

Comment les dépôts radioactifs sont-ils redistribués au sein des bassins versants en situations post-accidentelles ?

Les enseignements tirés des accidents de Tchernobyl et de Fukushima

Suite aux accidents de Tchernobyl et de Fukushima, les rejets radioactifs dans l'atmosphère ont conduit à des dépôts hétérogènes sur de vastes surfaces continentales incluant forêts, terres agricoles et espaces résidentiels. Dans les zones contaminées, les processus hydrologiques tels le ruissellement de surface ou le transport dans les cours d'eau gouvernent la redistribution des radiocésiums¹ associés aux dépôts initiaux vers l'aval. La connaissance de la dynamique des flux de radionucléides associés à ces processus est essentielle pour optimiser la stratégie de gestion post-accidentelle, notamment vis-à-vis des usages des ressources aquatiques par les populations humaines.

Le lessivage des bassins versants gouverne la redistribution des radionucléides déposés sur les sols suite à un accident nucléaire ; à Tchernobyl comme à Fukushima, ce processus remobilise annuellement moins de 1% de l'inventaire des radiocésiums déposés. Les dépôts atmosphériques de contaminants radioactifs émis lors des accidents nucléaires de Tchernobyl et Fukushima, tout comme ceux issus des essais atmosphériques d'armes nucléaires, sont à l'origine d'une contamination radioactive à long terme des bassins versants (surfaces continentales -sols, plans d'eau et rivières - dont l'ensemble des eaux convergent vers un même exutoire). Le lessivage de ces systèmes – qui s'exprime par l'entraînement des radionucléides avec l'eau s'écoulant à la surface du sol – est un processus de dispersion persistant des radionucléides dans l'environnement et sur de grandes distances, parfois au-delà des territoires initialement contaminés et/ou évacués (Gulin *et al.*, 2013). Ce processus hydrologique induit à la fois une redistribution de la contamination dans les bassins versants (Walling *et al.*, 1999 ; Khanbilvardi *et al.*, 1999 ; van der Perk et Slavik, 2002) et son export vers l'aval des réseaux hydrographiques (e.g., Menzel, 1960; Yamagata, 1963) jusqu'au milieu marin (Kakehi *et al.*, 2016). Le lessivage est un processus qui, par la remobilisation des radionucléides déposés suite à l'accident, influence l'impact dosimétrique aux populations humaines exposées à partir des usages faits des écosystèmes aquatiques situés en aval des territoires lessivés (cours d'eau, lacs, barrages utilisés pour l'irrigation et l'approvisionnement en eau potable, pêche). Ce lessivage n'induit pas pour autant sur le long terme une épuration significative des territoires contaminés : comme l'ont montré les observations à Tchernobyl, le lessivage n'entraîne annuellement pas plus de un pourcent des radionucléides présents sur les sols (Borzilov *et al.*, 1988; Khanbilvardi *et al.*, 1999). Cet ordre de grandeur est identique à Fukushima (e.g., Ueda *et al.*, 2013).

Les flux de radiocésiums remobilisés à partir des sols des bassins versants sont transportés par l'eau et par les particules ; ce transport est la résultante de processus chimiques, hydrologiques et érosifs complexes qui s'expriment en deux phases différentes en cinétique et en efficacité de flux exportés vers l'exutoire. Au cours du lessivage, les radionucléides sont transportés par deux vecteurs : l'eau s'ils sont sous forme dissoute (via le processus de ruissellement) et les particules s'ils sont fixés sur les matières en suspension dans l'eau (érosion), ce qui conduit à distinguer le lessivage « liquide » et le lessivage « solide » (Bulgakov *et al.*, 1991). Le lessivage est un processus de transfert des radionucléides de l'amont vers l'aval des bassins

¹ Les radiocésiums sont les césium-134 et césium-137.

versants qui reste difficile à évaluer, notamment du fait de la complexité du ruissellement et de l'érosion hydrique (Figure 1). Ce lessivage dépend notamment des types de précipitations (intensité des précipitations, volume d'eau ruisselé, intervalle de temps entre les événements de pluie, etc.) et de surfaces lessivées (texture et porosité du sol, type de couverture végétale, pente, etc.), dont les caractéristiques peuvent être très hétérogènes au sein d'un bassin versant et variables au cours du temps.

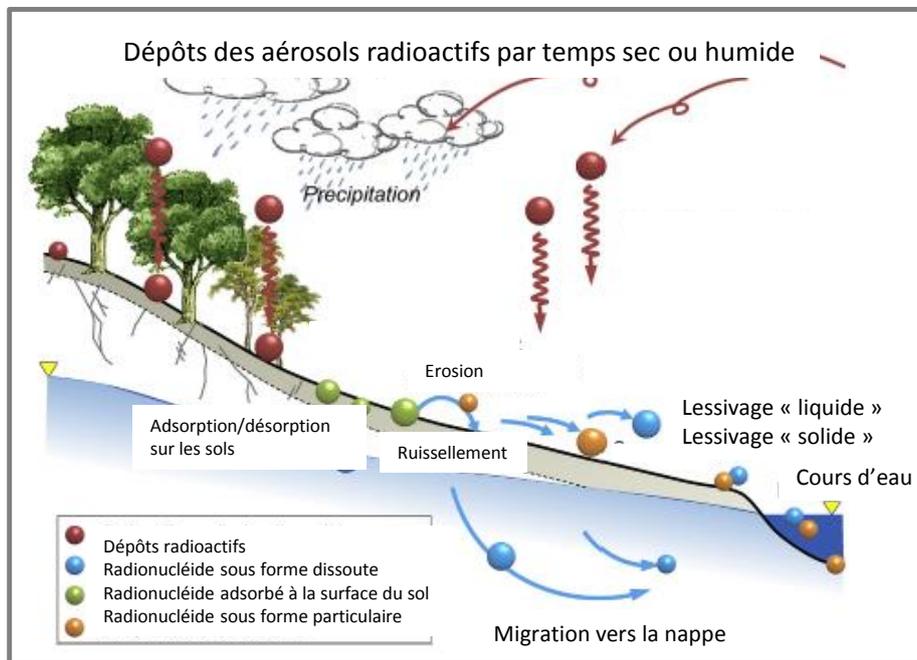


Figure 1- Représentation schématique des processus de redistribution des radionucléides déposés au sein d'un bassin versant suite à un accident nucléaire (adapté de Mori *et al.*, 2015).

On connaît très grossièrement les grandes phases et ordres de grandeurs de ce lessivage après un dépôt atmosphérique accidentel, notamment pour le césium-137. Pour ce radionucléide, à l'échelle mensuelle voire annuelle, on distingue la phase de lessivage rapide les premières semaines après l'accident, où les flux de césium-137 sont forts et exportent de l'ordre de 1% du dépôt initial sur le bassin versant, et la phase de lessivage lent où les flux exportés sont beaucoup plus faibles, de l'ordre de 0,1% par an de l'inventaire encore présent dans les bassins versants. Les flux exportés restent cependant détectables plusieurs dizaines d'années après le dépôt, comme cela a été observé pour les retombées globales de césium-137 émis lors des anciens essais nucléaires aériens (Helton *et al.*, 1985).

Les travaux réalisés par l'IRSN dans le cadre du projet AMORAD² pour le fleuve côtier Nitta de la région de Fukushima (Delmas *et al.*, 2016) ont permis d'estimer un taux d'export de radiocésiums pendant la première année suivant l'accident de 0,12 à 0,8% dans le bassin de la Nitta, ce qui est inférieur aux valeurs proposées par Kinouchi *et al.* (2015) et Ueda *et al.* (2013) pour des petits bassins versants de la zone d'étude. Cela peut s'expliquer par la différence de superficie des bassins versants (effet d'échelle) ainsi que par la présence d'un barrage dans le bassin de la Nitta qui limite l'entraînement des radionucléides vers l'exutoire du bassin.

A des échelles de temps plus fines que l'année, le lessivage est très erratique en particulier sous l'influence des épisodes climatiques (*e.g.* précipitations, typhons, fonte des neiges) (Ueda *et al.*, 2013). Par ailleurs, les radionucléides sont mobilisés de façon hétérogène dans l'espace sous l'influence des conditions d'écoulement variables (*e.g.* ruissellement diffus ou en rigoles sur les versants, ruissellement concentré dans le réseau hydrographique), et leur cheminement comprend des zones de stockage transitoires (*e.g.* sédiments de fond dans les lacs/barrages, laisses de crue sur les berges).

² Le projet AMORAD est un projet cofinancé par l'ANR RSNR « Amélioration des modèles de prévision de la dispersion et d'évaluation de l'impact des radionucléides au sein de l'environnement »

La difficulté de transposer les résultats de recherche acquis après l'accident de Tchernobyl pour estimer les flux exportés au cas de Fukushima a différentes origines. Les principales différences entre les deux situations sont liées à la disponibilité au lessivage des radionucléides déposés sur les sols, et aux différences de topographie et de régime météorologique. La résultante est que le lessivage des radiocésiums à Fukushima est principalement solide (vs. liquide à Tchernobyl) et que ce sont les crues qui provoquent la majorité des exports annuels vers le milieu marin dans les deux cas. A Fukushima, les principaux radionucléides importants à prendre en considération pour la gestion de la radioprotection à moyen et long terme sont les radiocésiums déposés sous forme d'aérosols, alors que le spectre des radionucléides déposés suite à l'accident de Tchernobyl est beaucoup plus large, avec notamment les isotopes du strontium, césium, américium, plutonium et curium (Matsunaga *et al.*, 1998). Dans la zone d'exclusion de Tchernobyl, des particules chaudes de combustible émises lors de l'explosion du réacteur ont de plus été dispersées. Au voisinage de la centrale de Tchernobyl, la contamination est ainsi majoritairement sous forme de particules de combustibles insolubles contenant notamment les radiocésiums et radiostrontium qui sont progressivement libérés au cours de leur altération et désagrégation (Konoplev *et al.*, 1992). A Fukushima, on considère que le césium s'est majoritairement déposé sous forme d'aérosols submicroniques et solubles (Kaneyasu *et al.*, 2012), mais la présence minoritaire de formes insolubles a également été attestée (Tanaka *et al.*, 2013 ; Adachi *et al.*, 2013).

Malgré des types de dépôts à Fukushima *a priori* plus disponibles au lessivage « liquide » qu'à Tchernobyl, les radiocésiums sont transportés lors du lessivage essentiellement sous forme particulaire à Fukushima (Sakaguchi *et al.*, 2015 ; Konoplev *et al.*, 2016 ; Tanaka *et al.*, 2013 ; Niimura *et al.*, 2015), alors qu'il l'est majoritairement sous forme soluble en Biélorussie et en Ukraine (Gorbachova, 2015). Les explications proposées sont multiples :

- les matières en suspension de Fukushima comprennent plus de minéraux argileux qu'à Tchernobyl et ont une plus forte affinité au césium ; par exemple, le coefficient de distribution solide-liquide des radiocésiums³ dans les rivières de Fukushima (ca. 10^5 à 10^6 L/kg) sont de un à deux ordres de grandeurs supérieurs à ceux dans la zone de Tchernobyl (ca. 10^4 L/kg) (Eyrolle-Boyer *et al.*, 2016 ; Konoplev *et al.*, 2016) ;
- la présence d'acides humiques dans les eaux ukrainiennes inhibe la sorption du césium sur les matières en suspension (Suga *et al.*, 2014) ;

Sur le plan de la topographie, les bassins versants contaminés à Fukushima sont plus petits, plus pentus et sont soumis à des extrêmes climatiques plus prononcés (Konoplev *et al.*, 2016). La zone d'exclusion de Tchernobyl est dans la plaine alluviale à faible pente d'un grand fleuve, le Dniepr, où les précipitations sont de l'ordre de 500 mm/an et sous forme neigeuse sur sols gelés plusieurs mois par an. Les bassins versants de la préfecture de Fukushima sont drainés par de petits fleuves côtiers avec beaucoup d'aménagements (seuils, barrages, canaux d'irrigation), de moins de 100 km de long sur des chaînes côtières, et sont soumis à des précipitations de l'ordre de 1200 mm/an avec alternance de cyclones tropicaux de juillet à octobre et de fonte des neiges au printemps. Malgré ces régimes météorologiques contrastés en Ukraine et au Japon, les épisodes de crues des cours d'eau provoquent dans les deux cas l'essentiel des exportations de contamination de l'année : les crues se produisent surtout pendant la fonte des neiges en Ukraine (Borzilov *et al.*, 1988), alors qu'elles se produisent également sous l'effet des typhons au Japon, où les pluies sont beaucoup plus érosives (Ueda *et al.*, 2013). Ces événements génèrent dans la zone de Fukushima 80 à 90% des exports annuels vers le milieu marin.

Les premiers travaux de l'IRSN dans le cadre du projet AMORAD (Delmas *et al.*, 2016) montrent que les coefficients d'entraînement (fraction de la contamination au sol qui a transité pour 1 mm d'eau de ruissellement par m² de sol ou 1 g de matières en suspension exportées par m² de sol) diminuent dans le temps dans la zone d'étude suite à l'accident de Fukushima, avec des valeurs maximales à la suite des typhons. Ces coefficients d'entraînement liquide sont inférieurs d'un à deux ordres de

³ Le coefficient de distribution solide-liquide d'un radionucléide est le rapport à l'équilibre entre la concentration en radionucléide dans les particules (Bq/kg) et celle dans l'eau (Bq/L).

grandeur dans le contexte de Fukushima que dans celui de Tchernobyl (Konoplev *et al.*, 2016) alors que les coefficients d'entraînement solides ne semblent pas très différents entre les bassins versants de ces deux zones accidentées. Ce comparatif confirme le rôle majeur des particules dans le lessivage du césium dans le contexte japonais. La spécificité du contexte japonais résulte vraisemblablement de particules solides à plus forte affinité au césium d'une part, et de processus d'érosion plus intenses d'autre part.

Enfin, une étude conduite par Yoshimura *et al.* (2015) sur 30 bassins versants des préfectures de Fukushima et de Miyagi en décembre 2012 a montré des corrélations significatives entre les concentrations en radiocésiums sous formes dissoutes ou associés aux particules dans les cours d'eau avec l'inventaire des dépôts radioactifs caractérisant le bassin versant où se situe le cours d'eau. Ces résultats ont été récemment confirmés par les études menées par l'IRSN (Eyrolle-Boyer *et al.*, 2016 ; Figure 2). Ce point souligne la pertinence de l'échelle du bassin versant pour évaluer les flux exportés vers le milieu marin. A cette échelle d'observation, Mori *et al.* (2015) ont estimé, sur la base de modèles validés par des mesures *in situ*, que plus de 90% des radiocésiums déposés sur le bassin versant y sont toujours présents trois ans après l'accident. En supposant que la redistribution du césium-137 se poursuive à l'identique après ces 3 années, le temps mis pour exporter 50% de l'inventaire initial déposé sur le bassin versant a été estimé à environ 18 ans (Mori *et al.*, 2015). Cette estimation prend en compte les flux exportés par le lessivage liquide et solide ainsi que la décroissance radioactive.

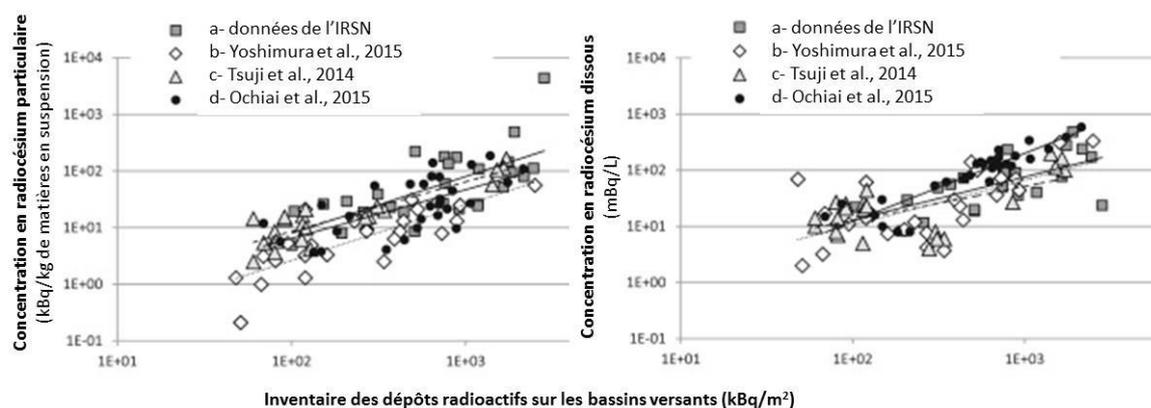


Figure 2- Relations entre les concentrations en radiocésiums particulaire ou dissous avec l'inventaire des dépôts radioactifs (Cs^{137}) à l'échelle du bassin versant. L'étude porte sur des sites échantillonnés de septembre 2012 à février 2013 (adapté de Eyrolle-Boyer *et al.*, 2016).

La stratégie appliquée pour la gestion des milieux aquatiques à Tchernobyl et à Fukushima est différente.

Les contre-mesures ont beaucoup concerné les milieux aquatiques à Tchernobyl, où le fleuve Dniepr et sa cascade de réservoirs en aval jusqu'à la mer Noire est la principale source d'approvisionnement en eau d'Ukraine (Voitsekhoitch *et al.*, 1997). Des trappes à sédiments ont été construites en 1986-1987 mais leur efficacité s'est avérée très limitée car elles n'ont pas retenu les particules fines qui sont les plus contaminées. Les zones contaminées dans la zone d'exclusion au voisinage de la centrale (sur le fleuve Prypiat) ont été inondées en 1988 et 1991, et constituent la principale source de contamination du fleuve Prypiat. A partir d'études à base de modélisation des transferts dans la zone, des digues ont été construites sur la rive gauche en 1992-1993 et leur efficacité a été prouvée pendant les crues de l'été 1993, l'embâcle de l'hiver 1994 et la crue de 1999. Des digues ont été aussi ajoutées sur la rive droite en 1999-2002, mais les travaux d'aménagement sont suspendus depuis. Plus en aval, le Dniepr est un fleuve régulé par une série de barrages dont la gestion a été optimisée pour limiter le transfert de radionucléides vers la mer Noire.

A Fukushima, même si un changement de mode de gestion des barrages est à l'étude (Yamada *et al.*, 2015), les contre-mesures restent massivement axées sur la décontamination des territoires. En zones agricoles et autour des habitations, le retrait de la couche superficielle des sols et son

remplacement avec de la terre non contaminée visent la réduction du débit de dose ambiant et la réhabilitation à terme de certaines zones évacuées lors de l'accident. L'impact de ces opérations de décontamination massive sur la cinétique et l'intensité des flux exportés par le lessivage des bassins versants n'est aujourd'hui pas connu. A ce stade, on estime que les flux de césium-137 entraînés vers l'océan par le lessivage des stocks déposés dans la zone des 100 km autour de la centrale de Fukushima-Daiichi (flux global de 8,4TBq/an de césium-137 répartis sur la façade maritime, qui s'étend vers le nord depuis la centrale de Fukushima jusqu'à l'embouchure de l'Abukuma), sont du même ordre de grandeur que les rejets directs du site accidenté de Fukushima-Daiichi (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)).

En complément des zones agricoles, urbaines et forestières, le Japon a également intégré la gestion des rivières et des lacs dans le plan de reconquête des territoires impactés par les retombées de l'accident de Fukushima. Le principe de base repose sur le fait que la présence d'une colonne d'eau au-dessus de sédiments contaminés assure un effet protecteur diminuant très efficacement le débit de dose qui serait associé à l'exposition externe des populations humaines aux sédiments contaminés. La décontamination n'est donc réalisée que dans les cas où cet effet protecteur n'est pas suffisant pour limiter l'augmentation du débit de dose ambiant (e.g., abaissement du niveau de l'eau, assèchement). C'est le cas par exemple, pour les espaces publics développés pour diverses activités humaines implantées sur les berges de cours d'eau, ou pour les réservoirs localisés dans les zones résidentielles ou les parcs. La surveillance continue du niveau de radioactivité dans les milieux aquatiques ainsi que des actions de recherche et développement pour comprendre et quantifier le devenir des radionucléides à l'échelle globale des bassins versants sont en cours (Ministry of the Environment, Japan, 2016). Les travaux de l'IRSN dans le cadre du projet AMORAD ayant pour objectif de quantifier et modéliser les processus de remobilisation des radionucléides par lessivage des bassins versants à différentes échelles temporelles (d'une pluie à plusieurs années) contribueront à consolider les éléments de la gestion post-accidentelle des milieux aquatiques.

Références citées

- Adachi, K., Kajino, M., Zaizen, Y., Igarashi, Y. (2013). Emission of spherical cesium-bearing particles from an early stage of the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports* 3:2554.
- Borzilov, V., Konoplev, A., Revina, S., Bobovnikova, T. I., Lyutik, P., Shveikin, Y. V., Shcherbak, A. (1988). Experimental investigation of washout of radionuclides deposited on soil as a result of the Chernobyl nuclear power plant accident. *Soviet Meteorology and Hydrology* 11:43-53.
- Bulgakov, A., Konoplev, A., Popov, V., Scherbak, A. (1991). Removal of long-lived radionuclides from the soil by surface runoff near the Chernobyl nuclear power station. *Soviet Soil Sci.* 23:124-131.
- Delmas M. *et al.* (2016). Estimating average wash-off parameters of cesium from watersheds of Minamisoma region (Fukushima prefecture) by a Bayesian approach. *Journal of Environmental Radioactivity. En préparation.*
- Evrard, O., Lacey, J. P., Lepage, H., Onda, Y., Cerdan, O., Ayrault, S. (2015). Radiocesium transfer from hillslopes to the Pacific Ocean after the Fukushima Nuclear Power Plant accident: A review. *Journal of Environmental Radioactivity* 148: 92 - 110.
- Eyrolle-Boyer, F., Boyer, P., Garcia-Sanchez, L., Métivier, J.-M., Onda, Y., De Vismes, A., Cagnat, X., Boulet, B., Cossonnet, C. (2015) Behaviour of radiocaesium in coastal rivers of the Fukushima Prefecture (Japan) during conditions of low flow and low turbidity - Insight on the possible role of small particles and detrital organic compounds. *Journal of Environmental Radioactivity* 151:328-340.
- Garcia-Sanchez, L. (2008). Watershed wash-off of atmospherically deposited radionuclides: review of the fluxes and their evolution with time. *Journal of Environmental Radioactivity* 99 (4):563-573.
- Garcia-Sanchez, L., Konoplev, A.V. (2009). Watershed wash-off of atmospherically deposited radionuclides: A review of normalized entrainment coefficients. *Journal of Environmental Radioactivity* 100 (9):774-778.
- Gorbachova, L. (2005). Factors, structure and dynamics of dissolved in water Cesium-137 removal with runoff from Pripyat river basin. *PhD thesis. Geographical faculty of Taras Shevchenko Kiev National University, Kiev* (in Ukrainian).
- Gulin, S., Mirzoyeva, N., Egorov, V., Polikarpov, G., Sidorov, I., Proskurnin, V. (2013). Secondary radioactive contamination of the Black Sea after Chernobyl accident: recent levels, pathways and trends. *Journal of Environmental Radioactivity* 124: 50-56.
- Helton, J., Muller, A., Bayer, A. (1985). Contamination of surface-water bodies after reactor accidents by the erosion of atmospherically deposited radionuclides. *Health Phys.* 48:757-771.
- Jury, W., Roth, K. (1990). Transfer functions and solute movement through soil. *Birkhäuser Verlag*
- Takehi, S., Kaeriyama, H., Ambe, D., Ono, T., Ito, S-i., Shimizu, Y., Watanabe, W. (2016). Radioactive cesium dynamics derived from hydrographic observations in the Abukuma River Estuary, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 153:1-9.
- Khanbilvardi, R., Shestopalov, V., Onishchenko, I., Bublyas, V., Gudzenko, V (1999). Role of erosion processes in transfer of radionuclides: results of field experiments. *Journal of the American Water Resources Association* 35:887-898.

- Kinouchi, T., Yoshimura, K., Omata, T. (2015). Modeling radiocesium transport from a river catchment based on a physically-based distributed hydrological and sediment erosion model. *J. Environ. Radioact.* 139:407-415.
- Konoplev, A., Bulgakov, A., Popov, V., Bobovnikova, T. I. Behaviour of long-lived Chernobyl radionuclides in a soil-water system. *Analyst* 117:1041-1047.
- Konoplev, A., Golosov, V., Laptev, G., Nanba, K., Onda, Y., Takase, T., Wakiyama, Y., Yoshimura, K. (2016). Behavior of accidentally released radiocesium in soil-water environment: Looking at Fukushima from a Chernobyl perspective *Journal of Environmental Radioactivity* 151:568-578.
- Matsunaga, T., Ueno, T., Amano, H., Tkatchenko, Y., Kovalyov, A., Watanabe, M., Onuma, Y. (1998). Characteristics of Chernobyl-derived radionuclides in particulate form in surface waters in the exclusion zone around the Chernobyl nuclear power plant. *J. Contam. Hydrol.* 35:101-113.
- Menzel, R. (1960). Transport of Strontium-90 in runoff. *Science* 131:499-500.
- Ministry of the Environment, Japan (2016). Progress on Off-site Cleanup and Interim Storage in Japan. January 2016. https://josen.env.go.jp/en/pdf/progresseet_progress_on_cleanup_efforts.pdf?150918
- Mori, K., Tada, K., Tawara, Y., Ohno, K., Asami, M., Kosaka, K., Tosaka, H. (2015). Integrated watershed modeling for simulation of spatiotemporal redistribution of post-fallout radionuclides: Application in radiocesium fate and transport processes derived from the Fukushima accidents. *Environmental Modelling and Software* 72: 126-146.
- Niimura, N., Kikuchi, K., Tuyen, N. D., Komatsuzaki, M., Motohashi, Y. (2015). Physical properties, structure, and shape of radioactive Cs from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident derived from soil, bamboo and shiitake mushroom measurements. *Journal of Environmental Radioactivity* 139:234-239.
- Ochiai, S., Ueda, S., Hasegawa, H., Kakiuchi, H., Akata, N., Ohtsuka, Y., Hisamatsu, S. (2015). Effects of radiocaesium inventory on ¹³⁷Cs concentrations in river waters of Fukushima, Japan, under base-flow conditions. *J. Environ. Radioact.* 144: 86-95
- Sakaguchi, A., Tanaka, K., Iwatani, H., Chiga, H., Fan, Q., Onda, Y., Takahashi, Y. (2015). Size distribution studies of ¹³⁷Cs in river water in the Abukuma Riverine system following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 139:379-389.
- Tanaka, K., Sakaguchi, A., Kanai, Y., Tsuruta, H., Shinohara, A., Takahashi, Y. (2013). Heterogeneous distribution of radiocesium in aerosols, soil and particulate matters emitted by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident: retention of micro-scale heterogeneity during the migration of radiocesium from the air into ground and river systems *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 295:1927-1937.
- Tsuji, H., Yasutaka, T., Kawabe, Y., Onishi, T., Koma, T. (2014). Distribution of dissolved and particulate radiocaesium concentrations along rivers and the relations between radiocaesium concentration and deposition after the nuclear power plant accident in Fukushima. *Wat. Res.* 60: 15-27
- Ueda, S., Hasegawa, H., Kakiuchi, H., Akata, N., Ohtsuka, Y., Hisamatsu, S. (2013). Fluvial discharges of radiocaesium from watersheds contaminated by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan. *J. Environ. Radioact.* 118: 96-104
- van der Perk, M., Slavik, O. (2003). Simulation of event-based and long-term spatial redistribution of Chernobyl-derived radiocaesium within catchments using geographical information system embedded models. *Hydrol. Process.* 17:943-957.
- Voitsekhovitch, O., Nasvit, O., Los'y, I., Berkovsky, V. (1997). Present thoughts on the aquatic countermeasures applied to regions of the Dnieper river catchment contaminated by the 1986 Chernobyl accident. In: *Freshwater and estuarine radioecology*, Desmet et al. (eds), Elsevier.
- Walling, D., He, Q., Blake, W. (1999). Use of ⁷Be and ¹³⁷Cs measurements to document short- and medium-term rates of water-induced soil erosion on agricultural land. *Water Resour. Res.* 35, 3865-3874.
- Yamada et al. (2015). Sediment and ¹³⁷Cs transport and accumulation in the Ogaki Dam of eastern Fukushima. *Environ. Res. Lett.* 10
- Yamagata, N., Matsuda, S., Kodaira, K. (1963). Run-off of Caesium-137 and Strontium-90 from rivers. *Nature* 200:668-669.
- Yoshimura, K., Onda, Y., Sakaguchi, A., Yamamoto, M., Matsuura, Y. (2015). An extensive study of the concentrations of particulate/dissolved radiocaesium derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident in various river systems and their relationship with catchment inventory. *J. Environ. Radioact.* 139: 370-378.