

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

13 juillet 2012

Cette note d'information présente et commente les informations les plus récentes recueillies par l'IRSN, depuis la précédente synthèse du 26 octobre 2011 consacrée au même sujet et le rapport de l'IRSN intitulé « Fukushima, un an après - Premières analyses de l'accident et de ses conséquences » publié le 12 mars 2012.

Il est rappelé que la pollution du milieu marin par l'accident de Fukushima a eu pour origine deux sources principales :

- des rejets liquides directs en mer, qui comprenaient initialement divers radionucléides dont les principaux étaient l'iode 131, l'iode 132, le tellure 132 et les césiums 134, 137 et 136. D'après les estimations de l'IRSN, plus de 80% de ces rejets se seraient produits du 21 mars au 8 avril 2011 et les rejets de césium 137 jusqu'à juillet 2011 auraient été de $27 \cdot 10^{15}$ Bq ;*
- des retombées atmosphériques sur la surface de la mer au moment de la dispersion des rejets émis dans l'air qui, d'après les dernières estimations de l'IRSN présentées dans cette note, représenteraient de l'ordre de 10% des rejets totaux en mer provoqués par l'accident.*

A partir de juin 2011, les césiums 134 et 137 sont restés les seuls radionucléides détectables dans l'eau de mer et leurs concentrations au large de la centrale de Fukushima n'ont cessé de diminuer au cours de l'année 2011, sous l'effet de la dispersion marine. Toutefois, à partir de mi-2011 et au cours du premier semestre 2012, ces concentrations ont diminué plus lentement, ce qui indique qu'il subsiste un apport régulier de césium radioactif le long des côtes, plus significatif à proximité immédiate de l'installation. Il résulte de rejets en provenance du site nucléaire accidenté, nettement plus faibles que ceux de mars 2011, et d'apports par les cours d'eau provenant du lessivage des terrains contaminés.

Dans la zone côtière, la contamination initiale des sédiments a résulté principalement du contact direct entre l'eau de mer polluée et les sédiments de surface ; elle évolue désormais en fonction des apports de particules sédimentaires par les rivières, notamment après les épisodes pluvieux.

Des concentrations significatives en césium radioactif sont toujours mesurées dans diverses espèces marines (poissons, mollusques, oursins) prélevées dans les eaux côtières des préfectures de Fukushima, Miyagi et Ibaraki, dépassant parfois les normes alimentaires qui ont été révisées à la baisse depuis le 1^{er} avril 2012. Ces concentrations diminuent progressivement chez les espèces de type filtreurs comme les moules, huîtres, palourdes ou de type brouteurs comme les oursins, ormeaux, mais n'évoluent pratiquement pas chez les espèces dont le mode de vie est en relation avec les sédiments (ainames, flétans, grondins, raies, sébastes...). Ainsi, il est justifié de maintenir une surveillance des espèces marines pêchées dans les eaux littorales de la côte nord-est du Japon.

Des publications scientifiques de 2011 et 2012 ainsi que des analyses menées par l'IRSN sur un échantillon de tazard prélevé en octobre 2011 au nord de l'une des îles de Hawaï (Oahu) montrent que des traces de césium 134, imputables à l'accident de Fukushima, peuvent être retrouvées chez des espèces pélagiques (telles que certaines espèces de thon) qui ont fréquenté les côtes japonaises au moment de l'accident et qui se sont ensuite déplacées sur de grandes distances (côtes californiennes par exemple). Même si les niveaux trouvés dans ces espèces migratrices sont très faibles et sans danger pour l'homme, la poursuite de telles études permettrait de mieux appréhender l'importance de ce transport à l'échelle des océans.

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

1.1. Principaux radionucléides observés dans l'eau de mer depuis le 21 mars 2011

A partir du 21 mars 2011 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 MEXT¹ et TEPCO. L'IRSN, qui n'était pas en situation de réaliser des mesures au Japon, a recueilli et analysé régulièrement ces résultats afin de suivre l'évolution de la pollution radioactive du milieu marin. Les dernières mesures collectées datent de juin 2012.

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

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 (¹³¹I) et le césium 137 (¹³⁷Cs) sont les principaux radionucléides qui ont été surveillés 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 n'être plus détectable depuis la fin mai 2011.

Cette pollution radioactive a eu deux origines principales :

- **les rejets radioactifs liquides venant du site accidenté** : en interprétant les résultats de mesure de radioactivité dans l'eau de mer publiés au Japon, l'IRSN a estimé un rejet global dans la mer de $27 \cdot 10^{15}$ Bq de césium 137 entre mars et juillet 2011, dont la majorité (82%) avant le 8 avril 2011, date à partir de laquelle une diminution rapide et régulière (de moitié tous les 6,9 jours) du césium 137 présent dans les eaux du littoral proche de la centrale accidentée a été observée jusqu'à l'été 2011 ;

¹ Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology, au Japon.

- **les retombées atmosphériques sur la surface de la mer au moment de la dispersion des rejets émis dans l'air** : la pollution diffuse qui en a résulté a été difficile à mettre en évidence en mer car les eaux superficielles recevant les retombées atmosphériques se sont rapidement mélangées avec le reste de l'eau de mer, par des phénomènes d'advection et de dispersion. Seules les concentrations mesurées dans l'eau de mer à plus de 10 km de l'installation avant le 24 mars 2011 (ou un peu plus tard à plus grande distance), lorsque les rejets liquides directs étaient encore relativement faibles, peuvent être attribuées à ces dépôts atmosphériques. A partir des travaux menés par l'IRSN en 2011 sur l'estimation des rejets atmosphériques provoqués par l'accident et la modélisation de leur dispersion atmosphérique, l'IRSN a actualisé son estimation du dépôt cumulé de césium 137 sur la mer dans un rayon de 80 km : $2,6 \cdot 10^{15}$ Bq, soit environ 10% de l'activité globale de césium 137 rejetée directement en mer par la centrale de Fukushima Dai-ichi.

S'agissant des retombées atmosphériques en mer, il est important de souligner qu'il n'existe aucune mesure directe de la contamination de l'air ou des dépôts sur le domaine marin, ce qui rend incertaine toute estimation de ces retombées, contrairement au domaine terrestre japonais où les mesures environnementales sont nombreuses. Toutefois, l'étude des concentrations de césium 137 dans l'eau de mer et la modélisation de la dispersion de ce radionucléide dans les eaux littorales japonaises semblent conforter les dernières estimations de retombées atmosphériques faites par l'IRSN (voir le paragraphe 1.3 ci-après). En tout état de cause, malgré les incertitudes qui subsistent sur les estimations de ces retombées, celles-ci ne représentent qu'une part secondaire des apports de polluants radioactifs dans le milieu marin au cours de l'accident, qui ont résulté majoritairement des rejets liquides directs de la centrale de Fukushima Dai-ichi.

1.2. Évolution de la contamination de l'eau de mer sur le littoral proche de la centrale de Fukushima Dai-ichi

Les mesures effectuées à proximité de la centrale ont montré une forte contamination du milieu marin à partir du 21 mars 2011, conséquence de l'écoulement vers la mer d'une partie des eaux très contaminées en provenance des unités accidentées.

A partir de juin 2011, les césiums 134 et 137 sont restés les seuls radionucléides détectables dans l'eau de mer avec un rapport d'activité proche de 1 à la date de l'accident. Les évolutions dans le temps et l'espace des concentrations césium 137 sont représentatives de celles de l'ensemble des radionucléides mesurés en mer.

La figure 1 présente l'évolution des concentrations mesurées à proximité de l'émissaire entre fin mars 2011 et début mai 2012, avec une limite de détection qui est passée de 10 Bq/L à 1 Bq/L en octobre 2011 ; ces concentrations sont représentatives du flux de radionucléides rejeté par l'installation. Bien qu'il y ait toujours des valeurs significatives, les concentrations inférieures à la limite de détection deviennent de plus en plus nombreuses. Les niveaux décroissent régulièrement en fonction du temps avec une période apparente d'environ deux mois à partir de juin 2011. Il en est de même pour les mesures effectuées à distance de l'émissaire le long des côtes, avec toutefois une période de décroissance un peu plus longue d'environ trois mois. Ces cinétiques sont nettement plus lentes que celles identifiées immédiatement après les rejets directs. Elles traduisent un apport continu, mais en diminution, de césium 137 en solution dans l'eau de mer. A distance des côtes, les concentrations sont d'environ 0,01 Bq/L, cinq fois plus élevées que celles mesurées avant l'accident.

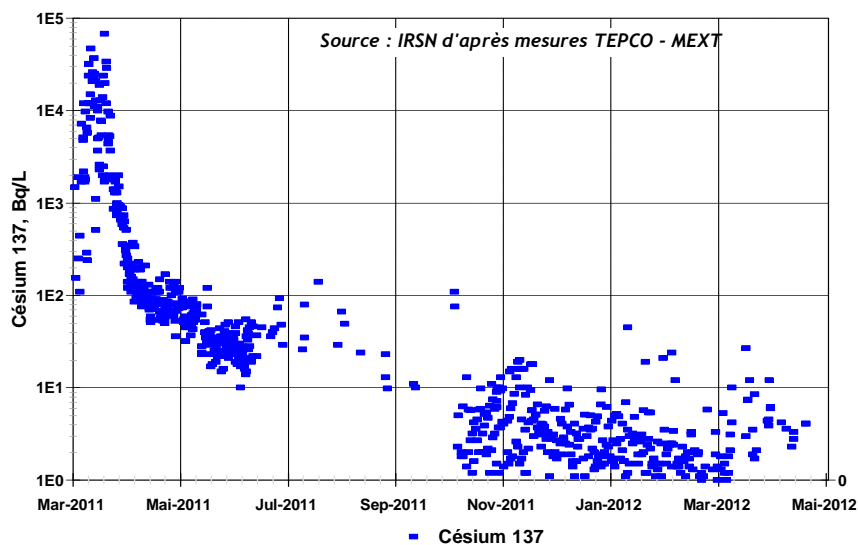


Figure 1 - Évolution des concentrations en ^{137}Cs dans l'eau de mer à moins de 500 m de la centrale de Fukushima Dai-ichi.

La figure 2 représente la répartition spatiale des concentrations moyennes en césium 137 entre janvier et mai 2012. Cette carte montre une diminution d'environ un facteur mille des concentrations depuis l'accident. La source de cette contamination résiduelle semble répartie le long des côtes à 50 km au nord et au sud de la centrale accidentée. La similitude de répartition avec celle de la contamination des sédiments (cf. carte de la figure 5 au chapitre 2) évoque une origine similaire du césium. Il peut s'agir du lessivage des sols contaminés par les eaux météoriques, apportant un flux régulier d'eau chargée en césium vers la mer, ou du relargage du césium qui s'est fixé sur les sédiments en 2011.

L'évolution des concentrations en radionucléides dans l'eau de mer indique qu'il subsiste un apport régulier de césium radioactif le long des côtes, plus significatif à proximité immédiate de l'installation. Il résulte de rejets en provenance de l'installation et d'apports par les cours d'eau provenant du lessivage des terrains contaminés.

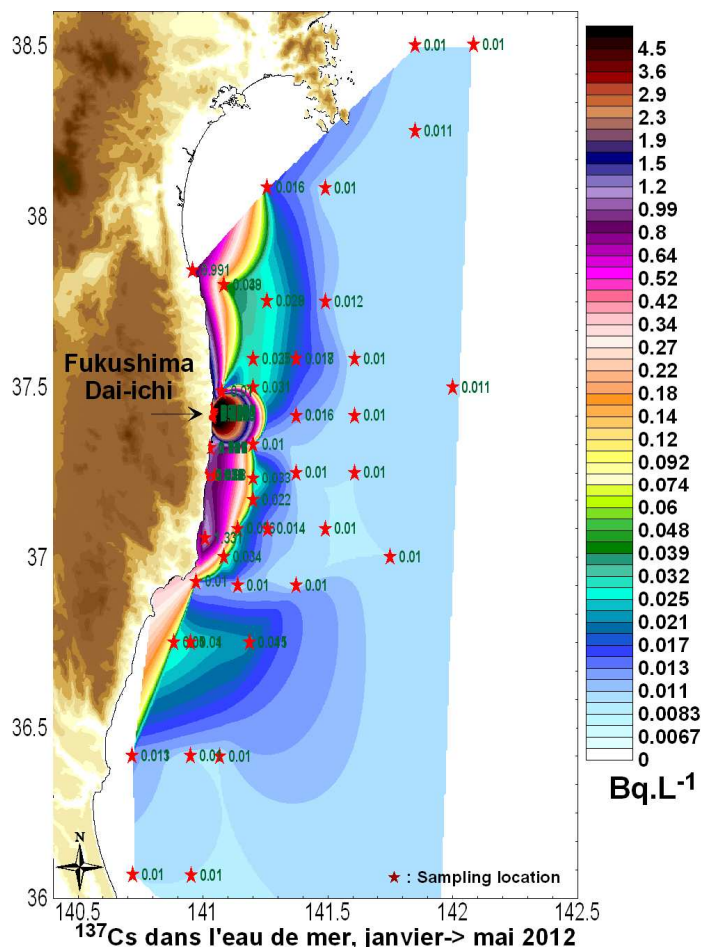


Figure 2 - Répartition spatiale des concentrations moyennes en ^{137}Cs dans l'eau de mer déduite de l'ensemble des mesures disponibles entre janvier et mai 2012.

1.3. 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 NCEP.

Le rejet direct de césium 137 utilisé dans cette simulation est celui issu des calculs présentés dans les précédentes synthèses et dans le rapport IRSN « Fukushima, 1 an après » du 12 mars 2012, soit 27 PBq.

Comme indiqué ci-dessus au paragraphe 1.1, les retombées atmosphériques de césium à la surface de la mer, à moins de 80 km de la centrale de Fukushima Dai-ichi, ont été réévaluées à 2,6 PBq, suite aux travaux menés en 2011 par l'IRSN sur l'estimation des rejets atmosphériques provoqués par l'accident et la modélisation de leurs dispersion (voir rapport IRSN « Fukushima, 1 an après » du 12 mars 2012). Ces retombées se sont principalement formées sous forme de dépôts humides (lors de pluies) et leur répartition spatiale estimée par l'IRSN par modélisation est représentée sur la carte de la figure 3.

Pour la modélisation de la dispersion du césium 137 rejeté en mer (rejets liquides directs et retombées atmosphériques), l'IRSN a fait l'hypothèse que ce radionucléide était uniquement sous forme soluble.

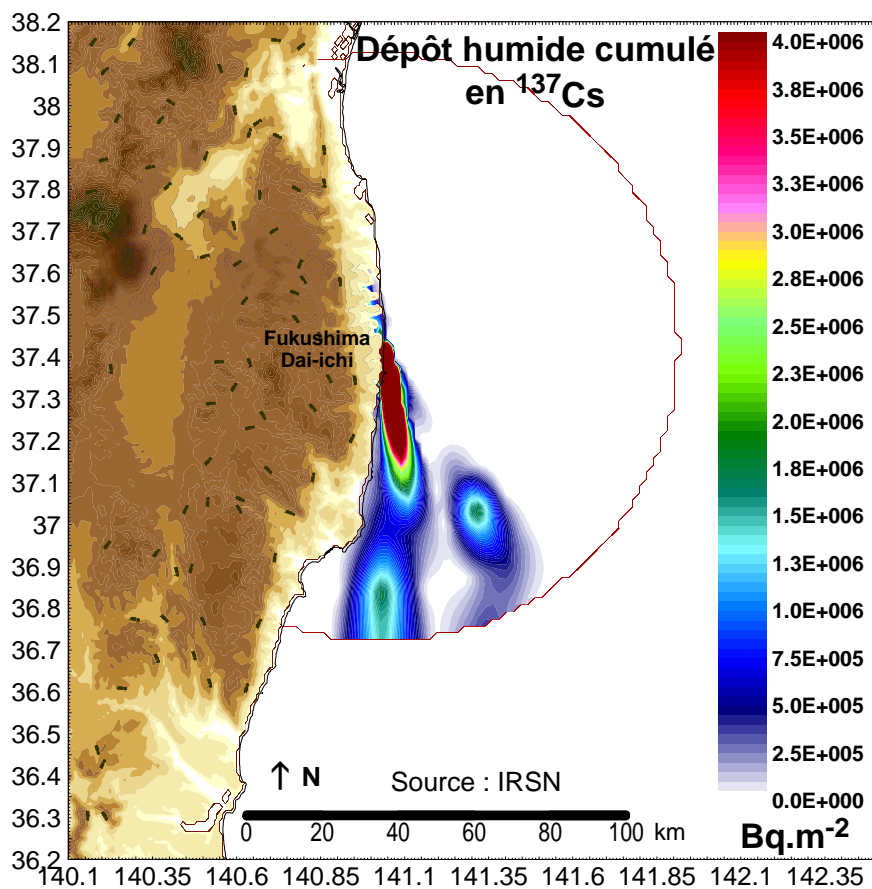


Figure 3 - Répartition des retombées atmosphériques cumulées (sous forme de dépôts humides) de ¹³⁷Cs sur la mer au 23 mars 2011, estimée par l'IRSN par modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets de l'accident de Fukushima Dai-ichi.

Le modèle de dispersion marine du césium 137 a fait l'objet d'un ajustement afin de reproduire la cinétique de renouvellement des masses d'eau déduite des mesures de césium 137 (figure 4). Le modèle ne tend ni à sous-estimer, ni à surestimer les concentrations (figure 5) ; l'écart moyen entre les valeurs mesurées et simulées est de 55 %. Les résultats obtenus, comparés aux valeurs mesurées de concentration en césium 137 dans l'eau de mer à distance de l'émissaire de rejet ou encore plus au large, confirment également l'ordre de grandeur des quantités estimées de césium 137 venant des retombées atmosphériques.

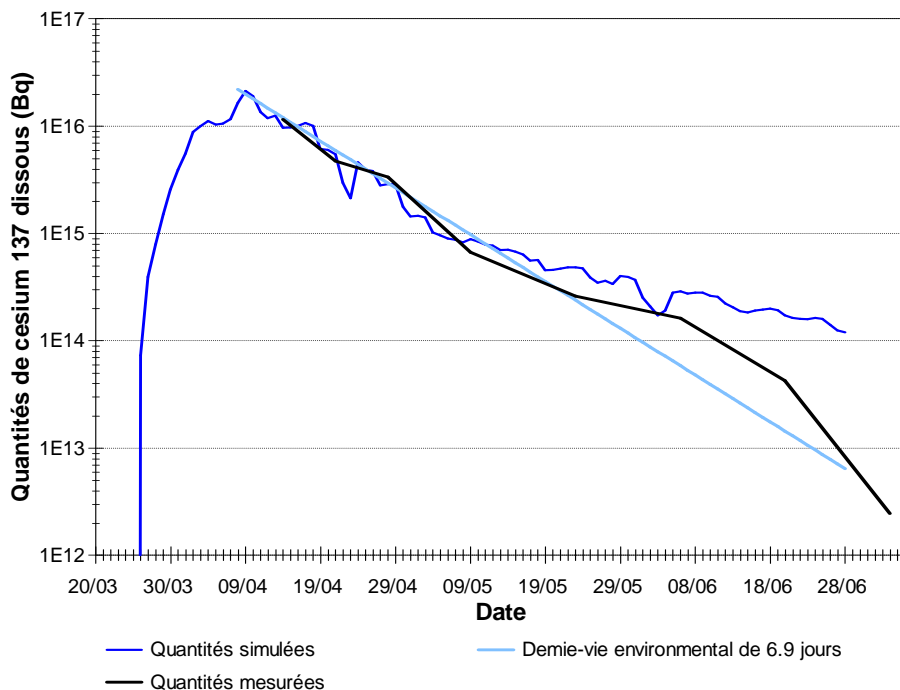


Figure 4 - Quantités de ^{137}Cs présentes dans l'eau de mer mesurées et simulées par Mars 3D entre le 15 avril et le 26 juillet 2011 dans un rayon de 50 km autour de l'installation.

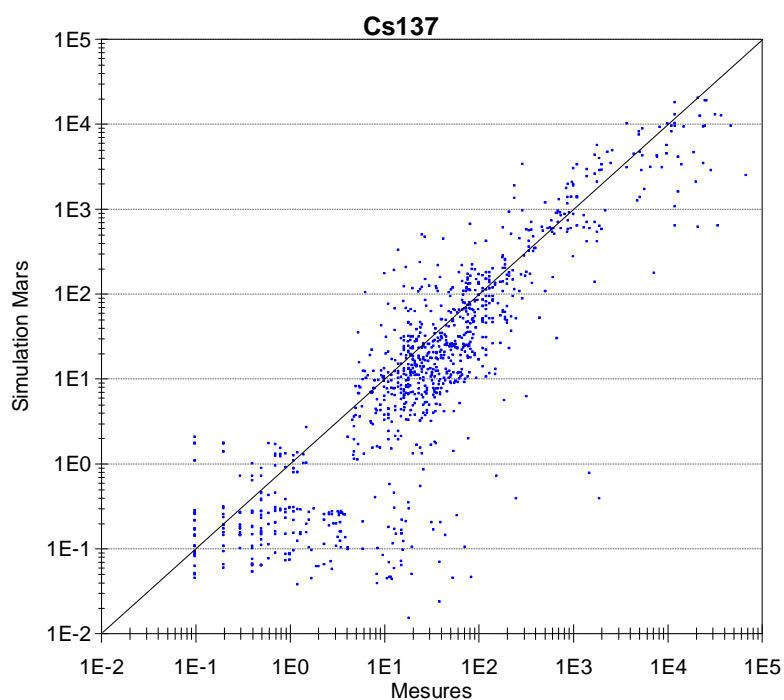


Figure 5 - Comparaison des concentrations de ^{137}Cs mesurées et simulées dans l'eau de mer de mars à juin 2011.

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 particules finissent par sédimenter au fond de la mer, provoquant un dépôt superficiel contaminé.

La figure 6 présente une carte de la distribution des concentrations en césium 137 dans les sédiments. Les concentrations atteintes sont généralement inférieures à 1000 Bq/kg. Dans la zone côtière, la contamination des sédiments a résulté principalement du contact direct entre l'eau de mer polluée et les sédiments de surface ; elle va maintenant s'enrichir des apports de particules sédimentaires par les rivières, notamment après les épisodes pluvieux.

Ce sont les particules plus fines, présentes dans le mélange sédimentaire et ayant les concentrations en césium, qui sont susceptibles d'exporter à longue distance les radionucléides qui s'y sont adsorbés.

Les organismes benthiques vivant directement en contact des sédiments ou les organismes filtreurs sont les plus impactés par la pollution rémanente des sédiments.

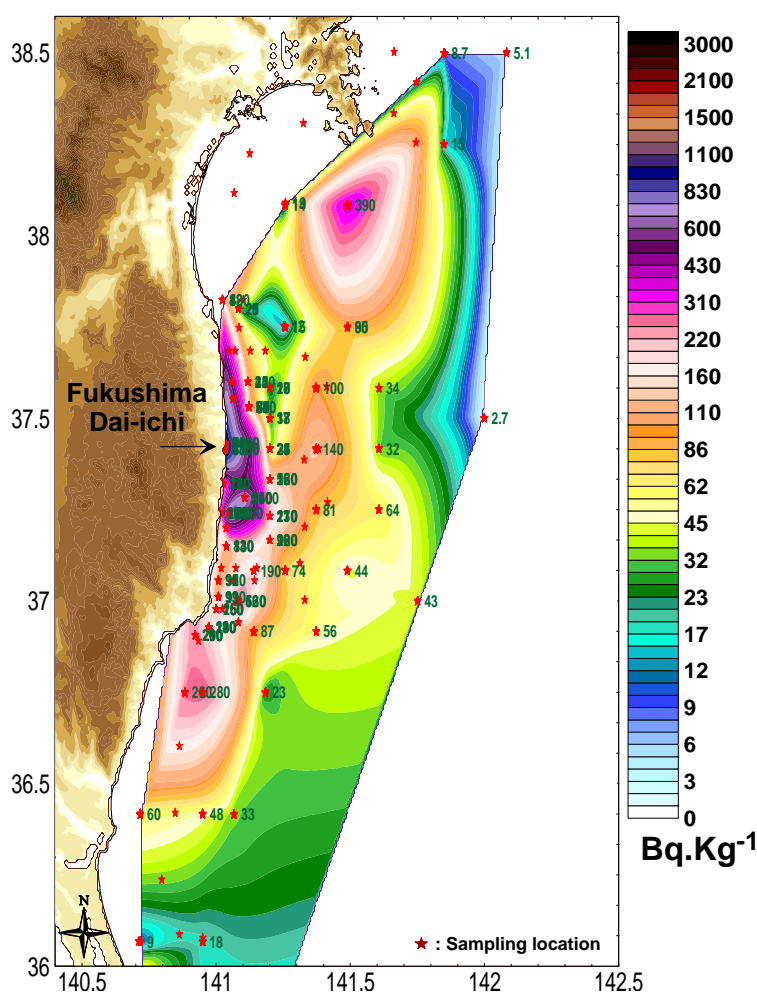


Figure 6 - Cartographie des concentrations moyennes en ¹³⁷Cs dans les sédiments, mesurées entre janvier et mai 2012.

3. LES RADIONUCLÉIDES DANS LES ESPÈCES MARINES

3.1. *Espèces marines dépassant les niveaux maximaux admissibles pour la consommation en césium*

Au cours des derniers mois et avant le 1^{er} avril 2012, date d'application des nouvelles normes alimentaires fixées par les autorités japonaises, les organismes marins ayant une concentration en césium dépassant la norme en vigueur à l'époque (500 Bq/kg frais) étaient uniquement des espèces de poissons, tous provenant de la préfecture de Fukushima. Aucun organisme pêché en mer hors de la zone proche de la centrale ou au large ne dépasse cette norme.

Après l'abaissement de la norme à 100 Bq/kg frais, des dépassements ont été constatés non seulement pour diverses espèces de poissons, mais aussi ponctuellement pour les palourdes et les oursins. Cela concerne des échantillons prélevés sur les côtes des préfectures de Fukushima, d'Ibaraki et de Miyagi.

3.2. *Concentrations observées chez les animaux marins*

Le graphique de la figure 7 montre les niveaux de concentration en césium mesurée dans différentes espèces marines de mars 2011 à mars 2012, pour lesquelles des résultats sont publiés régulièrement.

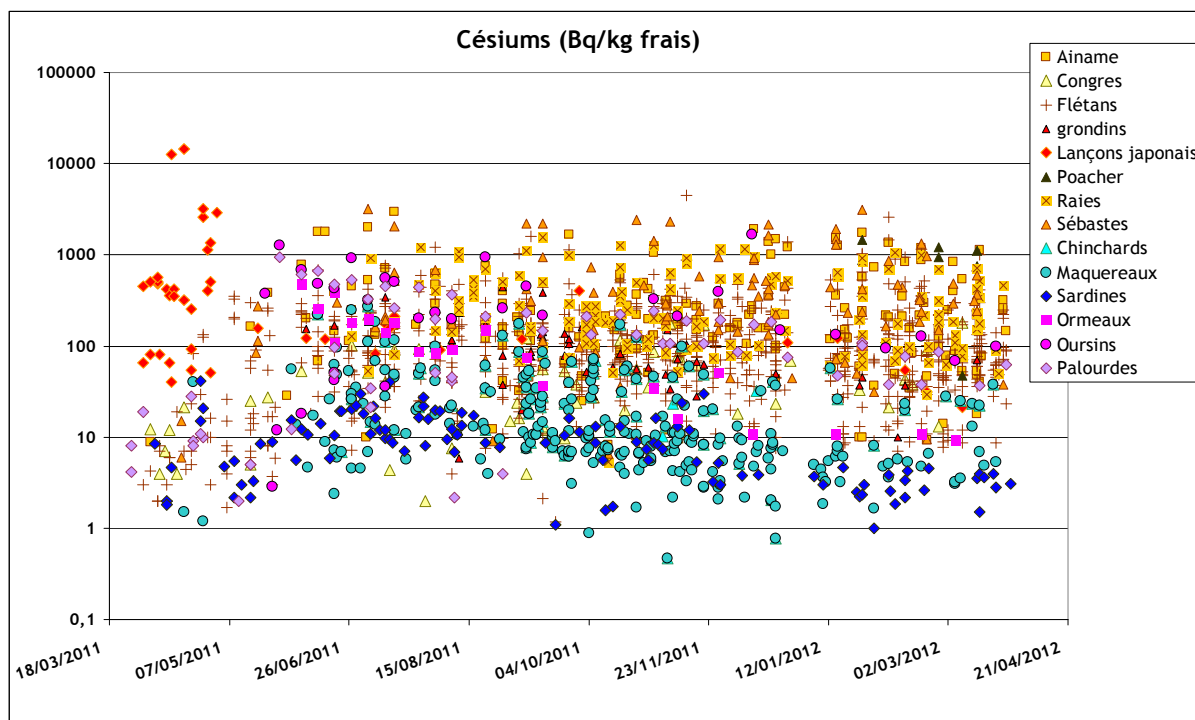


Figure 7 - Évolution temporelle des concentrations en $^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$ (Bq/kg frais) dans quelques produits de la mer de mars 2011 à mars 2012.

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 avaient été détectés dans tous les échantillons de cette espèce prélevés dans les préfectures de Fukushima et Ibaraki ; les concentrations maximales avaient atteint 12500 Bq/kg frais ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$) au large d'Iwaki le 13 avril 2011.

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 2011. Une surveillance a été reprise au début de l'année 2012 lorsque des stades pélagiques ont pu être à nouveau prélevés. Les niveaux y varient de 54 à 122 Bq/kg frais ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$) pour des échantillons provenant d'Iwaki city (préfecture de Fukushima) alors que les prélèvements au large de Soma city se situent entre 20 et 30 Bq/kg frais. Cette évolution reflète les fortes baisses des concentrations dans le milieu environnant. En effet, les lançons japonais se nourrissent essentiellement de zooplancton qui est en rapide équilibre avec le milieu dans lequel il se développe.

Mis à part les concentrations dans les anguilles des sables, la figure 7 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.

Il est à remarquer que globalement les poissons caractérisés par un mode de vie en forte relation avec le sédiment (tons orangés sur la figure 7) comme par exemple les ainames, flétans, grondins raies, sébastes se situent plutôt dans les valeurs élevées de la gamme de concentration par rapport à des espèces ayant un mode de vie pélagique (tons bleus sur la figure 7) comme les maquereaux, sardines, chinchards.

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

En ce qui concerne l'iode 131, il n'est plus détecté dans les organismes depuis la mi-juin 2011, conformément à son évolution dans l'eau de mer.

3.3. Évolution attendue pour les espèces marines

En ce qui concerne les espèces de type filtreurs comme les moules, huîtres, palourdes ou de type brouteurs comme les oursins, ormeaux, les tendances, en l'absence de nouveaux rejets, se situent à la baisse. En effet, les évolutions temporelles chez ces organismes reflètent assez bien les évolutions dans le milieu ambiant et les tendances montrent clairement la diminution des concentrations en fonction du temps (figure 8).

Césium dans les palourdes (Bq.kg⁻¹frais) - Iwaki city - Préfecture de Fukushima

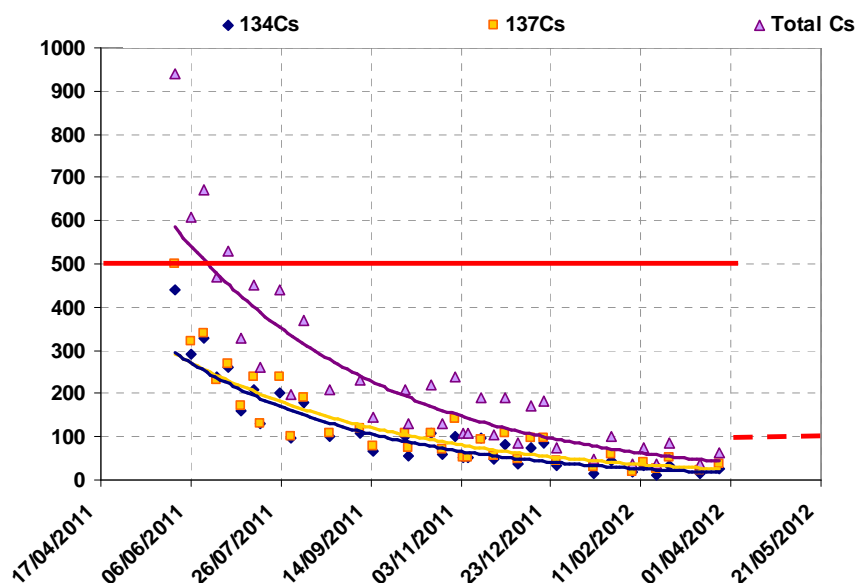


Figure 8 - Évolution temporelle des concentrations en césium chez des palourdes (*Pseudocardium sachalinense*) prélevées sur les côtes d'Iwaki dans la préfecture de Fukushima jusqu'en mars 2012. Les lignes rouges correspondent aux niveaux maximaux admissibles pour la consommation alimentaire (trait plein jusqu'au 1^{er} avril 2012 : 500 Bq/kg frais ; en trait pointillé à partir du 1^{er} avril 2012 : 100 Bq/kg frais).

En ce qui concerne les poissons, comme attendu, les évolutions temporelles ne suivent pas la décroissance observée dans les eaux. La figure 9 donne à titre d'exemple l'évolution des concentrations chez une espèce de raie (*Okamejei kenojei*) prélevée dans les eaux côtières de la préfecture de Fukushima. Une très légère tendance à la décroissance des activités semble se dessiner. Les valeurs les plus élevées sont rencontrées sur les côtes d'Iwaki City. Chez les poissons les variations de concentration peuvent bien sûr être en partie imputable aux déplacements des poissons qui ne sont peut être pas strictement inféodés à la zone où ils ont été pêchés mais elles reflètent également les régimes trophiques complexes de ces organismes. En outre, les périodes d'élimination biologique du césium sont plus longues chez les poissons que chez les autres organismes marins.

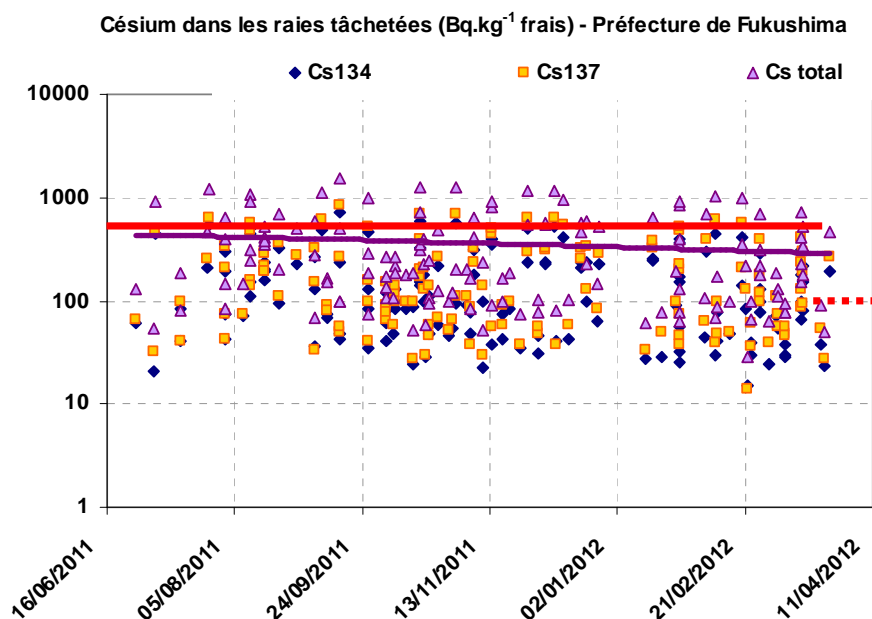


Figure 9 - Évolution temporelle (et tendance) des concentrations en césium radioactif chez une espèce de raie tachetée (*Okamejei kenojei*) prélevée sur les côtes d'Iwaki dans la préfecture de Fukushima jusqu'en mars 2012. Les lignes rouges correspondent aux niveaux maximaux admissibles pour la consommation alimentaire (trait plein jusqu'au 1^{er} avril 2012 : 500 Bq/kg frais ; en trait pointillé à partir du 1^{er} avril 2012 : 100 Bq/kg frais).

De manière générale, ce sont les poissons qui restent à moyen et long termes les meilleurs indicateurs de la contamination en césium radioactif 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 ont été 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, il est justifié de maintenir une surveillance des espèces marines pêchées dans les eaux littorales de la côte nord-est du Japon.

3.4. Autres données parues dans la littérature

Du 4 au 18 juin 2011, une campagne de prélèvements a été organisée dans le Pacifique Nord par des chercheurs américains (Buessler et al., 2012²). Outre des mesures sur l'eau, ils rapportent divers résultats sur des prélèvements de plancton et de poissons méso-pélagiques. Les concentrations en césiums 134 et 137 y varient de la limite de détection à 56,4 Bq/kg sec, suivant le lieu de pêche et la nature de l'échantillon. Les rapports d'activités ¹³⁷Cs/¹³⁴Cs se situent le plus souvent autour de 1.

² Buessler K.O., Jayne S.R., Fisher N.S., Rypina I.I., Baumann H., Baumann Z., Breier C.F., Douglass E.M., George J., Macdonald A.M., Miyamoto H., Nishikawa J., Pike S.M., Yoshida S., Fukushima-derived radionuclides in the ocean and biota off Japan. Proc Natl Acad Sci USA, 109:5984-5988.

Il est à remarquer que quasi systématiquement de l'argent 110m est détecté dans le plancton à des niveaux variant de la limite de détection à 23,6 Bq/kg sec. En revanche, cet élément n'a pas été détecté dans les poissons. La présence de ce radionucléide n'est pas mentionnée dans les rejets en mer mais il a été détecté dans les prélèvements de sol autour de la centrale.

Récemment, un autre article scientifique (Madigan et al., 2012³) présente des résultats de mesure obtenus sur des thons au large de la Californie. Dans ce travail, deux espèces de thons ont été échantillonnées. D'une part, le thon bleu du Pacifique (*Thunnus orientalis*) qui est une espèce migratrice et d'autre part, l'albacore (*Thunnus albacares*) qui est également une espèce migratrice mais qui présente des populations qui tendent à rester au large de la Californie et du Mexique. Alors que les échantillons de thons bleus révèlent la présence des deux césiums (¹³⁷Cs et ¹³⁴Cs), les prélèvements d'albacore ne sont marqués que par du césium 137. Les niveaux atteints sont faibles, de l'ordre de quelques Bq/kg sec. Le césium 134 trouvé dans les thons bleus résulte de l'exposition de ces animaux lors de leur passage dans les eaux contaminées par les rejets de l'accident de la centrale de Fukushima, au large du Japon. L'absence de ce radionucléide dans les thons albacores permet de conclure que cette espèce de poisson pêchée au large de la Californie n'a pas été exposée aux rejets de l'accident de Fukushima mais est uniquement marquée par du césium 137 résiduel résultant des retombées anciennes des essais d'armes nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl. Les espèces migratrices sont donc un vecteur de transport des radionucléides dans les océans à l'échelle mondiale. Même si les niveaux trouvés dans ces espèces migratrices sont faibles, la poursuite de telles études permettrait de mieux appréhender l'importance de ce transport et de mieux connaître les migrations de ces espèces.

Durant la campagne dans le Pacifique Nord du navire TARA, un échantillon de tazard a été prélevé pour l'IRSN en octobre 2011 au nord de l'une des îles de Hawaï (Oahu). Cet échantillon a été analysé par le Laboratoire de surveillance de l'environnement (LESE) de l'IRSN à Tahiti ; il présente des traces de césium 134 (de l'ordre de 0,05 Bq/kg sec) qui atteste de son marquage par les rejets de l'accident de Fukushima.

Ces différents résultats renforcent l'intérêt d'un suivi des espèces migratrices également dans le Pacifique Sud. Pour ne mentionner que le cas du thon bleu du Pacifique, des migrations ont en effet été observées du Pacifique Nord-Ouest vers les eaux de la Nouvelle Zélande.

³ Madigan D.J., Baumann Z., Fisher N., Pacific bluefin tuna transport Fukushima-derived radionuclides from Japan to California. Proc Natl Acad Sci USA, doi:10.1073/pnas.1204859109