

Le devenir environnemental des émissions de radionucléides de la centrale nucléaire de Fukushima

Résumé D'importants dépôts de substances radioactifs se sont produits sur les territoires situés au Nord-Est du Japon à la suite de l'accident de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi en mars 2011. Ces dépôts dominés par le ^{137}Cs (demi-vie de 30 ans) sont drainés par plusieurs fleuves jusqu'à l'Océan Pacifique. En raison de l'impact combiné des typhons et des travaux de décontamination menés dans la zone, les niveaux de ^{137}Cs déposés par les crues le long de ces rivières ont baissé de 93 % entre 2011 et 2020. Les forêts, qui n'ont pas été décontaminées, constituent désormais le principal réservoir de ^{137}Cs dans les paysages de Fukushima.

Mots-clés Radionucléides, accident nucléaire, rivières, sédiments.

Abstract Environmental fate of radionuclide emissions from Fukushima Nuclear Power Plant

Significant deposits of radioactive substances occurred in the territories located in the northeast of Japan following the accident at the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant in March 2011. These deposits were dominated by ^{137}Cs (half-life: 30 years) and drained by several rivers to the Pacific Ocean. Due to the combined impact of typhoons and decontamination work carried out in the area, the levels of ^{137}Cs deposited by floods along these rivers fell by 93% between 2011 and 2020. Forests, which do not have not been decontaminated, now constitute the main reservoir of ^{137}Cs in the Fukushima area.

Keywords Radionuclides, nuclear accident, rivers, sediments.

Une décennie d'études de terrain dans les bassins versants côtiers de Fukushima (2011-2020)

Après le séisme du Tohoku et le tsunami qui a suivi, touchant le littoral du nord-est du Japon le 11 mars 2011, les systèmes de refroidissement de la centrale de Fukushima Dai-ichi ont été endommagés, ce qui a entraîné quelques jours plus tard des explosions d'hydrogène et des rejets de radionucléides dans l'environnement. On estime que 80 % des rejets atmosphériques radioactifs ont été transportés vers l'océan Pacifique, tandis que les 20 % restants ont conduit à des dépôts de radionucléides sur les sols japonais [1]. Des rejets liquides ont également eu lieu directement depuis le site de la centrale nucléaire vers l'océan Pacifique, mais ceux-ci ne seront pas abordés dans le présent article. Nous nous concentrons plutôt sur le devenir des radionucléides qui se sont déposés sur les sols, les principales substances d'intérêt étant les isotopes ^{134}Cs et ^{137}Cs (présentant des demi-vies de 2 et 30 ans, respectivement), bien que de nombreux autres radionucléides – dont la plupart ont une courte durée de vie (par exemple l'iode 131, avec une demi-vie de 8 jours) – aient été détectés peu de temps après l'accident et qu'ils aient décliné jusqu'à atteindre des valeurs négligeables dès les premiers mois qui ont suivi l'accident. Il convient de noter que d'autres radionucléides à durée de vie plus longue (avec des demi-vies supérieures à 1 000 ans) ont également été détectés dans l'environnement, notamment la plupart des isotopes du plutonium tels que ^{239}Pu et ^{240}Pu [2]. Le plutonium est supposé avoir été émis sous forme de microparticules [3] et des recherches supplémentaires sont en cours pour les isoler et les caractériser afin de mieux anticiper leur devenir dans l'environnement à l'avenir [4]. Comme ces isotopes à plus longue durée de vie ont été émis à des niveaux d'ultra-traces, le présent article se concentrera sur les rejets de radiocésium les plus abondants. Le principal panache de radiocésium (avec des niveaux initiaux de ^{137}Cs dépassant $100\,000\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$) qui s'est déposé sur la terre ferme a couvert une surface de

$3\,000\text{ km}^2$ [5]. Ce panache est drainé par plusieurs systèmes fluviaux côtiers vers l'océan Pacifique [6] et les transferts d'eau et de sédiments dans ces systèmes fluviaux sont très variables car ils sont principalement contrôlés par l'occurrence de fortes précipitations, générées notamment par les typhons qui ont fréquemment lieu dans la région entre juillet et octobre [5]. L'une des principales questions associées à ces transferts fluviaux est liée à leur impact sur les exportations de radiocésium vers l'océan Pacifique et leurs variations spatio-temporelles. Ces variations sont contrôlées à la fois par les variations pluviométriques et les actions humaines, notamment les opérations de décontamination qui ont débuté en 2013 et qui ont été achevées dans la plupart des zones cultivées et résidentielles situées dans le panache radioactif principal – à l'exception de la zone de retour difficile – en 2019 [7]. Dans cette dernière zone, ces travaux se sont achevés en 2023 [8].

Le présent article examine donc les variations temporelles des concentrations de radiocésium (en se concentrant sur le ^{137}Cs , car il s'agit de l'isotope à la durée de vie la plus longue trouvé en abondance dans la région) analysées dans les sédiments transportés par les fleuves côtiers qui drainent le principal panache radioactif entre 2011 et 2020. Ensuite, les changements dans les sources fournissant ce matériel contaminé aux systèmes fluviaux seront quantifiés et discutés à la lumière des actions humaines mises en œuvre dans le bassin versant. L'accent sera ensuite mis sur l'impact de la décontamination. Enfin, les principaux défis pour l'avenir de la recherche environnementale dans la région touchée par Fukushima seront discutés. Comme les ^{134}Cs et ^{137}Cs sont des émetteurs gamma, lorsqu'ils sont déposés en abondance, ils peuvent générer un débit de dose de rayonnement externe significatif pour la population. Leur redistribution dans le paysage par les processus d'érosion, les inondations et la sédimentation qui s'ensuit peut conduire à une redistribution spatiale du ^{137}Cs modifiant la distribution initiale des retombées, ce qui peut impacter son devenir ultérieur et son transfert à travers divers

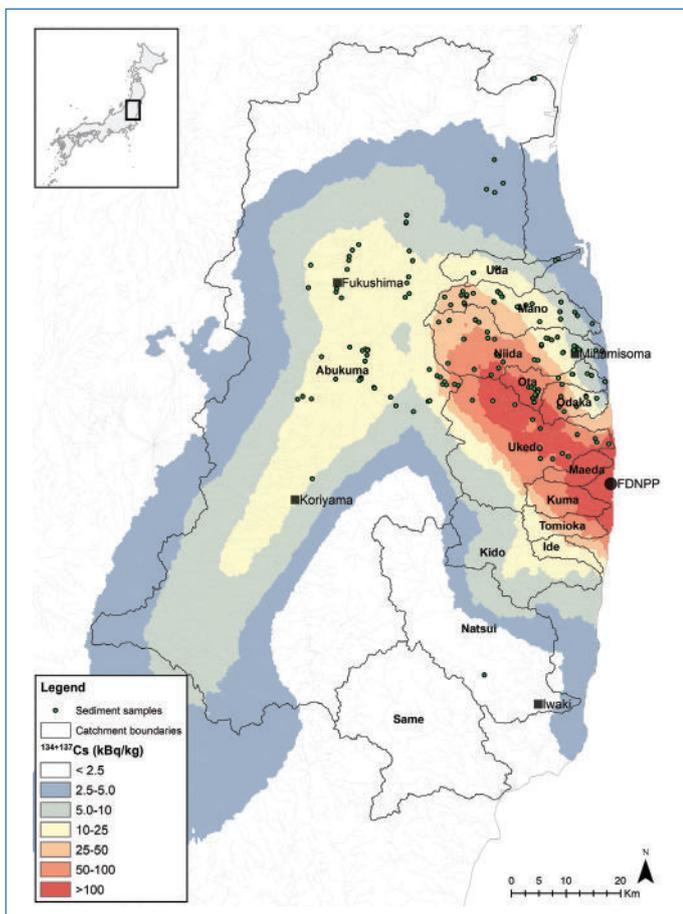


Figure 1 - Localisation des sites d'échantillonnage des sédiments dans les bassins versants des rivières drainant le principal panache de pollution radioactive dans la préfecture de Fukushima [17]. Le code couleur fait référence à la concentration initiale post-accidentelle de radiocésium dans le sol (en $\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$), des niveaux les plus bas (en bleu) aux niveaux les plus élevés (en rouge).

compartiments environnementaux (par exemple, le transfert du sol aux plantes).

Évolution de la contamination des sédiments fluviaux par les radionucléides

Les sédiments déposés lors de la dernière grande inondation survenue au cours des semaines ou des mois précédents ont été systématiquement prélevés aux mêmes sites dans le chenal des rivières, en se concentrant sur les systèmes fluviaux drainant le principal panache radioactif au nord de FDNPP (pour Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant), afin de quantifier les changements dans leur teneur en ^{137}Cs (figure 1). Pendant la période post-accidentelle immédiate (2011-2016), ces échantillons ont été collectés deux fois par an (après les crues de printemps, généralement en avril ou mai, et la saison des typhons, généralement à la fin du mois d'octobre ou début novembre). Ensuite, entre 2017 et 2020, ces dépôts n'ont plus été échantillonnés qu'une fois par an (après la saison des typhons).

Pendant toute la période de suivi (figure 2), les activités en ^{137}Cs mesurées dans les dépôts de sédiments fluviaux ont diminué de 93 %, passant d'une moyenne de $28\,516\ \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ en novembre 2011 à une moyenne de $2\,115\ \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ en novembre 2020. Cette valeur est beaucoup plus élevée que les activités pré-accidentelles (généralement inférieures à $30\ \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$), car les sols du monde entier ont été contaminés par le ^{137}Cs , en raison des retombées associées aux essais

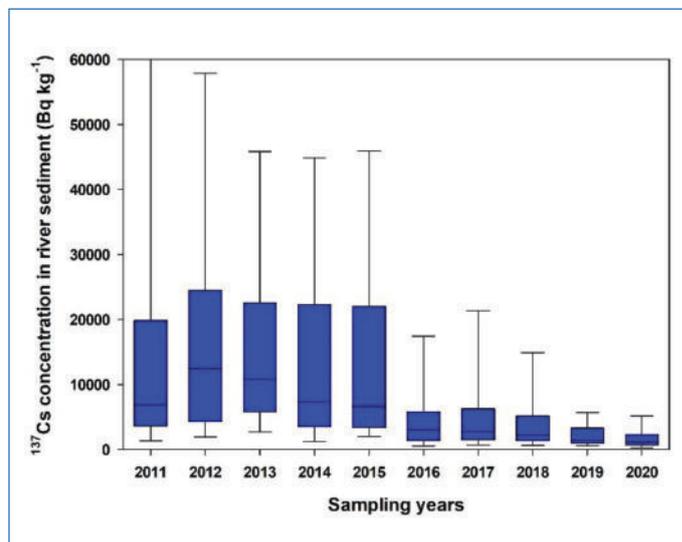


Figure 2 - Évolution des concentrations de ^{137}Cs (la médiane et les valeurs des percentiles 25/75 sont représentées par les bâtonnets, les barres d'erreur indiquent les valeurs minimales/maximales) mesurées dans les sédiments prélevés entre 2011 et 2020 dans les principales rivières drainant le panache de pollution radioactive de Fukushima [17].

atmosphériques des bombes nucléaires menés entre 1954 et 1980 [9]. Néanmoins, bien que ce bruit de fond radioactif pré-accidentel n'ait pas encore été atteint, les débits de dose externe de radioactivité associés à cette contamination radioactive persistante dans les sols et les sédiments avaient atteint des niveaux très faibles en 2020. Les débits de dose de rayonnement ambiant mesurés à proximité des dépôts de crue ont diminué, passant d'une moyenne de $3,3\ \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ en novembre 2011 à une moyenne de $0,5\ \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ en novembre 2018. Lors des campagnes suivantes, le radiomètre n'a plus détecté les radiations gamma émises par ces dépôts fluviaux par rapport au fond de rayonnement général et elles n'ont donc pas pu être mesurées lors des campagnes sur le terrain menées en 2019 et 2020.

Les niveaux de contamination radioactive analysés dans les sédiments sont très variables à travers l'espace, ce qui reflète l'hétérogénéité spatiale initiale du panache radioactif, les sédiments transitant par le réseau de petits fleuves côtiers (c'est-à-dire les fleuves Mano, Niida, Ota, Ukedo) étant caractérisés par des niveaux plus élevés en ^{137}Cs que ceux transportés par les fleuves continentaux (par exemple, le fleuve Abukuma). Ces niveaux contrastés de radioactivité s'expliquent dans une large mesure par l'hétérogénéité spatiale initiale du panache, les rivières côtières drainant des terrains plus contaminés présentant des niveaux de contamination plus élevés.

La plus forte diminution des activités en ^{137}Cs a été principalement observée après la survenue du typhon Etou en 2015, avec des valeurs passant de $20\,400\ \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ à l'automne 2015 à $3\,400\ \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ au printemps 2016. Bien que des typhons et des tempêtes tropicales aient affecté la région de Fukushima presque chaque année depuis 2011, le typhon Hagibis qui s'est produit en octobre 2019 a généré encore plus de précipitations (77-558 mm) que le typhon Etou en 2015 (41-458 mm). Cependant, Hagibis n'a pas généré une diminution aussi importante des activités ^{137}Cs dans les sédiments (de $4\,800\ \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ à l'automne 2018 à $2\,200\ \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ à l'automne 2019) que le typhon Etou. Cette différence s'explique principalement par le changement des sources de sédiments observé dans la région tout au long de la période [10].

Modifications des sources de sédiments

Les sédiments qui transitent par le réseau fluvial peuvent provenir de différentes sources dans le paysage, soit de la surface du sol (forêts, terres cultivées, jardins, etc.), soit de la subsurface (glissements de terrain, ravinements et berges, etc.). Il est donc essentiel d'identifier ces sources, ce qui peut être réalisé grâce au développement de techniques de traçage sédimentaire. Ces techniques reposent sur l'analyse de propriétés bio-physico-chimiques des sources potentielles et des sédiments cibles, la sélection du meilleur jeu de propriétés capables de discriminer ces sources, qui sont ensuite utilisées dans un modèle de mélange pour quantifier les contributions des sources potentielles aux sédiments [11].

La diminution forte et rapide des teneurs en ^{137}Cs en 2015 montrée sur la *figure 2* a été principalement contrôlée par des changements de sources fournissant ce matériau aux systèmes fluviaux au cours de la période post-accidentelle. Initialement après l'accident (c'est-à-dire entre 2012 et 2014), les principales sources fournissant des sédiments aux rivières Mano, Niida et Ota (voir leur emplacement sur la *figure 1*) ont été calculées comme étant les horizons profonds des sols ($45 \pm 26\%$), suivis par les terres cultivées ($38 \pm 19\%$) et les forêts ($17 \pm 10\%$) [12]. Des investigations similaires ont été menées sur les sédiments accumulés dans le réservoir du barrage de la rivière Mano à travers l'analyse de plusieurs carottes de sédiments, prélevées dans le lac entre novembre 2014 et avril 2015 [13]. Différentes contributions de sources de sédiments ont été obtenues, avec une dominance des sédiments provenant de terres cultivées ($48 \pm 7\%$) et des contributions plus faibles de matériel provenant de forêts ($27 \pm 6\%$) et des horizons profonds des sols ($25 \pm 4\%$).

Ces résultats montrent que, selon les matériaux analysés, les horizons profonds des sols (c'est-à-dire les matériaux provenant des glissements de terrain ou de l'effondrement des berges des rivières) et les terres cultivées sont les principales sources de sédiments, bien que ces sources couvrent des proportions mineures de la surface du paysage (généralement moins de 15 %) dans la région de Fukushima. En revanche, il a été démontré que les forêts, qui représentent la principale occupation des sols dans la région (plus de 75 % de la surface totale), ne contribuent qu'à hauteur de 17 à 27 % des sédiments au cours de cette phase post-accidentelle initiale. Cela explique probablement pourquoi les niveaux de ^{137}Cs ont fortement diminué dans les sédiments fluviaux malgré la présence d'importants réservoirs de contamination dans le paysage (typiquement, les forêts et les lacs des barrages accumulant les sédiments). Ces résultats sur l'origine des sédiments à travers le paysage ont des implications potentiellement importantes pour le transfert actuel et futur de la contamination radioactive par les rivières, étant donné que ces différents types d'occupations du sol ont été gérés de manière très différente après l'accident, généralement à des fins de décontamination.

Impact de la décontamination

Rapidement après l'accident, les autorités japonaises ont décidé de mener des travaux de décontamination pour permettre le retour de la population dans les municipalités situées au sein du principal panache de pollution radioactive. Différentes mesures ont été prises en fonction du niveau initial des retombées radioactives, l'ensemble le plus complet de

techniques d'assainissement ayant été mis en œuvre dans la zone dite de « décontamination spéciale », couvrant une surface de $1\,117\text{ km}^2$ et correspondant aux communes les plus contaminées qui ont été évacuées en 2011 [7]. Dans ces zones, la décontamination s'est concentrée dans les zones résidentielles et agricoles, où les routes, les toits et les gouttières ont été nettoyés et la couche de terre arable (5 cm supérieurs pour les sols contaminés par plus de $25\,000\text{ Bq.kg}^{-1}$ en ^{137}Cs) a été enlevée et remplacée par une couche de sol non contaminé, dont la source a été définie par les municipalités locales. Par exemple, dans le village d'Iitate, on a choisi d'extraire des sables granitiques ou des saprolites granitiques des carrières locales pour remplacer la couche de terre arable ainsi enlevée. Globalement, il a été démontré que ces vastes travaux d'assainissement ont permis de réduire les niveaux de ^{137}Cs d'environ 80 %. Néanmoins, dans l'ensemble de la région (comprenant à la fois les municipalités évacuées et non-évacuées après l'accident de 2011), ces opérations d'assainissement très coûteuses (représentant une dépense de 3 000 milliards de yens – soit environ 24 milliards d'euros – entre 2013 et 2019) ont entraîné la production d'une très grande quantité de déchets (une vingtaine de millions de m^3 de déchets de sol entre 2013 et 2019). Il a été décidé de stocker ces déchets dans des « installations de stockage provisoires » spécialement construites à cet effet à proximité de FDNPP, dans les villes d'Okuma et de Futaba, pour une période d'environ 30 ans.

Il est important de noter que les zones forestières n'ont pas été décontaminées, à l'exception de bandes de 20 mètres de large le long des routes et autour de la plupart des maisons et des bâtiments. De ce fait, les forêts constituent des sources potentielles pérennes de sédiments contaminés par les radionucléides pour les systèmes fluviaux de ces régions. Dix ans après l'accident, on a pu observer que le ^{137}Cs avait migré depuis la canopée et les parties aériennes des forêts de feuillus et de conifères, et que la majeure partie de ce radionucléide était désormais stockée dans la couche minérale supérieure des sols forestiers [15]. Par ailleurs, malgré les niveaux relativement faibles de radionucléides trouvés dans le bois des arbres, ils dépassent les niveaux autorisés dans les produits forestiers par la législation japonaise (c'est-à-dire un maximum de 40 Bq.kg^{-1} de ^{137}Cs dans le bois de chauffage), il ne sera donc probablement pas possible d'utiliser ce bois pendant plusieurs décennies dans la région [17]. La même situation s'applique à d'autres produits forestiers, y compris les champignons qui sont connus pour concentrer les radionucléides [8]. Une étude récente menée sur des produits alimentaires achetés en divers endroits du Japon a montré que les champignons étaient de loin les produits alimentaires les plus touchés en termes de contamination radioactive, plusieurs échantillons (en particulier ceux de « champignons séchés ») dépassant les limites réglementaires japonaises (100 Bq.kg^{-1} de ^{137}Cs). Il convient de noter que les règles fixant les limites réglementaires pour les radionucléides autorisés dans les aliments et les produits du bois ont évolué au fil du temps, ce qui peut générer une certaine confusion pour les populations locales.

En ce qui concerne la situation dans la zone dite « difficile au retour », qui couvre une superficie de 335 km^2 et comprend les municipalités situées dans la zone la plus contaminée à proximité immédiate de la centrale nucléaire de Fukushima, celle-ci a été partiellement décontaminée entre 2019 et 2023, en priorité au niveau de « bases de reconstruction et de

revitalisation spécifiques » [8], ce qui suscite des inquiétudes quant au devenir de la contamination radioactive résiduelle dans ces zones et à son transfert potentiel à travers les paysages et dans les cours d'eau. Cette situation soulève également des questions quant au type d'activités qui pourront redémarrer dans cette zone, étant donné que l'agriculture et l'exploitation forestière représentaient certains des principaux secteurs économiques de la région avant 2011. La contamination en ^{137}Cs des poissons d'eau douce prélevés dans les rivières drainant cette zone s'est également révélée être la plus élevée de la région, et généralement beaucoup plus élevée que dans les poissons capturés dans les eaux côtières au large de la préfecture de Fukushima [14].

Vers une meilleure gestion de la contamination radioactive

Les transferts de sédiments et de radiocésium associé dans les rivières drainant le principal panache radioactif de la préfecture de Fukushima vers l'océan Pacifique se sont révélés massifs pendant la phase post-accidentelle immédiate (2011-2014). Ensuite, à partir de 2015, l'occurrence conjointe, d'une part, de vastes travaux de décontamination consistant à enlever la couche de terre arable concentrant le ^{137}Cs et à la remplacer par de la terre non contaminée et, d'autre part, celle du typhon Eta entraînant d'importants processus d'érosion, y compris des glissements de terrain, a conduit à une très forte dilution des niveaux de contamination radioactive dans les sédiments transitant par les systèmes fluviaux de cette région. Globalement, entre 2011 et 2020, les niveaux de ^{137}Cs dans les sédiments fluviaux collectés à travers le principal panache radioactif ont diminué de 93 %.

Les travaux d'assainissement ayant exclusivement ciblé les zones résidentielles et les terres cultivées, la majeure partie de la contamination radioactive qui s'est déposée sur les forêts en 2011 subsiste dans ces zones, bien que la majorité du ^{137}Cs ait été transférée de la partie aérienne de la végétation vers les couches minérales supérieures des sols forestiers. Une partie de cette contamination peut à nouveau être transportée vers les parties aériennes des plantes par le biais de transferts racinaires et, plus important encore, les sols forestiers continueront à fournir un réservoir potentiellement pérenne de radionucléides aux réseaux fluviaux à long terme. La contamination des forêts empêchera probablement aussi l'utilisation des produits du bois et la production forestière au cours des prochaines décennies.

Bien que l'assainissement des zones résidentielles et cultivées ait permis de réduire les niveaux de ^{137}Cs d'environ 80 %, des questions subsistent quant au devenir des radionucléides résiduels trouvés dans ces sols et au transfert potentiel de ces substances vers les plantes qui peuvent être cultivées sur ces terres. Ce problème est encore plus prononcé dans la zone dite « difficile au retour » que les autorités japonaises ont décidé de rouvrir progressivement depuis le printemps 2023. Les recherches futures devront étudier le devenir des radionucléides résiduels provenant des milieux forestiers et celui des substances radioactives restant dans les sols cultivés, en réponse à la fois aux fortes précipitations et aux activités humaines mises en œuvre dans la région. Les connaissances acquises sur ces processus de transfert de radionucléides à travers les paysages contribueront également à l'élaboration de modèles susceptibles de fournir des outils d'aide à la décision utiles pour guider la mise en place de mesures de

gestion efficaces au cas où des événements conduisant à l'émission de substances potentiellement nocives dans l'environnement se reproduiraient à l'avenir.

La collecte et l'analyse des échantillons de sédiments ont été financées par les projets TOFU (ANR-11-JAPN-001) et AMORAD (ANR-11-RSNR-0002), sous la supervision de l'Agence nationale de la recherche (ANR), avec le soutien du CEA (Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives), du CNRS (Centre national de la recherche scientifique) et de la JSPS (Japan Society for the Promotion of Science) à travers le financement de bourses de doctorat (H. Lepage, H. Jaegler, A. Diacre, T. Chaux-Clergue) et de projets de collaboration (PRC CNRS JSPS 2019-2020 ; CNRS International research project – IRP – MITATE Lab).

- [1] N. Kinoshita *et al.*, Assessment of individual radionuclide distributions from the Fukushima nuclear accident covering central-east Japan, *Proc. Nat. Ac. Sc. USA*, **2011**, *108*, p. 19526-29.
- [2] O. Evrard *et al.*, Novel insights into Fukushima nuclear accident from isotopic evidence of plutonium spread along coastal rivers, *Env. Sci. Tech.*, **2014**, *48*, p. 9334-40.
- [3] Y. Abe *et al.*, Detection of uranium and chemical state analysis of individual radioactive microparticles emitted from the Fukushima nuclear accident using multiple synchrotron radiation X-ray analyses, *Anal. Chem.*, **2014**, *86*, p. 8521-25.
- [4] H. Jaegler *et al.*, Method for detecting and characterising actinide-bearing micro-particles in soils and sediment of the Fukushima Prefecture, Japan, *J. Rad. Nucl. Chem.*, **2019**, *321*, p. 57-69.
- [5] J.-P. Lacey *et al.*, Rainfall erosivity in catchments contaminated with fallout from the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident, *Hydr. Earth Sys. Sc.*, **2016**, *20*, p. 2467-82.
- [6] O. Evrard *et al.*, Radiocesium transfer from hillslopes to the Pacific Ocean after the FNPP accident: a review, *J. Env. Rad.*, **2015**, *148*, p. 92-110.
- [7] O. Evrard, Lacey JP, Nakao A, Effectiveness of landscape decontamination following the Fukushima nuclear accident: a review, *Soil*, **2019**, *5*, p. 333-350.
- [8] O. Evrard, T. Chaux-Clergue, P.-A. Chaboche, Y. Wakiyama, Y. Thiry, Research and management challenges following soil and landscape decontamination at the onset of the reopening of the Difficult-to-Return Zone, Fukushima (Japan), *Soil*, **2023**, *9*, p. 479-497.
- [9] O. Evrard, P.-A. Chaboche, R. Ramon, A. Foucher, J.-P. Lacey, A global review of sediment source fingerprinting research incorporating fallout radiocesium (^{137}Cs), *Geomorph.*, **2020**, *362*, p. 107103.
- [10] O. Evrard *et al.*, Impact of the 2019 typhoons on sediment source contributions and radiocesium concentrations in rivers draining the Fukushima radioactive plume, Japan, *C.-R. Géoscience*, **2020**, *352*, p. 199-211.
- [11] A.L. Collins *et al.*, Sediment source fingerprinting: benchmarking recent outputs, remaining challenges and emerging themes. *J. Soils Sed.*, **2020**, *20*, 4160-93.
- [12] J.-P. Lacey, S. Huon, Y. Onda, V. Vaury, O. Evrard, Do forests represent a long-term source of contaminated particulate matter in the Fukushima Prefecture?, *J. Env. Man.*, **2016**, *183*, p. 742-753.
- [13] S. Huon, S. Hayashi, J.-P. Lacey, H. Tsuji, Y. Onda, O. Evrard, Source dynamics of radiocesium-contaminated particulate matter deposited in an agricultural water reservoir after the Fukushima nuclear accident, *Sc. Total Env.*, **2018**, *612*, p. 1079-90.
- [14] T. Wada *et al.*, Strong contrast of cesium radioactivity between marine and freshwater fish in Fukushima, *J. Env. Rad.*, **2019**, *204*, p. 132-142.
- [15] Y. Onda *et al.*, Radionuclides from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant in terrestrial systems, *Nat. Rev. Earth Env.*, **2020**, *1*, p. 644-660.
- [16] S. Ohashi *et al.*, Temporal trends in ^{137}Cs concentrations in the bark, sapwood, heartwood, and whole wood of four tree species in Japanese forests from 2011 to 2016, *J. Env. Rad.*, **2017**, *178-179*, p. 335-342.
- [17] O. Evrard *et al.*, Radionuclide contamination in flood sediment deposits in the coastal rivers draining the main radioactive pollution plume of Fukushima Prefecture, Japan (2011–2020), *Earth Syst. Sc. Data*, **2021**, *13*, p. 2555-60.

Olivier EVRARD^{1*}, directeur de recherche, **Yoshifumi WAKIYAMA**², professeur, **Atsushi NAKAO**³, professeur assistant, **Sylvain HUON**⁴, maître de conférence, **Seiji HAYASHI**⁵, chercheur, **Hideki TSUJI**⁵, chercheur, et **Olivier CERDAN**⁶, ingénieur de recherche.

¹Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE/IPSL), UMR 8212 (CEA/CNRS/UVSQ), Université Paris-Saclay, Gif-sur-Yvette.

²Institut de Radioactivité Environnementale, Université de Fukushima (Japon).

³École Supérieure des Sciences de la Vie et de l'Environnement, Université Préfectorale de Kyoto (Japon).

⁴Sorbonne Université, Institut d'écologie et des sciences de l'environnement de Paris (IEES), Paris.

⁵National Institute for Environmental Studies, Miharu (Japon).

⁶Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), Département risques et prévention, Orléans.

*olivier.evrard@lsce.ipsl.fr