

## Actualisation des connaissances relatives à l'évolution de la pollution radioactive de l'eau de mer, des sédiments marins et des espèces marines issue du site nucléaire accidenté de Fukushima Daiichi

### 1. Contamination de l'eau de mer

La centrale de Fukushima est située sur la côte est de l'île de Honshu, à 200 km au nord-est de Tokyo. La côte est orientée nord-sud, face à l'océan Pacifique. Les profondeurs augmentent régulièrement vers le large pour atteindre 200 m à 50 km de la côte ; elles chutent ensuite brutalement à plus de 5 000 m au-delà d'une centaine de km (figure 1). Les courants sont générés par la marée, le vent et la circulation générale du Pacifique. La circulation générale à grande échelle résulte de l'interaction du courant océanique Kuroshio qui vient du sud en longeant les côtes du Japon et du courant Oyashio, de moindre importance, qui vient du nord (figure 1). Les eaux littorales à proximité de la centrale de Fukushima-Daiichi se trouvent dans la zone d'interaction de ces deux courants, qui entraînent des courants giratoires variables. Ces courants sont déterminants pour la dispersion de la pollution radioactive à moyen et long terme.

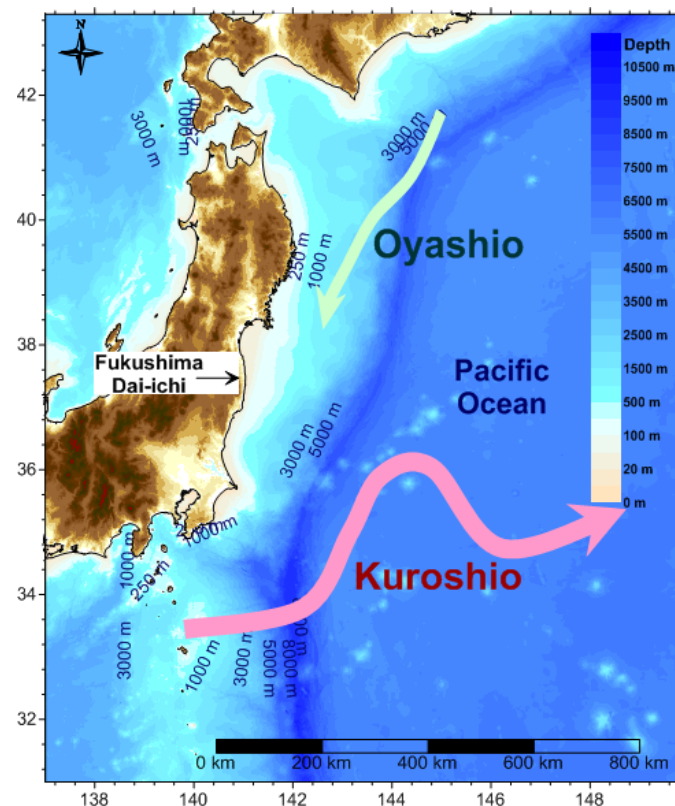


Figure 1: Bathymétrie et courants de surface devant les côtes est du Japon

## a. Les rejets n'ont pas encore cessé

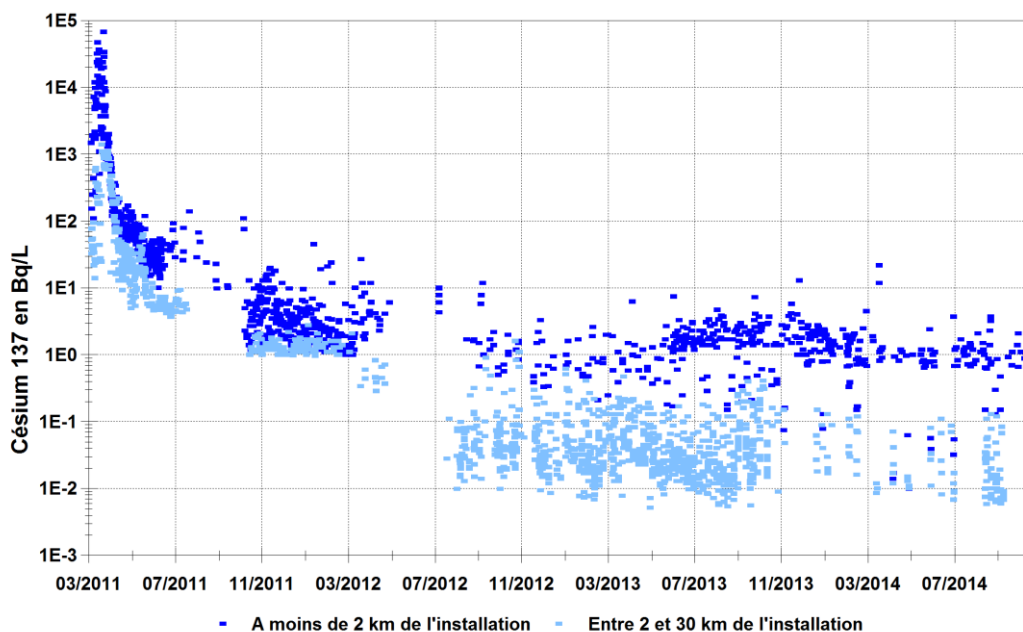
### i. Le bruit de fond en Cs-137 avant l'accident

Les concentrations de  $^{137}\text{Cs}$  mesurées avant l'accident dans les eaux de surface du Pacifique Nord, résultant des retombées des essais nucléaires atmosphériques effectués dans les années 60, étaient dans la gamme de 0,001 à 0,002 Bq.L<sup>-1</sup> (1 à 2 Bq.m<sup>-3</sup>).

### ii. Le marquage dans la zone de 30 km est stable

A partir d'avril 2014, les données extraites des stations localisées à moins de 2 km du site de Fukushima (Figure 2) montrent des concentrations en  $^{137}\text{Cs}$  qui se situent dans une gamme de 0,01 à 5 Bq/L, environ 10 000 fois plus faibles que celles détectées en avril 2011. Cependant, les concentrations mesurées restent globalement stables depuis l'été 2012 à proximité et à distance de l'installation. Le renouvellement des eaux marines étant comparable d'une année sur l'autre, la stabilité de ce marquage ne peut s'expliquer que par des apports continus de  $^{137}\text{Cs}$  dans l'eau de mer. Ces apports peuvent avoir plusieurs origines : des fuites provenant du site accidenté; des eaux issues du lessivage des sols contaminés parvenant en mer *via* les fleuves et la nappe phréatique; de la désorption des radionucléides fixés sur les sédiments déposés ou en suspension.

Entre la zone proche de l'installation et une distance de 30 km le long des côtes, les concentrations en  $^{137}\text{Cs}$  se situent dans une gamme de 0,007 à 0,2 Bq.L<sup>-1</sup>. L'écart des concentrations d'environ un facteur 10 entre la zone proche du site et les zones plus éloignées (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) indique que les apports en provenance de la zone de l'installation sont toujours les plus significatifs.



**Figure 2:** Evolution au cours du temps de l'activité de l'eau de mer en  $^{137}\text{Cs}$  le long de la côte pour des distances à la centrale de Fukushima-Daiichi inférieures à 2 km (bleu foncé, hors zone portuaire de la centrale) et comprises entre 2 et 30 km (bleu clair).

## b. La contribution du lessivage des sols est encore difficile à quantifier

Sur le long terme, le milieu marin est et sera impacté par deux sources de contamination qui sont les rejets liquides radioactifs directement relâchés en mer par le site accidenté et les exports terrestres produits par le lessivage des dépôts radioactifs accumulés sur les bassins versants.

Dès 2012, le flux de  $^{137}\text{Cs}$  vers l'océan par le lessivage des stocks déposés dans les 100 km autour de la centrale de Fukushima-Daiichi avait été estimé en s'appuyant sur les hypothèses qu'environ 1% du  $^{137}\text{Cs}$  peut être lessivé au cours des premiers mois qui suivent le dépôt, puis environ 1% au cours des années suivantes (Garcia-Sanchez, 2008). En se fondant sur une estimation du stock déposé de  $^{137}\text{Cs}$  de 2 PBq<sup>1</sup> (Korsakissok et al., 2013), la moyenne annuelle de ce flux a été évaluée en première approximation par l'IRSN aux environs de 4 TBq.an<sup>-1</sup> (0,33 TBq.mois<sup>-1</sup>). Bien qu'issue d'une approche très grossière, cette évaluation est cohérente avec les premiers résultats publiés par Kanda (Kanda, 2012) qui donnaient un flux de 2,1 TBq.mois<sup>-1</sup> pour la période d'avril à septembre 2012 et avec les estimations plus récentes (Kitamura et al., 2014) qui indiquent un flux annuel de 8,4 TBq.an<sup>-1</sup> (0,7 TBq.mois<sup>-1</sup>).

L'IRSN réalise depuis 2013 des campagnes de mesures des activités dissoutes et particulières transportées par les cinq fleuves côtiers situés au nord de la centrale de Fukushima-Daiichi : la Mano, la Nitta, l'Otta, l'Odaka, l'Ukedo et la rivière Takase. Ils ont pour objectif de caractériser les flux dissous, particuliers et totaux exportés par les bassins versants de ces cours d'eau afin de raffiner les modélisations opérationnelles des exports par lessivage des bassins versants contaminés. La confrontation des travaux de l'IRSN avec ceux de divers auteurs, montrent que les exports terrestres vers l'océan sont bien répartis sur la façade maritime qui s'étend vers le nord depuis la centrale de Fukushima jusqu'à l'embouchure de l'Abukuma. L'évaluation du flux brut annuel (dissous + particulaire) vers l'océan par lessivage des bassins versants est du même ordre que les rejets directs du site accidenté de Fukushima-Daiichi qui sont estimés à 17 TBq entre juin 2011 et septembre 2012 et à 24 TBq lors d'un rejet survenu le 21 août 2013 (Yamashiki et al., 2014).

Ces estimations ne prennent pas en compte les spécificités estuariennes qui peuvent induire des mécanismes de floculation, de sédimentation et de désorption des fractions particulières du Cs. Par exemple, les résultats obtenus au Japon par l'IRSN montrent que le ratio entre les activités particulières et dissoutes décroît de près d'un ordre de grandeur lorsque les eaux continentales atteignent les zones estuariennes. Ces différents mécanismes ont pour effet de diminuer les flux nets à l'océan par rapport aux flux bruts aux exutoires des bassins versants. A ce stade, il est difficile de quantifier cette réduction qui résulte du bilan entre les mécanismes de floculation et de sédimentation qui accroissent les stockages dans les sédiments estuariens et réduisent les exports à l'océan et les mécanismes de désorption qui augmentent la proportion des fractions exportables.

### c. Les radionucléides autres que les radiocésiums

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  $^{90}\text{Sr}$  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 ( $^{137}\text{Cs}$  : 30 ans ;  $^{134}\text{Cs}$  : 2 ans). L'évolution concomitante du rapport  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  mesuré ? à proximité et à distance de l'installation indique une origine similaire, en provenance de la zone de l'installation. 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  $^{137}\text{Cs}$ .

### d. L'étendue du marquage dans le Pacifique Nord,

En 2014, les concentrations de  $^{137}\text{Cs}$  mesurées à plus de 30 km de l'émissaire varient de 0,002 à 0,011 Bq.L<sup>-1</sup>. Les valeurs maximales sont comparables à celles mesurées dans le Pacifique Nord

<sup>1</sup> 1 PBq = 10<sup>15</sup> Bq.

durant les années 1960 suite aux essais nucléaires atmosphériques (Povinec et al., 2013), les valeurs minimales correspondent aux concentrations mesurées avant l'accident (0,001 - 0,002 Bq.L<sup>-1</sup>).

Le panache marqué par les rejets de Fukushima a été détecté 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 2000 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 Bering.

#### **e. Modélisation de la dispersion des rejets de l'accident de la centrale de Fukushima-Daiichi**

##### ***i. L'estimation du terme source est très variable***

L'estimation des rejets directs en mer en avril 2011 reste un sujet de débat entre les différents auteurs. De nombreuses évaluations ont été réalisées concernant les apports en <sup>137</sup>Cs : 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., 2014; Bailly du Bois et al., 2012) ; 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, 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 <sup>137</sup>Cs serait comparable ou supérieur à ceux résultant de l'accident de Tchernobyl (15 - 20 PBq). Ils se distinguent cependant de Tchernobyl principalement par les apports directs en mer qui ont entraîné des concentrations particulièrement importantes près de l'émissaire du 26 Mars au 8 avril 2011 (15 700 Bq.L<sup>-1</sup> en moyenne).

##### ***ii. Les estimations récentes sont cohérentes avec celles de l'IRSN***

Les résultats des travaux récents sont cohérents avec les premières estimations réalisées par l'IRSN (Bailly du Bois et al., 2012) et qui évaluaient l'augmentation moyenne des concentrations en <sup>137</sup>Cs dans les eaux marines de surface du Pacifique après homogénéisation du panache à environ 1 - 2 Bq.m<sup>-3</sup>. Cette augmentation correspond à un doublement du bruit de fond résultant des retombées des essais nucléaires atmosphériques antérieurs à l'accident.

##### ***iii. La confrontation de 9 modèles par le Science Council of Japan montre de fortes divergences***

De 2012 à 2014, le Science Council of Japan a organisé une intercomparaison des modèles de dispersion atmosphérique et marine qui ont simulé le devenir des rejets radioactifs de Fukushima. L'IRSN s'est associé à ces travaux et les conclusions ont été publiées fin 2014 (Science-Council-of-Japan, 2014), elles sont en libre accès sur :

[http://cesd.aori.u-tokyo.ac.jp/cesddb/scj\\_fukushima/index\\_j.html](http://cesd.aori.u-tokyo.ac.jp/cesddb/scj_fukushima/index_j.html).

Pour ce qui concerne la dispersion marine, le rapport conclut que, bien qu'il y ait des similarités entre les différentes dispersions simulées, des différences significatives sont constatées entre les modèles concernant les distributions dans l'espace et dans le temps qui résultent des différentes approches et termes-sources appliqués. Il n'est pas possible de mettre en évidence quel modèle produit les résultats les plus proches des mesures. La variabilité de la circulation marine dans la zone de mélange entre le Kuroshio et le Oyashio à l'est de Fukushima explique en grande partie cette variabilité du fait de la présence de tourbillons de mélange instables.

Cette inter-comparaison montre que des modèles hydrodynamiques existent mais qu'ils ne sont pas validés. Leurs divergences sur une période de dispersion limitée (jusqu'à juin 2011) illustrent à quel point leur utilisation est hasardeuse pour évaluer la dispersion des rejets à moyen terme. Les mesures sur des prélèvements en mer restent le seul moyen fiable d'estimer la dispersion dans cette zone.

## 2. Contamination des sédiments

### a. Répartition des activités de $^{137}\text{Cs}$ dans l'espace et dans le temps

La gamme des valeurs de concentration en  $^{137}\text{Cs}$  est constante depuis l'extérieur de la zone portuaire de la centrale de Fukushima-Daiichi jusqu'à une distance d'environ 80 km et comprise entre 1 et 1 000 à 5 000 Bq/kg de sédiment sec environ. Au-delà, entre 80 et 280 km, les activités sont comprises entre 1 et 100 à 500 Bq/kg sec environ.

Le suivi des concentrations par zone ne permet pas de mettre en évidence des tendances significatives qui indiqueraient un enrichissement (e.g., apport de matières en suspension marquées via l'exutoire des bassins versants côtiers, sédimentation de particules remobilisées depuis des zones plus contaminées) ou un appauvrissement (e.g., érosion puis transport latéral de particules marquées, enfouissement des particules contaminées par bioturbation) des sédiments en  $^{137}\text{Cs}$ .

### b. Lessivage de la colonne d'eau par les matières en suspension générées par le tsunami

Suite au passage du tsunami, la concentration des matières en suspension dans le milieu marin a dû être exceptionnellement élevée et à l'origine d'un lessivage de la colonne d'eau particulièrement efficace pour les radionucléides à fort coefficient de distribution liquide-solide (cas des radiocésiums). C'est pourquoi les vitesses de dépôt des particules contaminées en radiocésiums ont vraisemblablement été très supérieures à celles jusqu'à présent mesurées dans les autres régions du monde où ces processus d'export du césium vers le fond sont gouvernés par des mécanismes différents (e.g., sédimentation de particules issues de productions biologiques).

### c. Différences nord-sud

Les concentrations en  $^{137}\text{Cs}$  dans les sédiments sont plus élevées au nord de la centrale de Fukushima-Daiichi qu'au sud. Au sud, les plus fortes concentrations ont été mesurées dans une bande côtière d'environ 20 km de large, située entre les isobathes 0 et 100 m. Elles décroissent ensuite de la côte vers le large, de manière non monotone, avec un minimum local à l'isobathe 200 m.

### d. Migration des radionucléides en profondeur dans les sédiments

Dans les régions côtières, au nord et au sud de la centrale de Fukushima-Daiichi, les radiocésiums ont pénétré les sédiments sur une épaisseur de plus de 15 cm (Ambe *et al.*, 2014), jusqu'à 18-20 cm (Black et Buessler, 2014). Alors qu'au sud de la centrale la concentration en radiocésiums dans les sédiments décroît de manière exponentielle avec la profondeur, au nord, les profils de concentration sont plus homogènes (Ambe *et al.*, 2014).

### e. Les "hot spots"

De fortes hétérogénéités d'activité liée aux émetteurs gamma ont été mesurées par Thornton *et al.* (2013) dans un rayon de 20 km autour du site de Fukushima-Daiichi à l'aide d'un spectromètre immergé au-dessus des sédiments tracté par un navire. Ces hétérogénéités mettent en évidence des zones d'accumulation préférentielle de particules 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 d'activité 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.

#### f. Contribution des bassins versants à la contamination des sédiments marins

Au nord de la centrale de Fukushima-Daiichi, l'activité totale des césiums 134 et 137 exportés du bassin versant d'Abukuma (l'un des bassins des plus affectés par les retombées atmosphériques) vers le milieu marin a été estimée à 10,08 TBq (Yamashiki *et al.* 2014) entre le 10 août 2011 et le 11 mai 2012. Cette activité a été portée par les particules sédimentaires à hauteur de 84-92 % et correspond à 1,13 % des dépôts atmosphériques de césium sur ce bassin versant. Le bassin de l'Abukuma exporterait selon les estimations de Hitamura *et al.*, 2014 moins de 40% des flux annuels de césium vers l'océan, le résiduel étant transféré par les 13 autres petits fleuves côtiers dont les bassins versants ont été également impactés par les retombées de l'accident. Les travaux de l'IRSN menés en 2013 sur la Mano, la Nitta, l'Ota, l'Odake et l'Ukedo confortent remarquablement bien ces estimations. Les flux d'export sont extrêmement variables au cours de l'année et dépendent, principalement des particularités météorologiques régionales. Le Japon est en effet frappé par des épisodes de typhons automnaux extrêmement intenses à l'origine de fortes précipitations et de crues 'éclair' de forte intensité. Ces épisodes extrêmes conduisent à l'érosion des sols et des lits des rivières favorisant un transfert particulaire massif vers l'océan. Par exemple, l'étude de Yamashiki *et al.* (2014) montre que 61,4 % du césium a été exporté au cours du seul typhon Roke, en septembre 2011. Au sud de la centrale de Fukushima-Daiichi, les flux d'export des bassins versants de la préfecture d'Ibaraki peuvent être vus actuellement comme des contributions mineures à l'accumulation du césium dans les sédiments côtiers (Otosaka et Kobayashi, 2013).

#### g. Estimation du stock de $^{137}\text{Cs}$ dans les sédiments

Les sources primaires de radiocésiums liées à l'accident de la centrale de Fukushima-Daiichi dans le milieu marin ont été chronologiquement : les dépôts atmosphériques, les rejets directs depuis le site de Fukushima-Daiichi et les rejets *via* les exutoires des bassins versants. Ces dépôts et rejets sont à l'origine d'une contamination des sédiments au large de la centrale, qui constituent une source secondaire de radionucléides, persistante dans le temps. Le stock de césium contenu dans les sédiments correspond à moins de 1 % des rejets directs totaux de 2011 (Black et Buessler, 2014).

#### h. Autres radionucléides mesurés

Les radionucléides autres que les radiocésiums sont mesurés de manière très épisodique. Depuis l'accident, les concentrations mesurées en  $^{90}\text{Sr}$  varient entre 0,045 et 63 Bq/kg sec. La valeur moyenne est de 4 Bq/kg sec.

Dans le Pacifique nord-ouest, les deux principales sources de plutonium jusqu'à présent identifiées ont été les retombées globales des essais nucléaires ( $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu} = 0,18$ ) et les essais américains réalisés entre 1946 et 1962 (Pacific Proving Ground,  $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu} = 0,36$ ). Ces deux sources ont représenté 40 % du plutonium mesuré dans les sédiments au large du Japon avant mars 2011. A partir de l'analyse d'une carotte de sédiments de 10 cm de long, prélevée à 300 m de profondeur, à 100 km à l'est de la centrale, Bu *et al.* (2014) ont montré que la contribution de ces deux sources représentait 42 % du plutonium mesuré en janvier 2013, ce qui suggérerait l'absence d'influence détectable de l'accident de Fukushima-Daiichi. Dans cette étude, les concentrations d'activité de  $^{239+240}\text{Pu}$  mesurées dans les sédiments de surface ont été comprises entre  $3,53 \pm 0,10$  et  $0,48 \pm 0,01$  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. Par ailleurs, Evrard *et al.* (2014) ont montré, à partir de sédiments continentaux prélevés le long des rivières drainant la zone la plus contaminée par les dépôts atmosphériques, que la fraction du plutonium issu de l'accident de la centrale de Fukushima-Daiichi était comprise entre 1 % et 60 %. Dans cette étude, les concentrations d'activité de  $^{239}\text{Pu}$  ont été mesurées entre  $0,118 \pm 0,012$  et  $0,954 \pm 0,098$  Bq/kg sec, et celles de  $^{240}\text{Pu}$  entre  $0,069 \pm 0,008$  et  $0,603 \pm 0,062$  Bq/kg sec. Ces sédiments, actuellement terrestres, atteindront le milieu marin à plus ou moins long terme.

### 3. Conséquences sur les espèces marines

#### a. Dans le port de la centrale de Fukushima-Daiichi

D'octobre 2012 au 31 août 2014, TEPCO a prélevé environ 1 000 échantillons dans le port, essentiellement des espèces de poissons démersaux (se nourrissant sur le fond de l'océan). Sur les 20 échantillons prélevés dans le port pendant le mois d'août 2014, 10 d'entre eux présentent encore des concentrations en Cs total ( $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ ) supérieures à la limite de commercialisation de 100 Bq.kg<sup>-1</sup> frais et variant de 111 à 32 500 Bq.kg<sup>-1</sup> frais.

#### b. Dans la zone côtière au large de la préfecture de Fukushima

Depuis le mois de mai 2012, 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 totales en radiocésiums, avec des valeurs qui avoisinent, au 31 août 2014, les 10 Bq.kg<sup>-1</sup> frais sauf en un point à 15 km au large de la rivière Odaka, où une raie commune<sup>2</sup> présente encore une concentration en  $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$  de 178 Bq.kg<sup>-1</sup> frais.

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 totales en radiocésiums ont atteint ponctuellement des valeurs supérieures à 1 000 Bq.kg<sup>-1</sup> frais en 2013. Ces teneurs sont sûrement à relier aux apports par les rivières. Actuellement, les valeurs avoisinent la limite admissible de commercialisation de 100 Bq.kg<sup>-1</sup> frais.

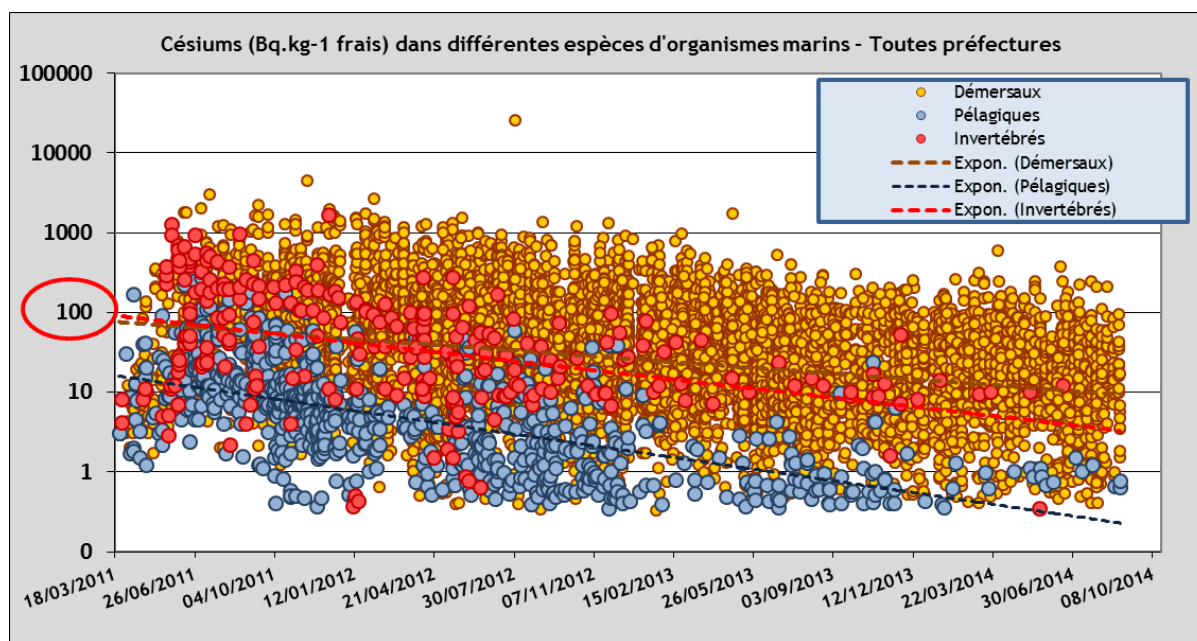
En 2014, des concentrations en radiocésiums qui excèdent la limite de 100 Bq.kg<sup>-1</sup> frais sont encore observées ponctuellement. A titre d'exemple, une des espèces de poissons la plus échantillonnée par TEPCO (293 prélèvements), à la fois dans le temps et dans l'espace, est l'ainame (Fat greenling, [*Hexagrammos otakii*]). Depuis le début des prélèvements réalisés par TEPCO (mai 2012), au large de la centrale de Fukushima Daiichi, dans la zone littorale et dans un rayon de 20 km autour de la centrale, la concentration totale en radiocésiums diminue lentement en lien avec la diminution d'activités en radiocésiums mesurés dans les sédiments prélevés dans cette même zone. Toutefois il est important de noter que la multiplication des mesures pour une même date met en évidence une grande variabilité des concentrations mesurées dans les différents échantillons de cette espèce (5 septembre 2012, 11-1 320 Bq.kg<sup>-1</sup> frais en  $^{134+137}\text{Cs}$ ).

A noter que d'avril à septembre 2012, TEPCO donne des concentrations en  $^{110\text{m}}\text{Ag}$  pour quelques organismes marins prélevés à l'extérieur du port (< 20 km) entre 5 et 70 Bq.kg<sup>-1</sup> frais et des concentrations en  $^{90}\text{Sr}$  inférieures à 1 Bq.kg<sup>-1</sup> frais.

#### c. Les poissons démersaux sont plus marqués que les poissons pélagiques

<sup>2</sup> Raie commune, (Common skate), [*Raja kenoei*],

Les données (Figure 3) montrent que les poissons caractérisés par des modes de vie en lien avec le sédiment (symboles orange) présentent des niveaux plus élevés d'un facteur 10 à 1 000 que les poissons pélagiques comme les maquereaux, sardines et chinchards (symboles bleu). La valeur la plus élevée (25 800 Bq.kg<sup>-1</sup> frais) correspond à un ainame (*Hexagrammos otakii*) échantillonné par TEPCO, le 1er août 2012, à 1 km de l'embouchure de la rivière Ota. Des invertébrés comme les palourdes, les oursins et les abalones ont atteint des concentrations avoisinant 1 000 Bq.kg<sup>-1</sup> frais (symboles rouge). La tendance à la baisse est identique pour les espèces pélagiques et les invertébrés.



**Figure 3 :** Représentation des concentrations totales en radiocésiums chez différentes espèces de poissons et d'invertébrés marins prélevés dans l'océan au nord-est du Japon. Les poissons démersaux comprennent plusieurs espèces : ainame, lançons, congres, poissons plats, sébastes, grondins, raies, poacher<sup>3</sup>. Les poissons pélagiques correspondent à des maquereaux et des sardines. Les invertébrés : oursins, palourdes et ormeaux (abalones).

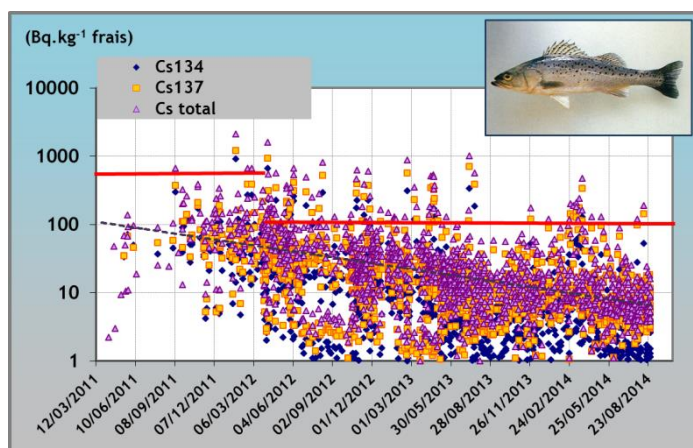
#### d. Au large des autres préfectures

Bien que minoritaires, certains échantillons de poissons débarqués en dehors de la préfecture de Fukushima présentent encore un niveau de contamination supérieur à 100 Bq.kg<sup>-1</sup> frais. A titre d'exemple, la Figure 4 présente l'évolution de la contamination du bar japonais (*Lateolabrax japonicus*), un poisson à forte valeur économique.

Les concentrations totales en radiocésiums sont majoritairement inférieures à la limite de commercialisation de 100 Bq.kg<sup>-1</sup> frais. En août 2014, seul un échantillon, prélevé dans la préfecture de Miyagi, se situe en dessus de cette limite avec une concentration de 190 Bq.kg<sup>-1</sup> frais.

<sup>3</sup> Poacher [*Ocella iburia*]



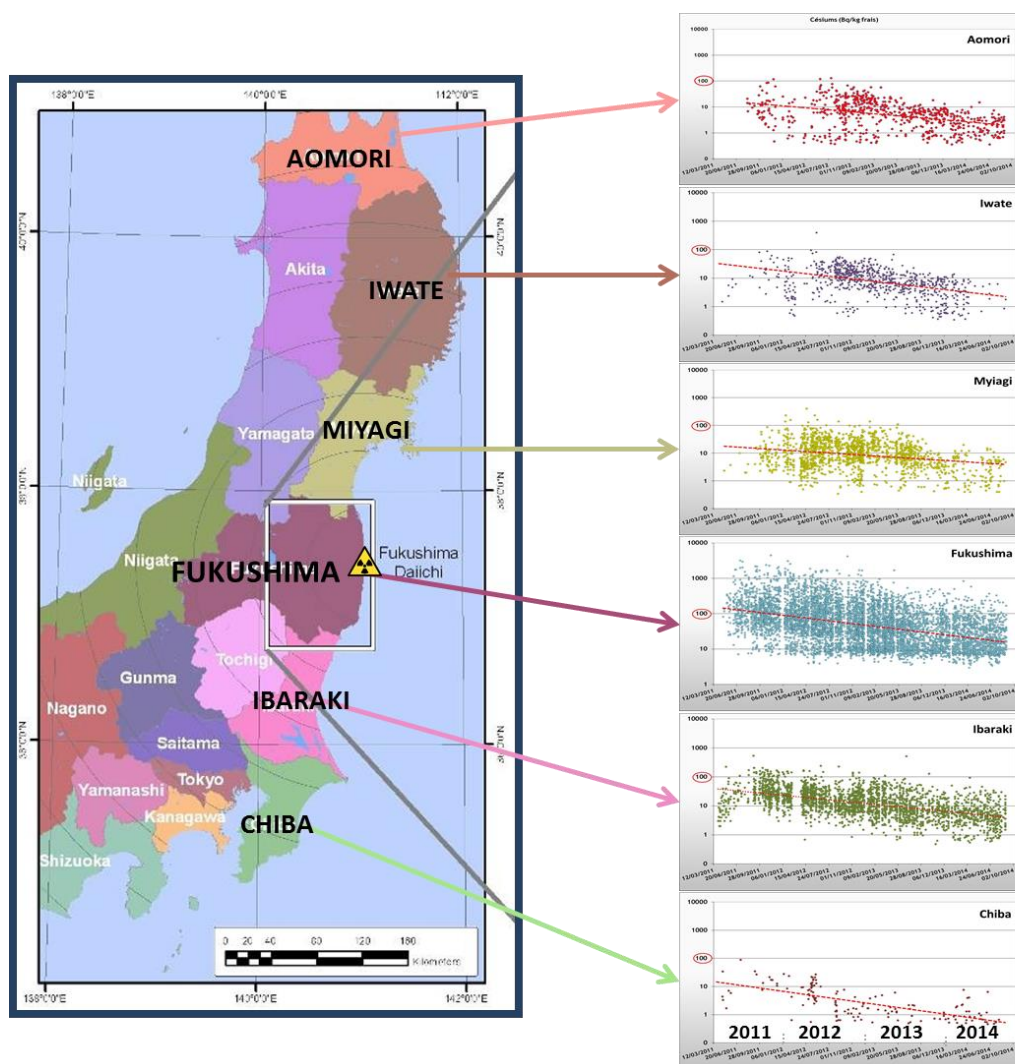


	<LD	Nbre échantillons
2011	2	62
2012	21	456
2013	46	620
2014	103	450

**Figure 4 :** Evolution temporelle des concentrations en radiocésiums chez les bars japonais (*Lateolabrax japonicus*) prélevés dans la zone côtière du nord-est du Japon. Le trait rouge indique la limite de commercialisation (changement le 01/04/2012 de 500 à 100 Bq.kg<sup>-1</sup> frais). Le tableau indique le nombre d'échantillons analysés et le nombre de résultats de mesures inférieures à la limite de détection.

La Figure 5 montre l'évolution des concentrations totales en radiocésiums (<sup>134</sup>Cs + <sup>137</sup>Cs) en Bq.kg<sup>-1</sup> frais 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. Pour cette préfecture, les niveaux restent élevés chez certains poissons, notamment les sébastes (1700 Bq.kg<sup>-1</sup> frais en novembre 2012). Plus de trois ans après l'accident, ces espèces démersales avoisinent encore les limites admissibles (100 Bq.kg<sup>-1</sup> frais) dans la préfecture de Fukushima.

Il est à noter que le 11 juillet 2013, un bar japonais a été prélevé au large d'Hitachi City, préfecture d'Ibaraki. Sa concentration totale en radiocésiums était de 1000 Bq.kg<sup>-1</sup> frais. 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. Iwata et al. (2013) ont calculé des demi-vies écologiques des radiocésiums chez les poissons et n'ont pas trouvé de différences significatives entre les zones situées au nord et au sud de la centrale. Les niveaux chez ces poissons démersaux sont surtout dépendants de leur niveau trophique. Ces mêmes auteurs ainsi que Wada et al. (2013) ont déterminé des demi-vies écologiques de plusieurs centaines de jours pour le césium bien plus longues que les demi-vies biologiques de 50 jours généralement admises (Gomez *et al.*, 1991).



**Figure 5 :** Evolution temporelle des concentrations totales en radiocésiums dans différentes espèces de poissons démersaux entre mars 2011 et août 2014, prélevées au large des côtes des préfectures de Chiba, Ibaraki, Fukushima, Miyagi, Iwate et Aomori.

### e. Résumé

Les poissons restent globalement les organismes marins qui présentent les niveaux de contamination en césium les plus élevés, même si une légère tendance à la baisse dans le temps apparaît. En effet, cet élément présente des facteurs de concentration plus élevés chez les poissons par rapport aux invertébrés (AIEA, 2004) et une légère biomagnification avec le niveau trophique est reportée dans la littérature (Harmelin-Vivien *et al.*, 2012; Kasamatsu et Ishikawa, 1997; Zhao *et al.*, 2001). Cependant, à ce jour, on ne note pas d'augmentation significative dans les évolutions temporelles qui puisse être directement liée à des fuites massives sous la centrale. L'incertitude sur les sources de contamination et leur quantification ne permet pas de donner une prédiction de l'évolution temporelle des concentrations au sein des chaînes trophiques. Les demi-vies écologiques données par Wada *et al.* (2013) et Iwata *et al.* (2013) sont de plusieurs centaines de jours, attestant que la surveillance sur des organismes marins devra se poursuivre.

Depuis l'accident toutes les pêches dans la préfecture de Fukushima ont été interdites à l'exception des pêches à la senne coulissante au large pour des thons obèses et au filet de surface pour les

"balaou du Pacifique" (poissons vivant au large près de la surface). Madigan *et al.* (2012) ont observé du  $^{134}\text{Cs}$  dans des thons (*Thunnus orientalis*) pêchés au large de la Californie à des niveaux très bas (de l'ordre de quelques  $\text{Bq kg}^{-1}$  poids sec pour les individus pêchés en 2011 et de moins de  $1\text{Bq kg}^{-1}$  poids sec pour les individus pêchés en 2012). L'IRSN avait également observé un marquage en  $^{134}\text{Cs}$  chez un tazard du large (*Acanthocybium solandri*, Cuvier 1832), pêché par l'expédition TARA en octobre 2011 au Nord des îles Hawaï dans le Pacifique Nord. Ces marquages attestent de la migration de certaines populations de grands poissons pélagiques dans le Pacifique Nord.

#### 4. Conclusion

Les rejets en mer continuent depuis le site de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi et l'ensemble du Pacifique Nord est maintenant marqué par le  $^{137}\text{Cs}$  jusqu'à environ 500m de profondeur. Les outils de modélisation hydrodynamique ne permettent pas de s'affranchir des mesures sur des prélèvements en mer pour estimer la dispersion de la contamination. Les espèces marines sont encore parfois contaminées en radiocésium à un niveau qui dépasse la limite fixée par les autorités sanitaires japonaises ( $100\text{Bq.kg}^{-1}$ ), essentiellement dans la Préfecture de Fukushima, comme indiqué dans le rapport de l'Agence des Pêches Japonaises (Full report : <http://www.ifa.maff.go.jp/e/inspection/pdf/fullreport.pdf>). Dans ce contexte, il est important que les mesures de contrôle des produits de la pêche soient maintenues dans la région de Fukushima.

#### 5. Références

- AIEA, 2004, Technical Report Series No. 422, Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment.
- 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 Dai-ichi 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  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$ . *Biogeosciences* 10, 3067-3078.
- Bailly du Bois, P., Garreau, P., Laguionie, P., Korsakissok, I., 2014. Comparison between modelling and measurement of marine dispersion, environmental half-time and  $^{137}\text{Cs}$  inventories after the Fukushima Daiichi accident. *Ocean Dynamics* 64, 361-383.
- Bailly du Bois, P., Laguionie, P., Boust, D., Korsakissok, I., Didier, D., Fiévet, B., 2012. Estimation of marine source-term following Fukushima Dai-ichi accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 114, 2-9.
- 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., Otsuka, S., Tagami, K., & Uchida, S. (2014). Temporal distribution of plutonium isotopes in marine sediments off Fukushima after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J Radioanal Nucl Chem*, 1-4.
- Carette, 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, 2159-2167.
- 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.

- Evrard O., Pointurier F., Onda Y., Chartin C., Hubert A., Lepage H., Pottin A.-C., Lefèvre I., Bonté P., Laceby J.P., Ayrault S. (2014) Novel Insights into Fukushima Nuclear Accident from Isotopic Evidence of Plutonium Spread along Coastal Rivers. *Environmental Science & Technology* 48, 9334–9340.
- Gomez, L.S., Marietta, M.G., Jackson, D.W., 1991. Compilation of Selected Marine Radioecological Data for the Formerly Utilized Sites Remedial Action Program : Summaries of Available Radioecological Concentration Factors and Biological Half lives. Sandia Report. SAND89-1585.
- Harmelin-Vivien, M., Bodiguel, X., Charmasson, S., Loizeau, V., Mellon-Duval, C., Tronczyński, J., Cossa, D., 2012. Differential biomagnification of PCB, PBDE, Hg and Radiocesium in the food web of the European hake from the NW Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 64, 974-983.
- Iwata K., Tagami K., Uchida S., 2013. Ecological half-lives of radiocesium in 16 species in marine biota after the TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Environmental Science and Technology* 47, 14 7696-7703.
- 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  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  derived from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident in the western North Pacific. *Environmental Science and Technology* 48, 3120-3127.
- Kanda, J. (2012) Long-term Sources: To what extent are marine sediments, coastal groundwater, and rivers a source of ongoing contamination? Oral Presentation, University of Tokyo Conference, Nov. 13th 2012.
- Kanda, J., 2013. Continuing  $^{137}\text{Cs}$  release to the sea from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant through 2012. *Biogeosciences Discuss.* 10, 3577-3595.
- Kasamatsu F., Ishikawa Y., 1997. Natural variation of radionuclide  $^{137}\text{Cs}$  concentration in marine organisms with special reference to the effect of food habits and trophic level. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 160 : 109-120.
- Kitamura, A., Yamaguchi, M., Kurikami, H., Yui, M., Onishi, Y. (2014). Predicting sediment and cesium-137 discharge from catchments in eastern Fukushima. *Anthropocene*, 5, 22-31.
- Korsakissok, I, Mathieu A, Didier D (2013). Atmospheric dispersion and ground deposition induced by the Fukushima Nuclear Power Plant accident: A local-scale simulation and sensitivity study. *Atmospheric Environment* 70 : 267-279
- 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 Dai-ichi 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  $^{137}\text{Cs}$  from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant over the Japan continental shelf: a study using a high-resolution, global-coastal nested ocean model. *Biogeosciences* 10, 5439-5449.
- Madigan, D.J., Baumann, Z., Fisher, N.S., 2012. Pacific bluefin tuna transport Fukushima-derived radionuclides from Japan to California. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1-4.
- Otosaka, S., & Kobayashi, T. (2013). Sedimentation and remobilization of radiocesium in the coastal area of Ibaraki, 70 km south of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *Environ Monit Assess*, 185, 5419-5433.
- 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, 4973-4990.

- Science-Council-of-Japan, 2014. A review of the model comparison of transportation and deposition of radioactive materials released to the environment as a result of the Tokyo Electric Power Company's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, in: Sectional Committee on Nuclear Accident Committee on Comprehensive Synthetic Engineering, S.C.o.J. (Ed.). Science Council of Japan, p. 111.
- 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*.
- Thornton, B., Ohnishi, S., Ura, T., Odano, N., Sasaki, S., Fujita, T., Watanabe, T., Nakata, K., Ono, T., & Ambe, D. (2013). Distribution of local <sup>137</sup>Cs anomalies on the seafloor near the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *Marine Pollution Bulletin*, 74, 344-350.
- Tsumune, D., Tsubono, T., Aoyama, M., Uematsu, M., Misumi, K., Maeda, Y., Yoshida, Y., Hayami, H., 2013. One-year, regional-scale simulation of <sup>137</sup>Cs radioactivity in the ocean following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Biogeosciences* 10, 5601-5617.
- Wada T., Nemoto Y., Shimamura S., Fujita T., Mizuno T., Sohtome T., Kamiyama K., Morita T., Igarashi S., 2013. Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima. *Journal of Environmental Radioactivity* 124, 0 246-254. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.05.008>.
- Yamashiki, Y., Onda, Y., Smith, H.G., Blake, W.H., Wakahara, T., Igarashi, Y., Matsuura, Y., & Yoshimura, K. (2014). Initial flux of sediment-associated radiocesium to the ocean from the largest river impacted by Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Sci. Rep.*, 4.
- Zhao X., Wang W.-X., Yu K.N., Lam P.K.S., 2001. Biomagnification of radiocesium in a marine piscivorous fish. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 222 : 227-237.
-