

la rediffusion, due au recyclage du césium-137 disponible dans le sol, lors de la croissance de l'arbre. Pour cela, il quantifie les transferts et la mobilité du césium dans les couches organiques et minérales du sol.

Pour tester leurs simulations sur un jeu plus large de données, les chercheurs viennent de compiler l'ensemble des observations réalisées à Fukushima publiées dans plus d'une soixantaine d'articles. Forts de leur nouveau modèle et de cette méta-analyse, ils sont aujourd'hui à même de décrire ce qu'il est advenu du césium-137 depuis l'accident, dans une forêt typique de cèdres ou de cyprès.

UN SCÉNARIO EN TROIS PHASES

Le modèle TREE4 confirme un scénario en trois phases : à la fin mars 2011, le césium-137 rejeté dans l'atmosphère s'est déposé sur les forêts. La végétation a capté en moyenne 80 % de ce dépôt initial, principalement par les branches et les aiguilles, le sol en ayant reçu directement 20 %. Au cours des six premiers mois, les pluies qui lessivent la canopée et la chute des aiguilles et des branches font diminuer rapidement cette contamination dans les arbres et l'augmentent dans le sol. Ainsi au bout d'un an, en mars 2012, la répartition de l'inventaire s'est inversée puisque 80 % de la contamination se retrouve dans le sol. Elle a culminé au début de l'automne 2011 dans la couche organique pour migrer ensuite dans les premiers centimètres de la couche minérale, où le césium-137 s'est fixé, préférentiellement sur les argiles.

On entre ensuite dans une deuxième phase plus lente – qui peut durer une quinzaine d'années après l'accident. La décontamination de la canopée se poursuit peu à peu. En 2018, il ne reste que 5 % du dépôt initial dans les arbres, contre 80 % dans le sol, le reste ayant disparu par désintégration radioactive. Pendant toute cette période, le bois du tronc protégé par l'écorce se contamine progressivement par deux voies. Les flux de sève descendants transportent une part de césium de la canopée et des feuilles vers le bois puis les racines. Et au printemps, par les flux ascendants, ce sont les racines qui remobilisent des nutriments pour la croissance du bois, des branches et des nouvelles feuilles, captant le césium-137 du sol. En 2018, la concentration dans le bois reste néanmoins dix fois inférieure à celle du feuillage. Mais en raison de leur biomasse relative, l'inventaire en césium-137 de ces deux compartiments est presque équivalent. Côté sol, les concentrations sont à peu près identiques dans la couche organique et le premier horizon minéral et environ dix fois moindres dans les couches plus profondes. L'ensemble n'évolue plus beaucoup depuis 2013, une part du césium étant fixée.

Lors de la troisième phase décrite par TREE4, on atteint un certain régime d'équilibre. Le transfert racinaire devient alors le mécanisme dominant de la contamination pour l'arbre. C'est vers cet état que tendent actuellement les forêts de Fukushima.

*AMORAD – Amélioration des MOdèles de prévision de la dispersion et d'évaluation de l'impact des RADionucléides au sein de l'environnement – est un programme financé par le Programme Investissements d'Avenir, piloté par l'IRSN en collaboration avec l'Andra, l'université de Tsukuba et l'IER de Fukushima pour les travaux de cet article.

NOTES

> [1] Le becquerel (Bq) est l'unité de mesure de l'activité d'une source radioactive, qui correspond au nombre de désintégrations par seconde.

QUID DES FORÊTS FRANÇAISES?

En France, comment anticiper l'impact de retombées radioactives sur nos forêts ? Transposer le modèle TREE4, calibré pour les forêts japonaises, à l'environnement français exige de collecter trois différents types de données spécifiques : les paramètres écophysiologiques qui ont trait à la forêt et aux essences qui la composent (croissance, biomasse, surface foliaire, etc.), les paramètres liés au site (nature du sol, climat, cycle de l'eau, etc.) et enfin les paramètres de transfert, propres au césium-137 dans ce contexte forestier. Pour constituer cette base de données, l'IRSN a lancé un travail de thèse qui s'appuiera à la fois sur les observations du réseau RENECOFOR – une centaine de sites forestiers permanents –, géré par l'ONF, et sur l'échantillonnage de sites sélectionnés pour l'évaluation des paramètres de transfert du césium-137 entre les compartiments du système sol-arbre.

À partir du modèle TREE4, qu'indiquent les simulations à plus long terme ? Selon les calculs, après quinze à vingt ans, la contamination n'évolue plus beaucoup par recyclage mais continue de diminuer par décroissance radioactive. «Au bout de trente ans, la part du dépôt radioactif initial qui persisterait serait de l'ordre de 2 % dans les arbres et de 48 % dans le sol», explique Marc-André Gonze. Le reste ayant définitivement disparu par désintégration radioactive. Mais sur les prédictions au-delà de quinze ans, il reste prudent car des incertitudes subsistent notamment sur la localisation précise des racines et sur la part de césium-137 mobilisable qui influeraient sur le transfert racinaire.

Outre cet aspect prédictif, le modèle permet aussi de tester en amont des stratégies de gestion des zones forestières contaminées par un accident nucléaire. Au Japon, par exemple, enlever la quasi-totalité de la couche organique contaminée, une hypothèse un temps avancée, aurait-il été pertinent ? Les simulations montrent aujourd'hui qu'en enlevant cette couche après l'automne 2011 on aurait au mieux divisé le niveau de contamination par un facteur deux, tout en créant une masse considérable de déchets. Les avantages que pourraient procurer une telle solution apparaissent donc modestes en comparaison des conséquences écologiques auxquelles elle conduirait. ■

RÉFÉRENCES

> Site AMORAD : www.irsn.fr/amorad

> F. Coppin et al., Radiocaesium partitioning in Japanese cedar forests following the "early" phase of Fukushima fallout redistribution, *Sci. Rep.* 6, 37618, 2016.

> M-A. Gonze et al., Meta-analysis of radiocaesium contamination data in Japanese forest trees over the period 2011–2013, *Science of The Total Environment*, 601, 301-316, 2017.