

## 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 radiocésiums<sup>1</sup> 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<sup>-1</sup>). 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.

---

<sup>1</sup> 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 radioactifs<sup>2</sup> (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.

---

<sup>2</sup> 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 ».

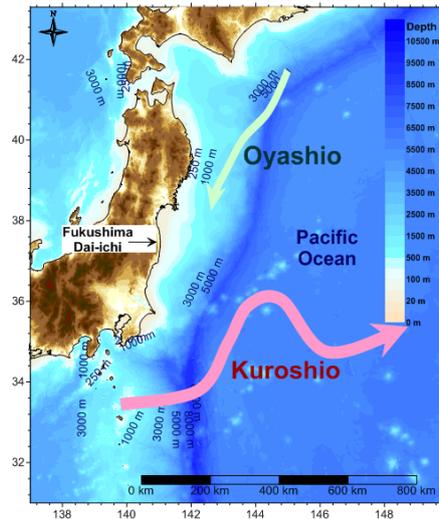


Figure 1 : Profondeur et courants de surface devant les côtes est du Japon

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<sup>-1</sup>. 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<sup>-1</sup>. 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 <sup>137</sup>Cs 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.

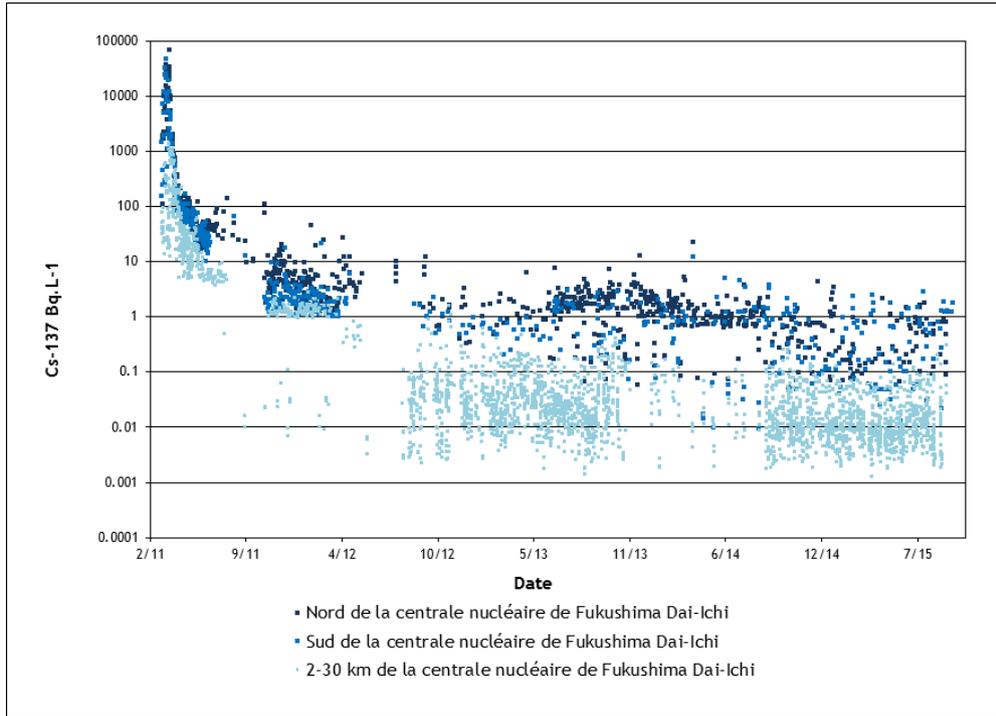


Figure 2 : Evolution au cours du temps de l'activité de l'eau de mer en césium-137 le long de la côte pour des distances à la centrale : inférieures à 2 km (bleu foncé, hors zone portuaire) et comprises entre 2 et 30 km (bleu clair).

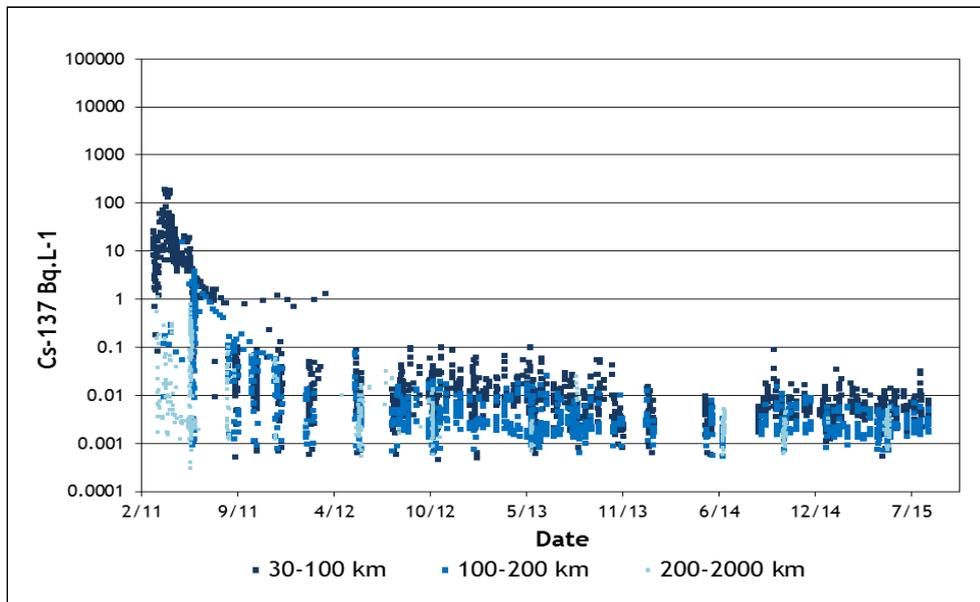


Figure 3 : Evolution au cours du temps de l'activité de l'eau de mer en césium-137 pour des distances à la centrale accidentée de 30 à 100 km (bleu foncé), de 100 à 200 km (bleu moyen) et supérieures à 200 km (bleu clair).

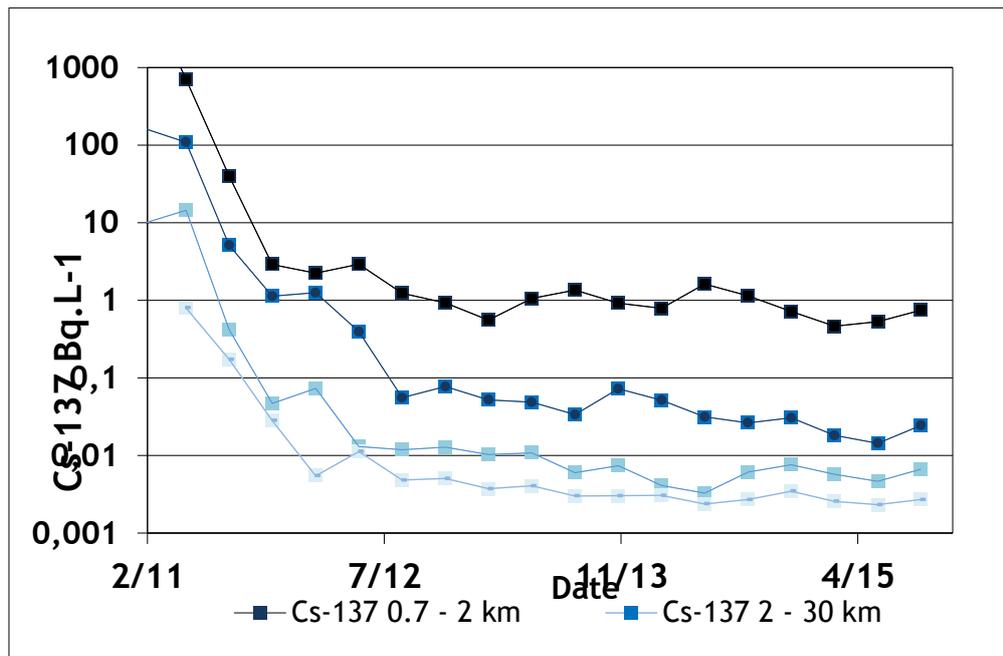


Figure 4 : Evolution des activités moyennes trimestrielles dans l'eau de mer en césium-137 pour des distances à la centrale accidentée de 0 à 2 km, de 2 à 30 km, de 30 à 100 km (bleu foncé) et de 100 à 200 km (bleu moyen) (bleu clair).

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<sup>-1</sup>. Les valeurs minimales correspondent aux concentrations mesurées avant l'accident (0,001-0,002 Bq.L<sup>-1</sup>) 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<sup>-1</sup>) 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<sup>-1</sup> 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<sup>-1</sup>). 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.

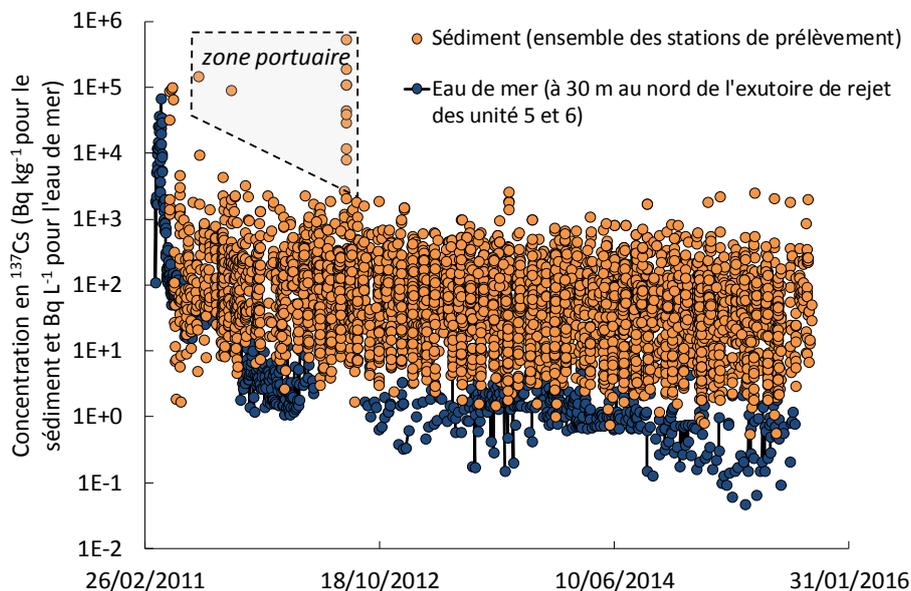


Figure 5 : Evolution au cours du temps de la concentration en césium-137 dans les sédiments jusqu'à 280 km de la côte (prélevés en pleine mer et dans la zone portuaire de Fukushima Daiichi) jusqu'au 27/10/2015 ; en l'absence d'information (notamment au cours des premiers mois qui ont suivi l'accident), 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.

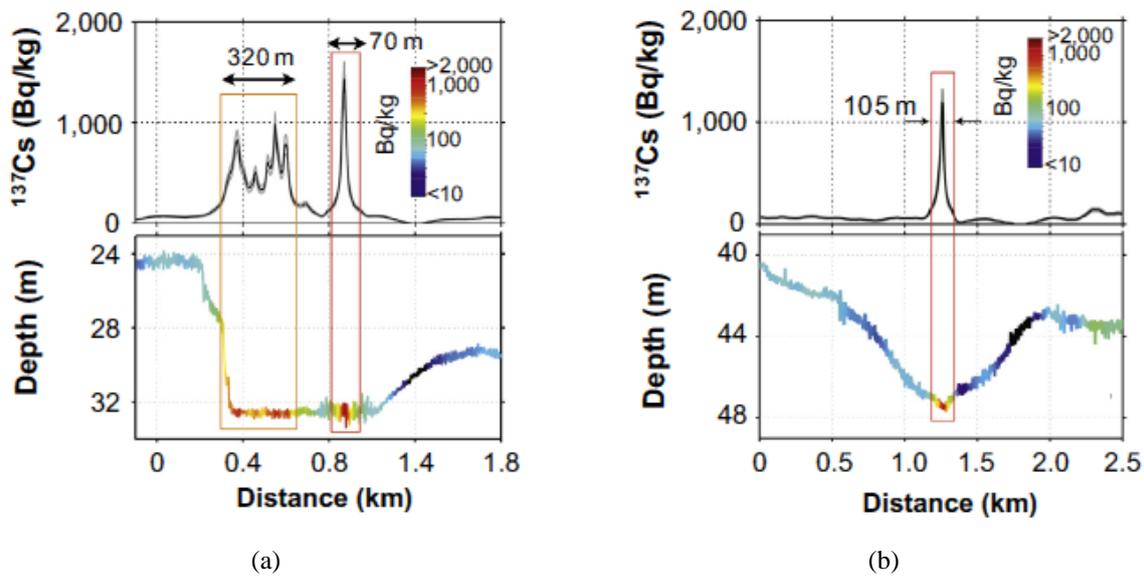


Figure 6 : Exemples de « Hots spots », points de concentrations élevées des sédiments en césium-137, correspondant à des accumulations dans des « points bas » bathymétriques, observés dans un rayon de 20 km autour de la centrale de Fukushima (adapté de Thornton *et al.*, 2013).

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).

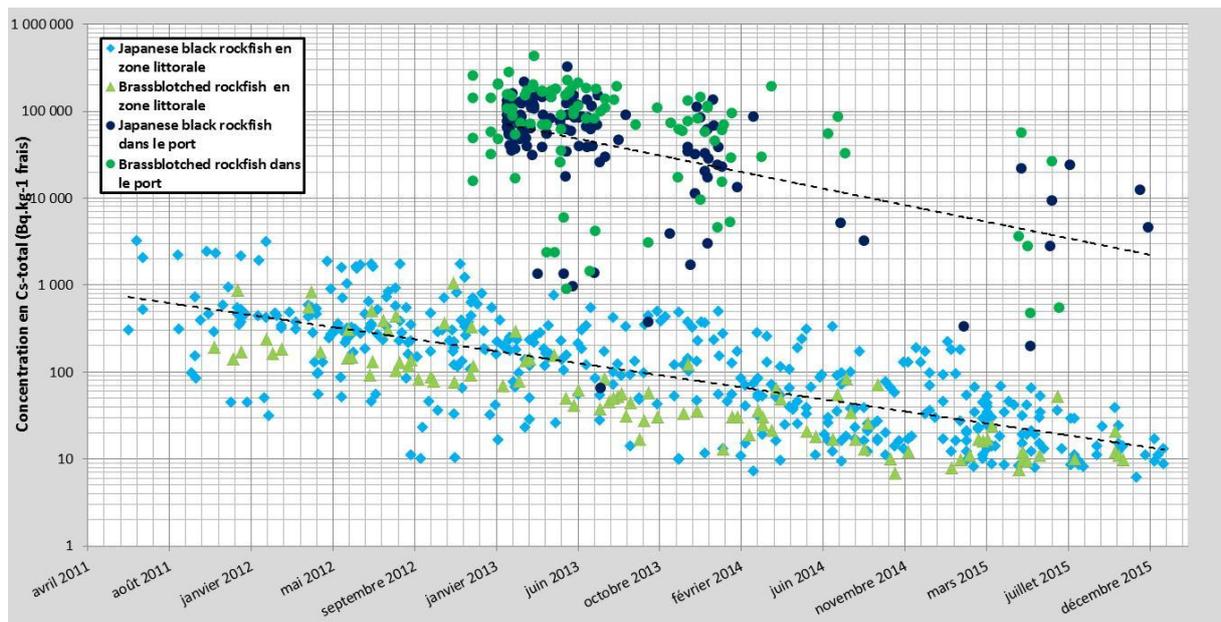


Figure 7 : Représentation des concentrations en radiocésiums dans deux espèces démersales : « Japanese black rockfish » (bleu foncé) et « Brassblotched rockfish » (vert foncé) à l'intérieur du port de la centrale et dans un rayon de 20 km, dans une zone littorale de 20 km (respectivement pour chacune 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  $^{134}\text{Cs}$  que du  $^{137}\text{Cs}$ , 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

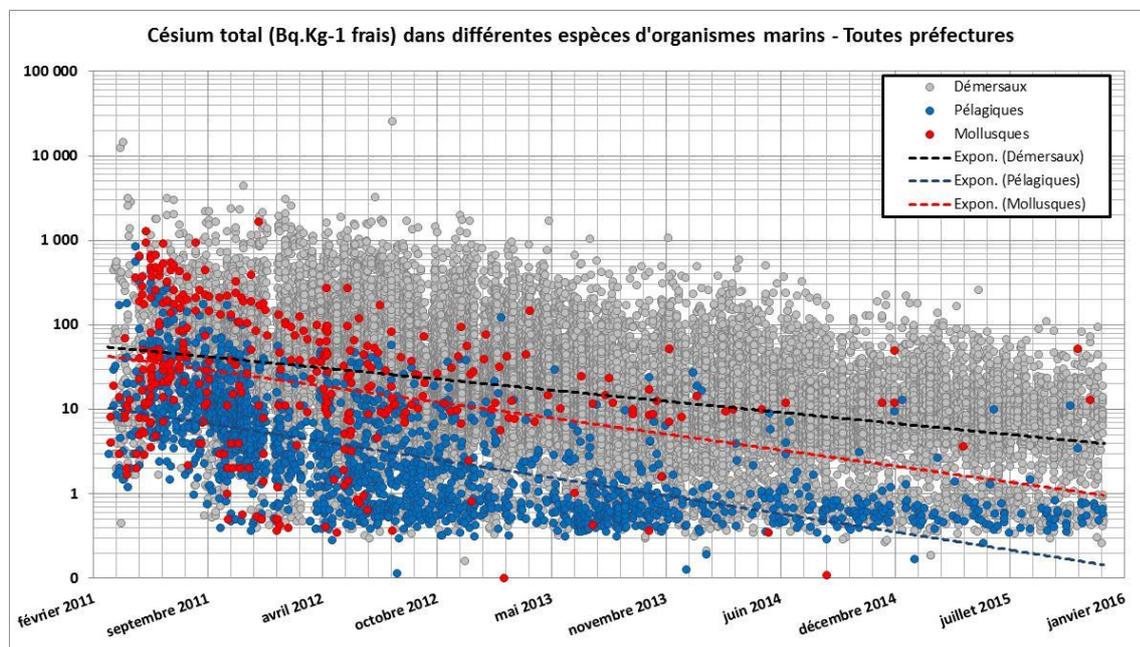


Figure 8 : Représentation des concentrations totales en césiums chez les poissons de démersaux (gris), les poissons pélagiques (bleu) et les invertébrés marins (rouge) prélevés dans l'océan au nord-est du Japon.

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.

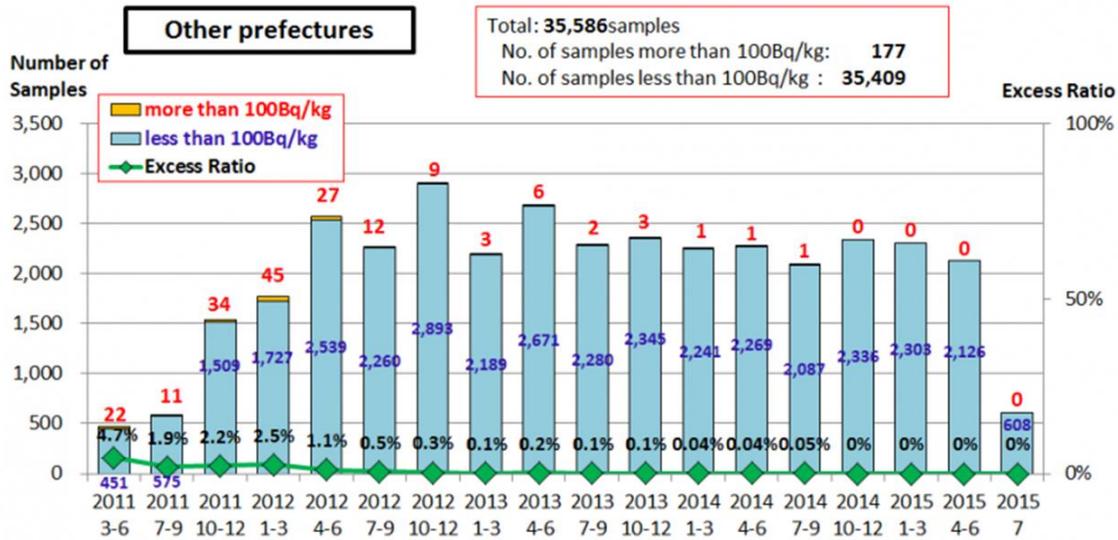


Figure 9 : Evolution temporelle de la proportion d'échantillons dépassant la limite de commercialisation en radiocésiums chez les poissons débarqués dans les autres préfectures que Fukushima (<http://www.jfa.maff.go.jp/e/inspection/index.html>).

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.

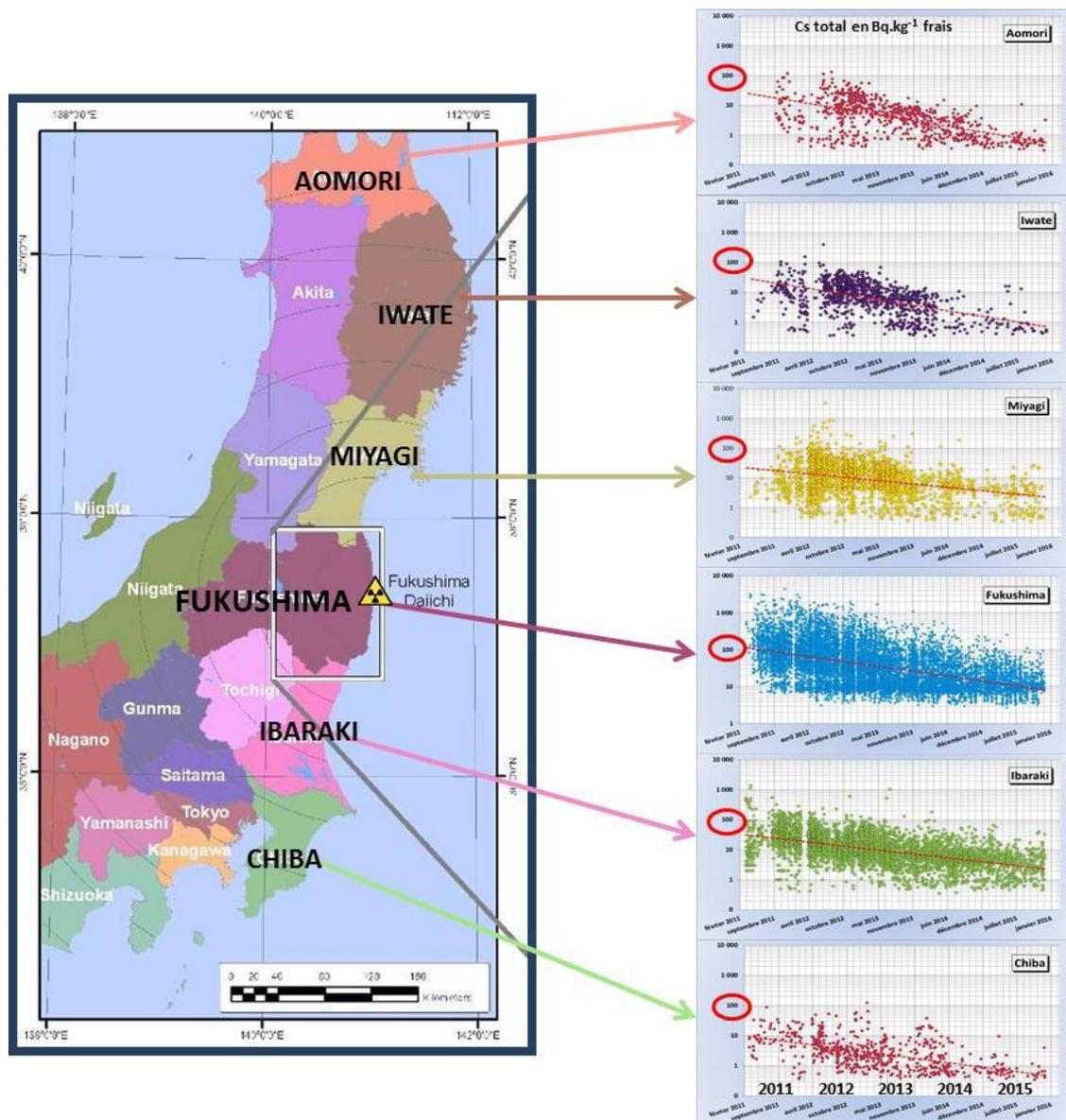


Figure 10 : Evolution temporelle des concentrations en radiocésiums dans différentes espèces de poissons démersaux entre mars 2011 et novembre 2015, prélevées au large des côtes des préfectures de Chiba, Ibaraki, Fukushima, Miyagi, Iwate et Aomori.

## 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.