

**Comment gérer les milieux forestiers après un accident nucléaire?  
Les leçons tirées suite aux accidents de Tchernobyl et de Fukushima**

A Tchernobyl comme à Fukushima, les forêts occupent une grande partie des territoires fortement radiocontaminés. Les connaissances sur le devenir des radionucléides déposés suite à l'accident au sein de ces écosystèmes ainsi que les pratiques de gestion de ces milieux, contrastées entre les deux pays, permettent de tirer des enseignements précieux pour la gestion post-accidentelle de ce type de ressources environnementales.

*Les caractéristiques majeures des écosystèmes forestiers impactés par les retombées radioactives sont différentes entre les deux accidents. Notamment, l'apparition de la « forêt rousse » est une spécificité de l'accident de Tchernobyl et n'a pas été observé à Fukushima.* Bien que les superficies des milieux terrestres touchés par la catastrophe soient très différentes (e.g., les sols dont les niveaux de contamination sont supérieurs à 600 000 Bq/m<sup>2</sup> représentent environ 600 km<sup>2</sup> pour l'accident de Fukushima contre 13 000 km<sup>2</sup> pour l'accident de Tchernobyl), lors de ces deux accidents, une grande partie des territoires fortement contaminés concerne les écosystèmes forestiers. Au Japon, 75% des territoires contaminés suite à l'accident de Fukushima sont forestiers contre 39% dans les territoires les plus contaminés après l'accident de Tchernobyl, situés en Biélorussie (Steinhauser *et al.*, 2014). A Tchernobyl, la forêt occupant 53% de la zone d'exclusion couvrant une superficie de 2600 km<sup>2</sup> établie après l'accident a subi des dommages irréversibles. Dans les premières semaines après l'accident, 90% des pins (*Pinus sylvestris* L.) sont morts créant ainsi la « forêt rousse » dans une zone de 6 km<sup>2</sup> (dose absorbée létale de 60-100 Gy) et, dans une zone de 38 km<sup>2</sup> dite « sublétale » (dose absorbée de 30-40 Gy), 40-75 % des arbres ont bruni et 95 % ont été affectés dans leur croissance (Geras'kin *et al.*, 2008). Parmi les opérations de nettoyage, les arbres morts ont été coupés et enterrés sur une surface de 4 km<sup>2</sup>. Suite à l'établissement progressif de nouvelles espèces herbacées et d'arbres à feuilles caduques (comme le bouleau), la surface couverte à ce jour par la forêt dans la zone d'exclusion est proche de 90% (Yoshenko *et al.*, 2011). A Fukushima, aucun effet aigu massif de type « forêt rousse » n'a été rapporté dans la littérature, et les écosystèmes forestiers en place n'ont pas subi de changements drastiques en termes de structure des peuplements les composant. Watanabe *et al.* (2015)<sup>1</sup> ont récemment mis en évidence, pour des sites dans les territoires contaminés où le débit de dose ambiant en 2015 s'étend de 5 à 40 µGy/h, une fréquence significative de l'augmentation de perte de la dominance apicale du pin japonais (*Abies firma*)<sup>2</sup>.

*Les processus gouvernant le devenir des radionucléides dans les écosystèmes forestiers impliquent une forte rémanence de la contamination radioactive de ces milieux.* La longévité des écosystèmes forestiers combinée aux périodes de décroissance radioactive élevées pour certains des radionucléides déposés suite aux accidents (e.g., 30,2 ans pour le césium-137) implique une forte rémanence de la contamination de toutes les composantes de ces milieux. Cependant, la redistribution des radionucléides dans les différents compartiments de l'écosystème forestier est très dynamique. Elle est le résultat de différents processus qui participent au cycle des radionucléides (absorption foliaire et racinaire des radionucléides, chute des

<sup>1</sup> Cette étude a fait l'objet d'une note de lecture par l'IRSN, publiée sur le site web de l'institut en 2015 ([http://www.irsn.fr/FR/Actualites\\_presse/Actualites/Documents/IRSN-Note-Lecture-Fukushima-Pin-Contamination\\_20151110.pdf](http://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Documents/IRSN-Note-Lecture-Fukushima-Pin-Contamination_20151110.pdf)).

<sup>2</sup> Pour plus d'informations, le lecteur pourra consulter la fiche dédiée aux conséquences écologiques des accidents nucléaires.

feuilles/aiguilles/branches vers la litière, lessivage de la canopée par la pluie et ruissellement sur les troncs avec retour des pluvio-lessivats vers le sol, transferts internes au sein des arbres, immobilisation dans le tronc...) tel qu'illustré sur la figure 1. Le cycle biogéochimique des radionucléides en forêt est par ailleurs fortement corrélé à celui de la matière organique au sein de cet écosystème et la dynamique des flux entre compartiments dépend des types d'arbres considérés, de la nature du sol, des facteurs climatiques et anthropiques (*i.e.* les pratiques pour la gestion de la forêt et de ses ressources). Cette dernière dépend aussi des caractéristiques des radionucléides déposés et de leur capacité à être immobilisés ou internalisés dans le feuillage (pénétration sous formes gazeuse ou particulaire pour l'iode, dissoute pour les césiums et plutoniums...) et de leur mobilité au sein du végétal (forte pour le césium et le strontium, très faible pour le plutonium).

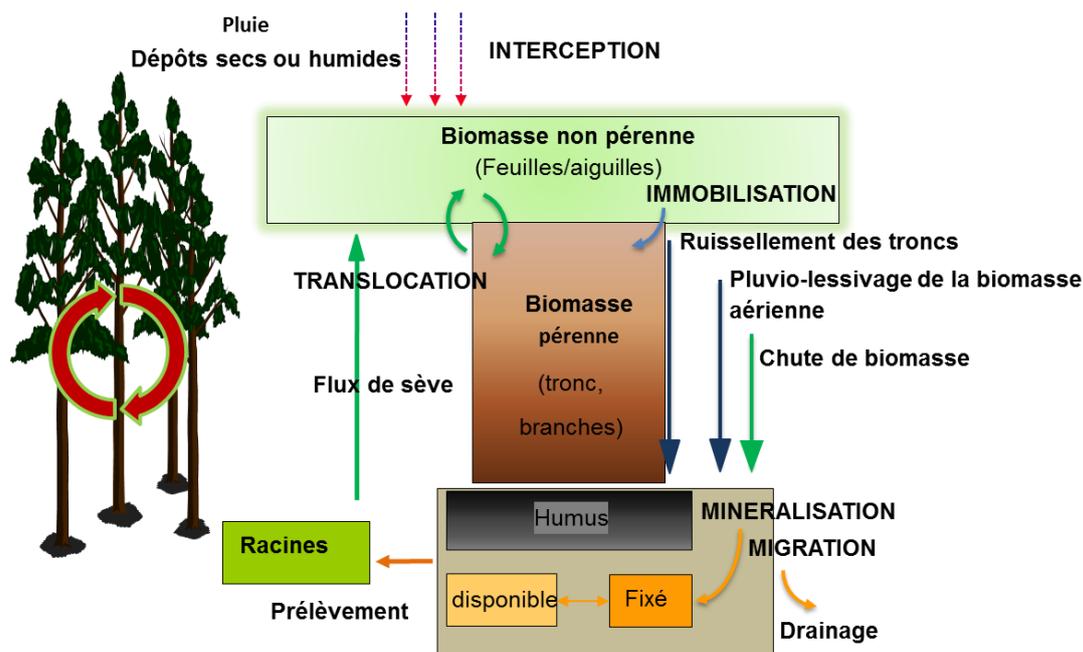


Figure 1- Représentation du cycle biogéochimique des éléments dans les écosystèmes forestiers (adaptée de AIEA, 2002).

***L'interception des dépôts radioactifs par la canopée et les transferts des radionucléides vers la litière et le sol sont les processus les plus importants dans la phase précoce et les premiers mois après l'accident.*** Peu de connaissances existent sur cette période pour la zone d'exclusion de Tchernobyl, mais les données recueillies à Fukushima depuis 2011 permettent de mieux appréhender les processus mis en jeu. Dans la zone fortement contaminée (niveaux de radiocésiums<sup>3</sup> supérieurs à 1000 kBq/m<sup>2</sup>), deux campagnes d'échantillonnage conduites en août et en septembre 2011 ont montré que la concentration en radiocésiums dans la litière variait de 24 à 319 kBq/kg, contribuant de 22 à 66% à la quantité totale de césiums radioactifs présents dans les écosystèmes forestiers, pour une biomasse représentant à peine 3% en masse des composantes forestières (*i.e.* feuilles/aiguilles, troncs/branches, litière) des parcelles étudiées (Hashimoto *et al.*, 2012). Ces premiers résultats ont conduit les japonais à considérer l'enlèvement des litières comme une méthode efficace de décontamination, principalement pour les forêts d'arbres à feuilles caduques. Par ailleurs, l'accident de Fukushima s'étant produit en mars (fin de la période hivernale), il faut distinguer d'une part les forêts à feuilles caduques (*e.g.*, chêne, *Quercus serrata*) où la majeure partie de la contamination s'est déposée directement sur la litière au sol (Yoshihara *et al.*, 2013 ; Hashimoto *et al.*, 2012) et d'autre part les forêts de conifères particulièrement denses au Japon (avec les cyprès Hinoki, *Chamaecyparis obtusa*, les cèdres japonais Sugi, *Cryptomeria japonica*) dont la canopée a pu intercepter jusqu'à 90 % des dépôts (Kato *et al.*, 2012). Hashimoto *et al.* (2012) ont montré que, suite aux dépôts radioactifs, les branches, feuilles et litière

<sup>3</sup> Les radiocésiums sont les césium-134 et césium-137.

contaminées dans la zone fortement contaminée représentaient un volume total de 33 millions de m<sup>3</sup> pour une masse estimée à 21 millions de tonnes (matière sèche).

Après l'interception initiale par la canopée, le transfert de la contamination vers le sol relève de deux processus : le pluvio-lessivage de la canopée et des troncs, et les chutes de biomasse (feuilles, aiguilles, branches...) pour former les litières. Différents auteurs ont montré que, aussi bien à Tchernobyl qu'à Fukushima, la décontamination naturelle de la canopée, *via* le pluvio-lessivage et la chute de biomasse pour former la litière, s'opérait suivant deux cinétiques : une rapide et une plus lente (Bunzl *et al.*, 1989 ; Kato *et al.*, 2015). Bien que les chutes de biomasse aérienne soient plus importantes à Fukushima qu'à Tchernobyl pour les conifères, certaines observations ont montré que le temps de rémanence médian des radiocésiums dans la canopée des conifères dans les premiers mois après l'accident a été plus long à Fukushima (6 à 10 mois) que celui observé à Tchernobyl (3 mois) (Kato *et al.*, 2015). Cette différence de comportement peut être attribuée à la nature des espèces d'arbres (taux de renouvellement de la canopée différents), à la nature des dépôts (secs ou humides) qui influencent conjointement l'interception des radionucléides par la canopée mais aussi leur temps de résidence (Gonze *et al.*, 2015). La figure 2 montre l'évolution temporelle depuis l'accident de la contribution relative des processus de pluvio-lessivage, de ruissellement sur les troncs et de chute de biomasse vers la litière pour une parcelle de cèdres japonais matures (31 ans) ou jeunes (15 ans) et pour une parcelle mixte constituée 3 espèces d'arbres à feuilles caduques (chêne- *Quercus serrata*, viorne- *Viburnum furcatum* et pin- *Pinus densiflora*). Quelle que soit la parcelle, Kato *et al.* (2015) quantifie une contribution majeure pendant les premiers mois du processus de lessivage par les pluies pour les flux des césiums vers le sol, et une contribution très faible du ruissellement le long du tronc des arbres. D'après Bird et Little (2013), une campagne de l'agence japonaise de la forêt (Japanese forestry agency), publiée en décembre 2011, a montré que les radiocésiums étaient présents en surface du sol et dans la litière environ pour moitié de l'inventaire de dépôt, et pour moitié dans les feuilles, troncs, branches (avec une balance plus forte pour le sol forestier dans les forêts de caduques). D'autres essais, également commentés par Bird et Little (2013), ont permis de quantifier qu'en coupant un arbre sur trois le débit de dose ambiant était abaissé jusqu'à 23%, et que cette mesure de remédiation, couplée à l'enlèvement des litières permettait d'atteindre une diminution de 50% du débit de dose ambiant. Cependant, vu l'importance du pluvio-lessivage et de la formation des litières contaminées avec le temps qui passe, l'abattage d'arbres devient moins efficace car le sol a une contribution qui devient prépondérante dans le débit de dose ambiant.

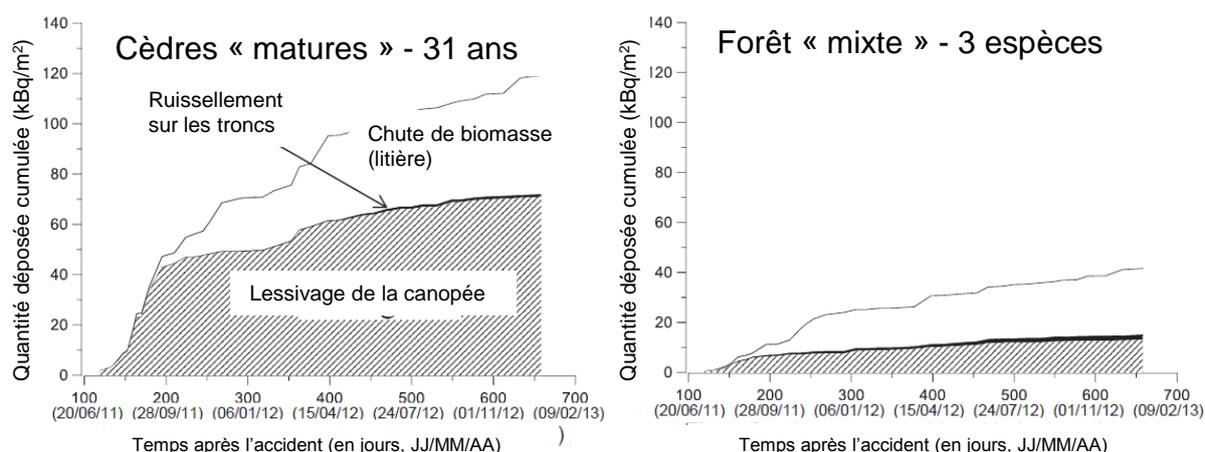


Figure 2- Evolution temporelle depuis l'accident de la contribution relative des processus de pluvio-lessivage de la biomasse aérienne, ruissellement sur les troncs et de chute de biomasse vers la litière pour une parcelle de cèdres japonais matures (31 ans) et pour une parcelle mixte constituée 3 espèces d'arbres à feuilles caduques - *Quercus serrata*, *Viburnum furcatum* et *Pinus densiflora* (adaptée de Kato *et al.*, 2015).

**Progressivement, en conséquence du lessivage des canopées et de la chute de biomasse aérienne, le sol devient le réservoir prépondérant où se retrouvent les radiocésiums.** Même si une rémanence plus grande des radiocésiums dans les canopées de conifères de Fukushima a été observée dans les premiers mois par rapport à celles contaminées par l'accident de Tchernobyl, 5 ans après l'accident de Fukushima, la quasi-totalité du radiocésium déposé sur les écosystèmes forestiers (entre 80 à 90%) a été entraînée dans les premières couches de sol ou d'humus, ce qui est comparable aux taux observés à Tchernobyl. Vingt ans après l'accident de Tchernobyl, la biomasse aérienne des arbres et les troncs contiennent moins de 20% des radionucléides présents en forêts (Ministry of Ukraine of Emergencies and Affairs of population protection from the consequences of Chornobyl Catastrophe, 2006). Cette décontamination progressive des canopées et le retour au sol expliquent aussi une diminution des débits de dose mesurés lors des campagnes aéroportées par les autorités japonaises (détecteurs aéroportés à une altitude de vol comprise entre 100 et 300 m environ, entre avril 2011 et décembre 2012) : des simulations numériques réalisées par l'IRSN (Gonze *et al.*, 2015) ont montré qu'en milieu forestier les débits de dose aux altitudes de vol considérées ont décliné d'à peu près 40% par an (en cohérence avec les mesures), cette décroissance étant induite pour moitié par la décontamination progressive des canopées, qui elles-mêmes accroissent l'atténuation par le couvert végétal des rayonnements mesurés par les détecteurs aéroportés. A l'inverse, les simulations démontrent que les débits de dose au voisinage du sol en milieu forestier ont légèrement augmenté durant les premiers mois après l'accident, la contamination du sol ayant logiquement augmenté sous l'effet du lessivage (Gonze *et al.*, 2015).

Durant cette phase, les apports organiques au sol (chutes de biomasse pour former la litière) se décomposent, et une fraction des contaminants qui y sont immobilisés, est libérée dans le sol et devient ainsi disponible pour le prélèvement racinaire et le drainage en profondeur. Les radiocésiums sont principalement retrouvés, à raison de 99% de l'inventaire du sol, dans les 10 premiers centimètres (Figure 3), là où le pourcentage de matières organiques est supérieur à 10%, suggérant un rôle essentiel du cycle de la matière organique sur la distribution et donc la mobilité du césium dans le sol (Teramage *et al.*, 2014a et b).

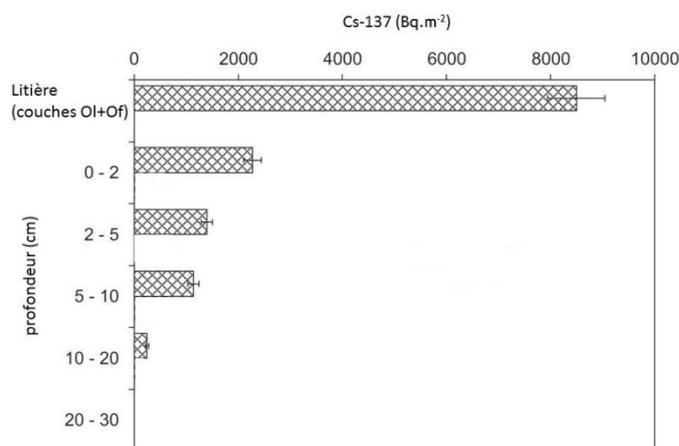


Figure 3- Distribution de l'inventaire du césium-137 (Bq/m<sup>2</sup>) dans un sol non perturbé en forêt de conifères de Fukushima en octobre 2012 (adaptée de Teramage *et al.*, 2016).

La vitesse de migration du <sup>137</sup>Cs dans les sols forestiers semble plus rapide à Fukushima qu'à Tchernobyl (Teramage *et al.*, 2014b). Cette différence peut s'expliquer par les différences de conditions environnementales prévalant sur chaque site. Tout d'abord les précipitations sont plus importantes à Fukushima ( $\approx 1200$  mm/an) qu'à Tchernobyl ( $\approx 500$  mm/an) ce qui peut entraîner plus facilement les radiocésiums disponibles en profondeur. D'autre part, sur une grande partie des sols forestiers de Fukushima, l'humus est plus épais que pour la majorité des sols de Tchernobyl, ce qui génère une teneur en matière organique plus forte dans les premières couches de sol. Ce phénomène, couplé à une teneur moins importante de minéraux argileux de type micas dans les sols forestiers de Fukushima (de type Andosols/Cambisols), est un facteur favorisant la mobilité du

césium (e.g Valcke, 1993 ; Vandebroek *et al.*, 2012). On peut donc s'attendre pour les années à venir dans les forêts de Fukushima à un recyclage du  $^{137}\text{Cs}$  par prélèvement racinaire plus important qu'à Tchernobyl. Thiry *et al.* (2009) avaient estimé que les pins de Tchernobyl pouvaient incorporer annuellement 0,004 % du césium-137 présent dans le sol par transfert racinaire. Le projet AMORAD coordonné par l'IRSN<sup>4</sup> permettra de confirmer ou d'infirmer que ce taux d'incorporation est aussi valable à Fukushima.

Les études menées sur le long terme à Tchernobyl ont montré que la vitesse de migration du  $^{137}\text{Cs}$  diminuait avec le temps. Par exemple Rosén *et al.* (1999) ont montré qu'entre 1987 et 1995 la vitesse de migration du  $^{137}\text{Cs}$  avait été divisée par deux pour des sols suédois contaminés suite à l'accident de Tchernobyl. La vitesse de migration diminuant, la majorité du  $^{137}\text{Cs}$  déposé dans les forêts à proximité de Tchernobyl est encore à l'heure actuelle dans les premiers cm de sol et dans la couche organique (humus), même 30 ans après l'accident. Ce phénomène de stabilisation se produira aussi certainement à Fukushima comme suggéré par Teramage *et al.* (2014b).

***La gestion des écosystèmes forestiers contaminés suite à l'accident de Fukushima diffère de celle appliquée pour l'écosystème forestier de la zone d'exclusion de Tchernobyl.*** La zone d'exclusion de Tchernobyl est l'une des concrétisations de la stratégie adoptée par les autorités soviétiques (puis ukrainiennes) pour la gestion de l'impact sanitaire de l'accident. Evacuée des résidents et interdite de toutes pratiques (hormis celles liées aux opérations urgentes de nettoyage et de travaux de mise en sécurité des installations), les arbres et autres végétaux composant l'écosystème dans cette zone stabilisent la contamination (e.g., en  $\text{Sr}^{90}$ ,  $\text{Cs}^{137}$  et isotopes du plutonium) essentiellement présente dans les sols forestiers pour encore de très nombreuses années. L'interdiction de toutes activités humaines (résidence, culture, exploitation forestière, chasse et cueillette) contribue à éviter la dissémination des radionucléides en dehors de la zone et permet de limiter les doses aux populations environnantes. La forêt est donc, par choix stratégique, laissée à une croissance naturelle. Au contraire, le Japon a fait le choix d'une stratégie centrée sur une décontamination extensive. Pour les écosystèmes forestiers qui sont une ressource importante dans la culture japonaise, les autorités, après un an de conduites d'essais exploratoires de techniques de décontamination variées exposées (ramassage des litières, abattage des arbres,...), ont finalement conclu au caractère irréaliste de décontaminer les forêts dans leur intégralité en raison des volumes de déchets générés. Il a par ailleurs été souligné les conséquences écologiques dramatiques qui pourraient résulter d'actions massives d'enlèvement des litières ou d'abattage d'arbres favorisant l'érosion des sols, naturellement faible grâce à la densité du couvert forestier. Modifier cette densité des peuplements entraînerait en effet inévitablement une érosion importante et des glissements de terrain en raison des fortes pentes sur lesquelles les forêts sont implantées.

Sans de telles actions, c'est un faible pourcentage de radionucléides actuellement présents dans les forêts qui migrent avec l'eau ou l'air (Bird et Little, 2013). L'AIEA (2011) a recommandé la mise en place de restrictions d'usages des forêts et de consommations de produits forestiers tels les champignons sauvages et cultivés, gibiers... Certains de ces produits dépassent encore régulièrement les normes de commercialisation, avec par exemple des concentrations supérieures à 10000 Bq/kg frais encore observées en 2015 dans les viandes de sangliers des localités les plus touchées de la préfecture de Fukushima<sup>5</sup>. Le Japon a intégré de manière adaptée et progressive la gestion des milieux forestiers dans le plan de reconquête des territoires en distinguant trois types de surface forestières : celles situées autour des zones résidentielles avec l'enlèvement et la mise en déchets des litières et humus contaminés dans un rayon de 20 m autour des habitations, voire au-delà si le débit de dose ambiant est trop élevé ; celles où des travailleurs se rendent quotidiennement, notamment pour la culture des champignons (shiitakes) où des actions de décontamination sont mises en œuvre et enfin, celles de la forêt dite « profonde » où les mesures visent à limiter la

<sup>4</sup> 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 »

<sup>5</sup> Pour plus d'informations, le lecteur pourra consulter la fiche dédiée aux denrées alimentaires.

dispersion de radionucléides principalement en évitant l'érosion des sols, le risque majeur étant le glissement de terrains. Des actions de recherche et développement pour prévenir cette dispersion sont en cours (Ministry of the Environment, Japan, 2016). A ce titre, le monitoring de sites forestiers japonais contaminés dans le cadre du projet AMORAD conduit par l'IRSN (Figure 4) permettra d'enrichir les bases de données existantes et de contribuer à la compréhension des processus et cinétiques de recyclage de la contamination au sein des milieux forestiers et des flux de dissémination par l'air ou l'eau. Ceci permettra par ailleurs d'obtenir des connaissances adaptées à la France et son territoire forestier varié, pour préparer les éléments de la gestion post-accidentelle de ces milieux.

**Enfin, le risque d'incendie est élevé dans la zone d'exclusion de Tchernobyl où la forêt laissée à une évolution naturelle peut être exposée à des périodes de sécheresse dont la probabilité d'occurrence augmente avec le changement climatique.** Ce risque est comparativement plus faible au Japon car limité par la courte saison sèche du printemps. Il n'en demeure pas moins que de tels incendies constitueraient des événements catastrophiques entraînant la dissémination massive des radionucléides à l'échelle locale, voire régionale (Zibtev *et al.*, 2015 ; Bird et Little, 2013). Les incendies de l'été 1992 qui ont touchés la zone d'exclusion de Tchernobyl ont conduit à une augmentation significative de la concentration en radionucléides dans l'air de 0,017 à 1,5 Bq/m<sup>3</sup> dans la ville de Tchernobyl, proche du foyer. Combinant cette information à la connaissance de l'inventaire en radionucléides dans la biomasse forestière, Zibtev *et al.* (2015) ont estimé que l'activité totale en césium-137 rejetée dans l'air à cette période était de 28 à 130 TBq<sup>6</sup>. Par extrapolation, un incendie affectant 1 km<sup>2</sup> de forêts avec des sols contaminés à un niveau de 40MBq/m<sup>2</sup> (soit un stock total de 40 TBq de césium-137) représente un potentiel de rejets dans l'air de l'ordre de 40 à 70% du Cs<sup>137</sup> contenu dans les matières combustibles (arbres et litières ; Amori *et al.*, 1996), soit de l'ordre de 6 TBq.



Figure 4- Campagnes de prélèvements dans les forêts contaminées de la préfecture de Fukushima (programme AMORAD. IRSN, 2013)

## Références citées

- AIEA (2002). Modelling migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems. IAEA-BIOMASS-1. AEA-BIOMASS. Vienna, IAEA: 136.
- AIEA (2011). Final report of the international mission on Remediation of large contaminated areas off-site the Fukushima-Daiichi NPP, 7-15 october, Japan. NE/NEFW/2011. 15/11/2011. AIEA éd., Vienne, Autriche.
- Amiro *et al.* (1996). Burning radionuclide question: What happens to iodine, cesium and chlorine in biomass fires? *The Science of the Total environment* 187 : 93-103.
- Bird, Little (2013). A tale of two forests: Addressing postnuclear radiation at Chernobyl and Fukushima. *Environmental Health Perspectives*, 121 (3), pp. A78-A85.
- Bunzl *et al.* (1989). "Interception and retention of chernobyl-derived <sup>134</sup>Cs, <sup>137</sup>Cs and <sup>106</sup>Ru in a spruce stand." *Science of the Total Environment*, 78(C): 77-87.
- Geras'kin *et al.* (2008) Effects of non-human species irradiation after the Chernobyl NPP accident. *Environment International*, 34 : 880-897.
- Gonze *et al.* (2015). Modelling the dynamics of ambient dose rates induced by radiocaesium in the Fukushima terrestrial environment, *Journal of Environmental Radioactivity*, in press (2015) 1-13
- Hashimoto *et al.* (2012). Radioactive contamination of natural ecosystems: Seeing the wood despite the trees. *Environmental Science and Technology* 46(22): 12283-12284.
- Kato *et al.* (2012). Interception of the Fukushima reactor accident-derived <sup>137</sup>Cs, <sup>134</sup>Cs and <sup>131</sup>I by coniferous forest canopies. *Geophysical Research Letters* 39(20).
- Kato *et al.* (2015). Temporal changes in radiocesium deposition in various forest stands following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* (in press).

<sup>6</sup> 1TBq=10<sup>12</sup> Bq

- Loffredo *et al.* (2015). Equation to predict the  $^{137}\text{Cs}$  leaching dynamic from evergreen canopies after a radio-caesium deposit. *Journal of Environmental Radioactivity* 147: 100-107.
- 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](https://josen.env.go.jp/en/pdf/progresseet_progress_on_cleanup_efforts.pdf?150918)
- Ministry of Ukraine of Emergencies and Affairs of population protection from the consequences of Chernobyl Catastrophe, Kyiv (Ukraine); All-Ukrainian Research Institute of Population and Territories Civil Defense from Technogenic and Natural Emergencies, Chernobyl (Ukraine). 20 years after Chernobyl Accident. Future outlook. National Report of Ukraine, Baloga, V.I. (ed.); 225 p.
- Rosén *et al.* (1999). Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987-1995. *Journal of Environmental Radioactivity* 46(1): 45-66.
- Steinhauser *et al.* (2014). Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: A review of the environmental impacts. *Science of the Total Environment* 470-471: 800-817.
- Teramage *et al.* (2014a). The role of litterfall in transferring Fukushima-derived radiocaesium to a coniferous forest floor. *Science of the Total Environment* 490: 430-439.
- Teramage *et al.* (2014b). Vertical distribution of radiocaesium in coniferous forest soil after the Fukushima nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 137: 37-45.
- Teramage *et al.* (2016). Small scale temporal distribution of radiocaesium in undisturbed coniferous forest soil: Radiocaesium depth distribution profiles. *Journal of Environmental Management*, 170, pp. 97-104.
- Thiry *et al.* (2009). Impact of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantings on long term  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  recycling from a waste burial site in the Chernobyl Red Forest. *Journal of Environmental Radioactivity* 100(12): 1062-1068.
- Valcke (1993). The behaviour dynamics of radiocaesium and radiostrontium in soils rich in organic matter. Agriculture. Louvain, Université catholique de Louvain.
- Vandebroek L. *et al.* (2012). Relevance of Radiocaesium Interception Potential (RIP) on a worldwide scale to assess soil vulnerability to  $^{137}\text{Cs}$  contamination. *Journal of Environmental Radioactivity* 104(1): 87-93.
- Watanabe Y. *et al.* (2015). Morphological defects in native Japanese fir trees around the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Sci. Rep.*, 5, 13232; doi: 10.1038/srep13232.
- Yoshihara *et al.* (2013). Radiocaesium contaminations of 20 wood species and the corresponding gamma-ray dose rates around the canopies at 5 months after the Fukushima nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 115(0): 60-68.
- Zibtsev *et al.* (2015). Fires in nuclear forests: Silent threats to the environment and human security. *Unasylva*, 66 (243-244), pp. 40-51.