ne représenteraient que le 3000<sup>ème</sup> des concentrations naturelles en potassium 40 dans l'eau de mer (12 Bq/L). Le césium est essentiellement dissous dans l'eau de mer et restera mesurable durant des décennies ; ainsi, le césium 137 résultant des essais nucléaires atmosphériques des années 1960 est encore clairement identifiable à l'échelle mondiale. Lors de l'accident de Fukushima, l'activité du césium 134 rejeté en mer était du même niveau que celle du césium 137, mais les périodes radioactives de ces deux radionucléides étant différentes, respectivement de 2 et 30 années, le rapport d'activités  $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$  diminuera au cours du temps et pourra servir durant plusieurs années à identifier et à dater les masses d'eaux contaminées par les rejets de Fukushima à l'échelle des eaux de surface du Pacifique Nord.

#### *1.4. Retombées atmosphériques à la surface de la mer*

Principalement entre le 12 et le 22 mars, des rejets radioactifs atmosphériques provoqués par les explosions et les dépressurisations des enceintes de confinement des réacteurs de la centrale de Fukushima Dai-ichi ont été dispersés, notamment au-dessus de la mer. Une partie des radionucléides contenus dans le panache a pu retomber à la surface de la mer, entraînant une pollution diffuse des eaux de surface jusqu'à des dizaines de kilomètres du site accidenté.

Cette pollution diffuse est difficile à mettre en évidence en mer car les eaux superficielles recevant les retombées atmosphériques sont rapidement mélangées avec le reste de l'eau de mer, par des phénomènes d'advection et de dispersion. Seules les mesures d'eau de mer réalisées peu de jours après le dépôt peuvent fournir une information sur l'impact de ces retombées radioactives. Avant le 24 mars, lorsque les rejets liquides directs étaient encore relativement faibles, les concentrations mesurées dans l'eau de mer à plus de 10 km de l'installation peuvent être attribuées aux dépôts atmosphériques. Elles varient de 9 à 13 Bq/L pour le  $^{137}\text{Cs}$  avec un rapport IR ( $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ ) variant de 5 à 12, comparables à ce qui a été observé en milieu terrestre au Japon (voir [note IRSN du 27 septembre 2011 relative à la contamination radioactive de l'environnement terrestre japonais provoquée par l'accident de Fukushima Dai-ichi](#)).

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

Les retombées atmosphériques sur les surfaces marines ont été réévaluées par l'IRSN, grâce à la mise à jour de modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets de la centrale de Fukushima Dai-ichi. Selon cette nouvelle évaluation, le dépôt cumulé de césium 137 sur la mer dans un rayon de 80 km serait de  $76 \cdot 10^{12}$  Bq (76 000 milliards de Becquerels), valeur environ 10 fois plus faible que celle estimée en juillet. Cet apport de contamination en mer ne représenterait que

0,3% de l'activité globale de césium 137 rejetée directement en mer par la centrale de Fukushima Dai-ichi, estimée par l'IRSN au paragraphe 1.3. La carte de la figure 4 représente la répartition spatiale de ce dépôt sur le domaine marin japonais. Cette estimation du dépôt atmosphérique sur la mer est basée sur un rejet atmosphérique total évalué à  $11,5 \cdot 10^{15}$  Bq de  $^{137}\text{Cs}$ . Outre le dépôt formé sur les terres japonaises, la majeure partie de ce rejet a dû se déposer de façon diffuse sur les océans et les continents de l'hémisphère nord, sur de grandes distances.

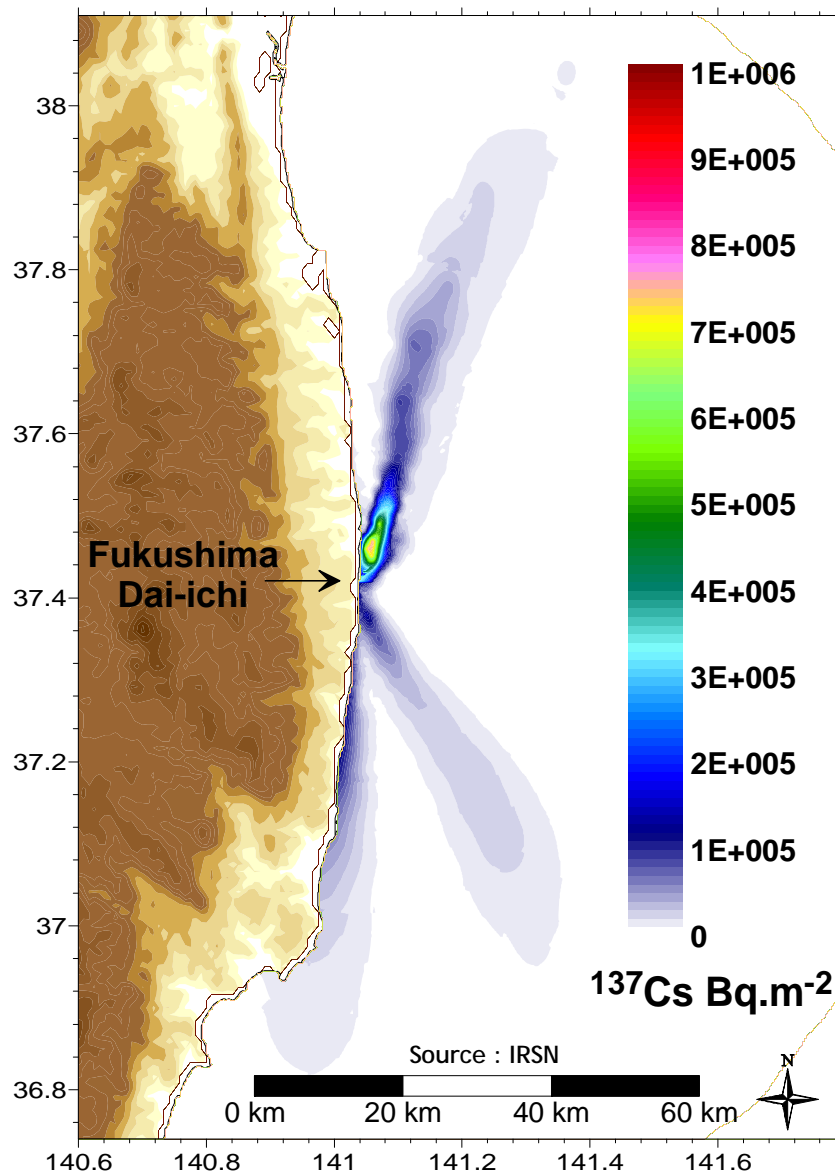


Figure 4 - Répartition du dépôt atmosphérique total de  $^{137}\text{Cs}$  sur la mer au 23 mars, estimée par l'IRSN par modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets de l'accident de Fukushima Dai-ichi.

### 1.5. Simulation de la dispersion du césium 137 dans l'eau de mer au large du Japon

L'IFREMER a été sollicité par l'IRSN pour réaliser des simulations de la dispersion des rejets de Fukushima Dai-ichi. Le modèle utilisé est le modèle Mars 3D, les conditions aux limites



hydrodynamiques proviennent de Mercator-Océan, le forçage météorologique est donné par le modèle européen ECMWF.

Le rejet de césium 137 pris en compte dans cette simulation est celui issu des calculs présentés au paragraphe 1.3 ; il a été fait l'hypothèse que le césium 137 se dispersait sous forme soluble.

Les concentrations mesurées et simulées à moins d'un kilomètre de l'installation montrent des résultats concordants, le terme-source pris en compte reproduit bien la dispersion à petite échelle.

La figure 5 reproduit les résultats de simulation de la dispersion des rejets de Fukushima à l'échelle du Pacifique nord-ouest. Elle illustre la complexité et la variabilité des courants résultant de la confrontation entre le Kuroshio venant du sud et l'Oyashio venant du nord. Les structures de dispersion sont comparables à celles simulées par le modèle Sirocco à Toulouse.

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

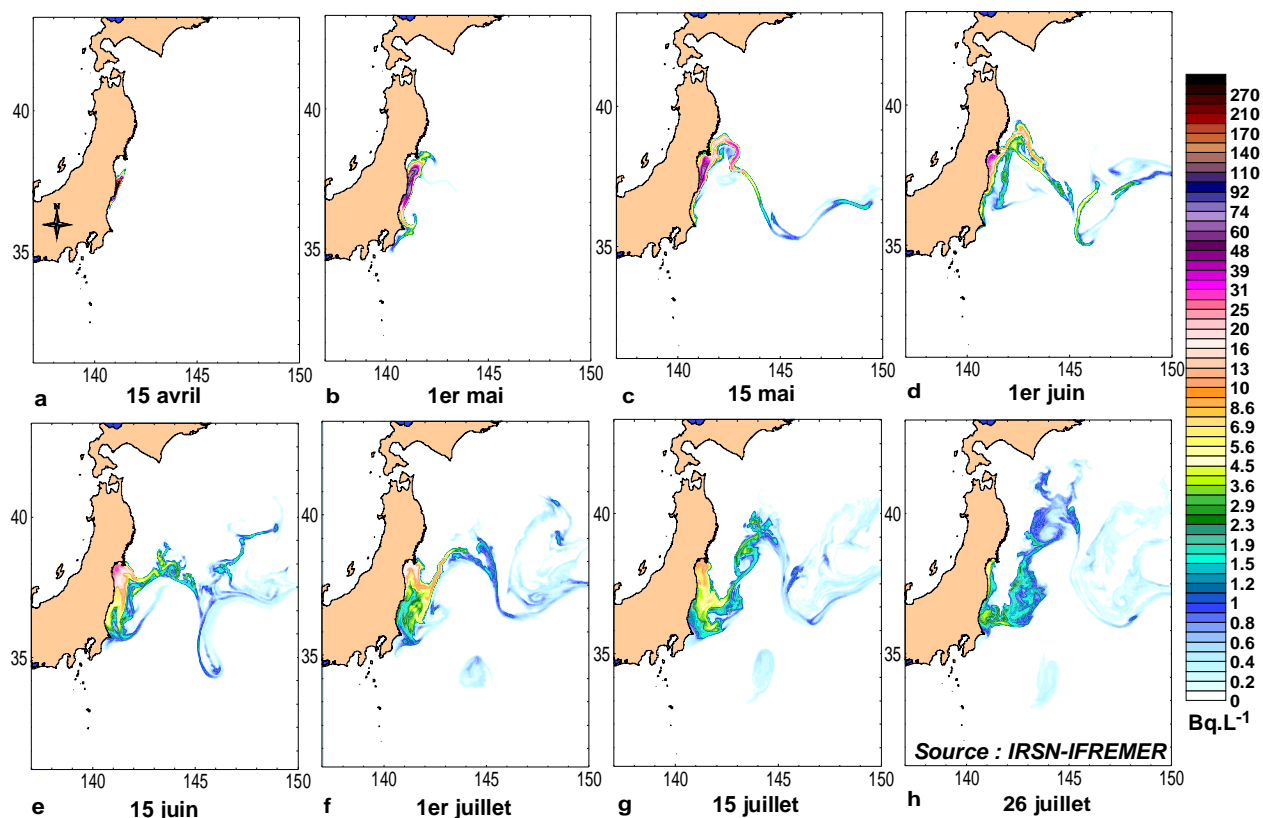


Figure 5 - Concentrations en <sup>137</sup>Cs dans l'eau de mer simulées par Mars 3D entre le 15 avril et le 26 juillet 2011 dans le Pacifique nord-ouest.

## 2. LES RADIONUCLÉIDES DANS LES SEDIMENTS

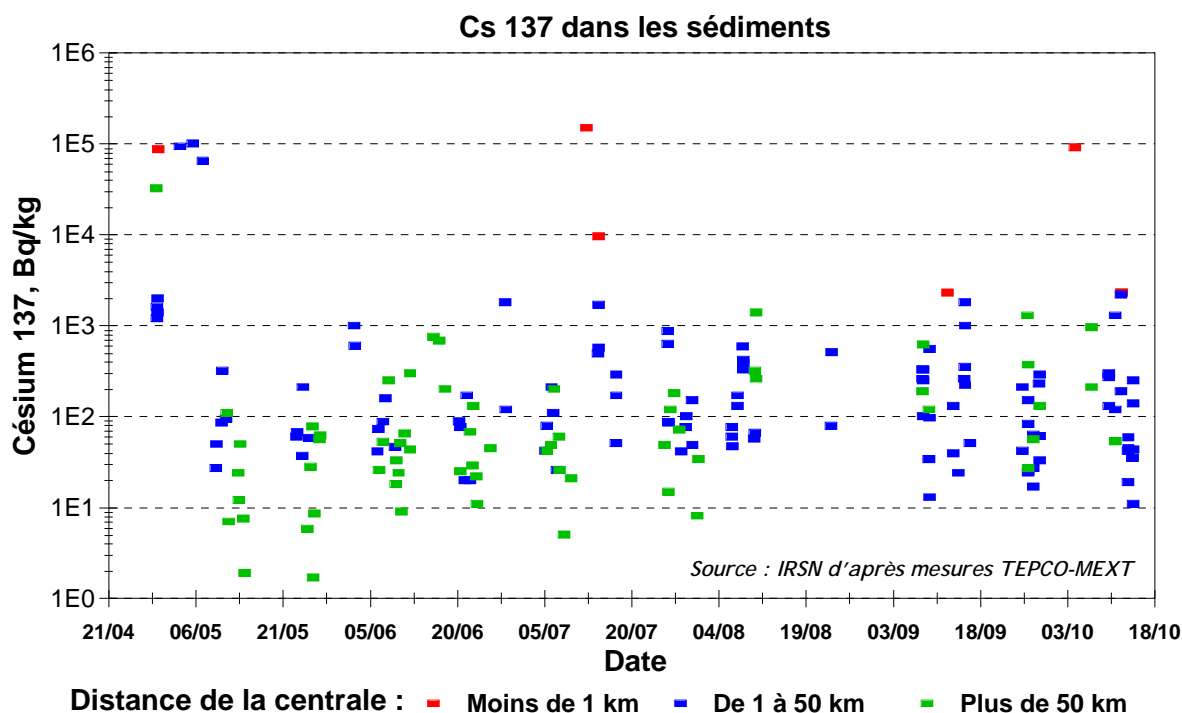
Les matières en suspension dans l'eau de mer tendent à fixer une partie des radionucléides dissous dans la colonne d'eau, en fonction des niveaux d'activité dans l'eau environnante. Ces matières finissent par sédimenter au fond de la mer, provoquant un dépôt superficiel contaminé.

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

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

- le césium 137 (183 résultats significatifs) ;
- le césium 134 (178 résultats significatifs), avec un rapport  $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$  rapporté au 11 mars de 0,95 ;
- le césium 136 (6 résultats significatifs) ;
- l'iode 131 (17 résultats significatifs à partir de fin avril ; aucune détection après le 9 juin), avec un rapport  $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$  rapporté au 11 mars de 23 ;
- les tellures 129 et 129m (28 et 36 résultats significatifs allant de 10 à 16 000 Bq.kg<sup>-1</sup>),
- les strontiums 89 et 90 (2 résultats significatifs, de 10 à 140 Bq.kg<sup>-1</sup>) ;
- les plutoniums 239 et 240 (6 résultats significatifs, de 0,09 à 0,49 Bq.kg<sup>-1</sup>) ;
- le baryum 140 (1 résultat significatif de 2900 Bq.kg<sup>-1</sup>).

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



*Figure 6 - Représentation graphique des concentrations en  $^{137}\text{Cs}$  mesurées dans les sédiments en fonction du temps, avec indication de la distance du point de prélèvement à la centrale de Fukushima Dai-ichi*

La figure 7 présente une carte de la distribution des concentrations en  $^{137}\text{Cs}$  dans les sédiments. Elle a été établie par l'IRSN en excluant les six mesures proches du site dont les concentrations dépassaient  $10\,000\text{ Bq.kg}^{-1}$ . Les concentrations atteintes sont généralement inférieures à  $1000\text{ Bq.kg}^{-1}$  ; elles sont relativement faibles compte tenu du coefficient de distribution à l'équilibre du césium entre l'eau de mer et les sédiments, qui est habituellement supérieur à 1000. Ainsi, avec des concentrations supérieures à  $100\text{ Bq/L}$  mesurées dans l'eau de mer du littoral (cf. § 1.2), on aurait pu s'attendre à trouver des concentrations de  $100\,000\text{ Bq.kg}^{-1}$  dans les sédiments. La pollution transitoire de l'eau de mer par le césium 137 n'a sans doute pas permis une mise à l'équilibre avec le stock sédimentaire échantillonné. Seules les particules récemment déposées ont contribué au marquage des sédiments superficiels et elles ne représentent qu'une fraction du volume échantillonné lors des prélèvements.

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

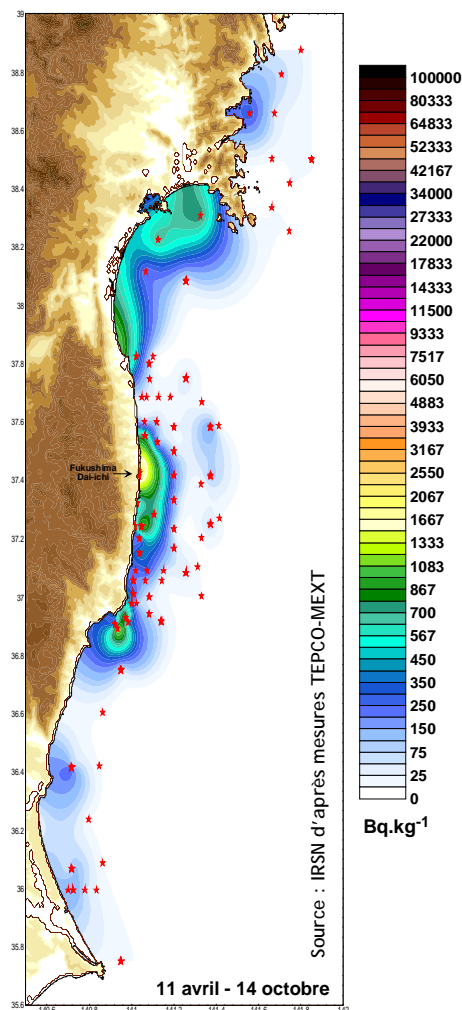


Figure 7 - Cartographie des concentrations en  $^{137}\text{Cs}$  dans les sédiments (moyenne des valeurs mesurées jusqu'au 14 octobre).

D'après la carte de la figure 7, le stock de césium 137 fixé sur les sédiments apparaît relativement faible ; il ne devrait pas entraîner un marquage de l'eau de mer par relargage très élevé dans le futur. La période de relargage du césium constatée dans les sédiments de la Mer d'Irlande est de deux années<sup>3</sup>. Dans ces conditions, les dix premiers centimètres de sédiment contaminés à 1000  $\text{Bq.kg}^{-1}$  apporteraient en deux ans 500  $\text{Bq.dm}^{-2}$  aux 20 à 200 m d'eau qui les surplombent. Compte tenu de la cinétique de renouvellement des eaux constatée (50 % de renouvellement tous les 6,9 jours), les concentrations induites seraient en moyenne d'environ 5 à 50  $\text{mBq/L}$  dans l'eau de mer. Ces concentrations ne devraient pas avoir d'impact en termes de radioprotection pour les organismes pélagiques.

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

<sup>3</sup> Finegan, P., Vintró, L.L., Mitchell, P.I., Boust, D., Gouzy, A., Kershaw, P.J., Lucey, J.A., 2009. Accumulation, solid partitioning and remobilisation of 99Tc in subtidal and intertidal sediments in the Irish Sea. Continental Shelf Research Volume 29, Issues 16, Pages 1995-2010.

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

### 3. LES RADIONUCLÉIDES DANS LES ESPÈCES MARINES ET FLUVIALES

#### 3.1. Résultats de mesures obtenus sur des poissons pêchés en mer ou dans certains fleuves

Des prélèvements de produits de la mer (essentiellement des poissons) ont été réalisés au Japon depuis fin mars en différents lieux, principalement au sud de la centrale de Fukushima Dai-ichi (figure 8).

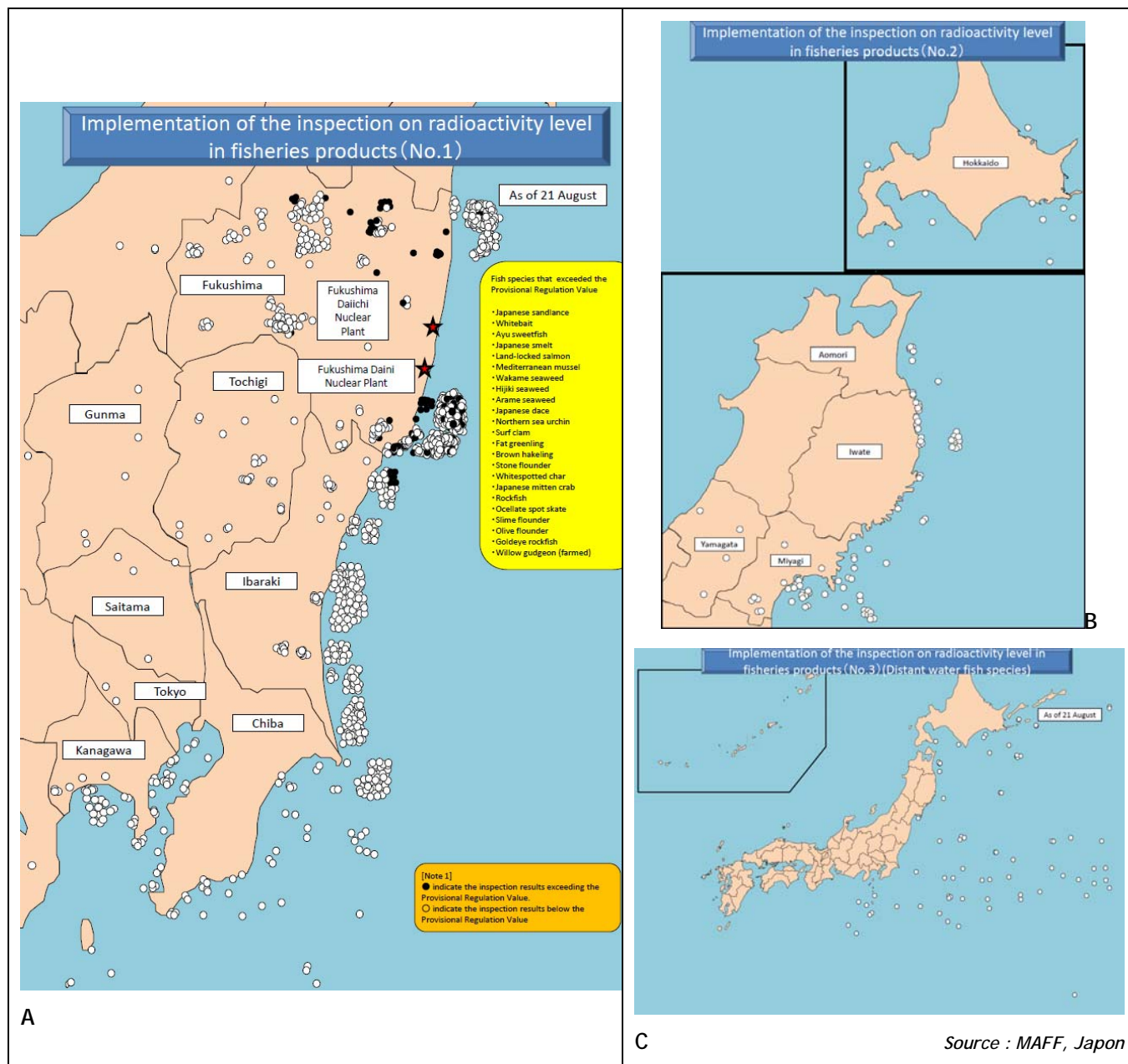


Figure 8 - Carte des lieux de prélèvements des produits de la pêche. Les points noirs indiquent des prélèvements d'espèces ayant une contamination en césium dépassant les niveaux maximaux admissibles pour la consommation (>500 Bq/kg frais). Les points blancs indiquent des prélèvements dont la contamination est inférieure à ces niveaux (<500 Bq/kg frais).

La liste des espèces animales pour lesquelles des teneurs en césium dépassent les niveaux maximaux admissibles pour la consommation alimentaire (500 Bq/kg pour la somme des césiums 134 et 137) a été étendue par les autorités japonaises au cours de l'été (tableau 3). D'une manière générale, les nouvelles espèces intégrées à cette liste sont :

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

Il n'est donc pas possible, avec ces seules informations, d'attribuer cet accroissement du nombre d'espèces présentant des niveaux de contamination élevés à une évolution de la contamination du milieu marin. Il est important de souligner que tous ces organismes proviennent de la préfecture de Fukushima et qu'aucun organisme pêché hors de la zone proche de la centrale ou au large ne dépasse ces niveaux maximaux admissibles (figure 8 B et C).

*Tableau 3 - Listes des organismes animaux ou végétaux ayant présenté des concentrations en césium 134+137 supérieures aux niveaux maximums admissibles pour la consommation.*

Liste du 7 Juin 2011	Liste du 21 août 2011
Arames (algues)	Arames (algues)
Hijikis (algues)	Hijikis (algues)
Wakames (algues)	Wakames (algues)
Oursins	Oursins
Palourdes	Palourdes
Anguilles des sables (lançons japonais)	Anguilles des sables (lançons japonais)
Eperlans japonais	Eperlans japonais
Fritures	Fritures
Moules méditerranéenne	Moules méditerranéenne
Ayus (pêché en eau douce)	Ayus (pêché en eau douce)
Saumons masou (pêché en eau douce)	Saumons masou (pêché en eau douce)
Tribolodons (eau douce)	Tribolodons (eau douce)
	Ainames
	Cardeau (poisson plat)
	Flétans (poisson plat)
	Hakelings
	Sébastes
	Raies
	Crabes
	Ombles (eau douce)
	Cyprinidés (élevage eau douce)

Sur la figure 9, sont reportés les résultats de mesure concernant les espèces marines pour lesquelles des données sont obtenues assez régulièrement. Outre les animaux exclusivement marins, cette figure présente également les données relatives à deux espèces amphihalines (espèces qui effectuent des migrations entre les eaux douces et les eaux de mer), qui ont été prélevées à partir de début mai en lac ou en rivière (l'Ayu et le saumon masou).



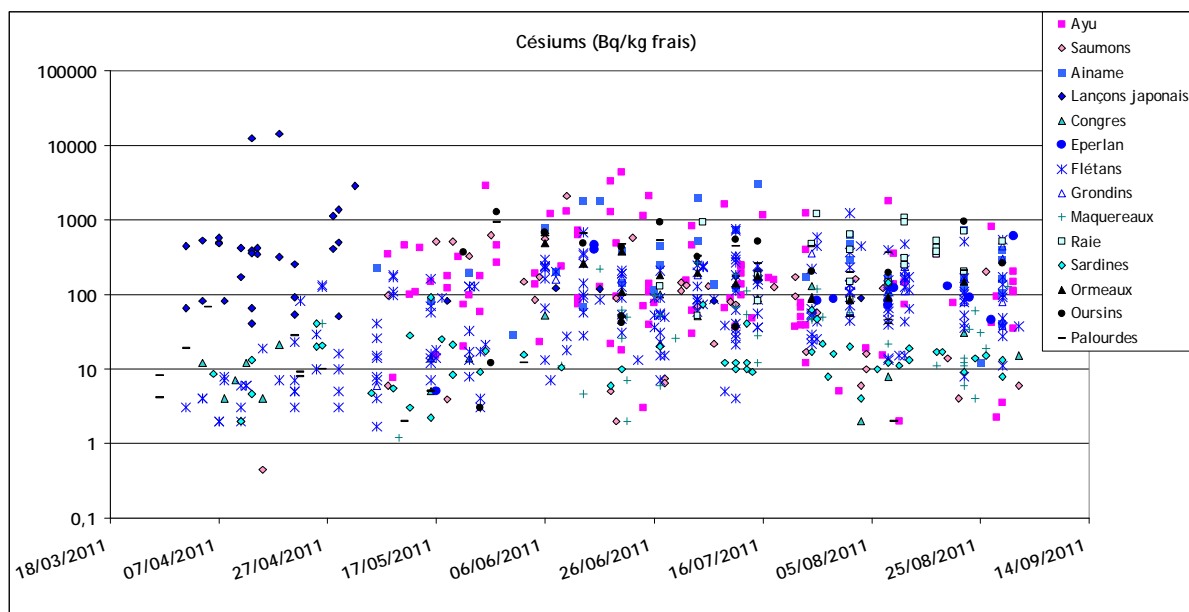


Figure 9 - Évolution temporelle des concentrations en  $^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$  (Bq/kg) dans quelques produits de la mer. Les marques roses correspondent à des espèces amphihalines qui ont été pêchées principalement en rivière.

### 3.2. Concentrations observées chez les animaux marins

Parmi les produits marins, les niveaux de contamination les plus élevés, détectés au début de la surveillance des produits de la pêche, concernaient les lançons japonais. Les césiums 137 et 134 ont été détectés dans tous les échantillons de cette espèce prélevés dans les préfectures de Fukushima et Ibaraki. Ces radionucléides n'ont cependant pas été détectés dans deux échantillons prélevés au large. L'anguille des sables ou lançon japonais (*Ammodytes personatus*) est pêchée et consommée par les Japonais aux stades larvaires et juvéniles qui sont des stades pélagiques (qui vivent dans la colonne d'eau) sur la période janvier-avril. Les adultes quant à eux vivent enfouis dans le sédiment du mois de mai jusqu'au mois de décembre et ne sont plus pêchés, ce qui explique la quasi-disparition des données relatives à cette espèce à partir de fin avril.

Outre les concentrations dans les anguilles des sables, la figure 10 montre l'évolution des concentrations pour les deux isotopes du césium chez d'autres espèces qui font l'objet de prélèvements réguliers. Il est difficile de distinguer une évolution temporelle de la contamination des poissons, compte tenu de la grande dispersion des résultats obtenus. Toutefois, les flétans, les raies et dans une moindre mesure les grondins, tous caractérisés par un mode de vie en forte relation avec le sédiment, se situent plutôt dans les valeurs élevées de la gamme de concentration en césium observée au Japon.

Outre les poissons, il est à noter que les échantillons d'oursins, d'ormeaux et de palourdes prélevés dans la préfecture de Fukushima peuvent également atteindre des niveaux élevés.

En ce qui concerne l'iode 131, il n'est plus détecté dans les organismes depuis la mi-juin (figure 10), conformément à son évolution dans le milieu environnant (voir le paragraphe 1.2).

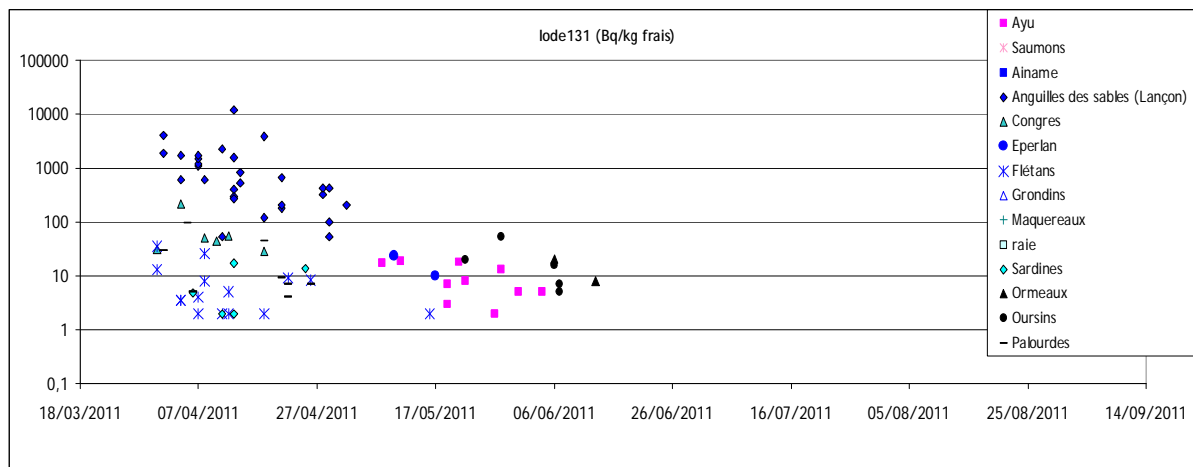


Figure 10 - Évolution temporelle des concentrations en iode 131 (Bq/kg) dans quelques produits de la mer. Les marques roses correspondent à des espèces amphihalines qui ont été pêchées principalement en rivière.

### 3.3. Concentrations observées chez les poissons amphihalins pêchés en eau douce

Les données acquises sur les poissons amphihalins concernent l'Ayu-sweetfish (*Plecoglossus altivelis*), espèce amphidrome<sup>4</sup> et les saumons, essentiellement le saumon masou (*Onchorynchus masou*), espèce anadrome<sup>5</sup>. Les échantillons les plus marqués ont tous été récoltés dans des rivières de la préfecture de Fukushima, ce qui est à mettre directement en relation avec des niveaux de contamination importants de ces milieux.

### 3.4. Évolution attendue pour les espèces marines

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

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

<sup>4</sup> Une espèce amphidrome se déplace entre eau de mer et eau douce mais pas pour des besoins de reproduction

<sup>5</sup> Une espèce anadrome vit en eau de mer et se reproduit en eau douce