

# Distribution spatiale et tendances temporelles des concentrations des contaminants dans les sédiments : comment améliorer l'exploitation des données issues de la surveillance ?

A. Yari, A. Dabrin, M. Masson, M. Coquery

Janvier 2021

Document final



## Contexte de programmation et de réalisation

---

Ce rapport a été réalisé dans le cadre du programme scientifique et technique AQUAREF pour l'année 2019, au titre de l'action « A3c » « Recommandations, aide à la décision ».

Auteurs :

Anice Yari  
INRAE

Aymeric Dabrin  
INRAE  
[Aymeric.dabrin@inrae.fr](mailto:Aymeric.dabrin@inrae.fr)

Matthieu Masson  
INRAE  
[Matthieu.masson@inrae.fr](mailto:Matthieu.masson@inrae.fr)

Marina Coquery  
INRAE  
[marina.coquery@inrae.fr](mailto:marina.coquery@inrae.fr)

---

Vérification du document :

Azziz Assoumani  
INERIS  
[Azziz.assoumani@ineris.fr](mailto:Azziz.assoumani@ineris.fr)

Jean-Philippe Ghestem  
BRGM  
[Jp.ghestim@brgm.fr](mailto:Jp.ghestim@brgm.fr)

## Les correspondants

---

OFB : Pierre-François Staub, [pierre-francois.staub@ofb.gouv.fr](mailto:pierre-francois.staub@ofb.gouv.fr)

INRAE : Marina Coquery, [marina.coquery@inrae.fr](mailto:marina.coquery@inrae.fr)

Référence du document : A. Yari, A. Dabrin, M. Masson, M. Coquery - Distribution spatiale et tendances temporelles des concentrations des contaminants dans les sédiments : comment améliorer l'exploitation de données issues de la surveillance ? - Rapport AQUAREF 2019 - 38 p.

Droits d'usage :	<i>Accès libre</i>
Couverture géographique :	<i>National</i>
Niveau géographique :	<i>National</i>
Niveau de lecture :	<i>Professionnels, experts</i>
Nature de la ressource :	<i>Document</i>

<b>1. CONTEXTE ET OBJECTIFS .....</b>	<b>7</b>
1.1 Contexte réglementaire .....	7
1.2 Exploitation des données de la surveillance pour les sédiments .....	7
1.3 Objectifs.....	8
<b>2. ETUDE DE DISTRIBUTIONS SPATIALES : LES METAUX DANS LE BASSIN SEINE-NORMANDIE .....</b>	<b>9</b>
2.1 Quels indices de la contamination métallique à disposition ? .....	9
2.2 Présentation du jeu de données .....	13
2.3 Etablissement d'un profil de contamination métallique le long de la Seine .....	14
2.4 Cartographie de la contamination métallique du bassin Seine-Normandie	19
<b>3. VERS UNE APPROCHE SPATIO-TEMPORELLE .....</b>	<b>23</b>
3.1 Difficulté du couplage des approches spatiales et temporelles .....	23
3.2 Nouveaux éléments méthodologiques pour le couplage des approches spatiales et temporelles.....	25
3.3 Application à des données de surveillance .....	29
<b>4. CONCLUSION ET PERSPECTIVES .....</b>	<b>36</b>
<b>5. BIBLIOGRAPHIE .....</b>	<b>37</b>

*DISTRIBUTION SPATIALE ET TENDANCES TEMPORELLES DES CONCENTRATIONS DES CONTAMINANTS DANS LES SEDIMENTS - COMMENT AMELIORER L'EXPLOITATION DES DONNEES ISSUES DE LA SURVEILLANCE ?*

Anice Yari, Aymeric Dabrin, Matthieu Masson, Marina Coquery

RESUME

L'évaluation des tendances temporelles et de la distribution spatiale des concentrations de contaminants dans la matrice sédiment est demandée aux Etats Membres par la réglementation européenne dans le cadre de la directive cadre sur l'eau (DCE). Cette évaluation doit permettre d'estimer de façon fiable une tendance afin de guider le choix des mesures de gestion nécessaires lorsque des augmentations des concentrations de contaminants sont identifiées et de s'assurer que les concentrations n'augmentent pas de manière significative. Il est donc nécessaire que les gestionnaires de bassin aient à leur disposition une méthodologie fiable pour l'évaluation des tendances temporelles et des distributions spatiales des contaminants dans les sédiments. Ce travail s'inscrit dans la continuité des précédentes études AQUAREF menées sur l'estimation des tendances temporelles des contaminants dans les sédiments. Il a pour principal objectif d'exploiter des données issues des agences de l'eau (AE) dans une perspective d'étude et de représentation de la distribution spatiale des contaminants dans les sédiments de surface des cours d'eau, et de proposer des représentations cartographiques spatio-temporelles.

Des jeux de données des AE Seine Normandie (AESN) et Adour Garonne (AEAG) ont été exploités pour illustrer différents cas de figure. Ce rapport présente tout d'abord une méthodologie pour l'évaluation de la distribution spatiale et des tendances de contamination en métaux dans les sédiments à partir du calcul d'indices globaux de contamination (ex : Pollution Load Index ou PLI). Puis des représentations graphiques originales sont proposées pour l'évaluation couplée des tendances temporelles et de la distribution spatiale à l'échelle d'un bassin versant à partir de l'étude de données de surveillance des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sédiments de surface.

MOTS CLES : distribution spatiale, tendance temporelle, indice de pollution, micropolluants organiques, métaux, sédiments, DCE, cours d'eau

*SPATIAL DISTRIBUTION AND TEMPORAL TRENDS OF CONTAMINANT CONCENTRATIONS IN SURFACE SEDIMENTS: HOW CAN THE REPRESENTATION OF MONITORING DATA BE IMPROVED?*

Anice Yari, Aymeric Dabrin, Matthieu Masson, Marina Coquery

ABSTRACT

The assessment of temporal trends and spatial distribution of contaminant concentrations in the sediment matrix is required from Member States by European regulations within the framework of the Water Framework Directive (WFD). This assessment should allow the reliable estimation of a trend in order to guide the choice of the necessary management measures when increases in contaminant concentrations are identified and to ensure that concentrations do not increase significantly. It is therefore necessary for watershed authorities to have at their disposal a reliable methodology for assessing temporal trends and spatial distributions of contaminants in sediments. This work is a continuation of previous AQUAREF studies carried out on the estimation of temporal trends of contaminants in sediments. Its main objective is to use data from water agencies to study and represent the spatial distribution of contaminants in surface sediments of continental waters, and to propose spatio-temporal cartographic representations.

Datasets from the Seine Normandie (AESN) and Adour Garonne (AEAG) water agencies have been used to illustrate different scenarios. This report first of all presents a methodology for assessing the spatial distribution and trends of metallic contamination in sediments based on the calculation of global pollution indices (e.g. Pollution Load Index or PLI). Then, original graphical representations are proposed for the coupled assessment of temporal trends and spatial distribution at the scale of a watershed based on the study of monitoring data on polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments.

KEY WORDS: spatial distributions, temporal trends, pollution index, organic contaminants, metals, sediments, WFD, rivers

# 1. CONTEXTE ET OBJECTIFS

## 1.1 CONTEXTE REGLEMENTAIRE

En application de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE, 2000/60/CE, CE 2000), les Etats-Membres de l'Union européenne doivent procéder à la surveillance des substances chimiques afin de définir l'état chimique et écologique des masses d'eaux continentales. La directive fille établissant des normes de qualité environnementale ou NQE 2008/105/CE (CE, 2008) donne quant à elle des indications concernant le suivi de la matrice sédimentaire : elle indique notamment que le suivi des contaminants hydrophobes doit être réalisé afin de vérifier que les concentrations de ces contaminants n'augmentent pas de manière significative dans les sédiments. Pour cela, une fréquence de contrôle d'une fois tous les trois ans est donnée à titre indicatif ; cette fréquence étant ramenée à une fois par an pour les Etats Membres choisissant d'appliquer des normes de qualité environnementale (NQE) pour les sédiments. Il n'y a toutefois pas de description réglementaire précise d'une méthodologie d'évaluation des tendances temporelles des concentrations de contaminants dans les sédiments, ce qui a justifié les travaux AQUAREF présentés dans les rapports de Lionard *et al.* (2015) et Yari *et al.* (2017).

La notion d'étude de la distribution spatiale des contaminants dans les sédiments n'est pas explicitement citée dans les directives européennes, mais est intrinsèquement prise en compte dans l'existence des réseaux de surveillance (ex : réseau de contrôle de surveillance, RCS, en France). Dans le cadre du rapportage des résultats de cette surveillance des milieux aquatiques, il existe une forte demande des Agences de l'Eau (AE), qui coordonnent cette surveillance, de disposer d'outils méthodologiques permettant d'exploiter et de valoriser de manière fiable les données acquises, y compris sur la matrice sédiment. Cela implique donc à la fois des méthodes robustes pour l'évaluation des tendances temporelles, mais également des recommandations quant à la représentation des niveaux de contamination des sédiments et de leur distribution spatiale.

## 1.2 EXPLOITATION DES DONNEES DE LA SURVEILLANCE POUR LES SEDIMENTS

Les données de la surveillance chimique des masses d'eau coordonnée par les AE sont disponibles publiquement grâce au portail Naiades<sup>1</sup>. Grâce à cette base de données, un utilisateur peut avoir accès aux données de la surveillance pour un grand nombre de cours d'eau sur une sélection de paramètres physico-chimiques et de contaminants. Cette base a pour vocation de rassembler sur un même espace l'ensemble des données issues de la surveillance, mais elle ne fournit pas d'outil méthodologique pour exploiter ou interpréter les données obtenues.

---

<sup>1</sup> <http://www.naiades.eaufrance.fr/>

Des travaux AQUAREF ont d'ores et déjà été menés concernant l'exploitation de données de concentrations en contaminants dans les sédiments de surface des cours d'eau ; ces données avaient été mises à disposition par les AE (Lionard *et al.*, 2015 ; Yari *et al.*, 2017, 2019). Ces travaux répondaient notamment à un besoin des AE de disposer d'une méthodologie fiable pour estimer les tendances temporelles des concentrations de contaminants dans les sédiments. Nous avons ainsi mis en évidence qu'en dépit d'une surveillance parfois lacunaire, il était possible d'identifier des tendances temporelles statistiquement significatives à partir des données de concentrations des contaminants dans les sédiments fournies par les AE. L'évaluation des tendances était d'autant plus fiable qu'elles étaient obtenues sur des données normalisées, d'où le besoin de disposer de jeux de données avec des paramètres pouvant être utilisés pour effectuer cette normalisation (ex : aluminium ou fer dans le cas des métaux, carbone organique total pour les contaminants organiques) (cf. Yari *et al.*, 2019, voir encadré sur la normalisation).

Ces premiers travaux étaient surtout focalisés sur l'estimation des tendances temporelles, et l'étude de la distribution spatiale des contaminants dans les sédiments n'avait pas été approfondie. Les résultats d'une recherche bibliographique ainsi qu'un premier ensemble de recommandations pour l'étude des distributions spatiales ont été présentés, mais ces recommandations n'avaient pas été appliquées à des jeux de données des AE.

### 1.3 OBJECTIFS

Ce travail s'inscrit dans la continuité des précédentes études AQUAREF menées sur l'estimation des tendances temporelles des contaminants dans les sédiments pour les milieux aquatiques continentaux. Il a pour principal objectif d'exploiter des données issues des AE afin de proposer différents types de représentations graphiques permettant de visualiser clairement la distribution spatiale et les tendances temporelles des concentrations des contaminants dans les sédiments. Cette étude est focalisée sur la surveillance chimique des sédiments de surface dans les cours d'eau. Des jeux de données des AE Seine Normandie (AESN) et Adour Garonne (AEAG) ont été exploités, en appliquant notamment les recommandations énoncées dans le rapport AQUAREF de Yari *et al.* (2017), pour illustrer différents cas de figure (périmètre de l'étude, familles de contaminants considérés).

Cet objectif général se décline de la façon suivante :

- 1) Proposer une synthèse des principaux indices de contamination métallique et rappeler leurs spécificités. Ces indices permettent de proposer des représentations multi-contaminants et de s'affranchir des fonds géochimiques ;
- 2) Illustrer différents types de représentation spatiale des niveaux de contamination métallique : contamination en métaux le long d'un cours d'eau, contamination sur l'ensemble d'un bassin versant ;
- 3) Proposer des modes de représentation des tendances temporelles sur un ensemble de stations de mesure à l'échelle d'un bassin versant.

## **2. ETUDE DE DISTRIBUTIONS SPATIALES : LES METAUX DANS LE BASSIN SEINE-NORMANDIE**

Le rapport AQUAREF de Yari *et al.* (2017) présentait un ensemble de recommandations pour l'étude de la distribution spatiale des contaminants dans les sédiments. Ces recommandations n'avaient toutefois pas été appliquées sur des jeux de données « réelles ». La présente section s'attache donc à montrer des exemples d'études spatiales réalisées à partir de données issues de la surveillance (données de métaux dans les sédiments de surface fournies par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, AESN) afin de proposer des pistes concrètes pour l'exploitation des données collectées par les AE.

Les distributions spatiales peuvent être représentées à partir des concentrations de chacun des contaminants ciblés (ex : valeurs moyennes, médianes). Afin de représenter la contamination de façon plus globale pour une famille de substances donnée, des indices de contamination ont été développés dans la littérature. Ces indices permettent, par exemple, de comparer spatialement les concentrations des métaux de façon globale (multi-métallique) et de tenir compte de certains facteurs de variabilité naturelle (*i.e.*, fonds géochimiques). Ce rapport développe donc plus particulièrement ces approches « globales » pour montrer leur intérêt pour l'exploitation des données de surveillance, en complément des représentations des concentrations brutes des contaminants. Au préalable, une brève synthèse sur les principaux indices de contamination métallique applicables aux sédiments est présentée.

### **2.1 QUELS INDICES DE LA CONTAMINATION METALLIQUE A DISPOSITION ?**

D'après la littérature, différentes méthodes plus avancées, au-delà de la simple représentation des concentrations brutes, sont disponibles pour exprimer la contamination métallique des sédiments. Ainsi, Dung *et al.* (2013) ont passé en revue plusieurs indices de contamination afin d'évaluer les avantages et les inconvénients de chacun. Ils ont notamment étudié la facilité de mise en œuvre de ces indices, ainsi que les biais d'interprétation qui peuvent découler de la méthode de calcul. Cette revue détaille les méthodes qui permettent de prendre en compte les valeurs de fonds géochimiques dans l'évaluation de la distribution spatiale de la contamination, afin de discriminer les stations dont les niveaux de contamination métallique mesurés dans les sédiments sont effectivement impactés par des apports anthropiques. D'autre part, Dung *et al.* (2013) ont explicité l'intérêt de la prise en compte ou non de la variabilité de distribution granulométrique des sédiments sur une même station au cours du temps ou entre des stations différentes. Yari *et al.* (2017, 2019) ont en effet souligné l'importance de la normalisation des données dans le cas des métaux (*i.e.*, correction granulométrique, via l'emploi de cofacteurs comme la concentration d'aluminium ou de fer) pour l'interprétation des données de concentrations en contaminants des sédiments, en particulier dans une perspective d'établissement de tendance temporelle ou de distribution spatiale.

Le tableau 1 présente plusieurs exemples d'indices de contamination métallique des sédiments, avec leur méthode de calcul et leurs principales caractéristiques.

La facilité de mise en œuvre de ces indices avec des données issues de la surveillance est également évaluée. Le lecteur intéressé par plus d'informations sur le mode de calcul de ces différents indices pourra consulter les références bibliographiques citées dans le Tableau 1.

Ces différents indices de contamination métallique peuvent être caractérisés par plusieurs critères, notamment :

- Le nombre de métaux pris en compte dans l'indice : certains indices (ex : facteur d'enrichissement) sont calculés individuellement pour chaque métal ; tandis que d'autres (tels que le **MPI - Metal Pollution Index** - présenté par Meybeck *et al.*, 2004) intègrent la contamination de plusieurs métaux dans un seul indice ;
- Les différentes corrections apportées à la concentration du métal dans les sédiments, notamment par la prise en compte du fond géochimique et/ou de la correction géochimique ou granulométrique ;
- L'éventuelle prise en compte de la toxicité et de la réactivité des métaux étudiés et du risque écotoxicologique que posent les sédiments selon leur niveau de contamination.

Les indices calculés doivent être choisis en fonction des objectifs de l'étude et des données disponibles. Par exemple, le **facteur d'enrichissement (FE)** est un indice robuste car c'est le seul qui est calculé après une « double normalisation » des données brutes (correction granulométrique et prise en compte du fond géochimique), mais cela requiert de disposer des données nécessaires au calcul. Or, l'étude des données des AE sur la contamination chimique des sédiments de surface, effectuée par Yari *et al.* (2017), a justement montré que les données complémentaires peuvent être absentes ou très lacunaires (i.e., distribution granulométrique, concentrations en Al ou Fe...). De plus, des données sur les fonds géochimiques dans les sédiments existent pour différents bassins versants mais ne sont pas documentés pour tous les cours d'eau.

A l'inverse, les indices tels que l'**indice de géoaccumulation ( $I_{geo}$ )** ou le **Pollution Load Index (PLI)** requièrent moins de données complémentaires pour être calculés. En effet, ils prennent en compte les fonds géochimiques mais ne normalisent pas les concentrations vis-à-vis de la granulométrie, et ne prennent donc pas en compte toutes les sources de variabilité des concentrations de métaux dans les sédiments.

D'autres indices présentés dans la revue de Dung *et al.* (2013) proposent une prise en compte de la réactivité des métaux au travers de l'analyse des fractions plus facilement « disponibles » (i.e., fraction des métaux « échangeables ») afin d'évaluer s'il existe un risque potentiel plus ou moins élevé vis-à-vis du milieu environnant (ex : Risk Assessment Code ou RAC). Cependant, ce type de données n'est pas disponible sur l'ensemble des stations du réseau de surveillance. Enfin, les données de contamination peuvent être comparées à des seuils de toxicité définis sur la base d'essais d'écotoxicité (Sediment Quality Guidelines, SQGs), tel que proposé par Yu *et al.* (2011).

En raison de ces contraintes dans les méthodes de calcul et de la variété des possibilités de corrections apportées à la concentration de métaux dans les sédiments, il est clair que ces différents indices de la contamination en métaux peuvent donner des résultats et des interprétations différentes. Ainsi, par exemple, Yu *et al.* (2011) ont montré qu'en fonction des différentes approches retenues ( $I_{geo}$ , RAC et SQGs), certaines stations peuvent être identifiées comme particulièrement enrichies en certains métaux, sans pour autant que le risque écotoxicologique associé soit significatif (*i.e.*, les concentrations mesurées restent en-deçà des seuils de toxicité). Le calcul d'un ou de plusieurs indices permet donc d'obtenir un diagnostic plus ou moins exhaustif de la contamination métallique des sédiments de la zone étudiée (Yu *et al.*, 2011).

Tableau 1. Principaux indices disponibles pour comparer la contamination en métaux des sédiments entre des stations différentes sur un bassin versant. [M] : concentration du métal M ; « ech » : concentration dans l'échantillon ; « ref » : concentration de référence (ou fond géochimique) ; d'après Dung et al. (2013) et Meybeck et al. (2004)

Indice	Description	Avantages	Inconvénients
<b>Facteur d'enrichissement (FE)</b>	Indice « unique », à calculer pour chaque métal $FE = \frac{\left(\frac{[M]}{[Al]}\right)_{ech}}{\left(\frac{[M]}{[Al]}\right)_{ref}}$	« Double normalisation » par prise en compte du fond géochimique et par correction granulométrique	Requiert de disposer de concentrations d'Al, pas toujours disponibles dans les données des AE ; et d'obtenir des données sur les « ref »  Pas de prise en compte de la fraction réactive
<b>Indice de géoaccumulation (<math>I_{geo}</math>)</b>	Indice « unique », à calculer pour chaque métal $I_{geo} = \log_2 \left( \frac{[M]_{ech}}{1,5[M]_{ref}} \right)$	Simplicité d'application, requiert peu de données pour être appliqué  Prise en compte du fond géochimique	Pas de correction granulométrique  Nécessite d'obtenir des données sur les « ref »  Pas de prise en compte de la fraction réactive
<b>Pollution Load Index (PLI)</b>	Indice « intégré », regroupant plusieurs métaux  Pour n métaux : $PLI = \left( \frac{[M_1]_{ech}}{[M_1]_{ref}} \times \dots \times \frac{[M_n]_{ech}}{[M_n]_{ref}} \right)^{\frac{1}{n}}$	Simplicité d'application, requiert peu de données pour être appliqué  Prise en compte du fond géochimique  Indice combinant plusieurs métaux, limite le nombre de représentations nécessaires	Pas de correction granulométrique  Nécessite d'obtenir des données sur les « ref »  Pas de prise en compte de la fraction réactive  Poids identique attribué à chaque métal pour le calcul de cet indice
<b>Sediment metal Enrichment Factor (SEF)</b>	Indice « unique », à calculer pour chaque métal, mais peut être sommé (cf. MPI ci-dessous) $SEF = \frac{[M]_{ech} - [M]_{ref}}{[M]_{ref}}$	Simplicité d'application, requiert peu de données complémentaires pour être appliqué  Prise en compte du fond géochimique	Pas de correction granulométrique  Nécessite d'obtenir des données sur les « ref »  Pas de prise en compte de la fraction réactive
<b>Metal Pollution Index (MPI)</b> d'après Meybeck et al. (2004)	Indice « intégré », regroupant plusieurs métaux  $MPI = SEF_{Cd} + SEF_{Cu} + SEF_{Pb} + SEF_{Zn} + SEF_{Hg}/8$	Simplicité d'application, requiert peu de données pour être appliqué  Prise en compte du fond géochimique  Indice combinant plusieurs métaux en associant un poids spécifique à Hg	Pas de correction granulométrique  Pas de prise en compte de la fraction réactive  Nécessite d'avoir des données pour chacun des 5 métaux pour comparer des MPI entre eux

## 2.2 PRESENTATION DU JEU DE DONNEES

Un premier jeu de données a été fourni à AQUAREF par l'AESN. Ce jeu de données comprenait des chroniques de données sur les métaux (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn, ainsi que Al et Fe pour les paramètres normalisateurs) dans les sédiments de surface et sur la distribution granulométrique sur la période 2010-2016. Ce jeu de données porte sur un total de 544 stations. Toutefois, une très forte variabilité dans le nombre de données par station ou par année a été observée.

Afin d'augmenter la taille du jeu de données et de disposer d'un plus grand nombre de données par station et/ou par année, le jeu de données initial a été complété par une extraction globale effectuée à partir de la base Naïades sur les stations de l'AESN. Le jeu de données obtenu couvre ainsi, toujours pour les métaux et la distribution granulométrique, la période 2000-2018. Toutefois, même avec ce complément, le nombre de données disponibles varie grandement en fonction des années et des stations. Ainsi, la Figure 1 montre, dans le cas du nickel, le nombre de stations pour lesquelles au moins une donnée par an est disponible sur l'ensemble des années de la période.

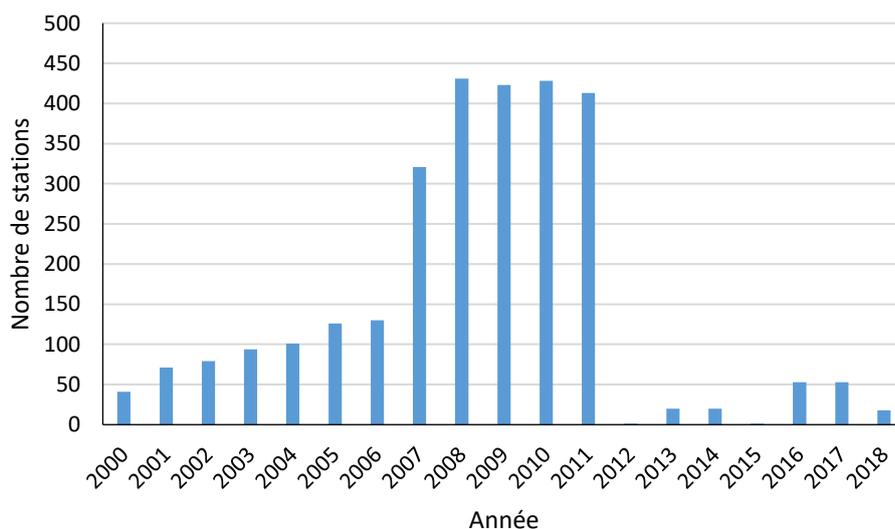


Figure 1. Nombre de stations (AESN) avec au moins une donnée par an sur la contamination en métaux dans les sédiments pour la période 2000-2018 (exemple du nickel)

La période 2008-2011 concentre le plus grand nombre de données (plus de 400 stations par an dans le cas du nickel). C'est d'ailleurs sur cette période qu'a été effectué un état des lieux de la contamination des milieux aquatiques de la région Île-de-France (Lavielle, 2013). En revanche, à partir de 2012, le nombre de données disponibles est très réduit, ce qui limite fortement la faisabilité d'une exploitation des données les plus récentes dans une perspective d'étude des distributions spatiales. Toutefois, il reste possible d'effectuer une étude des distributions spatiales sur un certain nombre de stations présentant suffisamment de données sur l'ensemble de la période 2000-2018. Ainsi, sur cette période, **112 stations** présentent au moins 7 données de concentration pour la plupart des métaux étudiés (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn, même si les chroniques sur Al et Fe sont plus lacunaires).

## 2.3 ETABLISSEMENT D'UN PROFIL DE CONTAMINATION METALLIQUE LE LONG DE LA SEINE

Une première exploitation des données AE envisagée dans notre étude consiste à étudier le gradient de contamination observé le long d'un cours d'eau. Dans le jeu de données de l'AESN, 15 stations sont situées tout le long de la Seine, c'est pourquoi il est possible d'envisager d'établir un profil de la contamination métallique des sédiments le long de ce fleuve. Des travaux ont d'ores et déjà été effectués en ce sens dans le cadre du programme PIREN Seine : Meybeck *et al.* (2004) ont étudié la contamination des sédiments et des matières en suspension (MES) dans le bassin de la Seine à partir de plusieurs sources de données (sédiments de surface, sédiments de dépôts de crue, et MES prélevées par filtration principalement). Dans cette étude, la contamination métallique a été étudiée via un indice (ou indicateur) multi-éléments noté MPI (*Metal Pollution Index*) qui prend en compte les concentrations en Cd, Cu, Pb, Zn et Hg (cf. Figure 2 et Tableau 1). D'autres exemples de profils de contamination le long d'un grand cours d'eau existent dans la littérature, par exemple l'étude de Castel *et al.* (2014) pour les métaux dans les sédiments de la Loire, ou celle réalisée par Desmet *et al.* (2012) pour les PCB dans les sédiments du Rhône.

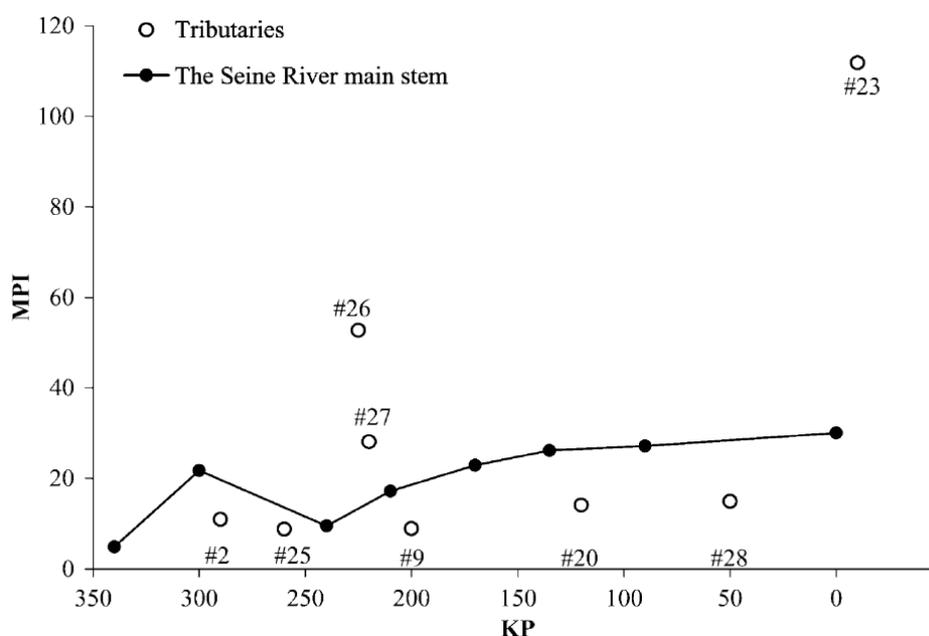


Figure 2. Profil de contamination métallique des sédiments (exprimée par l'indice MPI, *Metal Pollution Index*) le long de la Seine (sédiments de laisse de crue). KP = Point kilométrique des stations par rapport à Poses (d'après Meybeck *et al.*, 2004)

Parmi les 112 stations du bassin AESN identifiées comme présentant au moins 7 données de concentration de métaux sur la période 2000-2018 (cf. § 2.1), 15 sont situées sur la Seine (de Nod-sur-Seine à Poses). La liste de ces 15 stations est donnée dans le Tableau 2, en indiquant également leur point kilométrique (PK) par rapport à la station de Poses (PK = 0, barrage de Poses qui marque la limite de l'influence de la marée dynamique et donc de l'estuaire). Ces PK ont, selon les cas, été repris des travaux de Meybeck *et al.* (2004) ou estimés à l'aide de cartes.

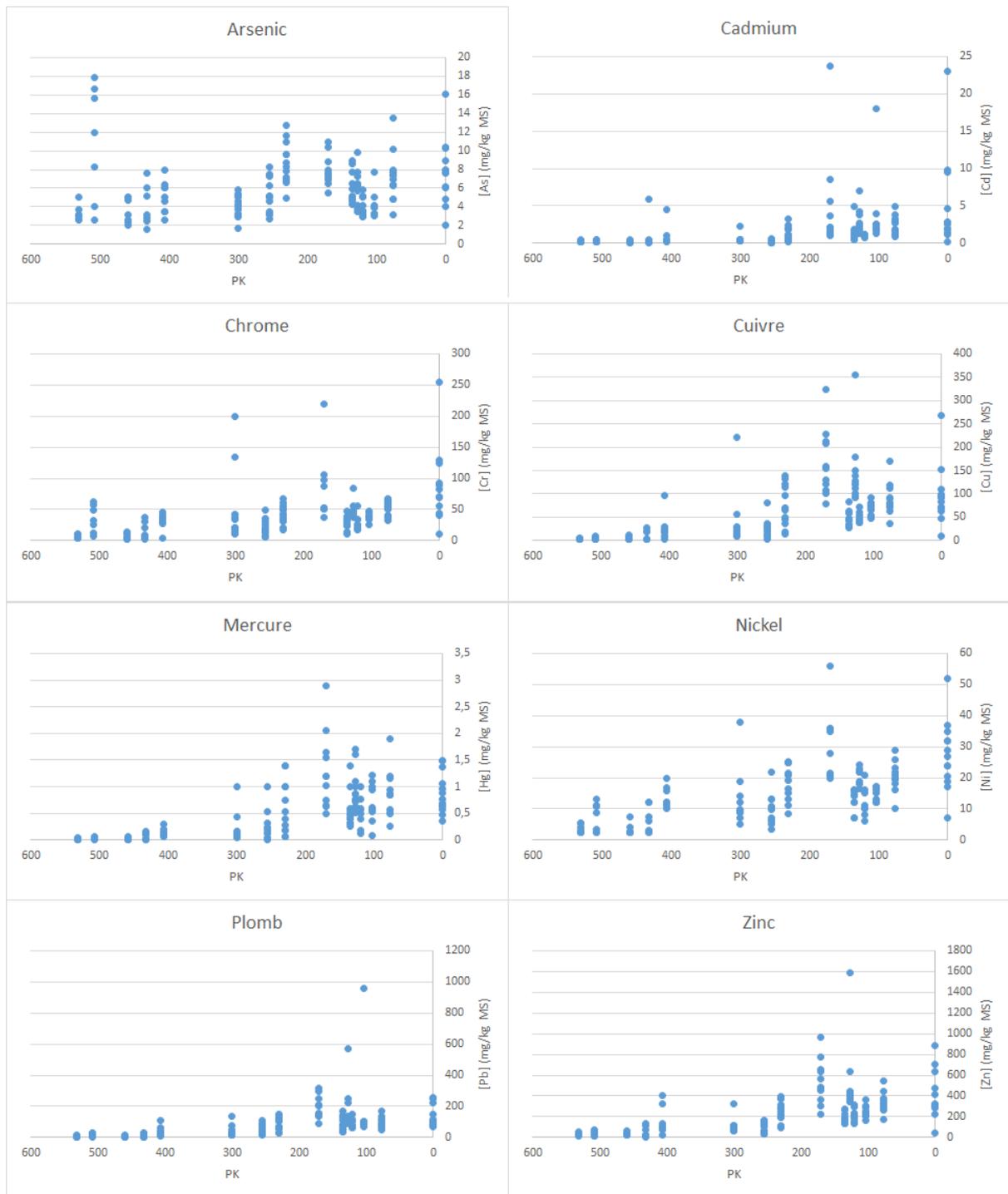
Pour rappel, les travaux AQUAREF ayant principalement vocation à fournir aux gestionnaires de bassin des outils permettant d'exploiter efficacement les données issues de la surveillance, seules ces dernières (fournies par les AE ou extraites de la base Naïades) ont été considérées pour l'étude des distributions spatiales des contaminants dans les sédiments, et notamment pour l'établissement d'un profil de contamination le long de la Seine.

Dans un premier temps, à l'image de ce qui avait été proposé pour les tendances temporelles par Yari et al. (2017), il est possible d'effectuer une représentation graphique simple, sans traitement de la donnée, afin d'avoir un premier aperçu de la distribution des concentrations de contaminants dans les sédiments le long du profil longitudinal du cours d'eau. La

Figure 3 montre ainsi les concentrations de huit métaux (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn) dans l'ensemble des sédiments prélevés aux 15 stations listées dans le Tableau 2 sur la période 2000-2018. De manière générale, on observe une augmentation des concentrations de métaux le long de la Seine depuis l'amont jusqu'à Poses, particulièrement pour Hg, Ni et Zn.

**Tableau 2. Liste des stations AESN sur la Seine présentant au moins 7 données de métaux dans les sédiments sur la période 2000-2018**

Station	Code SANDRE	Point kilométrique par rapport à Poses	Nombre de données sur la période
Nod-sur-Seine	03001000	531	7
Charrey-sur-Seine	03002100	508	7
Clérey	03004349	459	7
Saint-Lyé	03005200	432	7
Méry-sur-Seine	03006000	406	9
Montereau-Fault-Yonne	03014000	300	10
Saint-Fargeau-Ponthierry	03048000	255	11
Ablon-sur-Seine	03063000	230	11
Colombes	03083450	170	9
Conflans Sainte-Honorine	03085000	135	9
Poissy	03125000	127	9
Triel-sur-Seine	03125500	120	8
Gargenville	03126511	103	9
Méricourt	03127370	76	10
Poses	03174000	0	13



**Figure 3. Concentration de 8 métaux (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) dans les sédiments au niveau des 15 stations le long de la Seine depuis l'amont jusqu'à Poses (PK 0) sur la période 2000-2018**

Dans un deuxième temps, afin d'interpréter plus avant ce jeu de données sur la contamination des sédiments le long de la Seine, le calcul de différents indices métalliques peut être envisagé (cf. Tableau 1). Ainsi, pour la moitié des stations (8 sur 15), au moins 7 données de concentration d'aluminium sont disponibles pour l'ensemble de la période 2000-2018. Les facteurs d'enrichissement (FE) pourraient donc théoriquement être calculés pour ces stations. Toutefois, aucune corrélation significative n'a pu être établie entre les concentrations de métaux et la

concentration d'aluminium à ces différentes stations (possiblement en raison du faible de nombre de données disponibles) (cf. Yari *et al.*, 2019, voir encadré sur la normalisation pour la méthode de calcul). Dans ces conditions, le calcul de FE s'avère risqué, car il peut aboutir à de fortes variabilités observées entre station mais qui sont difficiles à interpréter.

Dans ces conditions, et afin d'exploiter les données disponibles sur l'ensemble du linéaire étudié, un autre indice de contamination métallique des sédiments a été retenu : le **Pollution Load Index (PLI)**, calculé selon la formule de l'Equation 1, également donnée dans le Tableau 1. Le PLI intègre les niveaux de contamination en plusieurs métaux dans un seul indice, en rapportant à chaque fois les concentrations des métaux à des concentrations de référence.

$$\text{Pour } n \text{ métaux, } PLI = \left( \frac{[M_1]_{ech}}{[M_1]_{ref}} \times \dots \times \frac{[M_n]_{ech}}{[M_n]_{ref}} \right)^{\frac{1}{n}} \text{ (Equation 1)}$$

où :

- $n$  désigne le nombre de métaux considérés
- $[M_i]$  désigne la concentration du métal  $i$  étudié
- « ech » désigne l'échantillon étudié ;
- « ref » désigne le niveau du fond géochimique (ou concentrations de référence).

Bien qu'il ne prenne pas en compte la nécessité d'une correction granulométrique (à l'inverse du FE), le PLI a au moins l'avantage de tenir compte des niveaux du fond géochimique. Il s'agit usuellement des teneurs de l'ère préindustrielle, déterminées, par exemple, à l'aide de carottes sédimentaires (ex : Grosbois *et al.*, 2012) ou à l'aide d'autres approches spécifiques développées à partir de la composition des sédiments<sup>2</sup> (*i.e.*, Horowitz *et al.*, 1998, Meybeck *et al.*, 2004). Des valeurs de « ref » pour les métaux dans les sédiments peuvent donc être trouvées dans la littérature selon les bassins versants étudiés (ex : Sterckeman *et al.*, 2006 ; Thévenot *et al.*, 2002). De plus, il est nécessaire d'indiquer si l'on dispose de niveaux de référence pour tous les sites considérés, pour une partie d'entre eux ou si une seule valeur de fond géochimique « générique » est utilisée pour l'ensemble du bassin (exemple du projet SPAL, Castel *et al.*, 2014 ; Yari *et al.*, 2017).

Par ailleurs, le calcul de cet indice PLI s'adapte au nombre de métaux qui sont pris en compte (via l'exposant  $1/n$ ). Les métaux intégrés dans le PLI sont choisis selon l'objectif de l'étude et les données disponibles. De plus, une lacune dans les données (ex : un métal qui n'aurait pas fait l'objet d'un suivi lors d'une année particulière) impacte peu le calcul ; à l'inverse, par exemple, du MPI proposé par Meybeck *et al.* (2004), qui nécessite de systématiquement disposer d'une donnée pour les 5 métaux qu'il intègre (cf. Tableau 1). Le PLI est donc particulièrement

---

<sup>2</sup> Calcul du niveau de fond géochimique d'après Horowitz *et al.* (1998) : cette approche est basée sur une reconstitution de l'assemblage minéralogique propre à chaque échantillon et le calcul de la teneur théorique qui en découle.

adapté à l'exploitation de données des AE, qui peuvent être lacunaires. Néanmoins, il reste nécessaire d'utiliser une même liste de métaux ciblés au départ pour comparer la distribution de cet indice PLI spatialement ou son évolution au cours du temps. Enfin, cette indice ne permet pas de conclure quant à l'évolution spatiale de chaque métal considéré individuellement.

Les PLI ont été calculés pour chaque année, à partir des données de concentration des 8 métaux étudiés (cf. Figure 3), pour l'ensemble des 15 stations situées le long de la Seine. Les concentrations de référence ont été reprises du rapport du PIREN Seine de Thévenot *et al.* (2002), qui donnent des niveaux de fonds géochimiques établis à partir d'une combinaison de plusieurs approches pour les matières en suspension au niveau de la station de Poses. La Figure 4 montre le profil de contamination métallique obtenu avec, pour chaque station, le PLI médian calculé sur la période (noté  $PLI_{med}$  dans la suite du rapport). Ce profil longitudinal est accompagné d'une représentation schématique de la Seine avec les principaux affluents et d'autres éléments susceptibles d'influencer les niveaux de contamination (villes, zones industrielles, station d'épuration).

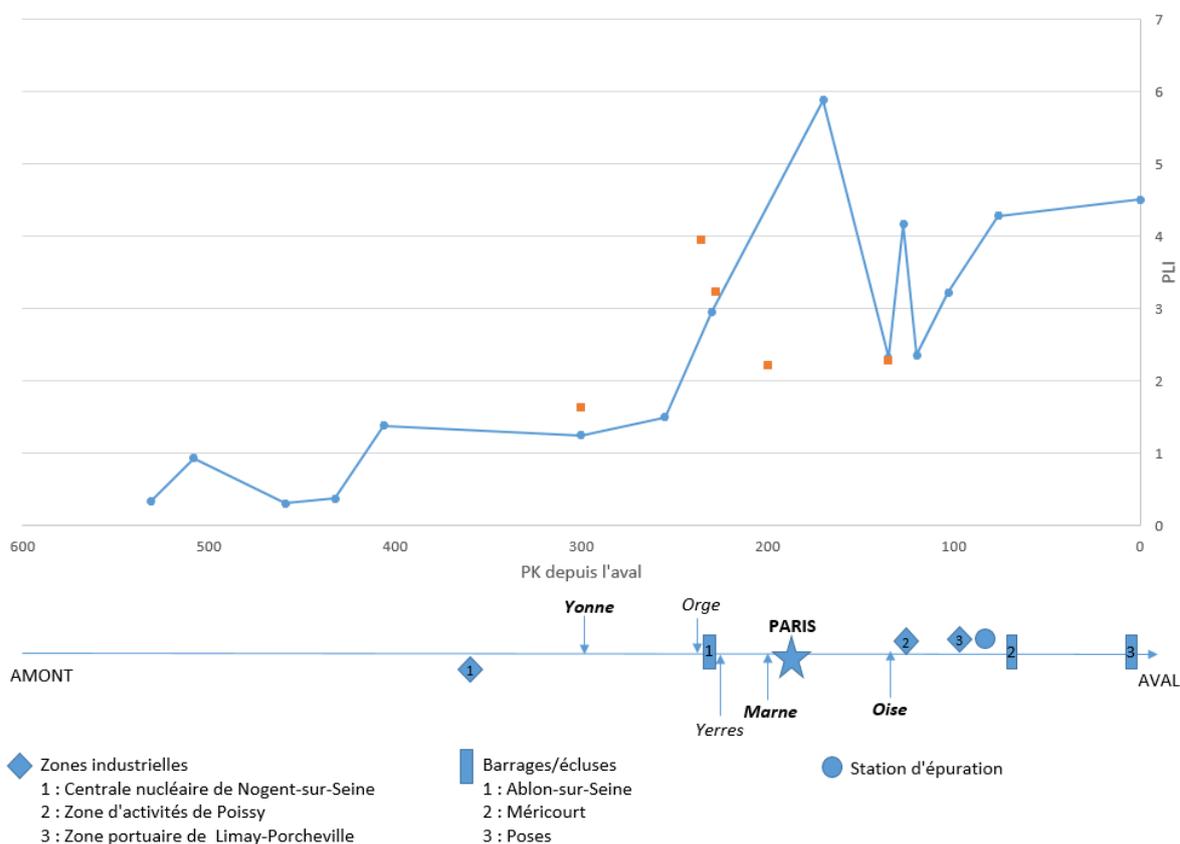


Figure 4. Profil de contamination métallique des sédiments (exprimée en PLI médian sur la période 2000-2018) le long de la Seine. En bleu : contamination au niveau des stations de la Seine ; en orange : contamination au niveau des stations des affluents de la Seine (immédiatement en amont du confluent)

Ce profil de représentation à l'aide d'un indice multi-métallique (PLI) permet de montrer une augmentation globale de la contamination métallique des sédiments le long de la Seine :

- Les six stations situées le plus en amont (PK > 300 km) sont faiblement contaminées, avec des  $PLI_{med}$  inférieurs à 1,5.
- Le  $PLI_{med}$  augmente ensuite jusqu'à un facteur d'environ 3 à l'aval du confluent entre la Seine et l'Orge : de 1,5 à Saint-Fargeau Ponthierry, PK = 255, en amont ; à 2,9 à Ablon-sur-Seine, PK = 230, en aval de l'Orge.
- La Seine atteint ensuite l'agglomération parisienne proprement dite, avec une très forte augmentation du  $PLI_{med}$  due à la forte urbanisation de la zone. Le  $PLI_{med}$  passe de 2,9 à la station d'Ablon-sur-Seine (en amont de Paris, PK = 235) à 5,9 à la station de Colombes (en aval de Paris, PK = 170), qui est la valeur maximale observée sur le profil. La Marne (PK = 200) est possiblement un facteur de contamination supplémentaire ( $PLI_{med} = 2,2$  à la station de la Marne à Charenton-le-Pont, située immédiatement en amont du confluent entre la Marne et la Seine).
- Les niveaux de contamination métallique sur la portion aval de la Seine sont inférieurs à ceux observés à Colombes, mais restent élevés ( $PLI_{med} > 2$ ) par rapport aux stations situées en amont de l'agglomération parisienne (PK > 250). La présence de zones industrielles est susceptible de contribuer à cette contamination, en particulier au niveau de Poissy (PK = 127). En amont de cette station se trouve en effet un technocentre d'industrie automobile. Ainsi, le  $PLI$  double entre Conflans-Sainte-Honorine et Poissy, passant de 2,3 (en amont du confluent avec l'Oise et du technocentre) à 4,1 (en aval du confluent avec l'Oise et du technocentre). De plus, la contamination peut également être influencée par le confluent entre la Seine et l'Oise à Conflans-Sainte-Honorine (PK = 135). A noter que l'approche utilisée ici est simplifiée avec une valeur unique de la « ref » (i.e., station de Poses), alors que le fond géochimique est probablement différent entre la Seine et l'Oise. Dans ce cas, il serait pertinent de confirmer cette contamination suspectée, de façon plus fine, par exemple à l'aide de données de « ref » spécifiques et/ou à partir de données sur la source de contamination suspectée.
- Le  $PLI_{med}$  au niveau de la station de Poses (PK = 0, immédiatement en aval du barrage de Poses) est de 4,5, la deuxième valeur la plus élevée observée sur le profil après celle de Colombes.

En complément, pour conclure quant à l'évolution spatiale de chaque métal considéré individuellement le long du profil, il serait possible de calculer les ratios  $[M]_{ech}/[M]_{ref}$ , et de reporter sur un graphique leur évolution spatiale de la même manière que pour le  $PLI$ . Pour rappel, les principales recommandations et avantages/inconvénients des différentes approches ont été revus dans le précédent rapport AQUAREF (Yari *et al.*, 2017, Tableau 32).

## 2.4 CARTOGRAPHIE DE LA CONTAMINATION METALLIQUE DU BASSIN SEINE-NORMANDIE

Comme expliqué dans la section 2.1, les données disponibles sur la contamination en métaux des sédiments du bassin Seine-Normandie sont de qualité variable : en particulier, beaucoup de lacunes sont observées sur la période 2000-2018, avec des stations présentant des nombres de données variables. Toutefois, les 112 stations pour lesquelles au moins 7 données sont disponibles sur l'ensemble de la

période 2000-2018 sont bien réparties sur l'ensemble du bassin et sont implantées dans des zones caractérisées par différents types d'occupation des sols (cf. Figure 5). Dès lors, il est possible d'envisager une visualisation de la contamination métallique des sédiments, non plus seulement le long d'un cours d'eau comme cela a été présenté ci-dessus, mais à l'échelle du bassin Seine-Normandie.

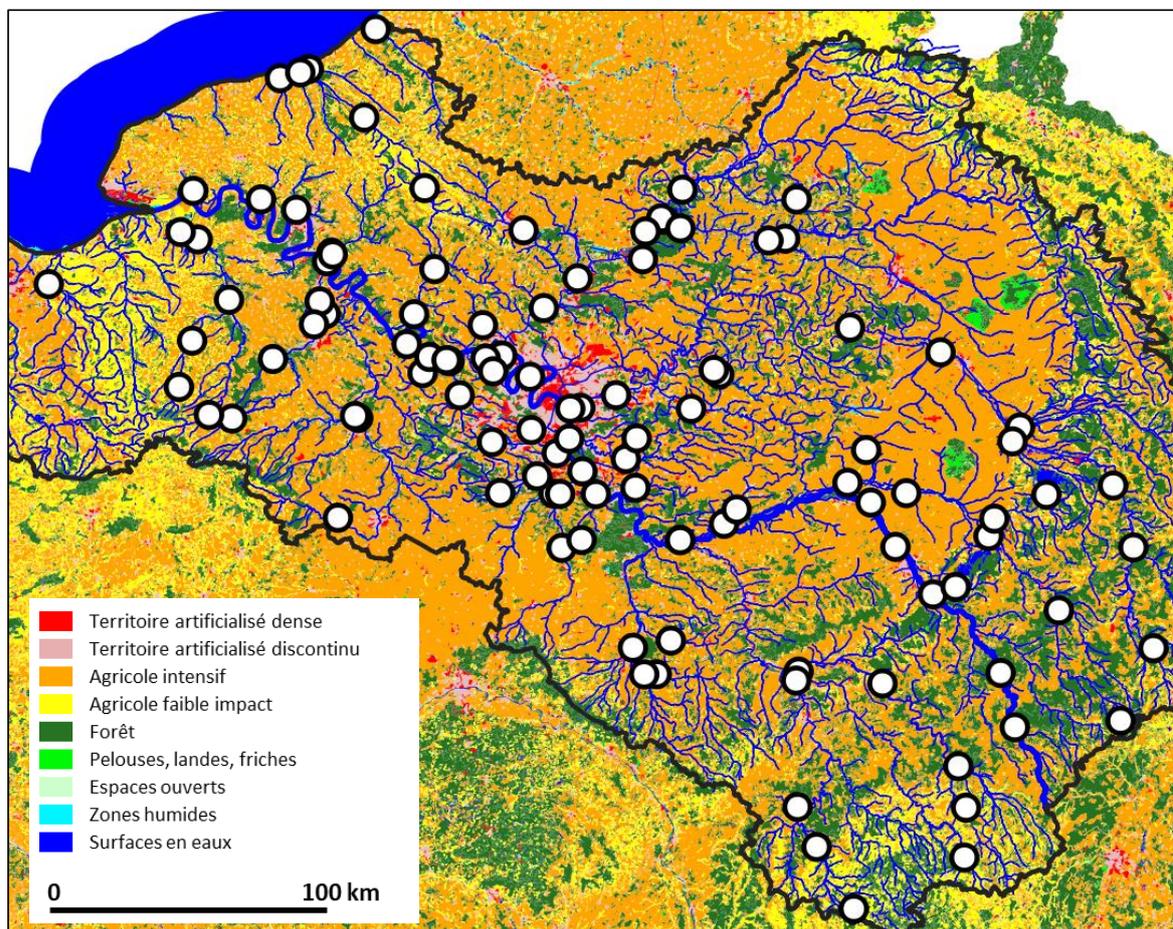


Figure 5. Répartition des 112 stations retenues pour l'exploitation des données du bassin Seine-Normandie (classification d'occupation des sols simplifiée, selon la base Corine Land Cover)

Dans le cadre de cette étude, il est nécessaire de représenter la contamination des sédiments à l'aide d'une carte, permettant de visualiser clairement et simplement ladite contamination. De même que pour l'établissement du profil de contamination métallique des sédiments le long de la Seine, la contamination en métaux des sédiments est exprimée à l'aide du PLI calculé selon l'Equation 1, en utilisant, pour chaque station, la valeur médiane de l'ensemble des PLI calculés pour chaque année, à partir des concentrations disponibles des 8 métaux ciblés (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) sur la période 2000-2018. Des valeurs de fond géochimiques génériques ont été appliquées comme précédemment (Thévenot *et al.*, 2002).

Les 112 stations ont ensuite été réparties dans différentes classes afin de permettre une représentation graphique simplifiée. Dung *et al.* (2013) ont proposé

une classification à 4 niveaux des différentes valeurs de PLI. Toutefois, cette classification est peu adaptée au jeu de données de l'AESN, car elle ne permet pas d'identifier de façon claire les stations les plus contaminées, l'ensemble des stations appartenant aux deux premières classes (cf. Tableau 3).

Tableau 3. Classification des valeurs des indices PLI médian (Pollution Load Index) sur la période 2000-2018 des 112 stations de l'AESN ; selon Dung *et al.* (2013)

Classe de PLI	Valeurs de PLI	Nombre de stations (selon $PLI_{med}$ sur 2000-2018)
Niveau du fond géochimique (référence)	$0 < PLI < 1$	37
Site pollué	$1 < PLI < 10$	75
Site très pollué	$10 < PLI < 100$	0
Environnement fortement dégradé	$PLI > 100$	0

Afin de mieux discriminer les stations les plus contaminées, une nouvelle classification a été élaborée en se basant sur la méthode des effectifs progressifs, telle que décrite par exemple par Castel *et al.* (2014) dans le cadre du projet SPAL sur la Loire. Le principe de cette méthode est d'établir des classes comprenant une proportion de stations choisie au préalable, de sorte à concentrer les stations les plus contaminées dans une seule classe (Figure 6).

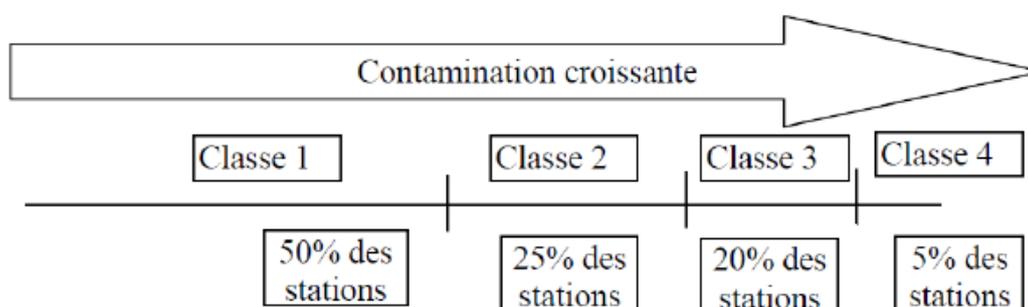


Figure 6. Méthode d'élaboration des classes de concentration par effectifs progressifs (d'après Castel *et al.*, 2014)

Cette classification permet ainsi d'obtenir une cartographie de la contamination métallique des sédiments du bassin Seine-Normandie sur les 112 stations retenues (cf. Figure 7). Les informations sur l'occupation des sols, récupérées à partir de la base de données Corine Land Cover (CLC), ont également été représentées afin de donner de premiers éléments de contexte quant aux niveaux de contamination observés.

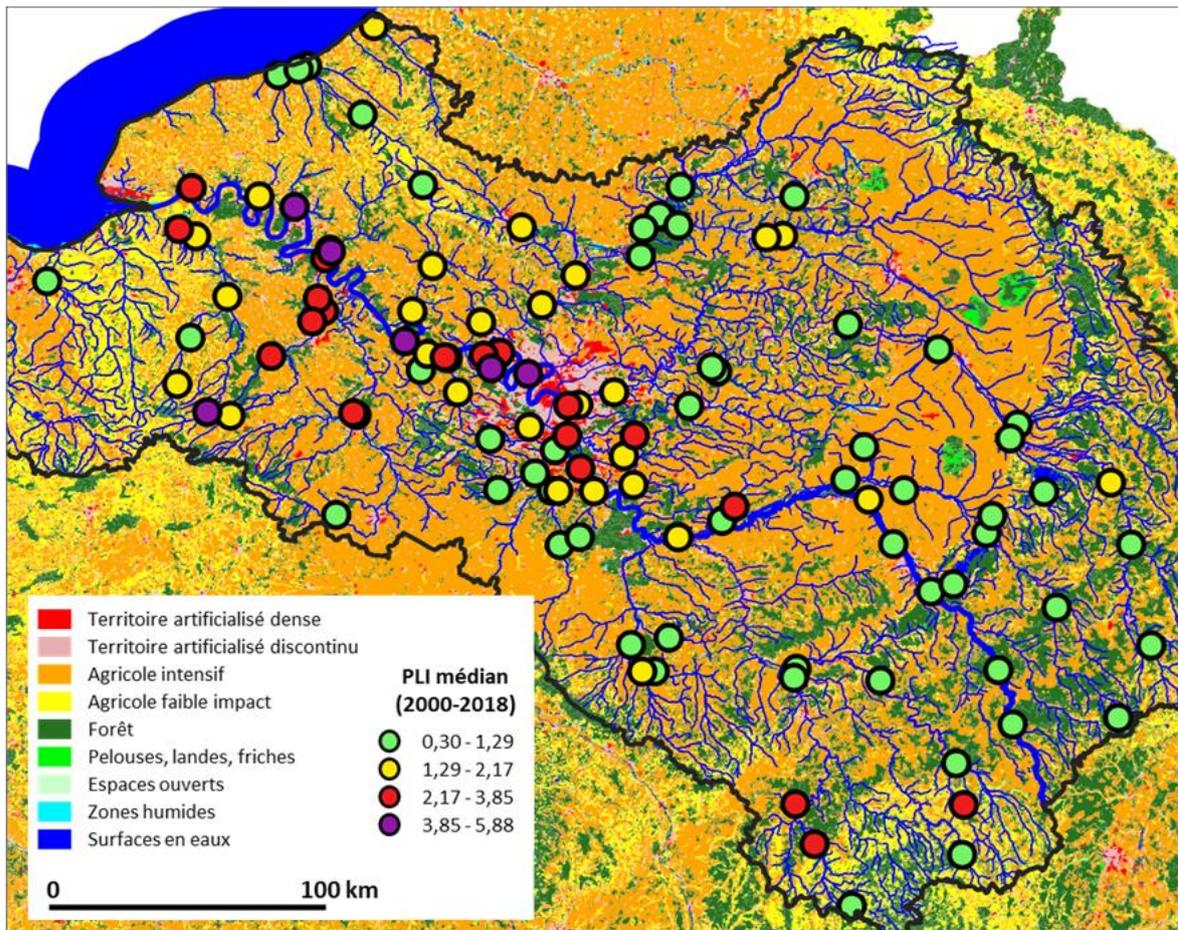


Figure 7. Cartographie de la contamination métallique (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), exprimée en PLI médian sur la période 2000-2018, des sédiments du bassin Seine-Normandie sur une sélection de 112 stations (classification d'occupation des sols simplifiée, selon la base Corine Land Cover)

La contamination métallique des sédiments du bassin Seine-Normandie est relativement faible et proche des niveaux de référence ( $PLI_{med} < 1$ ) pour une majorité des stations situées au niveau de la portion amont de la Seine (est du bassin Seine-Normandie) : ainsi, le  $PLI_{med}$  sur les stations de cette région dépasse rarement 2 (marqueurs vert et jaune). En revanche, au centre du bassin, autour et en aval de l'agglomération parisienne (zone rose-rouge sur la Figure 7), on observe des indices de contamination plus élevés, avec davantage de marqueurs rouge et violet dans cette zone et un  $PLI_{med}$  jusqu'à 6 (« sites pollués »), probablement dus en partie à une urbanisation plus intense.

Parmi les six stations les plus contaminées sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie (marqueurs violet sur la Figure 7), quatre se trouvent sur la Seine et ont été identifiées précédemment (cf. section 2.3) : il s'agit des stations (listées d'amont en aval) de Colombes ( $PLI_{med} = 5,9$ ), Poissy ( $PLI_{med} = 4,2$ ), Méricourt ( $PLI_{med} = 4,3$ ) et Poses ( $PLI_{med} = 4,5$ ).

Les deux autres stations les plus contaminées sont celles du Cailly à Canteleu (dans la banlieue de Rouen,  $PLI_{med} = 4,8$ ) et de la Risle à Saint-Sulpice-sur-Risle (à l'ouest de Paris,  $PLI_{med} = 4,4$ ). Si la contamination du Cailly à Canteleu peut être

partiellement expliquée par une urbanisation assez forte et la présence d'une zone d'activités (comprenant plusieurs garages automobiles et une déchèterie) en amont de la station, il est plus compliqué de justifier celle de la Risle à Saint-Sulpice-sur-Risle. Une analyse plus fine des différentes composantes du PLI montre que ce dernier est principalement influencé par les concentrations de cuivre et de zinc. L'interprétation complète de ces résultats nécessiterait de prendre en compte des données de fond géochimiques plus localisés. Enfin, cette approche ne prend pas en compte la variabilité possible de nature des sédiments (i.e., distribution granulométrique) puisque les données ne sont pas normalisées.

Ces deux études de cas réalisées à partir d'un jeu de données de l'AESN illustrent donc deux modes de représentation de la distribution spatiale de la contamination (des métaux dans ce cas précis) des sédiments, en se basant principalement sur des données issues de la surveillance réglementaire, et en montrant l'intérêt de l'utilisation des indices de contamination. Ce type d'approche par indice global est également envisageable dans le cas des familles de contaminants organiques comme, par exemple, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB) ou les polybromodiphényléthers (PBDE) ; avec dans ce cas une normalisation des données à envisager par le carbone organique, et une difficulté complémentaire liée à la détermination des niveaux de fond pour le cas des HAP (cf. Yari *et al.*, 2017).

De telles exploitations requièrent toutefois un assez grand nombre de données sur un nombre important de stations, et ce afin de pouvoir couvrir de manière suffisamment homogène la zone d'étude retenue. C'est pourquoi il est essentiel de mettre en œuvre les efforts nécessaires pour garantir un suivi régulier des sédiments au niveau des stations de mesures. Par ailleurs, ainsi que cela avait été souligné auparavant pour l'étude des tendances temporelles (Yari *et al.*, 2017), il est également important de recueillir des données sur les paramètres normalisateurs (ex : Al ou Fe dans le cas des métaux), afin d'être en mesure de calculer des indices aussi fiables et robustes que possible de la contamination des sédiments (ex : facteurs d'enrichissement). Enfin, pour affiner l'interprétation en cas de contamination métallique avérée des sédiments, cela nécessite un approfondissement de la connaissance du bassin, notamment par l'évaluation du niveau des fonds géochimiques en plusieurs points de ce dernier.

### **3. VERS UNE APPROCHE SPATIO-TEMPORELLE**

#### **3.1 DIFFICULTE DU COUPLAGE DES APPROCHES SPATIALES ET TEMPORELLES**

Les travaux AQUAREF menés jusqu'ici sur l'estimation des tendances temporelles et des distributions spatiales des concentrations de contaminants dans les sédiments traitaient séparément ces deux aspects :

- l'approche « temporelle » décrite et mise en application dans les rapports de Lionard *et al.* (2015) et Yari *et al.* (2017), basée en particulier sur l'évaluation des tendances significatives à l'aide du logiciel HYPE (Croiset et Lopez, 2013) ; cette approche permet de quantifier l'évolution temporelle des concentrations de contaminants dans les sédiments, mais elle doit être appliquée station par station (pas de dimension spatiale) ;
- les approches « spatiales » détaillées dans la première partie de ce rapport permettent d'évaluer la distribution de la contamination à l'échelle de plusieurs stations ; mais la dimension temporelle est perdue car la contamination est généralement exprimée en termes de médiane ou de moyenne sur la période d'étude.

Coupler les deux approches sur une représentation unique (approche spatio-temporelle), c'est-à-dire représenter l'évolution temporelle de la contamination sur un ensemble plus ou moins grand de stations, peut s'avérer ardu. En effet, cela implique de fournir un grand nombre d'informations sur un seul support. Certaines études ont déjà été entreprises en ce sens, mais elles se sont rapidement heurtées à un problème de lisibilité. Ainsi, par exemple, la représentation choisie par Lavielle *et al.* (2013) montre la contamination des sédiments des cours d'eau à l'échelle de la région Île-de-France sur quatre années (de 2008 à 2011), en comparant les concentrations observées à des seuils réglementaires (Figure 8). La carte qui en résulte est rapidement surchargée de petites cases colorées (une case par année, un ensemble de quatre cases par station), ce qui rend la lecture de la carte difficile de manière globale.



Figure 8. Carte des concentrations de métaux dans les sédiments des cours d'eau de la région Île-de-France sur la période 2008-2011 (d'après Lavielle *et al.*, 2013)

Un autre exemple de représentation a été mis en œuvre par la commission OSPAR dans le cadre de la Stratégie substances dangereuses (OSPAR, 2010). Le bilan sur la période 1998-2007 montre une représentation de l'état et de l'évolution de la contamination des sédiments marins en différents micropolluants (Figure 9 pour l'exemple du cadmium). Une carte classe les concentrations observées sur les différents sites avec des points de couleurs différentes selon des critères prédéfinis, et elle est accompagnée d'un tableau exprimant le pourcentage de tendances à la baisse, de tendances à la hausse et d'absence de tendance, sur l'ensemble de la zone étudiée. La dimension temporelle est ainsi quelque peu « noyée » dans l'aspect spatial, car si la carte seule permet d'identifier les secteurs les plus contaminés, elle ne permet pas d'indiquer la tendance temporelle à une station donnée.

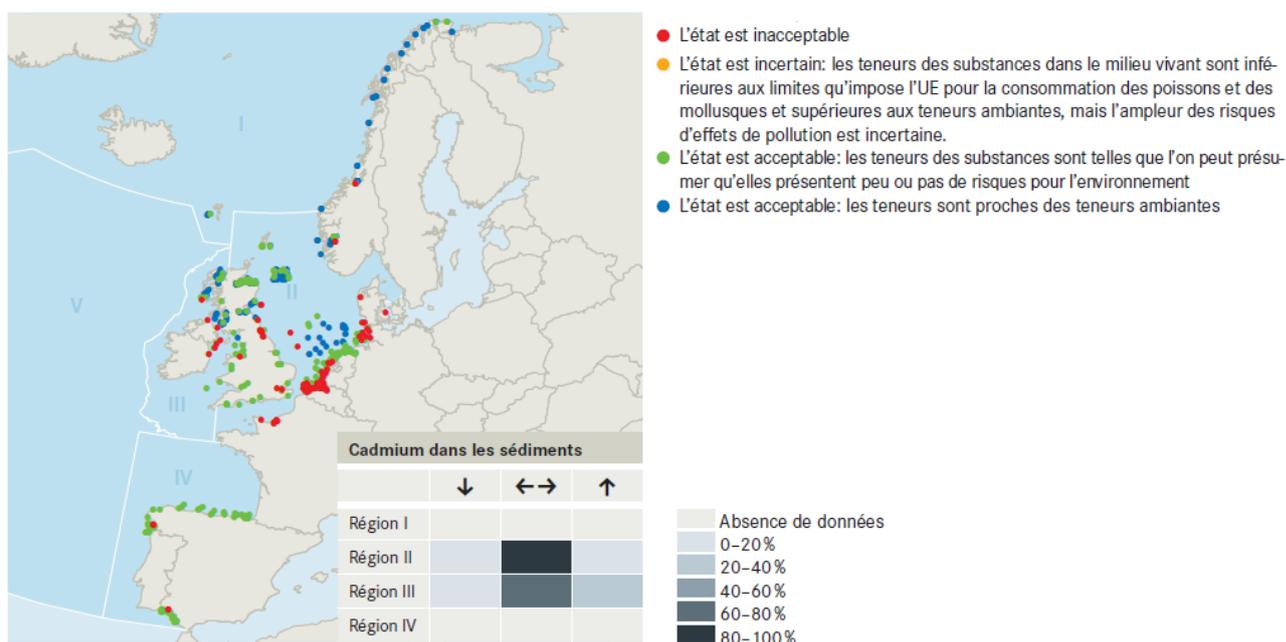


Figure 9. Distribution spatiale de la contamination des sédiments marins en cadmium, et proportions de tendances temporelles associées, basée sur le Programme coordonné de surveillance continue de l'environnement d'OSPAR. L'état de la contamination est indiqué pour la dernière année de surveillance entre 2003 et 2007 ; les résultats de l'analyse des tendances des séries temporelles couvrent au moins 5 ans pour la période 1998-2007 (figure modifiée d'après OSPAR, 2010)

### 3.2 NOUVEAUX ELEMENTS METHODOLOGIQUES POUR LE COUPLAGE DES APPROCHES SPATIALES ET TEMPORELLES

Les travaux menés dans le cadre d'AQUAREF sur l'étude des tendances temporelles et des distributions spatiales dans les sédiments permettent de construire une nouvelle approche pour étudier la contamination des sédiments à l'échelle d'un ensemble de plusieurs stations de mesures. En effet, les approches spatiales usuelles privilégient une représentation « synthétique » de l'état de la contamination (représentation de la moyenne, de la médiane ou du maximum sur une période donnée, cf. Yari *et al.*, 2017). Il est alors possible de compléter ces approches en représentant l'évolution temporelle de la contamination des sédiments au niveau de plusieurs stations d'une zone donnée. Cette méthodologie

utilise notamment les sorties numériques de l'outil HYPE, qui sont ensuite exploitées pour représenter la distribution spatiale des tendances temporelles observées pour une période définie (typiquement plusieurs années) et non plus uniquement la distribution de l'état de la contamination à un instant précis.

Il est important de souligner que les deux approches (spatiale et spatio-temporelle) sont complémentaires et fournissent des informations différentes. Ainsi, l'approche spatiale permet par exemple de caractériser un « état » de la contamination en représentant les concentrations de certains contaminants mesurées dans les sédiments. Ces niveaux de contamination peuvent être exprimés par une moyenne, une médiane ou un maximum sur une période donnée, et peuvent également être comparés à des seuils d'écotoxicité préalablement définis (ex : valeurs TEC/PEC ou PNEC) (Lavielle *et al.*, 2013 ; Yu *et al.*, 2011). L'approche spatio-temporelle permet quant à elle de définir si cet « état chimique » tend à s'améliorer, rester stable ou se dégrader, en exprimant l'évolution temporelle de la contamination au cours d'une période donnée. Cette approche peut ainsi être employée pour évaluer l'efficacité de mesures de gestion prises après avoir constaté le mauvais « état chimique » des sédiments dans une zone donnée.

Ainsi, en fonction des objectifs de l'étude, du nombre de sites sur lesquels l'étude est réalisée et des moyens de représentation mis à disposition, il peut être intéressant de doubler les représentations (ex : une carte représentant une étude spatiale et une autre représentant une étude spatio-temporelle), ou idéalement de combiner les deux approches sur une seule représentation (en s'assurant de la lisibilité de celle-ci).

Le Tableau 4 présente plusieurs exemples de représentations cartographiques qui permettent de prendre en compte les dimensions spatiales et temporelles de la contamination sur une zone d'étude. Chacune est brièvement décrite et les avantages et inconvénients sont recensés. En complément des approches déjà présentées précédemment, plusieurs autres exemples de représentation cartographique couplée sont proposés. Une représentation couplée entre les approches 1 (spatiale) et 4 (spatio-temporelle) semble possible, en doublant les informations sur un graphique (cf. approche 5 ou 6 dans le Tableau 4). Cependant ces deux approches risquent d'aboutir à des représentations graphiques peu lisibles lorsque l'on souhaite analyser un grand nombre de stations. Au final, une représentation couplée avec un seul marqueur par station (approche 7) a été retenue. Cette représentation est utilisée par le BRGM pour présenter de manière assez simple les informations sur le niveau des nappes (*i.e.*, hauteur d'eau mesurée par des piézomètres) et la tendance temporelle - stable, à la hausse ou à la baisse - de ce niveau sur chaque station (Figure 10). Dans ce cas, un marqueur unique permet de différencier le niveau (couleur) et la tendance (forme du marqueur, en carré ou en triangle).

**Tableau 4. Différents types d'approche pour la représentation cartographique de la distribution spatiale et spatio-temporelle de la contamination des sédiments**

Type d'approche	Description	Avantages/inconvénients
1. Approche spatiale seule (cf. Figure 7)	Représentation de marqueurs colorés (ex : ●●●●●) indiquant l'état des stations (moyenne, médiane ou maximum sur une période donnée)	<ul style="list-style-type: none"> <li>☺ Permet de visualiser rapidement l'état de la contamination à l'échelle d'une zone donnée</li> <li>☺ Possibilité de comparer à des seuils</li> <li>☹ Pas de prise en compte de la dimension temporelle qui doit être étudiée par une approche séparée (cf. approche n°4)</li> </ul>
2. Approche spatio-temporelle selon Lavielle (2013) (cf. Figure 8)	Comparaison d'une valeur moyenne annuelle à des seuils réglementaire, calcul réalisé ici sur 4 années pour chaque station	<ul style="list-style-type: none"> <li>☺ Prise en compte de la dimension temporelle</li> <li>☺ Possibilité de comparer à des seuils</li> <li>☹ Cartes difficiles à lire et à interpréter</li> </ul>
3. Approche spatio-temporelle selon OSPAR (2010) (cf. Figure 9)	Représentation de marqueurs colorés (ex : ●●●●●) indiquant un état de la contamination des stations (sur 1 année ici), associée à un tableau donnant les proportions de tendances observées sur plusieurs années sur la zone d'étude	<ul style="list-style-type: none"> <li>☺ Permet de visualiser rapidement l'état de la contamination à l'échelle d'une zone donnée</li> <li>☺ Prise en compte de la dimension temporelle</li> <li>☺ Possibilité de comparer l'état de la contamination à des seuils</li> <li>☹ Information sur les tendances globale (pas d'info à l'échelle de la station)</li> </ul>
4. Approche spatio-temporelle avec la méthode HYPE selon Yari <i>et al.</i> (2017)	Représentation de marqueurs (ex : ↓↘→↗↑) indiquant la valeur de la pente de la tendance observée calculée par HYPE	<ul style="list-style-type: none"> <li>☺ Prise en compte de la dimension temporelle</li> <li>☹ Perte de l'information sur l'état de la contamination (nécessite l'approche n°1 pour obtenir cette information séparément)</li> </ul>
5. Approche combinée spatiale/spatio-temporelle	Représentation de marqueurs colorés (ex : ↓↘→↗↑) indiquant la valeur de la pente de la tendance observée calculée par HYPE. Une valeur (moyenne, médiane ou maximum sur une période donnée) indiquée en étiquette des données à côté du marqueur renseigne sur l'état de la contamination.	<ul style="list-style-type: none"> <li>☺ Prise en compte de la dimension temporelle</li> <li>☺ Une seule carte avec les informations sur l'état et les tendances associées</li> <li>☹ Pas de comparaison avec des seuils</li> <li>☹ Risque de surcharge en cas d'un grand nombre de stations</li> </ul>
6. Approche combinée spatiale/spatio-temporelle	Combinaison sur une seule carte des approches n°1 et n°4. Utilisation d'un double	<ul style="list-style-type: none"> <li>☺ Permet de visualiser rapidement l'état de la</li> </ul>

	<p>marquage pour chaque station : l'un pour les tendances calculées par HYPE (ex : ↓↘→↗↑), l'autre pour l'état de la contamination (moyenne, médiane ou maximum sur une période donnée) (ex : ●●●●●)</p>	<p>contamination à l'échelle d'une zone donnée</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>☺ Prise en compte de la dimension temporelle</li> <li>☺ Une seule carte avec les informations sur l'état et les tendances associées</li> <li>☺ Possibilité de comparer à des seuils</li> <li>☹ Risque de surcharge dans le cas d'un grand nombre de stations sur la zone d'étude</li> </ul>
<p><b>7. Approche combinée spatiale/spatio-temporelle</b> (cf. Figure 10)</p>	<p>Utilisation d'un marqueur unique exprimant à la fois les tendances calculées par HYPE et l'état de la contamination : un marqueur flèche (ex : ↓↘→↗↑) exprime la tendance, et la couleur de ce marqueur (ex : ●●●●●) exprime l'état de la contamination (ex : ↘ indique des niveaux de contamination élevés - couleur rouge - mais avec une tendance générale à la baisse de cette contamination) NB. La valeur indiquée peut être la valeur moyenne, la médiane ou max.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>☺ Permet de visualiser rapidement l'état de la contamination à l'échelle d'une zone donnée</li> <li>☺ Prise en compte de la dimension temporelle</li> <li>☺ Une seule représentation avec les informations sur l'état et les tendances associées</li> <li>☺ Possibilité de comparer à des seuils</li> <li>☹ Complexité de mise en œuvre et de lecture (grand nombre de marqueurs différents)</li> </ul>

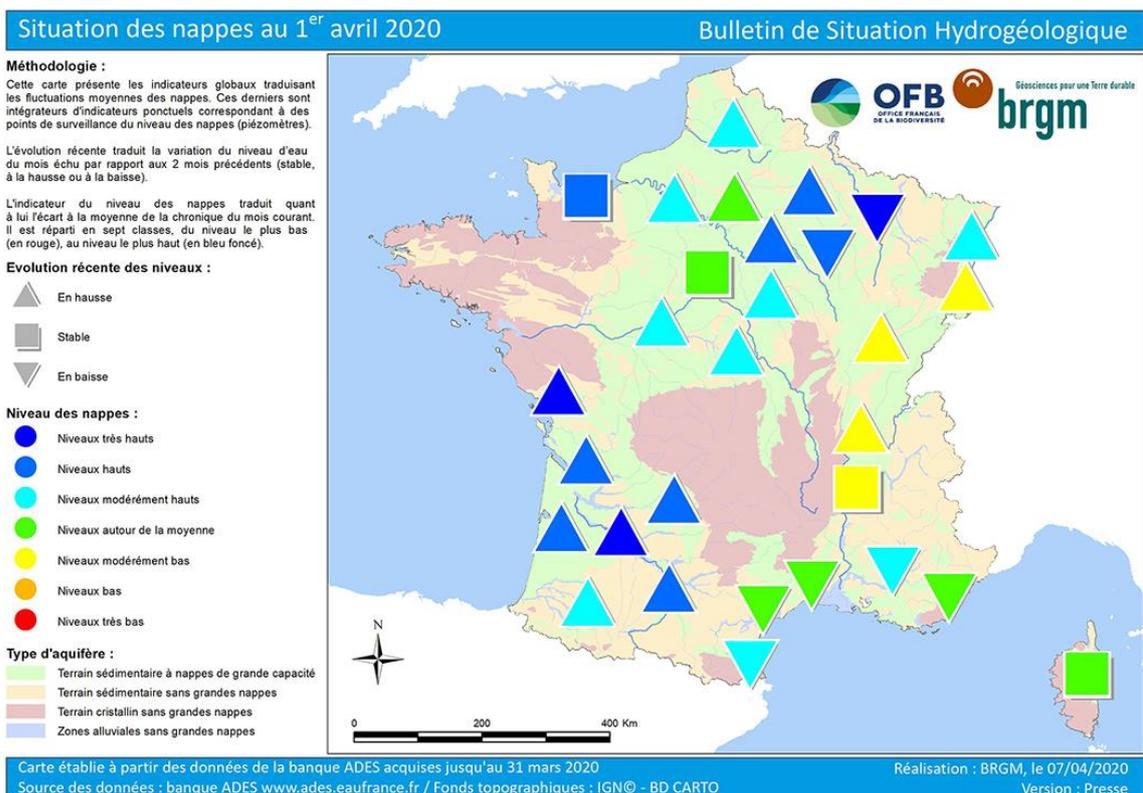


Figure 10. Exemple de représentation de la distribution du niveau des nappes au 1<sup>er</sup> avril 2020 par l'approche combinée spatiale et spatio-temporelle (BRGM, 2020)

### 3.3 APPLICATION A DES DONNEES DE SURVEILLANCE

Afin de tester l'applicabilité des approches présentées dans le Tableau 4, un nouveau jeu de données a été utilisé à partir de la base Naiades. Les données extraites sont des données de contamination des sédiments des cours d'eau du bassin Adour-Garonne, géré par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (AEAG), et portent sur les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). L'extraction des données a été réalisée sur la période 2000-2018.

Une grande variabilité est observée dans le nombre de données par station, par année et par HAP. Il est donc nécessaire de procéder à une première sélection des données, comme dans le cas des données de l'AESN. A titre d'exemple, un HAP en particulier a été étudié : **le benzo(a)pyrène** (noté BaP dans la suite du rapport). En effet, il s'agit d'un micropolluant dont le suivi par les AE est en général très régulier, indiquant ainsi une bonne disponibilité des données. Une première sélection de stations a ainsi été effectuée en conservant uniquement les stations pour lesquelles existent au moins 7 données de concentration de BaP sur la période 2000-2018 : cela représente au total **370 stations**.

Une exploitation de ces données dans une perspective spatio-temporelle a été envisagée en suivant l'approche n°7 du Tableau 4 (représentation des tendances sur une carte).

L'étude préliminaire des données a montré des fréquences de quantification (FQ) de BaP dans les sédiments très variables selon les stations (cf. Tableau 5). Ainsi, bien que plus de la moitié des stations considérées présentent une fréquence de quantification supérieure à 50 %, d'autres stations présentent des FQ bien plus faibles, voire nulles. En fonction des objectifs de l'étude, il est important de définir comment considérer ces stations avec de faibles fréquences de quantification, et s'il faut les conserver ou non pour le traitement des données. Pour rappel, HYPE ramène les valeurs non quantifiées à la LQ et émet un avertissement pour toute station présentant une FQ inférieure à 50 % pour un contaminant donné.

**Tableau 5. Fréquence de quantification du benzo(a)pyrène dans les sédiments des 370 stations AEAG étudiées**

Fréquence de quantification	Nombre et proportion de stations
0 %	27 (7 %)
>0 % et <30 %	64 (17 %)
>30 % et <50 %	54 (15 %)
>50 % et <70 %	79 (21 %)
>70 %	146 (40 %)

Les données en BaP sur ces 370 stations ont été mises en forme afin d'être introduites dans le logiciel HYPE, selon la méthodologie présentée par Yari *et al.* (2017). Les différentes possibilités de normalisation des données ont été étudiées, notamment via la teneur en carbone organique total (COT) ou la distribution granulométrique, mais il n'a pas été possible d'établir de corrélation significative entre les concentrations de BaP et les paramètres normalisateurs disponibles. Ce sont donc uniquement des données brutes qui ont été exploitées.

Pour rappel, HYPE propose deux tests statistiques pour rechercher des tendances significatives : le test de Mann-Kendall et la régression linéaire (Croiset et Lopez, 2013). Chacun de ces deux tests doit répondre à des contraintes avant d'être mis en œuvre. En particulier, le test de Mann-Kendall n'est pas appliqué dans le cas où les chroniques de données contiennent strictement moins de 10 données, ce qui peut être le cas dans le cas des jeux de données étudiés ici. La régression linéaire n'est quant à elle calculée que pour des chroniques présentant au moins 5 données, avec une distribution normale de ces données.

Plusieurs cas de figure peuvent ainsi se présenter :

- Aucun des tests n'est appliqué  
*Exemple : pour une chronique de 9 données non normalement distribuées*
- Seul l'un des tests est appliqué  
*Exemples : pour une chronique de 11 données non normalement distribuées, seul le test de Mann-Kendall est appliqué. Pour une chronique de 8 données normalement distribuées, seule la régression linéaire est effectuée*
- Les deux tests sont appliqués et fournissent des résultats cohérents

*Exemple : pour une chronique de 11 données normalement distribuées où les deux tests sont appliqués et indiquent une tendance à la baisse de la contamination.*

- Les deux tests sont appliqués et fournissent des résultats divergents

*Exemple : les deux tests sont appliqués pour une chronique de 11 données normalement distribuées ; le test de Mann-Kendall fournit une tendance à la baisse tandis que la régression linéaire n'identifie pas de tendance significative<sup>3</sup>.*

Il importe donc de définir quel résultat de tendance est retenu en fonction de ces différents cas de figure. La démarche représentée sur la Figure 10 peut par exemple être adoptée.

A l'issue du traitement des données pour le benzo(a)pyrène dans les sédiments par HYPE, les différents résultats de tendances obtenus se répartissent dans les différents cas indiqués sur le logigramme (Figure 1). Les résultats sont reportés dans le Tableau 6. Dans la majorité des cas, les données n'ont pas pu faire l'objet d'une étude des tendances, les données disponibles ne satisfaisant pas les critères d'application des tests statistiques de HYPE (i.e., distribution normale et/ou nombre de données minimum). Au final, **138 stations** sur les 370 initialement retenues ont pu faire l'objet d'une étude des tendances.

---

<sup>3</sup> A priori, le seul cas possible est que l'un des tests calcule une tendance significative (à la hausse ou à la baisse) tandis que l'autre n'identifie aucune tendance significative. Il est extrêmement improbable que les deux tests identifient des tendances de signes opposés.

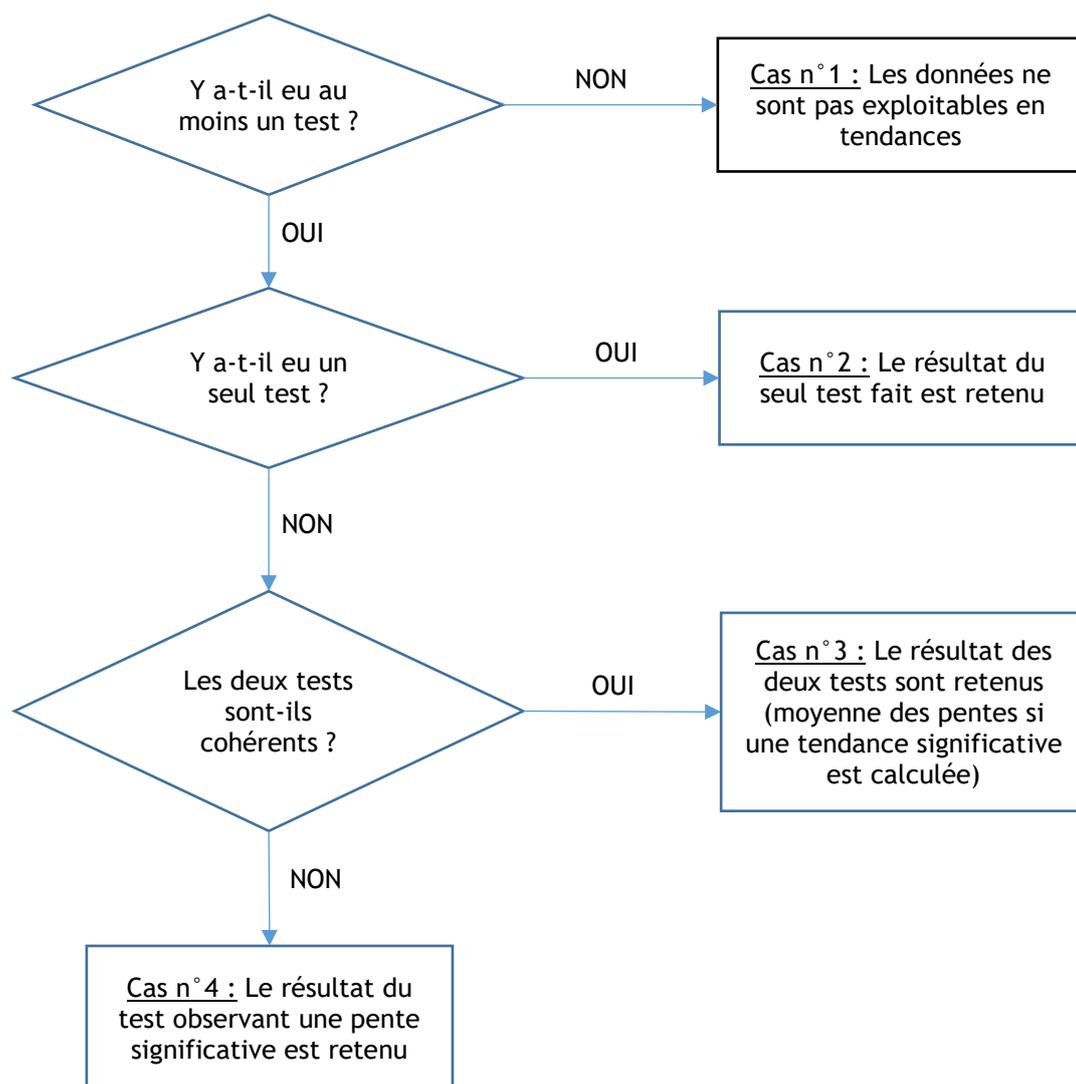


Figure 11. Méthode de prise en compte des résultats des tests statistiques (Mann-Kendall et régression linéaire) mis en œuvre par HYPE

Tableau 6. Répartition des différents résultats de l'étude des tendances des concentrations du benzo(a)pyrène dans les sédiments de 370 stations de l'AEAG.

Cas de figure	Nombre et proportion de stations
1 - Aucun test réalisé	232 (62,7 %)
2 - Un seul test réalisé (Mann-Kendall)	121 (32,7 %)
3 - Deux tests réalisés (Mann-Kendall et régression linéaire) avec résultats cohérents	15 (4,1 %)
4 - Deux tests réalisés avec résultats divergents	2 (0,5 %)

Pour la représentation graphique, la concentration moyenne de BaP a été calculée pour chaque station sur la période 2000-2018. Les 137 stations ont ensuite été réparties dans différentes classes de concentrations moyennes de BaP afin de permettre une représentation graphique simplifiée.

Afin de mieux discriminer les stations les plus contaminées, deux classifications ont été réalisées :

- une classification en 3 classes se basant sur la valeur de la PNEC (concentrations sans effet prévisible pour l'environnement de 91,5 µg/kg de poids sec dans les sédiments pour le BaP ; EC, 2011) qui détermine le seuil entre les deux premières classes, et une valeur de 10 fois la PNEC pour différencier les 2<sup>ème</sup> et 3<sup>ème</sup> classes.
- une classification en 4 classes se basant sur la méthode des effectifs progressifs, telle que décrite par exemple par Castel *et al.* (2014) dans le cadre du projet SPAL sur la Loire (Figure 6).

Les tendances estimées par le logiciel HYPE ont été représentées graphiquement en proposant deux formes possibles : des flèches ou des symboles (triangles et rectangles).

En combinant les deux classifications des concentrations moyennes (repérées sur les cartes par des couleurs) et les deux modes de représentations des tendances, 4 cartographies de la concentration de BaP dans les sédiments du bassin Adour-Garonne sur les 137 stations retenues sont présentées (Figure 12 et 13). Les informations sur l'occupation des sols, récupérées à partir de la base de données Corine Land Cover (CLC), ont également été représentées afin de donner de premiers éléments de contexte quant aux niveaux de concentration observés.

Ces représentations sont assez faciles à réaliser à partir des coordonnées géographiques des stations, des concentrations moyennes de BaP et des résultats des tendances obtenues avec HYPE en utilisant des logiciels de Système d'Information Géographique (SIG) libres comme QGis<sup>4</sup>.

La répartition des stations en 3 ou en 4 classes permet de visualiser une contamination essentiellement localisée sur le bassin versant de la Charente (nord-ouest du bassin AG) avec des niveaux plus élevés sur cette zone, ainsi que des « *hot spots* » répartis de façon plus diffuse sur le bassin. Relativement peu de tendances significatives de concentrations sont observées sur l'ensemble des stations étudiées (16 à la baisse et 5 à la hausse, sur un total de 138 stations ; résultats obtenus selon la méthode détaillée sur la Figure 11).

---

<sup>4</sup> <https://www.qgis.org/fr/site/forusers/download.html>

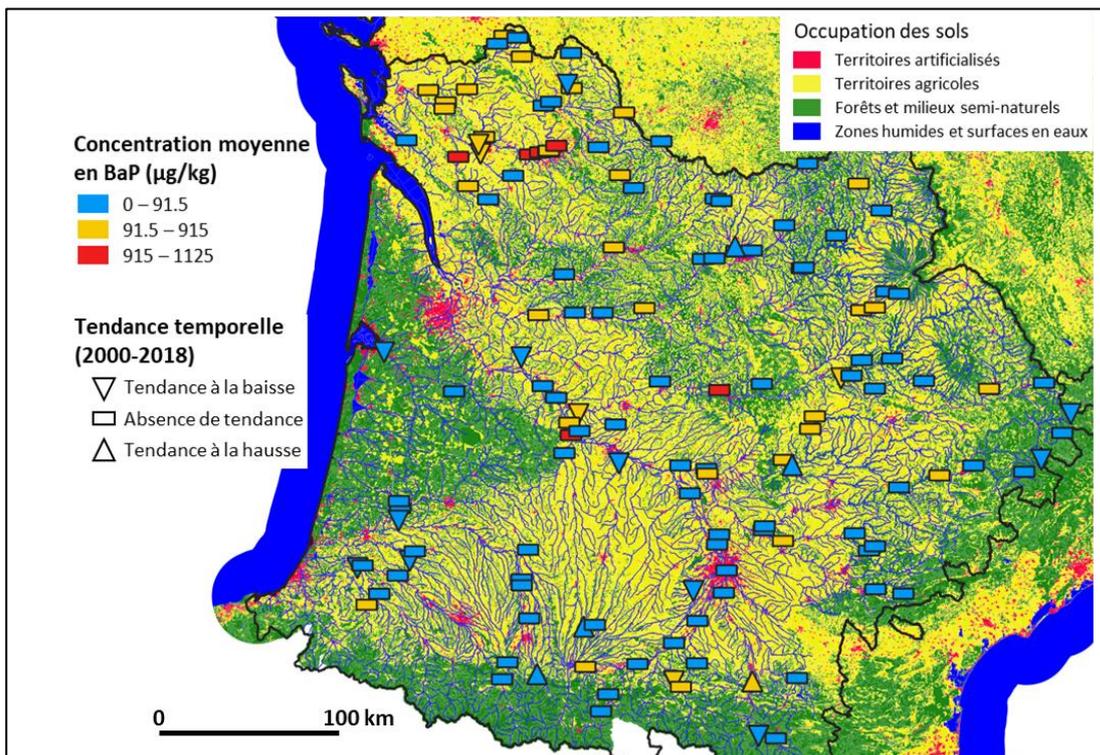
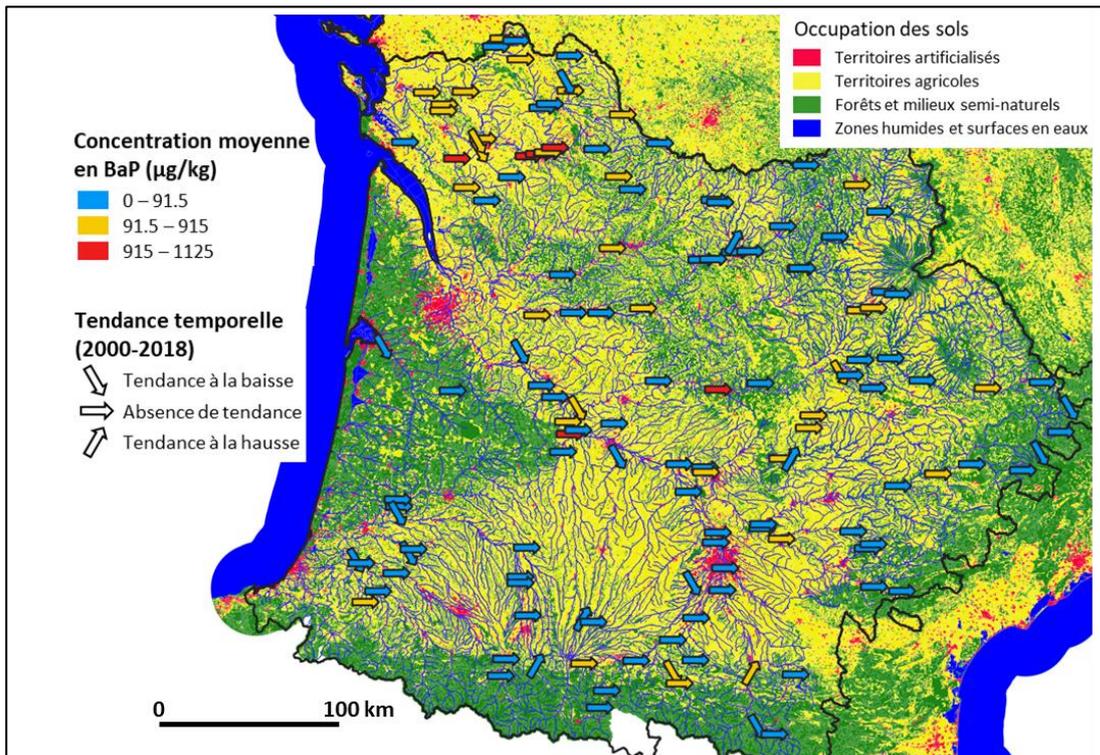


Figure 12. Distribution des niveaux de concentration de BaP dans les sédiments sur le bassin Adour Garonne sur une sélection de 137 stations par l'approche combinée spatiale et spatio-temporelle (moyenne sur la période 2000-2018) ; répartition en 3 classes de contamination en fonction de la valeur de la PNEC (classification d'occupation des sols simplifiée, selon la base Corine Land Cover). Les deux graphiques présentent la même information, la seule différence étant la forme des marqueurs pour la représentation des tendances.

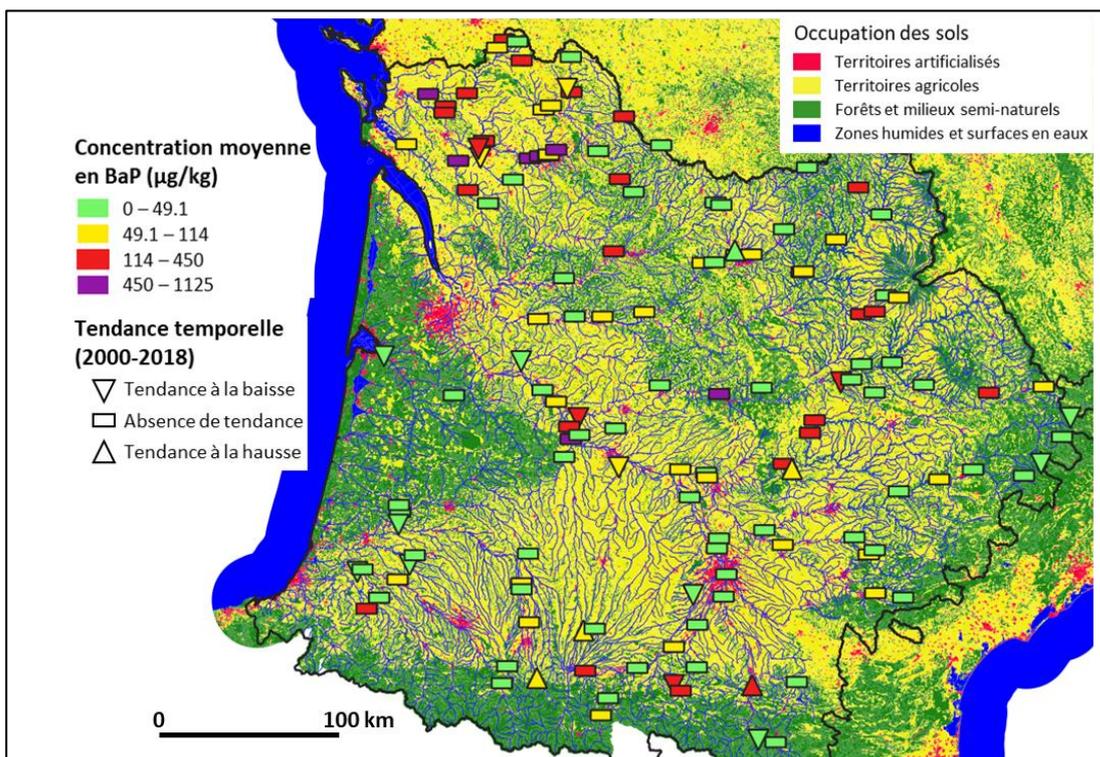
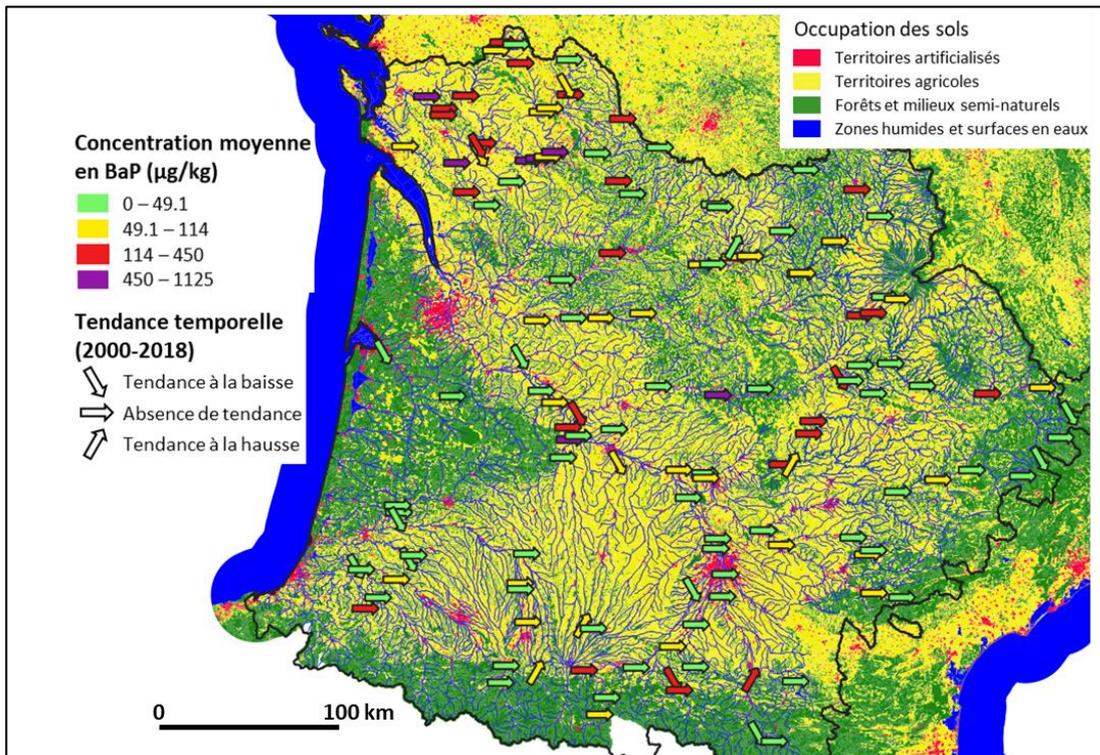


Figure 13. Distribution des niveaux de concentration de BaP dans les sédiments sur le bassin Adour Garonne sur une sélection de 137 stations par l'approche combinée spatiale et spatio-temporelle (moyenne sur la période 2000-2018); répartition en 4 classes de contamination selon la méthode des effets progressifs (classification d'occupation des sols simplifiée, selon la base Corine Land Cover). Les deux graphiques présentent la même information, la seule différence étant la forme des marqueurs pour la représentation des tendances.

#### **4. CONCLUSION ET PERSPECTIVES**

Des jeux de données issues de la surveillance chimique des sédiments de surface des bassins Seine Normandie (SN) et Adour Garonne (AG) ont été exploités pour illustrer différents types d'études spatiales et ont permis de proposer des pistes concrètes pour l'exploitation des données collectées par les agences de l'eau (AE). Dans le cas des métaux, afin d'obtenir une représentation globale de la contamination, que ce soit sur un linéaire de cours d'eau ou sur l'ensemble du bassin, tout en s'affranchissant de la variabilité des fonds géochimiques, l'utilisation d'un indice de contamination est proposée, tel que le Pollution Load Index (PLI). Des indices globaux peuvent aussi être utilisés dans le cas des familles de contaminants organiques comme, par exemple, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB) ou les polybromodiphényléthers (PBDE).

L'interprétation des données de surveillance des sédiments nécessite de documenter des données sur les paramètres normalisateurs (ex : Al ou Fe dans le cas des métaux, COT pour les contaminants organiques), afin d'être en mesure de calculer des indices aussi fiables et robustes que possible de la contamination des sédiments (ex : facteurs d'enrichissement pour les métaux). Il est également nécessaire de documenter les données sur les fonds géochimiques dans le cas des métaux. Le choix du type d'exploitation des données disponibles sur les contaminants en vue de leur représentation graphique dépend donc également des données et informations complémentaires disponibles (i.e., paramètres normalisateurs, fonds géochimiques).

Dans le cas des métaux, l'application de l'indice PLI a été testée dans deux types de représentation spatiale, le long d'un cours d'eau et à l'échelle de l'ensemble du bassin SN. Le PLI a l'avantage de tenir compte des fonds géochimiques. De plus, le calcul du PLI s'adapte au nombre de métaux à prendre en compte, mais il est essentiel de bien indiquer les métaux pour lesquels il est calculé afin de s'assurer d'une bonne comparabilité des données. Le PLI est donc particulièrement adapté à l'exploitation de données des AE. En revanche, le PLI ne prend pas en compte la variabilité des distributions granulométriques des sédiments, à l'inverse du FE.

Pour les contaminants organiques, deux modes de représentation graphique de la distribution spatiale des contaminants et des tendances temporelles associées ont été proposés, avec des catégories prenant en compte ou non les seuils d'écotoxicité. Les représentations sont relativement aisées à réaliser à l'aide des outils tels que HYPE pour les tendances, et des logiciels de Système d'Information Géographique (SIG) libres comme QGIS.

## 5. BIBLIOGRAPHIE

BRGM, 2020. Bulletin de situation hydrogéologique au 1er avril 2020, <https://www.brgm.fr/publication-presse/etat-nappes-eau-souterraine-1er-avril-2020>.

Castel P-A., Curie F., Grosbois C. *Projet SPAL: Spatial Analyses of the Loire*. GÉHCO, Université de Tours, 2014, p. 59.

CE, *Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau*. Journal officiel des Communautés européennes, 2000, p. 72.

CE, *Directive 2008/105/CE du Parlement Européen et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, modifiant et abrogeant les directives du Conseil 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE et modifiant la directive 2000/60/CE*. Journal officiel de l'Union Européenne, 2008, p. 14.

EC, 2011. 5-6 Rings Polyaromatic Hydrocarbon (PAH) - EQS dossier. CIRCAB, European Commission. <https://circabc.europa.eu/sd/d/4e13a4c4-07b9-4e55-a43d-823e7cd4ce82/PAH%20EQS%20dossier%202011.pdf>.

Croiset N., Lopez B. *HYPE : Outil d'analyse statistique des séries temporelles d'évolution de la qualité des eaux souterraines - Manuel d'utilisation*. ONEMA, 2013, Rapport BRGM/RP-65519-FR, p. 64.

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. *Spatial and temporal trends in PCBs in sediment along the lower Rhône River, France*. Science of the Total Environment, 2012, 433, 189-197.

Dung T.T.T., Cappuyns V., Swennen R., Phung N.K. *From geochemical background determination to pollution assessment of heavy metals in sediments and soils*. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 2013, 12, 335-353.

Grosbois C., Meybeck M., Lestel L., Lefèvre I., Moatar F. *Severe and contrasted polymetallic contamination patterns (1900-2009) in the Loire River sediments (France)*. Science of The Total Environment, 2012, 435-436, 290-305.

Horowitz A., Meybeck M., Idlafkih Z., Biger E. *Variation of trace elements contamination in the Seine river basin using floodplain deposits and streambed sediments*. Hydrological Processes, 1998, 13, 1329-1340.

Lavielle J. *Etat de la contamination des eaux superficielles par les substances dangereuses en région Île-de-France*. DRIEE Île-de-France, 2013, p. 57.

Lionard E., Coquery M., Dabrin A. *Méthodologies d'évaluation de tendances spatiales et temporelles des teneurs en contaminants dans les sédiments*. Rapport AQUAREF, **2015**, p. 68.

Meybeck M., Horowitz A.J., Grosbois C. *The geochemistry of Seine River Basin particulate matter: distribution of an integrated metal pollution index*. Science of the Total Environment, **2004**, 328, 219-236.

OSPAR. *Bilan de santé 2010*, Chapitre 5 : « Substances dangereuses », Commission OSPAR, **2010**, p. 177.

Sterckeman T., Douay F., Baize D., Fourrier H., Proix N., Schwartz C. *Trace elements in soil developed in sedimentary materials from Northern France*. Geoderma, 136, **2006**, 912-929.

Thévenot D.R., Meybeck M., Lestel L. *Métaux lourds : des bilans en mutation*. Rapport de synthèse du Programme PIREN-Seine 1998-2001, **2002**, p. 78.

Yari A., Dabrin A., Coquery M. *Méthodologie d'évaluation des tendances temporelles et des distributions spatiales des concentrations de contaminants dans les sédiments*. Rapport AQUAREF, **2017**, p. 124.

Yari A., Dabrin A., Coquery M. *Recommandations pour l'estimation des tendances temporelles de contamination dans les sédiments et les matières en suspension*. Techniques Sciences Méthodes, **2019**, 6, 71-84.

Yu G.B., Liu Y., Yu S., Wu S.C., Leung A.O.W., Luo X.S., Xu B., Li H.B., Wong M.H. *Inconsistency and comprehensiveness of risk assessments for heavy metals in urban surface sediments*. Chemosphere, **2011**, 85, 1080-1087.