
Traçage des sédiments en rivière par le suivi de leur radioactivité naturelle

Développements méthodologiques à l'échelle de temps pluri-journalière

Philippe Laguionie* — **Philippe Bonté**** — **Alain Crave***** — **Yannick Mélange*** — **Irène Lefèvre**** — **Alain Jigorel*** — **Guillaume Nord****

* Laboratoire GCGM, INSA de Rennes, 20, avenue des Buttes de Coësmes, 35043 Rennes Cedex.

{Philippe.Laguionie, Yannick.Melinge, Alain.Jigorel}@insa-rennes.fr

** Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement – UMR1572, CEA/CNRS/UVSQ, Domaine du CNRS, avenue de la Terrasse, 91198 Gif-sur-Yvette Cedex.

{Philippe.Bonte, Irene.Lefevre, Guillaume.Nord}@lsce.cnrs-gif.fr

*** Géosciences Rennes – UMR6118, CNRS/Université de Rennes 1, Campus de Beaulieu, 35042 Rennes Cedex.

Alain.Crave@univ-rennes1.fr

RÉSUMÉ. L'objectif de ce papier est d'exposer une méthodologie expérimentale de traçage des sédiments en rivière. La méthodologie générale de traçage des sédiments dans une section longitudinale de rivière par le suivi de leur radioactivité naturelle est rappelée. Le papier met ensuite l'accent sur un aspect important de la modélisation du temps de transit des sédiments dans les modèles conceptuels : la notion de coefficient de partage des radioéléments entre les phases particulières et dissoutes. Enfin, le calcul du temps de transit des sédiments dans la Vilaine entre les villes de Rennes et Guipry est présenté.

ABSTRACT. The aim of this paper is to present an experimental method to trace sediments in river. First, the theory of sediment tracing method in a river section is reminded. Next, the paper emphasizes the importance of the partition coefficient in modelling sediment transit time by conceptual models. Last, results of an experimental work on the sediment transit time determination in the River Vilaine between Rennes and Guipry (Brittany, France) are presented.

MOTS-CLÉS : sédiment, rivière, temps de transit, radioactivité, Béryllium-7, Iode-131.

KEYWORDS: sediment, river, transit time, radioactivity, Beryllium-7, Iodine-131.

1. Introduction

L'objectif de ce papier est d'exposer une méthodologie expérimentale de traçage des sédiments en rivière.

La méthodologie repose sur la mesure de la décroissance en radioactivité naturelle des sédiments. Elle permet l'estimation du temps de transit et de la vitesse moyenne de transfert des sédiments entre deux sections d'écoulement d'une rivière (Bonté *et al.*, 2000), en fonction du flux d'eau. Couplée à la vitesse de chute des sédiments, la vitesse moyenne permet le calcul de la longueur de transport des sédiments. Il est alors possible d'envisager l'établissement, par la mesure in situ, des relations entre la distance de transport et des variables simples telles que la surface du bassin versant, la pente moyenne, le flux d'eau, le diamètre moyen de sédiments transportés, etc., ou encore de déterminer l'énergie hydraulique minimum qui permet le transport "infini" d'un sédiment. La longueur de transport est dans ce contexte considérée comme étant "infinie" lorsqu'une particule mise en suspension est transportée directement vers l'exutoire d'un bassin versant sans processus de sédimentation intermédiaire.

La caractérisation de la longueur de transport est essentielle pour appréhender, entre autres, le développement de la morphologie d'une rivière, le cheminement des polluants associés aux sédiments et les problèmes d'envasement des ouvrages. Sur des échelles de temps pluri-journalières, il est intéressant de connaître, par exemple, si un sédiment fin sera chassé du bassin versant après 1, 10 ou 100 événements hydrauliques majeurs (qu'il reste à définir).

Les résultats présentés sont essentiellement d'ordre méthodologique dans le sens où ils participent au développement à long terme d'un protocole expérimental in situ de traçage des sédiments en rivière sur des courtes périodes de temps (quelques jours) par le suivi de leur radioactivité naturelle (Laguionie, 2006). La méthodologie a notamment été appliquée, in situ, dans des conditions hydrologiques idéales (Laguionie *et al.*, 2006). Et, des expériences en laboratoire ont permis d'aborder certains processus qui ne peuvent être négligés lors du traçage des sédiments pendant une onde de crue. En effet, avant de complexifier les modèles existants (adaptés aux pas de temps longs, en régime permanent), il est important d'avancer dans la compréhension des processus qui s'expriment à l'échelle de l'évènement hydrologique.

2. Méthodologie

2.1. Principe du traçage et radioéléments candidats

Les propriétés radio-chronométriques des sédiments associés aux radioéléments (naturels et/ou artificiels) constituent un outil in situ de grand potentiel dans la modélisation du temps de transfert des sédiments au sein d'un réseau

hydrographique. La large gamme de demi-vies des radioéléments permet d'aborder une variété importante d'échelles de temps (et donc d'espace à partir du moment où il y a transfert de matière). A des échelles de temps courtes (de l'ordre de l'onde de crue), les radioéléments retenus sont le Béryllium-7 (origine atmosphérique – source diffuse associée principalement aux événements pluvieux ; demi-vie de 53.3 jours) et l'Iode-131 (origine anthropique – source ponctuelle par les rejets des stations d'épurations ; demi-vie de 8.02 jours). D'autres, tels que le Césium-137 (origine anthropique ; demi-vie de 30.07 ans), l'excès de Plomb-210 (origine tellurique ; demi-vie de 22.3 ans) sont également intéressants à ces échelles de temps courtes pour s'affranchir des variations physico-chimiques du milieu (nature des particules comprise). Ils peuvent être utilisés dans la normalisation des concentrations des sédiments en Béryllium-7 et Iode-131.

Considérons un système environnemental constitué de 3 composants : l'eau, des particules terrigènes identiques et un type de radioélément, tout paramètre physico-chimique constant par ailleurs. Considérons également que le ratio de la concentration en radioéléments des particules sur la concentration en radioéléments de l'eau est constant. Alors le temps de transit τ (s) des sédiments entre une section de rivière amont localisée en x_1 et une section aval en x_2 peut être calculé en utilisant les propriétés radio-chronométriques des particules [1], où λ_i (s^{-1}) est la constante de désintégration du radioélément i , et $A_{is}(x_2)$ et $A_{is}(x_1)$ ($Bq.kg^{-1}$) les concentrations en radioélément i des sédiments en suspension transitant respectivement par les sections amont et aval du tronçon de rivière étudié.

$$\tau = -\frac{1}{\lambda_i} \ln \frac{A_{is}(x_2)}{A_{is}(x_1)} \quad [1]$$

Cette modélisation est adaptée au régime permanent. En régime transitoire, la variabilité d'un paramètre important doit être pris en compte : il s'agit du coefficient de partage.

2.2. Coefficient de partage

Dans les systèmes environnementaux, les radioéléments sont partagés entre les phases dissoutes et particulaires. A l'état d'équilibre, le ratio de radioactivité entre ces deux phases est appelé le coefficient de partage k_d [2] : activité par kilogramme de sédiments (A_{is} en $Bq.kg^{-1}$) divisée par l'activité par mètre cube d'eau (A_{iw} en $Bq.m^{-3}$).

$$k_d = \frac{A_{is}}{A_{iw}} \quad [2]$$

Théoriquement, le modèle du k_d devrait être basé sur un équilibre chimique thermodynamique. Cependant, étant donné que les données thermodynamiques ont été originellement établies en laboratoire, leur transfert à la modélisation expérimentale n'est pas évident. En pratique, le k_d devient usuellement un paramètre empirique, qui n'est plus strictement un coefficient chimique. Il traduit le degré de sorption d'un radioélément sur les particules. Les facteurs de contrôle de l'équilibre du k_d sont nombreux, on distingue notamment :

- les propriétés physico-chimiques de la phase dissoute (Baik *et al.*, 2004) ;
- la présence de colloïdes dans le milieu (Baskaran *et al.*, 1993) ;
- les caractéristiques granulométriques et minéralogiques de la phase particulaire (He *et al.*, 1996 ; Chauris, 1997) ;
- la présence de matière organique dans les sédiments (Eisenbud, 1973) ;
- des cinétiques d'adsorption et de désorption non négligeables à l'échelle de temps de l'onde de crue (Hatje *et al.*, 2003 ; Laguionie *et al.*, 2006).

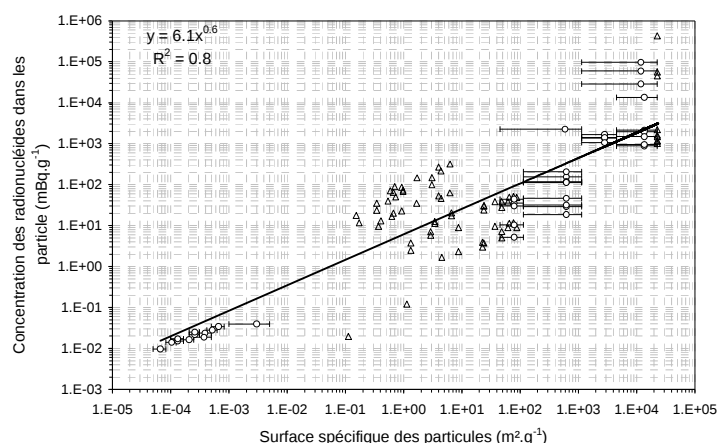


Figure 1. Concentration des particules en Béryllium-7, Césium-137 et excès de Plomb-210 (mBq.g^{-1}), en fonction de leur surface spécifique ($\text{m}^2.\text{g}^{-1}$). Données issues de la littérature (Bartoli, non publié ; He *et al.*, 1996 ; Asadov *et al.*, 1999). (Δ) diamètre unique de particules, (o) diamètre moyen d'un échantillon et étendue granulométrique.

La question est alors de savoir si un processus dominant de contrôle de la concentration des radioéléments sur les particules peut être mis en évidence lorsque l'on considère une gamme de diamètres moyens de particules allant des argiles aux graviers. Cet aspect est important pour le traçage de l'ensemble des particules en rivière, et non seulement des fines. Un travail réalisé à partir de données issues de la

littérature, Figure 1, tend à montrer que la concentration en radioéléments est contrôlée par la surface spécifique des particules (Laguionie, 2006). La relation est en loi de puissance depuis les argiles jusqu'aux graviers, et ce pour différents radioéléments et contextes physico-chimiques (qui définissent la variabilité autour de la valeur moyenne).

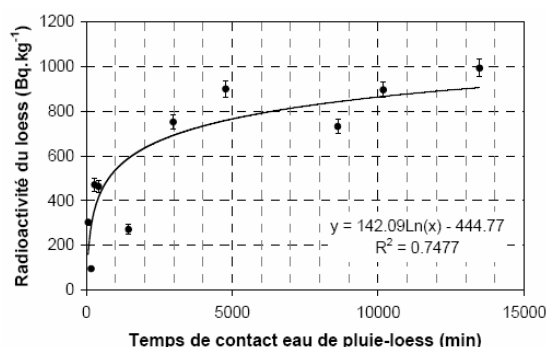


Figure 2. Evolution au cours du temps de la concentration d'un échantillon de sédiment en Béryllium-7, après différent temps de contact avec un volume de pluie donné.

Aussi, aux courtes échelles de temps, l'hypothèse de fixation instantanée des radioéléments sur les particules est remise en question. Les expériences réalisées en laboratoire (Laguionie, 2006), Figure 2, montrent par exemple que seulement 60 % des radioéléments sont adsorbés sur les particules après 24 h de contact entre une eau de pluie et des sédiments initialement non radioactifs. Ce temps n'est pas négligeable à l'échelle d'une onde de crue.

3. Cas d'étude : la Vilaine de Rennes à Guipry

3.1. Présentation du Site

Le bassin versant de la Vilaine est situé en Bretagne et est caractérisé par des pentes faibles et une utilisation majoritairement agricole des terrains. Sa superficie est de 10 400 km² et son élévation maximale de 300 m au-dessus du niveau de la mer. Il reçoit une pluviométrie moyenne annuelle de 800 mm. Le fond du fleuve Vilaine est principalement constitué de schistes, de sables, et localement, de vases.

Le tronçon de rivière étudié est localisé entre Rennes et Guipry (40 km en aval de Rennes), Figure 3. A Rennes et Guipry, le débit journalier moyen est respectivement de 11 et 27 m³.s⁻¹ et le débit maximum de 183 et 491 m³.s⁻¹ pendant les épisodes de crues.

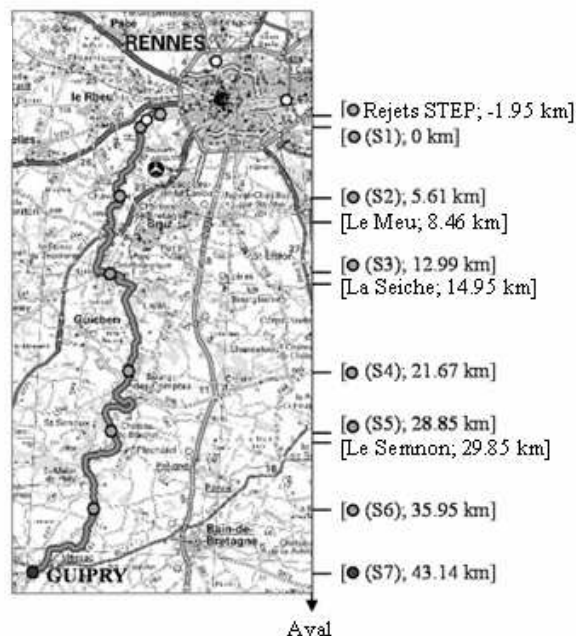


Figure 3. Localisation, entre Rennes et Guipry, des échantillonneurs de sédiments en suspension (S1 à S7), des rejets de la station d'épuration (STEP) (source ponctuelle en Iode-131), et des 3 principaux affluents de la Vilaine : le Meu, la Seiche et le Semnon.

3.2. Méthode d'échantillonnage

La méthodologie de traçage des sédiments est ici appliquée dans un contexte expérimental idéal : régime hydraulique permanent, sédiments en suspension homogènes (de même nature : particules biogènes, et de même granulométrie : $9 \pm 5 \mu\text{m}$), et sources en radioéléments contrôlées. La campagne d'échantillonnage a consisté à prélever pendant 4 jours (du 21/06/2006 au 25/06/2006) les sédiments en suspension dans la lame d'eau au niveau des sites (S1) à (S7), Figure 2. Chaque échantillon correspond à la masse totale (intégrée) des sédiments en suspension piégés pendant les 4 jours au niveau d'un piège.

3.3. Résultats

La Figure 4 présente les résultats de la mesure de la concentration en Béryllium-7 et Iode-131 des sédiments prélevés en suspension dans la Vilaine. En cherchant à modéliser l'évolution des 2 premiers points expérimentaux par [1], avec τ comme

paramètre de calage, on obtient des temps de transit de sédiment de même ordre de grandeur selon les 2 radioéléments (32 jours à partir de l'Iode-131 et 26 jours à partir du Béryllium-7). Au-delà des 2 affluents que sont le Meu et la Seiche, [1] seule permet de modéliser seulement la distribution des concentrations des sédiments en Iode-131. Le temps de transit associé est de 10 jours. La présence des affluents Meu et Seiche entraîne une augmentation des vitesses de transfert des sédiments dans la Vilaine.

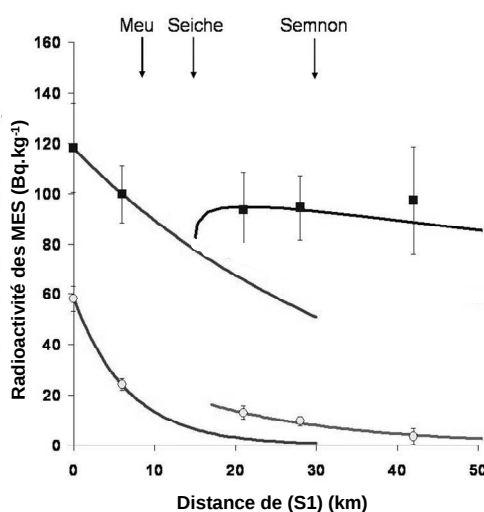


Figure 4. Concentration des sédiments piégés entre Rennes (km 0) à Guipry (km 40), en Béryllium-7 (■) et Iode-131 (○).

Pour expliquer la distribution des 3 dernières concentrations en Béryllium-7, il est nécessaire d'associer à [1] la cinétique de fixation du Béryllium-7 sur les particules. En effet, alors que la source en Iode-131 est localisée sur la Vilaine en amont du tronçon étudié, les sources en Béryllium-7 sont multiples et comprennent les apports via les affluents. Ainsi, après chaque confluence, le système "eau + particules" requière un temps caractéristique de mise à l'équilibre non négligeable.

4. Conclusion

Les résultats présentés dans ce papier confirment le potentiel d'utilisation des radioéléments Iode-131 et Béryllium-7 pour tracer les sédiments en rivière. La méthodologie de traçage des sédiments entre Rennes et Guipry, appliquée dans un contexte expérimental idéal : régime hydraulique permanent, sédiments en

suspension homogènes, à permis de déterminer les temps de transit des sédiments. Les résultats sont de 20 jours dans les 15 premiers km en aval de Rennes et de 10 jours dans le reste du tronçon. En régime transitoire, les résultats d'expériences de laboratoires et d'une synthèse bibliographique montrent l'importance de la prise en compte du coefficient de partage k_d dans les modèles conceptuels, et notamment de son comportement temporel ; l'objectif à long terme de ce travail expérimental étant le traçage des sédiments en rivière au cours d'une onde de crue.

Les auteurs tiennent à remercier le CNRS, l'Institut d'Aménagement de la Vilaine, ainsi que le Service d'Assainissement de la Ville de Rennes.

5. Bibliographie

- Asadov A., Krofcheck D., « Surface effect of cosmogenic ^7Be concentration on macroscopic basalt », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 46, 1999, p. 319-326.
- Baik M.H., Cho W.J., Hahn P.S., « Sorption of U(VI) onto granite surfaces: A kinetic approach », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Radioactivity*, vol. 260, 2004, p. 495-502.
- Baskaran M., Santschi P., « The role of particles and colloids in the transport of radionuclides in coastal environments of Texas », *Marine Chemistry*, vol. 43, 1993, p. 95-114.
- Bonté P., Mouchel J.M., Thomas A.J., Le Cloarec M.F., Dumoulin J.P., Sogon S., Tessier L., « Buffering of suspended sediment transport in lowland river during low water stages: quantification in river Seine using environmental radionuclides », *Acta Geologica Hispanica*, vol. 35, 2000, p. 339-355.
- Chauris L., « Radioactivité Naturelle des Différentes Formations Lithologiques de la Région de Roscoff », *Bulletin de la Société des Sciences Naturelles de l'Ouest de la France*, vol. 19, 1997, p. 105-148.
- Eisenbud M., *Environmental radioactivity*, Academic Press, 1973.
- Hatje V., Payne T.E., Hill D.M., McOrist G.F., Szymczak R., « Kinetics of trace element uptake and release by particles in estuarine waters: effect of pH, salinity, and particle loading », *Environment International*, vol. 29, 2003, p. 619-629.
- He Q., Walling D.E., « Interpreting Particle Size Effects in the Adsorption of ^{137}Cs and Unsupported ^{210}Pb by Mineral Soils and Sediments », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 30, 1996, p. 117-137.
- Laguionie P., Mesures in situ et modélisation du transport des sédiments en rivière – Application au bassin versant de la Vilaine, Thèse de doctorat, Université de Rennes 1, 2006.
- Laguionie P., Crave A., Bonté P., Lefèvre I., « Using in-situ radionuclides to model sediment transfer at the flow event time scale », *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, vol. 90, 2006, p. 119-128.