

POMOSED (2019-2021)



**Phosphore mobilisable dans les sédiments
de plans d'eau :**
Quels paramètres pertinents pour l'évaluation des stocks ?

Rapport d'étape #1 - Novembre 2020

Véronique Deluchat, Claire Lix, Marion Rabiet, Malgorzata Grybos, Patrice Fondanèche, Karine Cleries, Anne Blondeau Da Silva

Laboratoire PEIRENE-Eau - EA 7500 - Faculté des Sciences et Techniques - Université de Limoges - 123 avenue Albert Thomas - 87060 Limoges Cedex

Pierre-Alain Danis

Office Français de la Biodiversité - Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique (DR AS) - Pôle R&D ECLA (ECosystèmes LAcustres) – 3275 route de Cézanne – CS 40061 – 13 182 Aix-en-Provence Cedex 5

Personne de contact :

Pour citer ce rapport :

SOMMAIRE

I. Contexte de programmation et de réalisation	5
I.1 Contexte réglementaire	5
I.2. Description du projet POMOSSED	6
1.3. Contenu du rapport d'étape#1 : objectif 1 – analyse statistique	7
II. Données et méthodes de traitement	9
II.1. Origine des données	9
II.1.1. BDD Naïades	9
II.1.2. BDD plan d'eau et bassin versant de l'OFB, BDD Corine Land Cover	10
II.2. Traitement des données	10
II.2.1. Nettoyage, harmonisation et vérification des données	11
II.2.2. Paramètres physico-chimique étudiés	13
II.2.3. Focus sur le phosphore (PT) sédimentaire	15
III. Analyses statistiques	19
III.1. Méthodes d'analyses statistiques et jeu de données	19
III.1.1. Analyse des variables quantitatives	19
III.1.2. Analyse de la relation entre les variables quantitatives et les variables qualitatives	19
III.1.3. Jeux de données	20
III.2. Résultats et interprétations	20
IV. Volets et livrables	29
V. Bibliographie	30

I. Contexte de programmation et de réalisation

I.1. Contexte réglementaire

La Directive Cadre Européenne sur l'Eau 2000/60/CE du 23 octobre 2000 impose aux états membres de l'Union Européenne des objectifs de résultats visant à atteindre le « bon état » pour tous les milieux aquatiques incluant les masses d'eau plan d'eau. Initialement prévue avant fin 2015, l'atteinte des résultats peut être prorogée jusqu'en 2021 ou 2027.

Les masses d'eau plan d'eau constituent une ressource d'intérêt, de par la diversité des usages associés : potabilisation, irrigation, hydroélectricité, production piscicole, activités récréatives. Ce sont aussi des lieux de vie, avec une biodiversité propre, qu'elle soit ordinaire ou remarquable. En France, on dénombre environ 550 000 plans d'eau de plus de 100 m² dont environ 600 de taille supérieure à 50 hectares. Dans son rapport sur l'état écologique des eaux de surface de 2013 établi en application de la DCE, l'agence de l'eau Loire-Bretagne souligne que le pourcentage de masse d'eau plan d'eau en bon ou très bon état reste faible et oscille entre 19 % et 28 % (AELB, 2015). Bien que ces évolutions soient à considérer avec précaution (nombre de plans d'eau suivis, changement des règles d'évaluation), l'AELB souligne que « *le principal facteur déclassant reste l'eutrophisation due aux excès de nutriments, en particulier de phosphore* ».

L'eutrophisation est un phénomène rencontré dans un grand nombre de plans d'eau et représente un problème majeur pour la plupart des usages et une réelle menace sur la biodiversité et intéresse par conséquent l'ensemble des acteurs associés : état, collectivités, agriculteurs, gestionnaire des barrages, fédérations de pêche, pisciculteurs, associations (usagers, sports nautiques ...). Dans les systèmes continentaux, le facteur limitant de l'eutrophisation étant le phosphore (P), une attention particulière est apportée à cet élément. En effet, un apport important de nutriments (azote, phosphore) dans les masses d'eau conduit à un développement massif de macrophytes ou d'espèces phytoplanctoniques ayant à terme pour conséquence un appauvrissement de la teneur en oxygène dissous, une baisse de la biodiversité dans le système aquatique, avec des conséquences sur les aptitudes aux usages. Des efforts conséquents ont été faits pour réduire les rejets de P dans les eaux de surface, cependant dans les plans d'eau, la contribution du P sédimentaire dans le phénomène d'eutrophisation peut suffire à maintenir les efflorescences à cyanobactéries, étant données les faibles concentrations suffisantes pour l'apparition de ces blooms (10 à 25 µg/L). En effet, il s'avère que les plans d'eau ont constitué depuis des dizaines d'années des stocks de P au sein du compartiment sédimentaire. Ce P accumulé au fond des lacs/réservoirs est susceptible d'être libéré dans l'eau en fonction des conditions bio-physico-chimiques et ainsi contribuer au maintien de l'état eutrophe des plans d'eau. L'évaluation de la qualité des sédiments de plans d'eau et du risque de transfert de P sédimentaire vers la colonne d'eau est donc devenue un enjeu majeur.

Associée à ces objectifs de résultats « bon état », la DCE requiert la mise en œuvre de programmes de surveillance selon l'Arrêté du 25 janvier 2010 (MEDDE, 2010) qui établit un programme de surveillance de l'état des eaux afin de dresser un bilan cohérent et complet. Ce programme s'applique aux masses d'eau souterraine et de surface dont font partie les plans d'eau, en considérant également la phase sédimentaire et l'eau interstitielle.

A l'heure actuelle, environ 500 masses d'eau plans d'eau sont suivies en France dans le cadre du suivi réglementaire. Cela concerne les plans d'eau d'origine naturelle de taille supérieure ou égale à 50 ha mais également les plans d'eau d'origine anthropique choisis en fonction de leur taille et de leur représentativité sur le territoire (MEDDE, 2010). Dans le volet « description des outils, méthodes d'échantillonnage, de traitement et d'analyses des échantillons pour les plans d'eau » de l'annexe IV, la DCE préconise pour le programme surveillance des eaux, un suivi sur le compartiment eau et sédiment avec une liste de paramètres à suivre et une fréquence de mesure.

Dans ce contexte, l'Office Français de la Biodiversité (OFB) (fusion de l'Agence Française pour la Biodiversité (AFB) et de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS) le 01/01/2020) a réalisé un recueil des besoins concernant la surveillance et l'évaluation DCE de l'état des eaux et milieux aquatiques (AFB, 2018) dans lequel des besoins liés à la caractérisation physico-chimique des systèmes ont été relevés. En effet, l'OFB dispose aujourd'hui de données physico-chimiques sur les sédiments de 476 plans d'eau et ce depuis 2005.

Ainsi, les besoins identifiés par l'OFB sont d'analyser et de critiquer les données de ces suivis sédimentaires réalisés en routine dans les réseaux et en particulier, d'analyser leur pertinence pour l'estimation des stocks de nutriments dans les sédiments et des flux de nutriments à l'interface eau/sédiment.

De ce fait pour les paramètres physico-chimiques généraux des groupes 4, 4bis et 5, la réglementation impose une analyse des sédiments de surface (0-2/3 cm) une fois par an, le prélèvement étant effectué à la fin de l'été. Ce suivi est réalisé sur un prélèvement composite de sédiment de surface (constitué au minimum de 3 prélèvements espacés d'un mètre ou deux) par plan d'eau dans la zone la plus profonde (déterminée par bathymétrie) (AQUAREF, 2017). La caractérisation du solide comprend la granulométrie, les teneurs en phosphore total (P_{tot}), matière organique (MO), azote Kjeldahl, ainsi que les éléments métalliques Fe, Al et Mn. Une analyse de l'eau interstitielle comprenant les teneurs en orthophosphates, en phosphore total et en ammonium est également réalisée.

I.2. Description du projet POMOSED

Le projet POMOSED a débuté le 01/10/2019 et se terminera le 30/11/2021. Il vise à apporter des éléments de réponse à des questions intéressant les gestionnaires et les services de l'état dans un contexte réglementaire concernant l'évaluation des masses d'eau plan d'eau.

Les questions auxquelles nous nous attacherons à répondre sont :

- Est-ce que les données actuelles permettent une représentation « juste » de la qualité des sédiments vis-à-vis du phosphore et du risque de transfert vers la colonne d'eau ?
- Est-il possible d'établir une grille de qualité pour les sédiments vis-à-vis du phosphore total (PT)? en fonction des typologies de plan d'eau ? des typologies de sédiment ?
- Dans la négative, quels paramètres et/ou stratégie d'échantillonnage permettraient une meilleure évaluation du risque environnemental et de la qualité des sédiments ?

Pour répondre à ces différentes questions, le projet sera articulé autour de 3 objectifs majeurs :

1/ Objectif 1 : Analyses des données issues du suivi réglementaire et sélection des plans d'eau pour une analyse approfondie

Il est proposé de réaliser une **analyse statistique** des données existantes sur le compartiment sédimentaire des plans d'eau DCE et d'identifier des facteurs (intrinsèques aux sédiments ou environnementaux tels que les caractéristiques du bassin versant) pouvant expliquer les variabilités observées. Cette première analyse participera également à la sélection des plans d'eau qui feront l'objet d'analyses du phosphore potentiellement mobilisable PPM (objectif 2).

2/ Objectif 2 : Pertinence des paramètres mesurés sur la fraction solide des sédiments de plans d'eau pour l'estimation du P potentiellement mobilisable (PPM) vers la colonne d'eau.

Dans les sédiments, le P est présent sous différentes formes (associé à différentes fractions constitutives du solide) et selon les conditions du milieu, il sera en mesure d'être mobilisé dans l'eau ou stocké de manière pérenne. On définit ainsi le **phosphore potentiellement mobilisable** (PPM) qui correspond à une fraction du phosphore total capable de migrer vers la colonne d'eau selon les conditions physico-chimiques du milieu. Il s'agit de l'estimation d'une quantité maximale du transfert du P sédimentaire vers la colonne d'eau. L'objectif soulevé ici est de déterminer si les différents paramètres mesurés dans le cadre du suivi réglementaire dans le sédiment (P_{tot} , granulométrie, Fe, Al, Mn, MO) permettent d'estimer la fraction de PPM vers la colonne d'eau et ce, en tenant compte du contexte du plan d'eau (typologie, hydroécocorégion (HER), occupation des sols, modalités de gestion...). L'évaluation du PPM sera réalisée sur un nombre de plan d'eau (à déterminer précisément) compris entre vingt et trente sélectionnés selon leur typologie et/ou les caractéristiques des sédiments (objectif 1).

3/ Objectif 3 : Pertinence de la stratégie d'échantillonnage des sédiments de plans d'eau en vue d'une estimation des stocks de P sédimentaire de surface.

L'objectif est de mieux contraindre la **variabilité spatiale** des paramètres de caractérisation des sédiments (granulométrie, composition chimique) et ainsi d'évaluer le niveau de précision de l'évaluation du stock de surface de P, obtenue à partir de cette stratégie d'échantillonnage. Il s'agit ici d'améliorer la caractérisation des sédiments d'un point de vue quantitatif. L'estimation fine du stock de P sera réalisée sur deux ou trois plans d'eau sélectionnés à partir des études précédentes (objectifs 1 et 2).

I.3. Contenu du rapport d'étape #1 : objectif 1 - analyse statistique

Ce rapport présente l'analyse statistique des données issues du suivi règlementaire (objectif 1). La sélection des plans d'eau sera présentée dans le rapport d'étape #2 avec notamment l'évaluation du PPM (objectif 2).

L'analyse statistique a été réalisée à partir des données physico-chimiques existantes sur le compartiment sédimentaire des plans d'eau DCE afin d'établir si possible des relations entre le P sédimentaire et la qualité des sédiments (granulométrie, Fe, Al, Mn, CO). Des outils statistiques types analyses en composante principale (ACP) ont été mis en œuvre afin d'identifier le cas échéant des facteurs expliquant les variations des teneurs en P total sédimentaire et de les relier aux caractéristiques intrinsèques du sédiment voire du plan d'eau (typologie, surface, profondeur), du bassin versant (surface, morphologie, occupation des sols, activités anthropiques, ...) et de l'hydroécocorégion (HER).

Ce rapport est structuré en 2 parties :

- Chapitre II : Un premier travail préliminaire de tri et sélection des données a été réalisé. Nous avons pu soulever ainsi un certain nombre de problèmes et ainsi avons proposé des voies d'amélioration ou de correction de la base de données.
- Chapitre III : Dans un second temps, une analyse statistique a été réalisée et les principaux résultats sont présentés.

II. Données et méthodes de traitement

En amont du traitement statistique, un important travail de tri et de « nettoyage » des données a dû être réalisé. Ce travail a permis de mettre en exergue différents problèmes (données erronées ou incomplètes, doublons, différentes unités utilisées pour le même paramètre) dont les principaux sont présentés dans ce chapitre.

II.1. Origine des données

Deux types de données ont été intégrés à cette étude :

- Données physico-chimiques issues de la base de données (BDD) Naïades,
- Des données environnementales issues des BDD plan d'eau et bassin versant de l'OFB et ainsi que des données extraites de la BDD Corine Land Cover.

II.1.1. BDD Naïades

La BDD Naïades accessible à l'adresse suivante <http://www.naiades.eaufrance.fr/acces-donnees#/physicochimie> est alimentée par les 6 Agences de l'Eau et comprend les paramètres suivis dans le cadre des réseaux nationaux : réseau de contrôle de surveillance (RCS), réseau de contrôle opérationnel (RCO), réseau de référence pérenne (RRP), ainsi que le réseau complémentaire de bassin (RCB). Concernant le support sédiment, cette base de données couvre à la fois la fraction particulaire et la fraction eau interstitielle et contient ainsi plus de 650 paramètres (contaminants organiques tels que les pesticides ou les hydrocarbures, métaux tels que Pb, Cu). Les fréquences d'analyses sont très variables selon les sites, la fraction et les paramètres. La DCE recommande à minima une analyse par an des sédiments et ce tous les 6 ans (période correspondant au cycle des plans de gestion DCE). En fonction des résultats et du risque de non atteinte des objectifs DCE, des suivis plus rapprochés peuvent être mis en place.

A la date d'extraction des données (18/11/2019), les données couvrent la période de 2005 à 2018, ce qui représente **223 670** mesures au total, pour **371** plans d'eau (PE) (Figure 1). Les PE se répartissent de la manière suivante sur le territoire entre les différentes Agences de l'Eau : 115 PE en Loire Bretagne, 105 PE en Adour Garonne, 16 PE en Seine Normandie, 107 en AE Rhône Méditerranée Corse, 23 PE en Rhin Meuse et 5 PE en Artois Picardie. Parmi eux, 28 plans d'eau sont considérés de référence, par définition ces derniers ont plus de 90 % de la surface de leur bassin versant en territoires naturels (forêts et zones humides). Ces 28 PE sont majoritairement situés sur le territoire de l'agence RMC (Figure 1).

Dans les sédiments, le phosphore est retenu sur/avec différentes phases porteuses que sont les oxyhydroxydes de fer, manganèse, la matière organique, les minéraux carbonatés et ce en lien étroit avec la granulométrie (Liu et al., 2013; Lopez et al., 2009; Rapin et al., 2020). Ainsi, sur l'ensemble des métriques présents dans la BDD, les paramètres physico-chimiques suivants ont été sélectionnés dans la fraction solide des sédiments : phosphore total (PT), fer (Fe), aluminium (Al), manganèse (Mn), carbone organique (CO), azote Kjeldahl (NKJ), carbonates (CO₃) et les différentes classes

granulométriques. A noter que Le calcium et le magnésium ne sont pas présents dans la base de données Naïades.

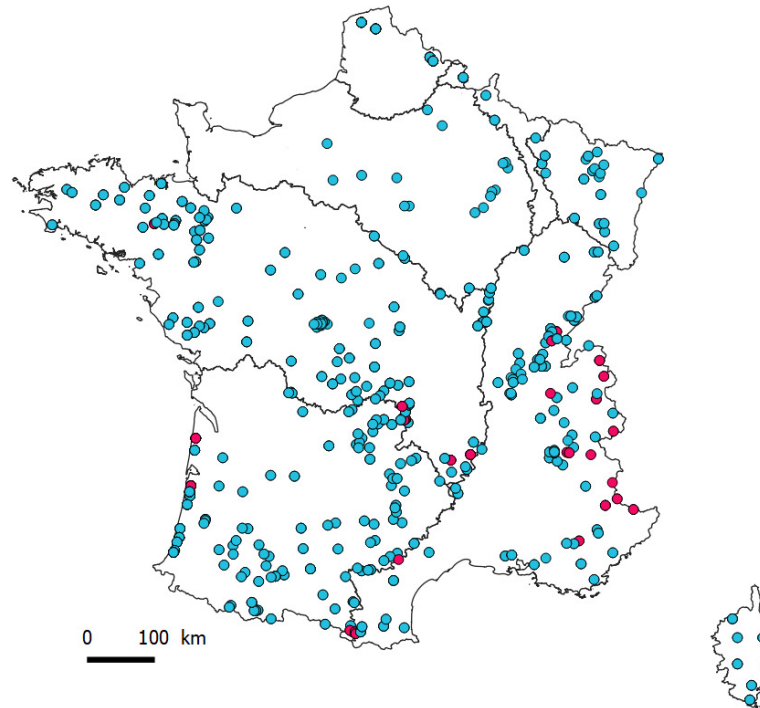


Figure 1 : Carte des plans d'eau références (en rose) et non référence (en bleu) ayant fait l'objet d'au moins un suivi DCE au niveau du compartiment sédiment à la date du 18/11/2019.

II.1.2. BDD plan d'eau et bassin versant de l'OFB, BDD Corine Land Cover

Ces BDD contiennent des données environnementales ainsi que des descripteurs des plans d'eau et du bassin versant. La BDD PE regroupe notamment les données de superficie, de profondeur, de volume et d'altitude des plans d'eau, ainsi que leur hydroécocorégion, la typologie et la forme de leur cuvette. La BDD BV regroupe quant à elle les données de superficie, de périmètre, d'altitude, de densité de population et de pente moyenne du bassin versant (liste non exhaustive). Les données d'occupation des sols obtenues via Corine Land Cover pour l'année 2012 ont également été intégrées.

II.2. Traitement des données

Le travail préalable de collection, d'extraction des données correspondant aux plans d'eau et de vérification et harmonisation de ces données a nécessité plusieurs mois de travail.

Etant donné l'absence d'outils de requête spécifique pour les plans d'eau sur le site de Naïades, l'extraction des données des plans d'eau a impliqué le couplage de la BDD Naïades avec la BDD Plan d'eau afin de sélectionner les codes stations recherchés. En effet, plusieurs codes sont attribués par plan d'eau (code station, code lac propre à l'OFB et code Gene) et le code station a été utilisé comme champs commun pour pouvoir associer les données environnementales. Il y a au maximum un

prélèvement par an par plan d'eau, ce qui a permis la création d'un champs « année » à partir du champ « date de prélèvement ». Les données ont ensuite été formatées en créant une ligne par couple (code station, année d'échantillonnage).

II.2.1. Nettoyage, harmonisation et vérification des données

La base de données de physico-chimie présentait quelques erreurs et incohérences qui ont nécessité une étape de repérage et correction des données indispensable à la suite du travail.

- Suppression des doublons

Le formatage des données a permis de mettre en évidence des doublons. Par exemple, sur 2018, on dénombrait 679 doublons qui ont donc été supprimés.

- Harmonisation des dénominations de paramètres et des unités

Une harmonisation des dénominations de paramètres ou de fractions identiques a été nécessaire dans un premier temps.

Ce fut le cas en particulier pour les classes granulométriques. Différentes classes granulométriques sont reportées dans la base de données avec des occurrences très différentes (Tableau 3) et portant des informations complémentaires, redondantes ou incomplètes suivant les plans d'eaux et les années d'analyse. Une harmonisation des dénominations de paramètres identiques a donc été nécessaire. Par exemple, les classes granulométriques « Particules < 2 μm » et « < 2 μm » (codes SANDRE 3050 et 2842) représentent bien la même classe granulométrique mais ne sont pas nommées de la même manière par les différentes Agences de l'Eau. Ces deux codes « paramètre » ne sont utilisés que par les agences Loire Bretagne, Adour Garonne et Artois Picardie (Figure 2). De plus on observe une hétérogénéité des paramètres mesurés dans le temps, le paramètre « Particules < 2 μm » n'étant mesuré qu'entre 2009 et 2015. De même, les classes granulométriques « 40 - 63 μm » et « Sable fin 40 - 63 μm » (codes SANDRE 2845 et 3372) représentent bien la même classe granulométrique. Depuis 2015, le code 3372 est gelé tandis que le code 2845 est validé et actif.

Un important travail de regroupement des classes granulométriques a donc été effectué afin de recalculer 6 fractions granulométriques homogènes ($0 < \emptyset < 2 \mu\text{m}$, $2 < \emptyset < 20 \mu\text{m}$, $20 < \emptyset < 63 \mu\text{m}$, $63 < \emptyset < 200 \mu\text{m}$ et $63 < \emptyset < 900 \mu\text{m}$). Une vérification du total des fractions a été effectuée afin de s'assurer qu'il est bien égal à 100%. La prise en compte de la granulométrie a conduit à la création d'un sous-groupe de données comprenant 171 plans d'eau (Figure 3).

En complément de la granulométrie, une harmonisation des unités des paramètres a été également effectuée afin de convertir l'ensemble des concentrations en mg/kg. En effet, dans la BDD Naïades, certaines concentrations étaient données en $\mu\text{g}/\text{kg}$ ou en g/kg.

Tableau 1 : Occurrences des classes granulométriques dans la BDD Naïades.

Nom des classes granulométriques	Code Paramètre SANDRE	Nombre de données
< 2 µm	2842	156
Particules < 2 µm	3050	277
2 - 20 µm	7043	456
< 20 µm	6228	413
20 - 40 µm	2844	311
20 - 50 µm	7792	28
20 - 63 µm	3371	511
40 - 63 µm	2845	10
Sable fin 40 - 63 µm	3372	330
< 63 µm	3047	115
50 - 200 µm	7042	28
63 - 150 µm	2846	413
63 - 200 µm	3373	7
63 - 900 µm	3054	421
150 - 200 µm	7307	413
> 200 µm	7044	372
200 - 2000 µm	2843	73
< 2000 µm	6264	4
> 2000 µm	3048	134

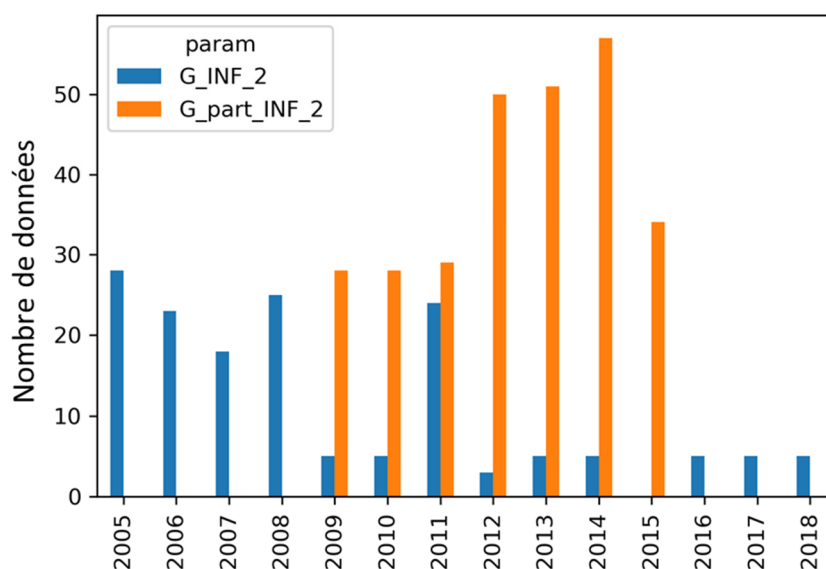
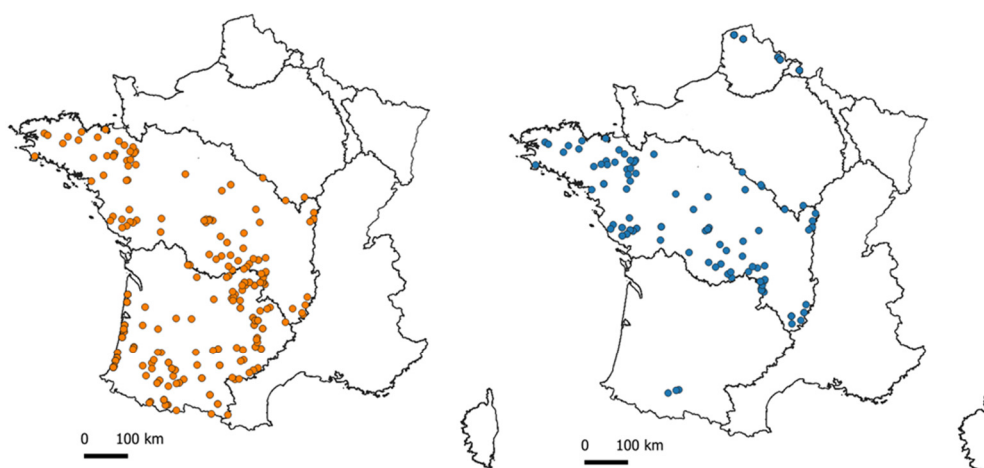


Figure 2 : Comparaison des données disponibles dans la BDD Naïades pour un paramètre granulométrique identique avec deux dénominations « Particules < 2 µm » et « < 2 µm ».

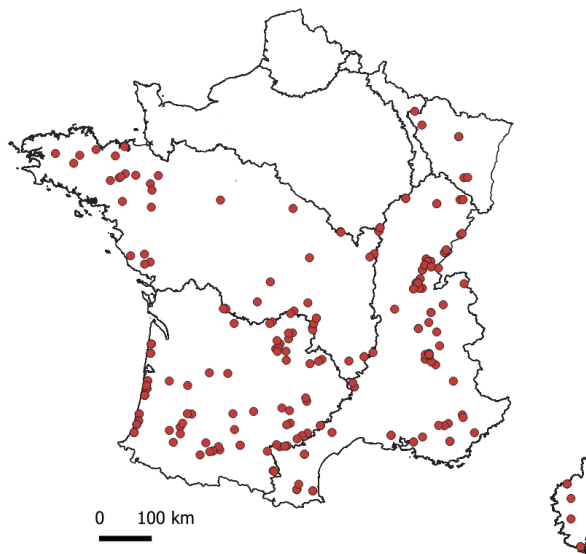


Figure 3 : Localisation géographique des 171 plans d'eau intégrés dans le sous-groupe de données comprenant les paramètres physico-chimiques PT, Fe, Mn CO, CO₃ et les 4 classes granulométriques harmonisées (<20 µm ; 20-63 µm ; 63-200 µm ; >200 µm) issus de la BDD Naïades.

- Résultat inférieur à la limite de quantification (LQ)

Concernant les données notées « <LQ », indiquant un résultat non quantifiable (c'est-à-dire inférieur à la limite de quantification mais supérieur à la limite de détection (LD)), elles seront imputées de la valeur de la LQ plutôt que 0. Dans la BDD Naïades, concernant les paramètres physico-chimiques sélectionnés, 771 données sont inférieures à la LQ mais aucune ne présente de valeurs inférieures à la limite de détection.

- Recherche des anomalies

Une vérification de la cohérence et de la validité du jeu de données physico-chimiques a été ensuite effectuée avec l'identification de possibles erreurs de saisie du champ concerné. Cette vérification ne peut pas être réalisée de manière systématique et a nécessité une analyse de la distribution des variables physico-chimiques (moyenne, médiane, maximum, minimum, écart-type) (Tableau 2).

II.2.2. Paramètres physico-chimiques étudiés

Les grandeurs statistiques des variables physico-chimiques (concentrations en PT, Al, Fe, Mn, CO, NKJ, CO₃ dans la phase solide sédimentaire) sont présentées dans le Tableau 2. Une très grande variabilité des concentrations est mise en évidence pour l'ensemble des variables. A partir du nombre de données collectées pour chaque variable physico-chimique de 2015 à 2018 (Figure 4), on observe un nombre relativement stable de données à partir de 2009 (~ 80-90/an) à l'exception des données pour le paramètre NKJ et CO₃ qui sont systématiquement moins nombreuses. Il est important de noter que la variable CO₃ n'a été surveillée qu'à partir de 2012.

Tableau 2 : Statistiques descriptives des concentrations (en mg/kg) des paramètres physico-chimiques sélectionnés.

	PT	Al	Fe	Mn	CO	CO₃	NKJ
Nombre de données	910	1001	997	1002	1053	193	720
Unité	mg/kg sediment sec						
Moyenne	1445.2	35419.6	36196.6	776.5	64193.3	3803.3	5553.8
Ecart-type	1232.4	23401.5	16191.4	714.4	48175.2	29306.2	3753.0
Minimum	5.39	8.93	11.5	22	39.4	0	10
Médiane	1105	31000	36560	607.5	51000	1	4800
Maximum	14250	112000	108000	7514	409000	391000	24320

Après vérification des valeurs minimales et maximales, des valeurs « aberrantes » (valeurs non réalistes car trop élevées ou trop basses) ont pu être mises en évidence. Les concentrations en fer inférieures à 100 mg/kg en sont l'exemple (Tableau 3).

Tableau 3 : Exemple de teneurs en fer aberrantes bancarisées dans la BDD Naïades.

Code station	Date de prélèvement	Fe (mg/kg)
A8108513	14/09/2016	11.5
J100520T	07/08/2008	45.9
J15-410	06/08/2008	44.1
J340510T	05/08/2008	40.4
J412510	04/08/2008	41.1
J520520T	13/08/2008	35
J701510T	12/08/2008	48.6
J702510	12/08/2008	49.5
J722990V	13/08/2008	53.5
J730510	07/08/2008	27.4
J736520	12/08/2008	58.5
J740910	13/08/2008	62.7
J760510	11/08/2008	47.5
J836505S	11/08/2008	47
K517510	29/07/2016	33.26

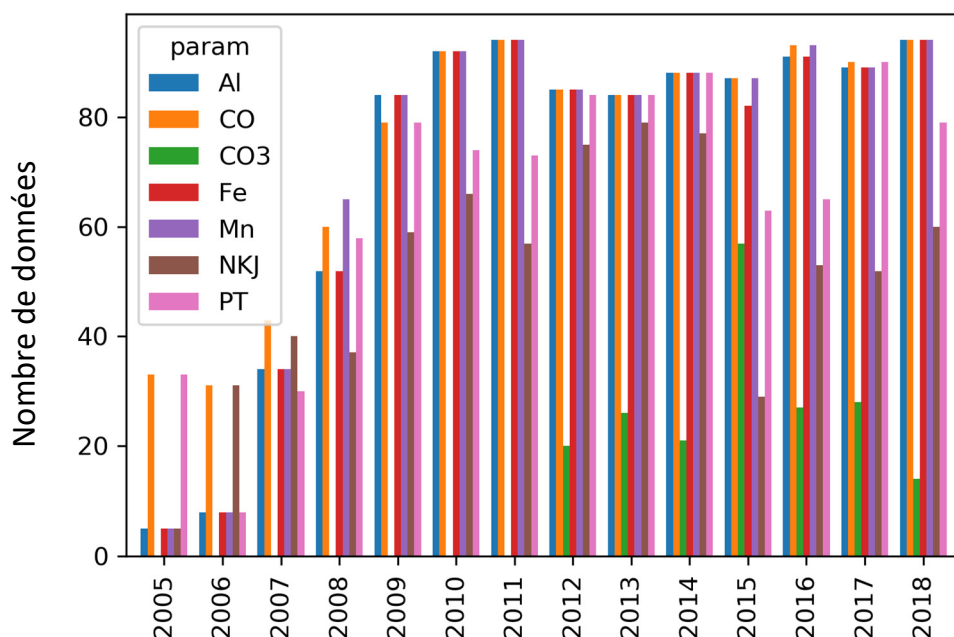


Figure 4 : Histogramme des données collectées pour les paramètres physico-chimiques (Al, CO, CO₃, Fe, Mn, NKJ et PT) par année issues de la BDD Naïades.

II.2.3. Focus sur le phosphore (PT) sédimentaire

- Variabilité des fréquences d'analyse

Une grande variabilité des fréquences de suivi du PT sédimentaire est observée dans le temps selon les agences de l'eau (AE) et les plans d'eau (PE). Par exemple, pour l'AE Adour-Garonne, il y a en moyenne 1,9 suivis du PT sédimentaire par PE de 2008 à 2018 (11 ans), ce qui correspond à environ 1 suivi tous les 6 ans. Sur cette période, tous les PE ont au moins une fois été échantillonnés sur le compartiment sédimentaire tandis que sur certain PE, le suivi peut être annuel (exemple de l'étangs d'Yrieu et d'Aureilhan qui sont suivis chaque année depuis 2011). Pour l'AE Loire Bretagne, les fréquences observées sont différentes avec en moyenne 2,1 suivis du PT par PE de 2005 à 2018 (14 ans), ce qui correspond à un suivi tous les 7 ans. Les concentrations en PT sédimentaire de certains PE n'ont jamais mesurées tandis que pour d'autres PE, ces teneurs en PT ont été mesurées tous les 3 ans. Pour l'agence Seine Normandie (SN), aucune donnée de PT sédimentaire n'est bancarisée dans la BDD Naïades.

- Variabilité interannuelles des concentrations

Afin d'appréhender la variabilité interannuelle des concentrations en PT dans les sédiments, nous avons corrélié la concentration médiane et l'écart-type relatif (RSD) (Figure 5). On constate que, pour un certain nombre de PE suivis, la RSD est supérieure à 40 % dénotant une importante variabilité temporelle des teneurs en phosphore sédimentaire (Figure 5) sur un même site. Cette forte variabilité n'est pas uniquement retrouvée pour les faibles concentrations en PT mais également pour les systèmes riches en phosphore ou même lorsque la fréquence d'échantillonnage était resserrée (avec 11 analyses). La comparaison des résultats entre les PE met en évidence une importante variabilité avec des valeurs médianes allant de quelques centaines de mg/kg à plus de 8000 mg/kg sédiment sec.

Cette variabilité spatio-temporelle importante pose problème pour l'analyse statistique et la modélisation des résultats. A la lumière de ces constats, le choix a été fait de travailler sur l'ensemble des données individuellement et non sur la médiane ou moyenne de ces données.

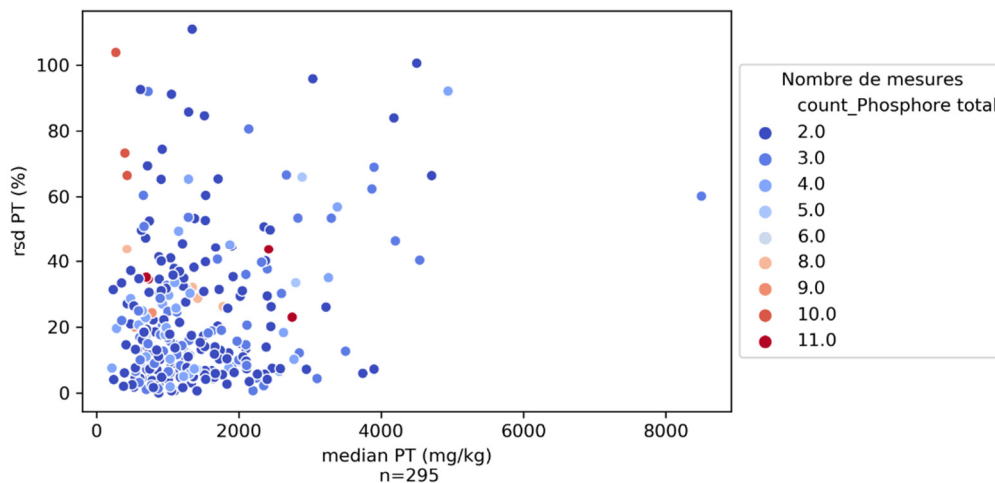


Figure 5 : Ecart-type relatif en PT sédimentaire (%) en fonction de la médiane des concentrations en PT sédimentaire (mg/kg) par station de mesure.

Faisant abstraction des résultats de médiane et moyenne, lorsque l'on s'intéresse aux concentrations individuelles, la distribution des concentrations en PT sédimentaire (Figure 6) est non normale (non gaussienne) avec des valeurs majoritairement inférieures à 2000 mg/kg. Les concentrations s'étalent entre quelques mg/kg à plus de 14 g/kg. La représentation de la distribution des concentrations en PT sédimentaire sous forme de boîte à moustaches permet également de mettre en évidence cette variabilité avec une valeur moyenne de PT de 1445 mg/kg et une médiane à 1105 mg/kg tout sites et campagnes confondus (Figure 7).

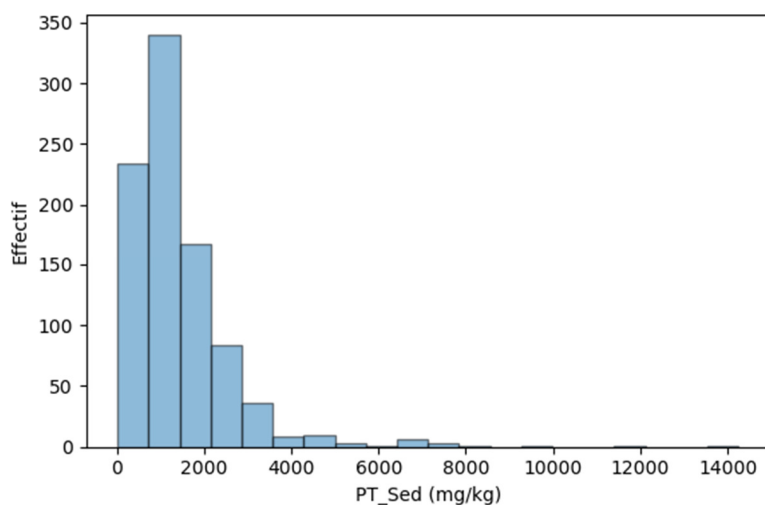


Figure 6 : Histogramme de distribution de la concentration en PT sédimentaire pour l'ensemble du jeu de données.

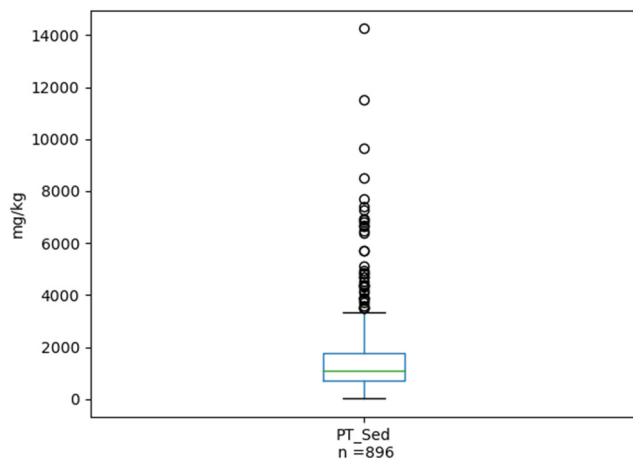


Figure 7 : Distribution du PT sédimentaire sous forme de boîte à moustaches pour l'ensemble du jeu de données.

A l'échelle du territoire, cette forte variabilité inter-sites est clairement mise en évidence à partir de la représentation géographique des concentrations relevées lors de la dernière campagne sur chaque PE (Figure 8). Ainsi il apparaît que les valeurs mesurées les plus élevées sont localisées au niveau du Massif Central et en Bretagne. Il est important de rappeler qu'aucune valeur n'est reportée pour l'agence Seine Normandie (SN) en raison d'un défaut de bancarisation des données et non d'une absence de suivi.

Analyse de données

PT sédimentaire (mg/kg)

- 5 - 399
- 399 - 787
- 787 - 1178
- 1178 - 1876
- 1876 - 14250

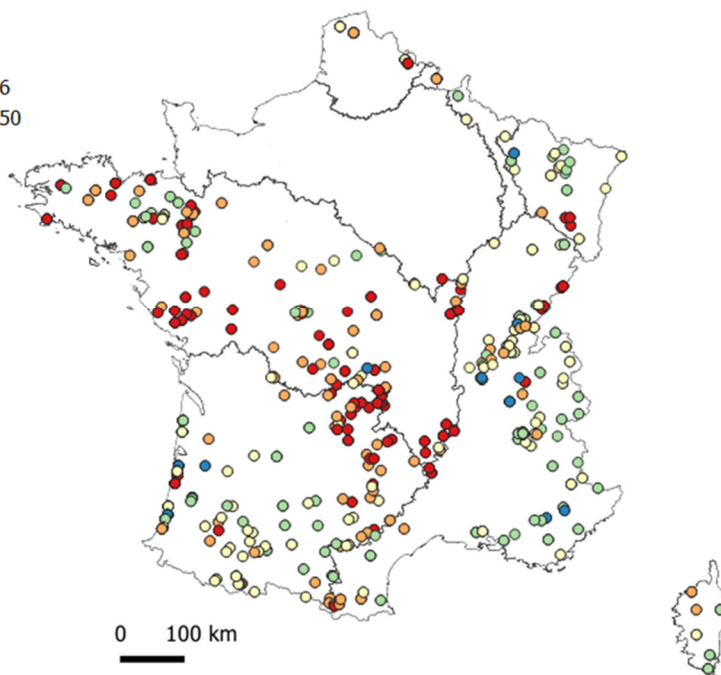


Figure 8 : Carte de distribution des concentrations en PT sédimentaire sur la dernière année du suivi DCE (en mg/kg).

Ce qu'il faut retenir :

Important travail d'harmonisation et de vérification des données

Grande variabilité spatio-temporelle des données, même sur une période récente

→ choix de travailler sur l'ensemble des données individuellement et non sur la médiane ou moyenne de ces données

→ choix de ne pas tenir compte en première approche de la granulométrie (afin de garder le jeu de données le plus important)

Besoin de mise à jour de la BDD Naiades avec les résultats de l'Agence de L'Eau Seine-Normandie, mais aussi avec les données des autres AE qui ne sont pas encore bancarisées.

III. Analyses statistiques

III.1.Méthodes d'analyses statistiques et jeu de données

Plusieurs méthodes ont été utilisées pour l'analyse statistique dans cette étude, en distinguant les méthodes pour l'analyse des variables quantitatives (concentrations) et celles pour l'analyse de la relation entre les variables quantitatives et les variables qualitatives (par exemple les paramètres tels que l'occupation des sols, la géologie...).

III.1.1. Analyse des variables quantitatives

En premier lieu, une représentation par paires des corrélations d'un paramètre X_i par rapport à l'autre ($X_1=aX_2$, $X_1=bX_3$...) sous forme d'une matrice de corrélation de Spearman a été effectuée afin d'observer les types de relation existant entre plusieurs variables quantitatives. Le coefficient de corrélation de Spearman a été préféré à celui de Pearson pour identifier des relations monotones croissantes ou décroissantes pas nécessairement linéaires (David, 2017).

Une analyse en composante principale (ACP) a ensuite été utilisée afin de décrire le jeu de données multivariées en réduisant sa dimensionnalité. La projection des variables sur un plan factoriel, le cercle des corrélations, permet de synthétiser l'information en quelques nouvelles variables : les composantes principales. Le cercle des corrélations représente la projection des variables sur un plan factoriel où la longueur des flèches à l'intérieur du cercle de rayon unitaire indique la part de leur information représentée par les deux axes. Plus une variable est projetée vers le bord du cercle, plus l'information portée par cette dernière est significative dans le plan de l'ACP étudiée. Ainsi, l'ACP permet d'extraire et visualiser les informations importantes en représentant les principales tendances de la variabilité des données.

III.1.2. Analyse de la relation entre les variables quantitatives et les variables qualitatives

L'objectif de cette analyse est de déterminer s'il est possible de mettre en évidence des différences en fonction des contextes des plans d'eau (hydroécotones, géologie, typologie des plans d'eau,...). Pour cela, une analyse des variables factorielles sur le plan de l'ACP a tout d'abord été effectuée afin de caractériser la relation entre les variables factorielles et les composantes principales.

Une analyse de la variance (ANOVA) a ensuite été utilisée en comparant plusieurs moyennes en test bilatéral. L'hypothèse nulle (H_0) est que les fluctuations d'échantillonnage expliquent les différences entre groupes tandis que dans l'hypothèse alternative (H_1), les fluctuations d'échantillonnage ne peuvent pas expliquer à elles seules le résultat. Dans ce cas, au moins une des modalités de la variable qualitative est différente des autres et la probabilité d'obtenir ce résultat au hasard est exprimée par la p-value (David, 2019).

Cette analyse de la variance est complétée par un test de Tuckey, qui est un test post hoc, ou a posteriori. Ce test permet de déterminer la différence réelle entre les modalités des variables factorielles deux à deux et d'identifier parmi X modalités quelle(s) est (sont) la (les) modalité(s) qui diffère(nt) des autres à partir du calcul d'une p-value ($< 0,05$) (David, 2019, 2017). Une analyse graphique en « boîte

à moustache » est couplée aux résultats du test de Tuckey afin de détecter les variables factorielles qui discriminent au mieux les distributions des concentrations en PT.

III.1.3. Jeux de données

Les différents tests statistiques ont été réalisées en prenant en compte :

- 6 variables qualitatives : PT_sed, Al_sed, Fe_sed, Mn_sed, CO_sed, NKJ_sed
- 5 variables factorielles : Hydroécocorégions de niveau 1, géologie, typologie de plan d'eau, niveau d'anthropisation du bassin versant, forme de la cuvette du plan d'eau

En première approche, la granulométrie n'a pas été prise en compte car cela diminuait drastiquement le jeu de données. Dans un second temps, l'analyse statistique a pris en compte la granulométrie à partir de sous-jeu de données en ayant vérifié au préalable la représentativité de ces données.

Selon les besoins, une transformation logarithmique des données a été réalisée.

III.2. Résultats et interprétations

La représentation par paires des corrélations associée à une matrice de corrélation de Spearman réalisée sur les données physico-chimiques (Fe, Al, PT, Mn, CO et NKJ) est présentée sur la Figure 9. Cette matrice met en évidence des corrélations positives significatives ($p\text{-value} < 0,001$) entre PT et les autres variables mais aussi entre CO et NKJ.

L'analyse en composantes principales (ACP) (Figure 10) différencie les variables Al et Mn, Fe et PT, des variables CO et NKJ. L'axe 1 (Dim1) est majoritairement porté par les variables NKJ, CO, Fe et PT qui contribuent entre 22 et 29 % tandis que l'axe 2 (Dim2) est majoritairement porté par les variables Al et Mn. Ainsi, deux composantes indépendantes du sédiment peuvent être mises en avant : la composante majoritairement organique : CO, NKJ et la composante inorganique : Al et Mn. Les axes 1 et 2 expliquent ensemble 71,2 % de la variance totale dont 40,8 % par l'axe 1 (Figure 10). Les variables PT et Fe sont portées par les 2 axes.

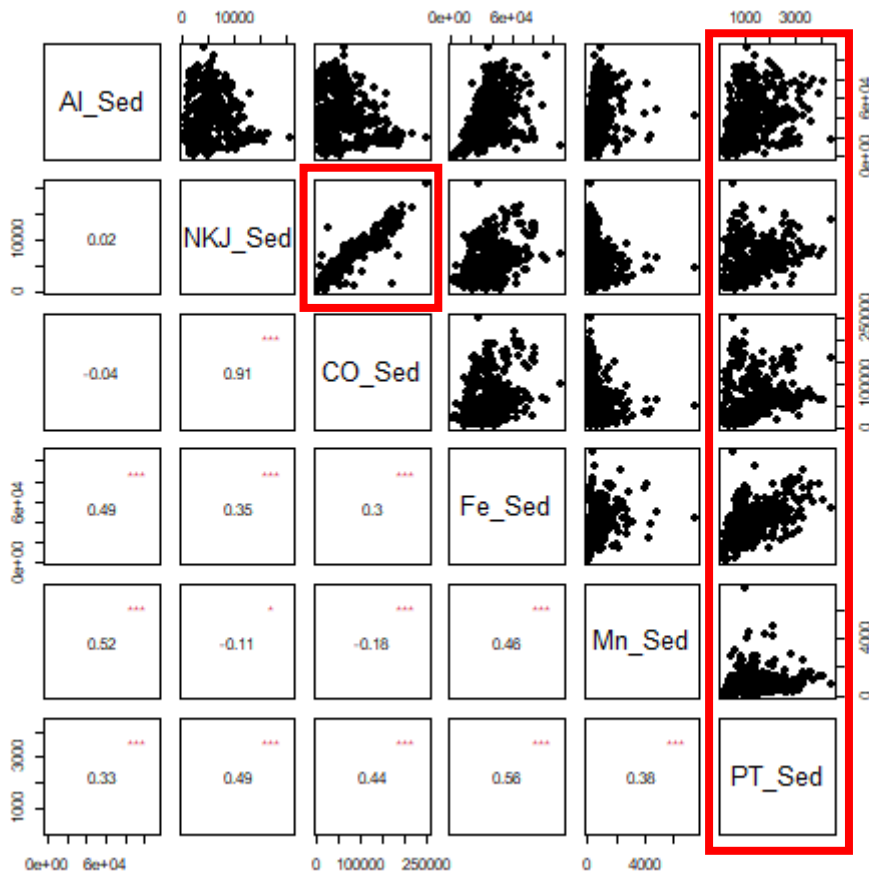


Figure 9 : Matrice de corrélation de Spearman entre tous les descripteurs pris deux à deux. Les coefficients de corrélation significatifs (p -value < 0.001) sont indiqués par ***. Les graphiques croisés deux à deux sont ajoutés en haut à gauche.

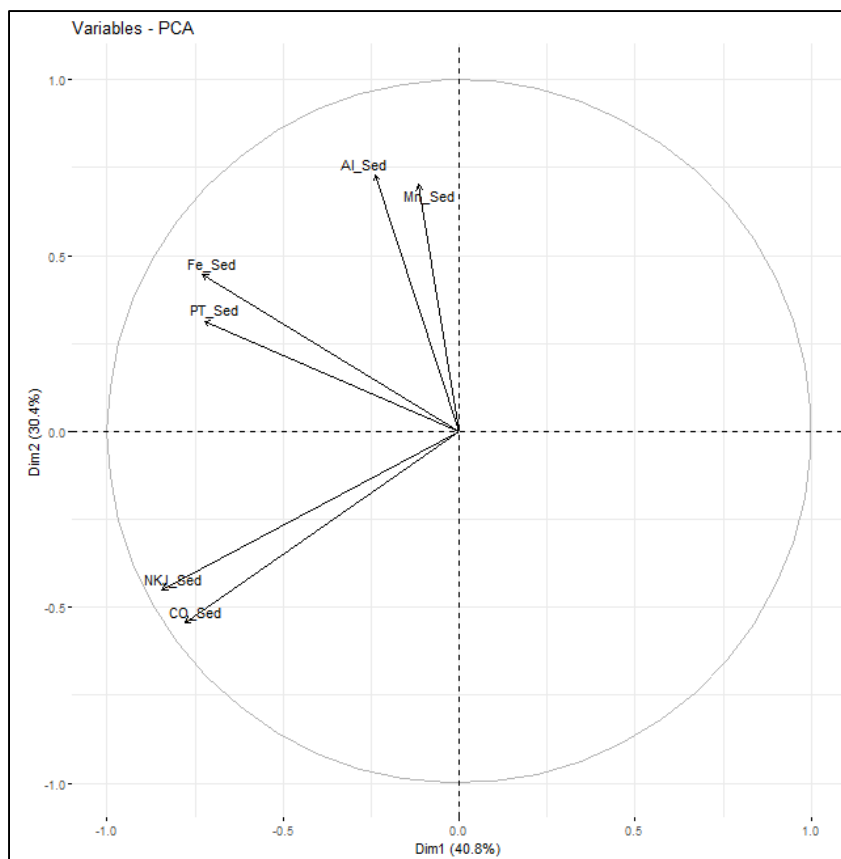


Figure 10 : Projection des variables physico-chimiques sur un cercle des corrélations issu du premier plan de l'ACP.

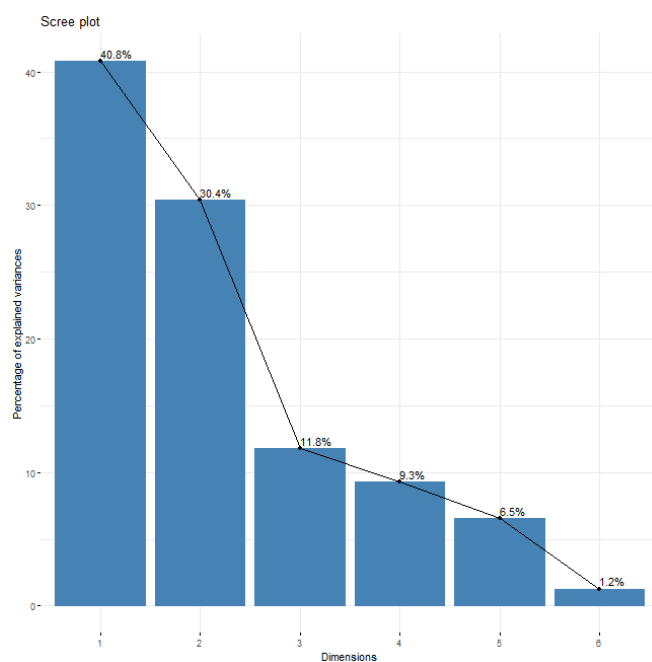


Figure 11 : Graphique des valeurs propre de l'ACP indiquant la proportion de variance expliquée par chaque dimension de l'ACP.

Afin de tester s'il est possible de mettre en évidence des différences en fonction des contextes des plans d'eau (hydroécotérogions, géologie, nature des retenues...), chaque variable a été analysée sur le plan de l'ACP, mais aussi avec une ANOVA, un test de Tuckey et une représentation en boîte à moustaches.

En s'intéressant tout d'abord aux subdivisions des plans d'eau par hydroécotérogions de niveau 1, nous pouvons constater que la projection des couples site/années par hydroécotérogion sur le plan de l'ACP (Figure 12A) ne permet pas de les distinguer clairement à l'exception de l'hydroécotérogion 13, i.e. les Landes. De nombreuses données (couples plan d'eau/années) correspondent à des plans d'eaux dans cette hydroécotérogion 13. Afin d'identifier un rôle potentiel de la géologie sur les teneurs en P dans les sédiments, un regroupement des hydroécotérogions a été effectué en fonction du type de géologie du substratum majoritairement rencontrés (sédimentaire ou socle cristallin). Les massifs des Alpes et Pyrénées ont été isolés en raison des mélanges de géologie et de leurs reliefs. Cela a conduit à redéfinir 4 typologie géologiques : socle, sédimentaire, Alpes et Pyrénées (Figure 13). L'analyse du type de géologie sur le plan de l'ACP (Figure 12B) a permis de dissocier distinctement le socle cristallin du substratum sédimentaire. Il n'est pas mise en évidence de signature des Alpes et des Pyrénées sur cette projection ce qui corrobore le fait que ces régions présentent à la fois un substratum cristallin et sédimentaire. La principale conclusion est que les sédiments des PE situés sur substratum cristallin (socle) sont plus riches en PT, Fe, Al et Mn que ceux présents sur substratum sédimentaire.

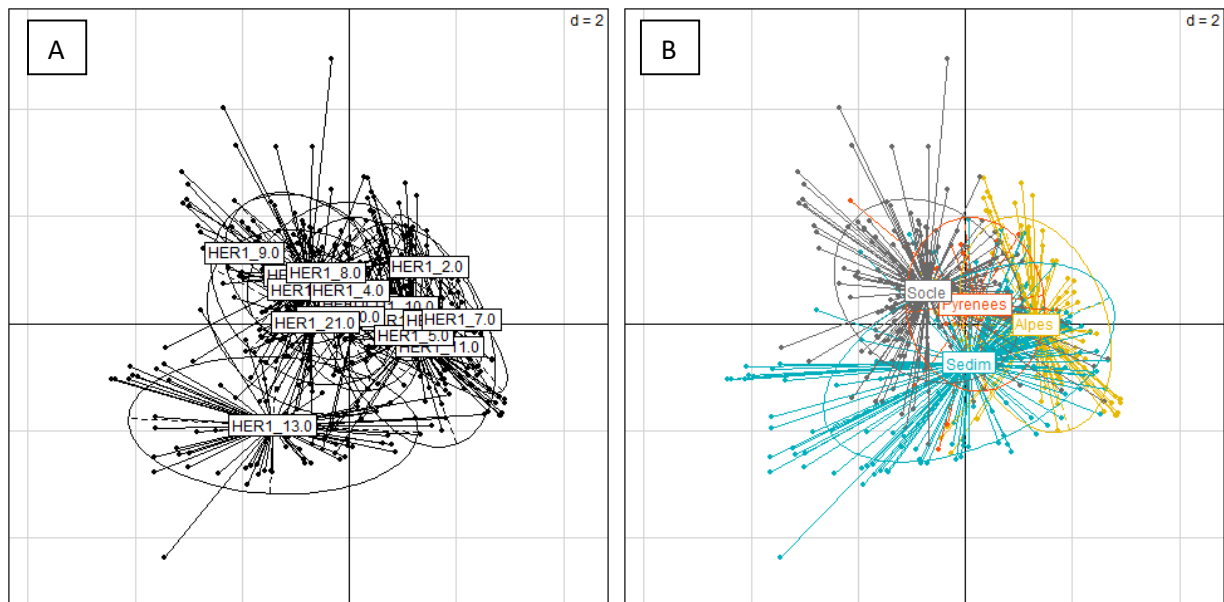


Figure 12 : Projection des 440 couples site/année sur le plan de l'ACP. Les points sont regroupés par hydroécotérogions de niveau 1 (A) et par typologie géologique (B).

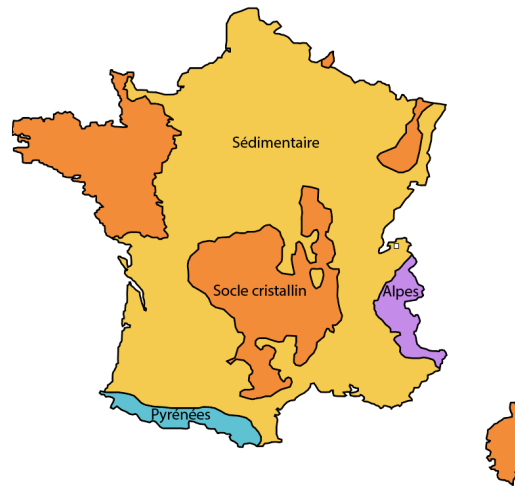


Figure 13 : Regroupement des HEC en 4 typologies géologiques : socle cristallin, sédimentaire, Alpes et Pyrénées.

Le test de significativité du modèle linéaire ANOVA sur la concentration en PT (log) indique une différence significative pour au moins un des groupes géologiques ($p\text{-value} = 10\text{-}20 < 0,001$). On peut donc expliquer la variance de la concentration moyenne en PT par une différence de géologie avec au moins un des groupes géologiques ayant une concentration moyenne en PT différente des autres. Les résultats du test de Tuckey sur le logarithme des concentrations en PT sédimentaire montrent une différence significative entre la moyenne de log PT des PE des substratums sédimentaires et celle des PE des substratum cristallins (socle) ($p\text{-value} < 0,05$). La moyenne des concentrations en PT sédimentaire dans les PE situés dans le socle cristallin est significativement supérieure à celle mesurée dans les PE en milieu sédimentaire (Figure 14). Les tests de Tuckey ont été effectués pour les autres variables physico-chimiques de départ (Fe, Al, Mn, CO, NKJ) afin de comparer les moyennes. Hormis pour le CO ($p\text{-value}$ de 0.07), tous les tests indiquent une différence significative entre la moyenne des concentrations dans les PE des substratums sédimentaires et celle dans les PE des substratum cristallins ($p\text{-value} < 0.05$). Ainsi le contexte géologique est un critère important dans la composition des sédiments.

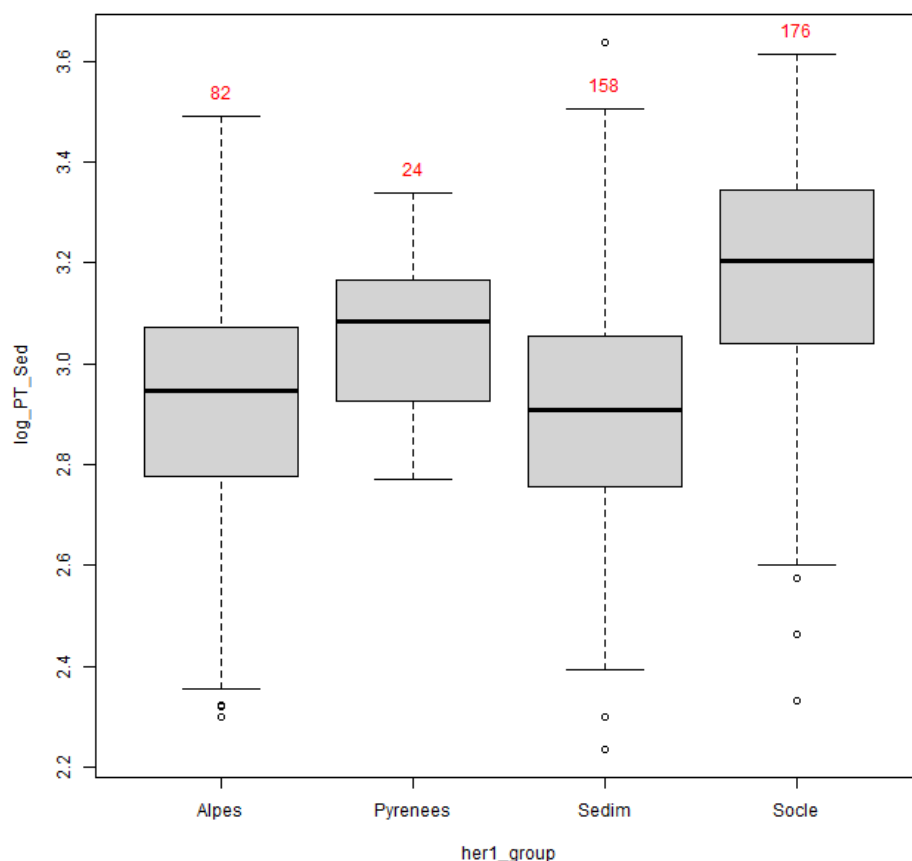


Figure 14 : Distribution des concentrations en PT sédimentaire (log) suivant leur typologie géologique. Les chiffres affichés en rouge au-dessus de chaque boîte à moustache indiquent le nombre de données (couple PE/année) correspondant à la typologie géologique associée.

Concernant les autres caractéristiques intrinsèques et environnementales des PE, on observe que les PE référence et non-référence ne présentent pas de signatures physico-chimiques très distinctes. Les sédiments des PE référence (cf II.1.1) semblent être légèrement moins concentrés en PT, Al et Mn par rapport aux PE non-référence (Figure 15, Figure 16A). Il n'a été mis en évidence de différence entre les teneurs en Fe et CO entre les sédiments de PE référence et les autres.

Concernant les typologies de plan d'eau (LN lac naturel, R retenue, G gravière et A lac artificiel), les sédiments des lacs naturels semblent être enrichis en CO et NKJ et appauvris en Mn, Al, Fe et PT par rapport aux retenues (Figure 16B).

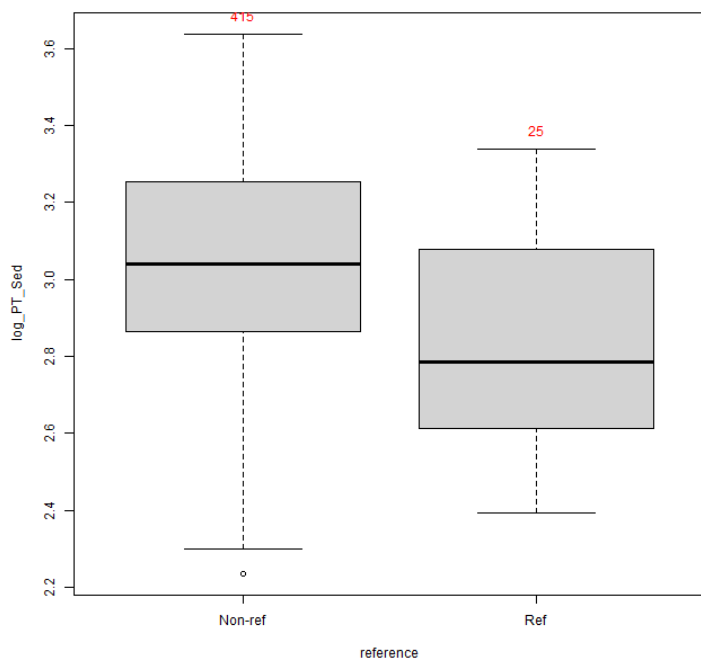


Figure 15 : Distribution des concentrations en PT sédimentaire (log) suivant les plans d'eau référence et les autres. Les chiffres affichés en rouge au-dessus de chaque boîte à moustache indiquent le nombre de données (couple PE/année) correspondant à la typologie géologique associée. (p -value = 0,001 < 0,05).

D'autre part, il est également possible de caractériser les plans d'eau suivant la forme de leur cuvette : L pour lac peu profond, P lac profond et LP, lac ayant une zone profonde stratifiée et une zone littorale étendue respectivement (Sandre, 2005). Les sédiments de PE de type P semblent être légèrement enrichis en Fe, PT, Al et Mn par rapport aux plans d'eau de type L (Figure 16C). Les sédiments des PE de type LP semblent avoir une signature physico-chimiques intermédiaire aux sédiments des PE de types L et P.

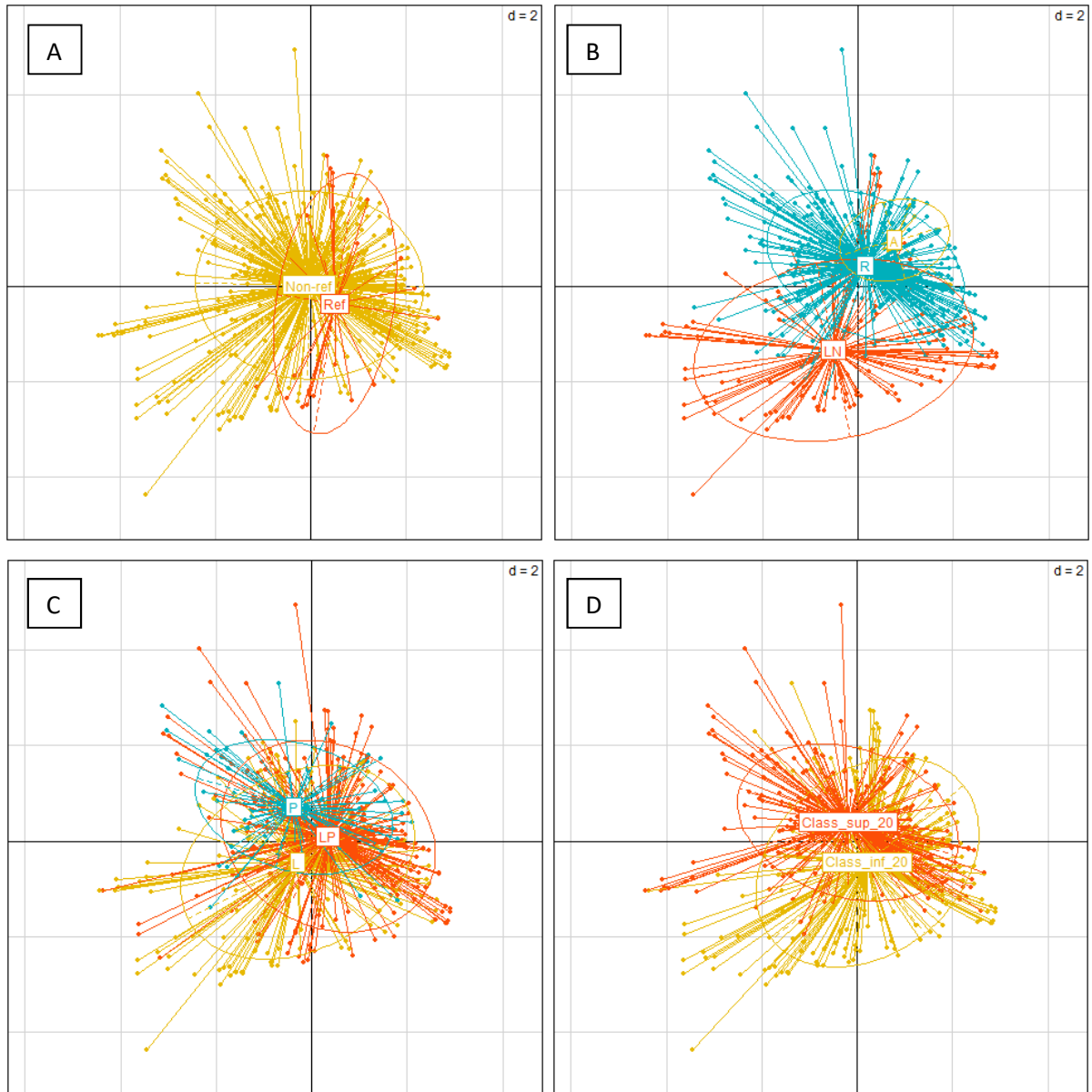


Figure 16 : Projection des 440 couples site/année sur le plan de l'ACP. Les points sont regroupés par classement en référence ou non (A), par typologie de plan d'eau (B), par forme de cuvette (C) et par niveau d'anthropisation du bassin versant (D).

Afin de prendre en compte l'impact du niveau d'anthropisation du bassin versant, un rapport de la surface anthropique (agricole et urbaine) du BV normalisée à la surface du plan d'eau a été créé :

$$R_{anthropo} = \frac{\text{surface du BV anthropique (agricole et urbaine)}}{\text{surface du plan d'eau}}$$

La surface du BV anthropique a été définie d'après le niveau 1 de la base Corine Land Cover. Les sédiments des PE de la classe $R_{anthropo} > 20$ (bassin versant anthropisé) semblent être enrichis en Fe, PT, Mn et Al par rapport aux PE de la classe < 20 (bassin versant naturel) qui semblent plutôt enrichis en CO et NKJ (Figure 16D).

En conclusion, les tests sur les modèles linéaires d'ANOVA et les tests de Tuckey ont été effectués sur l'ensemble des variables qualitatives. Des différences significatives ont été mises en évidence sur les moyennes du logarithme des concentrations en PT sédimentaires, à la fois entre les PE référence et non-référence, les PE en contexte cristallin et sédimentaires, les retenues et les lacs naturels, les PE profonds et peu profonds et les PE avec bassin versant anthropisé et bassin versant naturel (p -value < 0,05).

Afin de tester la cohérence de l'indicateur « niveau d'anthropisation » ($R_{anthropo}$) créé dans cette étude, nous l'avons comparé aux estimations des flux de PT au niveau des tributaires des plans d'eau DCE réalisées par Moatar et al. (2020) dans le cadre d'un projet INRAE-AFB-Université de Tours. Ces estimations de flux annuels de P sont basées sur les résultats de modèles hydrologiques et biogéochimiques qui prennent en compte plusieurs caractéristiques des tributaires dont la densité de population, les superficies de zones urbaines, de zones agricoles, de forêts, de drainage agricole. Une corrélation positive est observée entre le niveau d'anthropisation et flux moyen annuel de P normalisé à la surface du PE (Coefficient de Spearman de 0,79 avec une p -value < 10^{-16}). Ainsi le paramètre $R_{anthropo}$ pourra être considéré au même titre que les estimations de flux de PT au niveau des tributaires dans la définition des facteurs permettant de modéliser les teneurs en P sédimentaires.

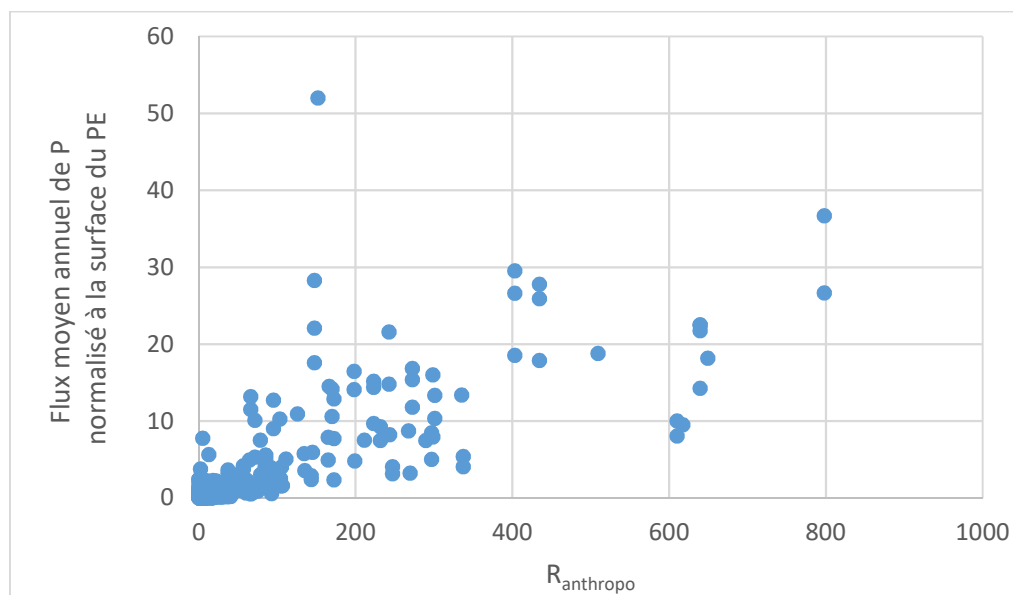


Figure 17: Relation entre le niveau d'anthropisation et l'estimation du flux moyen annuel de P normalisé à la surface du PE.

Dans un second temps, les analyses statistiques n'ont pas mis en évidence de corrélation entre PT et la granulométrie, indiquant que ce paramètre ne semble donc pas être un facteur de la variabilité du PT sédimentaire entre les plans d'eau.

Ce qu'il faut retenir :

Au travers de ces premières analyses statistiques, les typologies induisant un enrichissement en PT des sédiments sont :

- Substratum cristallin → sédiments riches en Fe, Al et Mn
- Retenue profonde → développement de l'anoxie
- Bassin versant anthropisé

L'activité humaine n'est pas le seul déterminant de la concentration en PT sédimentaire.

Les PE référence présentent des concentrations en P sédimentaire naturellement élevées.

→ Un enrichissement en PT des sédiments ne dénote pas forcément d'une pression anthropique.

Les paramètres « forme de la cuvette », « typologie de PE » et « granulométrie » ne semblent pas impliqués dans la variabilité du PT sédimentaire inter plans d'eau.

L'absence/manque de données concernant les paramètres Si, Ca et CO₃ dans la BDD Naïades limite l'interprétation de la contribution géologique aux concentrations en PT sédimentaire.

IV. Volets et livrables

Ce rapport constitue une mise en forme des résultats du premier volet du projet POMOSSED comprenant l'analyse statistique des données physico-chimiques existantes sur le compartiment sédimentaire des plans d'eau DCE. Ce volet 1 comprend également la sélection des 20-30 plans d'eau qui ont fait l'objet d'une campagne d'échantillonnage et d'analyse des sédiments durant l'été et l'automne 2020. La sélection devait se faire en concertation avec les membres du comité de pilotage (CoPil) qui devait regrouper les acteurs majeurs de la surveillance des eaux (Agences de l'Eau, INRAE, EPIDOR, universitaires, ...). En raison de la crise sanitaire, ce premier CoPil n'a pu avoir lieu dans les conditions désirées. La majorité des prélèvements ont été faits lors des campagnes d'échantillonnage DCE. Un panel d'échantillonnage un peu plus large a été effectué, avec 38 plans d'eau échantillonnés.

Le volet suivant comporte la réalisation des campagnes d'échantillonnage des sédiments des plans d'eau sélectionnés et l'estimation des teneurs en phosphore potentiellement mobilisable (PPM) à partir de la spéciation et de la quantification du P associé aux différentes phases porteuses déterminées après application d'un protocole opérationnel d'extractions chimiques.

V. Bibliographie

- AELB, 2015. Etat 2013 publié en 2015 des masses d'eau du bassin Loire-Bretagne établi en application de la Directive Cadre sur l'Eau- Synthèse-16p
- AFB, 2018. Recueil des besoins – Développements en matière de surveillance et d'évaluation DCE de l'état des eaux et des milieux aquatiques V2 – 16p
- AQUAREF, 2017. Opérations d'échantillonnage de sédiments en milieu continental (cours d'eau et plan d'eau) dans le cadre des programmes de surveillance DCE - Recommandations techniques.
- David, V., 2019. Statistiques pour les sciences environnementales, ISTE Editi. ed. <https://doi.org/10.4000/sabix.1660>
- David, V., 2017. Traitement de données en sciences environnementales, ISTE Editi. ed.
- Liu, Q., Liu, S., Zhao, H., Deng, L., Wang, C., Zhao, Q., Dong, S., 2013. Longitudinal variability of phosphorus fractions in sediments of a canyon reservoir due to cascade dam construction: A case study in Lancang river, China. PLoS One 8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083329>
- Lopez, P., Marcé, R., Ordoñez, J., Urrutia, I., Armengol, J., 2009. Sedimentary phosphorus in a cascade of five reservoirs (Lozoya River, Central Spain). Lake Reserv. Manag. 25, 39–48. <https://doi.org/10.1080/07438140802714353>
- MEDDE, 2010. *Arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R.212-22 du code de l'environnement.* NOR :DEVO100103A, version consolidée au 7 juin 2018. Journal officiel de la république française.
- Moatar, F., Floury, M., Gold, A.J., Meybeck, M., Renard, B., Ferréol, M., Chandesris, A., Minaudo, C., Addy, K., Piffady, J., Pinay, G, 2020. Stream Solutes and Particulates Export Regimes: A New Framework to Optimize Their Monitoring. *Frontiers in Ecology and Evolution*. Open Access Volume 7, 516.
- Rapin, A., Rabiet, M., Mourier, B., Grybos, M., Deluchat, V., 2020. Sedimentary phosphorus accumulation and distribution in the continuum of three cascade dams (Creuse River, France). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 6526–6539. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07184-6>
- Sandre, 2005. Description des données sur les plans d'eau.