L'accident de Fukushima et ses conséquences

3.1 Situation géographique de la centrale et les caractéristiques du Pacific nord-ouest

La centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi est située sur la côte Est de l'île de Honshu, à 200 km au nord-est de Tokyo, face à l'océan Pacifique. Sa position géographique est de $37^{\circ}25.3'N$, $141^{\circ}01.9'E$ (Figure 3.1). La côte Est de l'île de Honshu est caractérisée par un plateau continental étroit dont la largeur ne dépasse pas 40 km aux alentours de la centrale. Il est un peu plus large au nord de la centrale où il atteint environ 70 km au niveau de la baie de Sendai (Estournel et al. [2012]). Le talus continental descend brutalement jusqu'à environ 9000 m au niveau de la fosse du Japon, puis remonte jusqu'à environ 5000 m de profondeur. La plaine abyssale dont la profondeur est de 5000 m commence à environ une centaine de kilomètre de la côte. La bathymétrie et la délimitation géographique de notre zone d'étude est représentée sur la Figure 3.1 m.

La circulation océanique générale du Pacifique nord-ouest résulte essentiellement de l'interaction de deux courants, le Kuroshio qui vient du sud en longeant la côte japonaise et qui transporte des eaux chaudes et salines, et l'Oyashio qui vient du nord et qui transporte des eaux froides et moins salées.

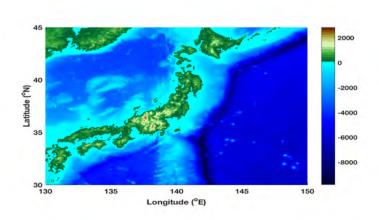


FIGURE 3.1 – La bathymétrie de la côte Est Japonaise

La zone de convergence de ces deux courants, communément appelée la zone interfrontale Kuroshio-Oyashio, est marquée par la présence de plusieurs structures tourbillonnaire de méso-échelle, tels que les tourbillons chauds du Kuroshio (Figure 3.2). Les tourbillons chauds du Kuroshio, situés généralement près de la côte japonaise, se déplacent parfois vers le nord le long de l'île de Honshu, et ensuite vers le nord-est le long des îles de Hokkaido et de Kuril. Le courant chaud de Tsushima (TC) qui circule dans la mer du Japon pénètre dans l'océan Pacifique à travers le détroit de Tsugaru, et se transforme alors en courant chaud de Tsugaru (Yasuda et al. [1988]).

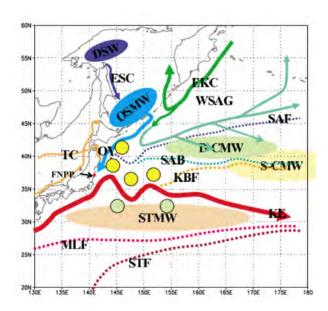


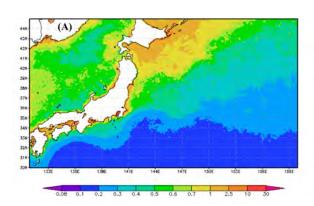
FIGURE 3.2 – Illustration schématique des courants de surface, les fronts et masses d'eau caractéristiques du Pacifique nord-ouest. EKC: courant de Kamchatka Est, WSAG: gyres subarctique ouest, ESC: courant de Shakalin Est, OY: Oyashio, KE: l'extension du Kuroshio, TC: courant chaud de Tsushima, SAF: front subarctique, SAB: frontière subarctique, KBF: front de bifurcation du Kuroshio, STF: front subtropical, MLF: front de la couche de mélange, STMW: eau modale subtropicale, S-CMW: eau modale centrale de surface, D-CMW: eau modale centrale dense, OSMW: eau continentale dense, OSMW: eau modale de la mer d'Okhotsk. Les cercles jaunes indiquent les positions des tourbillons chauds, et les cercles vert pour celles des tourbillons froids (modifiée à partir de Yasuda [2003])

Dans cette région du Pacifique nord-ouest, plusieurs structures frontales qui séparent les différentes masses d'eau ainsi que les différents régimes de circulation sont présentes, et sont illustrées sur la Figure 3.2. Selon Yasuda [2003], on compte six principales structures frontales dans cette région dont les critères de définition sont différents : le front subarctique (SAF) ou Front Oyashio (OYF), la frontière subarctique (SAB), le Front de bifurcation du Kuroshio (KBF), le front d'extension du Kuroshio (KEF), le front subtropical (STF) et le front de la couche de mélange (MLF).

La température moyenne de la surface de l'eau dans le Pacifique nord-ouest connait une forte variabilité spatiale, avec la présence d'un important gradient latitudinal dépassant les $10^{\circ}C$ entre le nord et le sud du Japon (3.3 A). Ces températures sont influencées par le système des courants océaniques caractérisant cette région. La température de la partie sud est essentiellement influencée par le Kuroshio qui transporte des eaux chaudes venant de la région équatoriale, alors que dans la partie nord la température des eaux est essentiellement influencée par le courant froid Oyashio. La concentration de la chlorophylle de surface dans cette région présente, quant à elle, un fort

gradient entre le sud et le nord du Japon qui suit le gradient de nitrates caractérisant cette zone (Hashioka and Yamanaka [2007]). Les concentrations les plus élevées en chlorophylle se trouvent dans la partie nord (>2.5 $mg\ m^{-3}$) alors que les concentrations les moins élevées sont enregistrées dans la partie sud (<0.2 $mg\ m^{-3}$).

3.2 La chronologie de l'accident



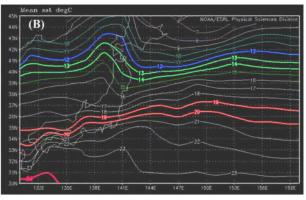


FIGURE 3.3 – La distribution horizontale de : (A) la chlorophylle-a (SeaWIFS) moyenne de surface dans le Pacifique nord-ouest pour la période comprise entre 2000 et 2010 et (B) la température moyenne de surface (reanalyses NCAR/NCEP)



FIGURE 3.4 – L'épicentre du séisme du 11 mars 2011 au Japon, et la position de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi endommagée par le tsunami

Le 11 mars 2011 à 14h46 heure locale, un séisme de magnitude 9 sur l'échelle de Richter a frappé la cote Est du Japon. Son épicentre se situe à 130 km à l'est de Sendai (préfecture de Miyagi), à une profondeur d'environ 24.4 km (Eisler [2012]) (Figure 3.4). C'est le séisme le plus puissant de l'histoire du Japon, et le 5^{me} au niveau mondial depuis le début du 20^{me} siècle. Cinquante et une minutes plus tard, un tsunami provoqué par le tremblement de terre aborde la côte orientale. La vague atteint une hauteur estimée à plus de 30 m par endroit (e.g. Miyako), parcourant jusqu'à 10 km à l'intérieur des terres (METI [2011]), ravageant près de 600 km de côtes et détruisant partiellement ou totalement de nombreuses villes et zone portuaires. En novembre 2012, l'agence japonaise de police a compté en-

viron 15,873 morts, 6114 blessés et 2744 portés disparus à travers 20 préfectures du pays (NPAJ [2012]).

Parmi les conséquences dramatiques de ce tsunami, l'endommagement d'une grande partie de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi située à 145 km de l'épicentre. Cette centrale est composée de six réacteurs et d'une piscine commune de stockage des combustibles usés (Figure 3.5). Au moment du séisme, les réacteurs 1, 2 et 3 fonctionnaient à pleine puissance, le réacteur 4 était en arrêt programmé depuis le 30 novembre 2010 avec un cœur totalement déchargé et entreposé dans la piscine de désactivation, alors que les réacteurs 5 et 6 étaient également à l'arrêt programmé pour rechargement respectivement depuis le 3 janvier 2011 et le 14 août 2010 (IRSN [2012]).

La puissance du séisme ainsi que les très hautes vagues engendrées par le tsunami ont alors endommagé le réseau électrique de la centrale ainsi que les générateurs de secours, ce qui a rendu impossible le refroidissement des réacteurs nucléaires et des groupes de stockage des combustibles. Cela a engendré de nombreuses explosions au sein de la centrale et a conduit à sa destruction partielle (Povinec et al. [2013]), notamment au niveau des réacteurs 1, 2 et 3.

3.3 Les rejets radioactifs engendrés par l'accident



FIGURE 3.5 – Vue du site de Fukushima Dai-ichi avant l'accident et des 6 réacteurs nucléaires de la centrale (source : IRSN [2012])

La destruction de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi a engendré des rejets de quantités importantes de radionucléides dans l'environnement.

3.3.1 Les rejets atmosphériques

Des rejets significatifs ont eu lieu dans l'atmosphère dès le 12 Mars et la semaine suivante les rejets ont été grandement variables avec des augmentations marquées en lien avec des évènements particuliers sur chacun des réacteurs : évantages volontaires, fuite des enceintes, explosions (UNS-CEAR [2014]). Les rejets les plus importants ont eu lieu jusqu'à la fin de mois de mars. Une fois

émis dans l'atmosphère, la dispersion des rejets se fait sous l'action des vents. Les rejets qui ont eu lieu entre d'une part le 12 et le 14 mars et d'autre part le 16 et le 19 Mars, ont été dispersés principalement au dessus de l'océan Pacifique et ont atteint le milieu marin par dépôts secs et humides (pluies). En l'absence de balises de mesures en mer la quantification de ces dépôts reste difficile. La pollution diffuse des eaux de surface de l'océan par les dépôts atmosphériques s'est produite à des dizaines de kilomètres de la centrale nucléaire. Ainsi, les concentrations mesurées avant le 30 mars à 30 km au large de la centrale accidentée résultent probablement pour l'essentiel des dépôts atmosphériques. Pendant les autres périodes les vents ont dispersé les rejets sur la partie continentale du Japon. Les séquences des dépôts secs et humides ont été complexes (Povinec et al. [2013]). Les principaux radionucléides émis dans l'atmosphère ont été des gaz nobles (^{133}Xe), l'iode (^{131}I et ^{133}I), le tellure (^{132}Te) , et le césium (^{137}Cs et ^{134}Cs) (Povinec et al. [2013]).

3.3.2 Les rejets directs en mer

Le 2 Avril une fuite d'eau très fortement contaminée vers l'océan est découverte à partir du réacteur 2 et est colmatée le 6 Avril. En outre, des rejets délibérés ont dû être réalisés afin de dégager des capacités de stockage d'eau fortement contaminée (UNSCEAR [2014]). D'autres rejets en mer ont eu lieu par la suite, notamment en Mai et Décembre 2011, et également à partir des eaux souterraines, notamment en 2013, mais leur importance est bien moindre comparé aux rejets qui ont eu lieu dans le premier mois après l'accident (UNSCEAR [2014]). Parmi les radionucléides rejetés, trois ont fait l'objet d'un suivi intensif en mer : ^{131}I , ^{134}Cs et ^{137}Cs , parmi ceux-ci seuls les deux derniers ont des demi-vies supérieures à 1 an. Dans cette thèse l'accent sera porté sur le ^{137}Cs car c'est un élément pour lequel on dispose de nombreuses données avant l'accident. Cependant il est à souligner que les isotopes d'un même élément ont des comportements identiques donc ce qui est valable pour le ^{137}Cs l'est également pour le ^{134}Cs .

Les quantités de radionucléides rejetés directement dans l'eau ont été principalement estimées pour le ^{137}Cs en utilisant des modèles de simulation numérique (Kawamura et al. [2011], Estournel et al. [2012], Tsumune et al. [2012], Miyazawa et al. [2013], Tsumune et al. [2013]). Les valeurs estimées

TABLE 3.1 – Les quantités estimées de certains radionucléides rejetés directement dans l'océan Pacifique suite à
l'accident de Fukushima (D'après Povinec et al. [2013])

Radionucléide	demi-vie	Rejets Liquides (PBq)	Rejets atmosphériques (PBq)
131I	8.02 jours		159
^{133}I	20.8 jours		42.2
^{137}Cs	30.04 ans	3.5	15.3
^{134}Cs	2.065 ans	3.5	17.5
^{144}Ce	284.9 jours	5.38×10^{-4}	0.0115
^{90}Sr	28.74 ans	1.49×10^{-5}	0.139
^{132}Te	3.2 jours		88.4

sont généralement comprises entre 3.5 et 5.5-5.9 PBq. Des valeurs largement plus élevées (10-34 PBq) ont été estimées par Bailly du Bois et al. [2012], mais ces valeurs sont controversées par Dietze and Kriest [2012].

Pour les autres radionucléides, les quantités ont été calculées en prenant en compte la quantité totale du ^{137}Cs rejeté, et en utilisant leurs ratios d'activité relatifs à ce radionucléide. Ces quantités sont résumées dans le Tableau 3.1 pour certains radionucléides dont les rejets ont été les plus importants. Il est à noter que le ^{134}Cs et le ^{137}Cs ont été rejetés dans les mêmes proportions dans les rejets liquides (ratio caractéristique de l'accident de 1 le 11 mars 2011).

3.4 L'évolution spatio-temporelle des concentrations du radiocésium dans l'eau

3.4.1 Au niveau de la zone côtière autour de Fukushima

La surveillance du taux de contamination des eaux côtières du Japon suite à l'accident de Fukushima a été rapidement instaurée par TEPCO, avec un nombre de stations de mesure qui augmente au fil du temps. Deux stations situées au sud de la centrale de Fukushima Dai-ichi sont contrôlées quotidiennement. La première est située à 11 km au sud de la centrale de Fukushima Dai-ichi, alors que la deuxième se trouve à 16 km au sud près de la plage de Iwasawa. Ensuite, d'autres stations de mesure ont été progressivement ajoutées par TEPCO le long de la côte et à différentes distances de la centrale de Fukushima Dai-ichi (3 km, 8 km, et 15 km), avec une limite de détection des mesures fixée aux alentours de 15 $Bq\ l^{-1}$. Enfin, le ministère japonais de l'éducation, de la culture, des sports, de la science et de la technologie (MEXT) s'est engagé, à son tours, à effectuer des mesures régulières du taux de contamination des eaux côtières situées à moins de 30 km de la côte, avec une limite de détection fixée à 10 $Bq\ l^{-1}$.

Durant la période caractérisée par les forts rejets liquides de radionucléides dans l'eau (entre le 25 mars et le 8 avril 2011), le confinement de ces derniers près de la centrale était fort, engendrant ainsi des concentrations environ 20 fois plus élevées près de la centrale qu'à 11 km au sud. A 15 km et 30 km de la centrale, les concentrations étaient respectivement 100 et 1000 fois plus faibles que celles mesurées près de la centrale. Ce confinement des eaux contaminées près de la côte a continué jusqu'au 8 avril, date à laquelle les concentrations du radiocésium dans l'eau, mesurées près de la centrale, ont atteint leur valeur maximale. Ensuite, quelques jours plus tard, des concentrations de plus en plus élevées ont été

mesurées à 30 km de la la côte, synonyme d'une dispersion vers le large des eaux contaminées. Enfin, les concentrations du radiocésium dans la colonne d'eau collectées par TEPCO à partir de mi-mai à environ 15 km de la côte, ont été le plus souvent en dessous de la limite de détection.

Concernant la dispersion du radiocésium le long de la côte, la comparaison des concentrations mesurées au niveau de deux sites situés à la même distance au nord et au sud de la centrale, a montré que la zone située au sud de la centrale aurait été plus touchée par cette contamination que la partie nord. Cependant, ce constat doit être pris avec beaucoup de précaution étant donné qu'aucune mesure n'a été effectuée dans la partie nord durant la période des forts rejets liquides en mer.

3.4.2 En dehors de la zone côtière

Différentes campagnes scientifiques ont été organisées au large de la centrale nucléaire de Fukushima entre avril et juin 2011. Les limites de détection utilisées pendant ces campagnes étaient moins élevées que celles mentionnées ci-dessus, utilisées dans le cadre de la surveillance des taux de contamination des eaux côtières. Il est à noter que ces observations sont extrêmement importantes pour la compréhension des processus de dispersion de ces contaminants radioactifs dans l'eau, sous l'effet des courants et des différentes structures hydrodynamiques de l'océan.

Un mois après l'accident, une campagne de mesure réalisée à plusieurs milliers de km de la côte japonaise (?), a révélé des taux de contamination en ^{137}Cs des eaux de mer environ 100 fois supérieurs à ce qui a été observé avant l'accident (Fig 3.6A), avec un rapport $[^{137}Cs]/[^{134}Cs]$ proche de 1. Ces taux de contamination élevés, observés quelques semaines seulement après l'accident, à des endroits très éloignés de la côte devraient être principalement dûs aux retombés atmosphériques du radiocésium sur la surface de l'océan.

En juin 2011, 2.5 mois après l'accident, une campagne scientifique au large de Fukushima a permis de mesurer les concentrations du radiocésium dans l'eau à différents sites répartis le long de la zone située entre 30 km et 600 km de la côte Est japonaise (Buesseler et al. [2012], Fig 3.6B). Les concentrations du ^{134}Cs dans l'eau étaient plus élevées près de la côte, et le rapport $[^{137}Cs]/[^{134}Cs]$ était proche de 1. Les concentrations mesurées à 600 km de la station étaient de l'ordre de 0.1 - 0.3 $Bq\ l^{-1}$. Ces mesures ont révelé des concentrations moins élevées en radiocésium au sud du courant Kuroshio qui forme une sorte de barrière empêchant les eaux contaminées d'atteindre la partie sud de l'océan.

Enfin, les mesures effectuées dans le nord du Pacifique (entre $20^{o}N$ et $50^{o}N$) par certains navires occasionnels entre mars 2011 et mars 2012, ont montré que la vitesse de dispersion du césium de la partie Ouest vers la partie Est du Pacifique était de l'ordre de 8 m s^{-1} (Aoyama et al. [2013]).

3.4.3 La variation avec la profondeur

Les concentrations du radiocésium dans l'eau diminuent rapidement avec la profondeur. Les mesures effectuées en juin 2011, ont montré que les concentrations deviennent indétectables au-delà de 100-200 m de profondeur (Buesseler et al. [2012], Rypina et al. [2013]).

3.5 L'état de contamination du compartiment biologique

L'accident nucléaire de Fukushima Dai-ichi et la contamination de l'océan Pacifique en radionucléides, ont suscité beaucoup d'inquiétude chez les consommateurs du poisson, non seulement au Japon mais dans le monde entier d'autant que le Japon figure parmi les 10 principaux pays producteurs de poissons au monde, et que la région du Pacifique nord-ouest est considérée comme la première zone marine de pêche au monde (FAO [2006]). Toutes ces considérations sanitaires, économiques et politiques ont poussé les autorités japonaises, à travers le ministère de l'agriculture, des forêts et de la pêche (MAFF), à réaliser des contrôles réguliers de l'état de contamination des poissons et de certains autres produits de la mer. Les données relatives aux niveaux de contamination de plusieurs espèces de poissons, de fruits de mer et d'algues, prélevées au large de Fukushima et aux cinq autres préfectures adjacentes (Chiba, Ibaraki, Miyagi, Iwate et Aomori), sont alors régulièrement publiées (Povinec et al. [2013]). D'autres campagnes à caractère scientifique réalisées immédiatement après l'accident ont permis de mesurer le niveau de contamination de certaines autres espèces telles que les populations planctoniques et les petits poissons pélagiques (Buesseler et al. [2012], ?, Kitamura et al. [2013]).

3.5.1 Le plancton

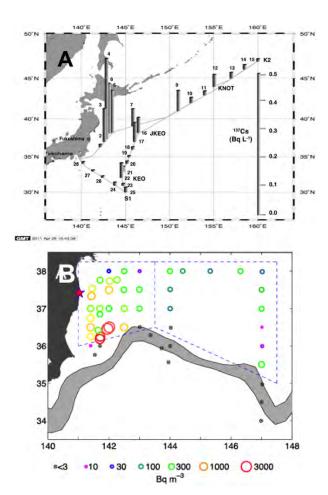


FIGURE 3.6 – La distribution horizontale dans l'eau du (A) ^{137}Cs (en $Bq\ l^{-1}$) mesuré en avril 2011 par ?, et du (B) ^{134}Cs (en $Bq\ m^{-3}$) mesuré en juin 2011 par Buesseler et al. [2012]

Les mesures de radioactivité effectuées sur le zooplancton prélevé entre juillet 2011 et février 2012 par le MAFF ont montré des concentrations comprises entre 0.3 et 8.4 $Bq kg^{-1}ww$ (MAFF [2012]). Le zooplancton prélevé à la station K2 (47°N, 160°E) et S1 ($30^{\circ}N$, $145^{\circ}E$) en avril-mai 2011, montre des concentrations en ^{137}Cs d'environ 13.5 Bq kg^{-1} au niveau de la couche de mélange (< 80m de profondeur), et 59.2 $Bq kq^{-1}ww$ entre 80 et 200m de profondeur (?). Le ^{134}Cs a, quant à lui, été détecté dans tous ces échantillons avec un rapport $^{134}Cs/^{137}Cs$ proche de 1. Les résultats obtenus lors de l'expédition internationale pour la mesure de la radioactivité marine effectuée en juin 2011 (Buesseler et al. [2012]), ont montré que les concentrations du ^{137}Cs dans le zooplankton étaient comprises entre 0.3 et 56.4 Bq $kg^{-1}dw$, et que les concentrations du ^{134}Cs variaient entre non-détectable et 45.5 $Bq kq^{-1}dw$. Dix mois après l'accident, les concentrations mesurées dans le zooplancton collecté entre 500 et 2100 km de la centrale étaient comprises entre 2.2 et 14.9 $Bq kg^{-1}dw$ pour le ^{137}Cs , et entre 1.9 et 10.5 $Bq \ kg^{-1}dw$ pour le ^{134}Cs (Kitamura et al. [2013]).

En se référant à la concentration du radiocésium dans le zooplancton avant l'accident (0.01-

 $0.08~Bq~kg^{-1}ww$, 0.05- $0.4~Bq~kg^{-1}dw$), ces concentrations post-accidentelles sont de 1 à 4 ordres de grandeur supérieures aux concentrations pré-accidentelles.

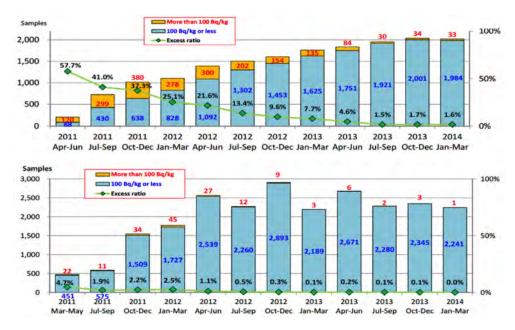


FIGURE 3.7 – Les proportions relatives du nombre de poissons dont la concentration est supérieure à la norme de consommation et de commercialisation (100 Bq kg^{-1} ww). En haut les données relatives à la préfecture de Fukushima, en bas celles relatives aux préfectures autre que Fukushima (Source : MEXT [2014])

3.5.2 Les poissons

Le niveau maximal admissible pour la consommation alimentaire suite à l'accident de Fukushima a été fixé, dans un premier temps, par les autorités japonaises à $500~Bq~kg^{-1}~ww$ pour le césium avant d'être abaissée à $100~Bq~kg^{-1}~ww$ à partir du 1 avril 2012. Cette limite est particulièrement basse par rapport à celles fixées dans d'autres pays (UE : 1250, USA : 1200). Les proportions du nombre de poissons dont la concentration en ^{137}Cs est supérieure ou inférieure à la norme, ainsi que l'évolution temporelle de la proportion de poissons dépassant cette norme sont représentées sur la Figure 3.7 pour les espèces prélevées à Fukushima et celles prélevées ailleurs entre mars 2011 et mars 2014.

Au deuxième trimestre de l'année 2011 (Avr-juin) près de 60% des prélèvement effectués à Fukushima présentaient des concentrations supérieures à $100~Bq~kg^{-1}~ww$. Cette proportion diminue progressivement pour atteindre un peu moins de 2% au premier trimestre de l'année 2014. Dans le cas des autres préfectures, cette proportion ne représente que 4.7% des prélèvements effectués au deuxième trimestre de l'année 2011, avant de devenir nulle vers le premier trimestre de l'année 2014. L'histogramme de la répartition des concentrations de radiocésium dans les poissons pour chacune des trois années (2011-2014) est illustré sur la Figure 3.8.

Les données récoltées à Fukushima durant la première année suivant l'accident montrent que près de 35% des prélèvements présentent des concentrations supérieures à la norme, 30% des concentrations sont inférieures à 25 $Bq~kg^{-1}$, et 35% de ces concentrations sont comprises entre 25 et 100 $Bq~kg^{-1}$. Les prélèvement récoltés entre avril 2012 et mars 2013 montrent que près de 65% des échantillons présentent des concentrations inférieures à 25 $Bq~kg^{-1}$ et seulement 12.6 % présentent des concentrations supérieures à la norme. Entre avril 2013 et mars 2014 près de 90% des concentrations sont inférieures à 25 $Bq~kg^{-1}$, alors que la proportion des prélèvements ayant des concentrations supérieures à la norme ne dépasse pas 2.3%.

Dans le cas des autres préfectures, la proportion des prélèvements qui présentent des concentrations

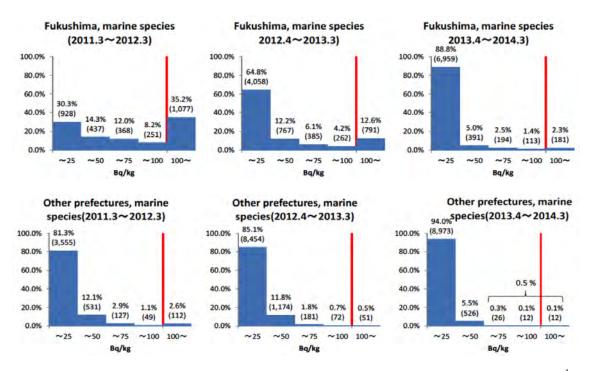


FIGURE 3.8 – L'histogramme de la répartition des concentrations en radiocésium des poissons (en $Bq \ kg^{-1} \ ww$) récoltés à la préfecture de Fukushima (en haut), et au niveau des autres préfectures (en bas) (Source : MEXT [2014])

supérieures à la norme est très faible (<3% entre 2011 et 2012, et 0.1% entre 2013 et 2014). La majeure partie des concentrations est inférieure à 25 $Bq\ kg^{-1}$.

La classification des espèces en fonction de leur milieux de vie (démersales, épipélagiques, pélagiques, neustoniques) montre que les espèces démersales sont les plus contaminées (Figure 3.9). Les concentrations enregistrées chez ces espèces sont comparables à celles des poissons d'eau douce. Les espèces épipélagiques (e.g. les sardines, les anchois et les balaous) présentent des concentrations inférieures à la norme, tout en gardant une stabilité durant toute l'année suivant l'accident. Les espèces pélagiques (e.g. maquereaux, thons, saumons) montrent des concentrations légèrement supérieures à celles des poissons épipélagiques. Ces concentrations restent aussi stables durant toute l'année, et certaines d'entre elles sont supérieures à la norme. Les espèces neustoniques (e.g. Lançons de sable japonais, shirasu, pêches blanches) montrent des concentrations variables dans le temps, avec des concentrations très élevées entre avril et juin 2011 (qui dépassent largement la norme). Ces valeurs diminuent progressivement à partir de juin 2011 jusqu'à atteindre des valeurs inférieures à la norme et qui restent stables à partir du mois d'août 2011.

3.6 La modélisation du transfert des radionucléides aux organismes marins

Un organisme vivant dans un milieu radioactif accumule et élimine simultanément les radionucléides. Les mécanismes d'accumulation et de rétention dépendent essentiellement des caractéristiques de l'organisme et des propriétés chimiques du radionucléide en question. Certains éléments chimiques (bioéléments) sont essentiels pour la construction des tissus des organismes vivants, ainsi que pour leur métabolisme. Les organismes vivants accumulent activement les bioéléments à partir de leur environne-

ment et de leur nourriture. Ces éléments incluent essentiellement le carbone, le phosphore, l'azote, le potassium, l'iode, le zinc, le cobalt, etc. Lorsque l'organisme accumule un bio-élément à partir de son environnement, il accumule aussi son homologue radioactif tels que ^{14}C , ^{32}P , ^{40}K , ^{131}I , ^{65}Zn , ^{60}Co . De plus, les organismes peuvent aussi accumuler d'autres éléments radioactifs ayant les mêmes propriétés chimiques que les bioéléments stables. Par exemple, le radiocésium a les mêmes propriétés chimiques que le potassium, et le strontium (^{90}Sr) est chimiquement similaire au calcium. L'environnement marin est un milieu riche en bio-éléments tels que le potassium et le calcium, qui présentent des concentrations largement supérieures à celles de leurs analogues radioactifs (césium et strontium respectivement). Cela contribue généralement à inhiber leur accumulation. C'est la raison pour laquelle les organismes d'eau douce sont généralement plus contaminés en ces éléments que ceux d'eau de mer. Certains éléments chimiques (et leurs analogues radioactifs) ne sont pas importants pour le métabolisme des organismes vivants, cependant, ils sont capables de s'adsorber sur leur corps. Ce processus est fréquent chez certains éléments lourds tels que l'uranium, le plutonium, le zirconium, etc.(Sazykina [2000]).

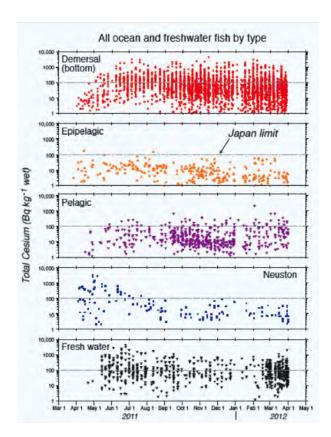


FIGURE 3.9 – L'évolution temporelle de la concentration totale des radiocésium ($^{137}Cs + ^{134}Cs$) chez cinq différents types de poissons (source : Buesseler [2012])

Le bilan radioactif d'un organisme dépend de ces mécanismes d'accumulation et d'élimination et de la vitesse à laquelle ils s'effectuent. La modélisation des échanges de radionucléides entre les différents compartiments de l'environnement marin, et notamment le transfert aux organismes vivants, est l'un des piliers majeurs de la radioécologie marine. Les modèles radioécologiques s'intéressant à l'estimation de la concentration d'un ou de plusieurs radionucléides dans l'organisme marin ont commencé à apparaitre dès les années 1960s suite à la contamination du milieu marin due essentiellement aux retombées des essais nucléaires. Le développement informatique et l'apparition de nouveaux outils numériques ont largement contribué à améliorer ces modèles et à développer de nouvelles approches permettant une meilleure estimation des taux de contamination. En fonction du degré de complexité, on peut distinguer trois types d'approche pour estimer le taux de contamination des organismes marins.

3.6.1 Méthode statique basée sur le facteur de concentration

Le facteur de concentration (CF) d'un radionucléide pour une espèce ou un taxon est généralement calculé pour l'organisme à l'équilibre avec son milieu. Pour prévoir par cette méthode les concentrations en radionucléides des organismes, il suffit de multiplier la concentration mesurée ou estimée dans l'eau baignant l'organisme par le facteur de concentration de ce dernier :

$$C_{organisme} = CF \times C_{eau}$$

Le facteur de concentration, s'il représente effectivement la réponse de l'organisme, est en fait représentatif d'une certaine situation environnementale et d'un certain état métabolique de l'organisme dont les fluctuations vont se répercuter sur la valeur correspondante du CF. Pour un organisme et un radionucléide donné on peut donc avoir une gamme de valeurs du FC (Le Fur [1989]).

Bien que cette méthode offre l'avantage de la simplicité vu qu'elle ne demande qu'un seul paramètre (CF) qui est généralement bien documenté dans la littérature, et ne requiert pas des moyens de calcul sophistiqués, elle présente quand même un certain nombre d'inconvénients, parfois problématiques dans le cadre d'une situation accidentelle :

- Les valeurs du CF sont déterminées lorsque l'organisme est à l'équilibre avec son environnement. Cette conception statique peut être une approximation suffisante lorsque l'on estime les niveaux pour des organismes soumis depuis longtemps à une même activité dans l'environnement. Son utilisation semble cependant abusive lorsque les niveaux de radioactivité dans l'eau fluctuent de manière importante comme c'est le cas dans les situations d'accident nucléaire.
- Les différences observées entre les valeurs de CF obtenues en laboratoire et leurs équivalents calculés in situ sont souvent de plusieurs ordres de grandeur (Le Fur [1989]). Comme le calcul du CF est généralement effectué à partir d'expériences de laboratoire, cette incompatibilité entre les valeurs obtenues en laboratoire et celles qu'il faut utiliser dans l'environnement réduit beaucoup les possibilités de trouver dans la littérature une valeur adaptée à la situation étudiée.
- La relation entre la concentration du radionucléide dans l'environnement et sa concentration dans l'organisme pourrait ne pas être linéaire (Kumblad et al. [2006]).

3.6.2 Méthode dynamique basée sur des constantes d'accumulation et d'élimination

Cette méthode permet d'estimer la concentration du radionucléide dans l'organisme en se basant sur le bilan radioactif des processus d'accumulation et d'élimination. Le processus d'accumulation prend généralement en compte les deux voies de contamination à savoir la voie directe à partir de l'eau, et la voie indirecte via la consommation des proies contaminées. Les paramètres liés au taux d'accumulation directe et au taux d'élimination du radionucléide, ainsi que d'autres paramètres écologiques généralement inclus dans ce type de modèles tels que le taux de croissance de l'organisme vivant ainsi que son taux d'ingestion de nourriture, sont considérés comme indépendants des facteurs relatifs à la dynamique de l'organisme en question. Autrement dit, les taux d'accumulation ou d'élimination du radionucléide ne sont pas forcément affectés par les facteurs qui influent sur la dynamique ou la croissance de l'organisme vivant.

Dans ce type de modèles, l'organisme peut en effet être représenté avec un ou plusieurs compartiments connectés ou non entre eux. Les modèles à plusieurs compartiments sont généralement utilisés pour prendre en compte la variabilité dans le temps de la vitesse d'élimination du radionucléide par l'organisme, avec la présence d'une phase d'élimination rapide suivie par une phase lente (e.g. Ruzic [1972], Le Fur [1989], Vives i Batlle et al. [2008]). Les modèles à un seul compartiment sont les plus utilisés en radioécologie marine (e.g. Thomann [1981], Reinfelder et al. [1998], Brown et al. [2006], etc). Cette approche de modélisation a été utilisée par Tateda et al. [2013], Vives i Batlle et al. [2014] et Maderich et al. [2014] dans le cadre de l'étude relative au transfert des radionucléides dans les chaînes trophiques marines suite à l'accident de Fukushima. Les avantages de cette approche sont liés à son coût numérique faible et son adaptation aux situations où la concentration du radionucléide dans l'environnement change

rapidement (e.g. accident). Son inconvénient est essentiellement lié à la non prise en compte les facteurs qui influent sur la vie de l'organisme (e.g. disponibilité de la nourriture, température ...).

3.6.3 Méthode dynamique basée sur un modèle de l'écosystème

Comme dans l'approche précédente, la concentration du contaminant dans le compartiment biologique (individu ou population) est estimée à partir du bilan radioactif des processus d'accumulation et d'élimination du radionucléide. En revanche, certains paramètres du modèle, notamment ceux liés aux flux de radionucléides via la voie trophique tels que le taux d'ingestion de nourriture, sont généralement variables temporellement et spatialement en parallèle avec la variabilité des conditions environnementales (disponibilité en nourriture, température, lumière, etc). Pour estimer ces paramètres, un modèle écologique est utilisé. Ce modèle peut alors représenter un seul individu, une population, ou un réseau trophique, en fonction de l'échelle à laquelle on s'intéresse, et il est souvent couplé au modèle de transfert. Cette approche est essentiellement basée sur l'hypothèse que le radionucléide suit le flux de la matière organique et des éléments stables analogues le long de la chaîne trophique (Sazykina [2000], Kumblad et al. [2006]). Cela signifie que chaque facteur ayant une influence plus ou moins importante sur la dynamique de ce compartiment biologique devrait forcément affecter le taux de sa contamination en radionucléides (Sazykina [2000]). Certaines conditions environnementales telles que la température, la lumière, ou la disponibilité en nourriture, dont la variabilité spatio-temporelle est généralement très importante, sont bien connues pour avoir une influence majeure sur la dynamique et la croissance des organismes marins. Ce type d'approche est donc bien adapté à l'étude de la contamination des organismes marins en radionucléides dans des situations où la variabilité spatiale ou temporelle des facteurs environnementaux est très importante, et son effet sur la croissance du compartiment biologique est plus marqué (Kumblad et al. [2006]). Bien que cette méthode soit plus proche de la réalité que les deux premières, et qu'elle permette une meilleure compréhension des mécanismes de transport des radionucléides le long des chaînes trophiques et de leur sensibilité vis-à-vis les différents facteurs environnementaux, son coût élevé en matière d'outils et de temps de calcul numérique rend son utilisation moins répondue dans la communauté scientifique comparée aux deux premières approches.

Dans le cadre de mon étude, cette approche écosystémique a été utilisée pour estimer les taux de contamination en ^{137}Cs du plancton marin (phytoplancton et zooplancton) connu par ses déplacements entrainés par les courants océaniques. Le choix de cette méthode est justifié par le fait qu'elle est la mieux adaptée à l'étude des populations, mais aussi par la forte variabilité spatio-temporelle des facteurs environnementaux (température, salinité, chlorophylle, etc.) caractérisant notre zone d'étude (voir Section 3.2) et par le déplacement de ces populations planctoniques généré par les courants, et qui a lieu en même temps que la dispersion des contaminants radioactifs. La description du modèle de transfert utilisé, ainsi que la méthode du couplage avec le modèles de l'écosystème est reportée en détails dans la partie (II) de cette thèse.