



**HAL**  
open science

# Traçage spatio-temporel des sédiments fins et des polluants associés des bassins cultivés de l'amont jusqu'aux grands fleuves : Apport des isotopes radioactifs

O. Evrard

► **To cite this version:**

O. Evrard. Traçage spatio-temporel des sédiments fins et des polluants associés des bassins cultivés de l'amont jusqu'aux grands fleuves : Apport des isotopes radioactifs. Sciences de l'environnement. Université Paris-Sud, 2014. tel-02021669

**HAL Id: tel-02021669**

**<https://cea.hal.science/tel-02021669>**

Submitted on 16 Feb 2019

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Université de Paris-Sud  
Faculté des Sciences d'Orsay

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DE  
L'HABILITATION À DIRIGER  
DES RECHERCHES**

Sciences de la Terre  
Géologie de la surface

**Traçage spatio-temporel des sédiments fins et des polluants associés  
des bassins cultivés de l'amont jusqu'aux grands fleuves :  
Apport des isotopes radioactifs**

**Olivier EVRARD**

Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement  
IPSL/CEA-CNRS-UVSQ

Soutenue le : 23 mai 2014, à l'Université de Paris Sud-Orsay

Devant le jury composé de :

Madame Sabine Schmidt, Directrice de Recherche au CNRS, UMR EPOC, Bordeaux (Rapporteur)

Monsieur Hervé Piégay, Directeur de Recherche au CNRS, UMR ESV, Lyon (Rapporteur)

Monsieur Marc Desmet, Professeur des Universités, Université de Tours (Rapporteur)

Madame Cécile Quantin, Professeur des Universités, Université Paris-Sud (Présidente)

Monsieur Christian Valentin, Directeur de Recherche à l'IRD, UMR IEES, Paris (Examineur)

Monsieur Kristof Van Oost, Professeur à l'Université catholique de Louvain (Examineur)

# Table des matières

Table des matières .....	2
Remerciements .....	3
1. Introduction générale.....	4
2. Curriculum vitae détaillé .....	5
3. Activités de recherche .....	16
3.1 L'érosion des sols dans les petits bassins cultivés (1–100 km <sup>2</sup> ) en milieu tempéré : vers des approches couplant modèles et traceurs radioactifs.....	18
3.1.1 Introduction et état de l'art.....	18
3.1.2 Apport des isotopes radioactifs.....	21
3.1.3 Perspectives de recherche personnelles.....	26
3.2 Sources et temps de résidence des particules fines dans les rivières (1–1000 km <sup>2</sup> ): couplage de suivis hydro-sédimentaires et de mesures de traceurs stables et radioactifs .....	28
3.2.1 Introduction, état de l'art et contribution à la littérature .....	28
3.2.2 Evolution de l'état de l'art et perspectives de recherche personnelles.....	37
3.3. Rémanence des particules fines et des contaminants associés dans les bassins hydrographiques (1000–100 000 km <sup>2</sup> ) .....	43
3.3.1. Etat de l'art et objectifs .....	43
3.3.2 Sites d'étude privilégiés, polluants-cibles et avancées attendues de l'état de l'art .....	44
4. Conclusion générale .....	49
5. Références.....	50
5.1 L'érosion des sols dans les petits bassins cultivés en milieu tempéré .....	50
5.2 Sources et temps de résidence des particules fines dans les rivières.....	52
5.3 Rémanence des particules fines et des contaminants associés dans les bassins hydrographiques .....	54
6. Annexes .....	56
6.1 Sélection de dix publications scientifiques (2007–2014) .....	56
6.2 Sélection d'articles de vulgarisation scientifique .....	57

## Remerciements

Ce travail ne reflète pas une œuvre personnelle mais bien une démarche d'équipe tant au laboratoire qu'en collaboration avec des collègues français ou étrangers. En effet, mes activités au LSCE ne seraient pas ce qu'elles sont sans la collaboration quotidienne d'Irène Lefèvre et de Sophie Ayrault. De plus, Philippe Bonté est souvent – pour ne pas dire toujours – le père de nombreuses idées et manips originales décrites dans ce mémoire. Je me suis souvent inspiré de son imagination débordante et de son enthousiasme communicatif.

La mesure des seuls traceurs ne nous permettrait pas d'aller bien loin et, sans la collaboration essentielle (et agréable, qui plus est) des collègues pédologues, hydrologues, géomorphologues et autres ((bio)(géo))chimistes, le document que vous avez entre les mains n'aurait pas la même substance. Je pense plus particulièrement à la *dream team* du projet STREAMS ; aux collègues tourangeaux, orléanais, montpelliérains et rennais ; mais aussi aux collègues plus lointains du Japon, de Russie, de Tunisie ou encore du Laos... (Cette liste est totalement non-exhaustive.)

Les étudiants en stage, en thèse ou de brillants jeunes docteurs (en devenir) ont réalisé une part essentielle de ces travaux, je les en remercie et j'espère que nous poursuivrons cette collaboration enrichissante dans les années à venir. Enfin, j'ai une pensée pour tous les collègues et/ou amis qui égayent mon quotidien tant scientifique qu'humain (et uniquement ceux-là) qui se reconnaîtront en lisant ces quelques lignes. Ils sont chaleureusement remerciés et invités à poursuivre dans cette voie...

# 1. Introduction générale

La rédaction de mon habilitation à diriger des recherches est l'occasion de faire le point sur mes recherches passées et à venir après une dizaine d'années d'activités dans ce domaine. Elles ont commencé par la réalisation de mon stage de M2 en 2003-2004 qui portait sur la compréhension des coulées boueuses et la lutte contre ce phénomène dans la région limoneuse belge. Ce manuscrit retracera l'évolution de mon parcours et de mes principales thématiques de recherche au cours de cette période. Il proposera ensuite une esquisse des principales pistes de recherche que je compte explorer lors des années à venir.

Pour structurer ce travail, j'ai choisi de subdiviser mon parcours en trois périodes distinctes dont l'enchaînement est logique et – nous le verrons – parfois, opportuniste au gré des événements ou des rencontres qui ont émaillé ces dix années. Cette subdivision permet d'expliquer le glissement progressif de mes thématiques de recherche depuis l'érosion des sols cultivés en milieu tempéré jusqu'au traçage spatio-temporel des polluants particuliers dans différents bassins versants du monde. Elle se calque également sur les collaborations internationales qui se sont enrichies et succédées au fil du temps.

Mes thématiques de recherche s'inscrivent globalement dans le cadre de ce que l'on appelle la géologie de la surface<sup>1</sup>, sur laquelle je travaille avec des outils mesurant la radioactivité environnementale.

Tout au long de ces années, je me suis progressivement intéressé à la succession des différents compartiments de la cascade sédimentaire, depuis les versants cultivés de l'amont jusqu'aux sections aval de certains fleuves, en m'arrêtant toutefois à la limite des zones soumises à l'influence des marées où mon traceur favori, le césium-137, présente la fâcheuse propriété de (se) désorber des particules.

Après la présentation de mon curriculum vitae détaillé, je replacerai mes recherches passées dans le contexte de la littérature et proposerai quelques pistes de recherches futures pour chacune des thématiques identifiées. Les annexes comportent une sélection de dix articles scientifiques que j'ai identifiés comme étant marquants pour ma réflexion et mon parcours, ainsi que quelques exemples de documents de vulgarisation qui illustrent l'importance de diffuser les résultats obtenus auprès de publics autres que la communauté scientifique.

---

<sup>1</sup> Cette sous-discipline est définie dans l'excellent ouvrage homonyme de Campy, Macaire et Grosbois (2013).

## 2. Curriculum vitae détaillé

Olivier EVRARD

Né le 10 août 1982 à La Louvière (Belgique).

### Titres universitaires

**2005-2008**      **Doctorat ès Sciences** – Université catholique de Louvain (Belgique). Soutenance publique le 24/04/2008. Thèse intitulée '*Muddy floods in the Belgian loess belt: Problems and solutions.*' Directeurs de thèse: Prof. B. van Wesemael (Faculté des Sciences); Prof. C. Bielders (Faculté de Bio-ingénierie).

**2004-2006**      **Master complémentaire** en Hydrologie (DEA) - Université catholique de Louvain (Belgique).

**2002-2004**      **Master** en Sciences géographiques/géographie physique - Université catholique de Louvain (Belgique). *Avec la plus grande distinction.* Séjour d'échange Erasmus en sciences environnementales (sept. – déc. 2003) à l'Université d'Almería (Espagne).

**2000-2002**      Licence en Sciences géologiques et géographiques – Université de Namur (Belgique). *Avec grande distinction.*

### Parcours

**Depuis déc. 2008**      Chercheur (Commissariat à l'Énergie Atomique et aux Énergies Alternatives, CEA) au **Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement** (LSCE), Gif-sur-Yvette (France).

**Juil. 2008–Nov. 2008**      Attaché scientifique au **Ministère fédéral belge de l'Environnement** (Service Milieu Marin), Bruxelles. Application de la Directive-cadre européenne sur l'Eau et de la Convention Internationale OSPAR aux eaux côtières belges et suivi des projets scientifiques associés.

**Jan. 2005 – Juin 2008**      **Doctorant-boursier du FRIA** (Fonds pour la formation à la Recherche dans l'Industrie et l'Agriculture géré par le Fonds National de la Recherche Scientifique, FNRS), Département de Géologie et Géographie, Université catholique de Louvain (Belgique). Coordinateur des échanges internationaux d'étudiants (Erasmus).

### Activités d'enseignement

#### Cours de M2 (Université de Nîmes) [2014 -....]

Module sur le transfert des polluants particuliers et des radionucléides dans les rivières et les bassins versants (M2 Risque Nucléaire ; Université de Nîmes [6h/an]).

#### Cours et travaux pratiques (UCL, Belgique) [2005 - 2008]

- Co-encadrement de la journée de terrain sur la lutte contre les inondations boueuses dans le cadre du cours de '*Géomorphologie expérimentale*' (2005- 2008) [1 ECTS an<sup>-1</sup>].
- TP de modélisation hydrologique, cours d' '*Hydrologie générale*'(2006-2007) [0.5 ECTS an<sup>-1</sup>].
- Encadrement dans le cadre de la semaine d'enseignement de terrain '*Changements géomorphologiques et environnementaux dans les Alpes françaises*'(2007-2008) [5 ECTS an<sup>-1</sup>].
- Enseignement et TP dans le cadre du cours de '*Mesures de terrain en géographie*' (2007-2008) [5 ECTS an<sup>-1</sup>].

#### Activités de vulgarisation scientifique [2008 - ...]

- Rédaction d'articles pour le site web *Futura Sciences* ;

- Participation à des articles grand public sur Fukushima publiés en 2013 dans *La Recherche et Science & Vie* ;
- Participation à la rédaction d'un communiqué de presse du CEA sur les recherches menées à Fukushima (octobre – novembre 2013);
- Traduction en français d'ouvrages anglais et américains de sciences de la Terre.

## Activités liées à la vie du laboratoire

- Élu du personnel CEA au Conseil de Laboratoire (LSCE) [2009 – 2011, réélu en 2012-2014]
- Représentant élu du Conseil d'Unité du LSCE au Conseil de Direction de la DSM (Direction des Sciences de la Matière du CEA) [2012 - 2014]
- Membre de la Commission des Doctorants du LSCE [2011 - ...]

## Activités liées à la recherche

- Éditeur associé de la nouvelle revue *open access* SOIL qui sera lancée par l'EGU au printemps 2014.
- *Guest editor*, avec W. Blake et H. Smith, d'un numéro spécial de la revue *Journal of Soils and Sediments* sur le *sediment fingerprinting* (parution prévue fin 2014).
- Évaluation scientifique de plus de 40 articles à la demande du comité éditorial des revues scientifiques internationales suivantes: *Agriculture Ecosystems & Environment*, *Comptes-Rendus Géosciences*, *Geoderma*, *Hydrological Processes*, *Journal of Environmental Management*, *Journal of Environmental Radioactivity*, *Journal of Hydrology*, *Land Degradation & Development*, *Land Use Policy*, *Science of the Total Environment*, *Scientific Reports*, etc.;
- Évaluation scientifique de projets à la demande du FNRS – *Fonds National de la Recherche Scientifique* (Belgique);
- Membre du comité de pilotage d'étudiants en thèse (France, Belgique, Tunisie);
- Examineur d'une thèse de doctorat de la *Griffith University* (Brisbane, Australie) :

Lacey, J. Patrick. (2012). *The provenance of sediment in three rural catchments in South East Queensland, Australia*. PhD thesis under supervision of Prof. J. Olley. Australian Rivers Institute. Griffith University (Brisbane, Australia).

- Expert (niveau 1) du CEA sur le transfert des radionucléides dans l'environnement ;
- Participant pour le CEA auprès d'actions de recherche européennes sur la radioécologie (réseau STAR pour *STrategy for Allied Radioecology*);
- Expert international sur les recherches liées à la migration des radionucléides dans les environnements continentaux, dans le cadre du projet japonais ISET-R (*Interdisciplinary Study on Environmental Transfer of Radionuclides from the Fukushima-Daiichi NPP accident*; porteur: Y. Onda, Tsukuba University ; <http://isetr.suiri.tsukuba.ac.jp/>).
- Nommé en novembre 2011 expert international de l'*Institute of Environmental Radioactivity* de l'Université de Fukushima (<http://www.ier.fukushima-u.ac.jp/>).

## Encadrement

### Encadrement d'étudiants de M2

#### 2014 (en cours)

Bourgeois, Florian. Impact des changements d'occupation du sol et des plantations de teck sur les transferts sédimentaires dans le continuum Houay Pano – Houay Xon – Mékong (Laos). [Avec S. Huon, IEES Paris, France] [\[50% encadrement\]](#)

Guan, Tao. Cartographie de l'occupation des sols autour de Fukushima (Japon) à l'aide d'images SPOT et PLEIADES. [Avec C. Ottlé, LSCE, France] [\[50% encadrement\]](#)

Orsat, Julie. Traçage des sources de sédiments conduisant à l'envasement des rivières dans des bassins versants contrastés de la Région Loire-Bretagne. [100% encadrement]

### **2013**

Renders, Daan. A sediment record of lead contamination in the Senne River (Belgium). [Avec Prof. F. Tak – Université de Gand, Belgique] [50% encadrement] En CDI dans un bureau d'études en environnement.

### **2012**

Renders, Daan. Reconstructing the historical sediment contamination by metals in the Senne River (Brussels, Belgium). [Avec Prof. M. Kervyn – VUB, Bruxelles, Belgique.] [50% encadrement]

Kalngui, Claire. Apport de l'isotopie du strontium pour le traçage de l'origine des masses sédimentaires. [Avec S. Ayrault, LSCE] [50% encadrement]

### **2010**

Ahmadi, Mehdi. Spatial and temporal dynamics of fine sediment in mountainous river catchments of Mexico and the French. Design of a mixing model. [100% encadrement] En thèse à Lyon.

Baati, Selma. Variabilité saisonnière du transport des matières en suspension dans la Seine River à partir de mesures magnétiques. [Avec C. Franke - Mines Paris Tech, et C. Kissel, LSCE] [25% encadrement] En thèse à l'UPMC.

Lio Soon Shun, Nicolas. Contribution de l'imagerie spatiale haute résolution pour modéliser l'érosion des sols dans le bassin de la Plava (Russie). [Avec C. Ottlé, LSCE.] [50% encadrement] En CDI comme ingénieur dans le secteur privé.

### **2007**

de Ruelle, Donatienne. Avantages et inconvénients du modèle STREAM comme outil d'aide à la décision contre les inondations boueuses. [Avec B. van Wesemael, UCL Louvain-la-Neuve, Belgique] [75% encadrement]

Letoret, Aurore. Analyse spatio-temporelle des coulées de boue dans la commune d'Ath (Belgique). [Avec B. van Wesemael, UCL Louvain-la-Neuve, Belgique] [75% encadrement] En CDI comme experte en cartographie à la STIB (Bruxelles).

Thébault, Damien. Apport des données sur les interventions des sapeurs-pompiers pour l'analyse des inondations boueuses. Comparaison entre la Belgique et l'Alsace (France). [Avec A.V. Auzet, ULP Strasbourg, France] [50% encadrement].

## **Co-encadrement de thèses**

### **En cours**

Le Gall, Marion (2013-2016). Développement de nouvelles méthodes de traçage des sédiments fins ; couplage de mesures de l'isotopie du strontium et de radionucléides courte période. [Directeur de thèse: Sophie Ayrault, LSCE; Co-encadrant: O. Evrard]. [50% encadrement] Thèse co-financée CEA/CFR et DGA.

Lepage, Hugo (2012-2015). Traçage de la dispersion des sédiments contaminés dans les bassins versants côtiers de Fukushima. [Directeur de thèse: Sophie Ayrault, LSCE; Co-encadrant: O. Evrard]. [50% encadrement] Thèse CEA/CFR; 1 article publié.



Gourdin, Elian (2011-2014). Apport des radionucléides pour contraindre la dynamique et les transferts des matières en suspension dans les bassins tropicaux: cas du continuum Houay Pano – Houay Xon (Nord-Laos). [Directeur de thèse: Sophie Ayrault, LSCE; Co-encadrant: O. Evrard]. [50% encadrement] Thèse ED MIPEGE; 2 articles soumis.

## **2013**

Gateuille, David (2010 – 2013). Transferts et rémanence des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques dans le bassin de la Seine. [Directeur de thèse: Prof. J.M. Mouchel, UPMC; Co-encadrant: O. Evrard]. [50% encadrement] Thèse R2DS (Région Île-de-France); 3 articles publiés; 1 article soumis. Actuellement, poste d'ATER à l'UPMC (Paris).

### **Encadrement de postdocs**

#### **En cours**

Lacey, John Patrick (Avril 2014 – septembre 2015). Modélisation et traçage de l'érosion des sols dans les bassins côtiers contaminés de Fukushima (Japon). [Avec Olivier Cerdan, BRGM Orléans][50% encadrement] Postdoc Investissements d'Avenir, projet AMORAD.

## **2013**

Chartin, Caroline (Janvier 2012 – juin 2013). Quantification de la connectivité entre versants et rivières dans les bassins versants côtiers contaminés de Fukushima (Japon). [100% encadrement] Postdoc ANR; 4 articles publiés; actuellement en postdoc en Belgique.

## **Liste de publications**

Métriques globales (H-index = 11) [Google Scholar, en date du 22/03/2014]; 35 articles dans des revues internationales en 7 ans (29 après la thèse) – 14 en tant que 1 <sup>er</sup> auteur; 9 en tant que 2 <sup>ème</sup> auteur.
---

### ***Articles dans des revues internationales***

#### **Sous presse**

Evrard, O., Chartin, C., Onda, Y., Lepage, H., Cerdan, O., Lefèvre, I., Ayrault (in press). Renewed soil erosion and remobilisation of radioactive sediment in Fukushima coastal rivers after the 2013 typhoons. *Scientific Reports*.

Lacoste, M., Michot, D., Viaud, V., Evrard, O., Walter, C. (in press). Combining <sup>137</sup>Cs measurements and a spatially distributed erosion model to assess soil redistribution in a hedgerow landscape in northwestern France (1960 - 2010). *Catena*.

## **2014**

Ayrault, S., Le Pape, P., Evrard, O., Priadi, C.R., Quantin, C., Bonté, P., Roy-Barman, M. (2014). Remanence of lead pollution in an urban river system: A multi-scale temporal and spatial study at the scale of the Seine River basin. *Environmental Science & Pollution Research* 21, 4134–4148.

Gateuille, D., Evrard, O., Lefèvre, I., Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Chevreuil, M., Mouchel, J.M. (2014). Mass balance and depollution times of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in rural nested catchments of an early industrialized region (Orgeval River, Seine River basin, France). *Science of the Total Environment* 470-471, 608-617.

Gateuille, D., Evrard, O., Lefèvre, I., Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Chevreuil, M., Mouchel, J.M. (2014). Combining measurements and modelling to quantify the contribution of atmospheric fallout, local industry and road traffic to PAH stocks in contrasting catchments. *Environmental Pollution* 189, 152-160.

Jagercikova, M., Evrard, O., Balesdent, J., Lefèvre, I., Cornu, S. (2014). Modelling the migration of fallout radionuclides to quantify the contemporary transfer of fine particles in Luvisol profiles under different land uses and farming practices. *Soil & Tillage Research* 140, 82–97.

Lepage, H., Evrard, O., Onda, Y., Patin, J., Chartin, C., Lefèvre, I., Bonté, P., Ayrault, S. (2014). Environmental mobility of  $^{110m}\text{Ag}$ : lessons learnt from Fukushima accident (Japan) and potential use for tracking the dispersion of contamination within coastal catchments. *Journal of Environmental Radioactivity* 130, 44-55.

## 2013

Belyaev, V.R., Golosov, V.N., Markelov, M.V., Evrard, O., Ivanova, N.N., Paramonova, T.A., Shamshurina, E.N (2013). Assessment of the recent sediment deposition rates on the Plava River floodplain (Central European Russia) using the  $^{137}\text{Cs}$  radionuclide tracer. *Hydrological Processes* 27, 807-821.

Ben Slimane, A., Raclot, D., Evrard, O., Sanaa, M., Lefèvre, I., Ahmadi, M., Tounsi, M., Rumpel, C., Ben Mammou, A., Le Bissonnais, Y. (2013). Fingerprinting sediment sources in the outlet reservoir of a hilly cultivated catchment of Tunisia. *Journal of Soils and Sediments* 13 (4), 801-815.

Chartin, C., Evrard, O., Onda, Y., Patin, J., Lefèvre, I., Ayrault, S., Lepage, H., Bonté, P. (2013). Tracking the early dispersion of contaminated sediment along rivers draining the Fukushima radioactive pollution plume. *Anthropocene* 1, 23-34.

Chartin, C., Evrard, O., Salvador-Blanes, S., Hirschberger, F., Van Oost, K., Lefèvre, I., Daroussin, J., Macaire, J.J. (2013). Quantifying and modelling the impact of land consolidation and field borders on soil redistribution in agricultural landscapes (1954 - 2009). *Catena* 110, 184-195.

Evrard, O., Chartin, C., Onda, Y., Patin, J., Lepage, H., Lefèvre, I., Ayrault, S., Otlé, C., Bonté, P. (2013). Evolution of radioactive dose rates in fresh sediment deposits along rivers draining Fukushima contamination plume. *Scientific Reports* 3, 3079.

Evrard, O., Poulenard, J., Némery, J., Ayrault, S., Gratiot, N., Duvert, C., Prat, C., Lefèvre, I., Bonté, P., Esteves, M. (2013). Tracing sediment sources in a tropical highland catchment of central Mexico by using conventional and alternative fingerprinting methods. *Hydrological Processes* 27, 911-922.

Haddadchi, A., Ryder, D. S., Evrard, O., Olley, J. (2013). Sediment fingerprinting in fluvial systems: Review of tracers, sediment sources and mixing models. *International Journal of Sediment Research* 28, 560-578.

Legout, C., Poulenard, J., Némery, J., Navratil, O., Grangeon, T., Evrard, O., Esteves, M. (2013). Quantifying suspended sediment sources during floods in headwater catchments by spectrophotometry. *Journal of Soils and Sediments* 13, 1478-1492.

## 2012

Evrard, O., Van Beek, P., Gateuille, D., Pont, V., Lefèvre, I., Lansard, B., Bonté, P., 2012. Evidence of the radioactive fallout in France due to the Fukushima nuclear accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 114, 54-60.

Navratil, O., Evrard, O., Esteves, M., Legout, C., Ayrault, S., Némery, J., Mate-Marin, A., Ahmadi, M., Lefèvre, I., Poirel, A., Bonté, P., 2012. Temporal variability of suspended sediment sources in an Alpine catchment combining river/rainfall monitoring and sediment fingerprinting. *Earth Surface Processes Landforms* 37, 828-846.

Navratil, O., Evrard, O., Esteves, M., Ayrault, S., Lefèvre, I., Legout, C., Reyss, J.L., Gratiot, N., Nemery, J., Mathys, N., Poirel, A., Bonté, P., 2012. Core-derived historical records of suspended sediment origin in a mesoscale mountainous catchment: the Bléone River, French Alps. *Journal of Soils and Sediments* 12 (9), 1463-1478.

Poulenard, J., Legout, C., Némery, J., Bramorski, J., Navratil, O., Douchin, A., Fanget, B., Perrette, Y., Evrard, O., Esteves, M., 2012. Tracing sediment sources during floods using Diffuse Reflectance Infrared Fourier Transform Spectrometry (DRIFTS): A case study in a highly erosive mountainous catchment (Southern French Alps). *Journal of Hydrology* 414-415, 452-462.

## 2011

Evrard, O., Navratil, O., Ayrault, S., Ahmadi, M., Némery, J., Legout, C., Lefèvre, I., Poirel, A., Bonté, P., Esteves, M., 2011. Combining suspended sediment monitoring and fingerprinting to trace the spatial origin of fine sediment in a mountainous river catchment. *Earth Surface Processes Landforms* 36, 1072-1089.

## 2010

Ayrault, S., Priadi, C., Evrard, O., Lefèvre, I., Bonté, P., 2010. Silver and thallium historical trends in the Seine River basin. *Journal of Environmental Monitoring* 12, 2177-2185.

Duvert, C., Gratiot, N., Evrard, O., Navratil, O., Némery, J., Prat, C., Esteves, M., 2010. Drivers of erosion and suspended sediment transport in three headwater catchments of the Mexican Central Highlands. *Geomorphology* 123, 243-246.

Evrard, O., Némery, J., Gratiot, N., Duvert, C., Ayrault, S., Lefèvre, I., Poulenard, J., Prat, C., Bonté, P., Esteves, M., 2010. Sediment dynamics during the rainy season in tropical highland catchments of central Mexico using fallout radionuclides. *Geomorphology* 124, 42-54.

Evrard, O., Nord, G., Cerdan, O., Souchère, V., Le Bissonnais, Y., Bonté, P., 2010. Modelling the impact of land use change and rainfall erosivity on sediment export from an agricultural catchment of the northwestern European loess belt. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138, 83-94.

Evrard, O., Heitz, C., Liégeois, M., Boardman, J., Vandaele, K., Auzet, A.V., van Wesemael, B., 2010. A comparison of management approaches to control muddy floods in central Belgium, northern France and southern England. *Land Degradation & Development* 21(4), 322-335.

## 2009

Evrard, O., Cerdan, O., Chauvet, M., Le Bissonnais, Y., van Wesemael, B., Raclot, D., Vandaele, K., Andrieux, P., Biélers, C.L., 2009. Reliability of an expert-based runoff and erosion model: application of STREAM to different environments. *Catena* 78, 129-141.

## 2008

Evrard, O., Vandaele, K., Biélers, C.L., van Wesemael, B., 2008. Seasonal evolution of runoff generation on agricultural land in the Belgian loess belt and implications for muddy flood triggering. *Earth Surface Processes & Landforms* 33(8), 1285-1301.

Evrard, O., Vandaele, K., van Wesemael, B., Biélers, C.L., 2008. A grassed waterway and earthen dams to control muddy floods from a cultivated catchment of the Belgian loess belt. *Geomorphology* 100, 419-428.

## 2007

Evrard, O., Biolders, C., Vandaele, K., van Wesemael, B., 2007. Spatial and temporal variation of muddy floods in central Belgium, off-site impacts and potential control measures. *Catena* 70 (3), 443-454.

Evrard, O., Persoons, E., Vandaele, K., van Wesemael, B., 2007. Effectiveness of erosion mitigation measures to prevent muddy floods: A case study in the Belgian loam belt. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 149-158.

## **Chapitres de livres**

### **2013**

Belyaev, V.R., Golosov, V.N., Markelov, M.V., Ivanova, N.N., Shamshurina, E.N, Evrard, O. (2013). Effects of land use and climate changes on small reservoir siltation in the agricultural belt of European Russia. *IAHS Publ.* 362, 134-145.

### **2012**

Evrard, O., Belyaev, V., Chartin, C., Ottlé, C., Ivanova, N., Markelov, M., Lefèvre, I., Golosov, V., Bonté, P., 2012. Tracing the dispersion of sediment contaminated with radionuclides in catchments exposed to Chernobyl and Fukushima fallout. *Erosion and Sediment Yields in the Changing Environment. IAHS Publ. No. 356*, 412-417.

Gateuille, D., Evrard, O., Lefèvre, I., Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Chevreuil, M., Mouchel, J.M., 2012. Understanding polycyclic aromatic hydrocarbon transfers at the catchment scale combining chemical and fallout radionuclides analyses. *Erosion and Sediment Yields in the Changing Environment. IAHS Publ. No. 356*, 369-377.

Belyaev, V., Shamshurina, E., Markelov, M., Golosov, V., Ivanova, N., Bondarev, V., Paramanova, T., Evrard, O., Ottlé, C., Lefèvre, I., Bonté, P., 2012. Quantification of river basin sediment budget based on reconstruction of the post-Chernobyl particle-bound <sup>137</sup>Cs redistribution. *IAHS Publ. No. 356*, 394-403.

### **2010**

Belyaev, V., Ivanova, N., Evrard, O., Markelov, M., Shamshurina, E., Bonté, P., Lefèvre, I., 2010. Complex assessment of particle-bound radionuclide redistribution in the Plava River basin (Central European Russia). *IAHS Publ. No. 338*, 239-240.

## **Traduction intégrale d'ouvrages de l'anglais vers le français (Ed. De Boeck):**

Marshak, S., (*mise à jour en cours*, parution prévue en septembre 2014). Terre, portrait d'une planète [*Earth, Portrait of a Planet – 4<sup>th</sup> American edition*]. De Boeck Université, Bruxelles, 944 pp.

Houghton, J., 2011. Le réchauffement climatique: un état des lieux complet. [*Global Warming: the complete briefing.*] De Boeck Université, Bruxelles, 495 pp.

Marshak, S., 2010. Terre, portrait d'une planète [*Earth, Portrait of a Planet – 3<sup>rd</sup> American edition*]. De Boeck Université, Bruxelles, 944 pp.

## **Présentations lors de conférences nationales et internationales**

### **Conférences nationales**

Participation aux conférences annuelles nationales entre 2005 et 2008 de la *Belgian Association of Geomorphologists* and de la *Belgian Soil Science Society*) et à l'Atelier Climat et Impacts organisé à l'Université Paris Sud-XI, à Orsay, le 06/11/2009 et les 19-20/11/2012.

## Conférences internationales

2013

### Colloques internationaux:

Evrard, O., et al. Radioactive contamination in Fukushima: what do we know of its dispersion by rivers two years after the accident? Joint IAHS – IASPO – IASPEI Göteborg, Suède. Juillet 2013.

Evrard, O., et al. Quantifying the origin of different sediment types in a catchment of the Southern French Alps by combining hydro-sedimentary records and fingerprinting. *Geophysical Research Abstracts* Vol. 15, EGU2013-2856, 2013.

Evrard, O., et al. Post-accidental riverine dispersion of sediments contaminated by radionuclides: confrontation of lessons learnt from Chernobyl and Fukushima case studies in catchments from Russia (1986-2009) and Japan (2011-2012). *Geophysical Research Abstracts* Vol. 15, EGU2013-2808-1, 2013.

Evrard, O., et al. Tracking the dispersion of contaminated sediment along the main rivers draining the radioactive plume in Fukushima Prefecture (Japan). Colloque de clôture de l'ANR Flash Japon, Sendai (Japon ; 6-7 mars 2013).

### Conférence invitée

Evrard, O., et al. Tracking the early dispersion of radioactive sediment in Fukushima rivers. *ULB / VUB International Lecture Series in Geosciences*, Bruxelles (Belgique), 25/10/2013.

2012

Evrard, O. et al. Tracing the dispersion of sediment contaminated with fallout radionuclides along the main rivers draining the contaminated plume in Fukushima Prefecture (Japan). *Geophysical Research Abstracts* Vol. 14, EGU2012-4281, 2012, **EGU General Assembly 2012**.

Evrard, O., Belyaev, V., Chartin, C., Ottlé, C., Ivanova, N., Markelov, M., Lefèvre, I., Golosov, V., Bonté, P., 2012. Tracing the dispersion of sediment contaminated with radionuclides in catchments exposed to Chernobyl and Fukushima fallout. **Erosion and Sediment Yields in the Changing Environment. Chengdu (China)**.

### Conférences invitées:

Evrard, O. et al. Traçage de la dispersion des sédiments contaminés par les rivières drainant le panache de Fukushima (projet TOFU). Séminaire du SERIS (IRSN), Aix-en-Provence, 25/06/12.

Evrard, O. et al. Quantifying sediment sources and transfer times in mountainous catchments by combining river monitoring and sediment fingerprinting. Workshop on soil erosion in the Alps, Basel University (Switzerland), 14/09/12.

<http://www.bodenerosion-alpen.ch/programm.php>

Evrard, O. et al. Tracking the origin of contaminated sediment transported by rivers draining Fukushima radioactive pollution plume from  $^{110m}\text{Ag}/^{137}\text{Cs}$  ratio. Symposium on "Exploring the impacts of Fukushima Daiichi radiations on the ocean" (Tokyo University), 12-13/11/12.

<http://www.whoi.edu/website/fukushima-symposium/>

2011

Evrard, O., Ottlé, C., Lio Soon Shun, N., Belyaev, V., Markelov, M., Ivanova, N. Modelling runoff and erosion in an ungauged cultivated catchment of Western Russia strongly contaminated by Chernobyl fallout. **IUGG 2011 General Assembly, Melbourne**, 6/07/2011. Session on "erosion modeling in ungauged catchments".

Evrard, O., Navratil, O., Némery, J., Legout, C., Gratiot, N., Duvert, C., Lefèvre, I., Ayrault, S., Prat, C., Poulénard, J., Bonté, Ph., Esteves, M. Combining river monitoring and sediment fingerprinting to quantify spatial and temporal dynamics of fine sediment in mountainous catchments of the French Alps and the Mexican Central Highlands. **IUGG 2011 General Assembly, Melbourne**, 4/07/2011. Session on "erosion and sediment tracing".

Ben Slimane, A., Raclot, D., Evrard, O., Sanaa, M., Lefèvre, I., Ahmadi, M., Le Bissonnais, Y. Fingerprinting the main erosion processes delivering sediment in to hillside reservoirs: Case of Kamech catchment in Cape Bon, Tunisia. **AGU Winter Assembly 2011, San Francisco**, Dec. 2011.

Navratil, O., Evrard, O., Esteves, M., Legout, C., Ayrault, S., Nemery, J., Lefevre, I., Bonté, P., Tacon, S., Liebault, F. Origin and dynamics of suspended sediment origins and dynamics during a 10-yr return period flood on the Bès River, Southern French Alps. **AGU Winter Assembly 2011, San Francisco**, Dec. 2011.

## 2010

Evrard, O., Nord, G., Cerdan, O., Souchère, V., Le Bissonnais, Y., Bonté, P. Estimation of erosion and sediment export from an agricultural catchment (1960 – 2000) confronting the outputs of an expert-based model and Cs-137 inventories. **EGU General Assembly 2010**. Geophysical Research Abstracts Vol. 12, EGU2010-4697, EGU General Assembly 2010.

Evrard, O., Némery, J., Gratiot, N., Duvert, C., Lefèvre, I., Ayrault, S., Esteves, M., Bonté, P. Estimation of sediment residence times in subtropical highland catchments of central Mexico combining river gauging and fallout radionuclides. **EGU General Assembly 2010**. Geophysical Research Abstracts, Vol. 12, EGU2010-4586-1, EGU General Assembly 2010.

Franke, C., Baati, S., Ayrault, S., Bonté, P., Evrard, O., Kissel, C. Seasonal variability of suspended sediment transport in the Seine river catchment area (France). **EGU General Assembly 2010**. Geophysical Research Abstracts, Vol. 12, EGU2010-7815, EGU General Assembly 2010.

Doetterl, S., Evrard, O., Stevens, A., van Wesemael, B., Van Oost, K. Effects of soil relocation on soil organic carbon stocks in hilly agricultural landscapes. **EGU General Assembly 2010**. Geophysical Research Abstracts, Vol. 12, EGU2010-15192, EGU General Assembly 2010.

Evrard, O., Némery, J., Gratiot, N., Duvert, C., Ayrault, S., Lefèvre, I., Poulenard, J., Prat, C., Bonté, P., Esteves, M., 2010. Sediment dynamics in tropical highland catchments of central Mexico using fallout radionuclides. Session 6.1 sur les « Bilans sédimentaires et la Chronologie ». **Réunion des Sciences de la Terre, Bordeaux**, 28/10/2010.

## 2009

Evrard, O., Navratil, O., Gratiot, N., Némery, J., Duvert, C., Ayrault, S., Lefèvre, I., Esteves, M., Bonté, P. Spatial and temporal dynamics of sediment in contrasted mountainous watersheds (Mexican transverse volcanic axis and French Southern Alps) combining river gauging, elemental geochemistry and fallout radionuclides. Fall Meeting of the **American Geoscience Union, San Francisco**. Session (EP02) on “Sediment Supply, Storage, and Delivery as Controlled by Hillslope-Channel Coupling”, 18/12/2009.

Vandaele, K., Evrard, O., Swerts, M., Lammens, J., Priemen, P., van Wesemael, B., De Vrieze, M. Runoff and sediment response to erosion control measures in a 300 ha cultivated catchment (Belgium). **EGU General Assembly 2009**. Geophysical Research Abstracts, Vol. 11, EGU2009-7700.

## 2008

Evrard, O., Vandaele, K., van Wesemael, B., Bielders, C. A grassed waterway and earthen dams mitigate muddy floods and limit sediment transfer to the alluvial plain. **EGU General Assembly 2008**, Session on ‘Linking Land to the Water’, Vienna (Austria). April 16, 2008.

## 2007

Evrard, O., van Wesemael, B., Bielders, C., Vandaele, K. A cost-benefit analysis of measures mitigating muddy floods in central Belgium. **COST 634 small group meeting** on ‘Socio-economics of erosion’, Müncheberg (Germany), March 29-30, 2007.

Evrard, O., van Wesemael, B., Bielders, C., Vandaele, K. Efficiency of pilot measures to mitigate muddy floods in a catchment of central Belgium. **EGU General Assembly 2007**, Session on ‘Soil erosion assessment and integrated approaches for remediation’, Vienna (Austria). April 18, 2007.

Evrard, O., Cerdan, O., Chauvet, M., Le Bissonnais, Y., Vandaele, K., van Wesemael, B., Biielders, C. Applicability and reliability of runoff/erosion expert-based models: Application of STREAM in different environments with different expertise levels. **COST 634 conference** on 'Soil and Hillslope Management using scenario analysis and runoff-erosion models: a critical evaluation of current techniques', Florence (Italy), May 7-9, 2007.

Evrard, O., van Wesemael, B., Biielders, C., Vandaele, K. Efficiency of pilot measures to mitigate muddy floods at small and medium catchment scales in the Belgian loess belt. **COST 634 conference** on 'Off-site impacts of soil erosion and sediment transport', Prague (Czech Republic). October 1-3, 2007.

## 2006

Evrard, O., van Wesemael, B., Biielders, C., Vandaele, K. Towards a spatial tool to design and locate mitigation measures to cope with muddy floods in the Belgian loess belt. **COST 634 conference** on 'Remote sensing and spatial analysis tools for erosion processes', Samos (Greece), May 25-28, 2006.

Evrard, O., Liégeois, M., Vandaele, K., van Wesemael, B., Biielders, C. Towards an integrated management of muddy floods in the European loess belt. Case studies in central Belgium and northern France. **COST 634 conference** on 'Farm level adoption of SWC measures and policy implications in Europe', Wageningen (The Netherlands), October 1-3, 2006.

Evrard, O., van Wesemael, B., Biielders, C., Vandaele, K. Muddy floods in Belgium. State-of-the-art and unresolved issues. **COST 634 small group meeting** on 'Muddy floods', Louvain-la-Neuve (Belgium), December 3-4, 2006.

## 2005

Evrard, O., van Wesemael, B., Biielders, C., Persoons, E., Vandaele, K. Efficiency of mitigation measures against muddy floods in the Loam Belt : A case study in a village of Belgium. **COST 634 conference** on 'Soil conservation management, perception and policy', Rouen (France), June 5-7, 2005.

## **Co-organisateur de sessions lors de conférences internationales**

Avril 2014: Co-organisateur de session à la conférence EGU 2014 (Vienne, Autriche). Titre: "*Revisiting techniques for quantifying sources and travel times of fine sediment from catchment to coast*" (avec H. Smith, Liverpool University; W. Blake, Plymouth University, UK; Ph. Owens, University of Northern British Columbia, Canada).

Juillet 2013: Co-organisateur de session à la conférence IAHS 2013 (Göteborg, Suède). Titre: "*Anthropogenic radionuclide contamination of water and sediment: short-term and long-term consequences*" (avec V. Golosov, Moscow University, Russia; K. Heal, Edinburgh University, UK).

Avril 2013: Co-organisateur de session à la conférence EGU 2013 (Vienne, Autriche). Titre: "*Quantifying sources and travel times of fine sediment in river basins: techniques, challenges and prospects*" (avec W. Blake et H. Smith, Plymouth University, UK; Ph. Owens, University of Northern British Columbia, Canada).

## **Projets de recherche en cours**

**2014 – 2015 : DRASTiC** (*Modélisation de l'érosion et du transfert sédimentaire dans les bassins versants drainés et validation spatio-temporelle*) – projet financé par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne [100 k€; porteurs: O. Evrard, O. Cerdan et S. Salvador-Blanes]

**2014 – 2017 : TECitEASY** (*Effets conjugués de l'expansion des plantations d'arbres et du changement climatique sur le fonctionnement hydro-sédimentaire des bassins versants tropicaux de montagne: la diversité microbienne aquatique comme un proxy de la conversion d'usage des terres*) programme ANR Agrobiosphère [porteur : O. Ribolzi, GET Toulouse ; responsable de partenaire : O. Evrard (70 k€)]

**2014 – 2015 : Contribution des sols à la contamination en métaux et HAP des rivières : approche multi-traceurs.** CNRS (INSU/EC2CO). [18,5 k€ ; porteur : C. Quantin]

**2014–2019: AMORAD** (*Amélioration de la modélisation de la dispersion des radionucléides dans l’environnement*) – Investissements d’avenir en radioprotection et sûreté nucléaire [porteur: Denis Boulaud, IRSN; responsable d’axe: O. Evrard (470 k€)]

**2012–2015: TRACKSED** (*Tracking sources supplying sediment from upper parts of catchments*) – projet financé par l’Agence de l’Eau Loire-Bretagne [100 k€; porteurs: O. Evrard, O. Cerdan et S. Salvador-Blanes]

**2010–2014: AGRIPED** (*Characterisation, quantification and modelling of the impact of land use on soil leaching*) - ANR BLANC [600k€; PI: Sophie Cornu, INRA Aix; responsable de WP (150 k€): O. Evrard]

### **Projets de recherche passés**

**2013: BELKONG** (*Using beryllium-7 to trace fine sediment from small upstream catchments to large rivers: a pilot study along the Houay Pano - Mekong River continuum*). CNRS (INSU/EC2CO) [20 k€; porteur: O.Evrard]

**Octobre 2011–Mars 2013: TOFU** (*Tracing the environmental consequences of Fukushima accident*) - ANR Flash Japon [155 k€; porteur: O. Evrard]

**2010–2013: COORBASSE** (*Persistence of organic contaminants in the Seine River basin*) - R2DS Région Île-de-France [170k€; PI: Jean-Marie Mouchel, UPMC, Paris ; responsable de WP (160 k€) : O. Evrard]

**2012: BELCRUE** (*Using beryllium-7 to trace fine sediment during floods in mountain rivers: what limitations?*) - Projet CNRS/EC2CO [20k€; porteur: O. Evrard]

**2009–2011: Migration of contaminants in the Plava River catchment (Russia)** – projet franco-russe (CNRS/RFBR) [50 k€; Collaboration avec l’Université Lomonosov de Moscou; porteurs: Ph. Bonté/N. Ivanova]

**2009–2012: LANDSOIL** (*Landscape design for soil conservation under land use and climate changes*) - ANR VMCS [porteur: C. Walter, INRA Rennes]

**2006–2010: STREAMS** (*Sediment TRansport and Erosion Across MountainS*) - ANR BLANC [490 k€; porteur: Michel Esteves; LTHE Grenoble; co-responsable de WP (150 k€): O. Evrard]

### **Expérience internationale (principaux séjours et collaborations)**

**2011 - ...** : Séjours à l’Université de Tsukuba (Japon) (Prof. Y. Onda) et à l’Université de Fukushima (Japon) (Prof. K. Nanba) / campagnes de terrain post-accidentelles dans le panache de contamination radioactive de Fukushima [1 publication conjointe];

**Juin 2011**: Visite à l’Université de Sydney (Dr. A. Mac Bratney et Dr. B. Minasny) (Australie);

**Août 2009/ Sept. 2010/ Sept. 2011**: Séjours à l’Université Lomonossov (Dr. V. Golosov) / campagnes de terrain dans la zone de Plavsk contaminée par l’accident de Tchernobyl (Russie) [4 publications conjointes] ;

**Sept. 2009**: Séjour à l’Institut National Agronomique de Tunis (Prof. M. Sanaa) / campagne de terrain dans le Cap Bon (Tunisie) [1 publication conjointe];

**Juin – Juillet 2009**: Séjour scientifique à l’Université de Morelia / campagne de terrain dans le bassin du Rio Grande de Morelia (Mexique) [3 publications].

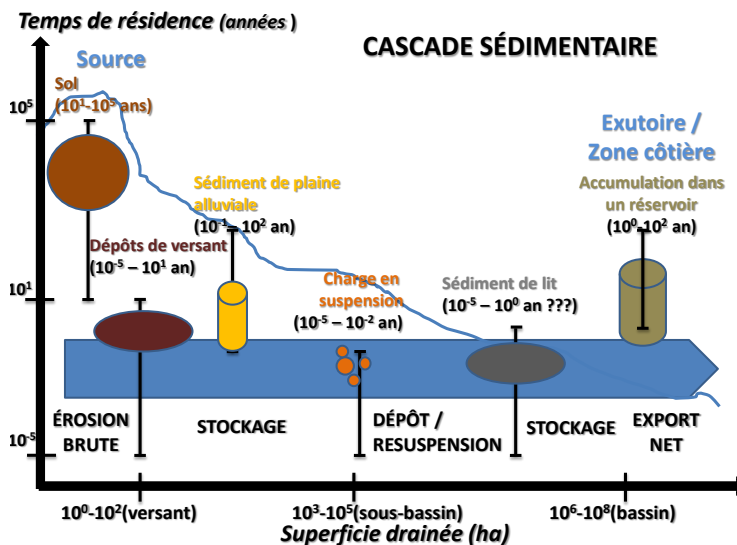


### 3. Activités de recherche

Bien que tout découpage soit discutable lorsque l'on étudie des compartiments environnementaux interconnectés, mes activités de recherche en lien avec l'état de l'art et les grandes évolutions de la recherche internationale se situent à différents niveaux de la cascade sédimentaire (Figure 1) et évoluent progressivement de l'amont vers l'aval de celle-ci :

- L'érosion des sols dans les petits bassins cultivés (1–10 km<sup>2</sup>) en milieu tempéré : vers des approches couplant modèles et traceurs radioactifs ;
- Sources et temps de résidence des particules fines dans les rivières (1–1000 km<sup>2</sup>) : couplage de suivis hydro-sédimentaires et mesures de traceurs stables et radioactifs ;
- Rémanence des particules fines et des contaminants associés dans les bassins hydrographiques (1000–100 000 km<sup>2</sup>).

Pour étudier ces problématiques au sein de sites de taille croissante, les approches vont nécessairement évoluer, mais toutes utiliseront au moins en partie un outil commun : les **radioisotopes émetteurs gamma** (Tableau 1), naturels (le potassium, par exemple) et/ou artificiels (le césium, notamment). Ce dernier nous intéresse tout particulièrement, car il



présente une forte affinité chimique pour les particules fines auxquelles il s'adsorbe presque irrévérablement en milieu continental.

Figure 1. La cascade sédimentaire, de l'amont des bassins à leur exutoire, et les différents types de matrices que l'on peut étudier pour comprendre les transferts sédimentaires à différentes échelles d'espace et de temps.

Tableau 1. Quelques exemples de radioisotopes émetteurs gamma utilisés et leurs caractéristiques.

Isotope radioactif	Période	Origine	Energie (keV)
<sup>7</sup> Be	53 j	Naturelle/cosmogénique	477
<sup>134</sup> Cs	2 ans	Artificielle	604
<sup>210</sup> Pb	22 ans	Naturelle/géogénique	46
<sup>137</sup> Cs	30 ans	Artificielle	661
<sup>40</sup> K	1,2 Ga	Naturelle/géogénique	1460

Ces isotopes radioactifs présentent l'intérêt de pouvoir être mesurés directement, sans préparation chimique, en spectrométrie gamma, qui est une technique d'analyse physique et non-destructive. Le LSCE dispose en effet d'un parc de spectromètres gamma de type germanium (Figure 2), de bonne résolution et à bas bruit de fond (les puristes parleront de « mouvement propre »). Le LSCE a également accès à des spectromètres installés dans le Laboratoire Souterrain de Modane (LSM ; <http://www-lsm.in2p3.fr/>).



Figure 2. **À gauche** : Vue partielle de la casemate du LSCE à Gif-sur-Yvette où sont installés les spectromètres gamma ; **au centre** : cristal de germanium utilisé pour la détection des photons gamma ; **à droite** : système d'acquisition des spectres gamma sur micro-ordinateur. (Source : Unité de Communication du CEA Saclay.)

Le principe de la mesure est simple. Lorsqu'ils arrivent sur le cristal de germanium, les photons gammas produits par désintégration dans l'échantillon sont transformés en signaux électriques. Ceux-ci sont amplifiés, identifiés par un codeur puis stockés dans un analyseur multicanaux qui classe et totalise le nombre de photons émis par énergie de désintégration (Sogon, 1999). Chaque raie énergétique obtenue sur le spectre enregistré est caractéristique d'un isotope radioactif donné et le nombre de coups correspondant permet de quantifier l'activité de l'isotope au sein de l'échantillon (Figure 2, à droite).

Afin de protéger les détecteurs contre la radioactivité ambiante (rayonnement cosmique, matériel électronique, radon de l'atmosphère, bâtiment, revêtement au sol), ceux-ci sont installés dans les sous-sols du laboratoire, et entourés d'un blindage en cuivre ultra-pur et d'un château de plomb archéologique (Figure 2, à gauche).

Généralement, les échantillons de sols et de sédiments collectés dans l'environnement présentent de faibles niveaux de radioactivité. Ils doivent donc être analysés 24h afin d'obtenir des statistiques de comptage suffisantes, ce qui justifie de disposer d'un parc d'une dizaine de détecteurs, afin d'obtenir des résultats représentatifs tant sur le plan spatial que temporel.

## 3.1 L'érosion des sols dans les petits bassins cultivés (1–100 km<sup>2</sup>) en milieu tempéré : vers des approches couplant modèles et traceurs radioactifs

### 3.1.1 Introduction et état de l'art

L'érosion des sols cultivés est particulièrement prononcée dans les plaines loessiques du nord-ouest de l'Europe. Les sols y sont en effet très sensibles au phénomène de battance. Lorsqu'ils ne sont pas protégés par la végétation, sous l'action des gouttes de pluie puis du ruissellement local, une croûte se forme progressivement à la surface de ces sols et les imperméabilise peu à peu, constituant un terrain propice à la formation d'écoulements en nappe (Evrard et al., 2008a) et d'érosion diffuse. Ensuite, lorsque les écoulements se concentrent, ils peuvent conduire à la formation de formes d'érosion concentrée (rigoles et/ou ravines ; Figure 3). La sensibilité des sols à l'érosion hydrique dépend dès lors de la combinaison de facteurs agronomiques (travail du sol contrôlant les états de surface) et climatiques (occurrence de pluies plus ou moins érosives). Il faut d'ailleurs faire remarquer que cette constatation n'est pas spécifique au contexte loessique du nord-ouest de l'Europe, et qu'elle a été démontrée dans d'autres régions du monde (voir, par exemple, l'étude de Valentin et al., 2008, réalisée dans différents bassins versants d'Asie du Sud-Est).

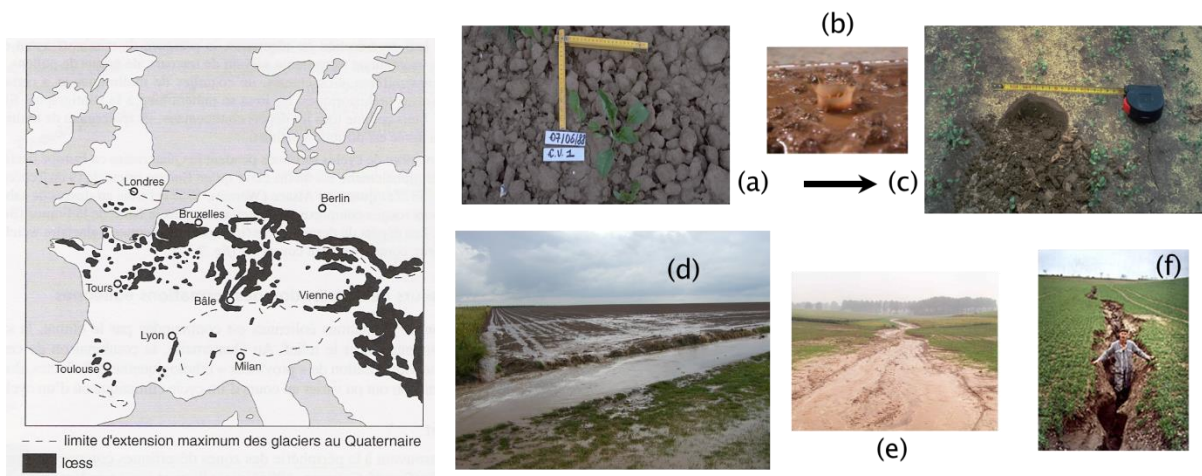
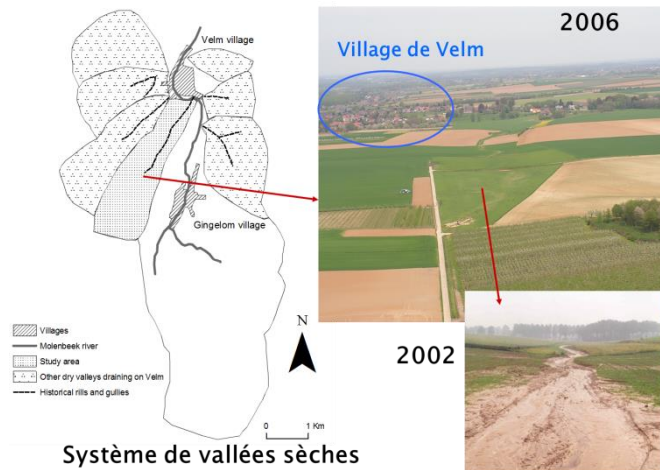


Figure 3. Illustrations des formes d'érosion hydrique que l'on observe dans les régions loessiques du Nord-Ouest de l'Europe (source de la carte : Campy et Macaire, 2003) ; (a) état fragmentaire des sols après travail ; (b) effet « splash » des gouttes de pluie ; (c) formation d'une croûte sédimentaire ; (d) ruissellement en nappe et érosion diffuse ; (e) ravine dite éphémère ; (f) ravine stricto sensu.

En plus des conséquences négatives que l'érosion hydrique des sols génère au sein même des terres agricoles (pertes de stabilité et de fertilité des sols engendrant une baisse de rendement surtout lorsqu'on dépasse le taux d'érosion qualifié de « tolérable » qui équivaut à la production naturelle du sol et estimé à  $1.4 \text{ t/ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  dans nos contrées européennes; Verheijen et al., 2009), elle engendre de nombreux problèmes à l'aval. Une manifestation visible mais éphémère de ce phénomène de transfert depuis les bassins cultivés vers les fonds de vallée habités est matérialisée par l'occurrence d'**inondations boueuses** (*muddy floods*). Celles-ci sont alimentées par le ruissellement provenant des terres agricoles,



généralement après les semis de printemps ou d'automne, et aboutissent souvent dans des cours d'eau permanents en transitant par des vallons secs où elles génèrent davantage d'érosion concentrée, souvent sous la forme de ravines éphémères (Boardman et al., 2006 ; Figure 4).

*Figure 4. Exemple de vallée sèche à Velm dans la région lœssique du centre de la Belgique où une dizaine d'inondations boueuses a été générée entre la fin des années 1990 et le début des années 2000. Suite à ce phénomène, un chenal enherbé équipé de digues a été installé après 2002 dans le thalweg. (Source : Evrard, 2008).*

Ce phénomène n'est pas récent, mais sa fréquence d'occurrence s'est accrue au cours des dernières décennies, suite aux changements d'occupation du sol qui ont eu lieu dans les territoires agricoles, mais aussi à l'urbanisation croissante des campagnes, principalement le long des routes (Boardman et al., 1994 ; Souchère et al., 2003). Plusieurs études ont ainsi pu illustrer l'impact de ces changements (par exemple le remembrement des terres agricoles) sur le ruissellement et l'érosion dans les bassins cultivés et, par conséquent, sur l'occurrence d'inondations boueuses à l'aval (Evrard et al., 2007a; Figure 5). Les dégâts qui en découlent engendrent des coûts non négligeables estimés entre 16 et 172M€/an rien que pour le seul centre de la Belgique ( $\sim 9000 \text{ km}^2$ , ce qui correspond approximativement à la surface de la Corse), tant pour les particuliers que pour les collectivités locales (Evrard et al., 2007b).

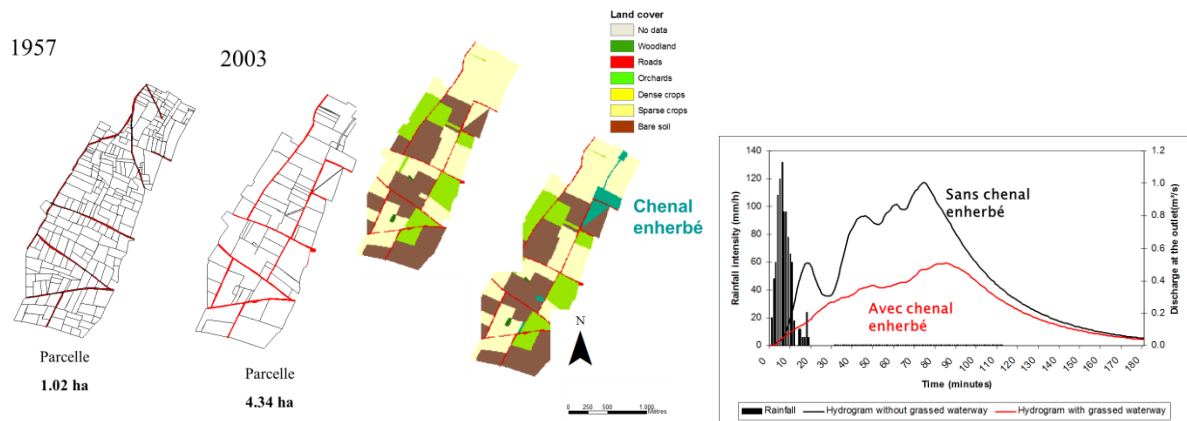


Figure 5. Modification du réseau routier et du parcellaire suite au remembrement organisé dans les années 1970 dans le bassin versant de Velm (voir localisation sur la Fig. 4) ; et modélisation de l'impact de l'installation d'un chenal enherbé sur le débit à l'exutoire du bassin (source : Evrard et al., 2007a).

L'installation de mesures-pilote de lutte contre les inondations boueuses dans le bassin de Velm a permis d'en mesurer l'impact, notamment sur les transferts sédimentaires vers les rivières permanentes à l'aval. Les résultats obtenus sont sans appel : les mesures pilote (consistant en un chenal enherbé entrecoupé de digues) ont permis de réduire les exports sédimentaires vers l'aval de l'ordre de 90% pour des événements pluvieux présentant une large gamme de périodes de retour, allant jusqu'à 150 ans (Evrard et al., 2008b).

Cette question du transfert sédimentaire des bassins cultivés vers l'aval et, en particulier, vers les cours d'eau est absolument cruciale. Des chercheurs ont progressivement tenté de modéliser les transferts érosifs à l'échelle du bassin versant, même si ces travaux ont d'abord été entrepris à l'échelle de la parcelle agricole. Ainsi, la plupart des modèles d'érosion disponibles découlent généralement de l'équation universelle de perte des sols (USLE, *Universal Soil Loss Equation*; Wischmeier, 1976) qui est empirique et basée sur un réseau de mesures parcellaires. Appliqués tels quels à l'échelle du versant et, *a fortiori*, à l'échelle du bassin, ces modèles n'ont pas permis d'obtenir des résultats satisfaisants, car ils ne rendaient pas compte des processus de dépôt. Par ailleurs, les modèles à base physique (ex. LISEM ; de Roo et al., 1996) qui tentent de décrire sous forme d'équations tous les processus impliqués dans l'érosion à l'échelle du bassin se sont également révélés difficiles à alimenter en données de terrain. C'est ainsi qu'un nouveau type de modèles, dits 'experts', comme STREAM (Cerdan et al., 2002) a vu le jour à partir d'un constat basé sur l'expérience de terrain forgée depuis les années 1980 par l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) en Normandie : c'est l'impact majeur de la combinaison des états de surface des sols et des conditions climatiques qui contrôlent l'érosion hydrique dans les régions lœssiques tempérées (Le Bissonais et al., 2005). Néanmoins, cette approche s'est révélée moins efficace en milieu méditerranéen où d'autres facteurs de contrôle (pierrosité des sols,...) doivent être pris en compte pour intégrer les particularités des paysages locaux (Evrard et al., 2009).

### 3.1.2 Apport des isotopes radioactifs

Des modèles d'érosion hydrique spatialement distribués à l'échelle du bassin versant ont donc été progressivement développés au cours des années 1990 et 2000. On peut ainsi citer STREAM que nous avons déjà évoqué, mais il existe de nombreux autres modèles (voir, par exemple, la revue des modèles proposée par Jetten et Favis-Mortlock, 2006). Ces modèles génèrent souvent des résultats cohérents à l'exutoire d'un bassin versant – que l'on peut alors comparer à des données mesurées en sortie de bassin, mais il est également indispensable de valider la distribution spatiale de l'érosion au sein du bassin. Or, pour valider les sorties spatiales d'un modèle d'érosion, les chercheurs sont confrontés au manque de données disponibles, notamment pour couvrir rétrospectivement la période 1960–1990, qui a été marquée par des changements de parcellaire et d'occupation du sol très importants, comme nous l'avons vu plus haut. Il va de soi que peu de bassins ont été instrumentés pour mesurer l'érosion des sols au cours de ces trois décennies. Dans les années 1970, Ritchie et al. (1974) ont donc proposé d'utiliser les retombées au sol de césium-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ), émis par les tests des bombes thermonucléaires qui ont connu leur apogée en 1963<sup>2</sup>, pour quantifier la redistribution des particules sur les versants cultivés. La période radioactive du  $^{137}\text{Cs}$ , qui est de 30 ans, et son comportement vis-à-vis des particules de sol auxquels il s'adsorbe presque irrévérablement, sont en effet particulièrement bien adaptés à cette utilisation (Tamura, 1964).

C'est ainsi que des milliers d'études ont utilisé des mesures d'inventaires de  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols pour calculer des taux d'érosion et en évaluer la distribution spatiale à l'échelle des versants ou des bassins cultivés (Ritchie et McHenry, 1990 ; Ritchie et Ritchie, 2003 ; Figure 6). Pour ce faire, des modèles de conversion (*conversion models*) ou de bilans de masse (*mass balance models*) ont été développés et améliorés au cours du temps, notamment par l'équipe du Professeur Desmond Walling, à Exeter (voir, par exemple, Walling et He, 1999).

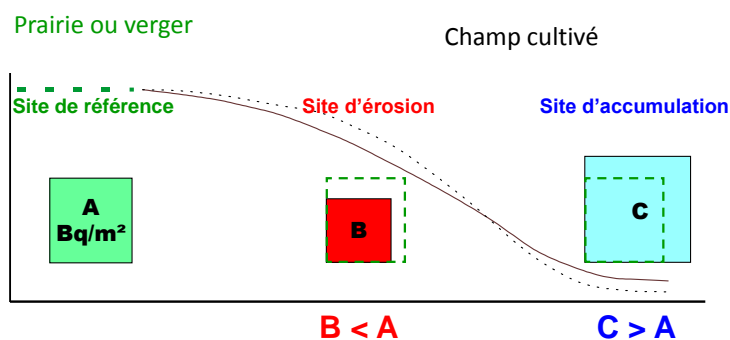


Figure 6 (Adapté de Bonté). Principe de la méthode des inventaires de  $^{137}\text{Cs}$  pour calculer l'érosion des sols. Elle consiste à comparer l'inventaire en  $\text{Bq/m}^2$  mesuré dans les champs cultivés (sites B et C) avec celui d'un site de référence (site A; n'ayant subi ni érosion ni accumulation).

Ces méthodes ne font cependant pas l'unanimité, comme le montre une récente controverse menée par articles scientifiques interposés entre leurs adversaires et leurs partisans dans la littérature (Parsons et Foster,

<sup>2</sup> Suite à la signature par la Russie, les États-Unis et le Royaume-Uni du traité d'interdiction partielle des essais nucléaires dans l'atmosphère, l'espace extra-atmosphérique et sous l'eau, le 5 août 1963 à Moscou, les grandes puissances nucléaires en ont profité pour épuiser leur stock de bombes avant cette échéance...

2011 ; Mabit et al., 2013 ; Parsons et Foster, 2013). À notre connaissance, elles donnent néanmoins des résultats cohérents avec les taux d'érosion qui ont pu être observés sur le terrain, ce qui tend à démontrer leur utilité et leur pertinence.

Ainsi, les inventaires de  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols et les taux d'érosion qui en découlent ont pu être utilisés pour valider les sorties du modèle d'érosion STREAM pour un petit bassin cultivé de Normandie ( $\sim 1 \text{ km}^2$ ) (Evrard et al., 2010 ; Figure 7).

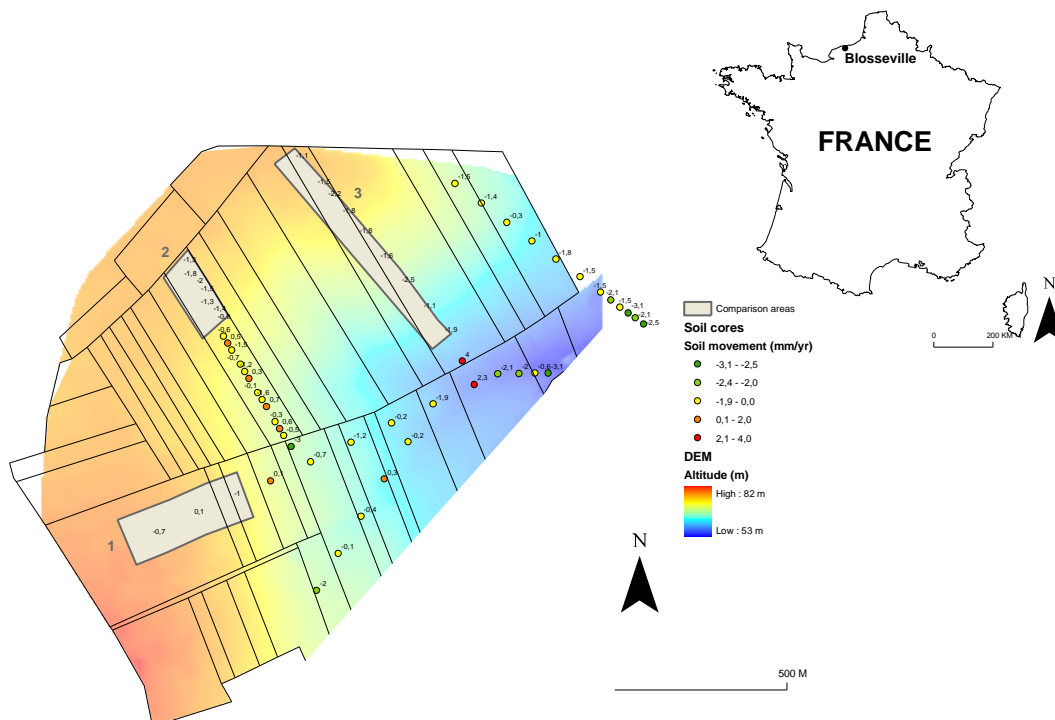


Figure 7. Localisation du petit bassin de Blosseville, en Normandie, et taux d'érosion (en mm/an) calculés le long de transects à partir d'inventaires de  $^{137}\text{Cs}$  et de modèles de bilans de masse (Source : Evrard et al., 2010).

Les simulations menées, qui ont nécessité la construction de scénarios d'occupation du sol et de séquences d'événements pluvieux, ont quantifié – comme l'on s'y attendait – l'impact majeur (+  $\sim 170\%$ ) du remembrement des terres agricoles sur l'érosion hydrique des sols dans le bassin. De manière moins prévisible, cet exercice de modélisation a également montré que  $\sim 80\%$  de l'érosion se produisaient en été et en automne, bien que ces saisons ne concentrent que  $\sim 60\%$  de l'énergie cinétique des pluies au cours de l'année. De plus, quelques orages, qui ne correspondent qu'à 5% des événements pluvieux de l'année et à 15% du cumul pluviométrique annuel, génèrent la moitié de l'érosion. Ainsi, une année globalement plus humide ne se traduit pas nécessairement par davantage d'érosion sur le terrain : tout dépend de l'occurrence d'orages lorsque les champs sont occupés par des semis de cultures sensibles à l'érosion (comme les petits pois ou le maïs par exemple, en Normandie ; Figure 8).

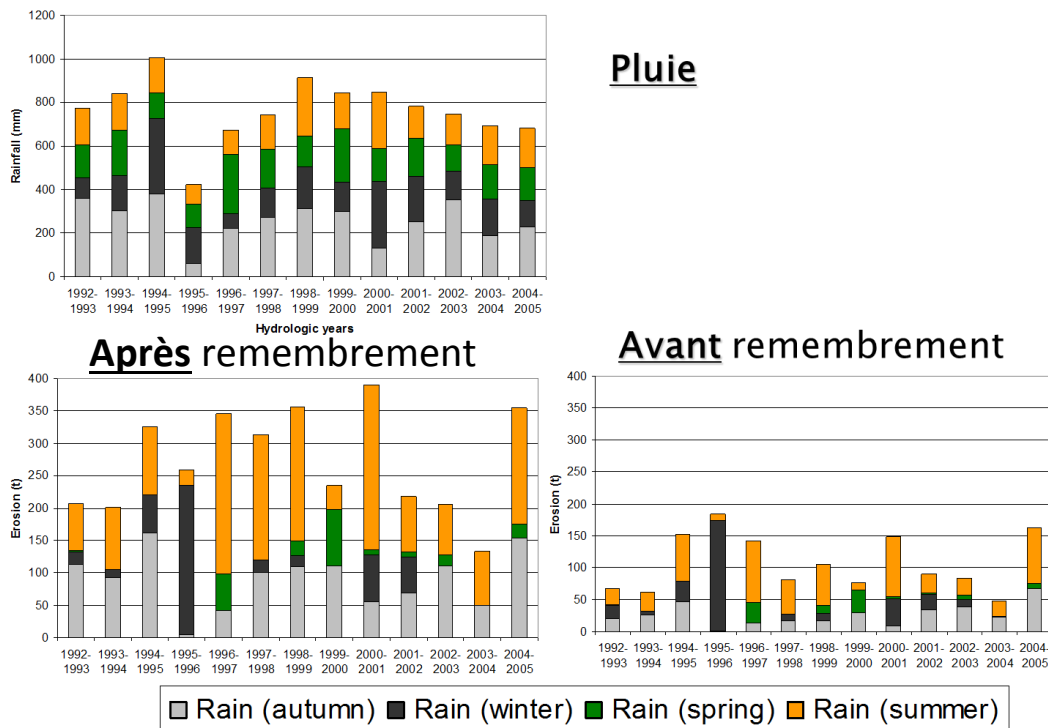


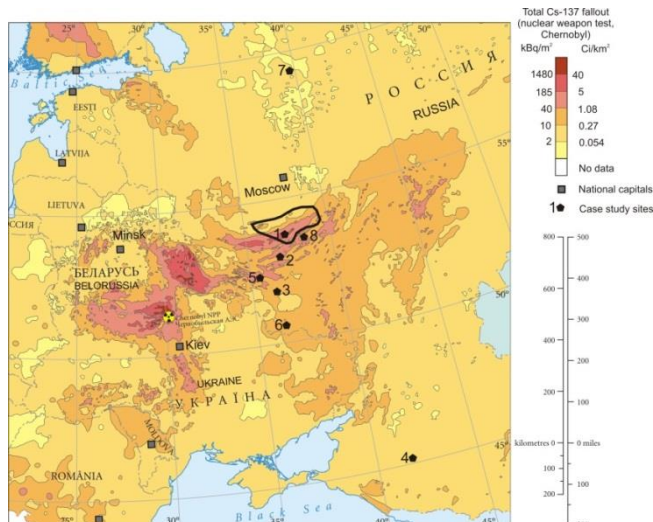
Figure 8. Comparaison des cumuls pluviométriques saisonniers (en haut), de l'érosion saisonnière simulée pour le parcellaire d'après remembrement (en bas, à gauche) ou d'avant remembrement (en bas, à droite) à l'exutoire du bassin de Blosserville (Source : Evrard et al., 2010).

De plus, la comparaison des taux d'érosion simulés par le modèle avec ceux qui ont été calculés à partir de la mesure du  $^{137}\text{Cs}$  ont confirmé la faible proportion de particules érodées qui étaient exportées du bassin (entre 1 et 10% des particules érodées) en dépit de leur redistribution intense au sein de celui-ci, confirmant l'importance de la prise en compte de l'érosion aratoire (*tillage erosion*) dans ce type d'environnements. Ce processus, qui était connu et qui avait été formalisé sous forme d'équations dès les années 1990 (Govers et al., 1994), est désormais pris de plus en plus souvent en compte dans les études d'érosion menées à l'échelle du bassin ou du paysage (Van Oost et al., 2000). Depuis lors, un module d'érosion aratoire a d'ailleurs été intégré au modèle STREAM, qui s'appelle désormais LANDSOIL (Ciampalini et al., 2012), du nom du projet homonyme dans le cadre duquel ces développements ont été menés<sup>3</sup>.

Ces résultats ont été confirmés par Chartin et al. (2013), qui ont montré en utilisant un autre modèle (SPEROS; Van Oost et al., 2003), que les processus aratoires avaient contrôlé 95% de la redistribution du sol (érosion totale de  $4,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ) sur un versant cultivé de Touraine ( $0,04 \text{ km}^2$ ) entre 1954 et 2009. De plus, ils ont montré que la redistribution du sol (érosion et dépôt) était fortement influencée par la présence des limites de parcelles actuelles mais aussi anciennes.

<sup>3</sup> Le projet LANDSOIL (<http://www7.inra.fr/landsoil>) a été financé dans le cadre du programme *Vulnérabilité : Milieux, Climat et Sociétés* (VMCS) de l'ANR. Il était piloté par Christian Walter (Agrocampus Ouest, Rennes).





Après un accident nucléaire, on ne peut évidemment plus partir de l'hypothèse selon laquelle les retombées de  $^{137}\text{Cs}$  ont été homogènes dans l'espace pour un grand bassin versant donné. Les retombées en taches de léopard qui ont fait suite à l'accident de Tchernobyl à travers la majeure partie de l'Europe en 1986 illustrent bien ce propos (Figure 9).

Figure 9. Carte des retombées en  $^{137}\text{Cs}$  après Tchernobyl dans l'Est de l'Europe et délimitation, en noir, du bassin versant de l'Upa, en Russie (Source : European Commission, Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident, 1998).

Dans la zone agricole de Russie située autour de la ville de Plavsk entre Tchernobyl et Moscou (Figure 10), les retombées en césium ont été particulièrement importantes en 1986 ( $>185 \text{ kBq m}^{-2}$ , et plus probablement de l'ordre de  $500 \text{ kBq m}^{-2}$ ). Afin de caractériser le devenir des particules contaminées dans cette région, nous avons adapté et testé l'utilisation du modèle LANDSOIL pour quantifier l'érosion hydrique et aratoire au sein du bassin de la Lokna ( $177 \text{ km}^2$ ) entre 1986 et 2003.

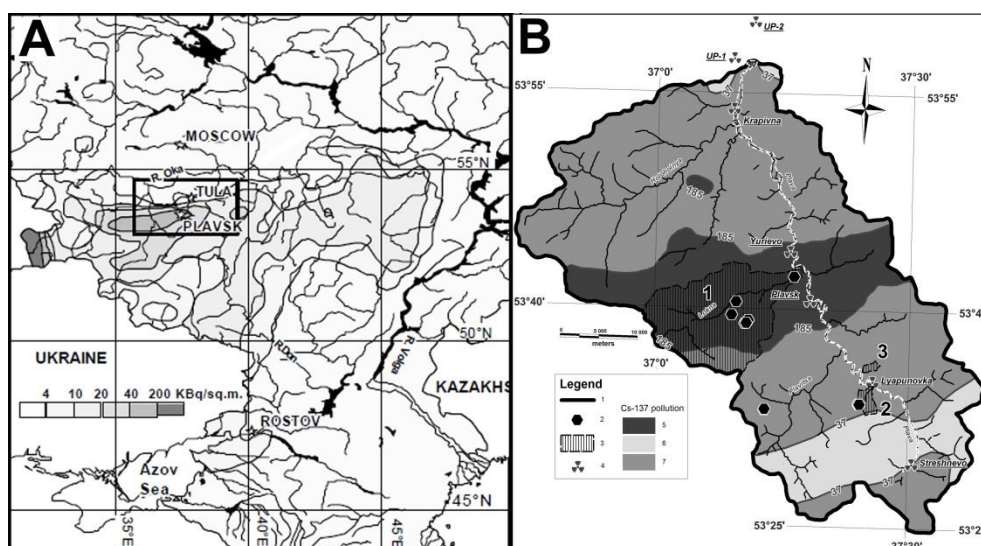


Figure 10. Localisation (A) de la zone de Plavsk – bassin de la Plava – sur une carte de contamination de la Russie et (B) celle du bassin de la Lokna (zone noire au centre du bassin de la Plava) et du bassin de la Lyapunovka – site n°2 sur la carte; source : Belyaev et al., 2012).

Les résultats montrent qu'au cours des deux décennies (1986 – 2003) qui ont suivi l'accident de Tchernobyl, la contribution de l'érosion hydrique à la redistribution totale des particules au sein des versants cultivés est restée modérée (moyenne de  $3.6 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ). Néanmoins, les averses intenses (d'intensité supérieure à  $20 \text{ mm/h}$ ) y génèrent la formation de ravines qui connectent les versants cultivés avec l'exutoire du bassin. L'érosion aratoire est

importante (érosion locale pouvant atteindre  $4,3 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  et un dépôt local pouvant atteindre  $9 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ), mais elle conduit essentiellement à de la redistribution de matière au sein des parcelles. En moyenne, LANDSOIL a permis d'estimer que  $\sim 60\%$  ses sédiments érodés au sein des parcelles du bassin restent stockés dans le fond des vallées d'ordre 1 à 3. Globalement, le *sediment delivery ratio* à l'exutoire a ainsi été estimé inférieur à 13% (Figure 11 ; Belyaev et al., 2012).

Si on tente de calculer le bilan sédimentaire (1986–2009) à l'exutoire de la Lokna et du petit bassin amont de la Lyapunovka qui se jettent tous deux dans la rivière Plava (Figure 10), on peut mettre en évidence le stockage intermédiaire très important ( $\sim 60\%$ ) des particules de sol en amont des bassins (ordre 1 à 3). À l'avenir, il faudrait améliorer l'estimation du stockage dans les réservoirs et la plaine alluviale principale pour affiner ce premier bilan, mais on peut d'ores et déjà estimer l'export annuel de la contamination de la Plava à la rivière Upa (affluent de la Volga) à environ 100 000 t de particules.

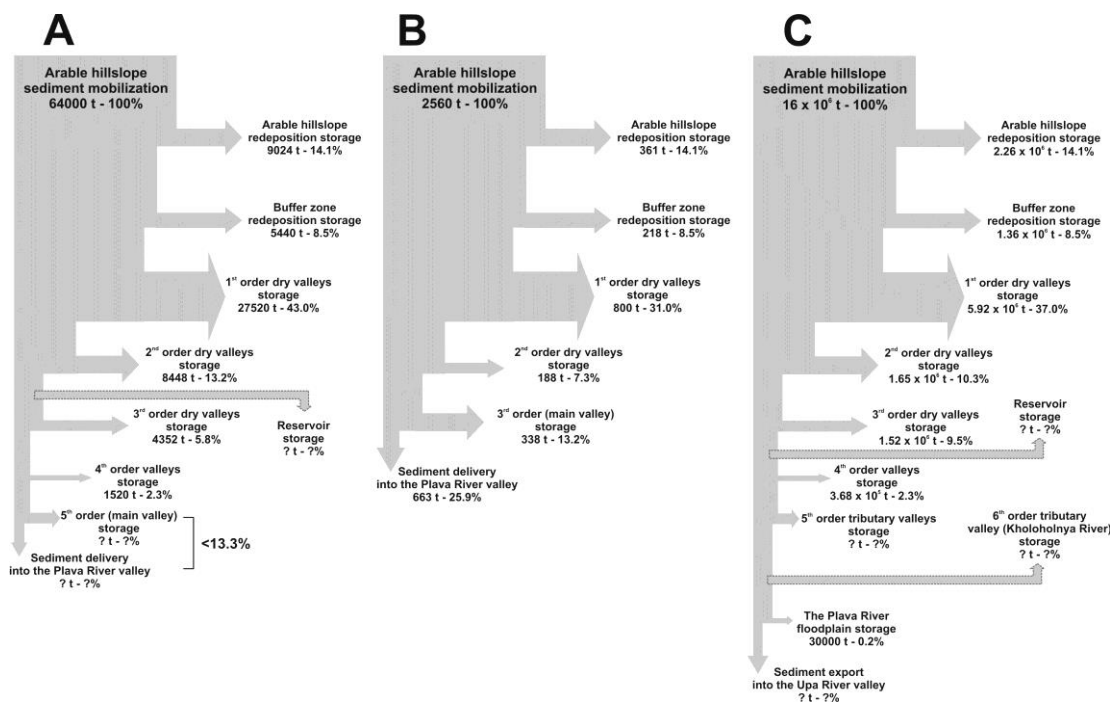


Figure 11. Estimation des bilans sédimentaires annuels dans bassins de la Lokna (A) et de la Lyapunovka (B) ; et estimation du bilan sédimentaire total du bassin de la Plava (C) pour l'ensemble de la période post-Tchernobyl (1986-2009). (Source : Belyaev et al., 2012).

Bien que la plupart des particules contaminées restent au sein du bassin, on peut dès lors estimer<sup>4</sup> que près de 20 GBq (ou 0,8 GBq/an) de  $^{137}\text{Cs}$  ont été exportés par la Plava dans l'Upa depuis 1986. Des carottages ont dès lors été réalisés dans la plaine alluviale de l'Upa, à l'amont et à l'aval de la confluence avec la Plava (Figure 12). Les résultats montrent que, si les taux de sédimentation sont semblables à l'amont et à l'aval (le pic de 1986 étant situé à

<sup>4</sup> En prenant l'hypothèse que 100 000 t de particules présentant une activité moyenne de  $200 \text{ Bq kg}^{-1}$  ont été exportées.

la même profondeur dans les deux carottes), leur niveau de contamination en  $^{137}\text{Cs}$  est près de 100 fois supérieur à l'aval de la confluence avec la Plava.

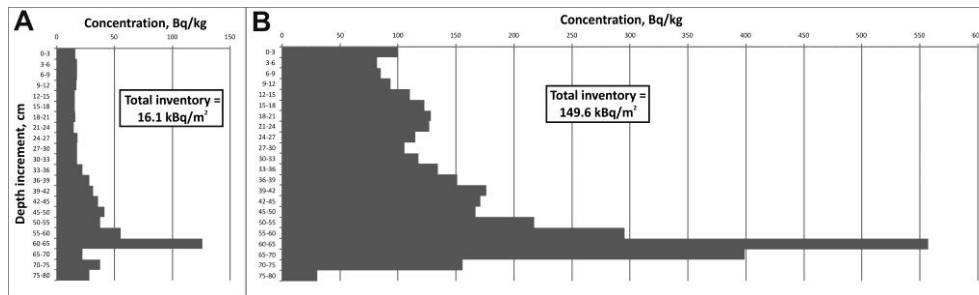


Figure 12. Activités en  $^{137}\text{Cs}$  dans les carottes prélevées dans la plaine alluviale de la rivière Upa à l'amont (A) et à l'aval (B) de sa confluence avec la Plava (les échelles du graphique sont identiques sur les sous-figures A et B pour faciliter la comparaison entre les deux carottes ; source : Belyaev et al., 2012).

### 3.1.3 Perspectives de recherche personnelles

La modélisation de l'érosion dans les bassins cultivés nécessite encore de nombreux développements, mais ceux-ci ne constitueront pas une thématique de recherche privilégiée pour moi au cours des années à venir. Par contre, les derniers résultats que nous venons de présenter sur le stockage et l'exportation de particules contaminées dans les bassins de la Plava et de l'Upa en Russie ouvrent la voie à des travaux utilisant le  $^{137}\text{Cs}$  comme polluant emblématique et relativement bien documenté qui devrait nous permettre d'estimer la rémanence des polluants associés aux particules à l'échelle de grands bassins versants (voir la section 3.3). Les résultats fournis par ces travaux devraient en effet permettre de calibrer et de valider des modèles sédimentaires capables de simuler les processus de transport et d'érosion sur les versants et leur connexion avec le réseau hydrographique, ainsi que le devenir des particules dans les cours d'eau.

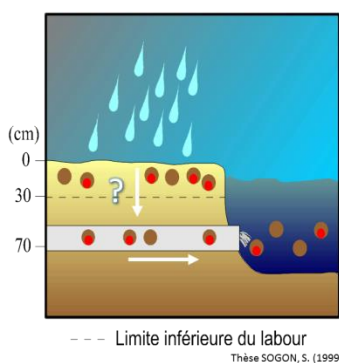
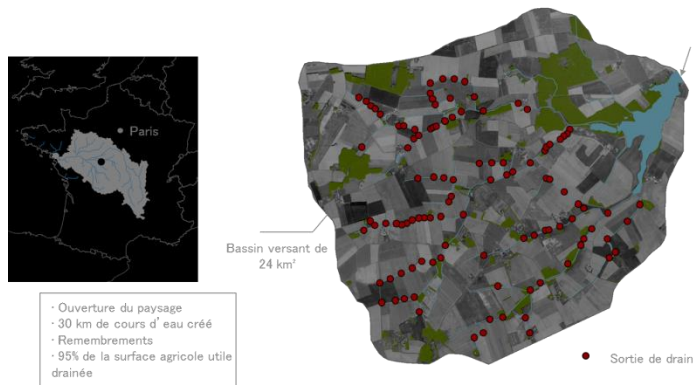


Figure 13. (Adapté de Bonté). Schéma de la migration potentielle des particules marquées par le  $^{137}\text{Cs}$  (en rouge) dans les sols d'un bassin drainé.

Les seules recherches que je propose de poursuivre dans l'immédiat dans ce domaine concernent l'érosion dans les **bassins versants drainés**, car il s'agit de zones particulièrement productrices de particules que l'on retrouve dans les rivières. Pour ce faire, le  $^{137}\text{Cs}$  constituera à nouveau un outil de choix pour identifier la source des particules transitant par les drains : s'agit-il de particules fines provenant de la surface du sol marquée en  $^{137}\text{Cs}$  ou, au contraire, de particules érodées en profondeur (Figure 13)? Ce « lessivage » des particules fines enrichies en  $^{137}\text{Cs}$  a en effet pu être détecté et modélisé dans divers profils de Luvisols sous cultures, forêts et prairies dans la région lœssique du nord-ouest de l'Europe (Jagerčikova et al., 2014).

Ces travaux sur l'érosion dans les bassins versants drainés sont en cours dans le bassin de la Loire, et plus particulièrement le sous-bassin du Louroux (affluent de l'Indre) dans le cadre d'un projet financé par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne et mené en collaboration avec

l'Université de Tours et le **Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM ; Figure 14).**



*Figure 14. Localisation du bassin du Louroux au sein de celui de la Loire et localisation des drains (points rouges) le long du réseau hydrographique (Source : Anthony Foucher, Université de Tours).*

## 3.2 Sources et temps de résidence des particules fines dans les rivières (1–1000 km<sup>2</sup>): couplage de suivis hydro-sédimentaires et de mesures de traceurs stables et radioactifs

### 3.2.1 Introduction, état de l'art et contribution à la littérature

#### *Sources de particules fines*

Globalement, comme nous l'avons vu dans la première section pour les exemples pris en Normandie et en Russie, la part de la matière qui est érodée sur les versants et qui atteint les rivières est relativement faible. La notion de *sediment delivery ratio* traduit ce phénomène<sup>5</sup>, sans pour autant en décrire les variations spatiales et temporelles. Même si la proportion des sédiments érodés qui atteint les cours d'eau demeure généralement faible, les matières en suspension transportées par les rivières conduisent à de nombreux problèmes à l'aval (colmatage, eutrophisation, etc. ; Owens et al., 2005). Ce sont évidemment les particules les plus fines – et donc les plus réactives – qui atteignent les rivières et qui y transitent. Elles jouent donc un rôle important dans le transfert des éléments biogènes et des polluants qui s'y adsorbent. Dès les années 1980, il est donc devenu évident que, pour mieux comprendre ces processus de transfert et y apporter des solutions en termes de gestion, il était primordial de quantifier les sources de particules fines dans les cours d'eau. Au vu des limites posées par les techniques de mesures directes (par ex. le suivi de parcelles ou de bassins expérimentaux), des méthodes indirectes, dites de *fingerprinting* ou de traçage, ont progressivement vu le jour. Ces méthodes impliquent la sélection de propriétés physiques ou chimiques qui permettent de différencier les sources potentielles de particules. Ensuite, la mesure de ces mêmes propriétés dans les sédiments transportés par les rivières permet de retrouver la contribution des sources qui les ont fournis. Pour être éligibles, les traceurs potentiels doivent être conservatifs, tant dans le temps que dans l'espace. Parmi les propriétés les plus utilisées, on peut citer les propriétés géochimiques, minéralogiques ou magnétiques. Une liste exhaustive des caractéristiques de traçage utilisées peut être consultée dans les nombreuses revues de la littérature qui ont été publiées récemment sur le sujet (Walling, 2005 ; Haddachi et al., 2013 ; Koiter et al., 2013; Walling, 2013a).

Généralement, le choix des propriétés en question dépend de la disponibilité des moyens analytiques au laboratoire et/ou du coût des analyses. Les concentrations en éléments géochimiques et les radionucléides figurent parmi les propriétés les plus utilisées. Comme ce sont de surcroît celles que nous pouvons analyser au LSCE, le reste de cette sous-section portera essentiellement sur ces deux types de traceurs.

---

<sup>5</sup> Walling (1983) avait en effet déjà observé que “*only a fraction of the sediment eroded within a catchment will make its way to the basin outlet and be represented in sediment yield*”.

## Géochimie élémentaire

Lors de la formation des sols et de leur météorisation, les types de roche ont une influence profonde sur les propriétés géochimiques des sols et donc sur les caractéristiques géochimiques des sédiments érodés. La présence de différents matériaux parentaux génère souvent la présence de différentes sources présentant des compositions géochimiques distinctes à travers l'espace (Motha et al., 2002). Généralement, les sédiments érodés des sols issus d'un type de roche donné conservent ces propriétés géochimiques distinctes pendant les processus de transport (Douglas et al., 2009). Lorsque ces sources présentent des compositions distinctes en éléments majeurs ou à l'état de trace, la comparaison entre ces signatures et celle des sédiments doit permettre de retrouver cette combinaison (Collins et al., 1998). Parmi les marqueurs inorganiques les plus fréquemment utilisés, on retrouve les terres rares (Ce, Eu, La, Lu, Sm, Tb, Yb), les éléments traces (As, Ba, Co, Cr, Cs, Hf, Sc, Ta, Th, Zn, Ag, Ba, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, V) et les éléments majeurs (Fe, K, Na, Al, Ca, Mg, Ti). Si on comprend facilement l'intérêt de ces marqueurs pour identifier la contribution de sources correspondant à des zones présentant des lithologies différentes, on peut par contre d'ores et déjà s'interroger sur la pertinence physico-chimique d'utiliser la plupart de ces éléments géochimiques pour discriminer les sédiments provenant de sols sous différentes occupations (typiquement des sols cultivés, des prairies, des berges...)

## Radionucléides

Les radionucléides qui retombent au sol par voie atmosphérique (le  $^{137}\text{Cs}$ , le  $^{210}\text{Pb}$  et le  $^7\text{Be}$  seront ici nos traceurs privilégiés) sont généralement présents en abondance dans les matériaux de surface et, au contraire, peu ou pas du tout présents dans les matériaux de subsurface (Olley et al., 1993). Nous l'avons vu plus haut, le  $^{137}\text{Cs}$  (période de 30 ans) est un produit de fission généré par les essais atmosphériques des bombes thermonucléaires qui se sont principalement déroulés dans l'Hémisphère Nord entre 1954 et 1963. Il a également été émis, quoique plus localement, par les accidents nucléaires de Tchernobyl en 1986 et celui de Fukushima en 2011 (Evrard et al., 2012).

Le  $^{210}\text{Pb}$  (période de 22 ans) est un produit de la désintégration atmosphérique du radon-222 ( $^{222}\text{Rn}$ ) gazeux lui-même issu du radium-226 ( $^{226}\text{Ra}$ ) présent dans les sols (Wallbrink et Murray, 1996). Celui-ci est produit par la désintégration *in situ* de l'uranium ( $^{238}\text{U}$ ). L'activité en  $^{226}\text{Ra}$  dépend du type de roche (Walling et Woodward, 1995) et peut donc être utilisée comme marqueur géogénique.

L'excès de  $^{210}\text{Pb}$  correspond ainsi à l'activité qui est retombée avec les pluies et qui arrive en supplément de l'activité que l'on retrouverait si elle était en équilibre avec la composante en  $^{226}\text{Ra}$  du sol. À l'image du  $^{137}\text{Cs}$ , il peut donc marquer spécifiquement la surface des sols.

Enfin, le  $^7\text{Be}$  (période de 53 jours) est un isotope cosmogénique qui provient de la spallation des atomes d'azote et d'oxygène de la haute atmosphère par les rayons cosmiques. Étant donné sa très courte demi-vie, il est souvent utilisé pour discriminer la contribution des

quelques millimètres superficiels du sol par rapport à celle des couches plus profondes (Zapata, 2003).

### *Modèles de mélange*

La contribution relative des différents matériaux-source aux sédiments transportés dans les rivières est généralement estimée en utilisant des modèles de mélange multivariés. On trouve plusieurs formes mathématiques différentes de ces modèles de mélange dans la littérature (voir Haddadchi et al., 2013, pour une revue des modèles et plusieurs tests sur deux bassins-versants). On peut ainsi appliquer ces modèles à différentes matrices sédimentaires qui permettent d'appréhender l'évolution des sources de particules à différentes échelles de temps. Ainsi, dans le cadre du projet ANR STREAMS<sup>6</sup>, nous avons pu combiner cette méthode de *fingerprinting* conventionnelle avec un suivi haute résolution (tant spatiale que temporelle) des flux hydro-sédimentaires sur différentes matrices sédimentaires (laisses de crue – Evrard et al., 2011 ; matières en suspension – Navratil et al., 2012a; séquence de sédiments fins prélevée dans la retenue du barrage de Malijai, à l'exutoire – Navratil et al., 2012b) collectées dans le bassin de la Bléone (~ 1000 km<sup>2</sup>), dans les Alpes-de-Haute-Provence (Figure 15).

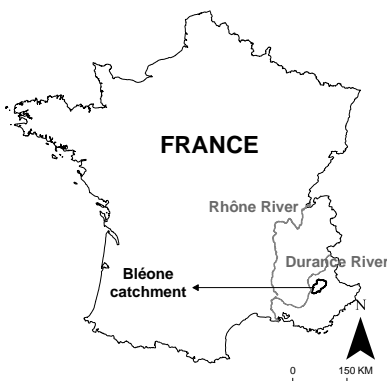


Fig. 15. Localisation du bassin de la Bléone, en France.

En combinant ces données sur les sources de particules avec des mesures spatio-temporelles des flux de sédiments dans le bassin réalisées par le Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE) de Grenoble, nous avons pu identifier et quantifier la contribution de différents types de sources lithologiques, en fonction de la matrice étudiée. Les résultats obtenus pour les différents types de matrices illustrent la problématique associée à la sélectivité du transfert des particules érodées en fonction de leur granulométrie (Figure 16).

<sup>6</sup> Projet ANR Blanc (2006-2010) coordonné par Michel Esteves (LTHE Grenoble). STREAMS pour *Sediment Transport and Erosion Across MountainS*.

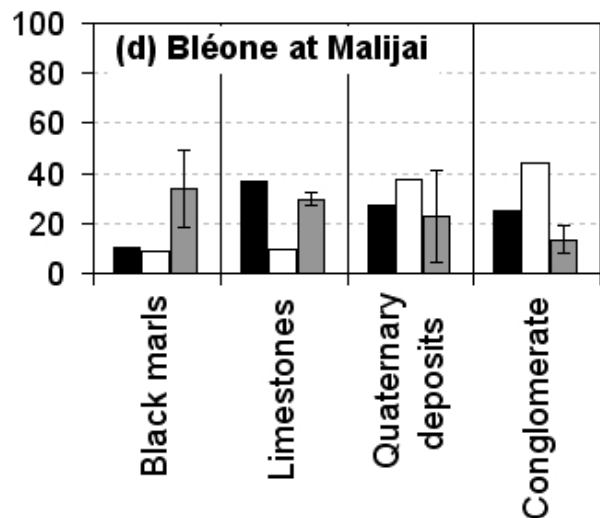
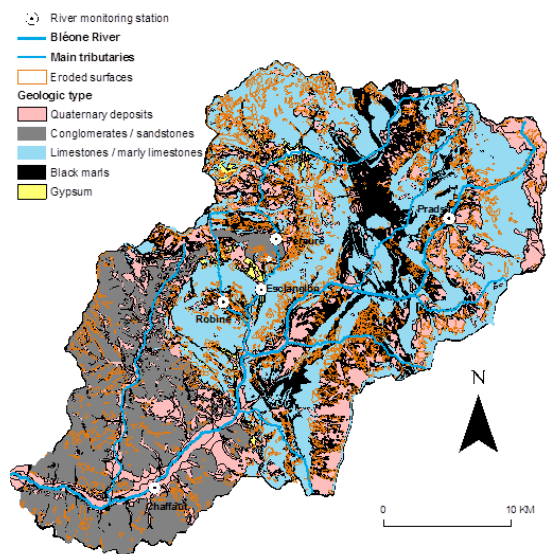


Figure 16 (À gauche) Carte du bassin de la Bléone et des différentes lithologies que l'on y trouve ; (à droite) proportion de la surface du bassin couverte par les différentes lithologies (%; bâtonnets noirs), composition des laisses de crue (%; bâtonnets blancs; Evrard et al., 2011) et des matières en suspension (bâtonnets gris; moyenne  $\pm$  gamme min./max. de valeurs obtenues pour différents types de crue; Navratil et al., 2002a) à l'exutoire du bassin de la Bléone.

Ainsi, bien que les marnes noires couvrent une très faible part du bassin versant, elles fournissent une part similaire des matériaux que l'on retrouve dans les laisses (~10%), mais près de 40% des matériaux que l'on retrouve dans les matières en suspension. Au contraire, les conglomérats, de nature plus grossière, qui couvrent ~25% du bassin ont fourni plus de 40% des matériaux constituant les laisses, mais seulement ~10% de ceux que l'on retrouve dans les matières en suspension.

### Temps de transfert des particules fines

Parallèlement à ces recherches sur l'origine spatiale des particules, on a cherché à développer des techniques pour mieux quantifier la dynamique des particules sur les versants et dans les rivières. Théoriquement, une particule érodée d'un versant et transitant dans la rivière peut ainsi quitter le système au cours d'une seule crue ou, au contraire, en sortir par le biais de multiples cycles de dépôt et de remise en suspension.

Dans ce contexte, on comprendra aisément l'intérêt d'utiliser des mesures de radionucléides retombant avec les pluies<sup>7</sup> ( $^7\text{Be}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) comme traceurs de la source et des temps de transfert des particules. Ils peuvent en effet présenter des origines différentes (naturelle pour le  $^7\text{Be}$  et le  $^{210}\text{Pb}$  ou anthropique pour le  $^{137}\text{Cs}$ ) et des périodes radioactives contrastées (entre 53 jours pour le  $^7\text{Be}$  et 30 ans pour le  $^{137}\text{Cs}$ ).

<sup>7</sup> Dans cette sous-section, à des fins de simplification des notations, nous noterons  $^{210}\text{Pb}$  l'excès de  $^{210}\text{Pb}$  – c'est-à-dire la part non-supportée par le radium et l'uranium du sol – qui retombe avec les pluies.



Après avoir proposé de faire un bilan de masse global du  $^{137}\text{Cs}$  et du  $^{210}\text{Pb}$  dans la partie amont du bassin du Rhône, en Suisse, pour y calculer le temps de résidence des sédiments, Dominik et al. (1987) ont proposé d'y intégrer le  $^7\text{Be}$ . En effet, celui-ci devait leur permettre de tenir compte de l'apport rapide de sédiments au fleuve. Cependant, à cause de sa demi-vie très courte, la majeure partie du  $^7\text{Be}$  devrait avoir décru dans les sols du bassin versant avant d'avoir atteint les rivières. Pour surmonter ce problème, ces auteurs ont développé un modèle de bilan de masse à deux boîtes, mais pour les seuls  $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$ : (1) une boîte « sol » caractérisée par de faibles vitesses de transport et, par conséquent, de longs temps de résidence et (2) une boîte « rivière » correspondant au cours d'eau et à ses abords immédiats où les échanges sont plus rapides et les temps de résidence des radionucléides, plus courts. Pour chacune des boîtes, on tient compte des entrées et des sorties, ainsi que de la décroissance radioactive des radionucléides. Cependant, Dominik et al. (1987) ne sont pas parvenus à résoudre le système d'équations, et c'est en ajoutant les équations correspondantes pour le  $^{137}\text{Cs}$  (et des informations sur les inventaires de  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols et la fraction dissoute des radionucléides transportée dans les rivières) que Le Cloarec, Bonté et al. (2007) sont parvenus à lever l'indétermination (Figure 17). L'analyse de sensibilité conduite par ces auteurs montre, en outre, que la principale source d'incertitude de ce modèle est associée aux mesures de charge en suspension dans les rivières, qui n'est pas

spécifique à ce type d'étude...

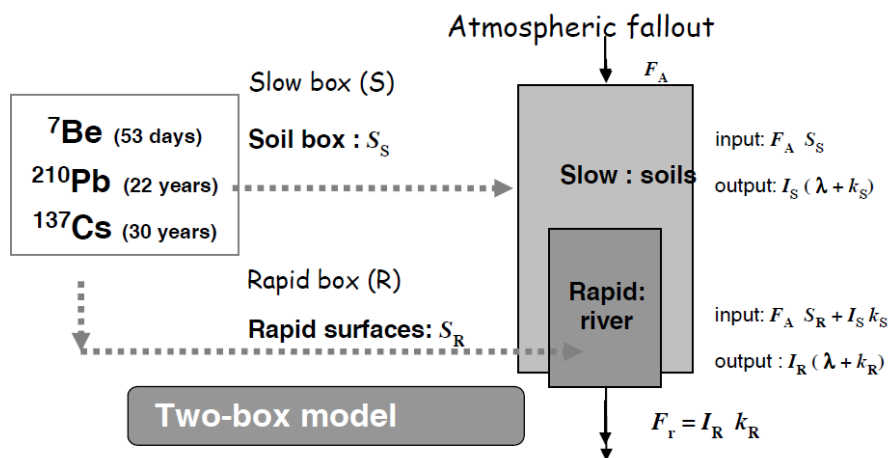
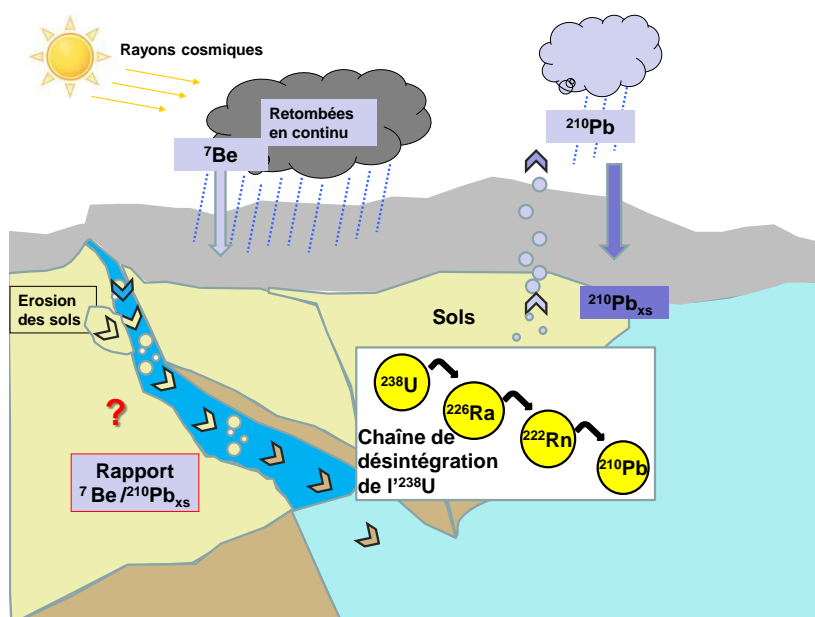


Fig. 17. Modèle à deux boîtes proposé par Dominik et al. (1987) et amélioré par Le Cloarec, Bonté et al. (2007) (Voir l'article d'Evrard et al., 2010, présenté en annexe pour des détails sur la méthode et les formules utilisées.)

Par ailleurs, Bonniwell et al. (1999) ont proposé une méthode plus simple – voire simpliste, comme le diront certains (et notamment Walling, 2013b) – pour quantifier la part de sédiments récents (voire leur temps de résidence) dans le réseau hydrographique. La proportion de sédiments dits frais (c'est-à-dire érodés récemment et, donc, très marqués en  $^7\text{Be}$ ) dans la charge totale exportée par une rivière peut ainsi être calculée comme suit (Matisoff et al., 2005 ; Figure 18):



$F = 100 \times [(A/B) / (A_0/B_0)]$   
 où F est le pourcentage de sédiments frais, A et B sont les activités en  ${}^7\text{Be}$  et  ${}^{210}\text{Pb}$  dans les matières en suspension ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ), et  $A_0$  et  $B_0$  sont les activités en  ${}^7\text{Be}$  et  ${}^{210}\text{Pb}$  dans la pluie ( $\text{Bq L}^{-1}$ ).

Figure 18. Schéma illustrant l'origine et les retombées de  ${}^7\text{Be}$  et de  ${}^{210}\text{Pb}$  dans les bassins versants.

Au Mexique, nous avons eu l'occasion de tester ces deux méthodes pour quantifier les temps de transfert des sédiments et la part de sédiments fraîchement érodés dans un échantillon composite de matières en suspension collecté pour chacune des crues de la saison des pluies de 2009 à l'exutoire de trois petits bassins versants présentant des caractéristiques d'occupations du sol et de topographie contrastées (Evrard et al., 2010).

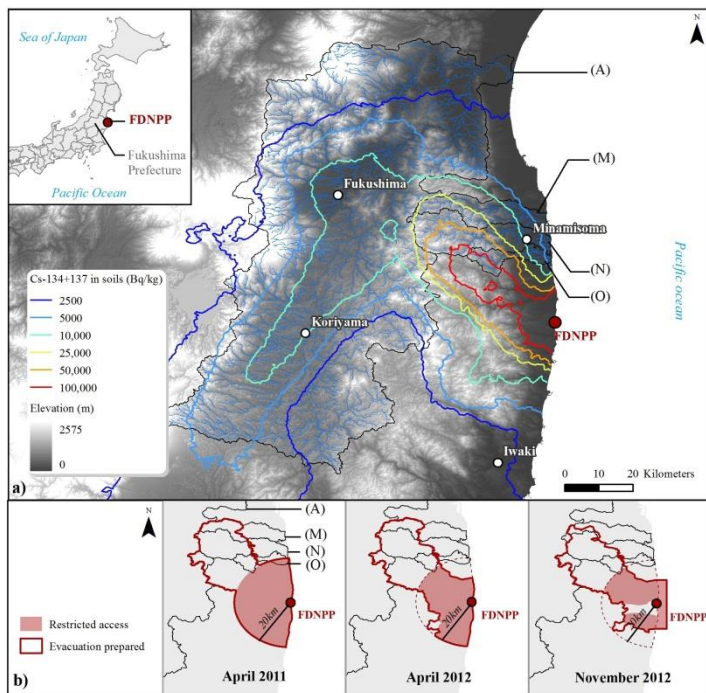
Tableau 2. Synthèse des temps de résidence calculés à l'aide de la méthode de Dominik et al. (1987).

Bassin versant	Pays	Superficie (km <sup>2</sup> )	Temps de résidence dans les sols (années)	Temps de résidence dans les rivières (jours)	Référence
Rhône amont	France	5220	1800 - ∞	1 - 221	Dominik et al. (1987)
Mélarchez (Seine amont)	France	7	4859	307	Le Cloarec et al. (2007)
Poses (Seine estuaire)		65700	30 321	268	
Huertitas	Mexique	3	5000 ± 1500	60 ± 40	Evrard et al. (2010)
La Cortina		9	23300 ± 7000	200 ± 70	
Potrerrillos		12	13300 ± 4000	50 ± 30	
Temple - Cahors (Lot)	France	11000	19425 - 43965	30 - 73	Saari (2008)
La Réole (Garonne)		53250	25687 - 31118	77 - 85	

Globalement, les résultats obtenus avec ces méthodes (Tableau 2) montrent que les temps de résidence des particules dans les sols augmentent quand on se déplace de l'amont (quelques milliers d'années) vers l'aval (plusieurs dizaines de milliers d'années, car la plupart des sols y sont moins directement connectés aux cours d'eau que dans les têtes de bassin). Par contre, les temps de résidence des particules dans les rivières restent plutôt courts et similaires que l'on se place à l'amont ou à l'aval du bassin versant (ils sont généralement compris entre le mois et l'année hydrologique). Ces résultats sont donc principalement modulés par la connectivité entre les versants – qui constituent la principale source de particules – et la rivière (comme au Mexique, où le site de Huertitas présente de nombreuses ravines connectées au cours d'eau et où les temps de résidence calculés pour les sols sont beaucoup plus courts que dans les bassins voisins qui sont couverts de prairies et de forêts, moins connectées au cours d'eau ; Evrard et al., 2010.)

## Les techniques de traçage conventionnelles mises à l'épreuve d'un accident nucléaire (Fukushima, 2011)

Jusqu'à récemment, ces techniques de traçage tant spatiales que temporelles n'avaient pas pu être mises à l'épreuve d'une situation post-accidentelle, ou alors bien après (les travaux faisant suite à la catastrophe de Tchernobyl de 1986 n'ont commencé à monter en puissance que dans les années 1990). Or l'accident de Fukushima Dai-ichi, survenu en mars 2011, a conduit à la formation d'un panache de contamination radioactive sur les sols japonais, au nord-ouest de la centrale. La question du devenir de ces sédiments radioactifs est rapidement devenue cruciale, car le panache est drainé par deux systèmes hydrographiques principaux (le bassin de l'Abukuma – 5172 km<sup>2</sup>, à l'ouest ; et plusieurs petits fleuves côtiers à l'est – 600 km<sup>2</sup> ; Figure 19) qui connectent cette zone contaminée jusqu'à l'Océan Pacifique, en traversant des zones cultivées et habitées qui sont restées relativement épargnées par les retombées radioactives initiales en radiocésium.



principaux (le bassin de l'Abukuma – 5172 km<sup>2</sup>, à l'ouest ; et plusieurs petits fleuves côtiers à l'est – 600 km<sup>2</sup> ; Figure 19) qui connectent cette zone contaminée jusqu'à l'Océan Pacifique, en traversant des zones cultivées et habitées qui sont restées relativement épargnées par les retombées radioactives initiales en radiocésium.

Figure 19. (a) Localisation du panache de contamination initiale de Fukushima et (b) évolution de la délimitation des zones évacuées et à accès interdit autour de la centrale (FDNPP). La lettre (A) correspond au bassin de l'Abukuma.

Source : Chartin et al. (2013).

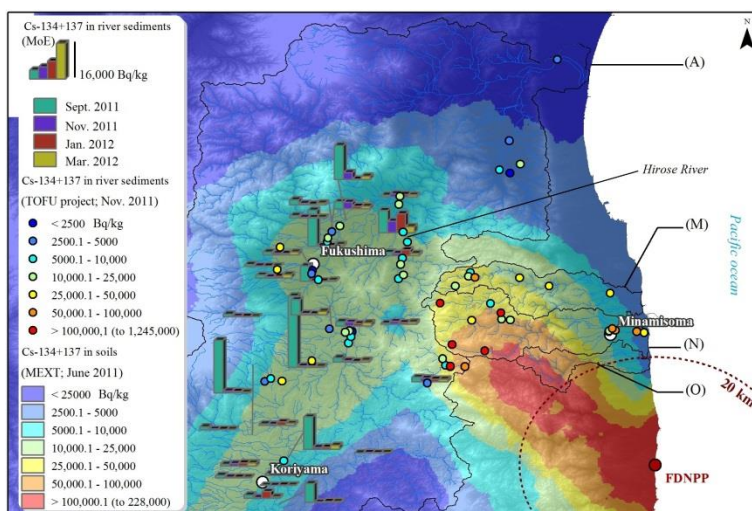


Figure 20. Activités en radiocésium mesurées fin 2011/début 2012 (voir la légende) dans les sols et des laisses de crue fraîches le long des rivières drainant le panache de contamination de Fukushima.

Source : Chartin et al. (2013).

Dans le cadre d'un financement franco-japonais<sup>8</sup> (projet TOFU), nous avons eu l'opportunité de mener les premiers travaux

<sup>8</sup> Le projet TOFU rassemblait deux partenaires : côté français, le LSCE financé par l'Agence Nationale de la Recherche dans le cadre de son programme ANR-Flash ; côté japonais, l'Université de Tsukuba financée par la Japan Science and Technology agency (JST) dans le cadre du programme J-RAPID.

visant à comprendre la redistribution des particules contaminées dans ces bassins drainant le panache. La première mission de terrain, organisée en novembre 2011 soit 7 mois après l'accident, a permis de mettre en évidence le transfert rapide et massif de particules fortement contaminées le long des fleuves côtiers, tandis que la majeure partie du transfert avait déjà eu lieu dès l'été 2011 dans le bassin très urbanisé et donc plus ruisselant de l'Abukuma (Chartin et al., 2013 ; Figure 20).

La problématique scientifique à laquelle nous avons alors été confrontés était de trouver un marqueur, si possible radioactif, permettant d'identifier avec certitude la source des particules charriées par les cours d'eau dans la plaine côtière : provenaient-elles des

montagnes contaminées de l'amont ou, au contraire, de remises en suspension de particules à l'aval ?

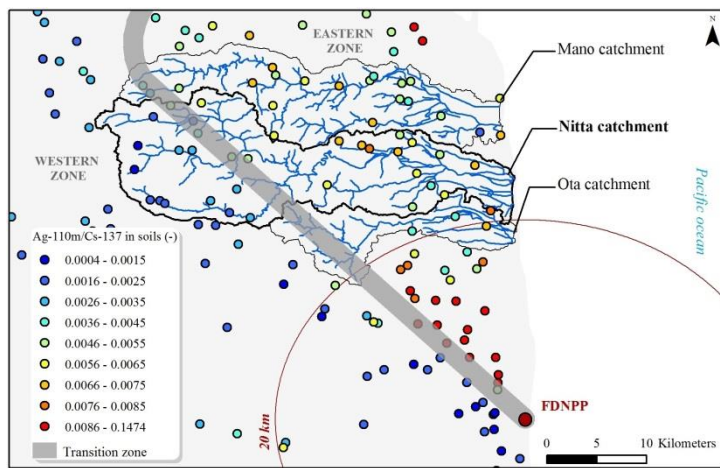


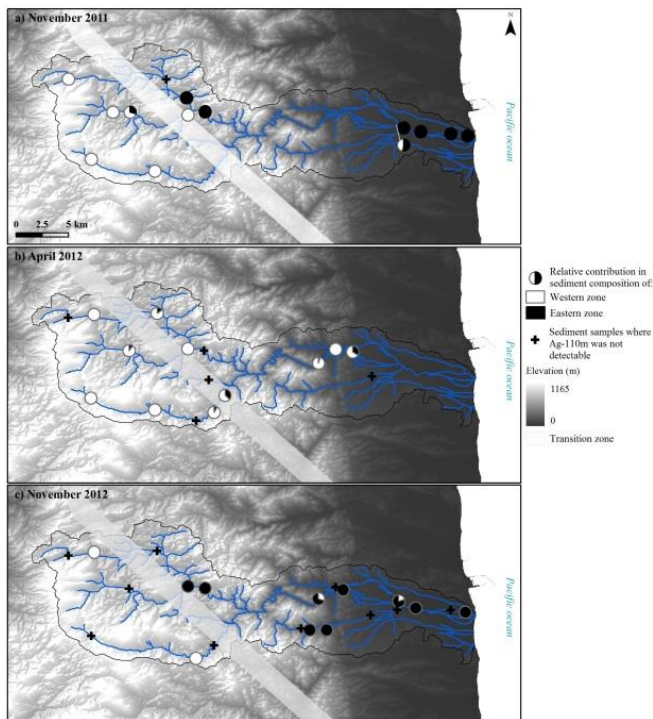
Figure 21. Mesure du rapport d'activités  $^{110m}\text{Ag}$ : $^{137}\text{Cs}$  dans les sols des bassins côtiers situés au nord de Fukushima à partir des données du MEXT<sup>9</sup>.

Parmi les dépôts de radionucléides au sol, le rapport d'activités entre l'argent-110 métastable ( $^{110m}\text{Ag}$ )<sup>10</sup> et le  $^{137}\text{Cs}$  a retenu toute notre

attention (Figure 21). Il permettait en effet de discriminer les sols de l'amont du bassin de la Nitta (drainant la partie du panache la plus contaminée accessible sans autorisation spécifique des autorités japonaises) présentant un rapport d'activités Ag:Cs faible (< 0.005) et les sols de l'aval, présentant un rapport plus élevé (> 0.005). Diverses expériences menées sur le terrain et en laboratoire dans le cadre de la thèse d'Hugo Lepage ont permis de montrer que ces deux radionucléides avaient le même comportement vis-à-vis des particules de sol et des sédiments. En effet, ils y restent fortement (et presque irréversiblement) adsorbés (Lepage et al., 2014).

<sup>9</sup> Le MEXT est le Ministère en charge des sciences au Japon (*Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology*).

<sup>10</sup> Ce radioisotope constitue un produit de fission de l'un des produits d'activation de l'uranium et du plutonium. Il provient probablement du réacteur 3 de la centrale qui était partiellement alimenté en combustible MOX (pour **M**élange d'**O**Xydes, qui contient du dioxyde de plutonium en plus du dioxyde d'uranium appauvri).



de la Nitta dans les laisses de crue prélevées (a) après les typhons de l'été 2011, (b) après la fonte des neiges du printemps 2012 et (c) après les typhons de l'été 2012.

Grâce à ces résultats, nous avons pu utiliser une équation de mélange simple et identifier l'évolution de la contribution des sédiments provenant de l'amont du bassin au cours du temps. Nous avons ainsi pu mettre en évidence l'existence d'un cycle saisonnier avec l'érosion de particules à l'amont pendant les typhons estivaux puis le transfert de ces matières contaminées vers l'aval lors de la fonte des neiges printanière (Chartin et al., 2013 ; Figure 22).

Figure 22. Évolution de la part des particules provenant des sols de l'amont (en blanc) ou de l'aval (en noir) du bassin

En parallèle de ces travaux, une variable « proxy » inédite a pu être utilisée dans les bassins versants côtiers pour tracer la redistribution des sédiments contaminés. Ainsi, les débits de dose émis par les sols et les sédiments radioactifs sont tellement élevés dans la zone d'étude que leur simple comparaison fournit des indices précieux sur la dispersion de la

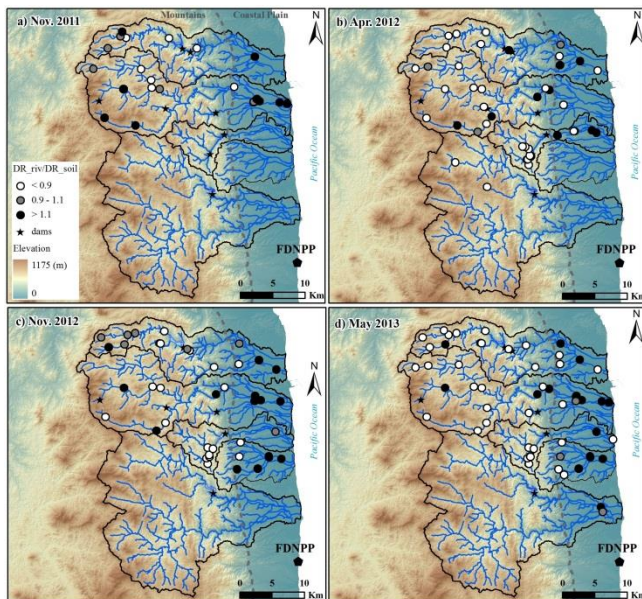


Figure 23. Ratios entre les débits de dose radioactifs émis par les laisses de crue fraîches et les débits de dose émis par les sols pour les quatre premières campagnes de terrain réalisées au Japon. Lors de la campagne de mai 2013, on observe nettement le tarissement du stock de sédiments contaminés à l'amont des bassins et leur accumulation dans les sections côtières des cours d'eau.

contamination dans les bassins côtiers. À partir de ces données collectées au cours de 4 campagnes menées entre 2011 et 2013, nous avons pu démontrer la diminution rapide du stock de contamination dans le chenal des rivières à l'amont des bassins, et leur transfert massif dans les sections côtières des cours d'eau à l'aval (Evrard et al., 2013a; Figure 23). Cette situation aurait pu indiquer un tarissement des sédiments contaminés facilement mobilisables à l'amont.

La mission de novembre 2013, qui intervenait après l'occurrence de typhons violents lors des mois qui l'ont précédée, faisait donc office de test : ces typhons allaient-ils pouvoir éroder et/ou mobiliser à nouveau des sédiments contaminés ou la baisse des débits de dose observée allait-elle se poursuivre ? Les résultats obtenus sont sans appel (Figure 24) : les typhons violents de 2013 ont à nouveau généré de l'érosion à l'amont des bassins et notamment à l'amont de la Nitta où des travaux de décontamination des sols sont en cours<sup>11</sup>, ce qui relance l'intérêt de continuer à mener des campagnes biennuelles entreprises dès 2011 (Evrard et al., 2014).

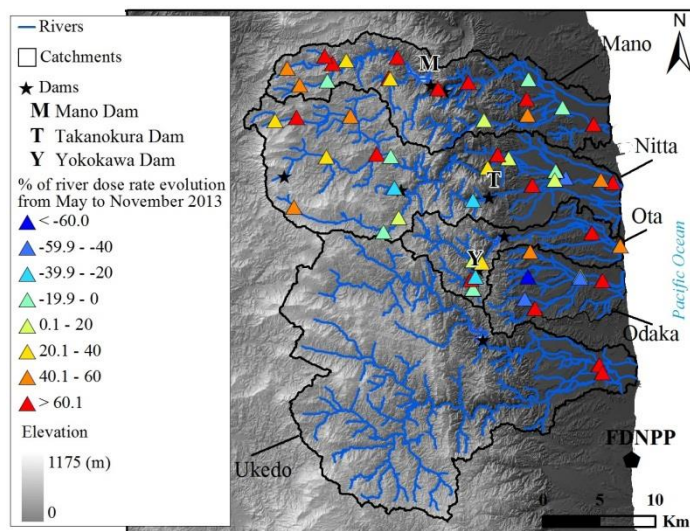


Figure 24. Evolution du débit de dose radioactif mesuré au niveau des laisses de crue fraîches entre la campagne de terrain de mai et celle de novembre 2013 dans les bassins côtiers de Fukushima. Source : Evrard et al. (2014).

### 3.2.2 Evolution de l'état de l'art et perspectives de recherche personnelles

#### *Améliorer le traçage spatial des sources*

##### Sélectivité granulométrique

Smith et Blake (2014) ont démontré récemment, chiffres à l'appui, que la correction granulométrique des données de concentrations en traceurs pouvait induire davantage de problèmes qu'elle n'en résolvait. En effet, les études sur lesquelles se base la mise au point de ces facteurs correctifs se révèlent être très partielles. Leur application universelle à tous les radionucléides et autres traceurs géochimiques est donc vraiment à éviter. Par ailleurs, Walling (2005) recommandait classiquement de tamiser les sources à 63  $\mu\text{m}$  pour pouvoir les comparer aux matières en suspension de granulométrie similaire prélevées dans les rivières. Plus récemment, certains chercheurs ont même proposé de les tamiser à 10  $\mu\text{m}$  pour s'affranchir de la part de matière qui subit des dépôts et des remises en suspension successives au niveau du lit de la rivière (Wilkinson et al., 2013).

Dans ce contexte, nous proposons dès lors d'adopter une démarche prudente, en appliquant systématiquement des *range tests* avant tout *run* du modèle de mélange pour vérifier que les valeurs de concentrations mesurées dans les sources correspondent bien à la variation de ces mêmes valeurs analysées dans les sédiments. De plus, une approche pragmatique telle

<sup>11</sup> En décapant la végétation et les centimètres superficiels de sol contaminé des parcelles, les opérations de décontamination ont exposé ces sols – au moins temporairement – à l'action érosive des pluies.

que celle qui a été appliquée dans la Bléone (comparaison des paramètres des sols *bulk* et des laisses de crue, mais tamisage à 63  $\mu\text{m}$  des sources pour leur comparaison avec les matières en suspension) sera privilégiée en fonction du contexte d'étude et du type de matrice analysée. Le tamisage à 10  $\mu\text{m}$  nous semble excessif et non-pertinent, car il masque une partie non négligeable de l'information sur les particules qui se déposent sur le lit avant d'être remises en suspension et qui nous intéressent tout particulièrement, comme nous avons pu le montrer dans la Bléone.

#### Pertinence physico-chimique du choix des traceurs

L'application et le développement de tests et de modèles statistiques toujours plus puissants (par ex. Collins et al., 2012) ne dispensent jamais les auteurs d'une étude de réfléchir à la pertinence physico-chimique des traceurs testés pour discriminer les sources potentielles de sédiments dans un bassin donné. Ainsi, si la pertinence des éléments chimiques pour différencier la contribution relative de substrats géologiques variés a été validée (voir plus haut), l'utilisation de la panoplie d'éléments que peut fournir une analyse en ICP-MS pour discriminer les contributions de sédiments provenant de sources correspondant à différentes occupations du sol par exemple est nettement plus incertaine. On peut bien sûr évoquer la plus forte présence de certains éléments chimiques (par ex. Al, Cr, Fe, Zn) dans les sols de profondeur qui sont moins altérés que les sols de surface (Smith et Blake, 2014), mais cette pertinence est nettement moins évidente lorsque les tests statistiques conduisent à retenir les teneurs en certaines terres rares ou en éléments traces pour différencier l'apport de sédiments provenant des traces de roues de tracteur de celui des berges et des pâtures, ou encore des sols cultivés dans des rivières d'Angleterre (Collins et al., 2010)...

Nous proposons, au contraire, de maintenir la pertinence physico-chimique du choix des traceurs au centre de notre application de la technique. Ainsi, dans le cadre d'une étude menée dans un bassin cultivé typique de la dorsale tunisienne (Figure 25), nous avons utilisé des mesures en  $^{137}\text{Cs}$  et en carbone organique total pour discriminer la part des sédiments provenant de la surface des sols de celle provenant de la subsurface (oueds, berges,...) conduisant à l'envasement de la retenue collinaire située à l'exutoire (Ben Slimane et al., 2013). Le choix des traceurs pertinents doit en effet être guidé par l'objectif visé et le contexte local de l'étude, et il doit donc être ré-examiné et validé à chaque nouvelle application.



Figure 25. Localisation de la dorsale tunisienne.

Bien entendu, cela ne nous dispense pas de faire évoluer les méthodes statistiques utilisées et, sur ce point, les évolutions méthodologiques proposées par des collègues australiens nous semblent particulièrement prometteuses. Olley et al. (2013) ont en effet proposé d'utiliser des distributions probabilistes des activités en radionucléides pour mieux tenir

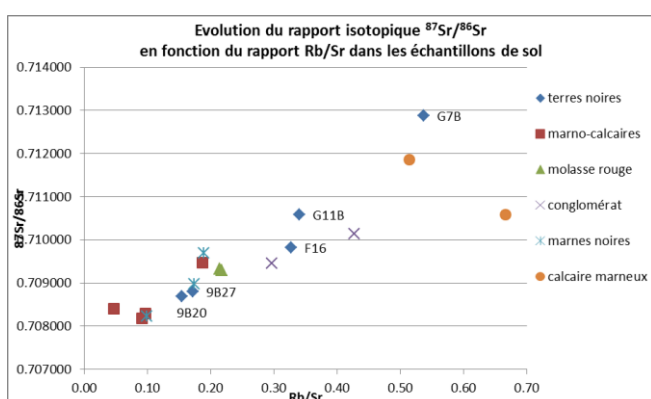
compte de leur variabilité et du fait que celles-ci flirtent parfois – et irrémédiablement, de plus en plus souvent – avec les limites de détection.

### Combinaisons originales de traceurs

En parallèle, la combinaison de méthodes de traçage basées sur des types de paramètres discriminants différents (voir Poulenard et al., 2012 ; Evrard et al., 2013b; Legout et al., 2013), doit être poursuivie et une véritable intercomparaison des résultats obtenus avec les techniques de colorimétrie, de spectrométrie infrarouge et le *fingerprinting* dit « conventionnel » (basé sur la géochimie élémentaire et les radionucléides) devrait être réalisée sur des échantillons communs. Ceci étant, les premiers résultats obtenus au Mexique en comparant ces méthodes montrent qu'en dépit d'une rapidité d'analyse, la méthode basée sur la spectrométrie infrarouge est très fortement sensible aux teneurs en matière organique des sédiments (Evrard et al., 2013b). Les techniques alternatives ne présentent donc pas que des avantages...

### Développement de nouveaux traceurs

Le strontium est omniprésent dans la nature et il constitue l'un des éléments en trace les plus abondants dans les dépôts alluvionnaires et les roches de surface. Il présente quatre isotopes stables<sup>12</sup> (<sup>84</sup>Sr, <sup>86</sup>Sr, <sup>87</sup>Sr, <sup>88</sup>Sr) dont l'un est radiogénique (<sup>87</sup>Sr) et issu de la désintégration radioactive du rubidium-87 (<sup>87</sup>Rb ; période de 48,8 Ga). La mesure du rapport isotopique <sup>87</sup>Sr/<sup>86</sup>Sr dans les matériaux géologiques permet dès lors de constituer un indicateur de l'âge mais aussi de l'origine lithologique de ces matériaux (Négre et Grosbois, 1999). Ce double intérêt est particulièrement important dans le cadre d'études de traçage sédimentaire, comme l'a montré le stage de Claire Kalngui au LSCE (co-encadré avec S. Ayrault). En effet, en plus de discriminer les types de lithologie différents, cette discrimination en fonction de l'âge des roches peut se révéler être un outil puissant pour



discriminer la contribution de sous-classes relevant d'un type de source lithologique donnée (ex. terres noires d'âge différent dans le bassin de la Durance ; Figure 26).

Figure 26. Variations du rapport <sup>87</sup>Sr/<sup>86</sup>Sr dans différents types de sol du bassin de la Bléone. On discerne bien sur ce graphique la

variabilité des rapports isotopiques mesurés dans les terres noires (losanges bleus) (Source : C. Kalngui, 2012).

<sup>12</sup> Nous n'évoquerons pas ici le <sup>90</sup>Sr, qui est radioactif et produit par des réactions de fission nucléaire.



Par ailleurs, ces travaux sur l'utilisation du Sr comme traceur se poursuivent avec la thèse de Marion Le Gall (co-encadrée avec S. Ayrault) dans le bassin de la Loire<sup>13</sup>.

### ***Améliorer le traçage temporel des sources***

#### Vérifier les hypothèses de base de la méthode dans un contexte simplifié

Plusieurs articles récents sur le traçage des sédiments en rivière ont remis en question certaines des hypothèses sur lesquelles se base la méthode  $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$  (Walling, 2013b; Taylor et al., 2013). De manière générale, l'hypothèse évoquant la possible désorption du  $^7\text{Be}$  porté par les particules semble écartée, en dehors de certaines conditions bien particulières (réduction dans les marais ou sous l'influence des marées, etc.; Taylor et al., 2013). D'autres critiques nous semblent plus fondées. Ainsi, le rapport  $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$  est-il le même dans la pluie et les sédiments fraîchement érodés ? Évolue-t-il lors d'une succession d'événements pluvieux ? Son évolution mesurée dans les sédiments ou les matières en suspension prélevés le long d'un cours d'eau reflète-t-elle la seule désintégration radioactive au cours du temps passé dans le cours d'eau ou, au contraire, une modification des sources de particules ? Walling (2013b) argumente en effet avec raison que des sédiments provenant de berges qui viennent d'être érodés seront peu ou pas marqués par le  $^7\text{Be}$ . Ne conviendrait-il donc pas de quantifier ce que l'on pourrait plutôt qualifier de « part de sédiments fraîchement érodés provenant de la surface des sols » ? Pour réduire ces incertitudes, il convient de mesurer d'autres traceurs qui peuvent nous donner des informations complémentaires sur l'origine et le cheminement de ces particules. Ainsi, la mesure du  $^{137}\text{Cs}$  peut justement permettre de déterminer la part de l'échantillon de sédiments prélevés en rivière qui provient de sources de surface et celle qui provient de la subsurface. De manière générale, la thèse d'Elia Gourdin, actuellement en cours, étudie la faisabilité de l'utilisation du  $^7\text{Be}$  pour tracer les sédiments dans un bassin cultivé du Nord du Laos où le climat est caractérisé par la succession d'une saison des pluies et d'une saison sèche<sup>14</sup>. Cette forte saisonnalité permet d'étudier le marquage des particules par le  $^7\text{Be}$  lors des premières crues érosives de la saison des pluies dans des conditions simplifiées, vu qu'il n'y a plus eu d'apport de  $^7\text{Be}$  depuis des mois et que le stock de la saison précédente a eu le temps de se désintégrer complètement (Gourdin et al., in review, a).

---

<sup>13</sup> La thèse de Marion Le Gall est co-financée par le CEA et la DGA (Direction Générale de l'Armement). Elle s'inscrit dans le cadre des projets TRACKSED et DRASTiC, financés par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne.

<sup>14</sup> Ces travaux sont menés en étroite collaboration avec l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD ; Olivier Ribolzi) et IEES Paris (Institut d'Ecologie et des Sciences de l'Environnement ; Sylvain Huon). Le bassin laotien de Houay Pano est instrumenté et suivi par l'IRD dans le cadre du programme MSEC (Management of Soil Erosion Consortium; <http://msec.iwmi.org/>).

### Faire évoluer la matrice de mesure du signal d'entrée dans le système

La mesure du rapport  $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$  dans l'eau de pluie nécessite de concentrer et de faire précipiter ces deux radionucléides, ce qui présente de nombreux inconvénients, notamment logistiques, sur le terrain. Pour éviter ces complications et mesurer un signal plus directement représentatif de celui qu'auront les particules érodées marquées par les dernières pluies (Gourdin et al., in review, *b*), nous proposons donc de collecter des sédiments frais sur le terrain. Ces travaux sont actuellement en cours tant au Laos (thèse d'Eliau Gourdin) que dans le bassin du Louroux (thèses d'Anthony Foucher et de Marion Le Gall), où la réactivité de nos collègues tourangeaux nous permet de disposer d'échantillons de ruissellement boueux provenant des dérayures<sup>15</sup> pendant les crues (Figure 27).



*Figure 27. Photo de ruissellement boueux lors d'une crue dans le Louroux (crue du 13 février 2014 ; source : Anthony Foucher, Université de Tours).*

### Tester l'utilisation d'autres traceurs, plus « exotiques »

En plus du  $^7\text{Be}$  et du  $^{210}\text{Pb}$ , le potentiel d'autres radionucléides à courte période pourrait être exploré pour mieux contraindre encore la dynamique rapide des particules fines dans les rivières (Figure 28). Ainsi, le  $^{234}\text{Th}$  (période de 24 jours) est produit dans les sédiments suite à la désintégration de l' $^{238}\text{U}$  (période de 4,5 Ga) avec lequel il est en équilibre séculaire. Cependant, dans certaines rivières comme la Seine (Schmidt, 2005) ou le Lot et la Garonne (Saari et al., 2008), on trouve également une concentration significative d' $^{238}\text{U}$  dissous dans les eaux de rivière, à cause de la météorisation des roches du bassin. Or cet uranium se désintègre également en  $^{234}\text{Th}$  qui n'est pas soluble et qui s'adsorbe dès lors fortement aux particules, générant la présence d'un excès de  $^{234}\text{Th}$  sur les particules. La mesure de cet excès peut dès lors permettre de quantifier les interactions entre les particules et la colonne d'eau de la rivière.

<sup>15</sup> Une dérayure correspond à un sillon creusé par les agriculteurs pour évacuer l'eau qui stagne sur leurs parcelles.

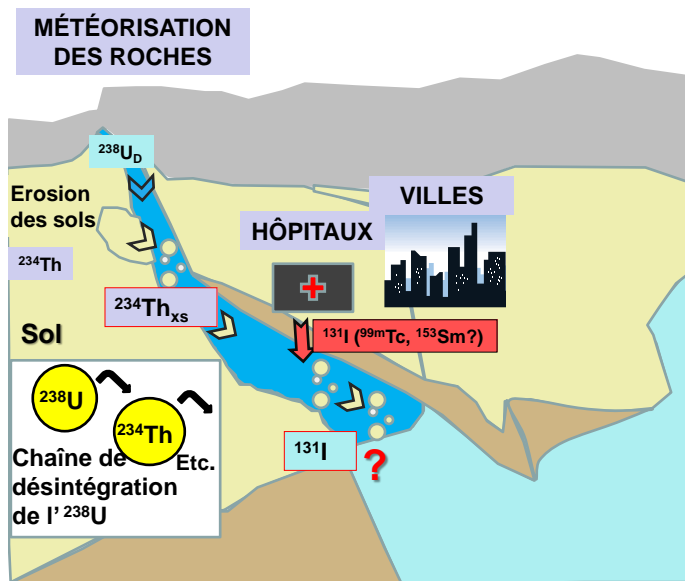


Figure 28. Schéma présentant l'origine d'autres radioisotopes émetteurs gamma qui pourraient être utilisés pour mieux contraindre la dynamique des particules dans les rivières.

Enfin, d'autres émetteurs gamma, artificiels cette fois, sont utilisés en radiothérapie et pour réaliser des diagnostics médicaux dans le milieu hospitalier. Ainsi, l'iode-131 ( $^{131}\text{I}$ , période de 8 jours) peut être utilisé pour tracer les sédiments à l'échelle de la crue, pour autant que l'on puisse quantifier les rejets hospitaliers et faire les analyses très rapidement après les prélèvements (Laguionie et al., 2006). Par ailleurs, en contexte post-accidentel, l'iode-131 se détecte très facilement, comme ce fut le cas fin mars – début avril 2011 lorsque les retombées de Fukushima ont atteint la France (Evrard et al., 2012). D'autres radioisotopes artificiels à usage médical ( $^{99\text{m}}\text{Tc}$  – période de 6h,  $^{153}\text{Sm}$  – période de 2 jours) peuvent être détectés en spectrométrie gamma (Fischer et al., 2009), mais leur utilisation à des fins de traçage sédimentaire paraît très improbable, principalement pour des raisons logistiques.

### 3.3. Rémanence des particules fines et des contaminants associés dans les bassins hydrographiques (1000–100 000 km<sup>2</sup>)

#### 3.3.1. Etat de l'art et objectifs

Les activités humaines ont rejeté de nombreux contaminants dans l'environnement depuis des millénaires. Ces rejets peuvent être diffus ou ponctuels dans l'espace, et continus ou, au contraire, sporadiques dans le temps. Ils peuvent ainsi soit être émis dans l'atmosphère avant de se fixer aux particules de sol sous l'effet de retombées sèches ou humides, ou être rejetés directement dans les rivières (Figure 29).

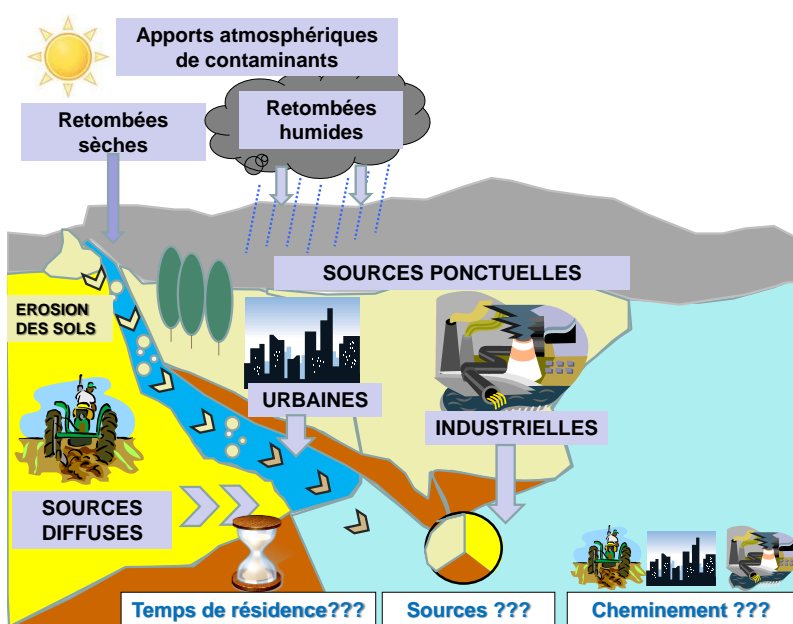


Figure 29. Circulation générale des contaminants associés aux particules dans les bassins versants.

Si l'on s'en tient aux contaminants qui présentent une forte affinité pour les particules, on retrouve toute une série de substances problématiques pour la santé humaine et celle des écosystèmes (ex. métaux, certains radionucléides, Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques – HAP, etc.)

Afin de contraindre les sources et les temps de transfert de ces particules, on peut bien évidemment utiliser les méthodes de traçage présentées à la section 3.2. Par contre, pour en déterminer la **rémanence** dans le bassin hydrographique, il conviendra d'en calculer le bilan global, en mesurant (ou en estimant) les entrées et les sorties du système. Les flux internes au sein du bassin versant devront également être aussi contraints que possible, tant dans le temps que dans l'espace. En effet, l'existence de différents compartiments-tampon (ex. dépôts en bas de versant, barrages et lacs-réservoir) peut retarder le transfert des particules vers l'exutoire des bassins. On peut ainsi parler de l'existence de *disconnectivities* spatiales et temporelles, qui correspondent à des puits de particules et de contaminants, au sein de la cascade sédimentaire (Fryirs, 2012). Cependant, des changements de climat, d'occupation du sol, de mode ou d'actes de gestion (dragage, lâchers de barrage,...) peuvent également transformer ces puits en sources de particules et remobiliser les contaminants dans l'environnement. On a ainsi pu mettre en évidence récemment la remise en suspension des métaux rejetés initialement à l'époque romaine au Royaume-Uni (Küttner et al., 2014).

Pour améliorer la compréhension de ces phénomènes, la stratégie proposée consiste à étudier un réseau de bassins emboîtés spatialement (*nested* ou *embedded approach*) et à se focaliser sur les transferts compatibles avec la demi-vie de nos traceurs radioactifs privilégiés (généralement entre quelques jours et plusieurs décennies). La fenêtre d'intérêt couvrira donc les échelles temporelles comprises entre la crue et le siècle. Cette période coïncide justement avec l'une de celles où l'impact humain sur l'environnement a été le plus marqué, caractérisant l'Ère Anthropocène (Meybeck et Vörösmarty, 2005). Il est dès lors primordial de parvenir à reconstruire l'historique des contaminations des dernières décennies en collectant des archives sédimentaires dans les plaines alluviales ou les réservoirs, que l'on peut dater pour documenter l'évolution des concentrations de polluants au cours du temps (ex. Ayrault et al., 2012 ; Desmet et al., 2012 ; Grosbois et al., 2012).

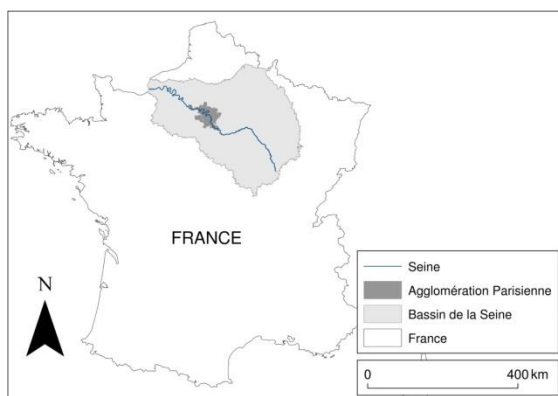
En plus des enjeux scientifiques cruciaux associés à la meilleure compréhension de la cascade sédimentaire, ces études sur la rémanence des contaminants associés aux particules ont d'importantes répercussions pratiques dans le cadre de la législation environnementale européenne et notamment de la **Directive-Cadre sur l'Eau** (DCE ; 2000/60/EC). Dans le cadre de cette dernière, les agences de l'eau doivent en effet justifier « scientifiquement », le cas échéant, les raisons pour lesquelles elles demandent une dérogation pour 2021 et 2027 en cas de non-atteinte du bon état écologique et chimique des masses d'eau en 2015.

### 3.3.2 Sites d'étude privilégiés, polluants-cibles et avancées attendues de l'état de l'art

Les travaux portant sur la rémanence des contaminants présentant une forte affinité pour les particules auxquels j'ai pu participer ces dernières années se sont concentrés sur le bassin de la Seine (64 700 km<sup>2</sup> ; Figure 30) ou sur la partie de ce bassin située à l'amont de Paris (~43 000 km<sup>2</sup>). En parallèle des travaux portant sur la rémanence des métaux et du plomb dans le bassin de la Seine (Ayrault et al., 2012, 2014), nous nous sommes intéressés aux transferts d'**Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques** (HAP) dans la partie amont du bassin, qui ont fait l'objet de la thèse de David Gateuille<sup>16</sup>. En effet, l'accumulation des HAP

dans les sols et leur exportation vers les rivières constituent un problème environnemental majeur dans les pays industrialisés mais aussi dans les pays émergents, comme la Chine (Liu et al., 2013).

Figure 30. Localisation du bassin de la Seine.

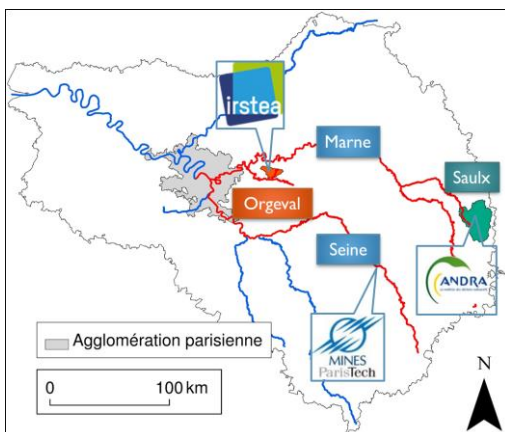


<sup>16</sup> La thèse de David Gateuille (co-encadrée avec J.M. Mouchel, professeur à l'Université Pierre et Marie Curie et directeur du **Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'ENVironnement – PIREN – de la Seine**) a été financée par la Région Ile-de-France (**Réseau de Recherche sur le Développement Sostenable – R2DS**).

Dans le bassin de la Seine, certains HAP dépassent les concentrations maximales autorisées et compromettent, à eux seuls, l'atteinte du bon état chimique requis dans le cadre de la DCE. De manière surprenante, des concentrations très élevées en HAP sont déjà observées dans les sédiments prélevés à l'amont de Paris, dont l'agglomération est pourtant considérée comme la principale source de HAP dans la région. On peut dès lors faire l'hypothèse que ces HAP parisiens sont transportés vers l'amont du bassin par les vents d'ouest dominants, qu'ils se déposent ensuite sur les sols qui les relarguent petit-à-petit dans les rivières dans lesquelles ils cheminent jusqu'à Paris.

### **Bilan de masse des HAP à l'échelle d'un bassin amont**

Pour mieux comprendre le transfert de ces composés cancérigènes, mutagènes et tératogènes, un bilan complet des entrées et des sorties de HAP a été réalisé dans un bassin amont (l'Orgeval, ~100 km<sup>2</sup>; Figure 31) pendant une année hydrologique complète. Les résultats montrent que les pertes actuelles en HAP sont principalement dues à la dissipation (biodégradation, photo-oxydation et volatilisation) au sein des bassins versants (~80%), l'exportation de HAP par les rivières, dominée par la phase particulaire, ne représentant que 20% des « sorties ». À partir des flux calculés, on peut estimer que les HAP présentent de



très longues durées de décontamination dans les sols (de 40 à 1850 ans, en fonction des composés), ce qui compromet l'atteinte des valeurs-cible visées par la législation. Globalement, cette étude a donc mis en évidence le rôle majeur joué par la contamination historique (due à la combustion du charbon) qui constitue la source qui a émis la majeure partie des HAP que l'on retrouve actuellement dans l'environnement du bassin séquanien (Gateuille et al., 2014a).

Figure 31. Localisation du sous-bassin de l'Orgeval dans le bassin de la Seine. Source: D. Gateuille (2013).

### **Traçage de l'origine et du devenir des HAP le long des axes Seine amont et Marne**

Pour identifier les principales sources et comprendre le devenir des HAP dans le bassin versant de la Seine à l'amont de Paris, des dosages de HAP et des mesures d'activités en radionucléides (<sup>7</sup>Be, <sup>210</sup>Pb et <sup>137</sup>Cs) ont été combinés sur plus de 220 échantillons de **Matières En Suspension (MES)** collectés au moyen de 25 trappes installées tant le long de l'axe Marne que de l'axe Seine, et relevées tous les mois pendant une année hydrologique complète (Figure 32).

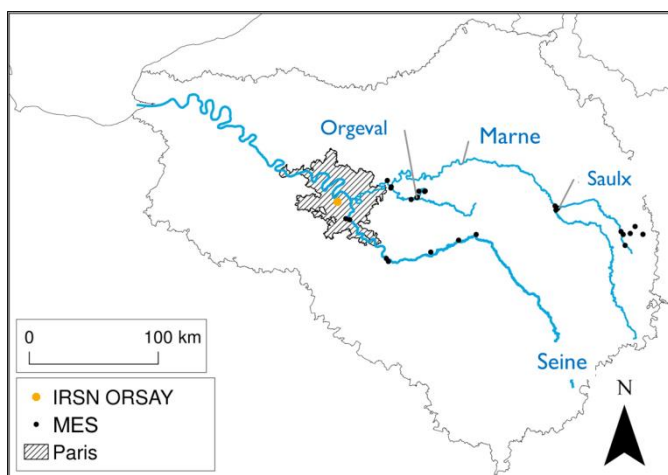


Figure 32. Localisation des trappes à sédiments installées le long de la Marne et de la Seine en 2011-2012. La station d'Orsay indiquée en orange mesure en permanence les retombées atmosphériques de radionucléides (elle est gérée par l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire – IRSN). Source : D. Gateuille (2013).

Globalement, on observe logiquement une augmentation de la concentration en HAP des

matières en suspension de l'amont vers l'aval, et on peut modéliser cette hausse à partir de la densité de population croissante qui vit dans le bassin drainé par chacune des stations. Cependant, le modèle développé n'est pas parfait. Pendant la période d'étiage, l'écart observé entre les concentrations en HAP mesurées et celles qui ont été estimées par le modèle a pu être expliqué par la différence d'origine des matières en suspension<sup>17</sup>, provenant de la surface des sols cultivés ou, au contraire, des berges des cours d'eau. On a ainsi pu montrer que les concentrations moyennes en HAP étaient supérieures dans les sédiments collectés dans les sous-bassins où l'érosion de surface est dominante. Les particules de surface sont en effet davantage exposées aux retombées atmosphériques et sont donc davantage contaminées en HAP que les particules provenant des berges. Par ailleurs, un cycle annuel de *turn over* des sédiments a pu être identifié dans le système Seine. Celui-ci s'accompagne d'importantes différences de signatures en HAP entre, d'une part, les sédiments présentant une origine pyrolytique (charbon) et transitant à l'étiage dans les rivières et, d'autre part, les matières charriées lors des crues hivernales, d'origine pétrogénique (pétrole), et dont la contamination est plus forte (Gateuille, 2013).

En guise de perspective à ces travaux, une première cartographie exploratoire des temps de rémanence des HAP a pu être réalisée pour l'ensemble des sols du bassin amont de la Seine. Pour y parvenir, les stocks actuels de HAP dans les sols ont été quantifiés à partir des données de concentrations en HAP renseignées dans la base de données RMQS<sup>18</sup> de l'INRA. Les stocks de HAP des bordures de routes, qui concentrent une forte contamination d'origine pétrogénique, ont également été modélisés à partir des résultats de Gateuille et al. (2014b). Comme tous les versants ne sont pas connectés de manière homogène au réseau hydrographique, l'indice de connectivité sédimentaire développé par Delmas (2011) a été appliqué pour tenir compte de ces hétérogénéités. Les exports de HAP dans les rivières ont,

<sup>17</sup> La proportion relative des sources a été déterminée à partir des activités en <sup>137</sup>Cs et d'un modèle de mélange simple à deux pôles.

<sup>18</sup> Il s'agit du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols géré par l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA).

quant à eux, été estimés à partir des chroniques de données de concentrations en HAP et de charge solide des cours d'eau disponibles auprès de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie.

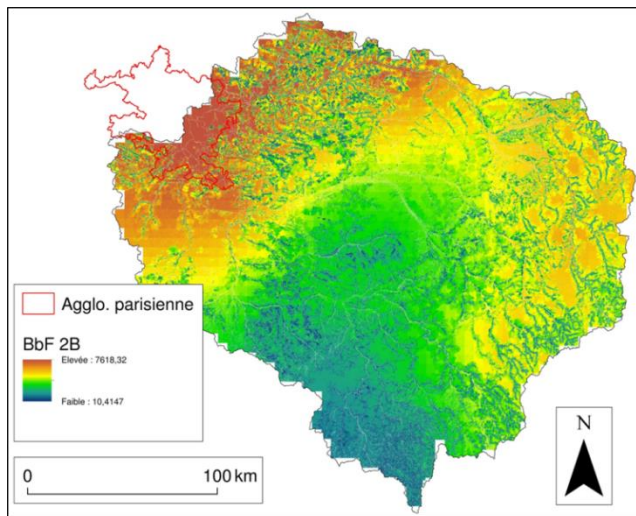


Figure 33. Temps de résidence en années d'un HAP lourd, le Benzo(b)fluoranthène ou BbF (Source : Gateuille, 2013).

Cette première cartographie (Figure 33) montre que les temps de résidence des HAP dans les sols du bassin à l'amont de Paris sont particulièrement longs (jusqu'à plusieurs milliers d'années) et que, logiquement, les zones les plus connectées aux rivières seront « épurées » beaucoup plus rapidement que les zones peu ou pas connectées qui sont situées en tête de bassin. Cependant, ces résultats doivent être affinés, et c'est principalement l'estimation des stocks de HAP dans les sols qui doit être améliorée.

#### ***Perspectives de recherche futures : vers une modélisation de la rémanence des contaminants associés aux particules à l'échelle des grands bassins versants***

Comme nous l'avons vu dans les exemples précédents, l'érosion des sols et le transfert des sédiments dans les rivières et les bassins versants jouent un rôle majeur dans les cycles biogéochimiques globaux et la dispersion des contaminants dans l'environnement (Syvitski et al., 2005). Ces flux particuliers et les substances qui y sont associées (carbone organique, polluants, radionucléides,...) sont principalement contrôlés par l'interaction entre l'occupation des sols, la topographie et les conditions climatiques (Cerdan et al., 2010). Cependant, l'estimation de ces flux particuliers est limitée par le manque de données (débits, charges sédimentaires, concentrations en polluants, ...) disponibles et/ou leur mauvaise qualité lorsqu'elles existent (Delmas et al., 2012), ainsi que par les difficultés à combiner les données provenant de différentes sources.

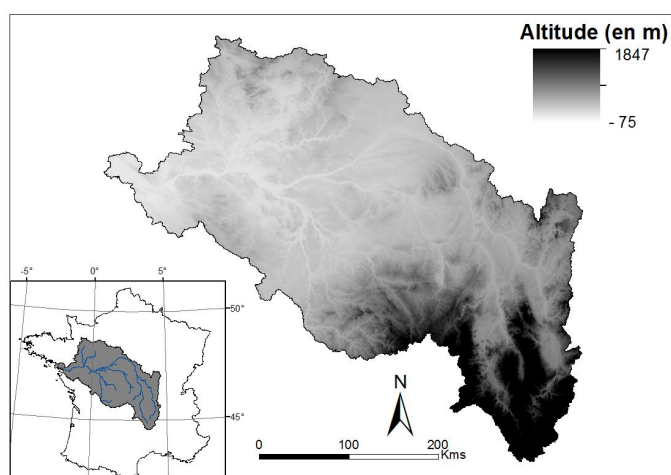
Parmi les polluants présentant une forte affinité pour les particules, nous proposons donc de sélectionner le  $^{137}\text{Cs}$  pour toutes les raisons mentionnées dans les sections précédentes (forte affinité pour les particules fines, demi-vie relativement longue, connaissance de la chronologie des apports, etc.) Les fractions particulaires fines auxquelles le  $^{137}\text{Cs}$  est associé sont celles qui se déplacent le plus facilement dans les bassins versants et qui fixent le plus les contaminants. En théorie, le  $^{137}\text{Cs}$  peut donc être évacué plus ou moins rapidement d'un bassin au gré des phénomènes d'érosion des sols et de transferts particuliers en rivière. Il constitue dès lors un candidat idéal pour la mise au point d'une méthode permettant de modéliser la rémanence des polluants particuliers dans les paysages et les bassins versants, pour autant que l'on connaisse l'état initial des retombées au sol, ce que nous avons déjà



identifié comme étant l'une des principales limites actuelles, et que l'on puisse en quantifier les transferts, ce qui n'est pas non plus trivial. En France, le  $^{137}\text{Cs}$  fait l'objet d'un suivi depuis plusieurs décennies dans le cadre d'études radioécologiques (voir par exemple Duffa et al., 2004, qui synthétisent les études menées depuis 1991) ainsi que de la surveillance radiologique de l'environnement depuis le début des années 1960 (voir les « Bilans de l'état radiologique de l'environnement français » établis par l'IRSN<sup>19</sup> depuis 2004<sup>20</sup>).

Nous proposons dès lors d'aborder le problème de la rémanence des contaminants particuliers à une échelle spatiale inédite, celle d'un grand bassin versant de plus de 100 000 km<sup>2</sup>, pour un contaminant radioactif dont la présence dans l'environnement est relativement bien documentée et, ce, depuis plusieurs décennies. Pour y parvenir, il faudra développer des modèles de connectivité et de flux sédimentaires qui s'appuieront sur la combinaison originale de données de surveillance environnementale collectées dans le cadre de réseaux de mesures pérennes et le développement de modèles sédimentaires à l'échelle du grand bassin versant. À notre connaissance, cet objectif n'a jamais été atteint ni en France, ni à l'étranger. Des estimations ou de premières tentatives de bilans ont pu être réalisées pour certains contaminants comme les polluants métalliques dans le bassin de la Seine (Thévenot et al., 2007 ; Ayrault et al., 2014), mais un véritable modèle de transfert n'a pas pu être développé à ce jour, faute de données de base ou de validation suffisantes.

Pour y parvenir, nous proposons une approche impliquant plusieurs partenaires<sup>21</sup> : l'IRSN qui assure une mission de surveillance radiologique de l'environnement, l'INRA qui coordonne le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols, le BRGM qui développe des modèles d'érosion des sols et de connectivité versants-rivières et, enfin, le LSCE qui peut tracer les flux et dater les archives sédimentaires. Le site d'étude privilégié pour mener cette approche-pilote est le bassin versant de la Loire (117 000 km<sup>2</sup> ; Figure 34) qui présente, de par son étendue, un vaste éventail de contextes différents en termes de géologie, pédologie, topographie,



occupations du sol, climat et autres propriétés associées (Grosbois et al., 2001). La méthode développée pourra dès lors être facilement transposée, le cas échéant, à d'autres bassins métropolitains ou étrangers.

Figure 34. Localisation du bassin de la Loire en France et Modèle Numérique d'Altitude. (Source : Aurore Gay, BRGM).

<sup>19</sup> Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire.

<sup>20</sup> L'ensemble de ces documents d'expertise sont téléchargeables en ligne sur le site de l'IRSN: [http://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports\\_expertise/surveillance-environnement/Pages/environnement.aspx](http://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_expertise/surveillance-environnement/Pages/environnement.aspx)

<sup>21</sup> Il s'agit du projet RADIOLEAKS soumis en mars 2014 dans le cadre du programme d'Accompagnement Spécifique des Travaux de Recherches et d'Innovation Défense (ASTRID) financé par la DGA et géré par l'ANR.

## 4. Conclusion générale

Depuis l'amont des bassins cultivés jusqu'à l'estuaire des grands fleuves, le cheminement des particules fines et des contaminants qu'elles transportent doit être mieux contraint, tant dans le temps que dans l'espace. C'est important de mieux comprendre et de quantifier ces transferts particuliers dont le devenir dans l'océan joue un rôle majeur dans les cycles biogéochimiques de la planète. Ces transferts dits latéraux constituent aussi l'une des principales sources d'incertitudes dans les modèles globaux. C'est également crucial d'améliorer nos connaissances sur ces transferts pour la gestion des bassins hydrographiques continentaux où le cheminement parfois capricieux des particules avant leur exportation inexorable vers l'océan pose toute une série de problèmes logistiques et sanitaires.

Les radioisotopes émetteurs gamma peuvent contribuer à améliorer ces connaissances, mais ils n'apporteront évidemment pas, seuls, la solution à tous ces questionnements scientifiques. Pour améliorer significativement nos connaissances sur ces thématiques, il est indispensable d'organiser et de poursuivre la collaboration entre les spécialistes des transferts (hydrologues, pédologues, sédimentologues, géomorphologues,...) et les (hydro/géo)chimistes qui peuvent mesurer tout un panel de traceurs qui apportent des informations précieuses et souvent complémentaires sur l'origine et le devenir des particules. Plusieurs projets novateurs viennent de démarrer dans cette optique, et ils devraient donc produire de nouvelles connaissances sur les transferts particuliers.

Les problématiques plus spécifiques associées au devenir des particules en milieu continental sont sans fin, tant les substances polluantes présentes naturellement dans l'environnement ou émises par les activités humaines sont nombreuses... Ce sont aussi et surtout les modifications du paysage et des pratiques introduites en permanence par l'homme qui contrôlent les transferts, que l'on se place à l'échelle de la parcelle, du versant ou à celle du grand bassin versant. De plus, le monde est toujours à la merci d'un événement accidentel qui reste possible et, ce, même si les précautions les plus draconiennes sont prises. Dans ce contexte, il est donc important de continuer à développer et à améliorer des modèles de transfert particulière à l'échelle du bassin versant ou à générer des données issues du traçage qui peuvent permettre leur calibration et leur validation. En effet, seule une intégration des processus dominants qui contrôlent les transferts dans ces modèles peut nous permettre de proposer une approche applicable quel que soit le contexte géographique et le(s) polluant(s) impliqué(s).

## 5. Références

### 5.1 L'érosion des sols dans les petits bassins cultivés en milieu tempéré

- Belyaev, V., Shamshurina, E., Markelov, M., Golosov, V., Ivanova, N., Bondarev, V., Paramanova, T., **Evrard, O.**, Otlé, C., Lefèvre, I., Bonté, P., 2012. Quantification of river basin sediment budget based on reconstruction of the post-Chernobyl particle-bound <sup>137</sup>Cs redistribution. *IAHS Publ.* No. 356, 394-403.
- Boardman, J., Ligneau, L., de Roo, A., Vandaele, K., 1994. Flooding of property by runoff from agricultural land in northwestern Europe. *Geomorphology* 10, 183–196.
- Boardman, J., Verstraeten, G., Bieters, C., 2006. Muddy floods. In: Boardman, J., Poesen, J. (Eds.), *Soil Erosion in Europe*. Wiley, Chichester, pp. 743–755.
- Campy, M., Macaire, J.J., 2003. *Géologie de la surface*. Deuxième édition. Dunod, Paris, 448 pp.
- Campy, M., Macaire, J.J., Grosbois, C., 2013. *Géologie de la surface*. Troisième édition. Dunod, Paris, 442 pp.
- Chartin, C., **Evrard, O.**, Salvador-Blanes, S., Hirschberger, F., Van Oost, K., Lefèvre, I., Daroussin, J., Macaire, J.J., 2013. Quantifying and modelling the impact of land consolidation and field borders on soil redistribution in agricultural landscapes (1954 - 2009). *Catena* 110, 184-195.
- Ciampalini, R., Follain, S., Le Bissonnais, Y., 2012. Landsoil: a model for the analysis of erosion impact on agricultural landscape evolution. *Geomorphology*, 175-176, 25-37.
- Cerdan, O., Couturier, A., Le Bissonnais, Y., Lecomte, V., Souchère, V., 2002. Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model: Sealing and Transfer by Runoff and Erosion related to Agricultural Management. *Catena* 46, 189–205.
- de Roo, A.P.J., Wesseling, C.G., Ritsema, C.J., 1996. LISEM: a single event physically-based hydrologic and soil erosion model for drainage basins: I. Theory, input and output. *Hydrol. Process.* 10 (8), 1107–1117.
- Evrard, O.**, Persoons, E., Vandaele, K., van Wesemael, B., 2007a. Effectiveness of erosion mitigation measures to prevent muddy floods: A case study in the Belgian loam belt. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 149-158.
- Evrard, O.**, Bieters, C., Vandaele, K., van Wesemael, B., 2007b. Spatial and temporal variation of muddy floods in central Belgium, off-site impacts and potential control measures. *Catena* 70 (3), 443-454.
- Evrard, O.**, Vandaele, K., Bieters, C.L., van Wesemael, B., 2008a. Seasonal evolution of runoff generation on agricultural land in the Belgian loess belt and implications for muddy flood triggering. *Earth Surface Processes & Landforms* 33(8), 1285-1301.
- Evrard, O.**, Vandaele, K., van Wesemael, B., Bieters, C.L., 2008b. A grassed waterway and earthen dams to control muddy floods from a cultivated catchment of the Belgian loess belt. *Geomorphology* 100, 419-428.
- Evrard, O.**, 2008. Muddy floods in the Belgian Loess Belt: Problems and solution. Thèse de doctorat en Géosciences, Université catholique de Louvain, 207 pp. [http://dial.academielouvain.be/handle/boreal:6866?site\\_name=UCL](http://dial.academielouvain.be/handle/boreal:6866?site_name=UCL)
- Evrard, O.**, Cerdan, O., Chauvet, M., Le Bissonnais, Y., van Wesemael, B., Raclot, D., Vandaele, K., Andrieux, P., Bieters, C.L., 2009. Reliability of an expert-based runoff and erosion model: application of STREAM to different environments. *Catena* 78, 129-141.
- Evrard, O.**, Nord, G., Cerdan, O., Souchère, V., Le Bissonnais, Y., Bonté, P., 2010. Modelling the impact of land use change and rainfall erosivity on sediment export from an agricultural catchment of the northwestern European loess belt. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138, 83-94.
- Govers, G., Vandaele, K., Desmet, P.J.J., Poesen, J., Bunte, K., 1994. The role of tillage in soil redistribution on hillslopes. *Eur. J. Soil Sci.* 45, 469–478.

- Jagerčikova, M., **Evrard, O.**, Balesdent, J., Lefèvre, I., Cornu, S., 2014. Modelling the migration of fallout radionuclides to quantify the contemporary transfer of fine particles in Luvisol profiles under different land uses and farming practices. *Soil & Tillage Research* 140, 82–97.
- Jetten, V., Favis-Morlock, D., 2006. Modelling soil erosion in Europe. In: Boardman, J., Poesen, J. (Eds.), *Soil Erosion in Europe*. Wiley, Chichester, pp. 695–716.
- Le Bissonnais, Y., Cerdan, O., Lecomte, V., Benkhadra, H., Souchère, V., Martin, P., 2005. Variability of soil surface characteristics influencing runoff and interrill erosion. *Catena* 62, 111–124.
- Mabit, L., Meusberger, K., Fulajtar, E., Alewell, C., 2013. The usefulness of  $^{137}\text{Cs}$  as a tracer for soil erosion assessment: A critical reply to Parsons and Foster (2011). *Earth-Science Reviews* 127, 300–307.
- Parsons, A.J., Foster, I.D.L., 2011. What can we learn about soil erosion from the use of  $^{137}\text{Cs}$ ? *Earth-Science Reviews* 108, 101–113.
- Parsons, A.J., Foster, I.D.L., 2013. The assumptions of science. A reply to Mabit et al. (2013). *Earth-Science Reviews* 127, 308–310.
- Ritchie, J.C., Spraberry, J.A., McHenry, J.R., 1974. Estimating soil erosion from the redistribution of fallout Cs-137. *Soil Science Society of America Proceedings* 38, 137–139.
- Ritchie, J.C., McHenry, J.R., 1990. Application of radioactive fallout Cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review. *J. Environ. Qual.* 19, 215–233.
- Ritchie, J.C., Ritchie, C.A., 2003. Bibliography of  $^{137}\text{Cs}$  studies. USDA-ARS Hydrology and Remote Sensing Laboratory, United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service.
- Sogon, S. (1999). Érosion des sols cultivés et transport de matières en suspension dans un bassin versant de Brie. Application des traceurs radioactifs naturels et magnétiques. Thèse de doctorat en géographie physique. Université Paris 1, Panthéon-Sorbonne, 304 pp.
- Souchère, V., King, C., Dubreuil, N., Lecomte-Morel, V., Le Bissonnais, Y., Chalot, M., 2003. Grassland and crop trends: role of the European Union Common Agricultural Policy and consequences for runoff and soil erosion. *Environmental Science & Policy* 6, 7–16.
- Tamura, T., 1964. Consequences of activity release: selective sorption reactions of cesium with soil minerals. *Nuclear Safety* 5, 262–268.
- Valentin, C., Agus, F., Alamban, R., Boosaner, A., Bricquet, J. P., Chaplot, V., de Guzman, T., de Rouw, A., Janeau, J.L., Orange, D., Phachomphonh, K., Podwojewski, P., Ribolzi, O., Silvera, N., Subagyono, K., Thiébaux, J.P., Vadari, T. (2008). Runoff and sediment losses from 27 upland catchments in Southeast Asia: Impact of rapid land use changes and conservation practices. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 128(4), 225–238.
- Van Oost, K., Govers, G., Desmet, P.J.J., 2000. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landsc. Ecol.* 15, 577–589.
- Van Oost, K., Govers, G., Van Muysen, W., 2003. A process-based model for Caesium- 137 derived erosion rates on agricultural land: an integrated spatial approach. *Earth Surf. Process. Landforms* 28, 187–207.
- Verheijen, F.G.A, Jones, R.J.A., Rickson, R.J., Smith, C.J, 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews* 94, 23-38
- Walling, D.E., He, Q., 1999. Improved models for estimating soil erosion rates from Cesium-137 measurements. *Journal of Environmental Quality* 28, 611–622.
- Wischmeier, W.H., 1976. Use and misuse of Universal Soil Loss Equation. *J. Soil Water Conserv.* 39, 105–107.

## 5.2 Sources et temps de résidence des particules fines dans les rivières

Ben Slimane, A., Raclot, D., **Evrard, O.**, Sanaa, M., Lefèvre, I., Ahmadi, M., Tounsi, M., Rumpel, C., Ben Mammou, A., Le Bissonnais, Y., 2013. Fingerprinting sediment sources in the outlet reservoir of a hilly cultivated catchment of Tunisia. *Journal of Soils and Sediments* 13 (4), 801-815.

Bonniwell, E.C., Matisoff, G., Whiting, P.J., 1999. Determining the times and distances of particle transit in a mountain stream using fallout radionuclides. *Geomorphology* 27, 75-92.

Chartin, C., **Evrard, O.**, Onda, Y., Patin, J., Lefèvre, I., Ayrault, S., Lepage, H., Bonté, P., 2013. Tracking the early dispersion of contaminated sediment along rivers draining the Fukushima radioactive pollution plume. *Anthropocene* 1, 23-34.

Collins, A. L., Walling, D. E., Leeks, G. J. L., 1998. Use of composite fingerprints to determine the provenance of the contemporary suspended sediment load transported by rivers. *Earth Surface Processes and Landforms* 23, 31–52.

Collins, A.L., Zhang, Y., Walling, D.E., Grenfell, S.E., Smith, P., 2010. Tracing sediment loss from eroding farm tracks using a geochemical fingerprinting procedure combining local and genetic algorithm optimization. *Science of the Total Environment* 408, 5461–5471.

Collins, A.L., Zhang, Y., McChesney, D., Walling, D.E., Haley, S.M., Smith, P., 2012. Sediment source tracing in a lowland agricultural catchment in southern England using a modified procedure combining statistical analysis and numerical modelling. *Science of The Total Environment* 414, 301-317.

Dominik, J., Burrus, D., Vernet, J.P., 1987. Transport of the environmental radionuclides in an alpine watershed. *Earth and Planetary Science Letters* 84, 165-180.

Douglas, G., Caitcheon, G. G., Palmer, M., 2009. Sediment source identification and residence times in the Maroochy River estuary, southeast Queensland, Australia. *Environmental Geology* 57, 629–639.

**Evrard, O.**, Némery, J., Gratiot, N., Duvert, C., Ayrault, S., Lefèvre, I., Poulenard, J., Prat, C., Bonté, P., Esteves, M., 2010. Sediment dynamics during the rainy season in tropical highland catchments of central Mexico using fallout radionuclides. *Geomorphology* 124, 42-54.

**Evrard, O.**, Navratil, O., Ayrault, S., Ahmadi, M., Némery, J., Legout, C., Lefèvre, I., Poirel, A., Bonté, P., Esteves, M., 2011. Combining suspended sediment monitoring and fingerprinting to trace the spatial origin of fine sediment in a mountainous river catchment. *Earth Surface Processes Landforms* 36, 1072-1089.

**Evrard, O.**, Van Beek, P., Gateuille, D., Pont, V., Lefèvre, I., Lansard, B., Bonté, P., 2012. Evidence of the radioactive fallout in France due to the Fukushima nuclear accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 114, 54-60.

**Evrard, O.**, Chartin, C., Onda, Y., Patin, J., Lepage, H., Lefèvre, I., Ayrault, S., Ottlé, C., Bonté, P., 2013a. Evolution of radioactive dose rates in fresh sediment deposits along rivers draining Fukushima contamination plume. *Scientific Reports* 3, 3079.

**Evrard, O.**, Poulenard, J., Némery, J., Ayrault, S., Gratiot, N., Duvert, C., Prat, C., Lefèvre, I., Bonté, P., Esteves, M., 2013b. Tracing sediment sources in a tropical highland catchment of central Mexico by using conventional and alternative fingerprinting methods. *Hydrological Processes* 27, 911-922.

**Evrard, O.**, Chartin, C., Onda, Y., Lepage, H., Cerdan, O., Lefèvre, I., Ayrault, 2014, in press. Renewed soil erosion and remobilisation of radioactive sediment in Fukushima coastal rivers after the 2013 typhoons. *Scientific Reports*.

Fischer, H.W., Ulbrich, S., Pittauerová, D., Hettwig, B., 2009. Medical radioisotopes in the environment – following the pathway from patient to river sediment. *Journal of Environmental Radioactivity* 100, 1079-1085.

Gourdin, E., **Evrard, O.**, Huon, S., Lefèvre, I., Ribolzi, O., Reyss, J.L., Sengtaheuanghoung, O., Ayrault, S., (in review, a). Suspended sediment dynamics in a Southeast Asian mountainous catchment: combining river monitoring and fallout radionuclide analyses. *Journal of Hydrology*.

- Gourdin E., **Evrard O.**, Huon S., Reyss J.-L., Ribolzi O., Bariac T., Sengtaheuanghoung O., Ayrault S. (in review, b). Spatial and temporal variability of  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  wet deposition during four successive monsoon storms in a catchment of northern Laos: methodological implications for sediment tracing during floods. *Journal of Environmental Radioactivity*.
- Haddadchi, A., Ryder, D. S., **Evrard, O.**, Olley, J., 2013. Sediment fingerprinting in fluvial systems: Review of tracers, sediment sources and mixing models. *International Journal of Sediment Research* 28, 560-578.
- Kalngui, C., 2012. Apport de l'isotopie du strontium pour le traçage des masses sédimentaires. Rapport de stage de Master 2, spécialité Hydrologie – Hydrogéologie des Sols, Université Paris-Sud, 52 pp.
- Koiter, A.J., Owens, P.N., Peticrew, E.L., Lobb, D.A., 2013. The behavioural characteristics of sediment properties and their implications for sediment fingerprinting as an approach for identifying sediment sources in river basins. *Earth Science Reviews* 125, 24-42.
- Laguionie, P., Crave, A., Bonté, P., 2006. Use of in-situ radioactive  $^{131}\text{I}$  to trace sediments at short time scales. *Geophysical Research Abstracts*, 8, 09747.
- Le Cloarec, M.F., Bonté, P., Lefèvre, I., Mouchel, J.M., Colbert, S., 2007. Distribution of  $^7\text{Be}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in watersheds of different scales in the Seine River basin: inventories and residence times. *Science of the Total Environment* 375, 125-139.
- Legout, C., Poulenard, J., Nemery, J., Navratil, O., Grangeon, T., **Evrard, O.**, Esteves, M., 2013. Quantifying suspended sediment sources during floods in headwater catchments by spectrophotometry. *Journal of Soils and Sediments* 13, 1478-1492.
- Lepage, H., **Evrard, O.**, Onda, Y., Patin, J., Chartin, C., Lefèvre, I., Bonté, P., Ayrault, S., 2014. Environmental mobility of  $^{110\text{m}}\text{Ag}$ : lessons learnt from Fukushima accident (Japan) and potential use for tracking the dispersion of contamination within coastal catchments. *Journal of Environmental Radioactivity* 130, 44-55.
- Matisoff, G., Wilson, C.G., Whiting, P.J., 2005. The  $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  ratio as an indicator of suspended sediment age or fraction new sediment in suspension. *Earth Surface Processes and Landforms* 30, 1191-1201.
- Motha, J. A., Wallbrink, P. J., Hairsine, P. B., Grayson, R. B., 2002. Tracer properties of eroded sediment and source material. *Hydrological Processes* 16, 1983–2000.
- Navratil, O., **Evrard, O.**, Esteves, M., Legout, C., Ayrault, S., Némery, J., Mate-Marin, A., Ahmadi, M., Lefèvre, I., Poirel, A., Bonté, P., 2012a. Temporal variability of suspended sediment sources in an Alpine catchment combining river/rainfall monitoring and sediment fingerprinting. *Earth Surface Processes Landforms* 37, 828-846.
- Navratil, O., **Evrard, O.**, Esteves, M., Ayrault, S., Lefèvre, I., Legout, C., Reyss, J.L., Gratiot, N., Nemery, J., Mathys, N., Poirel, A., Bonté, P., 2012b. Core-derived historical records of suspended sediment origin in a mesoscale mountainous catchment: the Bléone River, French Alps. *Journal of Soils and Sediments* 12 (9), 1463-1478.
- Négrel, P., Grosbois, C., 1999. Changes in chemical and  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  signature distribution patterns of suspended matter and bed sediments in the upper Loire river basin (France). *Chemical Geology* 156, 231–249.
- Olley, J.M., Murray, A.S., Mackenzie, D.H., Edwards, K., 1993. Identifying sediment sources in a gullied catchment using natural and anthropogenic radioactivity. *Water Resources Research* 29(4): 1037–1043.
- Olley, J., Brooks, A., Spencer, J., Pietsch, T., Borombovits, D., 2013. Subsoil erosion dominates the supply of fine sediment to rivers draining into Princess Charlotte Bay, Australia. *Journal of Environmental Radioactivity* 124, 121-129.
- Owens, P.N., Batalla, R.J., Collins, A.J., Gomez, B., Hicks, D.M., Horowitz, A.J., Kondolf, G.M., Marden, M., Page, M.J., Peacock, D.H., Peticrew, E.L., Salomons, W., Trustrum, N.A., 2005. Fine-grained sediment in river systems: environmental significance and management issues. *River Research and Applications* 21, 693–717.
- Poulenard, J., Legout, C., Némery, J., Bramorski, J., Navratil, O., Douchin, A., Fanget, B., Perrette, Y., **Evrard, O.**, Esteves, M., 2012. Tracing sediment sources during floods using Diffuse Reflectance Infrared Fourier Transform Spectrometry

(DRIFTS): A case study in a highly erosive mountainous catchment (Southern French Alps). *Journal of Hydrology* 414-415, 452-462.

Saari, H.K., 2008. Dynamique saisonnière des transferts particuliers dans les systèmes fluviaux-estuariens : application des radioisotopes à courtes périodes :  $^{234}\text{Th}$ ,  $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$ . Thèse de doctorat de l'Université Bordeaux 1, 186 pp.

Saari, H.K., Schmidt, S., Huguet, S., Lanoux, A., 2008. Spatiotemporal variation of dissolved  $^{238}\text{U}$  in the Gironde fluvial-estuarine system (France). *Journal of Environmental Radioactivity*, 99, 426-435.

Saari, H.K., Schmidt, S., Castaing, P., Blanc, G., Sautour, B., Masson, O., Cochran, J.K., 2010. The particulate  $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  and  $^{234}\text{Th}/^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  activity ratios as tracers for tidal-to-seasonal particle dynamics in the Gironde estuary (France): Implications for the budget of particle-associated contaminants. *Science of Total Environment* 408, 4784-4794.

Schmidt, S., 2005. Investigation of dissolved uranium content in the watershed of Seine River (France). *Journal of Environmental Radioactivity*, 78, 1-10.

Smith, H.G., Blake, W.H., 2014. Sediment fingerprinting in agricultural catchments: A critical re-examination of source discrimination and data corrections. *Geomorphology*, 204, 177-191.

Taylor, A., Blake, W. H., Smith, H. G., Mabit, L., Keith-Roach, M. J., 2013. Assumptions and challenges in the use of fallout beryllium-7 as a soil and sediment tracer in river basins. *Earth-Science Reviews*, 126, 85-95.

Wallbrink, P. J., Murray, A. S., 1996. Determining soil loss using the inventory ratio of excess Lead-210 to Cesium-137. *Soil Science Society of America*, 60 (4), 1201-1208.

Walling, D.E., 1983. The sediment delivery problem. *Journal of Hydrology* 65, 209-237.

Walling D. E., 2005. Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. *Science of The Total Environment* 344, 159-184.

Walling, D. E., 2013a. The evolution of sediment source fingerprinting investigations in fluvial systems. *Journal of Soils and Sediments* 13, 1658-1675.

Walling, D. E., 2013b. Beryllium-7: The Cinderella of fallout radionuclide sediment tracers? *Hydrological processes*, 27(6), 830-844.

Walling D. E., Woodward, J. C., 1995. Tracing sources of suspended sediment in river basins: A case study of the River Culm, Devon, UK. *Marine and Freshwater Research* 46, 327-336.

Wilkinson, S.N., Hancock, G.J., Bartley, R., Hawdon, A.A., Keen, R.J., 2013. Using sediment tracing to assess processes and spatial patterns of erosion in grazed rangelands, Burdekin River basin, Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 180, 90-102.

Zapata F., 2003. The use of environmental radionuclides as tracers in soil erosion and sedimentation investigations: Recent advances and future developments. *Soil and Tillage Research* 69, 3-13.

### **5.3 Rémanence des particules fines et des contaminants associés dans les bassins hydrographiques**

Ayrault, S., Priadi, C.R., **Evrard, O.**, Lefèvre, I., Bonté, P., 2012. Silver and thallium historical trends in the Seine River basin. *Journal of Environmental Monitoring* 12 (11), 2177-2185.

Ayrault, S., Le Pape, P., **Evrard, O.**, Priadi, C.R., Quantin, C., Bonté, P., Roy-Barman, M., 2014. Remanence of lead pollution in an urban river system: a multi-scale temporal and spatial study in the Seine River basin, France. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 4134-4148.

Cerdan, O., Govers, G., Le Bissonnais, Y., Van Oost, K., Poesen, J., Saby, N., Gobin, A., Vacca, A., Quinton, J., Auerswald, J., Klik, K., Kwaad, F.J.P.M., Raclot, D., Ionita, I., Rejman, J., Rousseva, S., Muxart, T., Roxo, M.J., Dostal, T., 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: a study based on erosion plot data. *Geomorphology*, 122: 167-177.

- Delmas, M., 2011. Origine des exports de sédiments fluviaux : prise en compte de l'hétérogénéité spatiale des versants. Thèse de doctorat en Géosciences et Ressources Naturelles de l'Université Pierre et Marie Curie (Paris), 195 pp.
- Delmas, M., Pak, I., Cerdan, O., Souchere, V., Le Bissonnais, Y., Couturier, A., Sorel, L., 2012. Water and sediment transfer from the field to the river in an agricultural catchment of the European Loess belt. *Journal of Hydrology*, 420–421, 255–263.
- Desmet, M., Mourier, B., Mahler, B.J., Van Metre, P.C., Roux, G., Persat, H., Lefèvre, I., Peretti, A., Chapron, E., Simonneau, A., Miège, C., Babut, M. (2012). Spatial and temporal trends in PCBs in sediment along the lower Rhône River, France. *Science of The Total Environment*, 433, 189-197.
- Duffa, C., Masson, M., Gontier, G., Claval, D., Renaud, P., 2004. Synthèse des études radioécologiques annuelles menées dans l'environnement des centrales électronucléaires françaises depuis 1991. *Radioprotection*, 233–54.
- Fryirs, K., 2013. (Dis)Connectivity in catchment sediment cascades: a fresh look at the sediment delivery problem. *Earth Surface Processes & Landforms* 38, 30-46.
- Gateuille, D., 2013. Rémanence et transferts des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques dans le bassin amont de la Seine. Thèse de doctorat en Géosciences et Ressources Naturelles de l'Université Pierre et Marie Curie (Paris), 304 pp.
- Gateuille, D., **Evrard, O.**, Lefèvre, I., Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Chevreuil, M., Mouchel, J.M., 2014a. Mass balance and depollution times of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in rural nested catchments of an early industrialized region (Orgeval River, Seine River basin, France). *Science of the Total Environment* 470-471, 608-617.
- Gateuille, D., **Evrard, O.**, Lefèvre, I., Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Chevreuil, M., Mouchel, J.M., 2014b. Combining measurements and modelling to quantify the contribution of atmospheric fallout, local industry and road traffic to PAH stocks in contrasting catchments. *Environmental Pollution* 189, 152-160.
- Grosbois, Cécile, Négrel, P., Grimaud, D., Fouillac, C., 2001. An overview of dissolved and suspended matter fluxes in the Loire river basin: natural and anthropogenic inputs. *Aquatic Geochemistry*, 7, 81–105.
- Grosbois, C., Meybeck, M., Lestel, L., Lefèvre, I., Moatar, F., 2012. Severe and contrasted polymetallic contamination patterns (1900–2009) in the Loire River sediments (France). *Science of the Total Environment* 435–436, 290–305.
- Küttner, A., Mighall, T.M., De Vleeschouwer, F., Mauquoy, D., Martínez Cortizas, A., Foster, I.D.L., Krupp, E., 2014. A 3300-year atmospheric metal contamination record from Raeburn Flow raised bog, south west Scotland. *Journal of Archaeological Science*, 44, 1-11.
- Liu, Y., Beckingham, B., Ruegner, H., Li, Z., Ma, L., Schwientek, M., Xie, H., Zhao, J., Grathwohl, P.; 2013. Comparison of sedimentary PAHs in the rivers of Ammer (Germany) and Liangtan (China): Differences between early- and newly-industrialized countries. *Environmental Science and Technology*, 47 (2), 701–709.
- Meybeck, M., Vörösmarty, C., 2005. Fluvial filtering of land-to-ocean fluxes: from natural Holocene variations to Anthropocene. *Comptes Rendus Géoscience*, 337, 107-123.
- Syvitski, J.P.M., Vörösmarty, J.V., Kettner, A.J., Green, P., 2005. Impacts of humans on the flux of terrestrial sediments to the global coastal ocean. *Science*, 308: 376-380.
- Tamura, T., 1964. Consequences of activity release: selective sorption reactions of cesium with soil minerals. *Nuclear Safety* 5, 262-268.
- Thévenot, D.R., Moilleron, R., Lestel, L., Gromaire, M.C., Rocher, V., Cambier, P., Bonté, P., Colin, J.L., de Pontevès, C., Meybeck, M., 2007. Critical budget of metal sources and pathways in the Seine River basin (1994–2003) for Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn. *Science of the Total Environment*, 375, 180–203.



## 6. Annexes

### 6.1 Sélection de dix publications scientifiques (2007-2014)

La sélection débute par les deux premiers articles que j'ai écrits au cours de ma thèse de doctorat :

Evrard, O., Persoons, E., Vandaele, K., van Wesemael, B., 2007. Effectiveness of erosion mitigation measures to prevent muddy floods: A case study in the Belgian loam belt. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 149-158.

Evrard, O., Biielders, C., Vandaele, K., van Wesemael, B., 2007. Spatial and temporal variation of muddy floods in central Belgium, off-site impacts and potential control measures. *Catena* 70 (3), 443-454.

Ensuite, j'ai sélectionné l'article de modélisation de l'érosion dans le bassin versant normand de Blosseville, pour lequel j'ai utilisé pour la première fois des données de  $^{137}\text{Cs}$  acquises préalablement par Philippe Bonté :

Evrard, O., Nord, G., Cerdan, O., Souchère, V., Le Bissonnais, Y., Bonté, P., 2010. Modelling the impact of land use change and rainfall erosivity on sediment export from an agricultural catchment of the northwestern European loess belt. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138, 83-94.

Mes travaux sur le traçage des sédiments ont débuté dans le cadre du projet ANR STREAMS, et j'ai choisi trois articles découlant de ces travaux, portant successivement sur le traçage temporel des particules dans les bassins mexicains (2010), le traçage spatial conventionnel des particules dans la Bléone (2011), puis la combinaison de méthodes conventionnelle et alternative de traçage spatial des particules dans les bassins mexicains (2013):

Evrard, O., Némery, J., Gratiot, N., Duvert, C., Ayrault, S., Lefèvre, I., Poulenard, J., Prat, C., Bonté, P., Esteves, M., 2010. Sediment dynamics during the rainy season in tropical highland catchments of central Mexico using fallout radionuclides. *Geomorphology* 124, 42-54.

Evrard, O., Navratil, O., Ayrault, S., Ahmadi, M., Némery, J., Legout, C., Lefèvre, I., Poirel, A., Bonté, P., Esteves, M., 2011. Combining suspended sediment monitoring and fingerprinting to trace the spatial origin of fine sediment in a mountainous river catchment. *Earth Surface Processes Landforms* 36, 1072-1089.

Evrard, O., Poulenard, J., Némery, J., Ayrault, S., Gratiot, N., Duvert, C., Prat, C., Lefèvre, I., Bonté, P., Esteves, M. (2013). Tracing sediment sources in a tropical highland catchment of central Mexico by using conventional and alternative fingerprinting methods. *Hydrological Processes* 27, 911-922.

J'ai également choisi deux articles portant sur la dispersion des sédiments contaminés dans les bassins de Fukushima :

Chartin, C., Evrard, O., Onda, Y., Patin, J., Lefèvre, I., Ayrault, S., Lepage, H., Bonté, P. (2013). Tracking the early dispersion of contaminated sediment along rivers draining the Fukushima radioactive pollution plume. *Anthropocene* 1, 23-34.

Evrard, O., Chartin, C., Onda, Y., Patin, J., Lepage, H., Lefèvre, I., Ayrault, S., Otlé, C., Bonté, P. (2013). Evolution of radioactive dose rates in fresh sediment deposits along rivers draining Fukushima contamination plume. *Scientific Reports* 3, 3079.

Enfin, j'ai choisi le premier article issu de la thèse de David Gateuille qui fait un bilan des HAP à l'échelle d'un bassin versant, et un article de Marianna Jagercikova, qui utilise le  $^{137}\text{Cs}$  (et le  $^{210}\text{Pb}$ ) pour modéliser la migration des particules fines dans les profils de Luvisols :

Gateuille, D., Evrard, O., Lefèvre, I., Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Chevreuil, M., Mouchel, J.M. (2014). Mass balance and depollution times of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in rural nested catchments of an early industrialized region (Orgeval River, Seine River basin, France). *Science of the Total Environment* 470-471, 608-617.

Jagercikova, M., Evrard, O., Balesdent, J., Lefèvre, I., Cornu, S. (2014). Modelling the migration of fallout radionuclides to quantify the contemporary transfer of fine particles in Luvisol profiles under different land uses and farming practices. *Soil & Tillage Research* 140, 82–97.

## 6.2 Sélection d'articles de vulgarisation scientifique

J'ai choisi trois exemples bien différents de documents de vulgarisation scientifique publiés tout au long de mon parcours :

- Un article intitulé « *Les pieds dans la boue* » publié pendant ma thèse de doctorat dans la revue universitaire Louvain (n°167, février/mars 2007, p.13) ;
- Le dépliant publicitaire de l'ouvrage « *Terre, portrait d'une planète* » traduit pour les éditions De Boeck pendant mes temps libres, mais qui constitue néanmoins un travail de vulgarisation scientifique en sciences de la Terre ;
- Un article intitulé « *À Fukushima, les typhons disséminent la radioactivité* » publié sur le site web du journal Le Monde suite à la publication de nos résultats à l'automne 2013 et à l'organisation, à cette occasion, d'une conférence de presse par le CEA.