



**HAL**  
open science

## Modélisation de scénarios de propagation de contaminants particuliers

Patrick Boyer, Jérôme Le Coz

► **To cite this version:**

Patrick Boyer, Jérôme Le Coz. Modélisation de scénarios de propagation de contaminants particuliers. [Rapport de recherche] IRSN; INRAE. 2023, pp.1-19. hal-04653230

**HAL Id: hal-04653230**

**<https://hal.science/hal-04653230v1>**

Submitted on 26 Aug 2024

**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.



Observatoire  
des Sédiments  
du Rhône

# Modélisation de scénarios de propagation de contaminants particulaires

# Modélisation de scénarios de propagation de contaminants particuliers

Rapport scientifique final

Version du 15 mai 2024

---

**Observatoire des Sédiments du Rhône – 6<sup>ème</sup> programme d'action**

---

**Axe D – Prévoir les changements pour anticiper les impacts**

---

**Action D4 – Modélisation de scénarios de propagation de contaminants particuliers**

---

## Personnes impliquées

Patrick Boyer (IRSN/LRTA), Jérôme Le Coz (INRAE, RIVERLY)

## Pour citer ce rapport

Boyer, P et Le Coz, J. (2024). Modélisation de scénarios de propagation de contaminants particuliers. Rapport final. Observatoire des Sédiments du Rhône – 6ème programme d'action. 18 p.

L'OSR est un programme animé par le Graie. Pour toute information vous pouvez contacter

Bertrand Morandi (bertrand.morandi@graie.org)

---

## Résumé

Ce rapport présente une analyse de sorties numériques pour classifier les risques engagés par la propagation des contaminants particuliers dans la colonne d'eau du Rhône. Il mène à une classification des risques de biodisponibilité et de persistance des contaminants en fonction des conditions hydro-sédimentaires, de leur fractionnement solide-liquide et des scénarios de rejet dans le fleuve. Les sorties numériques sont issues du code CASTEAURx de l'IRSN qui a été appliqué 1) à un scénario de rejet industriel direct et 2) à un scénario d'apport par lessivage-érosion du bassin versant. Pour chaque scénario, le domaine de calcul est le Rhône à l'aval de Tarascon avec la chronique des débits journaliers mesurés par la station hydrométrique de Tarascon entre 2021 et 2023 et des conditions de charges en suspension moyennes modélisées pour trente classes de particules réparties de 3 à 110 µm. Les contaminants sont le <sup>137</sup>Cs et deux contaminants arbitraires choisis dix fois plus et dix fois moins mobiles.

Les résultats confirment le rôle prépondérant des conditions hydro-sédimentaires et illustrent que la nature des contaminants et les scénarios de rejet ont un poids tout aussi important sur les risques auxquels le milieu pourrait être exposé. Il ressort que le risque de biodisponibilité des contaminants est d'autant plus important qu'ils sont mobiles et que le débit du fleuve est bas pour le scénario de rejet industriel direct ou haut pour le scénario d'apport par lessivage du bassin versant. Le risque de persistance est atténué par la mobilité des contaminants. Il croit avec le débit pour le scénario bassin versant et il est plus difficile à appréhender pour le scénario rejet dans la mesure où les fractions solides augmentent avec le débit en même temps que les concentrations solides diminuent par dilution.

---

## Mots-clés

Rhône ; Observatoire ; Sédiments ; OSR ; contaminants ; particuliers ; risques ; biodisponibilité ; persistance ; modélisation

---

## Table des matières

<b>1. Introduction.....</b>	<b>5</b>
<b>2. Code CASTEAURx .....</b>	<b>6</b>
2.1 Structure générale.....	6
2.2 Application OSR6 – Action D4 .....	7
1.1.1 Dispersion .....	8
2.1.1 Fractionnement solide-liquide .....	8
<b>3. Scénarios et paramètres.....</b>	<b>9</b>
<b>4. Méthode d’analyse .....</b>	<b>12</b>
<b>5. Résultats.....</b>	<b>13</b>
<b>6. Conséquences sur les risques .....</b>	<b>15</b>
<b>7. Conclusions.....</b>	<b>16</b>
<b>8. Bibliographie .....</b>	<b>18</b>

## 1. Introduction

Alors que la modélisation du transfert d'eau et de matière en suspension a grandement avancé au cours des dix années écoulées, celle du transfert de contaminants associés aux particules n'a fait l'objet que de quelques simulations de faisabilité avec le modèle 1D OSR, celles-ci laissant apparaître qu'une connaissance anticipée de ces transferts et des risques pour les écosystèmes peut être envisagée au regard de certains des enjeux du Plan Rhône 2021-2027 : lutter contre les pollutions toxiques, encourager une écologie industrielle et renforcer l'acceptabilité des zones industrielles, anticiper des risques liés au développement du transport fluvial.

Dans ce contexte, cette action avait pour but d'implémenter le modèle de fractionnement liquide/solide des contaminants développé dans le cadre de l'action E2 dans les codes MAGE-AdisTS de l'INRAE et CASTEAURx de l'IRSN, d'appliquer ces codes à des scénarios d'apports de contaminants à forte et faible affinité pour les particules et de restituer sous des formes géographiques les vitesses de transfert, les facteurs de dilution, les zones de stockages sédimentaires et les risques potentiellement induits pour différentes conditions hydrologiques et différentes zones sources.

A ce stade du projet et de développements de ces codes, le modèle de fractionnement liquide/solide des polluants n'a pu être couplé qu'au module matière en suspension du code CASTEAURx ce qui, en l'état de sa validation sur le Rhône, a limité le domaine d'application de l'étude aux fractions liquides et particulaires des polluants dans la colonne d'eau du Rhône aval. Dès lors, ce rapport présente une analyse des sorties numériques des contaminations dissoutes et particulaires de la colonne d'eau produites par le code CASTEAURx au niveau de la station de surveillance SORA à Arles. Le but est de réaliser une première classification des risques engagés par la biodisponibilité et la persistance des contaminants en fonction de leur propagation, des conditions hydro-sédimentaires, de leurs propriétés de fractionnement solide-liquide et des deux principaux scénarios d'apport que sont les rejets directs industriels et les apports par lessivage et érosion de la contamination des bassins versants.

L'application du code CASTEAURx avec des projections de scénarios de changement climatique est décrite dans le livrable D1

Le document est organisé en trois parties. La première présente les principaux concepts du code CASTEAURx, la seconde décrit les scénarios testés et leurs paramètres, la troisième détaille la méthode d'analyse et la quatrième et dernière partie déroule l'analyse et l'interprétation des résultats vis-à-vis des risques relatifs à la biodisponibilité et la persistance des contaminants.

## 2. Code CASTEAURx

CASTEAURx est un code 1D développé par l'IRSN pour évaluer la propagation des concentrations liquides et solides des radionucléides rejetés dans les colonnes d'eau et sédimentaire d'un réseau hydrographique spatialisé.

### 2.1 Structure générale

Le code est structuré en quatre niveaux successifs de modélisation, chacun étant en partie renseigné par les sorties du précédent (Figure 1). Dans l'ordre, il s'agit 1) d'un module hydrographique pour représenter le réseau spatialisé, 2) d'un module hydraulique pour évaluer le déplacement des masses d'eau et les paramètres associés (vitesse, débit, frottement...), 3) d'un module sédimentaire pour le déplacement des classes de particules et 4) d'un module radiologique pour le fractionnement solide-liquide des radionucléides et les transferts de leurs fractions dissoutes et particulaires.

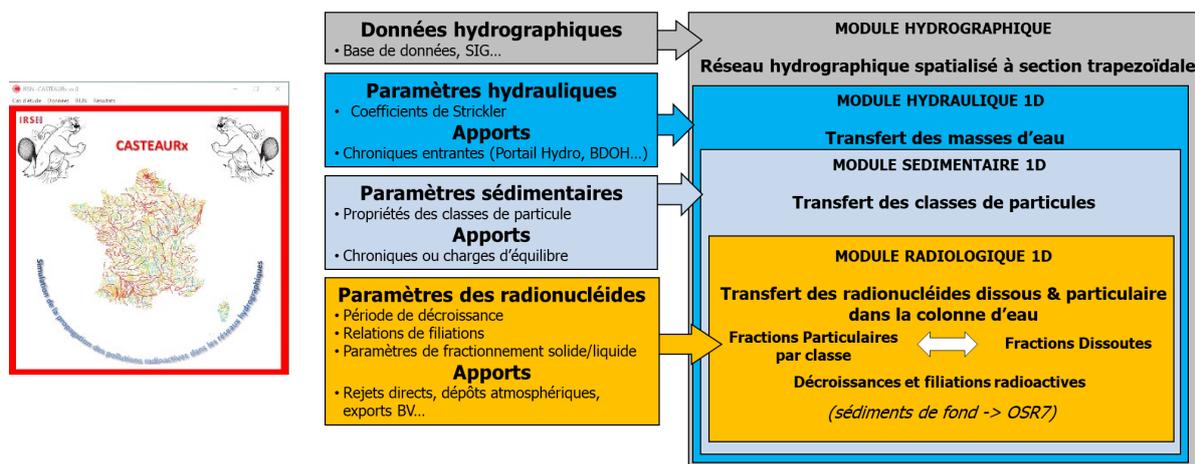


Figure 1 : Structure générale du code CASTEAURx

Le module hydrographique décrit un réseau de biefs spatialisés et simplifiés à des sections trapézoïdales. Les paramètres des sections (largeur au plafond, pente des berges, côte du fond et coefficient de Strickler) peuvent être renseignés à travers l'IHM du code ou à partir de base de données. Avec ces données, ce module construit un réseau de calcul maillé au pas d'espace demandé.

Le module hydraulique est un modèle dynamique 1D basé sur une équation de conservation des masses d'eau et la relation de Strickler. Bien que limitée par des hypothèses de stationnarité, d'homogénéité et de pentes négatives, cette dernière permet une résolution numérique robuste et rapide adaptée aux contraintes opérationnelles initialement attribuées au code. A partir des chroniques de débits renseignées en différents points du réseau (sources, affluents...), le module donne les évolutions temporelles du débit, de la hauteur d'eau, de la vitesse et de la tension de frottement à chaque maille de calcul.

Le module sédimentaire applique une approche dynamique 1D pour évaluer les variations temporelles aux mailles de calcul des concentrations volumiques ( $\text{kg.m}^{-3}$ ) dans la colonne d'eau et les sédiments de fond de plusieurs classes de particules. Il est couplé au modèle hydraulique par les conditions de dispersion, de dépôt et d'érosion et chaque classe de particule est caractérisée par son diamètre, sa masse volumique, une tension critique et une vitesse d'érosion et ses apports dans le domaine de calcul. Pour chaque classe de particule, le module donne les concentrations et les flux solides entre et au sein de la colonne d'eau et de trois couches sédimentaires : interface, active et passive.

Les modules précédents renseignent un module radiologique dynamique 1D qui évalue les variations temporelles aux mailles de calculs des concentrations liquides ( $\text{Bq.m}^{-3}$ ) et particulaires ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ ) des radionucléides. Les transferts de chaque radionucléide, au sein et entre la colonne d'eau et les couches sédimentaires, sont décrits par une équation de bilan pour la fraction liquide et une équation de bilan pour chaque fraction particulaire liée à une classe de particules. Ces équations intègrent les apports par les rejets, les affluents et la décroissance des radionucléides pères, les pertes par décroissance radioactive, les échanges solide-liquide et elles sont couplées au module hydraulique pour les conditions de dispersion et au module sédimentaire pour les flux solides.

## 2.2 Application OSR6 – Action D4

Bien que développé pour les radionucléides, le code CASTEAURx peut être adapté à d'autres types de contaminants dès lors qu'ils sont soumis aux mêmes processus de dispersion et qu'ils se fractionnent en des phases liquides et particulaires. Les spécificités de chacun porteront alors sur leurs sources, leurs réactivités biogéochimiques et leurs modes de fractionnement liquide-solide. A partir de cette analogie, le code est appliqué pour évaluer différents scénarios de transfert des fractions liquide et particulaires des contaminants dans la colonne d'eau du Rhône en fonction de différents scénarios d'apport de contaminant et de leur propriété de fractionnement liquide-solide. La modélisation des transferts aux sédiments de fond n'a pas été abordées dans l'ORS6 et le sera dans le futur programme OSR7 via les actions B4 et E2.

Dans ces conditions, le système se réduit à une équation de bilan pour la phase liquide et une équation de bilan pour chaque phase solide liée à une classe de particule.

$$\frac{dC_l}{dt} = \text{Dispersion}_{C_l} + \sum_p \left( \text{désorption}_{C_p} - \text{adsorption}_{C_l} \right) + \text{apports}_{C_l} \quad \text{Équation 1}$$

Pour  $p = 0$  à  $Np$  :

$$\frac{dC_p}{dt} = \text{Dispersion}_{C_p} - \left( \text{désorption}_{C_p} - \text{adsorption}_{C_l} \right) + \text{apports}_{C_p} \quad \text{Équation 2}$$

Avec  $Np$ , le nombre de classe de particule,  $C_l$ , la concentration volumique de la fraction liquide ( $\text{xx.m}^{-3}$ ) et  $C_p$ , la concentration massique de la fraction particulaire liée à la classe  $p$  ( $\text{xx.kg}^{-1}$ ) ou  $xx$  est l'unité caractéristique de la quantité du polluant.

### 2.2.1 Dispersion

La dispersion des fractions liquide et solide sont modélisées avec l'équation standard de dispersion 1D :

$$\frac{\partial C_l}{\partial t} + \frac{\partial C_l U}{\partial x} = \frac{1}{SM} \cdot \frac{\partial}{\partial x} \left( SM \cdot K \cdot \frac{\partial C_l}{\partial x} \right) \quad \text{Équation 3}$$

$$\text{Pour } \mathbf{p} = \mathbf{0} \text{ à } N\mathbf{p} : \frac{\partial SS_p \cdot C_p}{\partial t} + \frac{\partial SS_p \cdot C_p \cdot U}{\partial x} = \frac{1}{SM} \cdot \frac{\partial}{\partial x} \left( SM \cdot K \cdot \frac{\partial SS_p \cdot C_p}{\partial x} \right) \quad \text{Équation 4}$$

Avec  $SS_p$ , la charge en suspension de la classe  $p$  ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ) donnée par le modèle sédimentaire et  $U$ , la vitesse débitante ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ),  $SM$ , la section mouillée ( $\text{m}^2$ ) et  $K$ , le coefficient de dispersion longitudinale ( $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ) donnés par le modèle hydraulique.

### 2.2.2 Fractionnement solide-liquide

Dans les écoulements de surface, le transfert des fractions particulières des contaminants dépend des interactions entre leur fractionnement solide-liquide et les mécanismes hydro-sédimentaires. Il en résulte que la granulométrie des particules est l'un des principaux régulateurs de ces transferts (Dabrin *et al.*, 2021 ; Lepage *et al.*, 2023) dans la mesure où elle détermine les surfaces spécifiques et donc la capacité d'adsorption des particules d'une part et qu'elle conditionne leur comportement hydro-sédimentaire d'autre part.

Aujourd'hui, la plupart des modèles hydro-sédimentaires appliquent des approches à plusieurs classes de particules qui permettent de coupler les modèles de fractionnement solide-liquide par le pivot de la granulométrie, ce qui motive l'intégration opérationnelle de ce paramètre à la modélisation du fractionnement solide-liquide. Pour cela, CASTEAURx s'appuie sur les concepts d'Abril et Fraga (1996) qui représentent les particules de chaque classe par des sphères décomposées selon une couche superficielle réactive qui échange très rapidement les contaminants avec la solution et une partie interne peu réactive dans laquelle les contaminants sont difficilement échangeables et représentatifs d'un bruit de fond géochimique ou consécutifs à de longs temps de contact avec des rejets anthropiques.

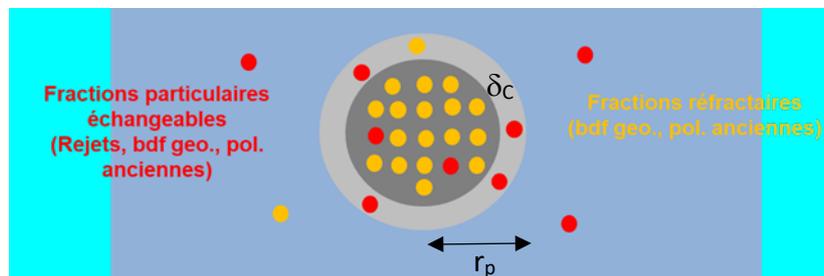


Figure 2 : Conceptualisation des particules pour le fractionnement liquide/solide

L'épaisseur de la couche réactive superficielle,  $\delta_c$  (m), et son coefficient de fractionnement solide-liquide  $Kd_c$  ( $\text{m}^3 \cdot \text{kg}$ ), sont spécifiques à chaque contaminant. Ainsi, les contributions réactives – non-réactives sont dépendantes de la granulométrie ( $r_p$ , m) des particules (plus le

grain est fin, plus la contribution échangeable est importante) et participent aux couplages avec le modèle hydro-sédimentaire (Tomczak et al., 2021).

Dans la colonne d'eau, la concentration brute d'un contaminant est donnée par la relation suivante :

$$C = C_w + SC \cdot C_C + \sum_p SS_p \cdot (f_{pr} \cdot C_{pr} + f_{pnr} \cdot C_{pnr}) \quad \text{Équation 5}$$

Avec :

$$C_w = \frac{C - \sum_p SS_p \cdot f_{pnr} \cdot C_{pnr}}{1 + Kd_C \cdot (SC + \sum_p SS_p \cdot f_{pr})} \quad \text{Équation 6}$$

$$C_C = C_{pr} = Kd_C \cdot C_w \quad \text{Équation 7}$$

$$C_l = C_w + SC \cdot C_C \quad \text{Équation 8}$$

$$C_{pnr} = C_{bdf} \text{ (bruit de fond)} \quad \text{Équation 9}$$

$f_{pr}$  et  $f_{pnr}$  sont les fractions réactives et non réactives de chaque classe  $p$  :

$$\text{si } \delta_C > r_p \Rightarrow f_{pr} = 1 - \frac{(r_p - \delta_C)^3}{r_p^3} \text{ et } f_{pnr} = \frac{(r_p - \delta_C)^3}{r_p^3} \quad \text{Équation 10}$$

$$\text{si } \delta_C \leq r_p \Rightarrow f_{pr} = 1 \text{ et } f_{pnr} = 0 \quad \text{Équation 11}$$

Avec  $r_p$ , le rayon des particules (m),  $C_l$ , la concentration liquide du contaminant qui cumule les formes dissoutes ( $C_w$ ,  $\text{xx.m}^{-3}$ ) et colloïdales ( $SC \cdot C_C$ ,  $\text{xx.m}^{-3}$ ) ou  $SC$  ( $\text{kg.m}^{-3}$ ) est la charge colloïdale et  $C_C$  la concentration massique du contaminant dans les particules colloïdales inférieures à  $0.45 \mu\text{m}$  ( $\text{xx.kg}^{-1}$ ),  $C_{pr}$ , la concentration du contaminant dans la couche réactive des particules  $p$  ( $\text{xx.kg}^{-1}$ ),  $C_{pnr}$ , la concentration du contaminant dans la couche non réactive des particules  $p$  ( $\text{xx.kg}^{-1}$ ) et  $\delta_C$ , l'épaisseur de la couche d'échange des particules pour le contaminant  $C$  (m).

### 3. Scénarios et paramètres

Les risques liés à la propagation des contaminants particuliers relèvent de la probabilité d'une multitude de scénarios qui croisent les conditions de transferts des contaminants en fonction de leur nature, de leur origine et des situations hydro-sédimentaires avec leur impact potentiel à l'écosystème et à la ressource en eau pour les usages anthropiques. Au regard de la diversité des contaminants et des scénarios envisageables il est utopique de prétendre à une classification complète de ces risques et la démarche est ici limitée aux grandes tendances en fonction de l'origine des contaminants, de leur fractionnement solide-liquide et des conditions hydro-sédimentaires de la colonne d'eau. Pour cela, l'analyse porte sur les deux principaux scénarios de contamination d'un cours d'eau : 1) les rejets industriels directs (noté RJ) et 2) l'érosion-lessivage des sols contaminés du bassin versant (noté BV).

Le premier scénario est évalué pour un rejet industriel permanent et continu de contaminant, ce qui permet, à débit de rejet équivalent, de couvrir les conséquences maximales des rejets

transitoires pour lesquels le nombre de scénarios possibles serait décuplé par les possibilités d'évènements de routine et/ou accidentel. Dans ce cas, le fractionnement solide-liquide d'un contaminant dans le fleuve évolue en fonction de l'équilibre entre ses concentrations liquides et ses concentrations particulières liées aux fractions réactives des différentes classes de particules en suspension.

Le second scénario est appliqué en supposant une contamination stationnaire des sols du bassin versant. Le flux entrant est alors donné par le produit des flux massiques ( $\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$ ) des classes de particules avec leur concentration particulière en contaminant ( $\text{xx}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) supposée stationnaire, identique à toutes les classes et à toutes leurs couches. Dans ce cas, le fractionnement solide-liquide d'un contaminant dans le fleuve dépend, comme précédemment, de l'équilibre entre ses concentrations liquides et ses concentrations particulières liées aux fractions réactives des particules mais également de la persistance de ses concentrations réfractaires associées aux fractions particulières non réactives.

L'application de ces scénarios se réfère au  $^{137}\text{Cs}$ , un radionucléide qui leur donne écho puisqu'il est rejeté en routine par certaines installations et qu'il a marqué l'ensemble du bassin versant par des dépôts consécutifs aux essais nucléaires atmosphériques des années 1950-1970 et à l'accident de Tchernobyl en 1986 (Eyrolle et al., 2020). Sur le Rhône, la calibration du code CASTEAURx pour ce radionucléide à partir des données acquises depuis plusieurs années par l'IRSN à la station SORA à Arles a donné une épaisseur de la couche réactive de  $1\ \mu\text{m}$  et un coefficient de fractionnement solide-liquide de cette même couche de  $68000\ \text{l}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Tomczak et al., 2021). En complément, et pour appréhender les effets du fractionnement solide-liquide des contaminants, les scénarios sont également appliqués à deux contaminants arbitraires caractérisés par des capacités d'adsorption dix fois plus faible et dix fois plus forte que celle du  $^{137}\text{Cs}$ . Le premier est noté Mb pour mobile et le second Fx pour fixe et les coefficients de fractionnement solide-liquide de  $6800\ \text{l}\cdot\text{kg}^{-1}$  et  $680\ 000\ \text{l}\cdot\text{kg}^{-1}$  leurs sont respectivement attribués.

Le domaine de calcul est le linéaire du Rhône à l'aval de Tarascon (Figure 3) sur lequel le modèle hydraulique a été calibré (Boyer et Lepage, 2022). Il s'étend sur 200 km modélisés à partir des données de la base hydrographique du code CASTEAURx discrétisées au pas de 200 m pour ces calculs.

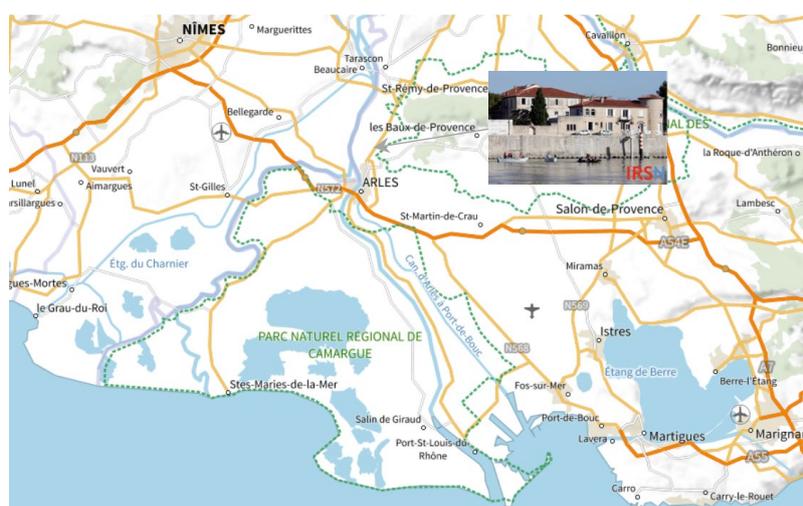
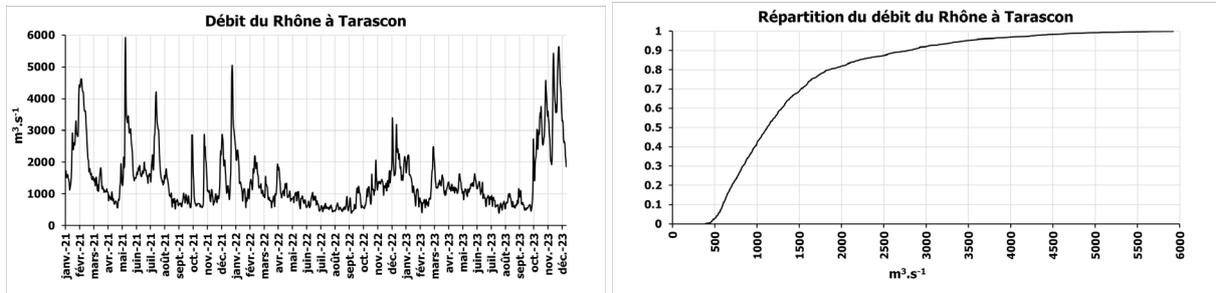


Figure 3 : Le Rhône à l'aval de Tarascon et station SORA

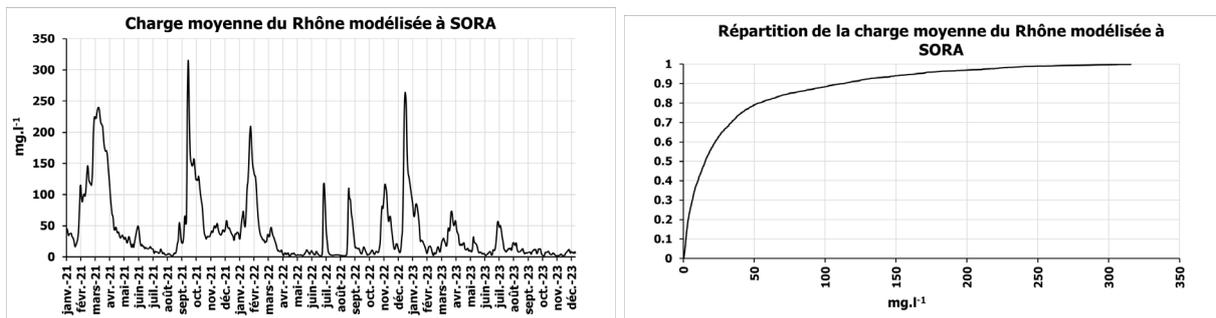
Pour représenter la majorité des conditions hydro-sédimentaires du fleuve, les scénarios sont simulés en injectant en tête de réseau les débits journaliers du Rhône enregistrés à la station hydrométrique V720 0010 02 de Tarascon (<https://hydro.eaufrance.fr/>) entre le 01/01/2021 et le 31/12/2023 (Figure 4).



**Figure 4 : Chronique et distribution du débit journalier du Rhône à Tarascon entre janvier 2021 et décembre 2023**

Cette chronique balaye une gamme de débits journaliers comprise entre 392 et 5920  $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  avec un débit médian de 1120  $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  et un débit moyen de 1400  $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ .

Pour chaque valeur de débit, la charge en suspension est discrétisée selon 30 classes de particules réparties entre 3 à 110  $\mu\text{m}$ . Pour chacune, la charge injectée à l'entrée du domaine à chaque pas de temps est la charge d'équilibre donnée par le modèle sédimentaire en fonction du débit entrant. Pour cela, le modèle a été préalablement calibré à partir de données de charge et de distributions granulométriques acquises sur les particules en suspension au niveau de la station SORA (Boyer et Kieffer, 2023). Cette analyse est donc représentative des conditions sédimentaires moyennes associées aux débits et ne prend pas en compte les variabilités produites par la constitution et la remobilisation des stocks sédimentaires et les contributions des différents tributaires.



**Figure 5 : Charge moyenne du Rhône modélisée à SORA**

La charge en suspension modélisée à la station SORA, (Figure 5) est répartie entre 0.3 et 315  $\text{mg}.\text{l}^{-1}$  pour une valeur moyenne de 37  $\text{mg}.\text{l}^{-1}$  et une valeur médiane de 15  $\text{mg}.\text{l}^{-1}$ .

## 4. Méthode d'analyse

L'analyse des risques induits par les deux scénarios porte sur les concentrations des contaminants simulées dans le Rhône au niveau de la station SORA. Elle ne s'étend pas sur les concentrations brutes (liquide + particulaire) qui dépendent peu de la mobilité des contaminants et qui présentent des risques directement proportionnels à leur niveau de dilution en fonction des débits de rejet et du fleuve. D'un point de vue générale, il est plus pertinent de s'attarder sur les conséquences du fractionnement solide-liquide des contaminants en évaluant les risques de persistance en fonction des concentrations et fractions particulaires qui sont susceptibles d'être stockés à moyen et long termes dans les sédiments du lit mineur et de la plaine alluviale et les risques de biodisponibilité en fonction des concentrations et fractions liquides. Sur ce dernier point, le cas de la contamination des particules organiques, qui sont une importante voie d'entrée dans la chaîne trophique, n'est pas abordé.

Les concentrations particulaires et liquides, leurs ratios et les fractions particulaires et liquides sont analysées à travers leurs évolutions en fonction du débit, du scénario et de la mobilité du contaminant. Pour comparer ces évolutions en référence au  $^{137}\text{Cs}$  et en fonction de la mobilité des contaminants et du débit du fleuve, les concentrations sont ramenées aux concentrations maximales obtenues pour ce radionucléide :

$$[C]_{SS}^* = \frac{[C]_{SS}}{\text{MAX}([^{137}\text{Cs}]_{SS})} \quad \text{Équation 12}$$

$$[C]_L^* = \frac{[C]_L}{\text{MAX}([^{137}\text{Cs}]_L)} \quad \text{Équation 13}$$

De même pour les ratios solide-liquide (Rd) :

$$Rd^* = \frac{[C]_{SS}}{[C]_L \cdot \text{MAX}(Rd(^{137}\text{Cs}))} = \frac{Rd}{\text{MAX}(Rd(^{137}\text{Cs}))} \quad \text{Équation 14}$$

Les fractions particulaires et liquides sont présentées telles quelles :

$$f_L = \frac{100 \cdot [C]_L}{[C]} \quad \text{Équation 15}$$

$$f_{SS} = \frac{100 \cdot [SS] \cdot [C]_{SS}}{[C]} \quad \text{Équation 16}$$

## 5. Résultats

Pour les deux scénarios, la Figure 6 présente les évolutions de  $[C]_{SS}^*$  et  $[C]_L^*$  en fonction du débit.

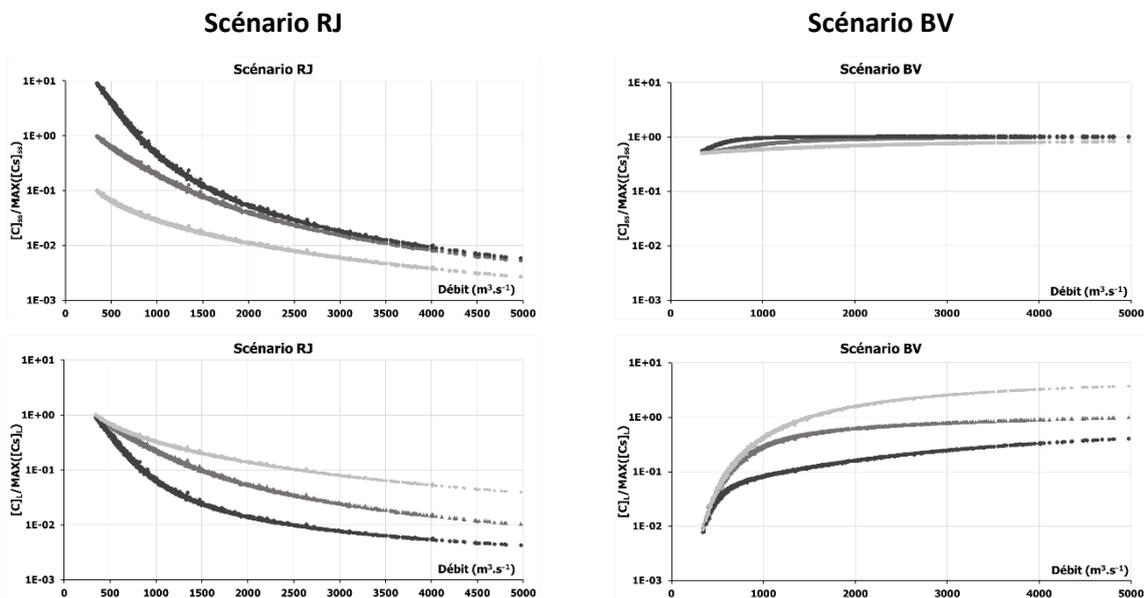


Figure 6 : Concentrations particulières et liquides en fonction du débit et des contaminants - (Clair : mobile ; intermédiaire :  $^{137}\text{Cs}$  ; foncé : particulaire)

Pour le scénario RJ, les concentrations les plus fortes sont obtenues aux faibles débits et décroissent par dilution quand le débit augmente en notant que les concentrations liquides décroissent moins vite que les concentrations particulières. A faible débit, il n'y a pas de différence entre les concentrations liquides des contaminants alors que les écarts entre les concentrations solides traduisent les différences de mobilité qui ont été paramétrées à plus ou moins un facteur 10 ( $F_x > C_s > M_b$ ). L'augmentation du débit accentue les écarts entre les concentrations liquides ( $F_x < C_s < M_b$ ) et les diminue entre les concentrations particulières qui conservent néanmoins leur ordre initial. Ainsi, la mobilité des contaminants affecte surtout les écarts entre les concentrations particulières à bas débit et entre les concentrations liquides à fort débit.

Pour le scénario BV, l'évolution des concentrations en fonction du débit est opposée à celle du scénario RJ. Les concentrations augmentent avec le débit en raison des apports de contaminant qui sont proportionnels à la charge des particules en suspension. Les activités particulières évoluent peu, elles ne montrent pas de grandes différences en fonction de la mobilité des contaminants et elles tendent rapidement vers un palier correspondant à la concentration moyenne des sols du bassin versant. Les écarts sont plus marqués entre les concentrations liquides qui sont très faibles à bas débit et qui augmentent proportionnellement à la charge en suspension et ce d'autant plus que le contaminant est mobile. Dans le cas du scénario BV, la mobilité des contaminants a peu d'effet sur les concentrations solides et affecte surtout les concentrations liquides qui augmentent avec le débit.

Pour compléter l'interprétation de ces tendances la Figure 7 présente les évolutions des  $Rd^*$  en fonction du débit.

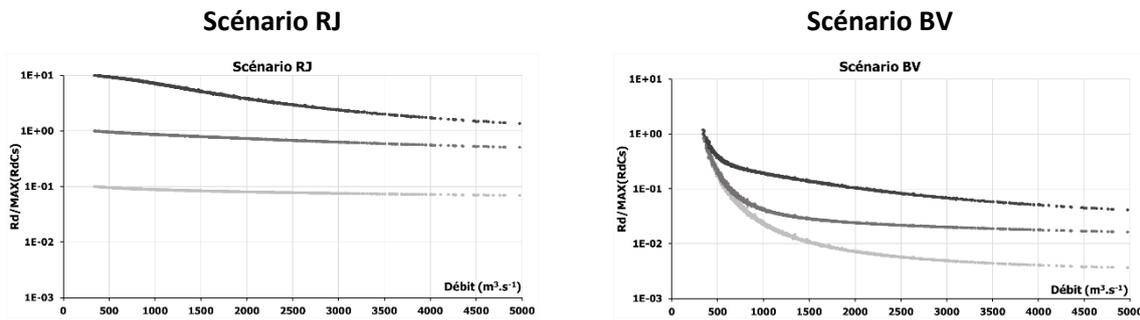


Figure 7 : Ratios solide-liquide en fonction du débit et des contaminants - (Clair : mobile ; intermédiaire :  $^{137}\text{Cs}$  ; foncé : particulaire)

Les  $Rd^*$  décroissent quand le débit augmente mais présentent des comportements différents en fonction des scénarios. Pour le scénario RJ, les écarts de mobilité des contaminants paramétrés à un facteur plus ou moins 10 sont surtout marqués à bas débit. Ils s'atténuent légèrement avec l'augmentation du débit qui s'accompagne d'une baisse des  $Rd^*$  en raison des concentrations liquides qui diminuent moins vite que les concentrations particulaires et d'autant moins que le contaminant est mobile. Ces écarts évoluent de façon différente pour le scénario BV. Dans ce cas, les  $Rd^*$  des trois contaminants sont identiques à bas débit et décroissent quand le débit augmente en raison des concentrations particulaires qui varient peu et des concentrations liquides qui augmentent d'autant plus vite que le contaminant est mobile.

La Figure 8 apporte un dernier niveau d'information avec les évolutions des fractions liquide et solide des contaminants.

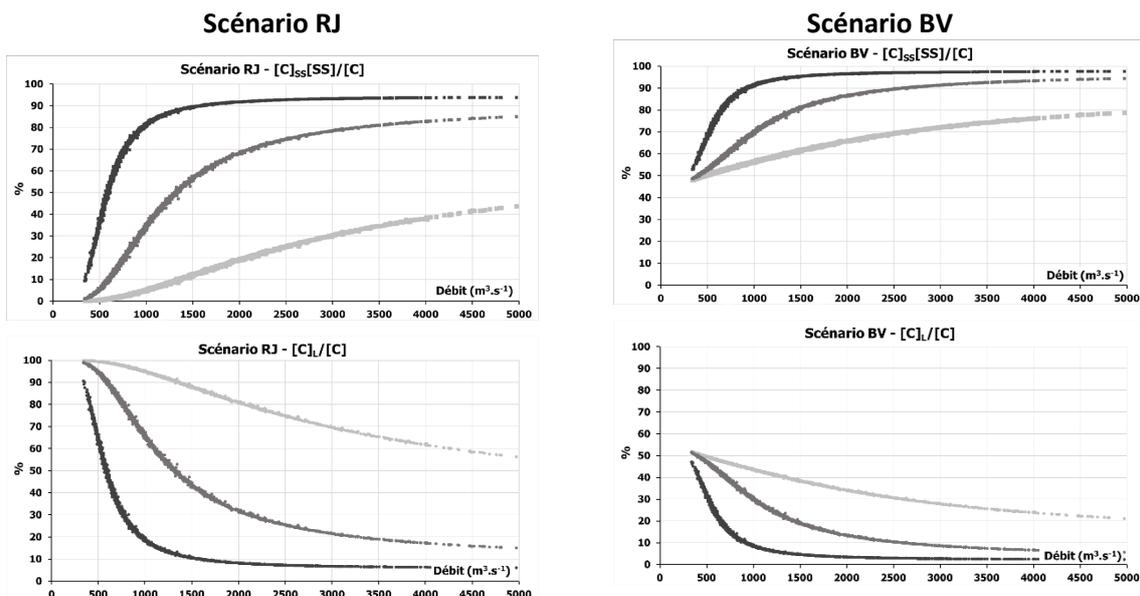


Figure 8 : Fractionnement solide et liquide en fonction du débit et des contaminants - (Clair : mobile ; intermédiaire :  $^{137}\text{Cs}$  ; foncé : particulaire)

A faible débit et quelle que soit leur mobilité, les contaminants sont essentiellement liquides et à leur plus haut niveau de concentrations pour le scénario RJ et équilibrés et à leur plus bas niveau de concentrations pour le scénario BV.

Pour les deux scénarios, l'accroissement du débit est suivi d'une augmentation de la charge en suspension qui a pour conséquence d'amplifier les fractions solides et de diminuer les fractions liquides. Pour le scénario BV, ce rôle prépondérant de la charge en suspension explique que les fractions solides deviennent majoritaires à fort débit alors que les concentrations solides varient peu et que les concentrations liquides sont au plus haut. C'est aussi le cas pour le scénario RJ mais avec une pondération plus marquée par la mobilité des contaminants.

---

## 6. Conséquences sur les risques

Les résultats sont interprétés par rapport aux risques induits par le scénario d'apport, le fractionnement solide-liquide du contaminant et les conditions de débit et ne s'étendent pas sur les quantités rejetées qui génèrent des risques directement proportionnels aux conditions de dilution du fleuve. Deux critères de risque sont retenus : 1) le risque de biodisponibilité du contaminant associée à ses concentrations et fractions liquides et 2) le risque de persistance du contaminant liée à ses concentrations et fractions particulières.

Pour le scénario RJ et pour un même débit de rejet, les concentrations et fractions liquides sont d'autant plus fortes que le contaminant est mobile et que le débit du fleuve est bas. Ainsi, le risque de biodisponibilité est maximal aux bas débits du fleuve et amplifiée par la mobilité du contaminant. Le risque de persistance est réduit par la mobilité du contaminant mais son évaluation est confrontée à une situation ambiguë : 1) Les concentrations solides les plus fortes sont obtenues à bas débit quand les fractions solides sont au plus bas ; 2) Les concentrations solides les plus basses sont obtenues à fort débit quand les fractions solides sont au plus haut. Dans ces conditions, il est périlleux de classer le risque de persistance qui combine le comportement antagoniste des concentrations et des fractions particulières en fonction du débit et il est tentant de positionner son pic entre les débits médian et moyen, au croisement des courbes d'évolution des concentrations et des fractions solides.

Pour le scénario BV, les concentrations liquides sont d'autant plus fortes que le contaminant est mobile et que le débit du fleuve est haut. Le risque de biodisponibilité est amplifié par la mobilité du contaminant et, contrairement au cas précédent, il est maximal aux forts débits du fleuve. Le risque de persistance est peu sensible à la mobilité du contaminant et dépend surtout de la fraction solide qui augmente avec le débit. Ainsi, ce risque est maximal aux forts débits.

Le Tableau 1 présente une synthèse de cette analyse.

**Tableau 1 : Synthèse des risques vs scénarios, débit du fleuve et mobilité des contaminants**

Scénario	Risque	Bas débit	Fort débit	Mobilité
RJ	Biodisponibilité	++	--	++
	Persistence	--	+-	--
BV	Biodisponibilité	--	++	++
	Persistence	-	++	-

## 7. Conclusions

Ce rapport présente une classification des risques liés à la propagation des contaminants particuliers dans le Rhône à partir de modélisations numériques réalisées pour deux scénarios de transfert : 1) un rejet industriel direct permanent et 2) un apport par lessivage-érosion du bassin versant. Ces simulations ont été réalisées avec le code CASTEAURx de l'IRSN en se référant au cas du  $^{137}\text{Cs}$  et à deux contaminants arbitrairement choisis dix fois plus et dix moins mobiles, la mobilité étant considérée d'autant plus grande que les interactions du contaminant avec les particules sont faibles. La zone d'étude est le Rhône à l'aval de Tarascon avec les débits journaliers mesurés par la station hydrométrique de Tarascon entre 2021 et 2023 et en appliquant une modélisation de la charge en suspension moyenne discrétisée selon trente classes de particules réparties de 3 à 110  $\mu\text{m}$ .

Les résultats sont interprétés au niveau de la station SORA à Arles en fonction des scénarios d'apport, du débit du Rhône, de la mobilité des contaminants et selon deux critères de risque : 1) le risque de biodisponibilité des contaminants supposé lié à leurs concentrations et fractions liquides et 2) le risque de persistance des contaminants induit par leurs concentrations et fractions particulières.

Les grandes tendances qui se dégagent sont les suivantes :

- Le risque de biodisponibilité est d'autant plus important que les contaminants sont mobiles et que le débit du fleuve est bas pour le scénario de rejet et haut pour le scénario bassin versant.
- Le risque de persistance est atténué par la mobilité des contaminants. Il croît avec le débit pour le scénario bassin versant et il est plus difficile à appréhender pour le scénario rejet dans la mesure où les fractions solides augmentent avec le débit en même temps que les concentrations solides diminuent par dilution.

Ces résultats confirment le rôle prépondérant des conditions hydro-sédimentaires et montrent que la nature et les scénarios de rejet des contaminants ont un poids tout aussi important sur les risques de biodisponibilité et de persistance auxquels le milieu pourrait être exposé.

L'évaluation de ces tendances peut être affinée selon plusieurs axes. Pour le risque de biodisponibilité, il sera pertinent de prendre en compte l'interaction des contaminants avec les particules organiques qui peuvent constituer une voie d'entrée importante vers la chaîne

trophique. Pour le risque de persistance, il faut considérer que cette étude a été restreinte aux transferts dans la colonne d'eau et que la prise en compte des échanges avec les sédiments de fond affinera leur estimation.

Pour répondre à ce dernier point et aux objectifs initiaux du projet, qui visaient une évaluation des risques à l'ensemble du linéaire et en tenant compte des transferts aux sédiments de fond, ces travaux seront poursuivis dans le cadre du programme OSR 7 au cours duquel le couplage du modèle de fractionnement liquide/solide sera étendu aux sédiments de fond en s'appuyant sur des données de validation issues d'un projet de prélèvements et d'analyses des sédiments superficiels du Rhône sur l'ensemble de son linéaire.

## 8. Bibliographie

Abril, J.M., Fraga, E. (1996). Some physical and chemical features of the variability of Kd distribution coefficients for radionuclides. *J. Environ. Radioactivity*, 30(3), 253-270.

[https://doi.org/10.1016/0265-931X\(95\)00010-8](https://doi.org/10.1016/0265-931X(95)00010-8)

Boyer, P., Lepage, H. (2022). *ERS Saint-Alban - Modélisation de la propagation du tritium rejeté dans le Rhône par le CNPE de Saint-Alban*. Rapport IRSN N°2022-0845.

Boyer, P., Kieffer, L. (2023). *Modélisation hydro-sédimentaire de Rhône du Léman à la mer. Rapport scientifique intermédiaire*. Observatoire des Sédiments du Rhône (OSR), 6<sup>ème</sup> Programme d'Actions.

<https://hal.science/OSR/hal-03750733v2>

Dabrin, A., Bégorre, C., Bretier, M., Dugué, V., Masson, M., Le Bescond, C., Le Coz, J., Coquery, M. (2021). Reactivity of particulate element concentrations: apportionment assessment of suspended particulate matter sources in the Upper Rhône River, France. *Journal of Soils and Sediments*, 21, 1256–1274.

<https://hal.science/OSR/hal-03487104v1>

Eyrolle, F., Lepage, H., Antonelli, C., Morereau, A., Cossonnet, C., Boyer, P., Gurriaran, R. (2020). Radionuclides in waters and suspended sediments in the Rhone River (France) - Current contents, anthropic pressures and trajectories. *Science of The Total Environment*, 723, 137873. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137873>

<https://hal.science/OSR/hal-01787317v1>

Lepage, H., Masson, M., Gruat, A., Richard, L. (2023). *Effets de la nature des particules sédimentaires (granulométrie et matière organique) sur la concentration des contaminants. Rapport scientifique intermédiaire*. Observatoire des Sédiments du Rhône (OSR), 6<sup>ème</sup> programme d'action.

<https://hal.science/OSR/hal-04228632v1>

Tomczak, W., Boyer, P., Eyrolle, F., Radakovitch, O., Krimissa, M., Lepage, H., Amielh, M., Anselmet, F., (2021). Modelling of solid / liquid fractionation of trace metals for suspended sediments according to the hydro-sedimentary conditions of rivers - Application to <sup>137</sup>Cs in the Rhône River (France). *Env. Mod. and Software*, 145, 105211.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S136481522100253X>



## Observatoire des Sédiments du Rhône

### Dispositifs scientifiques cadres



### Partenaires scientifiques



### Partenaires techniques et financiers

