N° d'ordre NNT : 2020LYSET016

THÈSE de DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE LYON
opérée au sein de
l'Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat

École Doctorale N°206
ECOLE DOCTORALE DE CHIMIE DE LYON (CHIMIE, PROCEDES, ENVIRONNEMENT)

Spécialité : Environnement

Soutenue publiquement le 11/12/2020 par **Sophia VAUCLIN**

Influence des aménagements et des contaminations sur les héritages sédimentaires des fleuves anthropisés : le cas du Rhône

---

Devant le jury composé de :

AYRAULT, Sophie	Directrice de recherche au LSCE – CEA Saclay	Rapporteure
GRATIOT, Nicolas	Directeur de recherche à l'IGE - Univ. Grenoble Alpes	Rapporteur
ARNAUD, Fabien	Directeur de recherche à EDYTEM - Univ. Savoie Mont Blanc	Examinateur
COQUERY, Marina	Directrice de recherche à RIVERLY - INRAE Lyon	Examinatrice
GASPERI, Johnny	Directeur de recherche au LEE - Univ. G. Eiffel Nantes	Examinateur
PIÉGAY, Hervé	Directeur de recherche à EVS – ENS Lyon	Examinateur
WINIARSKI, Thierry	Directeur de recherche au LEHNA - ENTPE	Directeur de thèse
MOURIER, Brice	Chargé de recherche au LEHNA - ENTPE	Co-directeur de thèse

Cette thèse a été réalisée à l'École Nationale des Travaux Publics de l'Etat (ENTPE), au sein de l'équipe Impact des Polluants sur les Ecosystèmes (IPE) de l'UMR CNRS 5023 du Laboratoire d'Écologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés (LEHNA). Elle a débuté en octobre 2017 sous la co-direction de Thierry Winiarski et Brice Mourier et a été financée par le Ministère de la Transition Ecologique. Elle a également bénéficié du soutien financier de l'Observatoire des Sédiments du Rhône (OSR5).

REMERCIEMENTS

Ce manuscrit est l'aboutissement de trois années de recherche, et je tiens ici à remercier les nombreuses personnes qui m'ont soutenue au cours de ce long travail —financièrement, scientifiquement, techniquement ou émotionnellement.

Avant tout, je remercie le Ministère de la Transition Ecologique pour m'avoir donné la possibilité de compléter ma formation par un doctorat.

Je tiens ensuite à remercier chaleureusement mes co-directeurs de thèse, Thierry Winiarski et Brice Mourier, pour m'avoir fait confiance (un peu à l'aveugle !) pour mener ce projet à bien. Merci Thierry pour ton énergie, ton optimisme et ta créativité inépuisables. Merci Brice pour ta disponibilité et ton implication, ainsi que pour ton enthousiasme communicatif à propos de ce travail commun. Merci à tous les deux pour avoir consacré des après-midis entières à vous remuer les méninges avec moi pour imaginer un schéma conceptuel ou retourner dans tous les sens un titre d'article, et merci également d'avoir pataugé avec moi dans diverses lônes plus ou moins boueuses pour récupérer les carottes sédimentaires essentielles à mon travail.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude aux membres de mon jury de thèse pour le temps et l'attention qu'ils ont accepté d'accorder à mon travail en cette fin d'année chargée et un peu particulière. Merci en particulier à Sophie Ayrault et Nicolas Gratiot pour avoir endossé le rôle de rapporteurs de ce manuscrit. Merci également à Fabien Arnaud, Marina Coquery, Johnny Gasperi et Hervé Piégay pour avoir accepté d'examiner ce travail.

Je remercie Cécile Grosbois et Oldrich Navratil pour avoir pris part à mes comités de suivi de thèse. Merci pour votre disponibilité et vos nombreux commentaires constructifs qui ont participé à rendre ce travail de recherche plus solide et cohérent, et merci de vous être sincèrement intéressés à mon ressenti par rapport à ce travail. Je remercie également Hervé Piégay pour son expertise, ses conseils et ses retours toujours rapides et pertinents.

Je n'oublie pas non plus toutes les personnes qui m'ont apporté un appui technique ou administratif au cours de ces trois années : merci à Myriam Hammada pour les nombreuses analyses de métaux réalisées, merci à André-Marie Dendievel, Nicolas Noclin, Justin Jacquet et Daniel Donze pour avoir participé à des terrains éprouvants afin que je puisse disposer des données et matériaux nécessaires à mon travail, merci à Jean-François Berger, Blandine Lecomte-Schmitt et André-Marie Dendievel pour leur aide dans l'échantillonnage et l'identification de macro-restes. Merci à Bernard Pons, conservateur de la réserve naturelle de l'Île de la Platière, pour ses conseils ainsi que pour nous avoir autorisé à échantillonner au sein de la réserve. Un grand merci également à Alicia Naveros pour sa réactivité et son efficacité dans toutes les tâches administratives, et à Francette Pignard pour son implication pour assurer le déroulement dans de bonnes conditions de ma thèse, mais aussi de celle de nombreux autres doctorants de l'ENTPE.

Je voudrais aussi remercier l'ensemble de mes collègues du LEHNA-IPE pour avoir rendu ces trois années de travail plus agréables et sympathiques au quotidien. Plus particulièrement, merci André pour les innombrables discussions et conseils scientifiques (et ces merveilleux codes R !) qui m'ont significativement aidée dans mon travail de thèse, mais également pour ta bonne humeur et ton optimisme inspirants. Merci Laurent pour tes éternelles blagues (vraiment, ce n'est pas du

sarcasme !), mais surtout pour ton écoute et ton empathie. Et merci Antoine et Nicolas pour votre énergie et votre humour qui égayent quotidiennement les repas et les pauses café.

Je dois également un immense merci aux nombreux amis qui ont été présents au cours de ces trois années, bien au-delà de ce travail de thèse. Merci Vinciane pour ces trois ans de cohabitation et les nombreuses heures à discuter de tout et de rien, mais aussi pour avoir partagé —en tant que doctorante également— les hauts et les bas de cette aventure de thèse. Merci à tous mes autres amis lyonnais et aux membres du CCP pour leur présence. Merci à mes camarades Byaux pour leur amitié indéfectible depuis toutes ces années, et en particulier à Aude, Emilie, Loïc, Ludivine, Lucie et Madeline pour leur soutien à toute épreuve. Enfin, merci Alcyane pour tous les délires, les cartes postales, les randos plus ou moins galères mais toujours inoubliables, les bons petits plats, les anecdotes hilarantes, les avocats, les vaccins du chat, les soirées à discuter pendant des heures, et plus généralement pour avoir toujours été là pour moi au cours de ces trois ans et bien avant.

Pour terminer, je veux remercier mes proches —mes parents et mes sœurs— pour leur soutien et leur amour. Merci Jubie pour avoir relu ce manuscrit en un temps record, mais aussi pour ton affection inébranlable et pour être la seule personne au monde à pouvoir me faire rire jusqu'aux larmes aussi facilement. Merci Solie pour m'avoir soutenue, changé les idées et t'être inquiétée de mon bien-être alors que tu traversais une période certainement plus difficile que moi. Merci à mon père pour s'être sincèrement intéressé à ce travail de thèse, depuis ma candidature et les hésitations qui y étaient liées jusqu'à la complétion de ce manuscrit. Merci à ma mère pour ses encouragements incessants, son soutien émotionnel et pour sa fierté et sa confiance en mes capacités.

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS v

TABLE DES MATIERES vii

RESUMÉ xi

ABSTRACT xii

VALORISATION DES TRAVAUX xiii

LISTE DES FIGURES xiv

LISTE DES TABLEAUX xix

LISTE DES ACRONYMES ET ABREVIATIONS xx

INTRODUCTION GÉNÉRALE 23

CHAPITRE 1 : CONTEXTE ET PROBLÉMATISATION 27

1.1. Impact des aménagements sur les corridors fluviaux 29

1.1.1 Une longue histoire de coévolution entre les hommes et les hydrosystèmes. 29

1.1.2. Aménagements impactant la continuité longitudinale des corridors fluviaux 30

1.1.3. Aménagements impactant la continuité latérale des corridors fluviaux 37

1.2. Les sédiments fluviaux comme archives et le concept de sédiments hérités 43

1.2.1. Introduction et enjeux 43

1.2.2. Les sédiments fluviaux comme archive 43

1.2.3. Le concept de sédiments hérités (« legacy sediments ») 49

1.3. Problématiques et enjeux de la thèse 59

1.3.1. Problématiques 59

1.3.2. Enjeux opérationnels et contexte scientifique de la thèse 60

CHAPITRE 2 : DÉMARCHE MÉTHODOLOGIQUE GLOBALE 63

2.1. Sites d'études 65

2.1.1. Le Rhône 65

2.1.2. Sites d'études 69

2.2. Couplage entre méthodes géophysiques et carottages 80

2.2.1. Enjeux et démarche 80

2.2.2. Article 1 : « De l'intérêt de coupler méthodes géophysiques et carottages sédimentaires pour l'étude des sédiments fluviaux » 81

2.2.3. Acquisition des sondages géophysiques 82

2.2.4. Prélèvement des carottes sédimentaires et analyses granulométriques 87

2.3. Contaminants étudiés et méthodes analytiques 91

2.3.1. Eléments métalliques : définition, origines et tendances temporelles 92

2.3.2. Contaminants organiques : définition, origines et tendances temporelles 94

2.3.3. Méthodes analytiques 102

2.4. Méthodes de datation des sédiments fluviaux 108

2.4.1. Radionucléides 108

2.4.2. Modèles âge-profondeur 112

2.5. Méthodes statistiques 114

2.5.1. Statistiques compositionnelles : principes et applications dans le cadre de la thèse 114

2.5.2. Méthodes statistiques classiques : analyses en composantes principales, analyses de variance, régressions linéaires 117

2.5.3. End-Member Modelling Analysis : une méthode statistique pour l'interprétation de la granulométrie 121

CHAPITRE 3 : ÉVOLUTION DE LA PLAINE D'INONDATION SUITE AUX AMÉNAGEMENTS GIRARDON : UN PREMIER HÉRITAGE SÉDIMENTAIRE 127

3.1. Caractérisation de sédiments hérités liés aux travaux de correction du Rhône (1850-1900) à l'échelle d'un tronçon court-circuité 129

3.1.1. Introduction et enjeux 129

3.1.2. Résultats et interprétations 131

3.1.3. Discussion 143

3.1.4. Conclusion 145

3.2. Présence de sédiments hérités liés aux aménagements Girardon à l'échelle de trois tronçons court-circuités : vers une généralisation du concept 147

3.2.1. Introduction et enjeux 147

3.2.2. Article 2 : "Effects of river infrastructures on the floodplain sedimentary environment in the Rhône River" 147

3.2.3. Synthèse 148

3.3. Récapitulatif des caractéristiques des sédiments hérités liés à la première phase d'aménagement 151

CHAPITRE 4 : ÉVOLUTION DES ENVIRONNEMENTS DE DÉPÔT AQUATIQUES ET DE LEURS CONTAMINATIONS SUITE AUX AMÉNAGEMENTS HYDROÉLECTRIQUES 158

4.1. Impact de l'environnement de dépôt sur l'enregistrement des activités anthropiques et sédiments hérités liés aux aménagements hydroélectriques (1950-1990) 160

4.1.1. Introduction et enjeux 160

4.1.2. Article 3 : "Depositional environments and historical contamination as a framework to reconstruct fluvial sedimentary evolution" 161

4.1.3. Synthèse 163

4.2. L'apport des sédiments issus d'annexes fluviales pour la caractérisation des tendances temporelles de contaminants organiques récents le long du corridor Rhodanien 165

4.2.1. Introduction et enjeux 165

4.2.2. Article 4 : "Temporal trends of legacy and novel brominated flame retardants recorded in sediments along the Rhône River corridor" 167

4.2.3. Synthèse 168

4.3. Récapitulatif des caractéristiques des sédiments hérités liés aux aménagements hydroélectriques 170

CHAPITRE 5 : SYNTHÈSE ET DISCUSSION 178

5.1. Comparaison de l'influence des deux phases d'aménagement sur les sédiments fluviaux et leur contamination 179

5.1.1. Comparaison des caractéristiques des deux types de sédiments hérités 179

5.1.2. Un enregistrement sédimentaire des contaminants variable en fonction de l'environnement de dépôt 186

5.2. Réflexion sur l'évolution du concept de sédiments hérités à la lumière des travaux réalisés 190

5.2.1. Introduction et enjeux 190

5.2.2. Article 5 : "Legacy sediments in a European context: the example of infrastructure-induced sediments on the Rhône River" 191

5.2.3. Synthèse 192

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES 194

Conclusion générale 196

Limites et perspectives 198

Contaminants actuels et émergents à surveiller sur le Rhône 198

Mécanisme à l'origine du dépôt des sédiments hérités liés aux infrastructures sur le Rhône ... 201

Etendre le concept de sédiments hérités d'aménagements fluviaux à l'échelle européenne ... 203

BIBLIOGRAPHIE 206

ANNEXES 244

RESUMÉ

Si des interactions complexes entre les hommes et les rivières existent depuis plusieurs millénaires, les pressions anthropiques exercées sur les hydrosystèmes ont fortement augmenté au cours des deux derniers siècles. Il est donc essentiel de mieux appréhender l'évolution récente des corridors fluviaux en lien avec les activités humaines qui s'y sont développées, et l'investigation du compartiment sédimentaire est particulièrement appropriée pour ce type d'approche rétrospective. Cette thèse s'appuie sur l'étude du Rhône, un fleuve européen majeur soumis à de fortes pressions anthropiques, et s'intéresse particulièrement à deux de ces pressions : la contamination et l'aménagement du cours d'eau. Plus précisément, elle vise à 1) prouver l'existence de sédiments hérités des aménagements mis en place sur le Rhône, et les caractériser ; 2) développer une méthodologie pour l'interprétation d'archives sédimentaires issues d'un milieu fluvial fortement anthropisé, dans le cadre des contaminations historiques et émergentes ; 3) démontrer l'intérêt du concept de sédiments hérités dans un contexte européen et en lien avec la mise en place d'infrastructures fluviales. La méthodologie développée dans ce travail combine une analyse diachronique des sites d'étude, leur investigation à l'aide de sondages géophysiques et le prélèvement de carottes sédimentaires permettant la quantification de nombreux paramètres sédimentaires (e.g., granulométrie, carbone organique total, teneur en contaminants et radionucléides). Son implémentation a permis de démontrer l'existence de deux types de sédiments hérités sur le Rhône, en lien avec les deux phases d'aménagement auxquelles le fleuve a été soumis (correction du tracé et aménagements hydroélectriques). Dans les deux cas, les sédiments hérités résultent d'un processus de déconnexion entre le chenal principal et les environnements de dépôt concernés, et la granulométrie est le paramètre principal permettant de les distinguer des dépôts sous-jacents. Une évolution de la définition de sédiments hérités est donc proposée afin d'y inclure ces nouvelles caractéristiques. Il est également prouvé que la capacité d'enregistrement des sédiments fluviaux est fortement influencée par l'environnement de dépôt étudié et par les modifications de leurs conditions hydrodynamiques induites par les différents aménagements. La méthodologie proposée permet néanmoins d'interpréter de façon robuste ces archives et de reconstruire la trajectoire récente du Rhône et les tendances temporelles de contamination de polluants historiques (éléments métalliques, polychlorobiphényles) ou émergents (retardateurs de flammes bromés) à partir de carottes issues de divers environnements. Une telle approche rétrospective est essentielle afin de mieux appréhender l'ensemble des impacts anthropiques en lien avec les enjeux actuels de gestion des cours d'eau, et de proposer des politiques publiques et des mesures de suivi et/ou de restauration cohérentes avec l'évolution à long terme du fleuve.

ABSTRACT

Although complex interactions between humans and rivers have existed for several millennia, anthropogenic pressures on hydrosystems have increased sharply over the last two centuries. It is therefore essential to gain a better understanding of the recent evolution of river corridors in relation to the human activities that have developed there. The investigation of the sedimentary compartment is especially relevant for this type of retrospective approach. This thesis is based on the study of the Rhône River, a major European river subject to strong anthropogenic pressures, and is particularly focused on two of these pressures: contamination and river engineering. More specifically, its aims are to 1) prove the existence of legacy sediments caused by the river infrastructures implemented on the Rhône River and characterise those sediments, 2) develop a methodology for the interpretation of sedimentary archives sampled in a highly anthropised river environment subject to historical and emerging contamination, and 3) demonstrate the relevance of the concept of legacy sediments in a European context and in relation to river engineering. The methodology developed in this work combines a diachronic analysis of the study sites, their investigation using geophysical methods and the sampling of sediment cores that allows the quantification of many sedimentary parameters (e.g., grain-size, total organic carbon, contaminants and radionuclides content). Its implementation allowed to prove the existence of two types of legacy sediments on the Rhône River, that are related to the two engineering phases to which the river has been subjected (river training and bypassing for hydroelectricity production). In both cases, the legacy sediments result from a loss of connectivity between the main channel and the depositional environments investigated, and grain-size is the main parameter allowing to distinguish the legacy sediments from the underlying deposits. This leads us to propose an evolution in the definition of legacy sediments to take these observations into account. This study also proves that the recording capacity of river sediments is strongly influenced by the depositional environments studied and by the modifications of their hydrodynamic conditions induced by river engineering. Nevertheless, the proposed methodology makes it possible to interpret these archives in a robust manner and to reconstruct the recent trajectory of the Rhône River, as well as the temporal contamination trends of historical (metallic elements, polychlorinated biphenyls) or emerging (brominated flame retardants) pollutants, using cores from various environments. Such a retrospective approach is essential to better understand the many anthropogenic impacts on fluvial systems, to relate those impacts with present river management issues, and to suggest policies and monitoring and/or restoration measures consistent with the evolution of the river over time.

VALORISATION DES TRAVAUX

Articles publiés, soumis ou en préparation pour des journaux internationaux à comité de lecture

- Vauclin, S., Mourier, B., Piégay, H., Winiarski, T., 2020. Legacy sediments in a European context: The example of infrastructure-induced sediments on the Rhône River. Anthropocene 31, 100248. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2020.100248

- Vauclin, S., Mourier, B., Tena, A., Piégay, H., Winiarski, T., 2020. Effects of river infrastructures on the floodplain sedimentary environment in the Rhône River. J Soils Sediments 20, 2697–2708. https://doi.org/10.1007/s11368-019-02449-6

- Vauclin, S., Mourier, B., Dendievel, A.-M., Noclin, N., Piégay, H., Marchand, P., Vénisseau, A., de Vismes, A., Lefèvre, I., Winiarski, T. *(Accepté dans Science of The Total Environment)*. Depositional environments and historical contamination as a framework to reconstruct fluvial sedimentary evolution.

- Vauclin, S., Mourier, B., Dendievel, A.-M., Marchand, P., Vénisseau, A., Morereau, A., Lepage, H., Eyrolle, F., Winiarski, T. *(En préparation pour Chemosphere)*. Temporal trends of legacy and novel brominated flame retardants recorded in sediments along the French Rhône River corridor.

Articles publiés dans des journaux nationaux

- Vauclin, S., Mourier, B., Winiarski, T., 2019. De l'intérêt de coupler méthodes géophysiques et carottages sédimentaires pour l'étude des sédiments fluviaux. TSM 11, 33–49. https://doi.org/10.36904/tsm/201911033

Communications orales dans des congrès internationaux

- Vauclin, S., Mourier, B., Tena, A., Seignemartin, G., Berger, J.-F., Piégay, H., Winiarski, T., 2019. Investigating the infrastructure-induced legacy sediments on 3 bypassed areas along the Rhône River (France). Presented at the 11th International SedNet conference - Sediment as a Dynamic Natural Resource – from Catchment to Open Sea, Dubrovnik, Croatia.

- Vauclin, S., Mourier, B., Dendievel, A.-M., Noclin, N., Piégay, H., Marchand, P., Winiarski, T., 2020. Influence of depositional environments on the contamination record of fluvial sediments: a case study from the Rhône River (France). Presented at the EGU General Assembly 2020 (EGU online). https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-21755

Posters dans des congrès internationaux

- Vauclin, S., Winiarski, T., Mourier, B., Seignemartin, G., Tena, A., Piégay, H., 2018. Investigating the legacy sediments in the Péage-de- Roussillon bypass (Rhône River, France) by a combined geophysical and coring approach. Presented at the I.S Rivers 2018, Lyon, France.

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Contrôles géomorphologiques au niveau d'un moulin. a. Vue en plan ; b. Vue transversale. Source : Downward et Skinner, 2005. 30

Figure 1.2 : a. Composition d'un « check dam » installé sur le plateau de Lœss (Chine) ; b. Plan d'eau créé en amont d'un « check dam ». Source : Shi et al., 2019 32

Figure 1.3 : Exemples de barrages au fil de l'eau dans une configuration en dérivation : a. Barrage de Saint-Pierre-de-Bœuf sur le Rhône ; b. Barrage-usine de Fessenheim sur le Rhin. Source : Géoportail, IGN. 33

Figure 1.4 : Modèle conceptuel de la morphologie d'un chenal résultant de l'interaction entre plusieurs barrages le long d'un cours d'eau. Source : Skalak et al., 2013. 37

Figure 1.5 : Coupures de méandres planifiées sur le Danube (à proximité de Dillingen) au début du 19ème siècle. Source : Skublics et al., 2016. 38

Figure 1.6 : Représentation schématique des travaux de correction réalisés sur plusieurs rivières australiennes (e.g. Allyn River, Hunter River). Les berges sont stabilisées et la largeur du chenal réduite par un système de clôtures grillagées implantées dans le lit mineur, et au sein desquelles des arbres sont plantées. Cela constitue une alternative originale aux épis et/ou tenons généralement utilisés à ces fins en Europe. Source : Erskine, 1990. 39

Figure 1.7 : Schéma des motifs de dépôt et d'érosion dans les zones inter-épis pour : a) un épi classique émergé ; b) un épi classique submergé ; c) un épi modifié (denté) émergé, d) un épi modifié (angulaire) submergé. Les épis en c) et d) ont été conçus afin de limiter le dépôt de fines entre les épis et conserver le potentiel hydraulique et écologique de ces zones. Source : Henning et Hentschel, 2013. 41

Figure 1.8 : Schéma illustrant le processus d'élimination des variations de ln(Zr/Rb) résultant d'influences locales, afin d'identifier les pics de crues majeures à partir du profil vertical du ratio. Source : Jones et al., 2012. 45

Figure 1.9: Image aux rayons X d'une carotte et proxys stratigraphiques associés : (de gauche à droite) densité rayon X, susceptibilité magnétique, et deux indicateurs de spectrométrie par réflectance diffuse : luminosité et tons rouges. Les bandes grisées indiquent les couches identifiées comme des dépôts de crue d'après l'interprétation de l'ensemble des indicateurs, tandis que les flèches pointent les variations des paramètres ayant conduit à cette interprétation. Source : Bábek et al., 2011. 46

Figure 1.10 : Une épaisseur de plusieurs mètres de « legacy sediments » dans le parc W.B. Umstead State Park, North Carolina, Etats-Unis. Crédit : Karl Wegmann. 50

Figure 1.11 : Traces d'un ancien seuil le long d'un tributaire de la rivière Gunpowder Falls (Maryland). Directement en amont, l'épaisseur de sédiments fins sur les berges témoigne d'une sédimentation liée au réservoir créé par le barrage (« mill pond »). Crédit : Merritts & Walter 51

Figure 1.12 : Les quatre phases d'un épisode d'aggradation-dégradation : 1) Chenal avant la perturbation ; 2) Le chenal et la plaine d'inondation sont réhaussés en réponse à un apport de sédiments excédant la capacité de transport du cours d'eau ; 3) Lorsque les flux de sédiments retournent à un niveau de fond, le chenal s'incise et retourne à son niveau initial tandis que la plaine d'inondation reste réhaussée ; 4) le chenal s'élargit progressivement sur le long-terme. Source : James, 2013. 51

Figure 1.13 : Gauche : Sédiments issus de l'exploitation aurifère déposés dans la rivière Leigh à Shelford en 1909, à 60 km au sud de l'exploitation de Ballarat. Source: Davies et al., 2018 et Sludge Abatement Board, 1910, Plate S. Droite : Sédiments hérités provenant de l'exploitation aurifère (couche supérieure brune d'une épaisseur de ~1 m) couvrant la plaine d'inondation de la rivière Oven à Tarrawingee ; échelle en incréments de 20 cm. Source: Davies et al., 2018. 54

Figure 1.14 : Schéma des différents niveaux de réponse des chenaux et plaines d'inondation à (A) une diminution de l'apport sédimentaire, (B) une augmentation de l'apport sédimentaire. Source : Wohl , 2015... 56

Figure 1.15 : a. un modèle de cours d'eau entouré de sédiments hérités (cas des États-Unis) ; la déconnexion entre la plaine d'inondation et le lit est évidente du fait de la hauteur des berges. b. un modèle cours d'eau non affecté par les « legacy sediments », ou restauré suite à l'extraction de ces sédiments ; la plaine d'inondation est connectée au lit ce qui lui permet de remplir ses fonctionnalités écologiques et hydrodynamiques. Crédit : Department of Environmental Protection of Pennsylvania. 57

Figure 1.16 : Le cours d'eau de Bedford Spring (Pennsylvanie, Etats-Unis) a) avant et b) après restauration. Le retrait des sédiments hérités a permis de reconnecter le cours d'eau et sa plaine d'inondation. Crédit : Mark Gutshall. 57

Figure 2.1 : Bassin versant du Rhône et localisation des trois sites d'études. 66

Figure 2.2 : Changement du profil transversal du Rhône à la suite des différents travaux de rectification de son cours depuis 1850. A/ 1870 : profil avant les endiguements Girardon ; B/ 1970 : profil un siècle après les premiers endiguements Girardon ; C/ profil après l'aménagement CNR. Source : Fruget et Dessaix, 2003, Persat et al., 1995. 68

Figure 2.3 : Infrastructures Girardon à Irigny en 1957 ; a) Vue aérienne, b) Vue latérale. Source : IGN, Syndicat Mixte du Rhône, des Îles et des Lônes. 68

Figure 2.4 : Photographies aériennes de la zone du Rhône court-circuité de Péage-de-Roussillon a) en 1953, avant l'aménagement par la CNR ; b) en 2006, après la mise en dérivation. Source : IGN. 69

Figure 2.5 : Un « Rhône court-circuité », aménagement type de la Compagnie Nationale du Rhône pour la production d'hydroélectricité (source : CNR). 70

Figure 2.6 : Le Rhône court-circuité de Pierre-Bénite. 72

Figure 2.7 : Evolution du site de Pierre-Bénite entre 1860 et 1993 (source : adapté de Tena et al., 2017 et Vauclin et al., 2020a). 73

Figure 2.8 : Le Rhône court-circuité de Péage-de-Roussillon. 74

Figure 2.9 : Evolution du site de Péage-de-Roussillon entre 1860 et 1986 (source : adapté de Tena et al., 2017 et Vauclin et al., 2020a). 76

Figure 2.10 : Le Rhône court-circuité de Donzère-Mondragon. 78

Figure 2.11 : Evolution du site de Donzère-Mondragon entre 1860 et 1976 (source : adapté de Tena et al., 2017 et Vauclin et al., 2020a). 79

Figure 2.12 : Localisation de l'ensemble des sondages géophysiques (Ground Penetrating radar, Water Ground Penetrating radar et Sub-bottom Profiler) réalisés sur les trois zones d'étude. a) Pierre-Bénite (PBN) ; b) Péage-de-Roussillon (PDR) ; c) Donzère-Mondragon (DZM) 83

Figure 2.13 : Localisation de l'ensemble des carottes sédimentaires prélevées sur les trois zones d'étude. a) Pierre-Bénite (PBN) ; b) Péage-de-Roussillon (PDR) ; c) Donzère-Mondragon (DZM). 88

Figure 2.14 : Tendances temporelles des concentrations en plomb dans des carottes sédimentaires prélevées dans des réservoirs urbains aux Etats-Unis et émissions atmosphériques de plomb en Europe entre 1955 et 2000 (tonnes/an). Source : Callender, 2003 (carottes sédimentaires), Pacyna et al. 2007 (émissions)..... 93

Figure 2.15 : Structure des polychlorobiphényles, avec $1 \leq m+n \leq 10$ 94

Figure 2.16 : Emissions de PCBs (Σ22PCB) en Europe, Allemagne, France et Italie entre 1930 et 2000. Source : Breivik et al., 2002a. 96

Figure 2.17 : Structure des retardateurs de flamme bromés historiques étudiés ; a) Polybromodiphényléthers, avec 1≤m+n≤10 ; b) Polybromobiphényles, avec 1≤m+n≤10 ; c) Hexabromocyclododécane. 98

Figure 2.18 : Tendances temporelles estimées des productions et consommations globale et régionale des mélanges commerciaux de PBDEs. Source : Abbasi et al., 2019. 99

Figure 2.19 : a) Concentrations relatives en trois groupes de substances (DDE, PCB et PBDE : Σ BDE-47, BDE-153, BDE-180) dans une carotte datée issue de la mer baltique. Source : Nylund et al., 1992 ; b) Flux de PBDEs (congénères 47, 99, 100) en $ng.m^{-2}.an^{-1}$ issus d'une carotte sédimentaire datée du lac Lochnagar (Scotland). Source : Muir et Rose, 2007 ; c) Concentrations en PCBs, PCDD/Fs, Tri-heptaBDE, DecaBDE et HBCDD dans une carotte sédimentaire datée issue du lac de Greifensee en Suisse. Source : Kohler et al., 2008. 100

Figure 2.20 : Structure des « nouveaux » retardateurs de flammes bromés (nRFBs) étudiés ; a) 1,2,3,5,4-pentabromobenzène (PBBz) ; b) Pentabromotoluène (PBT) ; c) 2, 3, 5, 6-tetrabromo-p-xylène (TBX) ; d) Hexabromobenzène (HBB) ; e) Pentabromoethylbenzène (PBEB) ; f) Tetrabromo-o-chlorotoluène (TBCT) g) Octabromotrimethylphénylindane (OBTMPI). 101

Figure 2.21 : Principe de la spectrométrie de fluorescence X (XRF). 105

Figure 2.22 : Sources de ^{210}Pb dans les sédiments. Source : Bruel et Sabatier, 2020. 111

Figure 2.23 : Exemple de représentations d'un jeu de données géochimiques (XRF) selon leurs deux premières composantes (F1 et F2). Les vecteurs correspondent aux variables (éléments chimiques) et les points aux individus (échantillons mesurés). Les données ont subi une transformation log-ratio-centrée en amont du calcul de l'ACP. Des couleurs différentes en fonction du nom des carottes dont les échantillons proviennent permettent de faire apparaître des regroupements d'individus. 118

Figure 2.24 : Illustration de l'étape 2 de l'algorithme EMMA (détermination de la composition des différents end-members) pour un jeu de données théorique comprenant trois variables. Le jeu de données inclue les véritables sous-distributions à partir desquelles les mélanges ont été générés. A) Phase d'initialisation : les carrés correspondent aux données observées et les étoiles soit les véritables composantes (que l'on cherche à modéliser) ; B) Série d'itération au cours desquelles l'espace de mélange est étendu ; C) Composantes modélisées après convergence (il s'agit des sommets de l'espace défini) afin d'inclure l'ensemble des données dans un espace minimisé. Source : Weltje et Prins, 2007. 124

Figure 2.25 : Principe général du package EMMAgeo basé sur l'algorithme EMMA. 125

Figure 3.1 : Rhône court-circuité de Péage-de-Roussillon avec l'emplacement des sondages au radar géophysique (GPR) et des carottes sédimentaires utilisées dans cette section. 130

Figure 3.2 : a. Analyse diachronique de la zone d'étude ; b. Modèle numérique de terrain (MNT) de la zone d'étude autour du GPR10 ; c. Modèle numérique de terrain (MNT) de la zone d'étude autour du GPR 12. Sources : MNT fourni par la Compagnie Nationale du Rhône dans le cadre de l'Observatoire des sédiments du Rhône 131

Figure 3.3 : Description stratigraphique, représentation en « heatmaps » de la granulométrie et graphe « EMMA » pour chacune des six carottes sédimentaires étudiées dans cette section. Les positions des échantillons analysés au radiocarbone sont également indiquées. 133

Figure 3.4 : De gauche à droite : teneur en carbone organique total et D50, concentrations en éléments métalliques (Zn, Pb, Cu), concentrations en PCBs (∑7PCBi), données XRF (coordonnées selon l'axe F1 issu de l'analyse en composantes principales) et activité en ^{137}Cs avec indication des datations au radiocarbone effectuées, pour a) la carotte C10a et b) la carotte C10b. NB : Dans le cas des PCBs et du ^{137}Cs, la courbe en pleine couleur correspond aux valeurs mesurées, tandis que celle en semi-transparence correspond aux valeurs normalisées au COT. 135

Figure 3.5 : Régressions linéaires entre les concentrations et les mesures XRF d'éléments métalliques (Zn, Pb, Cu, Al) mesurées sur les carottes sédimentaires C10a, C10b, C10c, C12a, C12b. 138

Figure 3.6 : Biplot de l'analyse en composantes principales calculée à partir des données XRF (préalablement log-ratio centrées). La couleur des individus dépend de la carotte sédimentaire à laquelle ils appartiennent. 139

Figure 3.7 : Interprétation des profils GPR10 et GPR12, avec les carottes C10a, c10b, C12a et C12b positionnées sur les profils et la couche correspondant aux sédiments hérités délimitée. Une version non-interprétée des profils se trouve dans en annexe (Fig. A2). 142

Figure 3.8 : Diagramme de quartiles des valeurs de D50 mesurées sur les carottes prélevées en milieu terrestre, en fonction du site d'étude et du type de sédiment (sédiments hérités des infrastructures Girardon ou sédiments antérieurs aux aménagements). Les données des carottes sédimentaires suivantes ont été utilisées : PDR-C10a, PDR-C10b, PDR-C10c, PDR-C3, PDR-C12a, PDR-C12b, PBN-C18a, PBN-C18b, PBN-C15a, PBN-C15b, DZM-C2, DZM-C3, DZM-C6, DZM-C8, DZM-C9. NB : des lettres différentes au-dessus des diagrammes indiquent des groupes de moyenne significativement différente d'après un test de Mann-Whitney-Wilcoxon. 152

Figure 3.9 : Analyse en composantes principales calculée à partir des paramètres Rock-Eval mesurés sur les carottes présentant des sédiments hérités liés à la première phase d'aménagement sur les trois sites d'étude (PBN-C18b ; PDR-C10a ; PDR-C10b ; DZM-C6 ; DZM-C9). NB : les données ont été transformées (log-ratio centrées) avant le calcul de l'ACP. 153

Figure 3.10 : Analyses en composantes principales calculées à partir des carottes sédimentaires échantillonnées sur la plaine d'inondation : a) de Pierre-Bénite (PBN-C18a, PBN-C18b, PBN-C15a, PBN-C15b); b) de Péage-de-Roussillon (PDR-C10a, PDR-C10b, PDR-C10c, PDR-C12a, PDR-C12b) ; c) de Donzère-Mondragon (DZM-C2, DZM-C6, DZM-C8, DZM-C9), d) des trois RCC (toutes les carottes précédemment listées). NB : les données ont été transformées (log-ratio centrées) avant le calcul. 155

Figure 4.1 : Nombre d'articles concernant les nRFBs dans la base de données ScienceDirect en fonction de l'année. Les mots clés simultanément utilisés pour la recherche sont « nBFR » et « brominated » pour éviter de recenser les acronymes identiques ayant un sens différent..... 166

Figure 4.2 : Diagramme de quartiles des valeurs de D50 mesurées sur les carottes prélevées dans les annexes fluviales, en fonction du site d'étude et du type de sédiment (sédiments hérités des aménagements CNR ou sédiments antérieurs aux aménagements)..... 171

Figure 4.3 : Analyse en composantes principales calculée à partir des paramètres Rock-Eval mesurés sur les carottes présentant des sédiments hérités liés à la deuxième phase d'aménagement (PBN-C3c ; PBN-2002 ; PDR-1802 ; PDR-1806 ; PDR-1902). 173

Figure 4.4 : a) Analyse en composantes principales calculée à partir des données XRF des carottes présentées en b) ; b) Représentations des coordonnées selon l'axe F1 de l'ACP en fonction de la profondeur pour chacune des carottes utilisées dans l'analyse. NB : les données ont été log-ratio centrées en amont du calcul de l'ACP. 174

Figure 5.1 : Diagramme de quartiles des valeurs de D50 mesurées sur l'ensemble des vingt-trois carottes analysées dans le cadre de ce travail, en fonction du groupe auquel les sédiments appartiennent. 181

Figure 5.2 : Analyse en composantes principales calculée à partir des paramètres Rock-Eval issus des dix carottes sur lesquels ils ont été mesurés : PDR-C10a, PDR-C10b, PBN-C3c, PBN-C18b, DZM-C6, DZM-C9, PDR-1802, PDR-1806, PDR-1902, PBN-2002. Les données ont été transformées (log-ratio centrées) avant le calcul de l'ACP. 182

Figure 5.3 : Analyse en composantes principales calculée à partir des données XRF des 19 carottes sur lesquelles elles ont pu être mesurées : PDR-C10a, PDR-C10b, PDR-C10c, PDR-C3, PDR-C12a, PDR-C12b, PDR-1802, PDR-1805, PDR-1806, PDR-1807, PBN-C3c, PBN-C18a, PBN-C18b, PBN-C15a, PBN-C15b, DRM-C2, DZM-C6, DZM-C8, DZM-C9. a) Couleur des individus en fonction du RCC ; b) couleur des individus en fonction de l'héritage sédimentaire. 184

Figure 5.4 : Diagramme de quartiles des concentrations en éléments métalliques en fonction de l'environnement de dépôt des sédiments. 187

Figure 5.5 : Diagramme de quartiles des concentrations en PCBs (somme des 7 PCBs indicateurs) en fonction de l'environnement de dépôt des sédiments. 188

Figure P1 : Concentrations en phtalates dans la carotte PBN-2002 : a) BBzP, DMP, DiBP, DEP, DnBP ; b) DEHP, DiNP, DiDP. 200

Figure P2 : Utilisation des phtalates "historiques" (somme des DEP, DnBP, DiBP, BBzP, DEHP, DINP et DIDP) et du DPHP (phtalate plus récent) comparé à l'usage de plastifiants alternatifs (adipates, benzoates, citrates, esters de phosphate, sebacates, terephtalates, etc.) dans les produits chimiques en Suède de 1999 à 2012. Source : Bui et al., 2016. 201

Figure A1 : De gauche à droite, coordonnées des mesures XRF selon l'axe F1 après transformation par ACP et concentrations en éléments métalliques (Al, Zn, Pb, Ni, Cu, Cd, Hg) pour les carottes sédimentaires suivantes : a) C10a, b) C10b, c) C10c, d) C12a, e) C12b. 247

Figure A2 : Profils GPR10 et GPR12 non interprétés 247

Figure A3 : Représentation des paramètres Rock-Eval des carottes sédimentaires issues des plaines d'inondation (PDR-C10a, PDR-C10b, PBN-C18b, DZM-C6, DZM-C9). a) Pseudo-diagramme de Van Krevelen ; b) HI versus RC/TOC ; c) RC/TOC versus S2/S3 ; d) HI versus Tmax. Les ellipses représentent 90% des données.. 248

Figure A4 : Représentation des paramètres Rock-Eval des carottes sédimentaires issues des annexes fluviales en eau (PDR-1802, PDR-1806, PBN-C3c). a) Pseudo-diagramme de Van Krevelen ; b) HI versus RC/TOC ; c) RC/TOC versus S2/S3 ; d) HI versus Tmax. Les ellipses représentent 90% des données. 249

Figure A5 : Représentation des paramètres Rock-Eval des carottes sédimentaires issues de toutes les carottes sédimentaires analysées (PDR-C10a, PDR-C10b, PBN-C18b, DZM-C6, DZM-C9, PDR-1802, PDR-1806, PBN-C3c). a) Pseudo-diagramme de Van Krevelen ; b) HI versus RC/TOC ; c) RC/TOC versus S2/S3 ; d) HI versus Tmax. Les ellipses représentent 90% des données 250

Figure A6 : Représentation en « heatmaps » de la granulométrie des vingt-trois carottes étudiées dans le cadre de cette thèse, organisée en fonction de leur héritage sédimentaire. 251

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Caractéristiques des Rhône court-circuités utilisés comme site d'étude (source : Compagnie Nationale du Rhône). 70

Tableau 2.2 : Longueur et types des sondages géophysiques acquis sur les trois zones d'étude. 84

Tableau 2.3 : Longueur, coordonnées et types d'environnement de dépôt des carottes sédimentaires prélevées sur les trois zones d'étude. Les lignes en gras indiquent les carottes choisies pour une caractérisation plus poussée (matière organique, contaminants organiques, datation)..... 88

Tableau 3.1 : Caractéristiques des carottes sédimentaires étudiées dans cette sous-section, et analyses réalisées dessus..... 130

Tableau 3.2 : Position dans les carottes des échantillons datés au radiocarbone et dates calibrées correspondantes 136

Tableau 3.3 : Statistiques des modèles de régressions linéaires multiples calibrés entre les données XRF et granulométriques..... 140

Tableau 3.4 : Résultats de tests de Mann-Whitney-Wilcoxon afin de comparer les valeurs médianes (D50) de deux groupes : sédiments hérités lié aux infrastructures Girardon et sédiments pré-infrastructures Girardon. Les données des carottes sédimentaires suivantes ont été utilisées : PDR-C10a, PDR-C10b, PDR-C10c, PDR-C3, PDR-C12a, PDR-C12b, PBN-C18a, PBN-C18b, PBN-C15a, PBN-C15b, DZM-C2, DZM-C3, DZM-C6, DZM-C8, DZM-C9. 151

Tableau 3.5 : Valeurs moyenne des principales statistiques granulométriques des sédiments hérités liés aux infrastructures Girardon 152

Tableau 3.6 : Récapitulatif des caractéristiques des sédiments hérités des aménagements de la Compagnie Nationale du Rhône. 157

Tableau 4.1 : Valeurs moyenne des principales statistiques granulométriques des sédiments hérités liés aux aménagements de la Compagnie Nationale du Rhône..... 171

Tableau 4.2 : Statistiques des modèles de régressions linéaires multiples calibrés entre les données XRF et la D50. Les données XRF ont été transformées (log-ratio isométrique) en amont des calculs. 175

Tableau 4.3 : Récapitulatif des caractéristiques des sédiments hérités des aménagements de la Compagnie Nationale du Rhône. 176

LISTE DES ACRONYMES ET ABREVIATIONS

^{14}C : Carbone-14 (ou radiocarbone)

^{137}Cs : Césium-137

$^{210}Pb_{ex}$: Plomb-210 en excès

ACP : Analyse en composantes principales

ADE : Aggradation-degradation episode [épisode d'aggradation-dégradation]

Al : Aluminium

Alr : Additive log-ratio [log-ratio additif]

AMS : Accelerator mass spectrometry [spectrométrie de masse par accélérateur]

Cd : Cadmium

CFCS : Constant flux constant sedimentation [flux constant sédimentation constante]

CIRC : Centre International de Recherche pour le Cancer

Clr : Centered log-ratio [LRC : log-ratio centré]

CMP : Common midpoint

CNPE : Centrale nucléaire de production d'électricité

CNR : Compagnie Nationale du Rhône

COT : Carbone organique total

Cr : Chrome

CRS : Constant rate of supply [taux d'approvisionnement constant]

Cu : Cuivre

DZM : Donzère-Mondragon

EM(s) : End-member(s) [composante(s)]

EMMA : End-member modelling analysis

GPR : Ground penetrating radar [radar géophysique terrestre]

GPS : Global Positioning System

HBB : Hexabromobenzène

HBCDD : Hexabromocyclododécane

HI : Indice d'hydrogène

IARC : International Agency for Research on Cancer [Centre international de recherche sur le cancer]

Ilr : Isometric log-ratio [log-ratio isométrique]

LiDAR : Light detection and ranging

MNT : Modèle numérique de terrain

Ni : Nickel

nRFBs : Nouveaux retardateurs de flammes bromés

OBTMPI : Octabromotrimethylphénylindane

OI : Indice d'oxygène

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

OSPAR : Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est

OSR : Observatoire des Sédiments du Rhône

Pb : Plomb

PBBs : Polybromobiphényles

PBBz : 1, 2, 3, 4, 5-pentabromobenzène

PBDEs : Polybromodiphényléthers

PBEB : Pentabromoethlybenzène

PBN : Pierre-Bénite

PBT : Pentobromotoluène

PCBs : Polychlorobiphényles

PCDDs : Polychlorodibenzodioxines

PCDFs : Polychlorodibenzofuranes

PDR : Péage-de-Roussillon

PEC : Probable Effect Concentration

POP : Polluants organiques persistants

RCC : Rhône court-circuité

RFBs : Retardateurs de flammes bromés

SBP : Sub-bottom profiler [sondeur de sédiments]

SOP : Standard Operating Procedure

TBCT : Tetrabromo-o-chlorotoluène

TBX : 2, 3, 5, 6-tetrabromo-p-xylène

TCDD : 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzodioxine

TEC : Threshold Effect Concentration

TEF : Toxic equivalent factor [facteur d'équivalence toxique]

WGPR : Water ground penetrating radar [radar géophysique aquatique]

XRF : X-ray fluorescence

Zn : Zinc

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Les fleuves constituent depuis des millénaires un support et un vecteur de développement pour l'homme. Les civilisations anciennes majeures ont toutes émergé dans les vallées de grands fleuves : le développement de la civilisation égyptienne est intimement lié au Nil, la civilisation mésopotamienne a vu le jour dans les vallées du Tigre et de l'Euphrate, les premières dynasties chinoises se sont construites autour du fleuve Jaune, etc. (Yasuda, 2012). La majorité des rivières ont ensuite connu des trajectoires analogues —mais avec des temporalités différentes, dépendantes du contexte social et géographique—, en lien avec les pressions anthropiques auxquelles elles ont été soumises. La subsistance et l'évolution d'une société étant en grande partie conditionnée par l'accès à l'eau, la manipulation des rivières croît au cours du temps afin de garantir cet accès et d'exploiter de façon optimale les ressources aquatiques. On observe par exemple la mise en place de systèmes d'irrigation, de réservoirs artificiels et/ou d'infrastructures pour contrôler la morphologie du cours d'eau et pouvoir ainsi l'exploiter comme voie de communication et d'échanges. Lorsque, sur le long terme et face aux pressions anthropiques croissantes, les ressources naturelles des fleuves atteignent leurs limites et menacent de compromettre le fonctionnement de la civilisation, une période de crise peut aboutir à des innovations technologiques et/ou des ajustements sociétaux permettant de résoudre temporairement le problème (Molle, 2003). Bien que très schématique, ce modèle s'applique raisonnablement bien à la situation actuelle : les 19ème et 20ème siècles ont été marqués par deux accélérations significatives du développement anthropique à l'échelle globale (la révolution industrielle autour de 1800 et la « grande accélération » à partir de ~1950, cf. Zalasiewicz et al., 2015). Des pressions anthropiques d'une ampleur inédite ont en conséquence été appliquées sur les hydrosystèmes : pompage des nappes, rejet de contaminants, correction du tracé des cours d'eau par la mise en place quasi-systématique d'infrastructures (e.g. barrages, digues, seuils), etc. Au cours des cinquante dernières années, la prise de conscience de la dégradation massive des milieux aquatiques et des services écosystémiques associés a alors nourri les réflexions quant à des mesures de conservation et de restauration. Une des démarches les plus emblématiques à ce propos est la mise en place de la directive cadre sur l'eau (2000/60/CE) qui vise à coordonner les efforts des différents pays de l'Union Européenne pour tendre vers des cours d'eau caractérisés par un bon état chimique, écologique et morphologique. Dans la sphère scientifique, de nombreuses disciplines en lien avec les interactions homme-rivières (e.g. écotoxicologie aquatique, hydrobiologie, hydromorphologie) se sont également développées plus significativement à partir du milieu du 20ème siècle. Plusieurs concepts multidisciplinaires essentiels pour expliquer ces interactions ont vu le jour : connectivité (e.g., Fryirs, 2013 ; Wohl, 2017 ; Poeppl et al., 2017), gestion durable (e.g. Kondof et al., 2014), restauration des rivières (e.g., Wohl et al., 2005 ; Bernhardt et al., 2005), sédiments hérités

(e.g., James, 2013 ; Wohl, 2015), Anthropocène (e.g., Steffen et al., 2007 ; Zalasiewicz et al., 2015 ; Wohl, 2018), etc.

Ce travail de recherche s'inscrit dans cet effort de caractérisation des interactions entre un corridor fluvial et les activités humaines qui s'y sont développées. Il se concentre sur le compartiment sédimentaire et s'intéresse à deux pressions anthropiques particulièrement ubiquistes sur les rivières depuis les cent-cinquante dernières années : la contamination et la mise en place d'aménagements fluviaux. Le Rhône, fleuve européen majeur et particulièrement anthropisé, est utilisé comme cas d'étude.

Ce manuscrit résume l'ensemble des résultats et conclusions auxquels ce travail a abouti, et s'organise de la façon suivante : un premier chapitre synthétise l'état des connaissances sur les impacts de la mise en place d'aménagements sur un hydrosystème fluvial, ainsi que sur la caractérisation de sédiments impactés par des activités humaines. Il s'attarde notamment sur leur fonction d'archive et sur le concept de sédiments hérités, et aboutit à la présentation des problématiques de la thèse. Le deuxième chapitre détaille les sites d'étude et les méthodes employées au cours de ce travail multidisciplinaire, et comprend un article méthodologique publié. Le chapitre trois introduit des résultats relatifs à l'impact d'une première phase d'aménagement du Rhône sur les dépôts sédimentaires de plaine, à travers notamment un article publié. Le chapitre quatre est organisé autour de deux articles (l'un accepté et l'autre en préparation), et s'intéresse aux conséquences d'une seconde phase d'aménagement du fleuve sur les sédiments d'environnements aquatiques, ainsi qu'à la contamination associée à ces dépôts. Il donne également lieu à une réflexion sur la caractérisation d'archives sédimentaires dans le milieu complexe que constitue un fleuve fortement aménagé. Le cinquième chapitre présente des éléments de discussion en rapport avec les résultats avancés dans les chapitres trois et quatre, dont un article publié. Finalement, le manuscrit s'achève par une conclusion générale suivie de quelques remarques au sujet des limites et perspectives de ce travail.

CHAPITRE 1 : CONTEXTE ET PROBLÉMATISATION

1.1. Impact des aménagements sur les corridors fluviaux

1.1.1 Une longue histoire de coévolution entre les hommes et les hydrosystèmes.

L'évolution géomorphologique des fleuves est intimement liée aux activités humaines développées le long de leurs corridors et aux seins de leurs bassins versants depuis des milliers d'années : l'impact de l'usage des sols sur l'évolution des flux sédimentaires et les mécanismes de rétroaction complexes associés à ces impacts ont été identifiés en Europe depuis plus de 7000 ans (Dotterweich, 2008). La période du Moyen-Âge a également été caractérisée par des évolution économiques et sociétales qui ont indirectement entraîné une modification profonde des cours d'eau et plaines d'inondation (Lewin, 2010). L'érosion accrue des sols provoquée par l'intensification des activités humaines au sein du bassin versant (e.g. labourage agricole, défrichement pour étendre les terres cultivables ou implanter des villes ou industries) est généralement reconnue comme la cause principale de la coévolution entre les hommes et les hydrosystèmes au cours des derniers millénaire, tant en Europe (e.g. Dotterweich, 2005, 2013; Vanwalleghem et al., 2006; Brown et al., 2018; Notebaert et al., 2018) qu'en Amérique du Nord (e.g. James, 2018, 2013) ou à l'échelle mondiale (Jenny et al., 2019). Cependant, l'aménagement[1] des cours d'eau constitue un autre facteur clé de l'interaction entre les hommes et les hydrosystèmes, dont l'étendue et l'importance n'a fait que s'accentuer au cours du temps, avec une première phase de développement au Moyen-Âge (Lewin, 2010) et une seconde accélération notable à partir de la révolution industrielle au 18ème siècle (Lewin, 2013). Ces aménagements ont globalement un impact sur la connectivité latérale ou longitudinale des rivières, des paramètres clés pour leur bon fonctionnement hydro-sédimentaire et écologique (Ward et Stanford, 1995 ; Amoros et Bornette, 2002 ; Opperman et al., 2010 ; Fryirs, 2013). L'étendue de l'effet des aménagements fluviaux sur la connectivité des cours d'eau a été mise en lumière par une étude récente (Grill et al., 2019) qui démontre que de nos jours, à l'échelle mondiale, seulement 37% des rivières de plus de 1000 km ont un écoulement libre. Les impacts des infrastructures fluviales varient cependant selon leur type et leur étendue. Ce paragraphe vise donc à synthétiser les connaissances relatives à l'effet des aménagements des cours d'eau sur leurs caractéristiques hydrosédimentaires et morphologiques, et à mettre en lumière les éventuelles lacunes à ce sujet. Les impacts des infrastructures sur l'écologie des hydrosystèmes ne seront pas détaillés mais pourront être évoqués afin de souligner les enjeux liés à cette problématique.

[1] Par « aménagement », il est ici entendu l'ensemble des infrastructures implantées par l'homme dans le lit mineur ou majeur et qui impactent de façon directe ou indirecte les conditions hydro-sédimentaires du cours d'eau : les infrastructures de correction du tracé (épis, digues, voire canalisation de la rivière), de protection contre les crues, les seuils et petits barrages en lien avec des industries (e.g. seuils de moulin ou mis en place pour la pêche), les barrages hydroélectriques, les réservoirs, etc.

1.1.2. Aménagements impactant la continuité longitudinale des corridors fluviaux

1.1.2.1. Seuils et moulins

Les seuils associés aux moulins à eau (« mill dams ») constituent l'une des infrastructures les plus anciennes et les plus communes, en particulier sur les petits cours d'eau. Ils permettent de créer une hauteur de chute qui est utilisée pour faire tourner la roue du moulin. Un chenal secondaire (naturel ou artificiel) est souvent utilisé comme dérivation pour contrôler le débit passant à travers la roue (Fig. 1.1.a). Bien qu'existant dès l'époque romaine en Europe, ils ont connu un réel essor lors de la révolution technologique associée au Moyen-Âge et au système féodal (Poeppl et al., 2015 ; Brown et al., 2018), et sont devenus une caractéristique quasi-omniprésente des hydrosystèmes à cette époque. Certains ont persisté ou ont été construits jusqu'au 19ème siècle (Wilder et al., 2014). Sur la base de cartes historiques et d'archives, la densité de moulins à eau aux 11 et 12èmes siècles aurait été comprise entre 0,7 (Normandie) et 2,9 (rivière Erft en Allemagne) moulins par kilomètre de rivière en Europe (Brown et al., 2018). En Amérique du Nord, les moulins et seuils associés ont été construits à partir de 1600 et jusqu'au début du 20ème siècle dans certains cas, et sont également devenus omniprésents, en particulier dans l'Est des Etats-Unis, où plus de 65 000 « mill dams » étaient recensés en 1840 (Walter et Merritts, 2008).

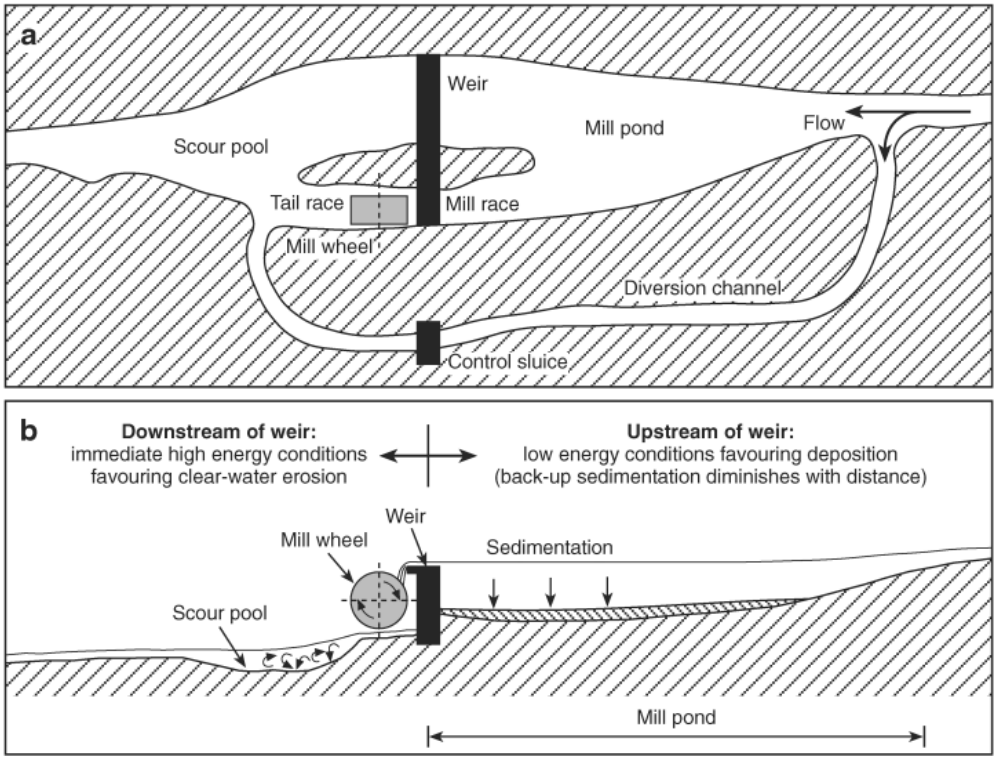


Figure 1.1 : Contrôles géomorphologiques au niveau d'un moulin. a. Vue en plan ; b. Vue transversale. Source : Downward et Skinner, 2005.

Ces seuils affectent le fonctionnement géomorphologique de la rivière en modifiant son gradient, son énergie, son écoulement et sa capacité de transport sédimentaire. En amont du seuil, la réduction de la pente entraîne une diminution de l'énergie du cours d'eau et donc de sa capacité de transport sédimentaire : la retenue accumule par conséquent des sédiments. Le dépôt de particules fines dans les chenaux secondaires ou autres zones d'eaux calmes en amont peut également être favorisé (Fig. 1.1 ; Downward et Skinner, 2005). Cependant, les impacts sur le transport sédimentaire dépendent largement des caractéristiques du cours d'eau et du seuil ; dans certains cas, aucune accumulation significative de sédiments, ni de différence entre les tailles de sédiment en aval et amont du seuil ne sont observées (Csiki et Rhoads, 2014 ; Pearson et Pizzuto, 2015). Les fluctuations de la ligne d'eau en amont du seuil peuvent également promouvoir l'érosion des berges. A plus large échelle, et en particulier dans les cours d'eau à faibles gradient et énergie, les moulins peuvent conduire à l'aggradation d'une zone étendue à l'amont du seuil ; ce cas de figure a été particulièrement observé dans l'Est des Etats-Unis (Walter et Merritts, 2008 ; Merritts et al., 2011 ; James et Lecce, 2013), mais également en Europe (Larsen et al., 2013). A l'aval du seuil, l'énergie du cours d'eau est amplifiée par la chute ce qui, combiné à la réduction de la charge sédimentaire, conduit à une érosion localisée du lit. Outre les conséquences liées à leur implantation, la rupture accidentelle des seuils de moulins après quelques centaines d'années d'utilisation ou leur démantèlement dans le but de restaurer la continuité sédimentaire et écologique entraîne un nouveau bouleversement des conditions géomorphologiques du cours d'eau. On observe alors généralement la remobilisation d'une partie des sédiments déposés à l'amont du moulin —de même que des nutriments et/ou contaminants accumulés dans les sédiments, ce qui peut constituer une source de pollution importante (Howard et al., 2017) — ainsi qu'une incision rapide de la rivière dans les dépôts agradés. L'ensemble du processus correspond à un épisode d'aggradation-dégradation tel que conceptualisé par James et Lecce (2013). Les seuils non associés à des moulins mais installés pour la pêche, le laminage des crues ou pour remonter la ligne d'eau en amont et faciliter la navigation sont également courants en Europe et sont à l'origine des mêmes modifications morphologiques et sédimentaires évoquées au sujet des seuils de moulins. On peut mentionner un autre exemple d'infrastructure qui se rapproche, morphologiquement, des seuils : les « check dams » (barrages de retenue/correction), des barrages de faible hauteur construits en tant que mesures de conservation des sols dans des zones soumises à une forte érosion. Ils sont particulièrement courants sur le plateau de Lœss situé en Chine du Nord, où ils ont été construits depuis plusieurs centaines d'années mais avec une accélération nette à partir des années 1970 : on en trouvait environ 122 000 sur le plateau en 2005, soit un barrage tous les 5 km² en moyenne (Xu et al., 2013).

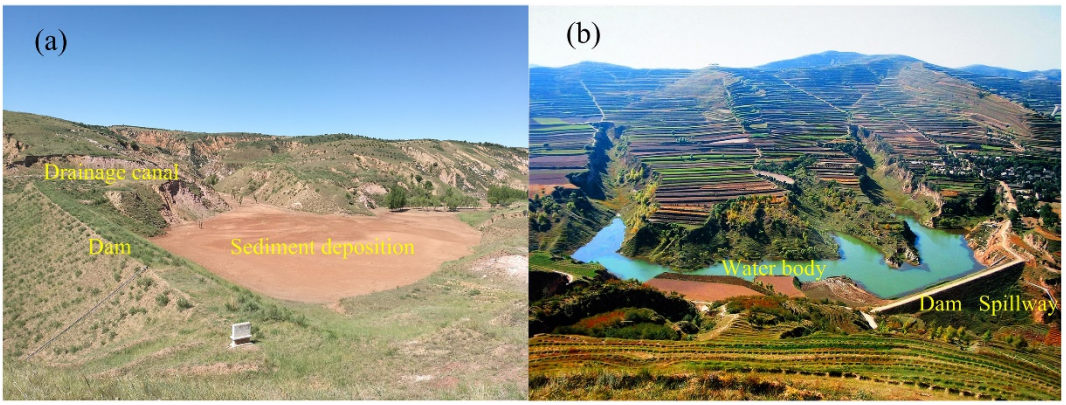


Figure 1.2 : a. Composition d'un « check dam » installé sur le plateau de Lœss (Chine) ; b. Plan d'eau créé en amont d'un « check dam ». Source : Shi et al., 2019

On en trouve également des « check dams » dans d'autres contextes géographiques, en Italie (Bombino et al., 2009) ou en France (Remaître et al., 2008), par exemple. Les « check dams » retiennent l'eau et les sédiments en transit lors d'épisodes de crues. Dans les années qui suivent leur construction, un plan d'eau se forme à leur amont, qui se remplit progressivement de sédiments au cours du temps jusqu'à devenir entièrement terrestre et propre à servir de terre agricole (Fig. 1.2 ; Shi et al. 2019). Une étude sur le bassin versant de Yanhe (plateau de Lœss, Chine) a montré que la mise en place de près de 6600 « check-dams » avait conduit à une diminution des ruissellements de 14%, et un piégeage des sédiments en période pluvieuse de 85% (Xu et al., 2013). Ces infrastructures ont donc un impact fort sur la continuité longitudinale hydraulique et sédimentaire, mais à la différence des seuils évoqués précédemment, cet impact est volontaire et contribue à la conservation de la morphologie des cours d'eau.

1.1.2.2. Barrages au fil de l'eau

Le terme de « barrage au fil de l'eau » (« run-of-river dam ») est peu scientifique et souvent imprécis, en particulier en anglais où il est aussi bien utilisé pour désigner des seuils que des barrages hydroélectriques. Dans le cadre de ce travail, un barrage au fil de l'eau est défini comme une structure ayant pour but de produire de l'électricité, qui régule le débit mais n'empêche pas intégralement l'écoulement d'eau (soit par débordement au-dessus de sa crête, soit par des systèmes de vannes) et dont la hauteur n'excède pas ou peu celles des berges amont, de sorte que l'eau stockée reste majoritairement contenue dans le chenal et n'inonde pas la vallée aux alentours. Cela implique donc que l'électricité est produite en continu, en opposition avec les barrages-réservoirs où l'eau est stockée et relâchée en fonction des besoins d'énergie. Leurs hauteurs de chute varient généralement entre 5 et 30 m, ce qui leur vaut parfois l'appellation de barrage ou centrale à basse chute. Dans certains cas, ces barrages sont installés afin de dériver une majorité du

débit dans un chenal sur lequel une usine hydroélectrique et/ou une écluse est installée, tout en maintenant un écoulement dans le bras sur lequel ils sont construits (Fig. 1.3). Dans d'autres, les générateurs d'électricité sont directement installés sur le barrage pour exploiter l'énergie de la chute d'eau.

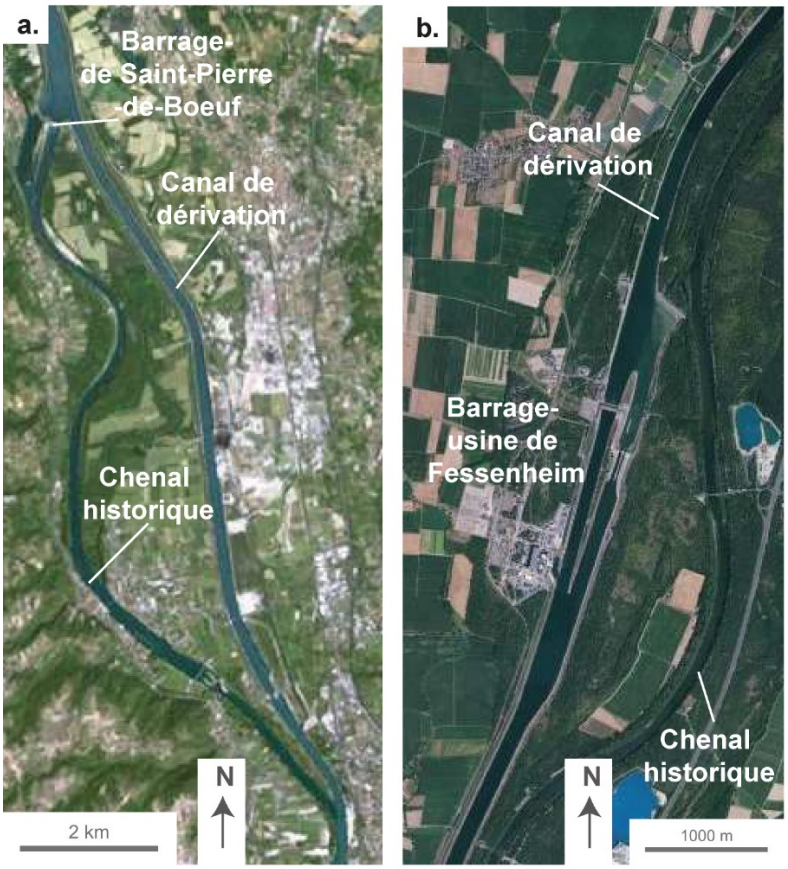


Figure 1.3 : Exemples de barrages au fil de l'eau dans une configuration en dérivation : a. Barrage de Saint-Pierre-de-Bœuf sur le Rhône ; b. Barrage-usine de Fessenheim sur le Rhin. Source : Géoportail, IGN.

En général, les barrages au fil de l'eau sont implantés sur des rivières caractérisées par un débit fort mais une pente faible. On les retrouve par exemple principalement sur le Rhône (17 barrages au fil de l'eau, la majorité en dérivation) ou le Rhin (10 centrales au fil de l'eau) en France, ou sur l'Aar en Suisse (5 barrages au fil de l'eau). Contrairement aux barrages « réservoirs » (« impoundment », cf. section 1.2.2.3), l'impact des barrages au fil de l'eau sur les conditions sédimentaires et l'évolution géomorphologique des cours d'eau où ils sont implantés a été peu étudié (Pearson et Pizzuto, 2015). Par ailleurs, l'imprécision associée au terme « run-of-river dam » rend la collecte d'informations à leur sujet dans la littérature internationale difficile, comme souligné dans Csiki et Rhoads (2010). Une part non négligeable des études à ce sujet (Csiki et Rhoads, 2010 ; Csiki et Rhoads, 2014 ; Pearson et Pizzuto, 2015) concernent en fait des seuils (associés ou non à des moulins) d'une hauteur généralement inférieure à 3 m ; l'utilisation du terme « hydroelectric run-of-river dam » résout

l'ambiguïté mais réduit significativement le nombre de résultats. Or, si un barrage au fil de l'eau pourrait présenter des impacts sédimentaires et géomorphologiques similaires à ceux des seuils du fait de leurs ressemblances en termes d'organisation, deux différences majeures rendent la comparaison délicate. Tout d'abord, les barrages au fil de l'eau présentent généralement une hauteur de chute significativement plus importantes que les simples seuils, ce qui est susceptible de rendre systématique et d'exacerber les conséquences en termes de rétention des sédiments en amont et d'érosion en aval. D'autre part, certains barrages au fil de l'eau peuvent être « effacés » occasionnellement, c'est-à-dire que les vannes peuvent être entièrement ouverte de façon à laisser passer l'intégralité du débit liquide et solide, en période de crue par exemple. Cette caractéristique est souvent avancée pour défendre le fait que ce type d'installation n'a pas d'impact significatif sur la continuité sédimentaire. A l'échelle d'un aménagement, Dépret et al. (2019) ont prouvé que le transport de sédiments à travers un barrage au fil de l'eau sur le Rhône était effectivement partiellement maintenu, mais uniquement pour les particules de diamètre inférieur à 14 mm, et ce y compris pour des débits importants (crue de période de retour de 50 ans). A l'échelle d'un corridor caractérisé par un enchaînement de barrages au fil de l'eau, Vázquez-Tarrío et al. (2019) ont montré que le transport sédimentaire du Rhône était 25 à 35 fois inférieur aujourd'hui par rapport à l'époque pré-infrastructures, et que les barrages hydroélectriques au fil de l'eau avaient plus largement contribué à cette diminution que les travaux de correction également implémentés sur le Rhône. Arnaud et al. (2015) ont également recensé un déficit de sédiments grossiers de 16 000 m^3 an^{-1} depuis les années 1990 dans une section court-circuitée du Rhin. Par ailleurs, dans une étude longitudinale du Rhône, Parrot (2015) a recensé dans de nombreux cas (mais non systématiquement) un exhaussement à l'amont et une incision à l'aval des barrages au fil de l'eau, ce qui démontre des conséquences sur la morphologie du lit mineur non-triviales. Provansal et al. (2014) attirent cependant l'attention sur le fait que dans le cas du Rhône, la baisse du transport solide aux 19-20ème siècles est plus largement attribuable à la diminution des apports sédimentaires en lien avec des changements d'usage des sols dans le bassin versant (e.g. déclin de l'agriculture, reforestation, exode rural) qu'à la mise en place des aménagements hydroélectriques. Lorsque les barrages au fil de l'eau sont installés en dérivation, la réduction de débit en aval de l'aménagement (avant la confluence avec le canal de fuite) impacte également la dynamique hydraulique et la morphologie du chenal court-circuité et des plaines d'inondation adjacentes. Tena et al. (2020) ont ainsi démontré une diminution de la largeur du chenal, du nombre de bras secondaires, et des taux de sédimentation sur les berges et la plaine d'inondation (en lien avec une réduction de la fréquence de débordement) suite à l'implémentation de barrages au fil de l'eau avec dérivation sur trois tronçons du Rhône. Finalement, les barrages au fil de l'eau impactent également l'hydrologie du cours d'eau sur lequel ils

sont installés, réduisant l'amplitude des pics de crues, ce qui tend à favoriser la stabilité de la morphologie du chenal et des marges (Arnaud et al., 2019). Dans l'ensemble, les études relatives à l'impact géomorphologique ou sédimentaire des barrages hydroélectriques au fil de l'eau restent rares et peu variées géographiquement (la majorité ayant été effectuées sur le Rhône et le Rhin), ce qui appelle à des travaux supplémentaires à ce sujet afin de confirmer les résultats relatés ci-dessus. Un sujet également très peu abordé concerne les sédiments accumulés en amont des barrages au fil de l'eau : bien que moins systématiques et volumineux que les sédiments des barrages-réservoir du fait de la « transparence sédimentaire » partielle des barrages au fil de l'eau, ces dépôts principalement situés sur les côtés du chenal sont susceptibles d'impacter le fonctionnement de l'ouvrage et constituent un enjeu émergent pour les gestionnaires concernés. Finalement, une étude relative aux conséquences des barrages au fil de l'eau sur les assemblages de poissons (Baumgartner et al., 2020) suggère également que —contrairement à ce qui est souvent présumé— les barrages au fil de l'eau pourraient s'avérer plus délétères d'un point de vue écologique que les barrages réservoirs, ce qui souligne le besoin de connaissances au sujet des impacts géomorphologiques, sédimentaires mais aussi écologiques de ces ouvrages.

1.1.2.3. Grands barrages

Les grands barrages (« large dams », parfois « impoundments ») ou barrages-réservoirs sont définis ici comme des infrastructures installées en travers d'un cours d'eau et qui limitent partiellement ou totalement l'écoulement d'eau de sorte à créer un réservoir qui inonde la vallée en amont. Cela correspond à la définition de la Commission Internationale des Grands Barrages (CIGB) : « [Un grand barrage est] un barrage d'une hauteur de 15 m ou plus de la fondation la plus basse à la crête, ou d'une hauteur comprise entre 5 et 15 m qui retient plus de 3 millions de mètres cubes » (CIGB, 2011). S'ils sont la plupart du temps utilisés pour produire de l'hydroélectricité, beaucoup sont également construits en tant que réservoirs d'eau (irrigation ou usage domestique), pour faciliter la navigation ou afin de réguler les crues. Les grands barrages sont vraisemblablement les infrastructures fluviales ayant fait l'objet du plus d'études (e.g. Brandt, 2000 ; Magilligan et Nislow, 2005 ; Petts et Gurnell, 2005 ; Graf, 2006 ; Smith et Mohrig, 2017), ce qui s'explique notamment par leur omniprésence : 58 713 grands barrages sont recensés dans le monde (d'après les données CIGB d'avril 2020), dont environ 23 800 en Chine, 9 300 aux États-Unis, 4 400 en Inde et 720 en France. De plus, contrairement aux barrages au fil de l'eau, leur impact sur la continuité sédimentaire est indiscutable : dans une étude portant sur 633 grands barrages, Vörösmarty et al. (2003) ont observé

une efficacité de piégeage des sédiments supérieure ou égale à 80% dans la moitié des réservoirs. Par conséquent, de nombreux bassins versants à travers le monde comportant une grande quantité de barrages sont caractérisés par un très faible apport sédimentaire au niveau de leurs embouchures ou deltas : c'est par exemple le cas du Nil, du Colorado (Vörösmarty et al., 2003), du Missouri (Skalak et al., 2013), du Yangtze (Yang et al., 2011) ou du Mékong (Kondolf et al., 2018 ; Binh et al., 2020). L'interruption de la continuité sédimentaire provoquée par les grands barrages se traduit par une multitude d'impacts géomorphologiques. En aval du barrage, l'écoulement est largement dépourvu de sédiments qui sont majoritairement restés piégés dans le réservoir mais possède une énergie amplifiée par la chute et a donc tendance à éroder le lit et les berges du cours d'eau (« hungry waters », cf. Kondolf, 1997), provoquant ainsi l'incision et le pavage du lit dans les années suivant la mise en place de l'aménagement et précédant l'atteinte d'un nouvel équilibre. Le piégeage massif de sédiments par des barrages peut également impacter la morphologie du delta, provoquant son érosion et le recul de la ligne côtière du fait de l'absence d'apports sédimentaires (Yang et al., 2011 ; Schmitt et al., 2017 ; Besset et al., 2019). Par ailleurs, l'accumulation de sédiments dans les réservoirs conduit à des pertes importantes de leur capacité de stockage d'eau et une réduction de leur durée de vie car le remplissage est difficilement réversible (Mahmood, 1987 ; Baskaran et al., 2015 ; Falinski et Penn, 2018). La sédimentation est souvent également accrue dans le chenal en amont du réservoir, où l'énergie de l'écoulement est diminuée par le rehaussement du niveau de référence. Dans certains cas, de nombreuses îles et bancs de sables ou graviers sont générées par le dépôt de sédiments, résultant en la création d'un « delta » de réservoir (Teal, 2011 ; Palanques et al., 2014). Les sédiments stockés dans et en amont du réservoir sont également souvent caractérisés par une contamination anthropogénique significative (excès de nutriments, métaux lourds, polluants organiques persistants : Arnason et Fletcher, 2003 ; Palanques et al., 2014 ; Shakeri et al., 2015 ; Bábek et al., 2020). Dans le cas où plusieurs barrages ont été construits à la suite sur un même bras, Skalak et al. (2013) ont proposé un modèle conceptuel de l'évolution géomorphologique du lit entre deux infrastructures (Fig. 1.4) : directement en aval du barrage, l'érosion entraîne la disparition des îles et barres de sable/graviers, puis les sédiments érodés sont redéposés progressivement plus en aval au fur et à mesure que l'effet du barrage amont s'estompe tandis que celui du barrage aval augmente, avec la création d'une zone de transition caractérisée par le dépôt massif de sédiments et de bois mort.

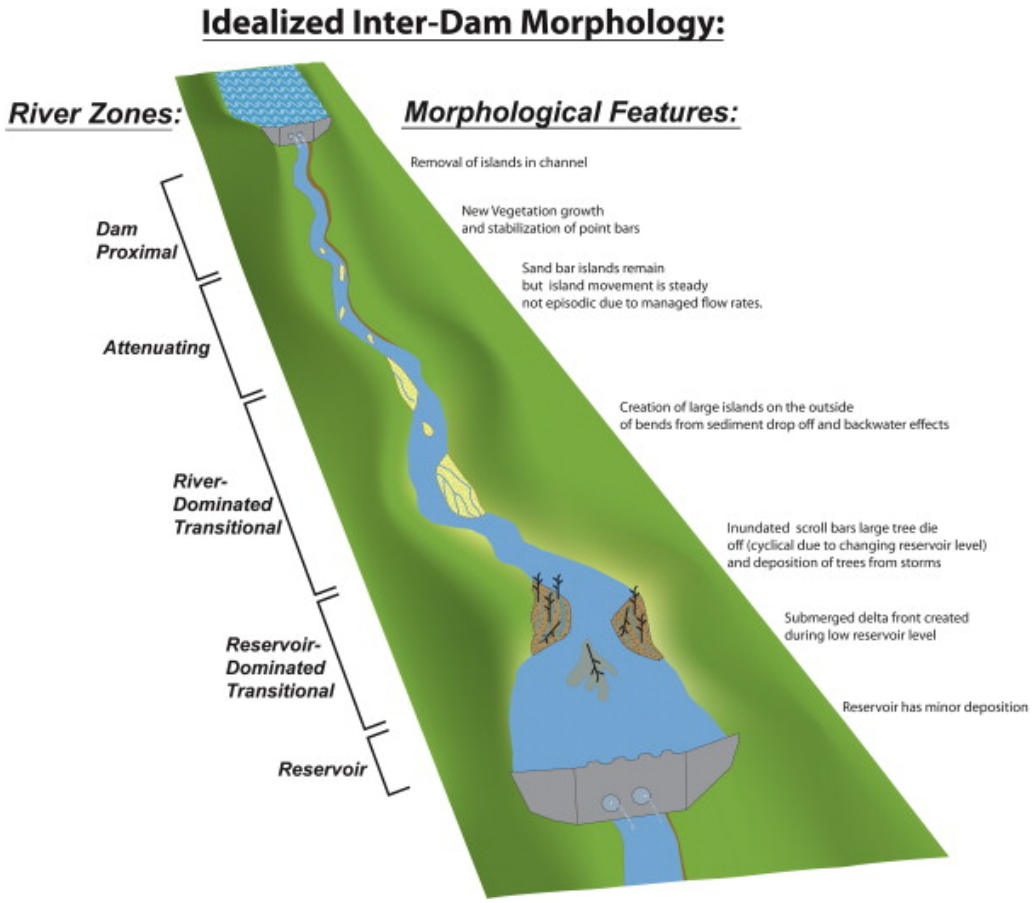


Figure 1.4 : Modèle conceptuel de la morphologie d'un chenal résultant de l'interaction entre plusieurs barrages le long d'un cours d'eau. Source : Skalak et al., 2013.

Les grands barrages affectent également le régime hydrologique des cours d'eau en aval, en réduisant les débits de pointe, l'amplitude quotidienne des débits ainsi que la répartition temporelle des débits faibles et forts (Magiligan et Nislow, 2005 ; Graf, 2006). Ces changements hydrologiques tendent à réduire l'activité de la plaine d'inondation, la connectivité latérale (Magilligan et al., 2003) et la complexité et la diversité des habitats dans les tronçons avals, résultant en des écosystèmes fluviaux moins riches par rapport à des rivières non aménagées (Ligon et al., 1995). De par leur quasi-omniprésence ainsi que l'ampleur et la diversité de leurs impacts sur les hydrosystèmes, les grands barrages représentent donc actuellement le principal facteur anthropogénique contrôlant les caractéristiques morphologiques, hydrauliques, hydrologiques et écologiques de nombreuses rivières à travers le monde (Graf, 2006 ; Steffen et al., 2007 ; Skalak et al., 2013 ; Grill et al., 2019).

1.1.3. Aménagements impactant la continuité latérale des corridors fluviaux

Deux grands types d'aménagements seront évoqués dans cette section : les infrastructures de protection contre les inondations (e.g. digues insubmersibles) et les infrastructures implantées dans

le cadre de travaux de correction du tracé du chenal (« river training ») e.g. les épis, tenons, digues submersibles, déconnexions de bras secondaires, travaux majeurs de canalisation, etc. Les deux types d'aménagements ne seront cependant pas abordés dans deux sous-sections distinctes car ils surviennent souvent de façon concomitante le long des corridors fluviaux et leurs impacts respectifs sont rarement distingués dans les études correspondantes.

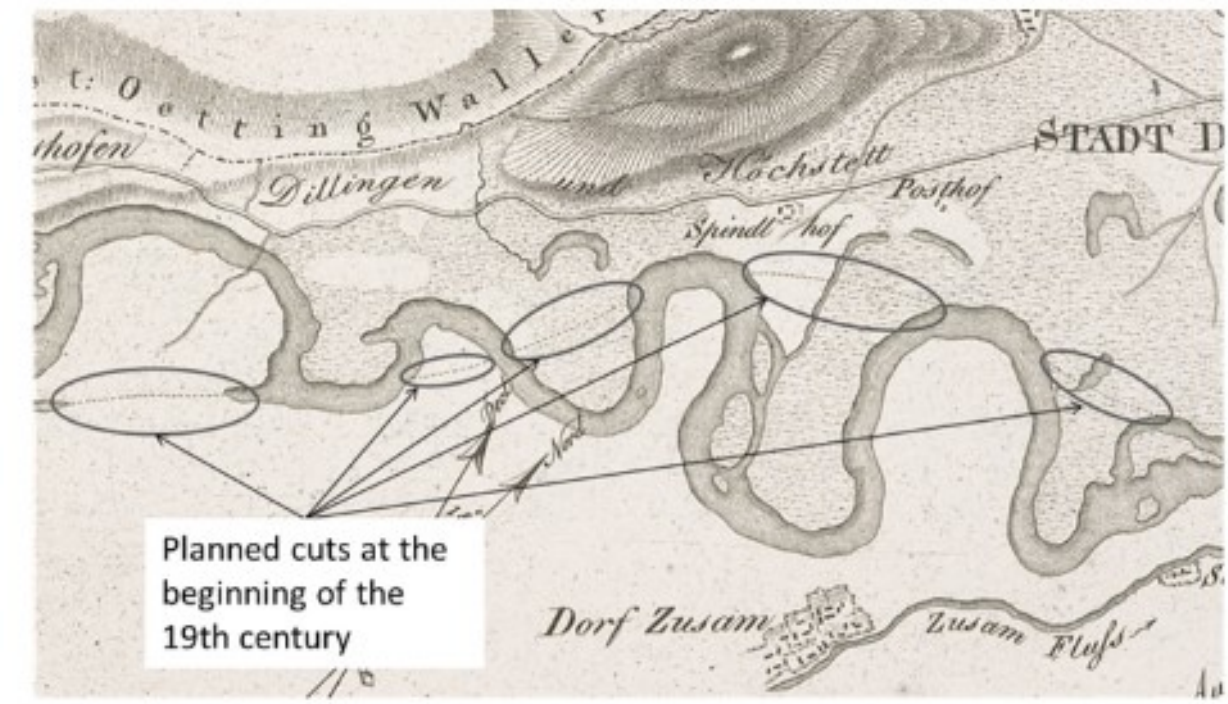


Figure 1.5 : Coupures de méandres planifiées sur le Danube (à proximité de Dillingen) au début du 19ème siècle. Source : Skublics et al., 2016.

Si des modifications des chenaux pour la navigation et/ou la protection contre les crues ont été recensées dès l'époque Romaine (e.g. Earchi et al., 1995) et le Moyen-Âge (e.g. Blair, 2007), l'aménagement extensif des fleuves s'est significativement accéléré à la fin du 17ème siècle, favorisé par les avancées sociologiques, économiques et politiques du siècle des Lumières (Lewin, 2013). La majorité des mesures de protection contre les inondations consistent en des digues en terre —ou levées— construites localement afin de contenir les débits de crue, généralement mises en place avant les infrastructures de corrections plus complexes, et souvent fortifiées et/ou réhaussées au cours du temps (e.g. levées de 1 à 2 m construites sur le Mississipi au début du 18ème siècle et réhaussées trois fois entre 1928 et 1973 pour atteindre une hauteur de 12 m ; Smith et Winkley, 1996). Les infrastructures de corrections des chenaux sont devenues quasi-omniprésente sur les grands fleuves européens durant les 18 et 19èmes siècles. Elles ont également été largement implémentées aux Etats-Unis entre la fin du 19ème et la première moitié du 20ème siècle (Smith et Winkley, 1996 ; Meade et Moody, 2010), ou encore en Australie durant la deuxième moitié du 20ème

siècle (Erskine, 1990 ; Erskine, 1992). La nature de ces modifications varie selon la rivière et ses conditions hydrauliques et géomorphologiques initiales, mais en général, les travaux de correction visent à transformer la configuration naturelle du cours d'eau (e.g. en tresses, anastomosé, à méandres) pour obtenir un chenal unique et profond au comportement hydraulique le plus prévisible possible, afin de faciliter la navigation (Nevins, 1969). Cela s'est souvent traduit par la déconnexion artificielle de bras secondaires et/ou la coupure artificielle de méandres (Fig. 1.5), l'implantation d'épis et de digues submersibles le long des berges afin de les stabiliser, de concentrer le débit au centre du chenal et de réaligner son axe, la plantation ou le retrait de végétation (Fig. 1.6), ou encore la pose d'un revêtement artificiel sur les marges (e.g. Erskine, 1990 ; 1992 ; Smith et Winkley, 1996 ; Parrot, 2015 ; Skublics et al., 2016).

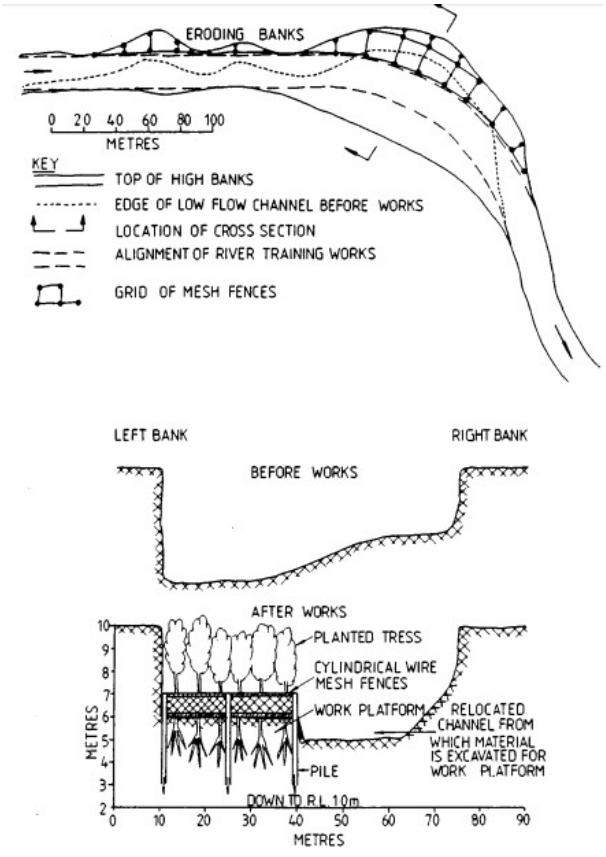


Figure 1.6 : Représentation schématique des travaux de correction réalisés sur plusieurs rivières australiennes (e.g. Allyn River, Hunter River). Les berges sont stabilisées et la largeur du chenal réduite par un système de clôtures grillagées implantées dans le lit mineur, et au sein desquelles des arbres sont plantées. Cela constitue une alternative originale aux épis et/ou tenons généralement utilisés à ces fins en Europe. Source : Erskine, 1990.

Bien que les travaux de correction visent explicitement à modifier la morphologie du cours d'eau, ils sont également à l'origine de nombreux impacts hydrauliques et géomorphologiques non planifiés. Une incision et un pavage du lit sont quasi-systématiquement observés dans les sections corrigées du fait de l'énergie accrue du cours d'eau suite à sa constriction et de la réduction des apports sédimentaires en lien avec la diminution de la connectivité latérale (Erskine, 1992 ; Surian et Rinaldi,

2003 ; Parrot, 2015 ; Tena et al., 2020). Ces ajustements se produisent généralement rapidement suite à la modification artificielle du chenal, puis ralentissent jusqu'à ce que la morphologie du lit ait atteint un nouvel état d'équilibre (Surian et Rinaldi, 2003). Tena et al. (2020) ont également observé un accroissement important des taux de sédimentation sur les marges alluviales directement après la mise en place de travaux de correction sur le Rhône, avec des dépôts principalement composés de fines. Ce piégeage de sédiments dans les marges aménagées a également été observé sur le Mississippi (Meade et Moddy, 2010). La déconnexion des bras secondaires, le passage à un chenal unique et rectiligne et la perte de connectivité avec la plaine d'inondation sont autant de facteurs conduisant à un appauvrissement de la diversité des habitats, et donc de la richesse écologique des hydrosystèmes aménagés. L'influence des travaux de correction sur les régimes de crues a également été démontrée mais semble variable. Dans le cas de l'Allyn (Australie), par exemple, le défrichement des marges, le redressement du tracé et la stabilisation des berges a diminué la rugosité et donc accru la vélocité des débits, augmentant la fréquence et l'ampleur des inondations et provoquant l'érosion de la plaine d'inondation (Erskine, 1990). Dans le cas du Danube, les zones naturelles de rétention des crues ont été perdues ou leur connectivité a été modifiée lors de la mise en place des travaux de correction (Skublics et al., 2016). Pourtant, les crues post-aménagement ont été globalement atténuées du fait d'un remplissage plus tardif des zones de rétention modifiées. Dans le cas du Rhin, la modification des conditions hydrauliques a provoqué un décalage temporel de l'onde de crue résultant en une probabilité plus forte que le pic de crue coïncide avec celui de certains affluents, et augmentant ainsi le risque associé à l'inondation (Lammersen et al., 2002). Les digues de protection contre les crues ont également démontré des impacts non désirés sur les caractéristiques des crues : sur le Po, par exemple, des levées ont effectivement réduit la fréquence de débordement du fleuve, mais également la capacité de stockage des eaux du lit majeur, ce qui résulte en un pic de crue plus important pour une période de retour donnée et accroît le risque inondation en aval, dans les sections non protégées du corridor (Earchi et al., 1995). Face aux impacts négatifs sur les qualités morphologiques et écologiques des cours d'eau aménagés, la modification ou la suppression partielle des infrastructures de correction du tracé ont été envisagées et parfois timidement mises en place. Sur l'Elbe, par exemple, les zones inter-épis (« groyne fields ») ont été identifiées comme de potentiels habitats de substitution pour compenser la perte de connectivité avec la plaine d'inondation, du fait de leurs conditions de débits modérées avec des hauteurs d'eau variables et de leur richesse en nutriment (Henning et Hentschel, 2013). Cependant, l'envasement de ces espaces menace d'effacer ces habitats, et présente par ailleurs des risques écologiques et sanitaires de par l'accumulation potentielle de contaminants associés aux sédiments fins (Schwartz et Kozerski, 2003). Des épis modifiés dans le but de limiter les dépôts de fines et conserver la fonction écologique et

hydraulique de ces structures (Fig. 1.7) ont donc été testés sur l'Elbe avec des résultats prometteurs en termes d'évolution morphologique des zones inter-épis (Henning et Hentschel, 2013).

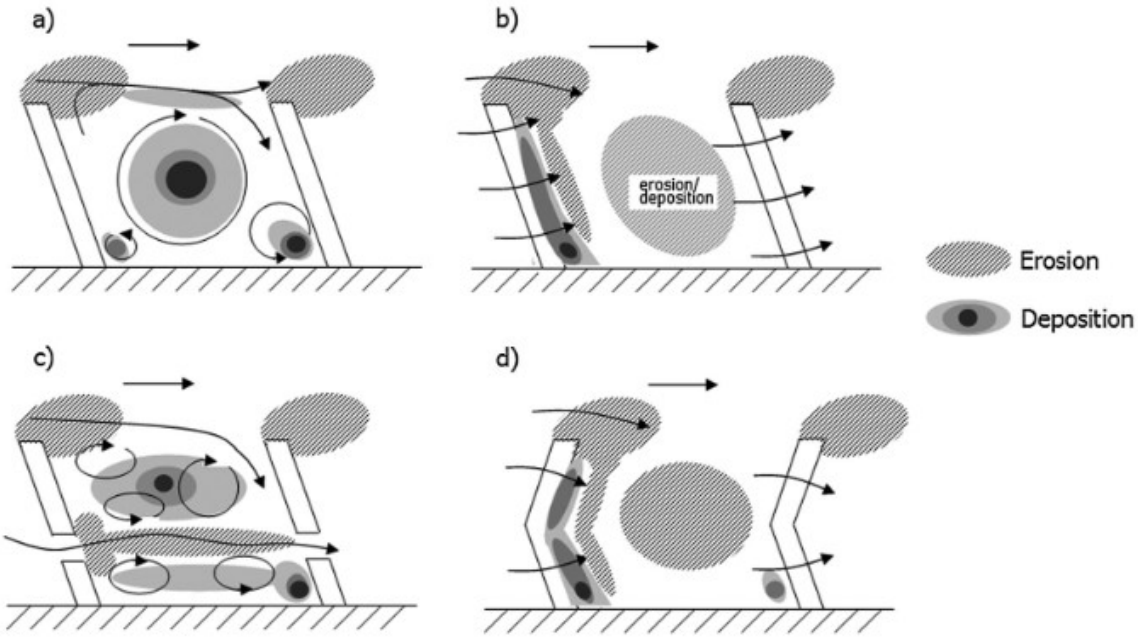


Figure 1.7 : Schéma des motifs de dépôt et d'érosion dans les zones inter-épis pour : a) un épi classique émergé ; b) un épi classique submergé ; c) un épi modifié (denté) émergé, d) un épi modifié (angulaire) submergé. Les épis en c) et d) ont été conçus afin de limiter le dépôt de fines entre les épis et conserver le potentiel hydraulique et écologique de ces zones. Source : Henning et Hentschel, 2013.

Sur le Waal (Pays-Bas), des épis ont été remplacés par des digues longitudinales délimitant un chenal côtier pouvant servir de refuge pour les poissons juvéniles (Collas et al., 2018). Sur le Rhône, il a également été estimé que l'équivalent des zones inter-épis (casiers Girardon) encore en eau contribuaient à la diversité taxonomique et fonctionnelle du système fluvial (Franquet et al., 2016), mais certaines infrastructures de correction ont néanmoins été supprimées dans le cadre d'opérations de restauration. Ainsi, 3,3 km de casiers Girardon ont été démantelés le long de l'île des Graviers (une cinquantaine de kilomètres en aval de Lyon) entre 2016 et 2017, libérant une surface de près de 8 hectares pour le lit du fleuve (Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 2018). Bien que le peu de recul ne permette pas encore de qualifier précisément les résultats de telles opérations, les principaux effets attendus sont un élargissement du lit, une recharge sédimentaire pour combler le déficit induit par la mise en place des différents aménagements et une meilleure connectivité latérale permettant de promouvoir des zones humides sur les marges et de redonner un hydrodynamisme aux chenaux secondaires à proximité.

Dans l'ensemble, les travaux de correction et de protection contre les crues ont principalement été investigués en termes d'ajustement morphologique du chenal principal et d'impact sur les crues, et

le nombre d'études est relativement faible par rapport à l'omniprésence de ces infrastructures sur les grands fleuves. Les conséquences de ces aménagements sur la morphologie des plaines d'inondation, par exemple, ont rarement été évoquées, de même les propriétés sédimentologiques et géochimiques des dépôts engendrés par ces structures.

1.2. Les sédiments fluviaux comme archives et le concept de sédiments hérités

1.2.1. Introduction et enjeux

Si les sédiments sont souvent étudiés sous un angle dynamique, en termes de mécanismes de transport et de de dépôt, ils constituent également un objet d'étude scientifique remarquable une fois déposés du fait de leur capacité d'archivage des perturbations d'origine naturelle ou anthropique. En effet, la granulométrie représente un bon indicateur des conditions hydrodynamiques d'un milieu aquatique, tandis que la teneur en matière organique des sédiments et/ou la présence de macro-restes peuvent être interprétés pour reconstruire l'évolution de la nature de l'hydrosystème au cours du temps, mais aussi pour retracer les activités anthropiques dans le bassin versant. Ils constituent également un support privilégié pour l'enregistrement des tendances temporelles de contamination dû à la nature hydrophobe de la majorité des polluants anthropiques. La multitude de façon dont les sédiments peuvent être affectés par des perturbations anthropiques a même conduit à l'émergence du terme de « sédiments hérités » (« legacy sediments ») pour désigner des dépôts sédimentaires pour lesquels « le lieu de dépôt, le volume et/ou la présence de contaminants résulte d'activités humaines passées et contemporaines » (Wohl, 2015). Bien qu'initialement développé aux États-Unis, ce concept apparaît de plus en plus pertinent pour qualifier les évolutions sédimentaires en lien avec diverses activités anthropiques à travers le monde. Cette partie vise donc dans un premier temps à recenser les différents types d'informations pouvant être archivés par des sédiments et la façon dont elles sont interprétables. Dans un deuxième temps, l'apparition, l'évolution et les limites actuelles du concept de sédiments hérités seront développées, ainsi que ses applications dans diverses régions du globe.

1.2.2. Les sédiments fluviaux comme archive

1.2.2.1. Les environnements de dépôt fluviaux propices à l'archivage sédimentaire

Les environnements lacustres sont connus pour se prêter particulièrement bien à l'archivage sédimentaire : les processus de dépôt y sont monotones et la remobilisation de sédiments peu probable, ce qui favorise les enregistrements continus et réguliers des contaminants (Vartiainen et al., 1997 ; Kober et al., 1999 ; Hites, 2006 ; Evenset et al., 2007). Les environnements marins et estuariens sont plus prônes à des processus de remobilisation du fait de leurs variations

hydrodynamiques (courants, marées, tempêtes, variations hydrologiques des fleuves tributaires), mais restent des environnements d'étude de choix, notamment car ils permettent d'estimer la charge de contaminants relative à l'intégralité du bassin versant de grands fleuves (Cundy et al., 2003 ; Van Metre et al., 2008 ; Anim et al., 2017 ; Sutton et al., 2019). Finalement, les environnements fluviaux présentent une large diversité d'environnements de dépôt de natures différentes (plaine d'inondation, bras mort et autres zones d'eau stagnantes, réservoirs artificiels, etc.) ce qui garantit des archives variées en termes de contenu et de temporalité mais nécessite une interprétation géochronologique poussée (Desmet et al., 2012 ; Dhivert et al., 2015 ; Matys Grygar et al., 2016 ; Gardes et al., 2020). Les sédiments de plaines d'inondation sont couramment utilisés comme archives, en particulier pour obtenir des chroniques sur le long ou moyen-terme (e.g., Grosbois et al., 2012 ; Matys Grygar et al., 2013 ; Eschbach et al., 2018, Buchty-Lemke et al., 2019 ; Hagemann et al., 2019), vraisemblablement car la connexion intermittente de la plaine avec le lit mineur favorise un taux de sédimentation relativement faible et permet donc un enregistrement sur une longue période. Des archives sédimentaires prélevées dans des annexes fluviales (e.g., chenaux secondaires, anciens méandres) sont également souvent utilisées, en particulier pour reconstituer l'histoire récente du cours d'eau (< 100 ans) car la meilleure connectivité de ces environnements tend à favoriser l'accumulation rapide de sédiments (Bábek et al., 2008 ; Desmet et al., 2012 ; Famera et al., 2013 ; Mourier et al., 2014 ; Van Metre et al., 2015). Les réservoirs en amont des barrages constituent le troisième principal type d'environnement de dépôt en contexte fluvial utilisé pour extraire des archives sédimentaires (Arnason et Fletcher., 2003 ; Chi et al., 2007 ; Dhivert et al., 2015b ; Sedláček et al., 2017 ; Ledru et al., 2020). L'enregistrement sédimentaire y est généralement récent (dépendant de l'âge du réservoir mais rarement supérieur à 100 ans) mais présente une bonne résolution temporelle. Au-delà de ces considérations générales, les conditions de dépôt des sédiments dans un environnement fluvial donné doivent généralement être évaluées au cas par cas car elles dépendent intrinsèquement de la configuration hydromorphologique locale du site d'étude choisi, comme démontré dans les quelques études d'archives sédimentaires basées sur une diversité d'environnements : Dhivert et al. (2015a), Sedláček et al. (2016).

1.2.2.2. Enregistrement des perturbations hydroclimatiques

Du fait de la capacité d'enregistrement sur le long-terme des sédiments, des séquences sédimentaires ont souvent été utilisés pour identifier la survenue d'évènements hydroclimatiques extrêmes. Dans ce but, des méthodes de datation absolues (e.g. Optically Stimulated Luminescence

ou ^{137}Cs, ^{210}Pb) sont souvent associées à des analyses granulométrique ou géochimiques poussées afin d'identifier des dépôts caractéristiques de ces perturbations. Les sédiments fluviaux sont le plus souvent utilisés pour reconstruire des chroniques de crues (Jones et al., 2010). Ce type de démarche présente plusieurs intérêts. En effet, l'amplitude et la période de retour de crues extrêmes anciennes sont généralement extrapolées à partir de séries de débits dont la longueur dépasse rarement le siècle, introduisant une forte incertitude (Klemeš, 2000), mais l'identification de ces évènements dans des archives sédimentaires peut permettre des confirmer ou corriger les extrapolations statistiques. Par ailleurs, l'identification d'une crue historique dans une archive sédimentaire peut servir de marqueur temporel.

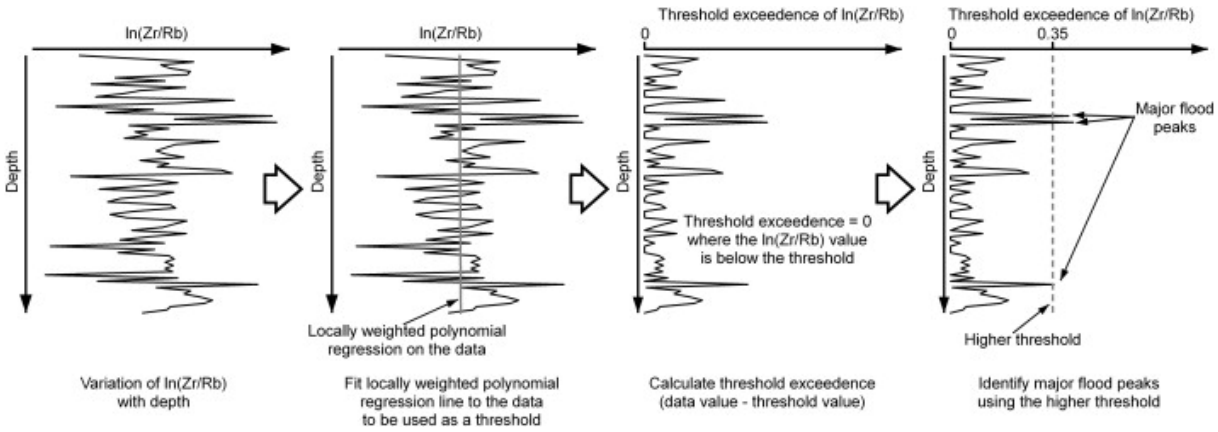


Figure 1.8 : Schéma illustrant le processus d'élimination des variations de ln(Zr/Rb) résultant d'influences locales, afin d'identifier les pics de crues majeures à partir du profil vertical du ratio. Source : Jones et al., 2012.

La granulométrie est le paramètre le plus couramment utilisé pour l'identification de dépôts de crue, et des outils statistiques tels que des algorithmes de déconvolution des distributions granulométriques (e.g. End Member Modelling Analysis, cf. Toonen et al., 2015) peuvent s'avérer particulièrement efficaces pour cela. Les archives sédimentaires de crues peuvent également être investiguées à l'aide d'indicateurs de nature géochimique, tel que le ratio Zr/Rb (Fig. 1.8 ; Jones et al., 2012 ; Lintern et al. 2016), ou une approche multi-proxy utilisant à la fois des paramètres géochimiques, stratigraphiques et granulométriques (Fig. 1.9 ; Werritty et al., 2006 ; Bábek et al., 2011 ; Dhivert et al., 2015b).

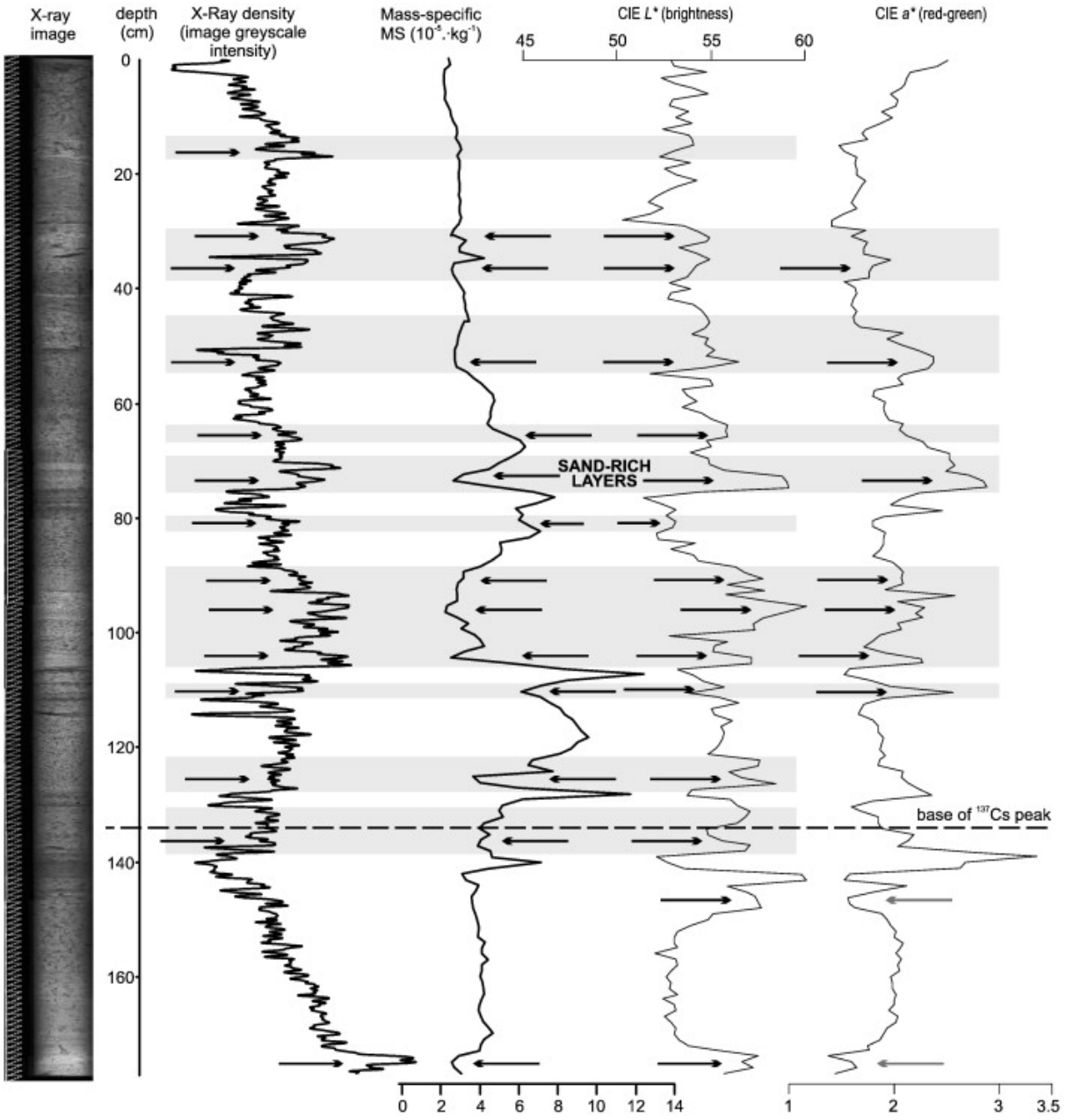


Figure 1.9: Image aux rayons X d'une carotte et proxys stratigraphiques associés : (de gauche à droite) densité rayon X, susceptibilité magnétique, et deux indicateurs de spectrométrie par réflectance diffuse : luminosité et tons rouges. Les bandes grisées indiquent les couches identifiées comme des dépôts de crue d'après l'interprétation de l'ensemble des indicateurs, tandis que les flèches pointent les variations des paramètres ayant conduit à cette interprétation. Source : Bábek et al., 2011.

Par ailleurs, les archives sédimentaires peuvent également être utilisées pour l'identification de tempêtes en milieu fluvial : Leonard et Nott (2016) ont ainsi découvert une période d'intense activité cyclonique entre 1400 et 1800 à partir de séquences sédimentaires de la rivière Mulgrave en Australie.

1.2.2.3. Enregistrement des contaminations d'origine anthropique

Les sédiments peuvent constituer d'excellentes archives des contaminations d'origine anthropique au cours du temps, comme le prouvent les nombreuses études où des carottes sédimentaires sont utilisées pour identifier les teneurs et l'évolution de la pollution liée aux éléments métalliques (e.g. Arnason et Fletcher, 2003 ; Audry et al., 2004 ; Le Cloarec et al., 2011 ; Dhivert et al., 2016 ; Dendievel et al., 2020a) ou aux polluants organiques (e.g. Chi et al., 2007 ; Götz et al., 2007 ; Zennegg et al., 2007 ; Bigus et al., 2014 ; Liber et al., 2019). L'investigation de la contamination via les sédiments (ou géochronologie des contaminants) peut permettre d'obtenir des informations détaillées au sujet de (Heim et Schwarzbauer, 2013) :

- L'éventail des contaminants présents dans l'hydrosystème,
- Les gammes de concentrations des substances, leur évolution et succession au cours du temps,
- Les sources et niveaux d'émissions des contaminants,
- L'efficacité des mesures environnementales passées et actuelles ainsi que l'éventuel besoin de réglementations supplémentaires,
- La nécessité de classifier la zone par rapport à son niveau de pollution et/ou de mettre de place des programmes de surveillance relatifs à certaines substances.

Les contaminants organiques se prêtent particulièrement bien à l'enregistrement dans les sédiments. En effet, ils se lient fortement aux particules solides du fait de leur nature hydrophobe (Karickhoff et al., 1979) et sont pour la plupart fortement résistants à toute forme de dégradation biologique ou chimique, si bien qu'ils peuvent encore être détectés dans les sédiments plusieurs dizaines d'années après leur dépôt initial. Les éléments métalliques sont moins hydrophobes mais leur capacité d'adsorption sur des solides est fortement augmentée par la teneur en matière organiques de ceux-ci, et ils ont donc également tendance à se lier et s'accumuler dans les dépôts sédimentaires (Lin et Chen, 1998). D'une manière générale, il est essentiel de considérer les caractéristiques sédimentaires susceptibles d'influer sur la capacité d'adsorption des contaminants sur les sédiments lorsque l'on tente de reconstruire les tendances de contamination à partir d'une archive sédimentaire : les variations de teneur en matières organiques et de nature des sédiments sont susceptibles de provoquer des variations des teneurs en polluants qui sont alors décorrélées de signification relative aux sources et émissions des substances considérées. Par ailleurs, de nombreux polluants —en particulier les éléments métalliques— existent naturellement dans l'environnement à des niveaux variant en fonction du contexte géographique et géologique local. Ces niveaux de fond doivent donc être pris en compte avant toute interprétation des variations temporelles de teneurs en

contaminants inclus dans des cycles biogéochimiques. Finalement, les processus de dépôt/érosion ainsi que des processus biologiques ou chimiques post-dépôt sont également susceptibles d'influencer la qualité, le contenu et l'interprétation d'une archive sédimentaire de la contamination anthropique en fonction de la nature du milieu étudié (Zou et al., 2019).

1.2.2.4. Enregistrement d'autres types de perturbations anthropiques

Les processus de sédimentation sont fondamentalement dépendants des mécanismes d'érosion et de rétention des particules au sein du bassin versant, ainsi que de de l'hydrodynamique du cours d'eau dans lequel ils sont transportés et déposés. Par conséquent, les caractéristiques sédimentaires peuvent être indicatrices d'activités humaines ayant modifié ces mécanismes. L'un des exemples les plus étudiés dans la littérature scientifique concerne l'impact de changements d'usage des sols d'origine anthropique sur les processus d'érosion dans le bassin versant. Durant l'Holocène, plusieurs épisodes d'érosion accrue des versants d'un bassin —généralement en lien avec des périodes de développement de l'agriculture (défrichement, labourage)— ont ainsi été enregistrés dans les sédiments par des taux de sédimentation (e.g. Schmidtchen et Bork, 2003 ; Knox, 2006 ; Jenny et al., 2019) ou de nutriments dans les sédiments (e.g. Simonneau et al., 2013) plus importants, et/ou une modification de leur granulométrie (e.g. Brown et al., 2013 ; Dearman et James, 2019). En Europe, de tels épisodes ont été principalement identifiés durant les Âges de Bronze et de Fer (~1500 av. JC- 0), le milieu et la fin du Moyen-Âge (~1000-1350) et l'époque moderne (~1500 à nos jour) (Schmidtchen et Bork, 2003 ; Dreibrodt et al., 2010). Aux Etats-Unis ou en Océanie, de tels processus sont identifiables à partir des 17-18ème siècles à la suite de leurs colonisations respectives (Knox, 2006 ; Rustomji et Pietsch, 2007 ; Walter et Merritts, 2008 ; Richardson et al., 2014). Le mécanisme inverse a également été observé : la diminution des taux de sédimentation suite à une déprise agricole et reforestation (Liébault et Piégay, 2002 ; Piégay et al., 2004). Les sédiments sont également susceptibles d'enregistrer une diversité d'autres activités humaines : Dietze et al. (2019) ont ainsi montré l'impact de la gestion des forêts au 19ème siècle sur les régimes de feux à l'aide de macro-restes contenus dans les sédiments, Meade et Moody (2010) ont identifié l'impact des travaux de correction et de protection des berges du Mississippi à travers la diminution de la charge sédimentaire, Kanbar et al. (2017) ont retracé l'activité sidérurgique d'un bassin via la minéralogie de ses sédiments, etc. Sur la base des nombreux enregistrements d'origine anthropique dans les sédiments, plusieurs auteurs ont ainsi discuté le concept d'Anthropocène à partir d'archives sédimentaires et proposé des marqueurs sédimentaires liés à des activités humaines pour délimiter

stratigraphiquement la période (Brown et al., 2013 ; Wolfe et al., 2013 ; Biermann et al., 2016 ; Waters et al., 2016 ; Zalasiewicz et al., 2016, 2018). La capacité d'archivage de diverses activités humaines par les sédiments a par ailleurs conduit à la création et l'évolution du concept de sédiments hérités (« legacy sediment »), développé dans la section suivante.

1.2.3. Le concept de sédiments hérités (« legacy sediments »)

1.2.3.1. Historique du concept et définition

Le terme de « legacy sediments » est apparu pour la première fois en 2004 dans un article de Novotny. Sans être clairement défini, il y est utilisé pour désigner des sédiments fluviaux contaminés au cuivre et présentant potentiellement un danger pour la qualité des eaux. En 2006, le « Legacy Sediment Workgroup » (groupe de travail sur les sédiments hérités) est établi aux Etats-Unis par le Pennsylvania Department of Environmental Protection. Ils proposent la définition suivante pour le terme de « legacy sediment » : « *Sédiments arrachés par érosion aux versants d'un corridor fluvial après l'arrivée des premiers colons américains, et pendant des siècles d'usage intensif des terres ; ils sont déposés au fond des vallées et le long des cours d'eau, enfouissant les rivières, plaines d'inondation, zones humides et vallées antérieures à la colonisation ; ils ont altéré et continuent à influencer le fonctionnement hydrologique, biologique, aquatique, riverain et chimique des environnements pré-colonisation et modernes. Les sédiments hérités sont souvent accumulés derrière des seuils associés à des moulins et dans les réservoirs en amont, résultant en des couches épaisses de sédiments fins accumulés.* ». Cette définition décrit des structures sédimentaires omniprésentes dans le Mid-Atlantic aux Etats-Unis (états de New-York, New Jersey, Pennsylvania, Delaware, Maryland, Washington D.C. et West Virginia). Dans cette région, de nombreux cours d'eau sont anormalement encaissés, encadrés par des berges hautes (jusqu'à 5 m) et facilement érodables constituées d'une accumulation de sédiments fins (Fig. 1.10). Il a longtemps été présumé que ces formations correspondaient à la morphologie naturelle des cours d'eau locaux, et ce n'est donc qu'au début des années 2000 qu'elles ont finalement été identifiées comme des dépôts liés à un usage intensif des terres (agriculture, déforestation, etc.) mis en place suite à la colonisation. Cette explication est avancée pour la première fois dans la littérature scientifique par Walter & Merritts (2008) dans un article intitulé « Natural Streams and the Legacy of Water-Powered Mills », où le terme de « legacy » apparaît donc dans le titre mais l'expression « legacy sediment » est absente du texte. Outre le changement d'usage des terres associé à la colonisation, les auteurs soulignent également l'influence

des nombreux seuils de moulin (« mill dams ») présents sur les cours d'eau de la région Mid-Atlantic dans le processus de formation des sédiments hérités.

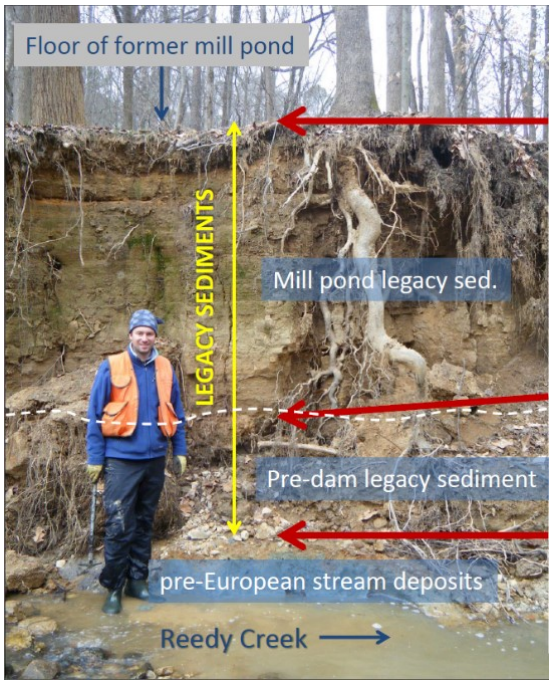


Figure 1.10 : Une épaisseur de plusieurs mètres de « legacy sediments » dans le parc W.B. Umstead State Park, North Carolina, Etats-Unis. Crédit : Karl Wegmann.

Les flux importants de sédiments se seraient accumulés dans les réservoirs (« mill ponds ») jusqu'à provoquer l'aggradation d'une zone importante en amont des seuils, puis, suite à la destruction volontaire ou à l'usure des structures, les cours d'eau se seraient réajustés par incision, érodant un nouveau lit à travers l'accumulation de sédiments pour mener à la configuration actuelle : un chenal encaissé, encadré par des berges hautes constituées de dépôts sédimentaires fins en amont de l'ancien barrage (Fig. 1.11). Souvent qualifiés d'ubiquistes sur la base de nombreuses observations qualitatives, l'ampleur de ces dépôts anthropiques a rarement été rigoureusement quantifiée. Cependant, une étude dans trois bassins versants (aires de 68, 555 et 171 km²) dans la région de Nouvelle-Angleterre aux États-Unis estime un volume de sédiments hérités stockés dans les bassins de $2{,}5.10^6$ m^3, $3{,}7.10^6$ m^3, et $2{,}6.10^4$ m^3 respectivement pour des épaisseurs de sédiments allant de 0 à 2.3 m (Johnson et al., 2018). Ce concept initial de « legacy sediments » s'est rapidement popularisé aux Etats-Unis (Brown et al., 2013 ; Hupp et al., 2013 ; Niemitz et al., 2013 ; Donovan et al., 2015 ; Coxon et al., 2016 ; Royall et Kennedy, 2016 ; Pavlowsky et al., 2017 ; Rothenberger et al., 2017), mais le terme est également apparu de façon plus anecdotique pour qualifier des sédiments en Europe (Hale et al., 2010 ; Dalton et al., 2014 ; Verstraeten et al., 2017), Australie (Davies et al., 2018), Nouvelle-Zélande (Chappell & Brierley, 2014) et Chine (Liang et al., 2014), appelant donc à une définition plus large.

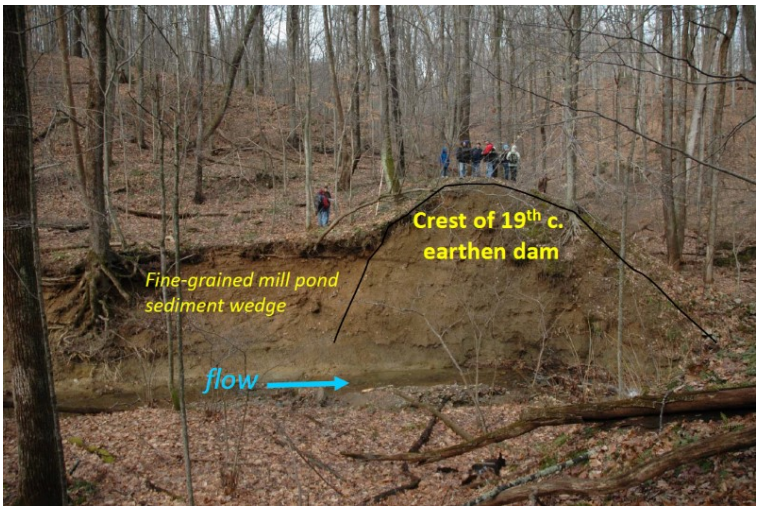


Figure 1.11 : Traces d'un ancien seuil le long d'un tributaire de la rivière Gunpowder Falls (Maryland). Directement en amont, l'épaisseur de sédiments fins sur les berges témoigne d'une sédimentation liée au réservoir créé par le barrage (« mill pond »). Crédit : Merritts & Walter

La première définition stricte du terme de « sédiments hérités » dans la littérature a été proposée par James (2013), qui les présente comme des dépôts sédimentaires générés de façon épisodique lorsqu'un usage des terres intensifié conduit à un apport de sédiments plus important que la capacité de transport du cours d'eau. Un des critères clés est que ces dépôts présentent alors un taux de sédimentation significativement accéléré du fait d'une perturbation anthropique, ce qui correspond bien aux dépôts épais précédemment identifiés comme des sédiments hérités.

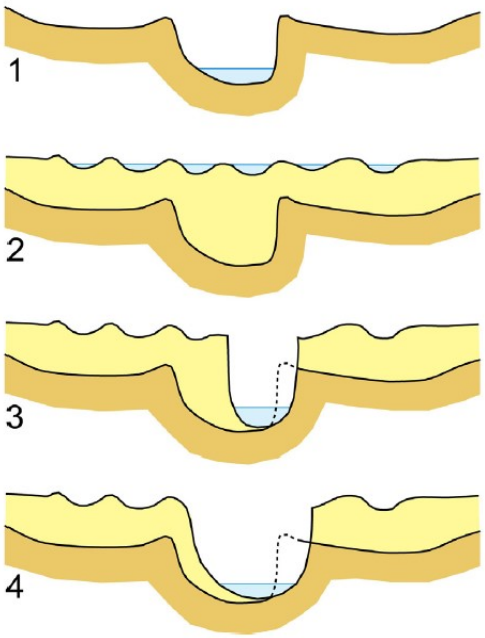


Figure 1.12 : Les quatre phases d'un épisode d'aggradation-dégradation : 1) Chenal avant la perturbation ; 2) Le chenal et la plaine d'inondation sont réhaussés en réponse à un apport de sédiments excédant la capacité de transport du cours d'eau ; 3) Lorsque les flux de sédiments retournent à un niveau de fond, le chenal s'incise et retourne à son niveau initial tandis que la plaine d'inondation reste réhaussée ; 4) le chenal s'élargit progressivement sur le long-terme. Source : James, 2013.

Il reprend également l'explication avancée par Walter et Merritts (2008) pour expliquer la formation des sédiments hérités observés aux Etats-Unis et généralise le mécanisme sous le terme d'épisode d'aggradation-dégradation (« aggradation-degradation episode » ou ADE ; Fig. 1.12), un processus également décrit dans James et Lecce (2013). Selon James (2013), la production des sédiments hérités peut être polycyclique : les sédiments déposés à la suite d'une première perturbation humaine peuvent être remobilisés et déposés à nouveau après une seconde perturbation d'origine anthropique. Il est également suggéré dans l'article que les « legacy sediments » pourraient être définis comme une unité stratigraphique représentative de l'Anthropocène. La définition est théoriquement appliquée à l'ensemble des continents, notamment en Océanie —où des sédiments postcoloniaux similaires à ceux étudiés aux Etats-Unis peuvent être observés— et en Europe —où les sédiments générés par des activités humaines datant du néolithique à nos jours sont considérés indistinctement comme des sédiments hérités. Un point majeur de la définition de sédiments hérités avancée par James (2013) reste que la seule cause identifiée pour la formation de sédiments hérités consiste en une modification de l'usage des sols du bassin versant (agriculture, mais aussi industrialisation ou exploitation minière) à l'origine d'une forte érosion et donc d'un flux de sédiments augmenté. C'est en ce sens que la deuxième définition des sédiments hérités présente dans la littérature scientifique, proposée par Wohl (2015), innove : « les sédiments hérités sont ceux pour lesquels le lieu de dépôt, le volume et/ou la présence de contaminants résulte d'activités humaines passées et contemporaines ». Par rapport à la définition de James, aucune activité anthropique n'est avancée comme cause principale de la formation de ces sédiments. Par ailleurs, la notion de contamination héritée est mise en avant, et les dépôts sédimentaires dont l'apport est diminué suite à une activité anthropique sont également inclus. Trois « legacy effects » (impacts hérités) à l'origine des « legacy sediments » sont distingués : 1) une diminution de la sédimentation, en lien par exemple avec un changement d'usage des sols (e.g. reforestation), la mise en place d'un barrage en amont du corridor, l'augmentation de la capacité de transport du cours d'eau suite à une simplification de sa géométrie ou encore la déconnexion du chenal avec sa plaine d'inondation ; 2) une augmentation de la sédimentation, soit due à un apport augmenté (e.g. le cas américain détaillé précédemment), soit en lien avec une diminution de la capacité de transport des sédiments du cours d'eau (e.g. en amont d'un barrage ou dans le cas d'une régulation des débits); 3) la contamination des sédiments par divers polluants anthropiques (e.g. polluants organiques persistants, éléments métalliques en excès) ou naturels (e.g. azote). De nombreuses activités susceptibles de générer des sédiments hérités sont citées dans l'article, telles que la construction de digues, de barrages, la déforestation ou suppression de végétation ou même la suppression de colonies de castors. Cette

définition plus récente et plus inclusive que les deux précédentes sera utilisée comme point de départ dans le travail à venir.

Il convient de clarifier au passage la possible confusion entre les termes de « legacy pollution/pollutant/ contamination/contaminant » (polluants/contaminants hérités) et « legacy sediments ». En opposition aux contaminants dits émergents, les contaminants hérités sont généralement définis comme issus de sources anthropiques historiques i.e. dont les émissions ont majoritairement cessé, et désignent entre autres les polychlorobiphényles PCBs, les dioxines et furanes (PCDD/Fs), le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) et autres pesticides historiques, certains retardateurs de flamme bromés, etc. (Combi et al., 2016). Le terme d'« héritage » est justifié par le fait qu'ils sont encore retrouvés en concentrations importantes dans l'environnement (sols, sédiments, eaux de surface et souterraines, biota) à travers le monde. Par conséquent, l'expression « legacy sediment » est parfois utilisée pour désigner simplement des sédiments contaminés par des polluants hérités (e.g. Martin, 2015 ; Macksasitorn et al., 2015 ; Gardes et al. 2020), ce qui n'est pas incorrect selon la définition de Wohl (2015), mais néglige souvent l'existence du concept plus large.

1.2.3.2. Application du concept de sédiments hérités en dehors des États-Unis

Le concept initial des « legacy sediments » ainsi que les principaux apports théoriques à ce sujet (James, 2013 ; Wohl, 2015) sont issus des États-Unis, c'est pourquoi une large majorité des publications mentionnant explicitement le terme concerne des cours d'eau américains. La notion de sédiments hérités apparaît pourtant pertinente pour toute région du globe impactée par des activités humaines, et de nombreuses publications en géomorphologie et /ou sédimentologie traitent de sédiments pouvant être considérés comme hérités, sans nécessairement utiliser le terme du fait d'une méconnaissance du concept.

On peut tout d'abord citer le cas d'autres territoires dont la colonisation récente (i.e. 17-18èmes siècles) a résulté en une rapide intensification des activités humaines et mené à la production de sédiments hérités à grande échelle. En Australie, des phénomènes de ravinement ont été observés suite à l'arrivée des colons et la consécutive intensification des pratiques agricoles, augmentant jusqu'à 150 fois le flux de sédiments arrivant dans les cours d'eau (Olley et Wasson, 2003 ; Saxton et al., 2012 ; Kemp et al., 2015). L'exploitation aurifère constitue une autre activité humaine à l'origine de sédiments hérités en Australie : durant le processus d'extraction, des volumes importants de sédiments de toutes tailles (graviers, sables et fines) sont évacués dans les cours d'eau et déposés

plus en aval. A titre d'exemple, plus de 7,3 millions de mètres cubes ont été générés par extraction d'or dans un bassin versant de seulement ~140 m² au 19ème siècle (Davies et al., 2020). Un tel apport de sédiments —contaminés qui plus est par des métaux lourds tels que le plomb ou l'arsenic— a souvent été à l'origine de dégâts environnementaux majeurs, rendant l'eau des rivières concernées impropre à la consommation humaine ou à l'usage agricole, et congestionnant les chenaux (Fig. 1.13 ; Lawrence et Davies, 2014 ; Clement et al., 2017 ; Davies et al., 2018).

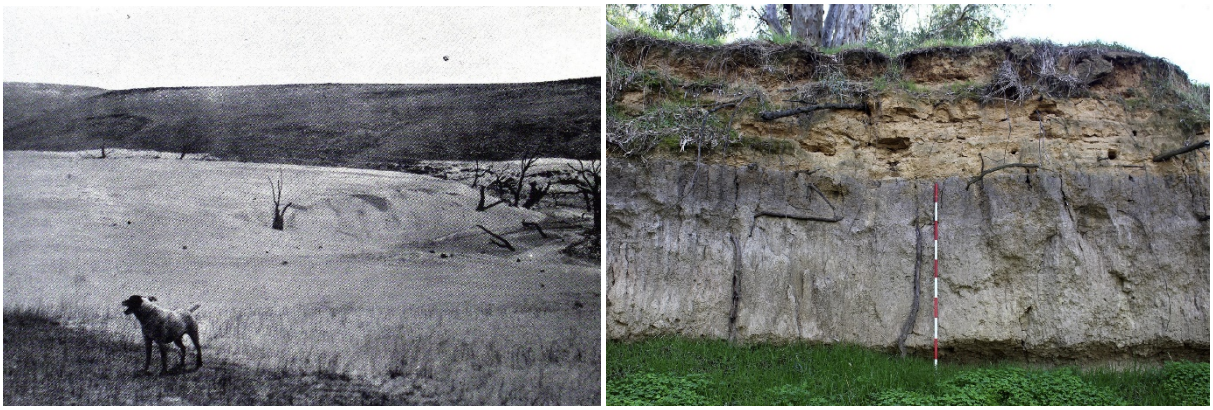


Figure 1.13 : Gauche : Sédiments issus de l'exploitation aurifère déposés dans la rivière Leigh à Shelford en 1909, à 60 km au sud de l'exploitation de Ballarat. Source: Davies et al., 2018 et Sludge Abatement Board, 1910, Plate S. Droite : Sédiments hérités provenant de l'exploitation aurifère (couche supérieure brune d'une épaisseur de ~1 m) couvrant la plaine d'inondation de la rivière Oven à Tarrawingee ; échelle en incréments de 20 cm. Source: Davies et al., 2018.

Des sédiments hérités ont également été observés en Nouvelle-Zélande suite aux colonisations successives par les Maori (autour de 1280) et les Européens (autour de 1800), principalement caractérisés par des taux d'érosion plus importants que pendant la période précoloniale (Richardson et al., 2014 ; Fuller et al., 2015).

Dans les régions ayant une plus longue histoire d'occupation humaine, et où des pressions anthropiques significatives sont exercées dans les bassins versants depuis des millénaires, on retrouve néanmoins des phénomènes similaires à ceux observés dans les territoires colonisés. Des processus d'érosion et de ravinement dus au défrichement et/ou à l'usage agricole des sols ont ainsi pu être observés en Europe à partir du Néolithique (Dotterweich, 2013), et plus particulièrement durant l'époque Gallo-Romaine (e.g. Vanwallaghem et al., 2006 ; Lespez et al., 2008) et le Moyen-Âge (e.g. Dotterweich, 2005 ; Macklin et al., 2010). L'influence des seuils et petits barrages médiévaux a également été identifiée en Europe (Downward et Skinner, 2005 ; Brown et al., 2018), avec une action similaire à celle démontrée aux États-Unis mais généralement à une échelle moindre. Des changements d'usage des sols plus récents ont également été à l'origine d'effets hérités sur les sédiment, avec notamment un mécanisme d'ajustement géomorphologique inverse observé au cours du 20ème siècle : l'abandon de l'usage des plaines d'inondation et la reforestation des versants ont

conduit à la stabilisation des sédiments, la diminution du flux sédimentaire et par conséquent au rétrécissement et à l'incision du lit des cours d'eau (Liébault et Piégay, 2002 ; Piégay et al., 2004 ; Liébault et al., 2005). Il convient cependant de remarquer que l'étendue et l'épaisseur des dépôts en lien avec une érosion accrue en Europe sont souvent inférieures à ce qui peut être observé dans les pays colonisés, pour deux raisons : 1) lorsque la perturbation remonte à plusieurs centaines ou milliers d'années, les dépôts ont pu être partiellement remobilisés ou recouverts au cours du temps, 2) la perturbation est possiblement moins intense et/ou plus progressive ce qui a permis aux hydrosystèmes de s'ajuster de façon graduelle. L'application de la notion de sédiments hérités à des territoires très divers permet également d'identifier d'autres causes à l'origine de la production de sédiments hérités, et d'autres manifestations de l'héritage anthropique dans les dépôts. Dans l'Ouest de l'Irlande, par exemple, le surpâturage (élevage de moutons) a conduit à un taux d'accumulation des sédiments accru dans les lacs et vallées, et à un fort enrichissement en matière organique et nutriments des sédiments déposés (Dalton et al., 2014). En Pologne, un changement d'origine anthropique du régime naturel de feux de forêts a pu être identifié par l'analyse de macro-charbons et d'autres biomarqueurs de feu contenus dans les sédiments (Dietze et al., 2019). Aux Etats-Unis, Grimley et al. (2017) sont parvenus à identifier les sédiments hérités post-coloniaux en étudiant la proportion de cendres volantes (« fly ash » émises par les industries depuis les années 1860) dans les sédiments.

1.2.3.3. Problèmes environnementaux associés aux sédiments hérités

La création de sédiments hérités relève d'un déséquilibre sédimentaire et géomorphologique et va donc inévitablement altérer le fonctionnement des cours d'eau. Lorsqu'ils résultent d'un déficit de sédimentation, les conséquences géomorphologiques incluent couramment une incision du lit dont la granulométrie devient plus grossière (Salant et al., 2006), une modification de la géométrie du chenal (Gendaszek et al., 2012) et l'érosion des berges et de la plaine d'inondation (James et al., 2009). L'ensemble des possibles ajustements morphologiques d'un cours d'eau suite à un apport de sédiment réduit est synthétisé sur la Fig. 1.14.a. Un cours d'eau en érosion présente une stabilité et une diversité d'habitats moindres, ce qui peut nuire à la biodiversité (Steeter et Pitlick, 1998 ; Rhoads et al., 2003). L'incision du chenal peut également mener à une perte de connectivité avec la plaine d'inondation et une baisse de la richesse des habitats riverains (Hohensinner et al., 2004 ; Opperman et al. 2010).

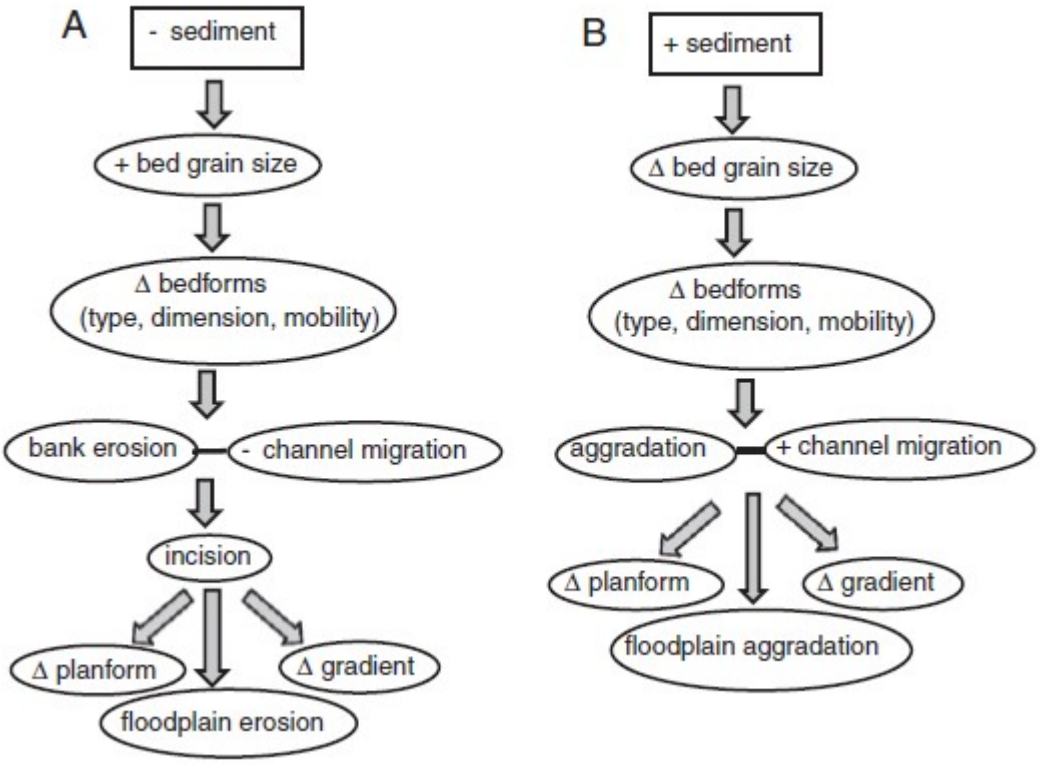


Figure 1.14 : Schéma des différents niveaux de réponse des chenaux et plaines d'inondation à (A) une diminution de l'apport sédimentaire, (B) une augmentation de l'apport sédimentaire. Source : Wohl , 2015.

Lorsque les sédiments hérités résultent d'un apport sédimentaire accru, on observera plutôt une diminution de la taille des sédiments de fond (Salant et al., 2006), le rétrécissement de la largeur du chenal, la végétalisation des marges (Grams et Schmidt, 2002), le rehaussement du chenal et l'accumulation de sédiments dans les plaines d'inondation (Knox, 2006 ; Walter et Merritts, 2008), ce qui peut conduire à des débordements plus importants et donc un risque accru en cas d'inondation. Les conséquences morphologiques d'un apport augmenté de sédiments sont synthétisées en Fig. 1.14.b. Des effets similaires que dans le cas d'un déficit de sédiments, en termes de stabilité et de diversité des habitats, peuvent être observés. Notons que l'excès de sédiments peut également altérer la température, la turbidité et la teneur en nutriments du cours d'eau, ce qui constitue potentiellement un stress supplémentaire sur le biote. Finalement, la contamination des sédiments va altérer la qualité de l'eau et poser un risque sanitaire et écologique.

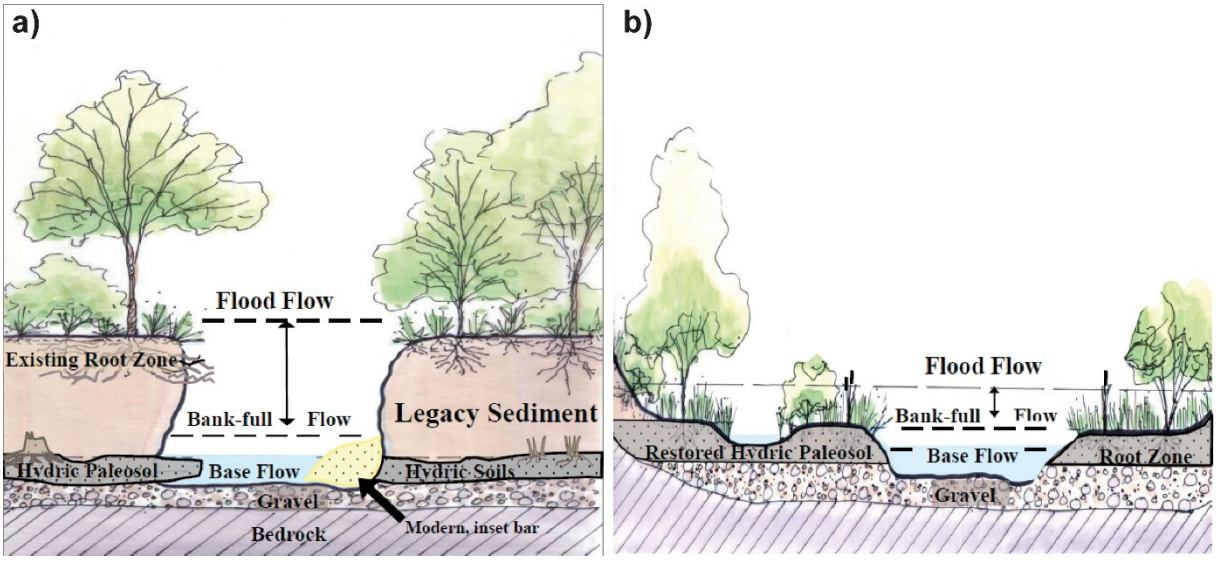


Figure 1.15 : a. un modèle de cours d'eau entouré de sédiments hérités (cas des États-Unis) ; la déconnexion entre la plaine d'inondation et le lit est évidente du fait de la hauteur des berges. b. un modèle cours d'eau non affecté par les « legacy sediments », ou restauré suite à l'extraction de ces sédiments ; la plaine d'inondation est connectée au lit ce qui lui permet de remplir ses fonctionnalités écologiques et hydrodynamiques. Crédit : Department of Environmental Protection of Pennsylvania.

On remarquera que le cas des sédiments hérités aux États-Unis correspond à une première phase de sédimentation accrue suivie d'une phase de sédimentation réduite. Les cours d'eau impactés présentent donc une combinaison d'effets délétères issus des deux processus : le lit est incisé, la plaine d'inondation réhaussée par l'accumulation de sédiments et la déconnexion entre les deux compartiments est donc particulièrement sévère (Fig. 1.15), ce qui nuit à leurs fonctionnalités écologiques mais également aux dynamiques de nutriments et de sédiments du cours d'eau (Beck et al., 2019).

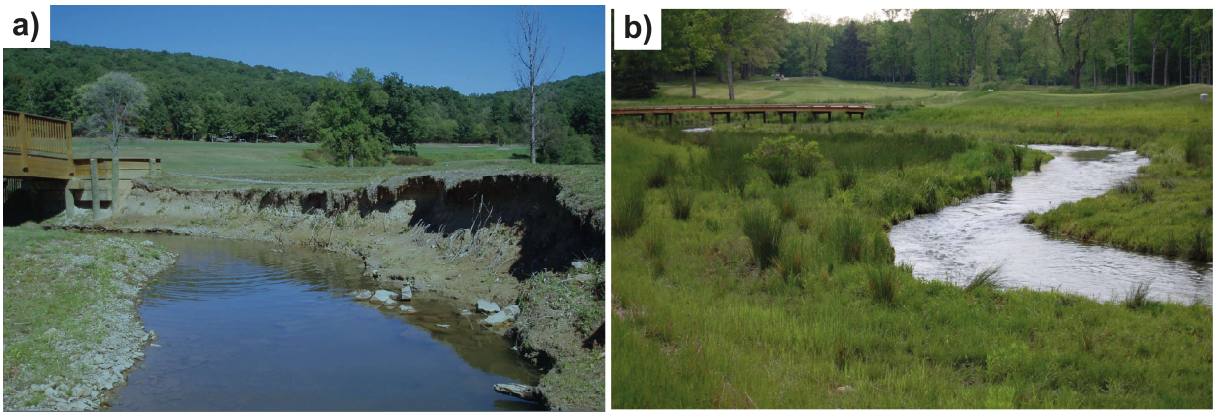


Figure 1.16 : Le cours d'eau de Bedford Spring (Pennsylvanie, Etats-Unis) a) avant et b) après restauration. Le retrait des sédiments hérités a permis de reconnecter le cours d'eau et sa plaine d'inondation. Crédit : Mark Gutshall.

Par ailleurs, les sédiments hérités observés aux Etats-Unis présentent souvent des teneurs en nutriments ou contaminants importantes, représentatives des activités agricoles ou industrielles de la période à laquelle ils se sont déposés : phosphore et azote liés à l'agriculture, métaux liés aux

activités minières, polluants organiques liés aux rejets industriels, etc. (Coxon et al., 2016 ; Pavlowsky et al., 2017). L'érosion progressive de ces sédiments peut donc entraîner la libération de ces substances. Pour ces raisons, le retrait des « legacy sediments » dans une optique de restauration des cours d'eau a parfois été tenté aux Etats-Unis, moyennant des travaux conséquents : la restauration du domaine de Bedford Spring (Pennsylvanie), par exemple, a impliqué le retrait de 50 000 m^3 de sédiments (Fig. 1.16). On ne dispose pas actuellement d'assez de recul pour juger de la durabilité de telles opérations.

1.3. Problématiques et enjeux de la thèse

1.3.1. Problématiques

Ce travail de thèse tend à enrichir les connaissances relatives à l'influence de deux types de perturbations humaines omniprésentes sur la majorité des grands fleuves —l'aménagement du lit mineur et majeur et la contamination par des substances anthropiques— à travers le concept de sédiments hérités. Plus précisément, il vise à répondre aux questions suivantes :

Peut-on identifier l'impact des aménagements fluviaux dans les dépôts sédimentaires d'une rivière aménagée ?

Les différents impacts des aménagements sur les corridors fluviaux ont été présentés, mais une large majorité des études à ce sujet aborde uniquement les effets en termes d'ajustement géomorphologique, d'hydrologie ou d'hydraulique du cours d'eau et de ses marges. De la même façon, parmi les nombreuses activités humaines enregistrées dans des archives sédimentaires détaillées précédemment, très peu relèvent de modifications anthropiques volontaires de la morphologie du cours d'eau. Il apparaît donc nécessaire d'investiguer en termes sédimentologiques les potentiels impacts des aménagement fluviaux sur les cours d'eau modifiés.

Peut-on proposer une méthodologie robuste pour l'interprétation d'archives sédimentaires prélevées dans le contexte complexe d'un fleuve aménagé ?

L'interprétation d'une archive sédimentaire prélevée en milieu fluvial est intrinsèquement difficile car elle nécessite de prendre en compte la variabilité naturelle des processus hydrodynamiques du cours d'eau et leur influence sur les mécanismes sédimentaires, ainsi que la diversité longitudinale et latérale des milieux de dépôts des sédiments. Or, l'aménagement d'une rivière est susceptible de modifier les processus évoqués ainsi que la nature et le fonctionnement des environnements de dépôt (e.g. déconnection de bras secondaires, création de réservoirs). Il est donc essentiel d'identifier les potentiels effets de l'aménagement d'un fleuve sur la capacité d'archivage de ses sédiments, via par exemple l'investigation des tendances de contamination enregistrées, et plus généralement de proposer une méthodologie robuste pour la caractérisation d'archives sédimentaires en milieu fluvial.

Comment adapter le concept de sédiments hérités afin d'inclure les sédiments impactés par l'aménagement des fleuves ?

L'intérêt du concept de sédiments hérités pour caractériser et quantifier les impacts humains sur les hydrosystèmes fluviaux est indéniable, mais son usage encore limité s'explique possiblement par les définitions encore trop restrictives du terme. Ce travail a donc pour ambition de démontrer la pertinence de la notion de sédiments hérités lorsque qu'appliquée au cas de sédiments impactés par des aménagements fluviaux, et de proposer en conséquence une définition élargie permettant de prendre en compte ce cas de figure. Plus globalement, il s'agira de confronter ce concept au contexte de l'Anthropocène et à la diversité et l'ubiquité des impacts anthropiques associés à cette époque.

1.3.2. Enjeux opérationnels et contexte scientifique de la thèse

Dans la continuité des problématiques scientifique, plusieurs enjeux opérationnels relatifs à la gestion des fleuves aménagés peuvent être reliés à ce travail :

- **Risque inondation :** l'existence de sédiments hérités liés à des infrastructures dans les marges du fleuve poserait la question de leur impact sur la dynamique temporelle et spatiale des débits de débordements en temps de crue ;
- **Impact sur les habitats :** de la même façon, le dépôt de sédiments hérités modifie inévitablement la morphologie riveraine et est donc susceptible d'impacter les habitats qui s'y sont développés ;
- **Gestion des stocks de sédiments :** les sédiments hérités traduisent un déséquilibre sédimentaire et leur accumulation sur les marges peut mener aux problèmes évoqués dans les deux points précédents : dans une optique de restauration, des opérations de retrait des dépôts d'origine anthropique peuvent alors être envisagées pour « revitaliser les marges ».
- **Gestion des sédiments contaminés :** dans la continuité du point précédent, et considérant le fait que les sédiments hérités sont souvent caractérisés par un niveau de contamination non-trivial puisqu'ils se sont —par définition— déposés dans un contexte de fortes pressions anthropiques, la gestion de stocks de sédiments hérités est fortement susceptible de soulever la problématique de la gestion des sédiments contaminés.

Ces enjeux s'inscrivent de surcroît dans le cadre réglementaire de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE), principalement à travers deux de ses objectifs : la restauration de la qualité hydromorphologique et l'atteinte du bon état écologique et chimique des cours d'eaux.

Cela justifie le fait que cette thèse fasse partie des travaux de l'Observatoire des Sédiments du Rhône (OSR), un programme de recherche multidisciplinaire créé en 2009 et financé dans le cadre du Plan Rhône, avec le soutien du Fond Européen pour le Développement Régional, l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, la Compagnie Nationale du Rhône, Electricité de France et les conseils régionaux d'Auvergne Rhône-Alpes, Provence Alpes Côte d'Azur et Occitanie. A ce titre, ce travail de thèse s'inscrit dans la continuité de nombreuses études antérieures au sujet des sédiments du Rhône et a pu bénéficier de nombreuses données et informations précédemment générées dans le cadre du programme, ainsi que de financements pour le recueil et l'analyse de nouvelles données. Cette thèse est également intégrée au projet de recherche ArchéoRhône visant à caractériser l'évolution de l'anthropisation des eaux du Rhône au cours des dernières décennies et financé par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse ; à ce titre, elle a bénéficié de données collectées et analysées dans le cadre du programme.

CHAPITRE 2 : DÉMARCHE MÉTHODOLOGIQUE GLOBALE

2.1. Sites d'études

2.1.1. Le Rhône

2.1.1.1. Géographie et conditions hydro-climatiques

Le Rhône prend sa source dans les Alpes Suisses, dans la région de Valais. Il s'écoule sur environ 300 km en Suisse avant de se jeter dans le Lac Léman, puis parcourt 512 km en France jusqu'à son exutoire en Mer Méditerranée (Fig. 2.1). Avec un débit interannuel moyen de 1690 $m^3 s^{-1}$ mesuré à Beaucaire (dernière station hydrologique avant l'embouchure), il est le premier fleuve français en termes de débit et le deuxième fleuve méditerranéen en termes d'apport d'eau douce à la mer, derrière le Nil. Son bassin versant recouvre 98 500 km² —dont 90 500 en France— et est majoritairement montagneux : 50% du bassin est situé à une altitude supérieure à 500 m. D'un point de vue géologique, le bassin est principalement composé de roches carbonatées du Jurassique et du Crétacé (massif subalpin) et de roches cristallines (massif cristallin externe) parfois recouvertes de dépôts tertiaires et/ou quaternaires (Olivier et al., 2009 ; Dendievel et al., 2020a). Ses principaux affluents en rive droite sont l'Ain —originaire du massif du Jura— et la Saône, qui traverse les Vosges et les plaines de la Bresse et de la Dombes avant de rejoindre le Rhône au niveau de Lyon. En rive gauche, les affluents majeurs du Rhône sont l'Isère et la Durance, tous les deux d'origine Alpine. Le bassin du Rhône comprend plusieurs zones climatiques distinctes. La zone montagneuse au Nord (Alpes Suisses et Françaises) reçoit la majorité des précipitations, dont environ 50% sous forme de neige du fait de l'altitude. Le régime d'écoulement dans le Haut-Rhône (en amont de Lyon) résulte de cette caractéristique : les débits sont faibles en hiver et importants vers la fin du printemps et en été du fait de la fonte des neiges. La partie Est du bassin est caractérisée par un climat plus continental avec des températures hivernales particulièrement froides et des tempêtes estivales fréquentes. La portion Sud du bassin a un climat Méditerranéen, avec des étés très secs et des précipitations au printemps et en automne. Les pluies automnales dans les Cévennes, au Sud-Est du bassin, peuvent être particulièrement intenses (jusqu'à plus de 600 mm en quelques jours) : la majeure partie du débit en provenance des affluents du Sud (Durance principalement, Gard) transite sous forme de crues soudaines en septembre et octobre. En lien avec ces différentes conditions et zones climatiques, quatre types de crues peuvent être distinguées sur le Rhône (Olivier et al., 2009 ; Zebracki et al., 2015) :

1) les crues océaniques, souvent hivernales, résultent de pluies océaniques sur le Haut-Rhône et ses affluents et sont relativement communes (40-60% des crues) ;

2) les crues méditerranéennes résultent principalement des précipitations cévenoles sur les affluents du Bas-Rhône (Ardèche, Gard, Cèze) ;

3) les crues méditerranéennes étendues (~10% d'occurrence) ont lieu lorsque les précipitations d'origine méditerranéennes atteignent les affluents amont (Drôme, Isère). La crue d'ordre centennal de décembre 2003 (11 500 $m^3 s^{-1}$ à Beaucaire) appartient à cette catégorie ;

4) les crues généralisées résultent de précipitations méditerranéennes et océaniques concomitantes (15-25% des crues). Deux des plus importantes crues du Rhône répertoriées, en Octobre 1840 et mai 1856 (13 000 $m^3 s^{-1}$ et 12 500 $m^3 s^{-1}$ à Beaucaire respectivement) sont des crues généralisées.

Le Rhône est le fleuve français le plus actif en termes de transport sédimentaire, avec une charge sédimentaire annuelle moyenne sur le long-terme (~50 dernières années) estimée à $6{,}6.10^6$ tonnes (Poulier et al., 2019) et une vitesse de transport d'environ 2 km an^{-1}. La charge sédimentaire est cependant extrêmement variable annuellement, fluctuant entre $1{,}2.10^6$ tonnes (en 1973) et $19{,}7.10^6$ tonnes (en 1994, avec 50 jours de crue) (Olivier et al., 2009). L'Arve, l'Ain, l'Isère et la Durance fournissent au Rhône 75% de l'apport sédimentaire de l'ensemble de ses affluents (800 000 à 900 000 $m^3 an^{-1}$).

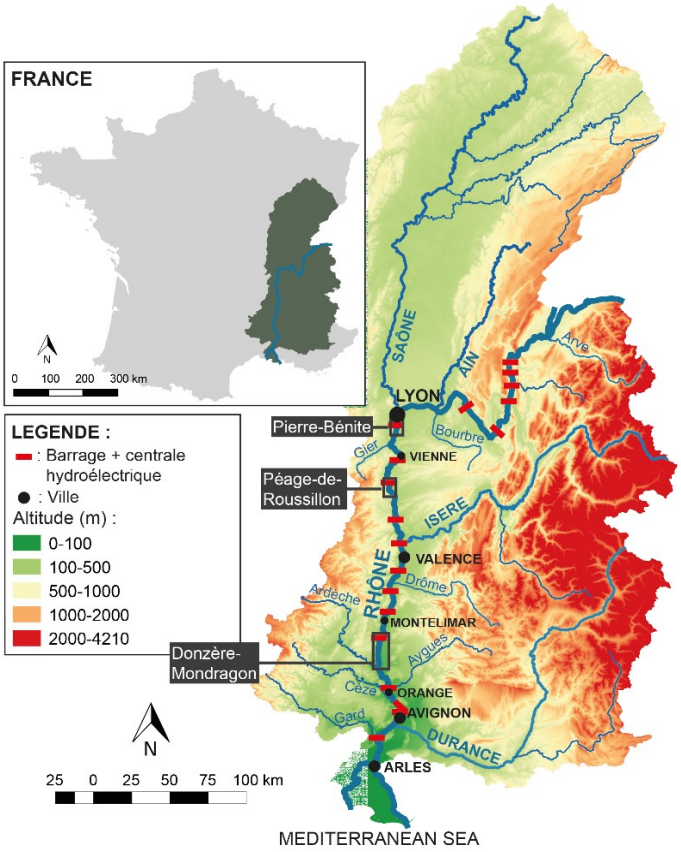


Figure 2.1 : Bassin versant du Rhône et localisation des trois sites d'études.

2.1.1.2. Un fleuve fortement aménagé

Le Rhône constitue un exemple pertinent pour l'étude de l'impact des activités humaines sur un corridor fluvial. En effet, les premières traces d'activités humaines dans son bassin versant remontent à 7500 ans cal. BP, et le fleuve subit depuis des pressions anthropiques croissantes (Berger et al., 2019). Il représente un axe socio-économique et culturel d'importance depuis plus de 2000 ans, comme le prouvent les nombreuses cités fondées le long du fleuve à l'époque romaine (Genève, Lyon, Valence, Vienne, Avignon, Arles, etc.). Aujourd'hui, la partie française du bassin du Rhône compte environ 15,5 millions d'habitants, avec une densité de population moyenne de 130 habitants km^{-2}, supérieure à la moyenne française. Le fleuve traverse plusieurs agglomérations densément peuplées tel que le Grand Genève (~1 million d'habitants), la métropole de Lyon (~1,4 millions d'habitants) ou l'agglomération d'Avignon (~200 000 habitants). Les rives du Rhône accueillent également des aires industrielles majeures dont la Vallée de la Chimie, une zone d'une dizaine de kilomètres de long directement à l'aval de Lyon où se regroupent de nombreuses industries chimiques, pétrochimiques et pharmaceutiques (e.g. Solvay, Air Liquide, Total, Arkema). Par ailleurs, quatre centrales nucléaires (Le Bugey, Saint-Alban, Cruas et Tricastin, responsables d'un quart de la production nucléaire au niveau national) sont installées le long du corridor fluvial, de même que le site nucléaire de Marcoule, une ancienne usine de traitement de combustibles usés reconvertie en centre d'étude et de stockage des déchets radioactifs. Le fleuve lui-même a été modifié pour accommoder les activités anthropiques : deux grandes phases d'aménagement ont été mises en place au cours des 150 dernières années sur la section française du Rhône (Fig. 2.2). A partir des années 1840, un système de digues basses, de seuils et d'épis a été progressivement mis en place au sein du lit mineur en aval de Lyon. L'objectif de ces aménagements était la concentration des eaux dans le lit mineur et le maintien d'un tirant d'eau suffisant pour permettre la navigation sur le fleuve, y compris en période d'étiage. Plusieurs ingénieurs ont apporté leurs contributions successives à ces travaux, mais le nom le plus couramment retenu est celui de l'ingénieur général Girardon qui a finalisé les aménagements pour la navigation du Rhône à partir de 1884, notamment en élaborant un système de digues basses reliées aux rives par des tenons afin de fixer les berges, constituant ainsi les formes « carrées » (Fig. 2. 3) connues sous le nom de « casiers Girardon » (Parrot et al., 2015).

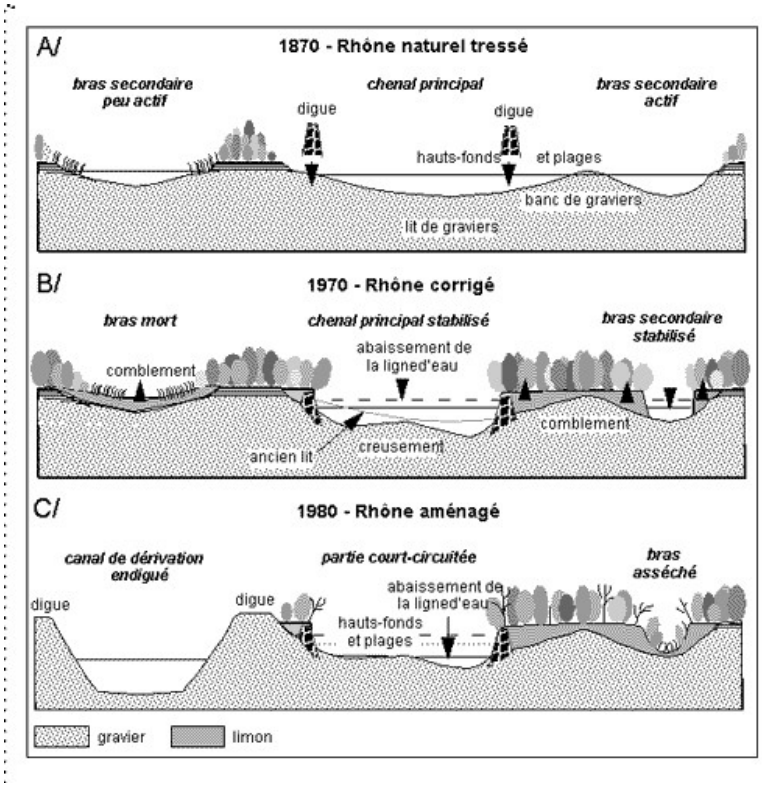


Figure 2.2 : Changement du profil transversal du Rhône à la suite des différents travaux de rectification de son cours depuis 1850. A/ 1870 : profil avant les endiguements Girardon ; B/ 1970 : profil un siècle après les premiers endiguements Girardon ; C/ profil après l'aménagement CNR. Source : Fruget et Dessaix, 2003, Persat et al., 1995.

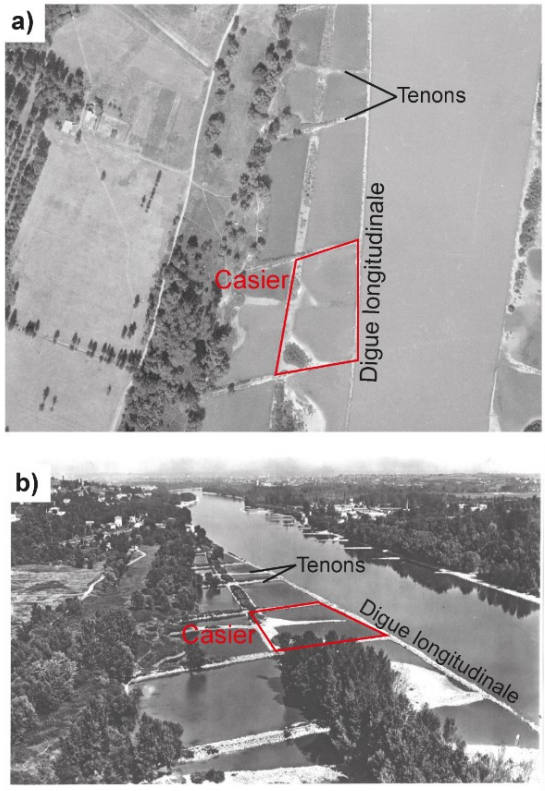


Figure 2.3 : Infrastructures Girardon à Irigny en 1957 ; a) Vue aérienne, b) Vue latérale. Source : IGN, Syndicat Mixte du Rhône, des Îles et des Lônes.

Entre 1948 et 1986, un ensemble de travaux pour l'aménagement hydroélectrique du fleuve a été mené par la Compagnie Nationale du Rhône (CNR), une société d'intérêt général créée en 1933 et concessionnaire du Rhône depuis cette date. Dix-neuf ensembles d'aménagements hydroélectriques (barrage et usine hydroélectrique) ont été construits sur la section française du Rhône —soit un tous les 30 km en moyenne (Fig. 2.1) — dont seize selon une configuration dite de « Rhône court-circuité » (RCC), dans laquelle un canal de dérivation est creusé pour accueillir l'usine hydroélectrique (Fig. 2.4). Parmi ces sites, quatorze canaux de dérivation ont également été équipés d'écluses afin de faciliter la navigation.

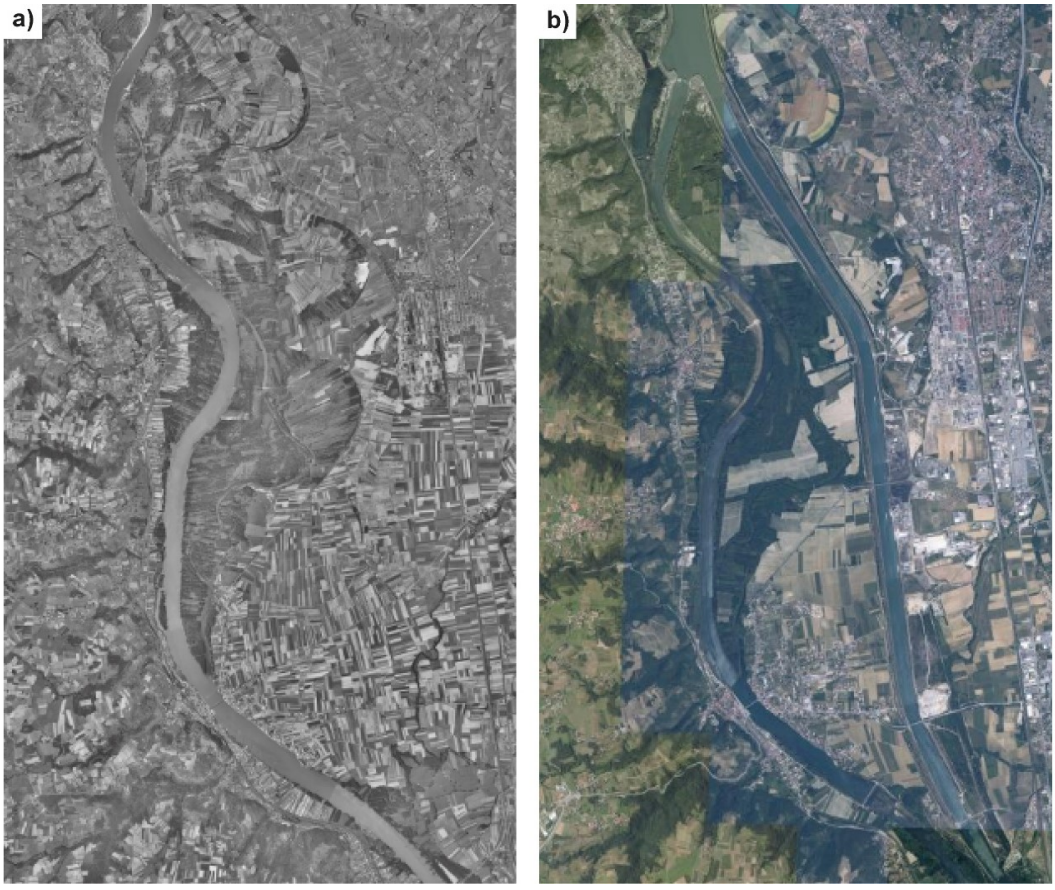


Figure 2.4 : Photographies aériennes de la zone du Rhône court-circuité de Péage-de-Roussillon a) en 1953, avant l'aménagement par la CNR ; b) en 2006, après la mise en dérivation. Source : IGN.

2.1.2. Sites d'études

Les Rhône court-circuités (RCC) à l'aval de Lyon comportent deux types aménagements, liés respectivement aux infrastructures de correction du tracé mise en place à la fin du 19ème siècle sur la

section court-circuitée (souvent dénommée « Vieux Rhône » en opposition au canal plus récemment creusé) et aux aménagements hydroélectriques du milieu du 20ème siècle (Fig. 2.5).

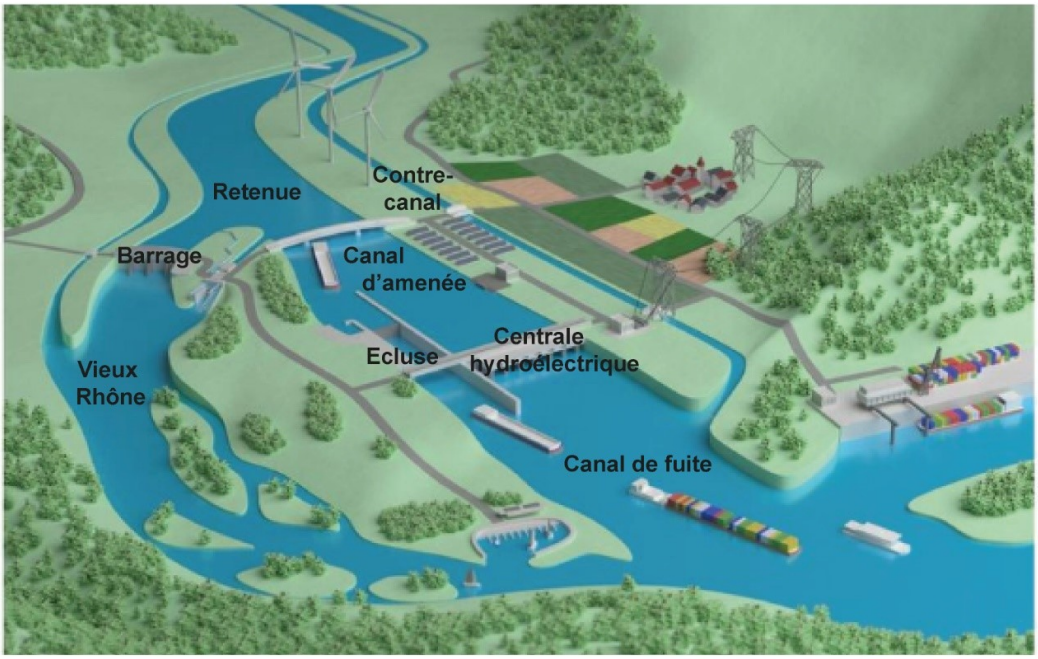


Figure 2.5 : Un « Rhône court-circuité », aménagement type de la Compagnie Nationale du Rhône pour la production d'hydroélectricité (source : CNR).

Les RCC concentrent donc deux types d'infrastructures à une échelle mésoscopique, adaptée à une étude sédimentologique et géomorphologique approfondie, et constituent également une unité représentative du corridor fluvial puisque leur configuration se répète tout au long du Rhône aval. Pour ces raisons, trois RCC ont été choisis comme sites d'étude dans le cadre de ce travail. Les trois sites (tableau 2.1), présentés ci-après d'amont en aval, font également parties des zones d'étude du programme de recherche interdisciplinaire de l'Observatoire des Sédiments de Rhône (OSR) dans le cadre duquel s'inscrit cette thèse.

Tableau 2.1 : Caractéristiques des Rhône court-circuités utilisés comme site d'étude (source : Compagnie Nationale du Rhône).

Rhône court-circuité	Barrage	Début travaux	Mise en service	Débit max dérivé ($m^3 s^{-1}$)	Hauteur chute (m)	Longueur retenue (km)	Longueur dérivation (km)
Pierre-Bénite	Pierre-Bénite	1962	1966	1 400	9	4,5	11,2
Péage-de-Roussillon	Saint-Pierre-de-Boeuf	1974	1978	1 600	12,2	15,7	11,3
Donzère-Mondragon	Donzère	1947	1952	1 970	22,5	4	28

2.1.2.1. Site d'étude 1 : le Rhône court-circuité de Pierre-Bénite (PBN)

Le RCC de Pierre-Bénite est situé directement à l'aval de la ville de Lyon, environ 3 km au sud de la confluence entre la Saône et le Rhône (Fig. 2.1, 2.6) et s'étend sur un linéaire d'une dizaine de kilomètres dans une vallée étroite (500 à 2000 m de largeur) limitée par des versants rocheux. La rive droite du RCC est relativement peu industrialisée mais néanmoins très anthropisée, composée principalement de communes péri-urbaines appartenant —pour la plupart— à la métropole de Lyon. On peut néanmoins noter la présence d'une usine de pétrochimie (Arkema, production de produits dérivés du fluor) et de l'une des principales stations d'épuration des eaux de la métropole (à Pierre-Bénite, assurant le traitement des eaux pluviales et usées de trente-trois communes du nord-ouest lyonnais), toutes deux situées directement en amont du RCC. La rive gauche du site d'étude est majoritairement occupée par la Vallée de la Chimie, une zone industrielle majeure comprenant de nombreux sites classés Seveso (i.e. présentant un risque technologique important) dont la raffinerie Total de Feyzin et des usines Solvay (production de diphénols et dérivés), Air Liquide, Elkem Silicones, etc. Une autoroute majeure (l'A7), une ligne de train en partie dédiée au transport de matériaux et produits industriels et une autre station d'épuration majeure de la métropole de Lyon (Saint-Fons) sont également présentes en rive gauche. Entre ces nombreuses activités industrielles et la proximité directe avec la métropole de Lyon, le RCC de Pierre-Bénite est donc soumis à de fortes pressions anthropiques susceptibles de générer des contaminations significatives du fleuve.

Les digues longitudinales du Vieux-Rhône de Pierre-Bénite ont été majoritairement construites entre les années 1840 et 1882 (Poinsart et Salvador, 1993 ; Räpple, 2018). Les tenons, épis et digues latérales ont été rajoutés post-1884 suite aux optimisations implémentées par Girardon. A la suite de ces aménagements, le chenal principal s'est incisé d'environ 2,6 m (Parrot, 2015), sa largeur moyenne a diminué de ~40% (Tena et al., 2020) et plusieurs bras secondaires ont été déconnectés (Fig. 2.7). Le barrage de Pierre-Bénite situé à l'amont du RCC a été construit à partir de 1962 et mis en service en 1966 par la CNR, de même que le canal de dérivation et l'usine hydroélectrique de Pierre-Bénite-Saint-Fons. Un débit réservé de 10 m^3 s^{-1} entre septembre et mars et 20 m^3 s^{-1} entre avril et août était initialement maintenu dans le Vieux Rhône. Ces aménagements ont provoqué la diminution de la largeur du chenal d'environ 20% supplémentaires par rapport à la largeur initiale pré-infrastructures de navigation (Tenal et al., 2020) ainsi qu'une incision supplémentaire de 2 m en moyenne sur le RCC (Parrot, 2015). Entre 1987 et 1998, la CNR a également entrepris l'extraction de 31.10^3 m^3 an^{-1} de matériaux grossiers (graviers principalement) et la remobilisation de 30.10^3 m^3 an^{-1}

de matériaux fins, principalement afin d'entretenir les ouvrages, maintenir un chenal navigable et optimiser la gestion des crues (Parrot, 2015).

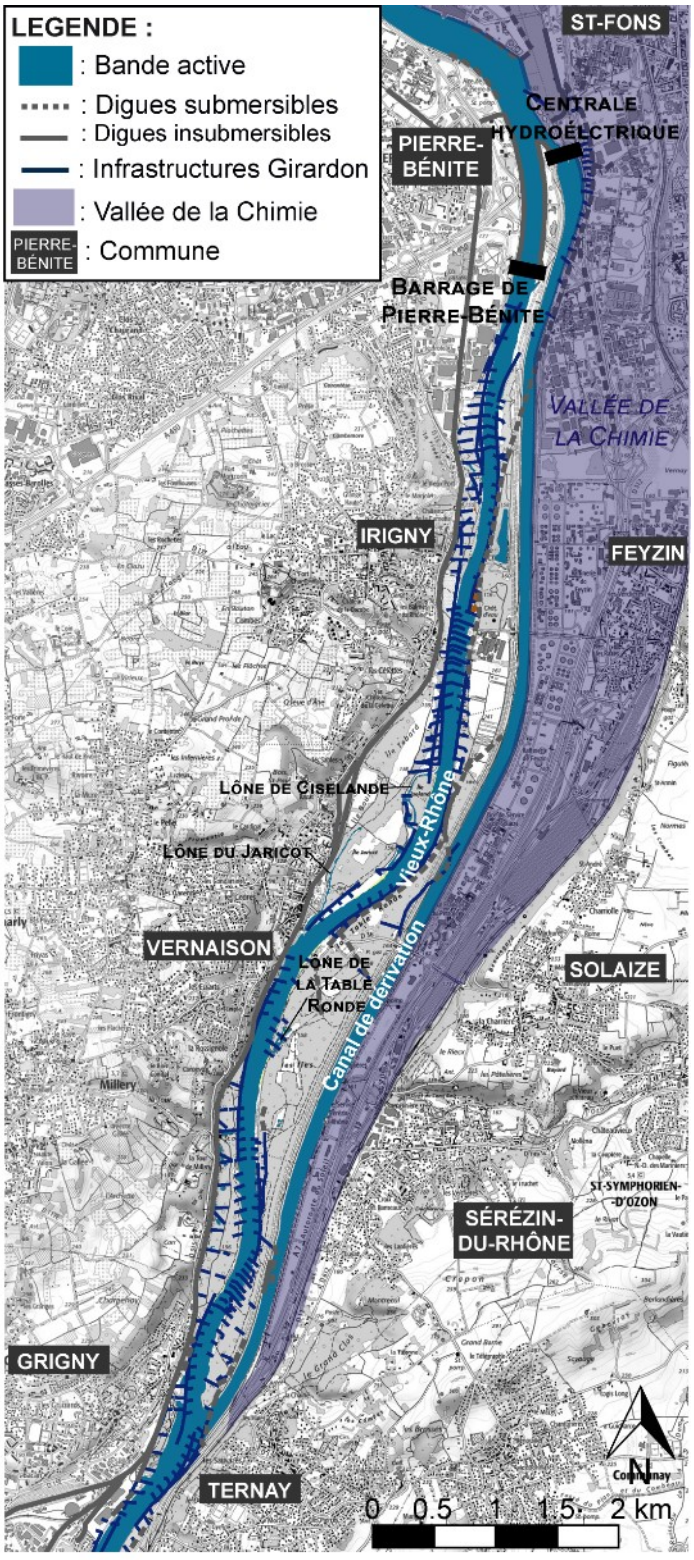


Figure 2.6 : Le Rhône court-circuité de Pierre-Bénite.

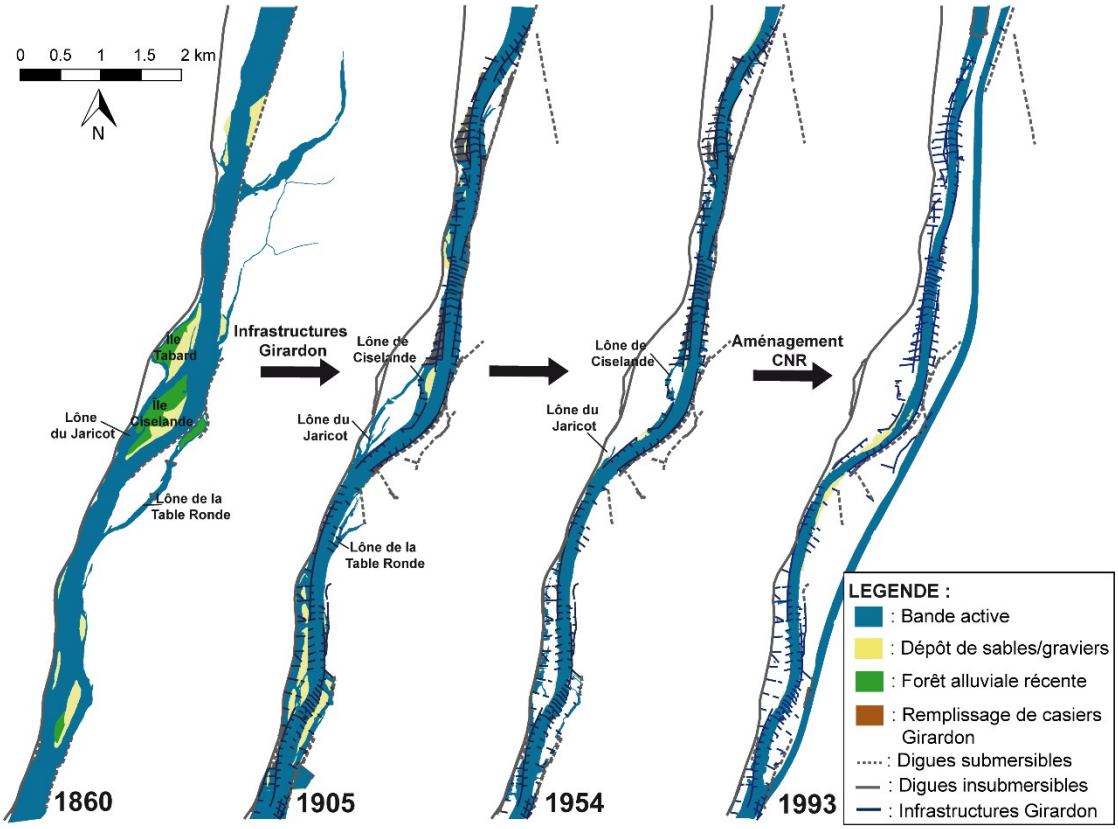


Figure 2.7 : Evolution du site de Pierre-Bénite entre 1860 et 1993 (source : adapté de Tena et al., 2017 et Vauclin et al., 2020a).

Des opérations de restauration ont été entreprises sur le RCC de Pierre-Bénite à partir de 1999 sur trois lônes (nom donné aux bras secondaires du Rhône) : Ciselande, reconnectée en amont et aval avec le lit mineur, Jaricot, reconnectée à l'aval et élargie, et la Table Ronde, curée et reconnectée par l'aval (Gaydou, 2013 ; Parrot, 2015). Le débit réservé dans le Vieux Rhône a également été augmenté de 10-20 $m^3 s^{-1}$ à 100 $m^3 s^{-1}$ à partir de 2000.

2.1.2.2. Site d'étude 2 : le Rhône court-circuité de Péage-de-Roussillon (PDR)

Le RCC de Péage-de-Roussillon est situé environ 50 km en aval de Lyon, dans l'Isère, et s'étend sur un linéaire d'environ 12 km. Bien qu'éloignée de toute agglomération majeure, la zone est caractérisée par un habitat relativement dense du fait de l'enchaînement de nombreuses petites villes, particulièrement à l'est où le relief est faible. La rive gauche est caractérisée par la présence de l'autoroute A7 et d'une voie ferrée, ainsi que par des zones d'activités (petites industries, logistique) dynamisées par ces axes de transport majeurs (Fig. 2.8). On y trouve notamment un centre de tri des déchets dangereux ménagers ou diffus (piles, aérosols, solvants, peintures, produits chimiques de

laboratoires, etc.). Par ailleurs, la centrale nucléaire de production d'électricité (CNPE) de Saint-Alban est située environ 1 km en amont du RCC, toujours en rive gauche. En rive droite, la vallée est rapidement limitée par les pieds du Mont Pilat ; ces coteaux sont notamment le support d'exploitations viticoles.

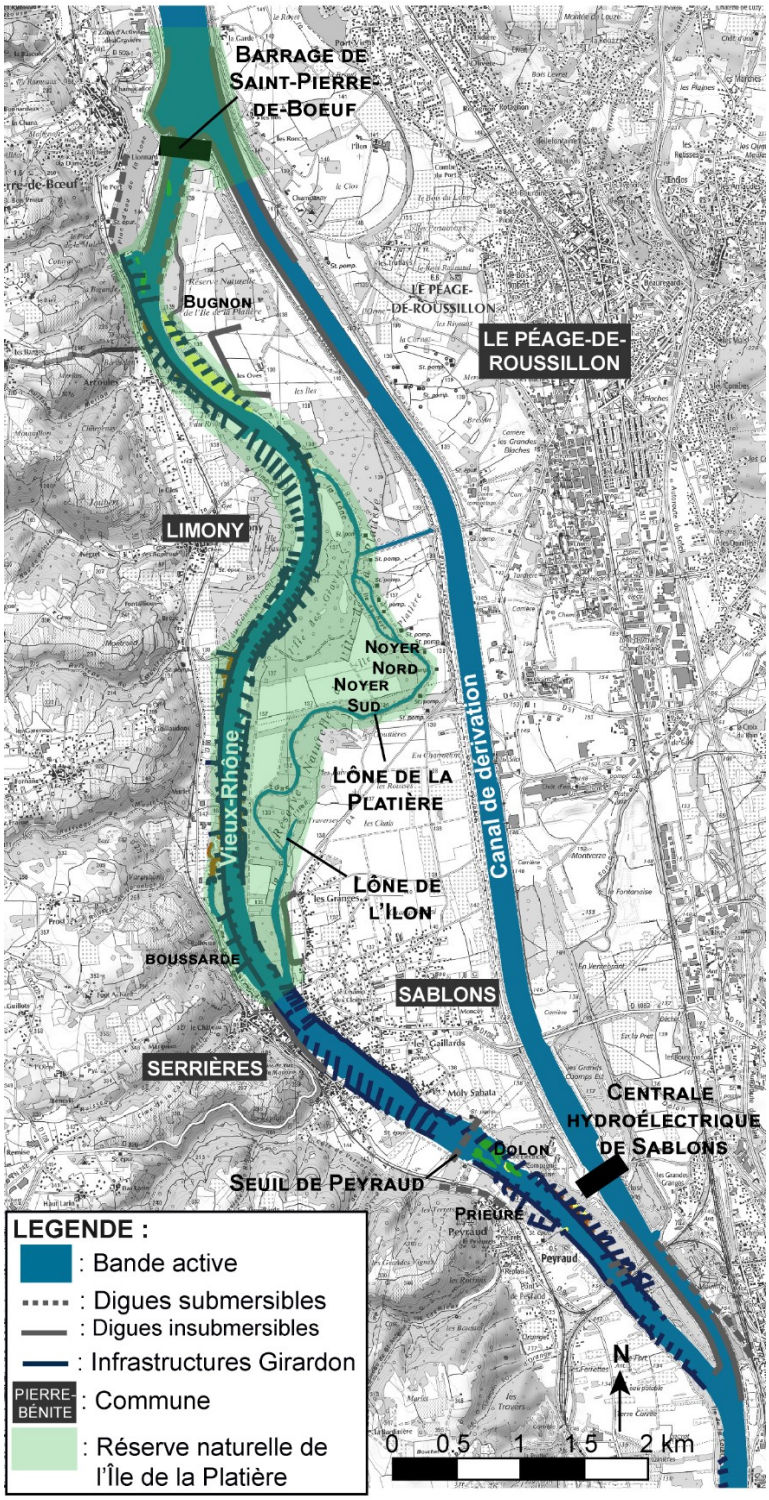


Figure 2.8 : Le Rhône court-circuité de Péage-de-Roussillon.

Les premiers aménagements du Rhône dans ce secteur ont été mis en place entre 1840 et 1880 : il s'agissait principalement de digues longitudinales insubmersibles construites afin de concentrer les eaux dans un chenal unique d'une largeur inférieure à 400 m (Michelot, 1983). Les aménagements Girardon (digues submersibles, tenons et épis plongeants) se sont ensuite superposés aux premiers ouvrages après 1884. Suite à cette première phase d'aménagement, la largeur de la bande active a diminué de ~40% (Tena et al., 2020) et la surface moyenne en eau de ~46% (Gaydou, 2013). Le piégeage des sédiments dans les marges alluviales a également été favorisé, résultant en une augmentation de 360% de la superficie des bancs de galets et provoquant un atterrissement important (augmentation de 107% de la surface de forêt alluviale) (Gaydou, 2013), comme illustré sur la Fig. 2.9.

Le barrage de Saint-Pierre-de-Bœuf à l'amont du RCC a été construit entre 1973 et 1977, et mis en service en 1978, de même que l'usine hydroélectrique de Sablons, qui est située dans la partie aval du canal de dérivation, environ 1,5 km avant la confluence avec le vieux Rhône (Fig. 2.8). Un débit réservé de 10 $m^3\ s^{-1}$ en hiver et 50 $m^3\ s^{-1}$ en été était initialement maintenu dans le Vieux Rhône de Péage-de-Roussillon, le reste du flux étant dérivé dans le canal. Cette forte diminution du débit dans le Vieux Rhône a provoqué le rétrecissement de la largeur de sa bande active et de sa surface en eau d'environ 20% supplémentaires (Tena et al., 2020), avec l'apparition de nombreux bancs de galet (Gaydou, 2013). Le seuil de Peyraud, construit en 1978 sur le Vieux Rhône, environ 2 km en amont de la confluence avec le canal, a également eu des conséquences morphologiques significatives, provoquant un exhaussement de la ligne d'eau en amont et l'apparition de bancs de galets rapidement terrestrialisés et colonisés par la forêt alluviale en aval (Fig. 2.9). Entre 1987 et 1998, $26.10^3\ m^3\ an^{-1}$ de graviers ont été extraits et $61.10^3\ m^3\ an^{-1}$ de matériaux fins ont été remobilisés par la CNR, principalement afin d'entretenir les ouvrages, maintenir la navigabilité du chenal et optimiser la gestion des crues (Parrot, 2015).

Depuis 1986, une large zone du RCC de Péage-de-Roussillon fait partie de la réserve naturelle de l'île de la Platière, qui couvre 484 hectares du barrage de Saint-Pierre-de-Bœuf jusqu'à Serrières (Fig. 2.8). Par ailleurs, neuf lônes ont été restaurées sur le RCC de Péage-de-Roussillon entre 2004 et 2018 dans le cadre du Plan Rhône : Noyer Nord et Sud, Platière, Ilon (partie amont), Sainte, Boussarde, Bugnon, Prieuré ainsi que l'ancien lit du Dolon (GRAIE, 2016). En 2014, le débit réservé dans le Vieux Rhône a également été augmenté de 10-50 $m^3\ s^{-1}$ à 50-125 $m^3\ s^{-1}$ selon la saison, afin d'augmenter les hauteurs d'eau, largeurs mouillées et vitesses de courant et favoriser une diversification des espèces dans le milieu.

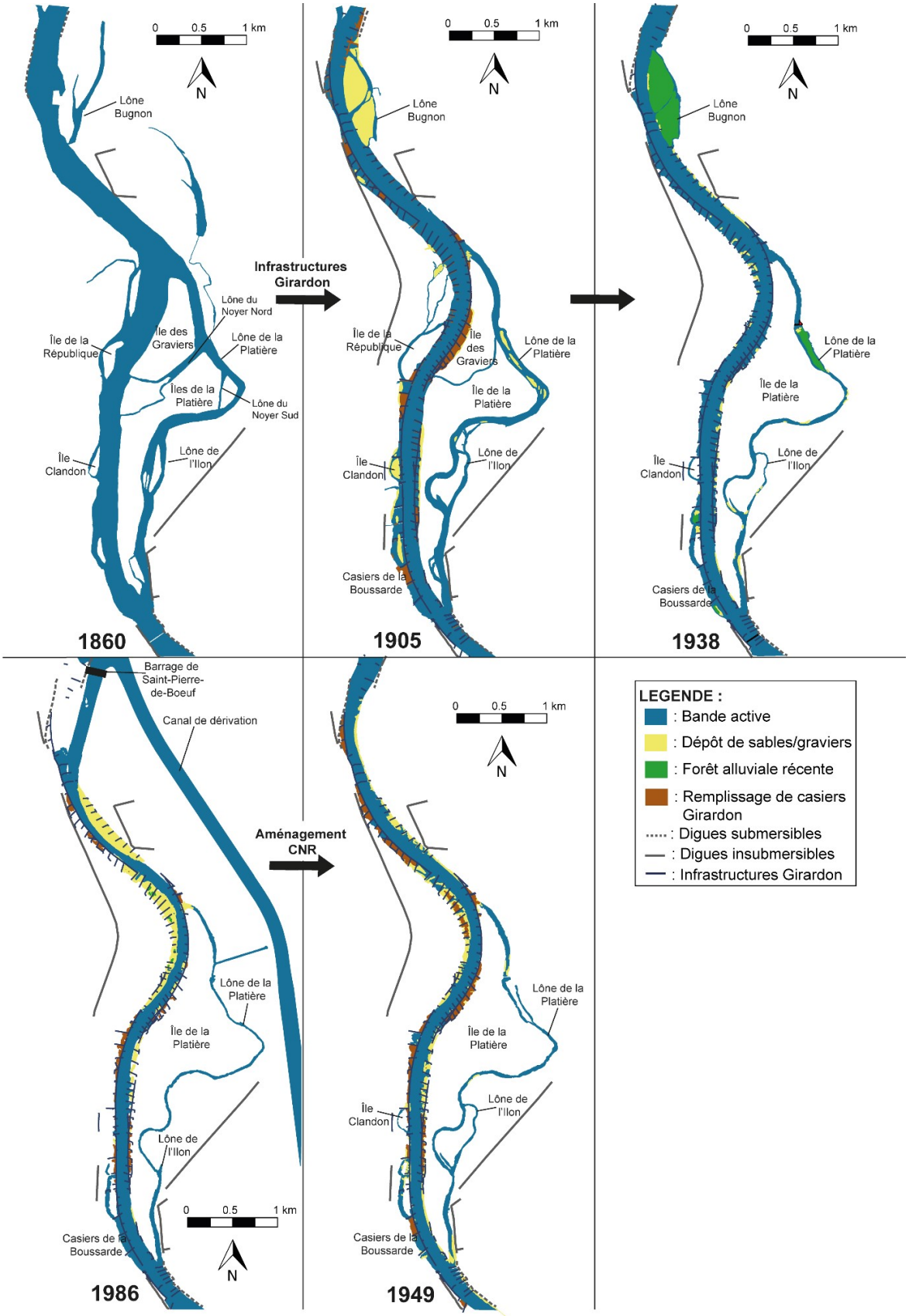


Figure 2.9 : Evolution du site de Péage-de-Roussillon entre 1860 et 1986 (source : adapté de Tena et al., 2017 et Vauclin et al., 2020a).

2.1.2.3. Site d'étude 3 : le Rhône court-circuité de Donzère-Mondragon (DZM)

Le RCC de Donzère-Mondragon est situé ~160km à l'aval de Lyon, 40 km au Nord d'Avignon et environ une centaine de kilomètre avant l'estuaire du Rhône (Fig. 2.1), à cheval sur les départements de l'Ardèche, la Drôme et du Vaucluse. Long de 25 km et d'une largeur (distance entre le canal et le Vieux Rhône) allant jusqu'à 7 km, il s'agit du RCC le plus étendu. Il s'agit également du site le moins urbanisé parmi les trois étudiés, étant situé sur une large plaine historiquement agricole et régulièrement inondée, comme en témoignent les nombreuses digues de protection autour du Vieux-Rhône (Fig. 2.10). La rive droite est particulièrement préservée, bordée en grande partie par le Parc Naturel Régional des Monts d'Ardèche. La rivière Ardèche rejoint d'ailleurs le Vieux Rhône dans la partie aval du RCC au niveau de Pont Saint-Esprit (Fig. 2.10). La rive gauche est plus anthropisée : l'autoroute A7 longe le canal de dérivation, et la centrale nucléaire du Tricastin est installée sur le canal, quelques kilomètres en amont de l'usine hydroélectrique André Blondel (Fig. 2.10).

De nombreuses digues insubmersibles ont été construites dans la zone d'étude avant 1860, dans le but de limiter l'inondation des plaines cultivées et de gagner petit à petit de la surface sur le fleuve (Gaydou, 2013). La bande active du Rhône était donc déjà significativement contrainte avant la mise en place des infrastructures Girardon entre 1860 et 1910, qui a achevé de corseter le Rhône sur environ 90% de la longueur du RCC (32,5 km). En conséquence, la surface en eau a diminué d'environ 20% (Gaydou, 2013 ; Tena et al., 2020), plusieurs lônes ont été asséchées (Fig. 2.11) et une incision moyenne du lit de 1,1 m a été observée (Parrot, 2015). Le secteur de Donzère-Mondragon a été le premier secteur de type « dérivation » aménagé pour la production d'hydroélectricité sur le Rhône, entre 1948 et 1952. Il comprend le barrage de Donzère en amont du RCC, le canal de dérivation et l'usine-barrage André Blondel située une dizaine de kilomètres en amont de la restitution au Rhône historique. Un débit réservé de 60 m^3 s^{-1} à toute période de l'année était initialement maintenu dans le Vieux Rhône. Cette deuxième phase d'aménagement a provoqué la diminution de la largeur du chenal d'environ 20% supplémentaires (Tenal et al., 2020) ainsi qu'une incision supplémentaire de 0,5 m en moyenne sur le RCC (Parrot, 2015).

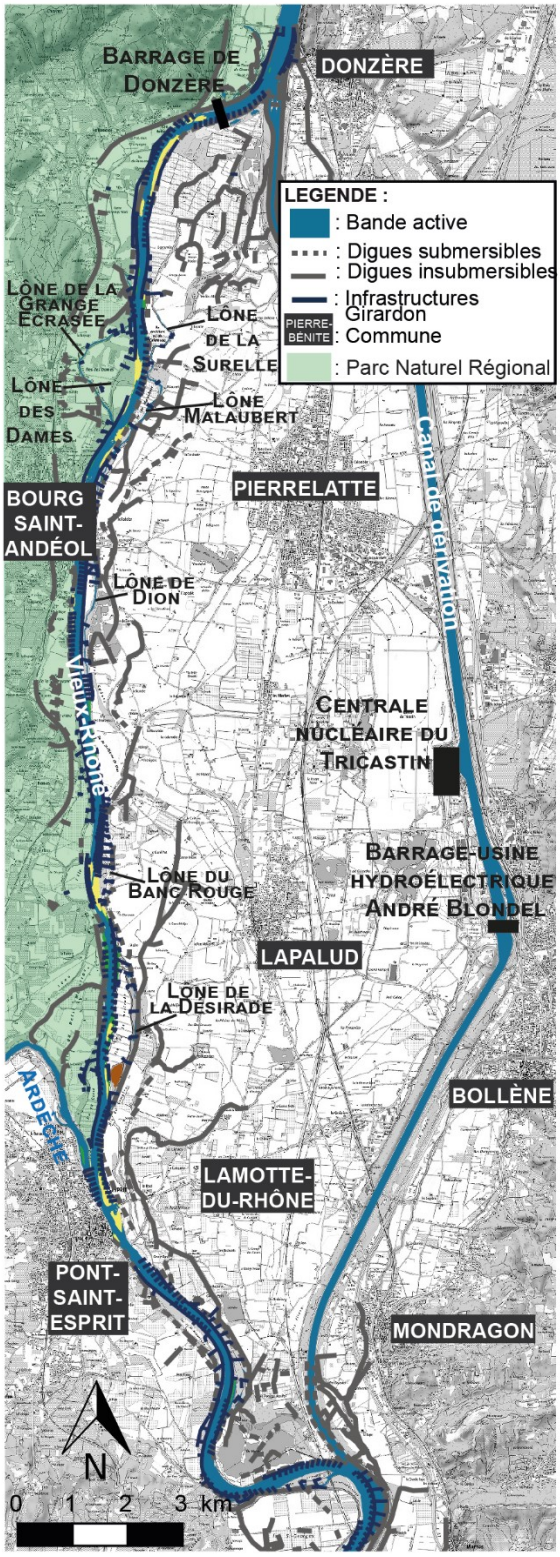


Figure 2.10 : Le Rhône court-circuité de Donzère-Mondragon.

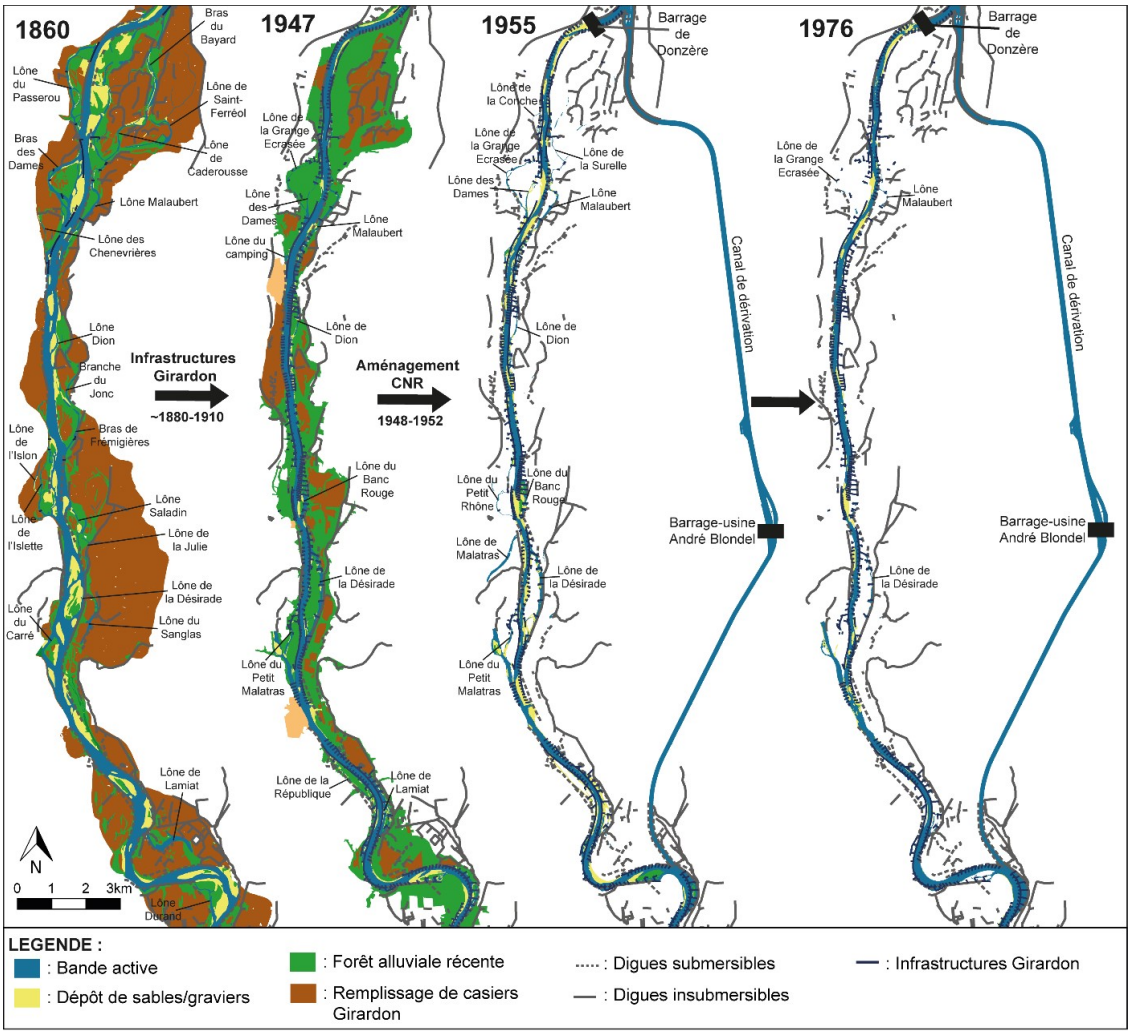


Figure 2.11 : Evolution du site de Donzère-Mondragon entre 1860 et 1976 (source : adapté de Tena et al., 2017 et Vauclin et al., 2020a).

Le secteur de Donzère-Mondragon a également été le lieu d'extractions de graviers par la CNR entre 1984 et 1998 : 162.10^3 m^3 an^{-1} de graviers ont été exportés en moyenne, ce qui représente un volume total de $2{,}2.10^6$ m^3 sur la période totale (Parrot, 2015). Additionnellement, ~70.10^3 m^3 an^{-1} de matériaux fins ont été extraits entre 1987 et 1998.

Des opérations de restauration ont été entreprises sur le RCC de Donzère-Mondragon à partir de 2001 et sont toujours en cours. La réhabilitation concerne sept lônes (Dion, Malatras, Surelle, Grange Ecrasée, Dames, Banc Rouge, Désirade) ainsi que d'autres éléments des marges alluviales (île Dion, casiers de l'Aure) (GRAIE, 2016 ; Fig. 2.11). Le débit réservé dans le Vieux Rhône a également été augmenté de 60 à 75 m^3 s^{-1} en 2014.

2.2. Couplage entre méthodes géophysiques et carottages

2.2.1. Enjeux et démarche

La section 1.3 de ce manuscrit a souligné l'intérêt des sédiments fluviaux comme archives des processus naturels et anthropogéniques le long d'un corridor fluvial. Une telle archive est collectée la plupart du temps sous forme de carotte sédimentaire, dont la caractérisation permet de retracer l'évolution de divers paramètres (e.g. granulométrie, teneur en matière organique, concentrations en divers contaminants) et des processus ou perturbations associés au cours du temps. Une carotte sédimentaire constitue donc un échantillon (relativement) continu d'un point de vue temporel, mais ponctuel d'un point de vue spatial. Or, un corridor fluvial est un milieu spatialement divers, tant longitudinalement (d'amont en aval) de par la géographie, les conditions météorologiques et hydrauliques variables, que latéralement, en fonction des dynamiques hydro-sédimentaires qui conduisent à une diversité d'environnements de dépôt aux fonctionnements spécifiques. Si la variabilité longitudinale ne peut être prise en compte qu'en multipliant les carottes sédimentaires le long du corridor, la variabilité latérale des dépôts sédimentaires fluviaux peut être efficacement appréhendée par la combinaison de carottages sédimentaires et de sondages géophysiques. En effet, les méthodes géophysiques présentent l'avantage de fournir des images du sous-sol et de ses structures sédimentaires de façon rapide et non-invasive. Il est ainsi possible d'investiguer efficacement des surfaces importantes, voire même de reconstruire des volumes correspondant à différents types de dépôts. L'intérêt et la mise en place du couplage de sondages géophysiques et de carottages sédimentaires, une méthodologie encore relativement peu utilisée, sont décrits dans l'article suivant.

2.2.2. Article 1 : « De l'intérêt de coupler méthodes géophysiques et carottages sédimentaires pour l'étude des sédiments fluviaux »

Sophia VAUCLIN[1], Brice MOURIER[1], Thierry WINIARSKI[1]

[1] Université de Lyon, CNRS - UMR 5023 Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés - ENTPE, 3 rue Maurice Audin, 69518 Vaulx-en-Velin, France

Article publié en 2019 dans Techniques, Sciences et Méthodes (TSM 11, pp. 33–49)

(DOI : https://doi.org/10.36904/tsm/201911033)

Résumé

Cet article vise à démontrer l'intérêt scientifique et opérationnel de coupler de façon systématique carottages et méthodes géophysiques pour l'étude et la gestion de sédiments fluviaux. Deux techniques géophysiques sont présentées car particulièrement adaptées au contexte fluvial : le radar géologique ou GPR (Ground Penetrating Radar) est fondé sur l'émission d'ondes électromagnétiques et permet d'obtenir une image des structures sédimentaires superficielles à terre ou en eau peu profonde, tandis que le sondeur de sédiment (ou Sub Bottom Profiler) est une méthode acoustique qui s'utilise en contexte aquatique uniquement, généralement dans des profondeurs d'eau plus importantes que le GPR. La mise en œuvre des méthodes géophysiques demande peu d'efforts logistiques et donne des informations sur la géométrie du sous-sol avec une très bonne résolution mais ne permet pas une caractérisation des sédiments. Les carottes sédimentaires –prélevées à terre ou en eau- peuvent être échantillonnées et analysées, ce qui permet une caractérisation des sédiments (granulométrie, chimie, teneur en matière organique, datation, etc.) ponctuelle dans l'espace. Les deux approches sont donc complémentaires et leur couplage permet d'étendre la caractérisation des carottes à l'ensemble des structures identifiées par les sondages géophysiques. Pour illustrer ce propos, la démarche est appliquée à un ouvrage hydraulique, où une combinaison de 5 profils GPR et 3 carottes sédimentaires suffit pour identifier et représenter en 3 dimensions l'ensemble des structures sédimentaires, déterminer la chronologie de remplissage de l'aménagement et calculer et localiser les volumes de sédiments plus ou moins pollués en polychlorobiphényles indicateurs (PCBi).

Mots-clés : Carotte sédimentaire, géophysique, radar géologique, sédiments, sondeur de sédiments.

Abstract

The aim of this paper is to prove that combining sediment cores and geophysical surveys is an optimal methodology when studying or managing alluvial sediments. Two geophysical methods are presented as they are especially relevant in a fluvial context: the Ground Penetrating Radar (GPR) is based on the emission of electromagnetic waves and provides a picture of the underground structures on land or under shallow water, while the Sub Bottom Profiler (SBP) is an acoustic method that can only be used underwater, typically at depths more important than for the GPR. Using the geophysical methods requires little effort in terms of logistics and provides information on the underground geometry with a good resolution but lacks in sediment characterization. Sediment cores –sampled either on the ground or underwater- can be analyzed at a high resolution and therefore provide multiple characterizations of the studied sediments (grain-size, geochemistry, organic matter content, sediment age, etc.); however, the information is only retrieved at a few points. Both approaches are therefore complementary, and their combination allows to expand the characterization of the sediment cores to the structures identified on the geophysical surveys. This procedure is applied to a hydraulic infrastructure, where a combination of 5 GPR surveys and 3 sediment cores is enough to identify and draw in 3 dimensions all the sediment structures, to determine the filling chronology of the infrastructure and to quantify and localize the volumes of sediments associated with different indicator polychlorinated biphenyls concentrations.

Keywords: Geophysics, Ground Penetrating Radar, sediments, sediment core, Sub Bottom Profiler.

2.2.3. Acquisition des sondages géophysiques

Lors d'un précédent programme de l'Observatoire des Sédiments du Rhône (OSR4 : 2015-2017), environ 30 km de sondages géophysiques ont été acquis sur les trois sites d'étude combinés, dont la majorité (27,6 km) au radar géophysique terrestre (GPR). Trente-quatre profils GPR d'une longueur de 9,8 km combinés ont été enregistrés sur le site de PBN, quatorze profils d'une longueur combinée de 6,8 km sur le site de PDR et douze profils d'une longueur combinée de 10,8 km sur le site de DZM (Fig. 2.12, tableau 2.2) (Winiarski et al., 2016 ; Winiarski et al., 2017a ; Winiarski et al., 2017b).

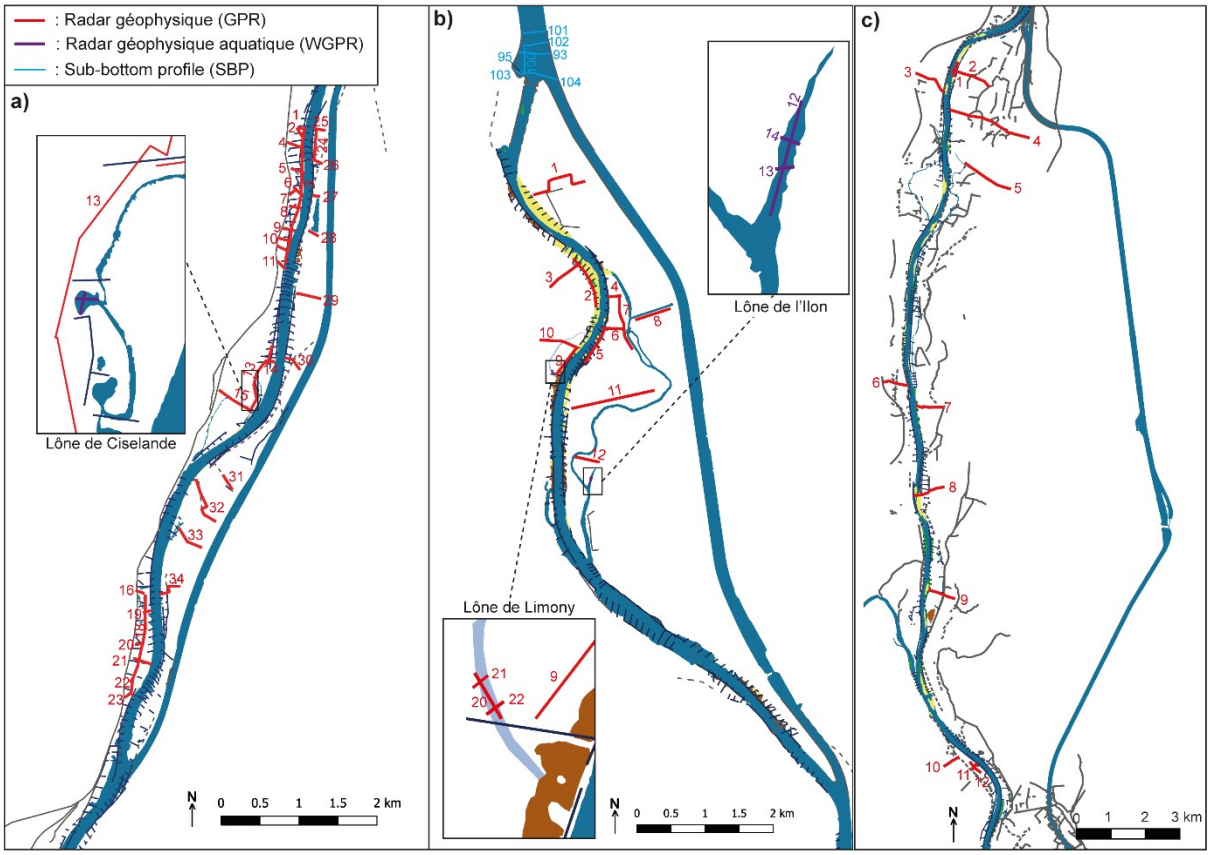


Figure 2.12 : Localisation de l'ensemble des sondages géophysiques (Ground Penetrating radar, Water Ground Penetrating radar et Sub-bottom Profiler) réalisés sur les trois zones d'étude. a) Pierre-Bénite (PBN) ; b) Péage-de-Roussillon (PDR) ; c) Donzère-Mondragon (DZM)

Ces sondages ont été acquis avec un système GSSI SIR 3000 (Geophysical Survey System Inc., Salem, USA), opéré à l'aide d'une antenne protégée à une fréquence de 200 MHz en mode monostatique. Le traitement des données a été réalisé à l'aide du logiciel GSSI Radan 7 : normalisation de la distance, décalage de temps statique (afin d'aligner l'arrivée de l'onde de sol directe à 0 ns), suppression du fond (afin d'éliminer les ondes de sol directes à haute amplitude) et migration de Kirchhoff. La vitesse de l'onde électromagnétique a été déterminée via deux procédures de « common midpoint » (CMP) à l'aide de deux antennes, au niveau des profils GPR 10 et 12 du site de PDR. La vitesse obtenue est de 0,11 m ns^{-1} et est comparables à d'autres vitesses mesurées dans ces types de dépôts sédimentaires à l'aide de la méthode CMP (Leclerc and Hickin, 1997 ; Neal, 2004 ; Mermillod-Blondin et al., 2015). Simultanément à la mesure GPR, des sondages topographiques à l'aide d'une station GPS Trimble ont été réalisés afin de localiser les profils géophysiques. Dans certains cas, les profils GPR ont été corrigés topographiquement grâce aux altitudes issues du modèle numérique de terrain (MNT) de la base de données « BDT Rhône » ou du LiDAR (Light Detection and Ranging) de la Compagnie Nationale du Rhône, tous deux obtenus via le programme de l'Observatoire des Sédiments du Rhône.

Cinq profils ont été réalisés au radar géophysique en milieu aquatique (WGPR) sur les lônes de Ciselande (PBN) et l'Ilon (PDR) (2 et 3 profils respectivement, cf. Fig. 2.12) en 2018-2019, dans le cadre de cette thèse et de l'OSR5 (2018-2020). Le même système (GSSI SIR 3000) a été utilisé, opéré avec une antenne 200 MHz et une antenne 400 MHz successivement. Les mêmes traitements des signaux ont été réalisés. La procédure CMP ne pouvant être réalisé en milieu aquatique, une vitesse d'onde de 0,076 m ns^{-1} a été utilisée pour calibrer les sondages, d'après Lin et al. (2009).

Sept profils d'une longueur combinée de ~2 km ont été réalisés au sub-bottom profiler (SBP) sur le réservoir du barrage de Saint-Pierre-de-Bœuf (PDR) où la hauteur d'eau ne permettait pas l'usage du WGPR (Fig. 2.12). Cependant, les images obtenues se sont avérées peu informatives et les résultats n'ont donc pas été exploités.

Tableau 2.2 : Longueur et types des sondages géophysiques acquis sur les trois zones d'étude.

Nom du profil	**Type de profil**	**Longueur (km)**
Pierre-Bénite (PBN)		
GPR_PBN_1	Ground Penetrating Radar	0.074
GPR_PBN_2	Ground Penetrating Radar	0.136
GPR_PBN_3	Ground Penetrating Radar	1.783
GPR_PBN_4	Ground Penetrating Radar	0.194
GPR_PBN_5	Ground Penetrating Radar	0.151
GPR_PBN_6	Ground Penetrating Radar	0.129
GPR_PBN_7	Ground Penetrating Radar	0.09
GPR_PBN_8	Ground Penetrating Radar	0.13
GPR_PBN_9	Ground Penetrating Radar	0.124
GPR_PBN_10	Ground Penetrating Radar	0.14
GPR_PBN_11	Ground Penetrating Radar	0.137
GPR_PBN_12	Ground Penetrating Radar	0.113
GPR_PBN_13	Ground Penetrating Radar	0.966
GPR_PBN_14	Ground Penetrating Radar	0.12
GPR_PBN_15	Ground Penetrating Radar	0.483
GPR_PBN_16	Ground Penetrating Radar	0.086
GPR_PBN_17	Ground Penetrating Radar	0.04

GPR_PBN_18	Ground Penetrating Radar	1.393
GPR_PBN_19	Ground Penetrating Radar	0.073
GPR_PBN_20	Ground Penetrating Radar	0.085
GPR_PBN_21	Ground Penetrating Radar	0.217
GPR_PBN_22	Ground Penetrating Radar	0.065
GPR_PBN_23	Ground Penetrating Radar	0.038
GPR_PBN_24	Ground Penetrating Radar	0.4
GPR_PBN_25	Ground Penetrating Radar	0.125
GPR_PBN_26	Ground Penetrating Radar	0.114
GPR_PBN_27	Ground Penetrating Radar	0.06
GPR_PBN_28	Ground Penetrating Radar	0.122
GPR_PBN_29	Ground Penetrating Radar	0.295
GPR_PBN_30	Ground Penetrating Radar	0.233
GPR_PBN_31	Ground Penetrating Radar	0.198
GPR_PBN_32	Ground Penetrating Radar	0.702
GPR_PBN_33	Ground Penetrating Radar	0.381
GPR_PBN_34	Ground Penetrating Radar	0.346
WGPR_PBN_Ciseland 003	Water Ground Penetrating Radar	0.035
WGPR_PBN_ Ciseland 004	Water Ground Penetrating Radar	0.028
TOTAL PBN		**9.806**
Péage-de-Roussillon (PDR)		
GPR_PDR_1	Ground Penetrating Radar	0.952
GPR_PDR_2	Ground Penetrating Radar	0.735
GPR_PDR_3	Ground Penetrating Radar	0.456
GPR_PDR_4	Ground Penetrating Radar	0.151
GPR_PDR_5	Ground Penetrating Radar	0.511
GPR_PDR_6	Ground Penetrating Radar	0.247
GPR_PDR_7	Ground Penetrating Radar	0.77
GPR_PDR_8	Ground Penetrating Radar	0.472
GPR_PDR_9	Ground Penetrating Radar	0.462

GPR_PDR_10	Ground Penetrating Radar	0.517
GPR_PDR_11	Ground Penetrating Radar	1.139
GPR_PDR_12	Ground Penetrating Radar	0.313
WGPR_PDR_12	Water Ground Penetrating Radar	0.140
WGPR_PDR_13	Water Ground Penetrating Radar	0.025
WGPR_PDR_14	Water Ground Penetrating Radar	0.025
GPR_PDR_20	Ground Penetrating Radar	0.035
GPR_PDR_21	Ground Penetrating Radar	0.012
GPR_PDR_22	Ground Penetrating Radar	0.014
SBP_PDR_93	Sub-bottom profiler	0.428
SBP_PDR_95	Sub-bottom profiler	0.06
SBP_PDR_100	Sub-bottom profiler	0.337
SBP_PDR_101	Sub-bottom profiler	0.319
SBP_PDR_102	Sub-bottom profiler	0.332
SBP_PDR_103	Sub-bottom profiler	0.084
SBP_PDR_104	Sub-bottom profiler	0.414
TOTAL PDR		**8.95**
Donzère-Mondragon (DZM)		
GPR_DZM_1	Ground Penetrating Radar	0.392
GPR_DZM_2	Ground Penetrating Radar	1.19
GPR_DZM_3	Ground Penetrating Radar	1.028
GPR_DZM_4	Ground Penetrating Radar	2.548
GPR_DZM_5	Ground Penetrating Radar	1.528
GPR_DZM_6	Ground Penetrating Radar	0.679
GPR_DZM_7	Ground Penetrating Radar	0.794
GPR_DZM_8	Ground Penetrating Radar	0.902
GPR_DZM_9	Ground Penetrating Radar	0.759
GPR_DZM_10	Ground Penetrating Radar	0.469
GPR_DZM_11	Ground Penetrating Radar	0.405
GPR_DZM_12	Ground Penetrating Radar	0.153

TOTAL		**10.847**

2.2.4. Prélèvement des carottes sédimentaires et analyses granulométriques

Vingt-quatre carottes sédimentaires ont été étudiées dans le cadre de cette thèse, dont six sur la zone de PBN, treize sur la zone de PDR et cinq sur la zone de DZM (tableau 2.3). Toutes sont situées le long d'un sondage géophysique (Fig. 2.13), leurs positions ayant été déterminées après une analyse rapide des profils obtenus afin que les carottes traversent des structures sédimentaires représentatives. Le choix des sites de prélèvement et la stratégie d'échantillonnage est décrit plus en détail pour chacune des carottes dans Vauclin et al. (2020a, Accepted ; sections 3.2.2. et 4.1.2 respectivement) et le lecteur est donc invité à s'y référer pour plus de détails.

Les carottes terrestres ont été prélevées à l'aide d'un carottier à percussion Cobra TT alimenté par un moteur à essence et équipé d'une gouge fermée associée à un liner en PVC transparent d'un diamètre de 40 mm. Pour les carottes d'une longueur supérieure à 1 m, plusieurs sections de 1 m ont été extraites successivement, en utilisant jusqu'à trois tiges de 1 m de long. Les carottes prélevées en milieu aquatique ont été extraites à l'aide d'un carottier manuel UWITEC® (Uwitec, Mondsee, Autriche) équipé d'un liner en PVC transparent de 2 m de long et de 63 ou 90 mm de diamètre. Les carottes ont été prélevées en une seule section à partir d'une plateforme flottante de 10 m² (PBN-2002) ou d'une embarcation motorisée (toutes les autres carottes aquatiques). Une fois le carottier en contact avec le fond, il a été enfoncé à la main à l'aide d'une tige télescopique et par martelage (hammer action UWITEC ©) jusqu'à la profondeur de refus.

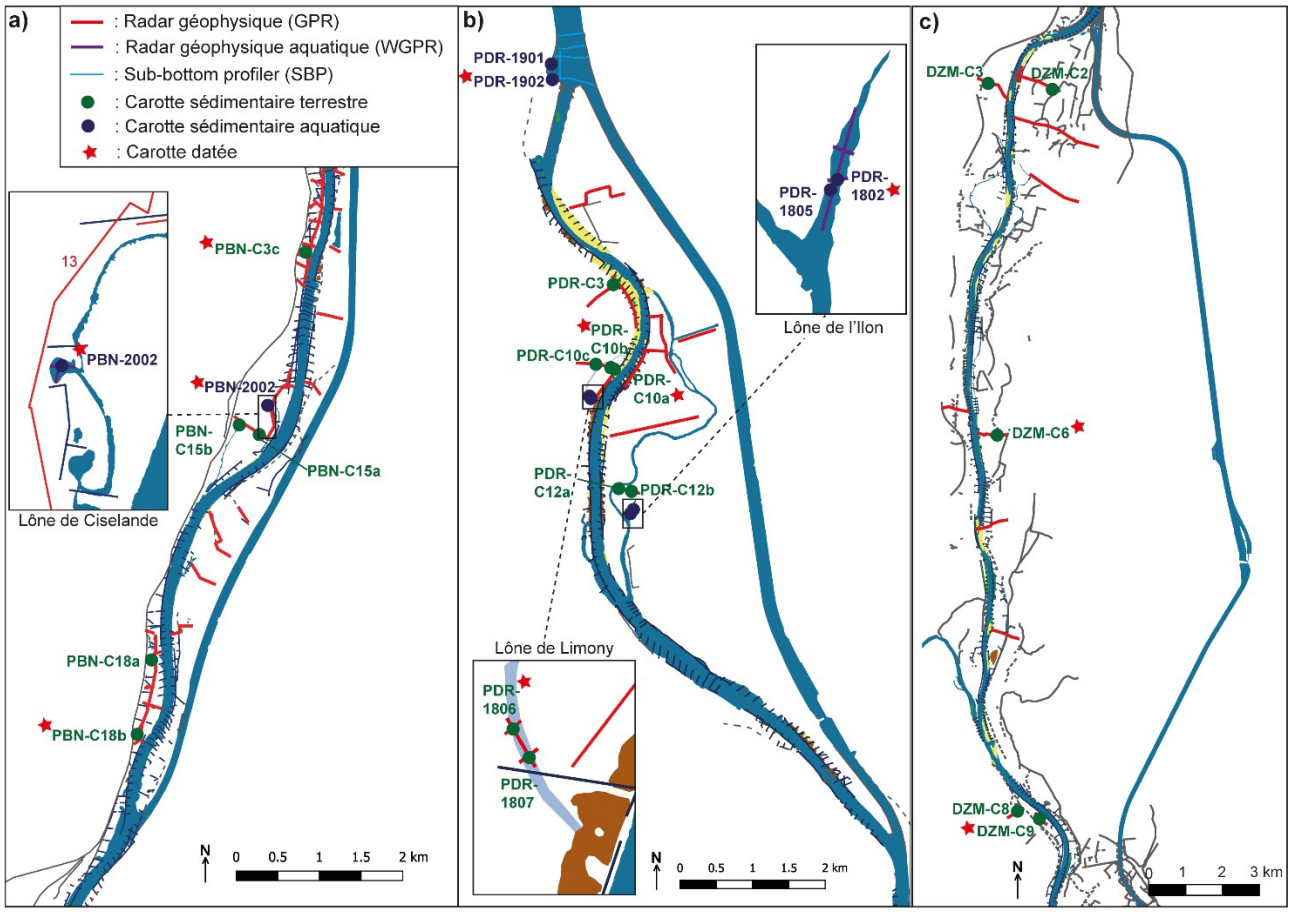


Figure 2.13 : Localisation de l'ensemble des carottes sédimentaires prélevées sur les trois zones d'étude. a) Pierre-Bénite (PBN) ; b) Péage-de-Roussillon (PDR) ; c) Donzère-Mondragon (DZM).

Tableau 2.3 : Longueur, coordonnées et types d'environnement de dépôt des carottes sédimentaires prélevées sur les trois zones d'étude. Les lignes en gras indiquent les carottes choisies pour une caractérisation plus poussée (matière organique, contaminants organiques, datation).

Nom de la carotte	Type de carotte	Environnement de dépôt	Diamètre (mm)	Longueur (cm)	Profondeur (cm)	Taux de compaction	Coordonnée X (WGS 84)	Coordonnée Y (WGS 84)
Pierre-Bénite (PBN)								
PBN-C3c	**Terrestre**	**Plaine d'inondation**	**40**	**58**	**74**	**21.6%**	**4,83121**	**45,67136**
PBN-C15a	Terrestre	Plaine d'inondation	40	79	90	12%	4,82330	45,65141
PBN-C15b	Terrestre	Plaine d'inondation	40	53	70	24%	4,82020	45,65253
PBN-C18a	Terrestre	Plaine d'inondation	40	135	166	18.5%	4,80564	45,62688
PBN-C18b	**Terrestre**	**Plaine d'inondation**	**40**	**124**	**132**	**6%**	**4,80314**	**45,61873**
PBN-2002	**Aquatique**	**Lône semi-active**	**63**	**110**	**176**	**37,5%**	**4,824724**	**45,654604**

Péage-de-Roussillon (PDR)								
PDR-C10a	**Terrestre**	**Plaine d'inondation**	**40**	**111**	**137**	**19%**	**4,764403**	**45,347886**
PDR-C10b	**Terrestre**	**Plaine d'inondation**	**40**	**158**	**180**	**12%**	**4,763822**	**45,348081**
PDR-C10c	Terrestre	Plaine d'inondation	40	269	315	15%	4,761375	45,348513
PDR-C12a	Terrestre	Plaine d'inondation	40	187	215	13%	4,764681	45,333950
PDR-C12b	Terrestre	Plaine d'inondation	40	266	308	14%	4,766777	45,333595
PDR-C3	Terrestre	Plaine d'inondation	40	264	280	5.7%	4,764539	45,357756
PDR-1802	**Aquatique**	**Lône active**	**90**	**94**	**/**	**/**	**4,76651**	**45,33100**
PDR-1805	Aquatique	Lône active	90	57	/	/	4,76651	45,33096
PDR-1806a	**Terrestre**	**Lône semi-active**	**90**	**82**	**/**	**/**	**4,760209**	**45,344806**
PDR-1806b	**Terrestre**	**Lône semi-active**	**90**	**74.5**	**/**	**/**	**4,760209**	**45,344806**
PDR-1807	Terrestre	Lône semi-active	90	78.6	/	/	4,760412	45,344538
PDR-1901	Aquatique	Réservoir de barrage	90	72	/	/	4,7551429	45,3836407
PDR-1902	**Aquatique**	**Réservoir de barrage**	**90**	**104**	**/**	**/**	**4,7552535**	**45,3821711**
Donzère-Mondragon (DZM)								
DZM-C2	Terrestre	Plaine d'inondation	40	90	107	16%	4,67905	44,42466
DZM-C3	Terrestre	Plaine d'inondation	40	292	315	7%	4,65647	44,33723
DZM-C6	**Terrestre**	**Plaine d'inondation**	**40**	**264**	**297**	**11%**	**4,65701**	**44,33723**
DZM-C8	Terrestre	Plaine d'inondation	40	200	200	0%	4,66140	44,24174
DZM-C9	**Terrestre**	**Plaine d'inondation**	**40**	**152**	**164**	**7%**	**4,66904**	**44,23967**

Sur l'ensemble des vingt-quatre carottes, des analyses granulométriques ont été effectuées tous les 0,5 à 4 cm, en s'assurant que pour chaque échantillon analysé en éléments métalliques, contaminants organiques, carbone organique total (cf. section 2.3.3) ou datation (cf. section 2.4),

une mesure granulométrique ait été effectuée à la profondeur correspondante. Les mesures ont été réalisées au LEHNA-IPE à l'aide d'un granulomètre Mastersizer 2000© (Malvern Panalytical) équipé d'une unité de dispersion par voie liquide hydro SM. La même procédure opératoire normalisée (SOP pour Standard Operating Procedure) a été utilisée pour l'ensemble des échantillons issus des différentes carottes sédimentaires. Le SOP en question comprend trois mesures successives avec ultrasons pour un échantillon donné, qui sont moyennées pour obtenir la mesure finale. Les statistiques granulométriques (D50, D10, D90, modes, etc.) ont été calculées à l'aide de la procédure Gradistat (Blott et Pye, 2001).

2.3. Contaminants étudiés et méthodes analytiques

Les types de contaminants étudiés dans le cadre de ce travail ont été choisis sur la base de plusieurs critères :

- Les activités et industries présentes sur le bassin versant du Rhône ont été prises en compte. En effet, les nombreuses mines, fonderies et aciéries particulièrement présentes dans les vallées du Gier, de l'Azergues (Rhône médian) ou de l'Ardèche (Bas-Rhône) sont responsable d'apports anthropogéniques d'éléments traces métalliques (e.g., Cu, Zn, Pb, Cd) dans les hydrosystèmes. Les vignobles présents sur les coteaux du Rhône médian peuvent également contribuer à des apports en cuivre via l'utilisation de fongicides. Il a donc été jugé pertinent de s'intéresser aux niveaux d'éléments métalliques dans les sédiments du Rhône. Les industries chimiques, pétrochimiques et pharmaceutiques sont également très présentes sur le bassin versant, en particulier dans la Vallée de la Chimie située directement au Sud de Lyon. L'étude de contaminants organiques d'origine purement anthropique et potentiellement produits par ce type d'activités s'imposait donc. Les PCBs, en particulier, ont été à l'origine d'une pollution importante et très médiatisée sur l'ensemble du bassin du Rhône dans les années 1990-2000. En contraste, d'autres contaminants organiques dont les retardateurs de flamme bromés ont été remarquablement peu étudiés et quantifiés sur ce fleuve, bien qu'ils interviennent largement dans les industries précédemment citées, raison pour laquelle ils ont également été investigués dans ce travail.

- La toxicité des contaminants, tant pour l'homme que pour les écosystèmes, a également renforcé le choix des molécules étudiées. Les contaminants choisis —en particulier les PCBs— ont attiré l'attention de la communauté scientifique et des pouvoirs publiques par la diversité de leurs effets toxiques et leur importante persistance dans les organismes et les milieux naturels, qui en font un enjeux sanitaire majeur.

- La thèse fait partie de programmes de recherche ayant mis en place des suivis de certaines molécules, qui ce qui a orienté le choix des contaminants afin de s'inscrire dans la continuité de ces travaux. C'est le cas des éléments métalliques, par exemple, qui ont été régulièrement étudiés par l'Observatoire des Sédiments du Rhône (OSR) dans le cadre du suivi des matières en suspension.

2.3.1. Eléments métalliques : définition, origines et tendances temporelles

Sept éléments métalliques ont été étudiés dans le cadre de ce travail : le plomb (Pb), le zinc (Zn), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni) et l'aluminium (Al). Pb, Zn, Cd, Cr, Cu et Ni sont des éléments traces, présents naturellement à de faibles concentrations (moins de 0,1%) dans la croûte terrestre. Ils sont également souvent qualifiés de métaux lourds, ayant une densité supérieure à 5. Al est quant à lui le métal le plus abondant naturellement dans l'écorce terrestre. Il est souvent considéré comme un élément conservatif car peu réactif et peu influencé par les apports anthropiques, et est donc couramment utilisé pour normaliser les concentrations des autres éléments métalliques lorsque mesurés sur une matrice sédimentaire i.e. pour effacer les effets granulométriques et minéralogiques (Ho et al., 2012).

Certains de ces éléments métalliques sont exploités depuis plusieurs millénaires : le plomb, en particulier, a été largement extrait depuis l'époque romaine. Cependant, l'industrialisation des techniques d'extraction à partir du 20ème siècle a provoqué une nette accélération de leur production, consommation et rejet dans l'environnement (Nriagu, 1990). Les apports anthropiques de ces métaux dans l'environnement excèdent donc largement leurs apports naturels (e.g. par érosion, éruptions volcaniques, feux de forêts), c'est pourquoi ils sont souvent considérés comme des contaminants. Tous les éléments métalliques étudiés sont toxiques au-delà d'une certaine concentration et font par conséquent l'objet de réglementations relatives à leurs émissions dans l'environnement (arrêté du 2 février 1998 relatif aux installations classées pour la protection de l'environnement) ou à leurs teneurs dans les denrées alimentaires (règlement CE 1881/2006). Pb et Cd sont particulièrement encadrés, étant toxiques même à très faible dose. Le plomb provoque des dommages cognitifs et rénaux, en particulier chez le fœtus et l'enfant, et est soupçonné de favoriser les tumeurs rénales à forte dose. Le cadmium est à l'origine de troubles hépatiques et rénaux, interagit avec le calcium osseux provoquant des fractures et déformations (maladie Itai Itai) et est un cancérigène reconnu par le Centre International de Recherche pour le Cancer (CIRC), provoquant en particulier des tumeurs pulmonaires. Cr, Cu et Ni sont pour leur part des éléments nécessaires à très faible dose et sous certaines formes pour le bon fonctionnement de l'organisme humain, mais restent toxiques au-delà d'une certaine concentration ou en fonction de leur spéciation. Le chrome trivalent (Cr III), par exemple, intervient dans le métabolisme glucidique, mais le chrome hexavalent (Cr IV) est un cancérigène avéré. Le nickel est essentiel au bon fonctionnement des organismes végétaux et animaux en faible quantité et sous ses formes assimilables, mais est fortement allergisant et existe sous des formes toxiques telles que le nickel tétra-carbonyle (cancérigène). Le cuivre intervient quant à lui dans de très nombreux processus du corps humain (systèmes

immunitaire, nerveux et reproductif, appareil cardio-vasculaire, croissance, etc.) mais est également à l'origine de stress oxydatif et est donc nocif à très fortes doses (dommages rénaux et hépatiques) ou suite à une exposition chronique (troubles gastro-intestinaux et reproductifs).

Les deux principales sources de rejets de métaux dans l'environnement sont les secteurs miniers (rejet de résidus dans les hydrosystèmes et de poussières enrichies en métaux dans l'atmosphère) et métallurgiques (rejets dans l'atmosphère du fait des procédés de raffinage à haute température) (Callender, 2003). La pollution aux métaux lourds est également largement diffuse, pouvant dériver de la combustion de carburants fossiles, l'incinération de déchets ménagers, la production de ciment et l'extraction de phosphates (pollutions atmosphériques), ou encore du déversement de boues d'épuration, de rejets d'eaux usées et de l'utilisation intensive d'engrais et de pesticides (pollution des environnements terrestres et aquatiques) (Nriagu et Pacyna, 1988). Par conséquent, des concentrations importantes en métaux lourds —Cd, Cu, Pb et Zn en particulier— sont souvent indicatrices d'une pollution urbaine diffuse (Wilcke et al., 1998 ; Madrid et al., 2002 ; Imperato et al., 2003 ; Lu et al., 2003).

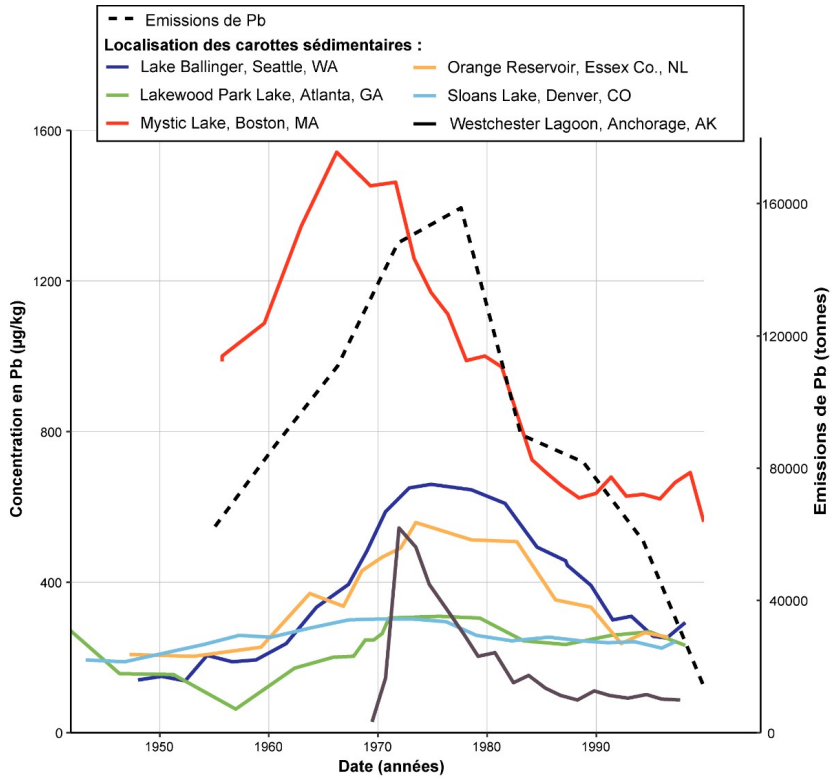


Figure 2.14 : Tendances temporelles des concentrations en plomb dans des carottes sédimentaires prélevées dans des réservoirs urbains aux Etats-Unis et émissions atmosphériques de plomb en Europe entre 1955 et 2000 (tonnes/an). Source : Callender, 2003 (carottes sédimentaires), Pacyna et al. 2007 (émissions)

Leur diffusion dans l'environnement étant ancienne, les éléments métalliques ont été parmi les premiers contaminants d'origine anthropique à susciter l'attention de la communauté

scientifique (e.g. Patterson et Settle, 1987) ; ils sont d'ailleurs souvent qualifiés de contaminants historiques. Par conséquent, la temporalité de leurs émissions est relativement bien connue, et les tendances temporelles de leur diffusion ont pu être reconstruites dans diverses régions du globe d'après des archives sédimentaires. Les émissions de Pb, Zn et Cu à l'échelle globale, par exemple, ont culminé dans les années 1970 pour ensuite diminuer à partir des années 1980 (Fig. 2.14 ; Pacyna et al., 2007), tandis que les émissions de Ni ou Cr ont continué à augmenter dans les années 1980.

Plusieurs carottes sédimentaires provenant de lacs et plans d'eau américains ont enregistré un pic de contamination au plomb dans les années 1975, avant une diminution marquée des contaminations (Fig. 2.14. ; Callender, 2003). La tendance enregistrée dans les sédiments suit donc celle des émissions atmosphériques, et est certainement liée à l'interdiction du plomb dans l'essence, mise en place en 1975 aux Etats-Unis. En Europe, les tendances temporelles de contamination au plomb sont plus variables, avec des pics de contamination entre 1950 et 1970 selon les fleuves (Meybeck et al., 2007 ; Ferrand et al., 2012 ; Grosbois et al., 2012, Dendievel et al. 2020a), ce qui illustre l'intérêt de s'appuyer sur des archives sédimentaires pour déterminer les tendances de contamination aquatiques locales. En effet, la plupart des éléments métalliques présentent de nombreuses sources d'émission et des fonds géochimiques spatialement variables. Leurs tendances temporelles sont donc fortement dépendantes du contexte géologique et anthropique local.

2.3.2. Contaminants organiques : définition, origines et tendances temporelles

2.3.2.1. Polychlorobiphényles

Les polychlorobiphényles (PCBs) sont une famille de composés aromatiques organochlorés, dont la formule générale s'écrit $C_{12}H_{(10-x)}Cl_x$ avec $1 \leq x \leq 10$ (Fig. 2.15). Il en existe 209 congénères selon le nombre et la position des atomes de chlore sur les noyaux aromatiques.

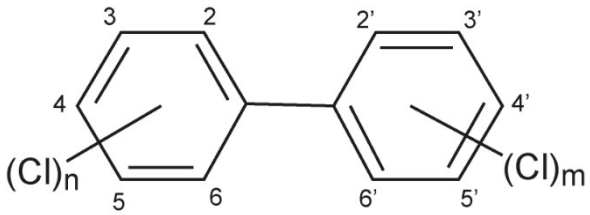


Figure 2.15 : Structure des polychlorobiphényles, avec 1≤m+n≤10

Les PCBs sont des polluants organiques persistants (POPs) tels que définis dans la convention de Stockholm (établie en 2004, cf. Stockholm Convention, 2018) : persistants, bioaccumulables, toxiques

et mobiles. Ils sont peu solubles dans l'eau et s'accumulent donc préférentiellement dans les sédiments ou les tissus gras des organismes au sein des hydrosystèmes. Leurs demi-vies sont de l'ordre de quelques années dans le corps humain (e.g. 3-4 ans pour le PCB-138 et 7-9 ans pour les PCBs 153 et 180, Grandjean et al., 2008), mais de plusieurs dizaines d'années dans les sols et sédiments (e.g. ~10 ans pour les PCB 52, 77, 101, 105, 126, ~40 ans pour le PCB 180 ; Sinkkonen et Paasivirta, 2000). Ces composés sont globalement nocifs pour les organismes mais leur niveau de toxicité varie selon les congénères, en fonction de la structure (coplanaire ou non) et du nombre d'atomes chlorés. Les douze congénères de PCBs les plus toxiques sont dits « dioxin-like » car leur mécanisme d'action sur les organismes est analogue à celui d'une autre famille de POP chlorés, les dioxines. Leur toxicité peut alors être quantifiée par comparaison à la dioxine la plus toxique (TCDD : 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzodioxine), en utilisant le facteur d'équivalence toxique (TEF) tel que TEF(TCDD) = 1. La forte toxicité des molécules « dioxin-like » s'explique par leur coplanarité qui leur confère une capacité à se lier aux récepteurs cellulaires AH (Aryl Hydrocarbon). Présents chez tous les organismes vertébrés, ces récepteurs interviennent dans la fabrication d'enzymes participant au métabolisme des xénobiotiques et à l'expression de plus d'une centaine de gènes. Leur activation par des contaminants « dioxin-like » se traduit donc potentiellement par des perturbations endocrines et immunologiques, la promotion de tumeurs ainsi que des troubles du développement chez les descendants (Schecter, 2013). Les PCBs non « dioxin-like » ont également démontré de nombreux effets neurotoxiques et reprotoxiques (perturbation endocrine). Les mécanismes sont moins bien connus mais vraisemblablement liés à l'interférences de ces molécules non-coplanaires dans les voies de transduction des signaux neurologiques et à leur action sur les stéroïdes et récepteurs hormonaux (Thomas, 2008).

Les PCBs ont été synthétisés pour la première fois en 1881 mais ont été produits et utilisés de façon industrielle à partir des années 1930 (Tanabe, 1988) pour leurs propriétés physico-chimiques : stables, peu inflammables, isolants électriques, lubrifiants, etc. On en trouve ainsi dans les transformateurs électriques et condensateurs, huiles de coupe, fluides hydrauliques, mais aussi dans le domaine de la construction comme isolants, imperméabilisants, résines, vernis, ainsi que comme adjuvants dans des produits phytosanitaires (Amiard et al., 2016). Un à deux millions de tonnes de PCBs ont été produites dans le monde entre ~1930 et 1980 sous différents mélanges de congénères correspondant à différentes appellations (Aroclor, Pyralène, Phénoclor, etc.). En France, le principal producteur de PCBs (Prodelec) en a fabriqué environ 135 000 tonnes entre 1930 et 1984 (Breivik et al., 2007).

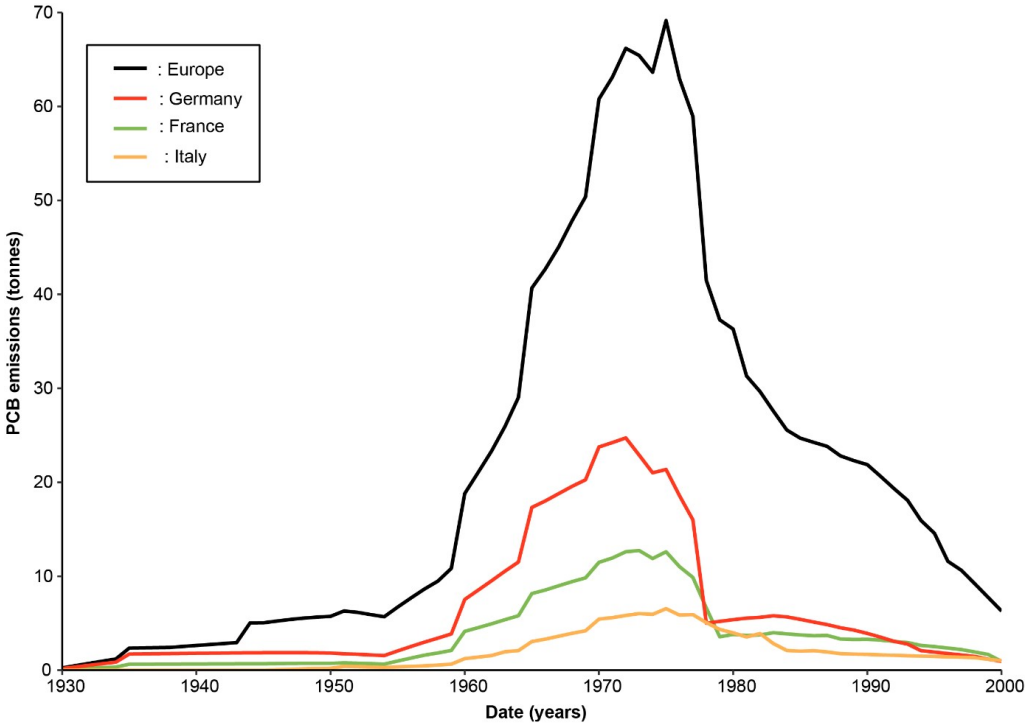


Figure 2.16 : Emissions de PCBs (Σ22PCB) en Europe, Allemagne, France et Italie entre 1930 et 2000. Source : Breivik et al., 2002a.

Les préoccupations environnementales et de santé liées aux PCBs ont débuté dans les années 1970 (Jensen, 1972) et ont entraîné une série de mesures de limitation d'usage et d'interdiction à l'échelle globale. En France, ils ont été interdits dans les usages « ouverts » (e.g. peintures, encres) en 1975. En 1987, l'interdiction s'est étendue à la vente, l'acquisition ou la mise sur le marché d'appareils ou de produits contenant plus de 0,005% de PCBs en poids. Dans le cas du Rhône, la découverte d'une contamination importante en PCBs dans les sédiments et le biota a conduit en 2007 à la mise en place d'une interdiction de consommer et commercialiser les poissons pêchés dans le fleuve. A la même période, une limite de concentration en PCBs indicateurs au-dessus de laquelle le rejet dans le fleuve des sédiments remobilisés est interdite a été fixée à 60 µg kg^{-1} (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin Rhône Méditerranée Corse 2010-2015, publié en 2009), valeur très couramment dépassée dans les sédiments des études existantes sur le corridor (e.g., Desmet et al., 2012 ; Mourier et al., 2014). Des réglementations concernant les teneurs maximales de PCBs autorisées dans les denrées alimentaires ont également été mises en place par l'Union Européenne à partir de 2006. Ces mesures ont conduit à une nette diminution des émissions de PCBs dans les pays industrialisés (dès 1975 en Europe et en France, cf. figure 2.16), mais du fait de leur persistance, des teneurs significatives ont pu être mesurées jusque dans les années 1990, voire 2000 dans certains hydrosystèmes dont le Rhône (Desmet et al., 2012 ; Mourier et al., 2014 ; Dendievel et al., 2020b) et la Seine (Lorgeoux et al., 2016, Ayrault et al., 2019 ; Dendievel et al.,

2020b). Sept congénères de PCB ont été définis comme PCBs indicateurs (PCBi) par l'EPA-USA (Environmental Protection Agency - USA) en 1976 et repris par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) en 1980 (Amiard, 2016). Ces congénères sont représentatifs des mélanges techniques industriels et particulièrement rémanents dans la chaîne alimentaire, mais pas nécessairement les plus toxiques (un seul est « dioxin-like »). Leur somme (Σ7PCBi) est communément utilisée pour la définition de normes et/ou seuils écotoxicologiques telles que les TEC/PEC (Threshold Effect Concentration/Probable Effect Concentration, MacDonald et al., 2000).

2.3.2.2. Retardateurs de flammes bromés

Les polybromodiphényléthers (PBDEs) sont une famille de composés aromatiques organobromés, dont la formule générale s'écrit $C_{12}H_{(10-x)}Br_xO$ avec $1 \leq x \leq 10$ (Fig. 2.17); il en existe 209 congénères. Ils ont été principalement commercialisés à travers trois mélanges de congénères (ANSES, 2017) :

- Penta-mix (parfois désigné par PeBDE, penta-BDE ou mélange DE-71) : mélange composé à 50-60% de pentaBDE, 20-40% de tétraBDE et 4-12% d'hexaBDE. Les congénères caractéristiques du mélange sont les BDE-47 et BDE-99 (La Guardia et al., 2006).
- Octa-mix (parfois désigné par OBDE) : mélange composé principalement d'OctaBDE (~30%) et d'heptaBDE (~45%). Les congénères caractéristiques du mélange sont le BDE-183, le BDE-197 et le BDE 207 (le BDE-209 est également majoritaire dans une des formulations du mélange) (La Guardia et al., 2006).
- Déca-mix (parfois désigné par DBDE) : mélange quasi-exclusivement composé du congénère BDE-209 (ou décaBDE)

Les polybromobiphényles (PBBs) constituent une autre famille de composés aromatiques organobromés dont la formule générale s'écrit $C_{12}H_{(10-x)}Br_x$ avec $1 \leq x \leq 10$ (Fig. 2.17). Il en existe théoriquement 209 congénères, mais seulement quelques dizaines ont été synthétisés et étudiés. Les mélanges commerciaux sont majoritairement composés d'hexa-, octa- et décabromobiphényles.

L'hexabromocyclododécane (HBCDD) est un composé organobromé, de formule $C_{12}H_{18}Br_6$. Il en existe seize diastéréoisomères en théorie, mais trois ont été principalement synthétisés (α-, β- et γ-HBCDD). Les mélanges de HBCDDs commercialisés contiennent généralement entre 70 et 95% de γ-HBCDD et entre 3 et 30% de α-HBCDD et β-HBCDD confondus (ANSES, 2017).

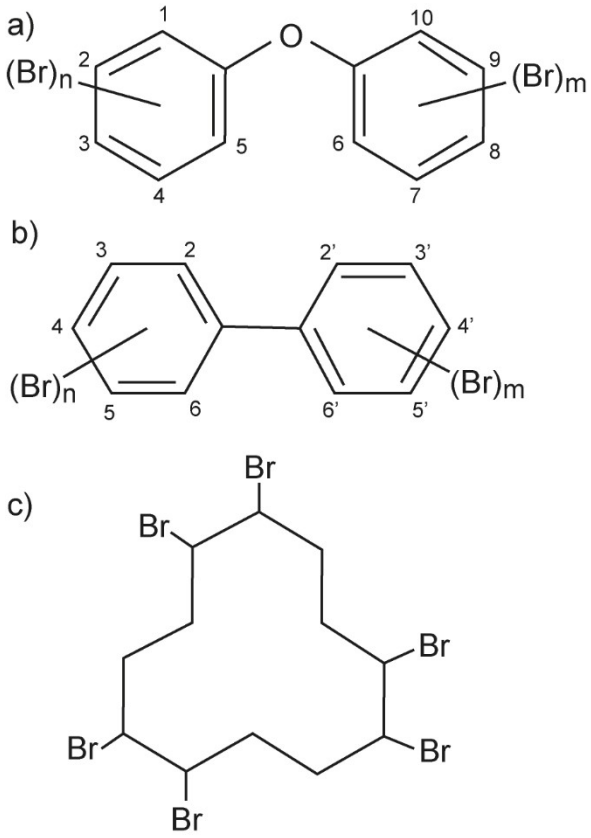


Figure 2.17 : Structure des retardateurs de flamme bromés historiques étudiés ; a) Polybromodiphényléthers, avec 1≤m+n≤10 ; b) Polybromobiphényles, avec 1≤m+n≤10 ; c) Hexabromocyclododécane.

Ces trois types de composés appartiennent à la famille des retardateurs de flammes bromés (RFBs) et ont été utilisés à partir des années 1960 (HBCDDs) et 1970 (PBDEs et PBBs) comme retardateurs de flammes dans diverses applications industrielles : électrique/électronique, transports, ameublement, textile, construction, etc. Ils sont persistants dans l'environnement et bioaccumulables chez les organismes terrestres et aquatiques. Les molécules étudiées ont montré une faible toxicité aigüe mais une toxicité chronique plus significative, avec notamment des impacts sur la morphologie du foie et des reins. Les PBBs —et possiblement les PBDEs— ont également des effets cancérigènes et sont suspectés d'être neurotoxiques et de perturber les systèmes immunitaires et endocriniens (Darnerud, 2003). Du fait de leur synthèse plus tardive et de leur plus faible toxicité en comparaison avec d'autres contaminants anthropiques (tels que les composés aromatiques chlorés), les retardateurs de flammes bromés ont été moins étudiés et ont été classifiés tardivement et partiellement en tant que polluants organiques persistants par la convention de Stockholm (tétra- et penta-BDE : 2009 ; HBCD et hexa-BB : 2013 ; hexa- et hepta-BDE : 2014 ; déca-BDE : 2017 avec des exemptions spécifiques). Ils sont listés dans l'annexe A : interdits d'usage et de production dans les pays signataires. Leur production et usage a cependant décliné bien plus tôt dans la majorité des pays développés. Les PBBs, par exemple, n'ont été produits que dans les années 1976

aux États-Unis, jusqu'en 1977 et ~1985 au Royaume-Uni et en Allemagne respectivement, et jusque dans les années 2000 en France (IARC, 2015). De même, l'usage des principaux mélanges de PBDEs (penta- et octa-mix) dans l'industrie électrique et électronique a été interdit dès 2002 par l'Union Européenne (2002/95/CE, appliquée depuis juillet 2006 en France) ce qui a considérablement réduit les émissions. Le déca-mix, initialement exempté par la réglementation européenne, a également été interdit dans les applications électriques à partir de 2008. Les pics de production et de consommation des PBDEs sont estimés entre 1995 et 2005 en Europe et au niveau mondial, et leur consommation est quasi-nulle en Europe depuis les années 2000 et 2010 pour l'octa-mix et le déca-mix respectivement (Abbasi et al., 2019, cf. figure 2.18). Les HBCDDs ont été majoritairement utilisés au sein de l'Union Européenne, et ce jusque dans les années 2000, avec un pic de production au niveau mondial en 2006 (~22 000 tonnes) (Koch et al., 2015). Leur usage est cependant en déclin suite à la commercialisation de molécules alternatives (nRFBs présentés ci-après).

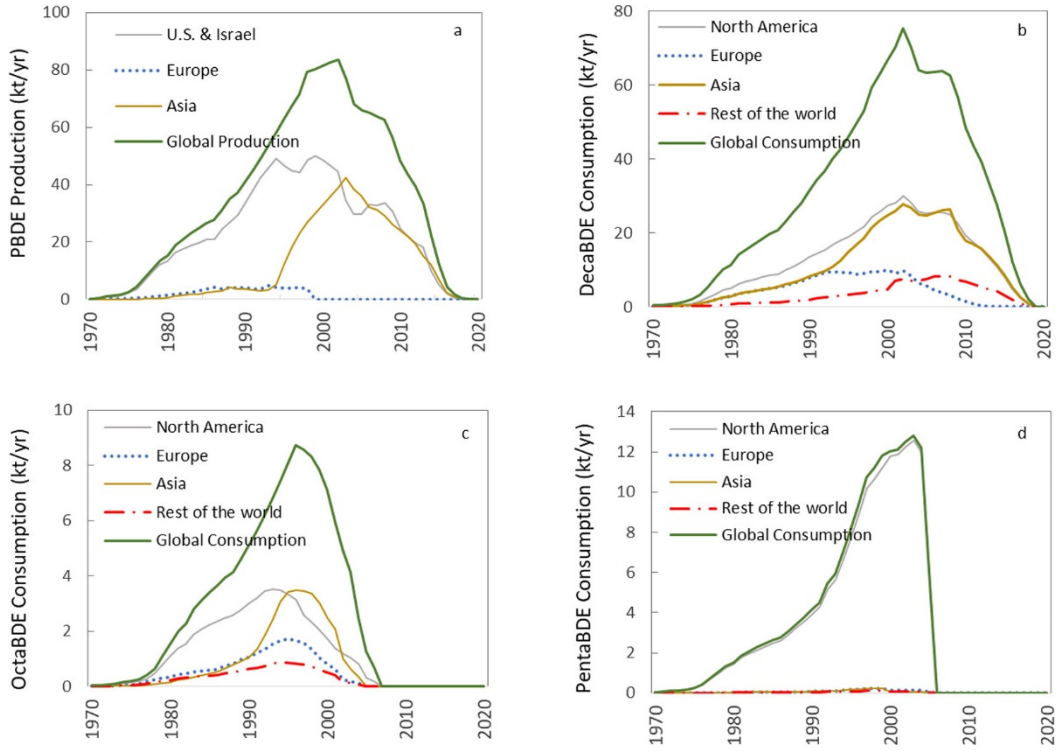


Figure 2.18 : Tendances temporelles estimées des productions et consommations globale et régionale des mélanges commerciaux de PBDEs. Source : Abbasi et al., 2019.

Les archives sédimentaires retraçant les tendances de contamination de certains congénères de PBDEs (Nylund et al. 1992 ; Zegers et al., 2003 ; Muir et Rose, 2007 ; Kohler et al., 2008 ; Bogdal et al., 2008 ; Lorgeoux et al., 2016) suggèrent une forte augmentation des concentrations dans les années 1970-1980 et un pic dans les années 1990 pour la majorité des congénères excepté le BDE-209 qui plafonne plutôt dans les années 2000 (Fig. 2.19), ce qui apparaît cohérent avec l'historique de production/consommation de ces molécules. Les archives sédimentaires concernant les PBBs et

HBCDDs sont plus rares. Kohler et al. (2008) et Bogdal et al. (2008) ont observé une apparition des HBCDDs vers le milieu des années 1980 et une augmentation jusqu'au début des années 2000 au moins dans des carottes issues de lacs Suisses (Fig. 2.19.c). Zhu et Hites (2005) ont analysé le PBB-153 dans deux carottes sédimentaires issues des Grand Lacs aux États-Unis et ont trouvé une rapide augmentation des concentrations dans les années 1970 et un pic autour de 1980 suivi d'une diminution plus ou moins marquée selon la carotte.

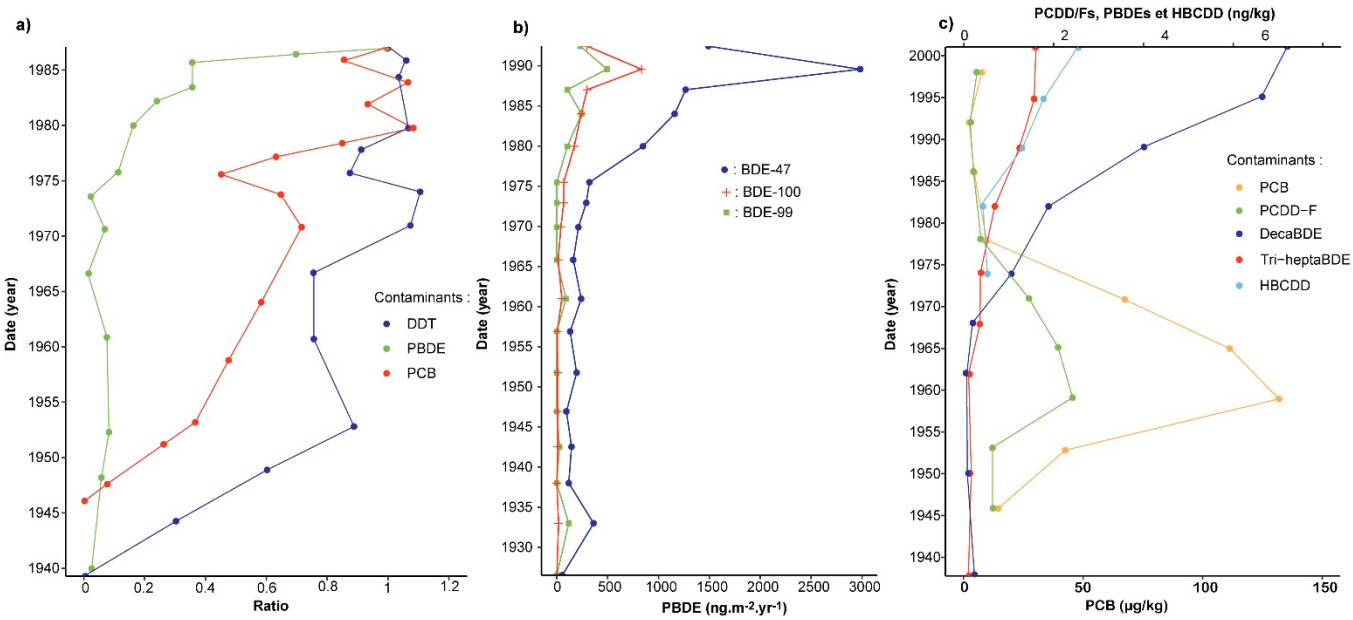


Figure 2.19 : a) Concentrations relatives en trois groupes de substances (DDE, PCB et PBDE : Σ BDE-47, BDE-153, BDE-180) dans une carotte datée issue de la mer baltique. Source : Nylund et al., 1992 ; b) Flux de PBDEs (congénères 47, 99, 100) en ng.m^{-2}.an^{-1} issus d'une carotte sédimentaire datée du lac Lochnagar (Scotland). Source : Muir et Rose, 2007 ; c) Concentrations en PCBs, PCDD/Fs, Tri-heptaBDE, DecaBDE et HBCDD dans une carotte sédimentaire datée issue du lac de Greifensee en Suisse. Source : Kohler et al., 2008.

Les réglementations croissantes quant à l'usage des RFBs historiques décrits ci-dessus ont poussé les industries à incorporer des molécules alternatives dans leurs produits : environ 75 « nouveaux » retardateurs de flammes bromés (nRFBs) existent sur le marché, pour une production globale d'environ 180 000 tonnes par an (Lee et Kwon, 2020). Le terme « nRFB » désigne les RFBs récemment introduits sur le marché ou récemment observés dans l'environnement (Covaci et al., 2011). En pratique, il inclut la majorité des RFBs à l'exception des trois familles décrites ci-dessus (PBDEs, PBBs, HBCDDs) et du tetrabromobisphénol-A (TBBP-A), y compris certaines molécules dont la production a commencé à la même période que ces RFBs « historiques » mais qui, du fait de leur moindre emploi, n'ont été identifiés comme de potentiels contaminants que plus tardivement.

Sept nRFBs ont été étudiés dans le cadre de ce travail (Fig. 2.20).

Il existe peu d'information sur le 1, 2, 3, 4, 5-pentabromobenzène (PBBz ; Fig. 2.20.a) et le le 2, 3, 5, 6-tetrabromo-p-xylene (TBX ; Fig. 2.20.c) dans la littérature, bien que les deux molécules aient été identifiées depuis quelques années dans un certain nombre d'études environnementales ou écotoxicologiques (e.g. Li et al., 2015 ; Venier et al., 2015 ; Bichon et al., 2018 ; Tay et al., 2019).

Le pentabromotoluène (PBT ; Fig. 2.20.b) a principalement été utilisé dans des plastiques (polyéthylène, polypropylène, polystyrène) et textiles (polyester notamment). La production mondiale était estimée à 1000-5000 tonnes par an en 1997 (Covaci et al., 2011). Il est classé comme produit ayant un faible volume de production (<1000 tonnes par an) par l'Union Européenne, et est inclus dans la liste des substances potentiellement préoccupantes de la convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (OSPAR) pour sa toxicité, persistance et forte capacité de bioaccumulation.

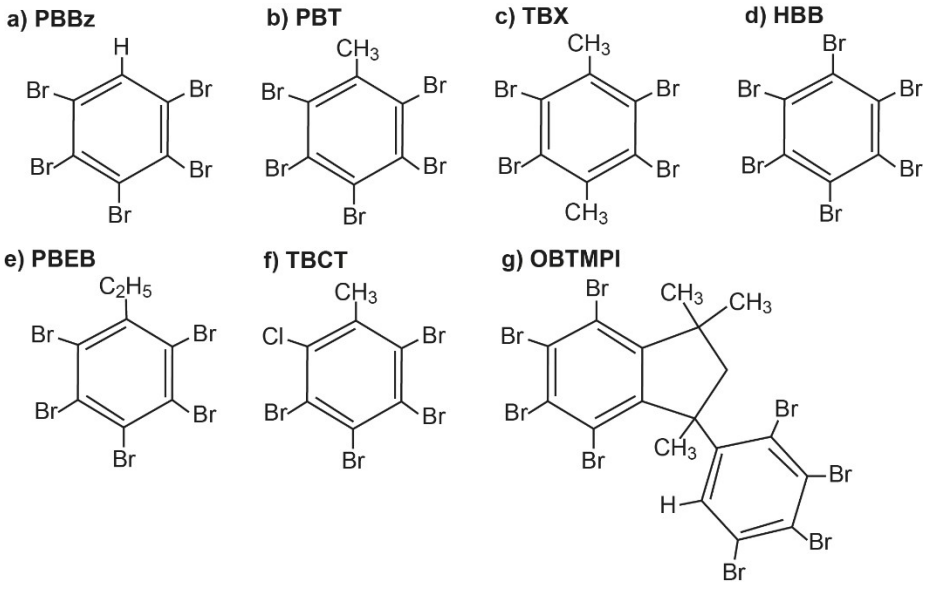


Figure 2.20 : Structure des « nouveaux » retardateurs de flammes bromés (nRFBs) étudiés ; a) 1,2,3,5,4-pentabromobenzène (PBBz) ; b) Pentabromotoluène (PBT) ; c) 2, 3, 5, 6-tetrabromo-p-xylène (TBX) ; d) Hexabromobenzène (HBB) ; e) Pentabromoethylbenzène (PBEB) ; f) Tetrabromo-o-chlorotoluène (TBCT) g) Octabromotrimethylphénylindane (OBTMPI).

L'hexabromobenzène (HBB ; Fig. 2.20.d) a été utilisé comme retardateur de flamme pour des papiers, bois, textiles et plastiques principalement. Il a particulièrement été employé au Japon, mais est également manufacturé en Chine à raison de ~600 tonnes par an (Covaci et al., 2011). Il n'est pas reporté comme substance chimique actuellement produite par l'Union Européenne, mais est inclus dans la liste des substances potentiellement préoccupantes de l'OSPAR pour sa persistance, forte toxicité et forte capacité de bioaccumulation.

Le pentabromoethlybenzene (PBEB ; Fig. 2.20.e) a majoritairement été produit par deux entreprises (Albermarle Chemical Corporation et Dead Sea Bromine Group Ttd) aux États-Unis dans les années

1970-1980, parfois sous le nom « FR-105 » (Hoh et al., 2005). Aucune production ou importation aux Etats-Unis n'est recensée après 1986 (Covaci et al., 2011). En Europe, le PBEB est listé comme produit chimique devant faire l'objet de mesures prioritaires par l'OSPAR, étant considéré comme persistant, susceptible de bioaccumulation et toxique mais non produit actuellement.

Le tetrabromo-o-chlorotoluène (TBCT ; Fig. 2.20.f) est le seul retardateur de flamme étudié à présenter à la fois des atomes de brome et de chlore. Il existe très peu d'information au sujet de cette molécule actuellement, bien qu'elle ait été mesurée dans plusieurs matrices et organismes vivants (e.g. Yang et al., 2012 ; Law et al., 2013 ; Widelka et al., 2016 ; Lee et al., 2019). Elle pourrait être le produit de la dégradation d'autres retardateurs de flammes (Mathieu, 2019).

L'octabromotrimethylphénylindane (OBTMPI ; Fig. 2.20.g) a notamment été produit par l'entreprise Dead Sea Bromine Group Ttd aux États-Unis sous le nom FR-1808 (Covaci et al. 2011) et est utilisé dans les styrènes et l'ingénierie thermoplastique car il donne des propriétés de dilatation importante aux matériaux dans lesquels il est incorporé (Guerra et al., 2012). Peu d'autres informations sont disponibles à son sujet dans la littérature. Il a été identifié depuis quelques années dans la cadre d'études environnementale et/ou écotoxicologiques (e.g. Someya et al., 2016 ; Fernie et al., 2017 ; Bichon et al., 2018).

Ces nouveaux retardateurs de flamme commencent à susciter l'intérêt de la communauté scientifique mais sont encore peu étudiés : leurs usages, méthodes et périodes de production, dynamiques de diffusion dans l'environnement et potentiels effets toxiques restent largement inconnus. Cependant, les récents développements des techniques analytiques pour les identifier et les quantifier devrait encourager leur investigation dans les années à venir.

2.3.3. Méthodes analytiques

2.3.3.1. Analyse quantitative des éléments métalliques

Les analyses de Pb, Zn, Cd, Cr, Cu et Ni réalisées dans le cadre de ce travail ont été effectuées au LEHNA-IPE (Laboratoire d'Etude des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés – Impact des Polluants sur les Ecosystèmes, ENTPE, Vaulx-en-Velin). Les échantillons ont été prélevés sur les carottes sédimentaires avec un pas compris entre 4 et 8 cm et séchés à l'étuve à 40°C pendant 48h minimum. Ils ont été minéralisés à l'eau régale dans un réacteurs CEM/MARS Xpress (environ 100 mg de sédiment ont été injectés dans le réacteur avec 2 ml de HNO3 ultrapur et 6ml HCl ultrapur), puis

filtrés (filtre Watmann N°541) dans une fiole de 25 mL. Le dosage des échantillons a ensuite été réalisé par spectrométrie d'absorption atomique avec un spectromètre PinAAcle 900T (Perkin Elmer). Le zinc a été dosé avec une flamme air-acétylène et le reste des métaux lourds dans un four graphite, la température variant en fonction de l'élément mesuré (Pb : 1500°, Ni : 2300°, Cd : 1400°, Cr : 2350°, Cu : 1800°). Les limites de détection sont comprises entre 0.022 et 0.14 µg L^{-1}.

Les analyses d'aluminium ont été réalisées par le laboratoire CTC Environnement (Lyon), à partir du même minéralisât que pour les analyses de métaux lourds (i.e. issu d'une extraction *aqua regia* réalisée au LEHNA). Le dosage a été réalisé par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES) ; ces analyses vérifient la norme NF EN ISO 11885.

2.3.3.2. Analyse quantitative des contaminants organiques

Dans le cadre de cette étude, les sept PCBs indicateurs (congénères 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) ont été quantifiés de façon quasi-systématique sur les carottes sédimentaires datées. Additionnellement, quatre PCBs coplanaires (congénères 77, 81, 126, 169) et sept PCBs non-coplanaires (congénères 105, 114, 123, 156, 157, 167 et 189) ont été analysés de façon plus ponctuelle.

Neuf PBDEs (congénères 28, 47, 49, 99, 100, 153, 154, 183 et 209), trois PBBs (congénères 52, 101, 153) et les trois diastéréoisomères de HBCDDs synthétisés (α, β et γ) ont été quantifiés sur les carottes prélevées en contexte aquatique uniquement (cf. section 2.2.4), ainsi que les sept nRFBs présentés précédemment (PBEB, PBT, TBCT, HBB, PBBz, TBX, OBTMPI).

Les échantillons ont été prélevés sur les carottes sédimentaires à un pas compris entre 4 et 8 cm, conditionnés dans des flacons en verre ambré et envoyés au laboratoire LABERCA (Laboratoire d'Etude des Résidus et Contaminants dans les Aliments, ONIRIS, Nantes).

Les échantillons ont été lyophilisés, puis placés dans une cellule d'extraction où une extraction accélérée par solvant a été effectuée avec un extracteur de type Dionex ASE 300. Un mélange de toluène et acétone (70 et 30% respectivement) a été utilisé comme solvant et injecté dans la cellule à une pression de 100 bars et une température de 120°C. Trois cycles d'injection de 5 minutes chacun ont été nécessaires pour extraire tous les composants apolaires. La phase organique extraite a été séchée dans évaporateur rotatif (Buchï R200), pesée puis dissoute dans 15 mL d'hexane. Différentes normes internes labellisées (« 13C-labelled internal standards ») ont été ajoutées à la phase

organique suite à l'extraction. Trois étapes de purification ont ensuite été réalisées, en utilisant successivement de l'acide silicique, du Florisil® et de la diatomite ou des colonnes à charbon. Les composés perturbateurs ont été éliminés sur la première colonne de gel silicique activée avec de l'acide sulfurique, tandis que les contaminants organiques ont été purifiés sur la seconde colonne Florisil®. La séparation des composés coplanaires des non-coplanaires a été effectuée sur un mélange de Florisil® et Carbopack C/Ceite 545 activé à 130°C. Avant évaporation, les normes de traitement ($^{13}C_{12}$ – PCB 111 pour les PCBs et $^{13}C_{12}$ – PBDE 139 pour les PBDEs) ont été ajoutés à respectivement 400 pg et 1 ng aux extraits purifiés pour la correction du signal. Les extraits finaux ont été préparés dans un volume de 20 µL de toluène pour les composants coplanaires, et 50 µL pour les composants non-coplanaires et les PBDEs.

Les analyses ont été effectuées par chromatographie en phase gazeuse couplée à de la spectrométrie de masse à haute résolution (GC/HRMS), à l'aide d'un chromatographe 78901 (Agilent) couplé à un spectromètre de masse à haute résolution JMS 800D (JEOL, Tokyo, Japon). Le système était équipé d'une colonne capillaire HT8PCB (60 m × 0.25 mm × 0.25 µm) pour les PCBs, d'une colonne DB5MS (J&W, 30 m × 0.25 mm × 0.25 µm) pour les PBDEs, PBBs et HBCDDs, et d'une colonne RTX1614 (15 m × 0.25 mm × 0.25 µm) pour le PBDE-209 spécifiquement. L'injection a été réalisée selon la méthode « splitless » avec l'hélium en tant que gaz porteur (1mL min^{-1}) et un volume d'injection de 2 µL. La résolution du spectromètre de masse était paramétrée à 10 000 (FWHM) and les signaux spectrométriques ont été enregistrés en mode « SIM (Single Ion Monitoring) ». Les signaux obtenus ont été intégrés par le logiciel JEOL DioK (v.4).

Les limites de détection sont comprises entre 0,040 µg kg^{-1} (PCB 118) et 0,109 µg kg^{-1} (PCB 28) pour les PCBs, entre 0,002 µg kg^{-1} (PBDE 28) et 0,05 µg kg^{-1} (PBDE 183) pour les PBDEs, entre 0,00005 (PBB 52) et 0,0062 µg kg^{-1} (PBB 101) pour les PBBs, entre 0,002 et 0,136 µg kg^{-1} pour les HBCDDs, et entre 0.00001 (TBCT) to 0,0482 (OBTMPI) µg kg^{-1} pour les nBFRs.

2.3.3.3. Analyse semi-quantitative : spectrométrie de fluorescence X (XRF)

La spectrométrie de fluorescence X (SFX, ou XRF pour « X-ray fluorescence) est une méthode analytique permettant d'estimer la composition de roches ou de sédiments. La technique repose sur l'excitation des électrons contenus dans les éléments par des rayons X : les électrons éjectés des couches électroniques internes entraînent la création de vides qui sont comblés par des électrons en provenance des couches externes (Fig. 2.21). Le déplacement de ces électrons vers les couches

internes entraîne la libération d'une partie de leur énergie de liaison qui est émise sous forme de rayonnement X secondaire. L'énergie et la longueur d'onde de ce rayonnement sont caractéristiques de l'atome excité, ce qui permet d'estimer les abondances relatives de différents éléments. La XRF est donc une méthode semi-quantitative, qui ne fournit pas de concentrations mais des variations relatives d'un même élément au sein d'une matrice.

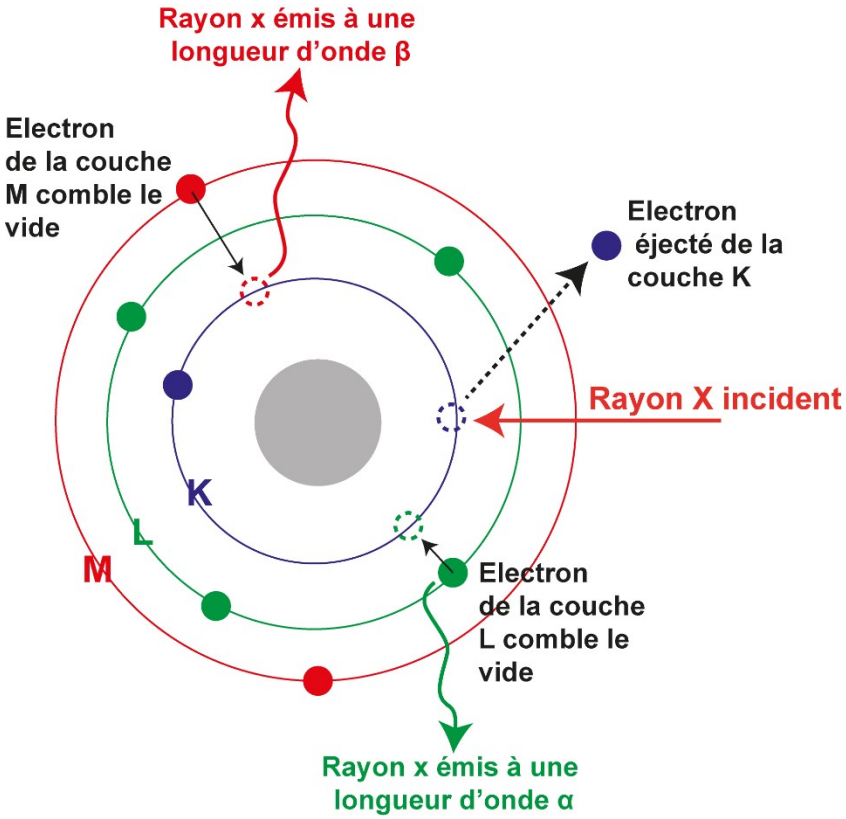


Figure 2.21 : Principe de la spectrométrie de fluorescence X (XRF).

L'utilisation de la XRF pour l'analyse de carottes sédimentaires a été popularisée par l'introduction du « core scanner » à partir de 1988 (Jansen et al., 1998), un type d'appareil permettant une mesure à très haute résolution (jusqu'à 200 µm de précision) directement à la surface de demi-carottes sédimentaires (Croudace et al., 2006 ; Haschke, 2006 ; Richter et al., 2006). La XRF présente donc l'intérêt d'être une mesure rapide, à haute résolution, quasi-continue et non-destructive. La conversion des intensités mesurées en concentrations dans le but d'une application quantitative est en revanche souvent complexe. En effet, de nombreux paramètres physiques liés aux sédiments influent sur les intensités mesurées (e.g., teneur en eau, granulométrie, irrégularités de la surface de la carotte, etc., cf. Ge et al., 2005) et compliquent la possible calibration à partir de mesures quantitatives ponctuelles sur les carottes. Différents modèles de calibration ont néanmoins été développés dans ce but (Weltje et Tjalingii, 2008 ; Weltje et al., 2015 ; Mejía-Piña et al., 2016 ; Gregory et al., 2019).

Les analyses ont été réalisées au laboratoire EDYTEM (Université de Savoie Mont-Blanc, France) avec un core scanner Avaatech équipé d'un système XRF à optique variable. Vingt éléments ont été caractérisés à un pas de 0,5 mm : Al, Ar, Br, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, Rb, S, Si, Sr, Ti, Zn, Zr. Les données ont ensuite été nettoyées préalablement à leur interprétation : les mesures répétées ont été moyennées, les points aberrants et les mesures négatives supprimées.

Des modèles linéaires ont été calibrés pour les éléments mesurés à la fois en XRF et par spectrométrie d'absorption atomique (Al, Cu, Pb, Zn). Dans ce but, la résolution des données XRF a dû être manuellement réduite pour correspondre à celle des données quantitatives : pour chaque point de mesure quantitative, la mesure XRF à la profondeur correspondante ainsi que les quatre points autour (i.e. 1 cm au-dessus et 1 cm au-dessous) ont été moyennés afin d'obtenir un équivalent fiable.

2.3.3.4. Analyse des paramètres de matière organique

Il est reconnu que la quantité et qualité de la matière organique (MO) contenue dans des dépôts sédimentaires influence fortement la capacité de sorption des contaminants organiques (et métalliques, dans une moindre mesure) sur les particules sédimentaires (Karickhoff, 1979 ; Means et al., 1980 ; Voice et Weber, 1983 ; Schorer, 1997), et constitue donc potentiellement un facteur confondant dans une tendance de contamination observée. Dans le cadre de ce travail, les paramètres liés à la matière organique ont donc été mesurés dans les carottes sédimentaires concernées par les analyses en contaminants organiques par la technique de pyrolyse Rock-Eval. Il s'agit d'une méthode initialement développée pour la caractérisation du potentiel pétrolier de roches (Espitalié et al., 1977), mais dont l'application s'est ensuite étendue —entre autres— à l'analyse de l'évolution de la matière organique dans les sols et sédiments (e.g. Lafargue et al., 1998 ; Disnar et al., 2003 ; Plante et al., 2009 ; Carrie et al., 2012 ; Sebag et al., 2013).

La pyrolyse Rock-Eval permet non seulement de quantifier le carbone total mais également de distinguer les fractions organiques et inorganiques du carbone, et d'estimer la composition et la qualité de la matière organique. La méthode consiste à chauffer les échantillons (jusqu'à 650°C) dans une atmosphère inerte (nitrogène ou hélium) dans des conditions non-isothermes. Les hydrocarbures relâchés durant ce processus de pyrolyse sont évalués par un détecteur à ionisation de flamme, ce qui permet de déterminer les paramètres S1 (hydrocarbures initialement présents dans la roche) et S2 (hydrocarbures résultant du craquage de la matière organique). Le charbon

résiduel est ensuite oxydé (combustion jusqu'à 850°C) dans un air artificiel (ratio N_2/O_2 = 80/20). Tout au long des processus de pyrolyse et d'oxydation, les quantités de CO et CO_2 relâchées sont enregistrées, ce qui permet la détermination de plusieurs autres paramètres : carbone organique total (COT), carbone minéral (Cmin), maturité thermique (Tmax et TpS2), teneurs en hydrogène (HI) et oxygène (OI). Diverses représentations peuvent aider à l'interprétation de ces différents paramètres, les plus courantes étant : 1) le pseudo-diagramme de Van Krevelen (HI versus OI), qui permet d'estimer l'état de dégradation de la matière organique (Disnar et al., 2003 ; Sebag et al., 2016) ; 2) le graphique HI versus 1/TOC, qui peut donner une indication relative à la nature des échantillons dont la MO est issue (e.g., sols, sédiments, roches ; Simonneau et al., 2014) ; 3) le graphique RC/TOC versus S2/S3, où S2/S3 est un indice de qualité de la MO tandis que RC/TOC traduit sa stabilité (Carrie et al., 2012 ; Copard et al., 2015) ; 4) le graphique HI versus Tmax (Copard et al., 2015), qui représente la stabilité thermique de la MO.

Les échantillons pour l'analyse Rock-eval ont été prélevés aux mêmes profondeurs que ceux destinés à l'analyse de contaminants organique i.e. tous les 4 à 8 cm selon les carottes sédimentaires. Les analyses ont été effectuées au laboratoire ISTO (Institut des Sciences de la Terre d'Orléans, France) avec un pyrolyseur Rock-Eval Turbo 6 (Vinci Technologies).

2.4. Méthodes de datation des sédiments fluviaux

Cette section vise à décrire uniquement les méthodes de datation et marqueurs temporels classiques qui ont été utilisés pour établir la chronologie des dépôts sédimentaires étudiés. En pratique, des marqueurs temporels additionnels (e.g. évènements hydrosédimentaires, tendances de contamination) ont pu être employés, mais la démonstration de leur pertinence constitue une partie intégrale de cette thèse et sera donc amplement abordée dans les chapitres à venir (chapitre 4 en particulier).

2.4.1. Radionucléides

2.4.1.1. Radiocarbone

La datation au radiocarbone —ou carbone 14 (^{14}C) — est la méthode de datation la plus largement utilisée et acceptée dans de nombreuses disciplines telles que l'archéologie, la paléontologie, l'étude des paléoenvironnements et la sédimentologie. Elle repose sur le ^{14}C, un isotope radioactif du carbone naturellement créé par l'interaction des rayonnements cosmiques avec l'azote atmosphérique. Cet isotope forme du dioxyde de carbone radioactif qui est assimilé par les végétaux, puis les animaux. Les organismes accumulent donc du ^{14}C jusqu'à leur mort, à partir de laquelle leur quantité de ^{14}C diminue selon la loi de décroissance radioactive, tandis que la quantité d'isotopes stables (^{12}C et ^{13}C) reste constante. La mesure du radiocarbone contenu dans un échantillon organique et la comparaison avec la quantité de carbone stable dans ce même échantillon permet donc de calculer son âge. Le ^{14}C a une demi-vie de 5 370 ans et peut donc servir à dater des organismes datant d'il y a environ 50 000 ans au plus.

La première technique de mesure du radiocarbone a été développée en 1949 et reposait alors sur le comptage des particules bêta émises lors de la désintégration radioactive à l'aide d'un appareil similaire à un compteur Geiger. La méthode a ensuite connu plusieurs évolutions (comptage proportionnel à gaz, comptage à scintillation liquide), mais depuis les années 1970, la mesure du radiocarbone repose quasi-intégralement sur la spectrométrie de masse par accélérateur (AMS : Accelerator Mass Spectrometry). L'AMS est en effet plus rapide et précise que les méthodes antérieures, permettant de mesurer directement la fraction de ^{14}C par rapport à celles de ^{12}C et ^{13}C plutôt que de se baser sur le comptage des particules bêta. En revanche, les proportions relatives des trois isotopes n'ayant pas été constantes au cours du temps (e.g. dilution du ^{14}C vers 1620 en lien avec la combustion de carburant fossiles au début de la révolution industrielle, ou ajout massif de ^{14}C

suite aux essais nucléaires atmosphériques à partir des années 1950), une calibration est nécessaire pour prendre en compte ces irrégularités.

Bien que la datation au radiocarbone soit généralement considérée comme fiable, son utilisation pour sur sédiments fluviaux récents (post-1850 dans notre cas) présente aussi quelques inconvénients. Tout d'abord, cette méthode nécessite la présence d'éléments organiques en quantité suffisante, ce qui n'est pas toujours le cas en fonction de l'environnement de dépôt des sédiments. L'utilisation de macro-restes végétaux (e.g. graines, restes de feuilles) est souvent optimale mais nécessite une expertise paléobotanique. De plus, l'incertitude associée aux dates obtenues par radiocarbone n'est pas systématiquement optimale pour l'étude d'environnements sédimentaires récents : les âges sont parfois estimés avec une marge d'erreur de l'ordre de plusieurs dizaines, voire centaines d'années, ce qui peut rendre la datation d'échantillons datant du 19ème ou 20ème siècles peu informative. L'incertitude associée aux mesures de radiocarbone tend à augmenter avec l'âge de l'échantillon, et dans le cas d'échantillons de petite taille (< 1 mg), elle augmente aussi quand la masse de l'échantillon diminue.

La datation au radiocarbone a été utilisée uniquement sur des carottes sédimentaires prélevées sur la plaine d'inondation, supposées être plus anciennes que les carottes aquatiques. Un à deux échantillons ont été prélevés par carotte, là où la présence de macro-restes semblait la plus probable d'après une observation à l'œil nu. Ils ont été laissés dans une solution défloculante (sodium hexamétaphosphate à 20 g L^{-1}) pendant 24h, puis tamisés successivement à 500 et 100 µm. Les différentes classes de taille ont ensuite été observées au microscope à flux de lumière équipé d'une caméra un d'un logiciel de traitement des images. Des macro-restes végétaux (graines et feuilles) et des micro-charbons organiques ont été extraits des échantillons tamisés ; les graines ont été partiellement identifiées de façon à s'assurer qu'il s'agissait d'espèces terrestres, afin de ne pas fausser la datation. Les échantillons ont ensuite été envoyés au laboratoire datation au radiocarbone de Poznan (Pologne). Après une procédure de graphitisation, les échantillons ont été mesurés au sein d'un spectromètres de masse par accélérateur de type 1.5 SDH-Pelletron Model "Compact Carbon AMS" ser. no.003 (National Electrostatics Corporation, Middleton, USA). Les résultats ont été calibrés à l'aide du logiciel OxCal 4.3.2 (Ramsey, 2009 ; Ramsey, 2017), en utilisant les courbes atmosphériques IntCall13 (Reimer et al., 2013) pour la période pré-essais nucléaires, et les courbes NH1 (Hua et al., 2013) pour la période post-essais nucléaires.

2.4.1.2. Césium-137

Le césium-137 (^{137}Cs) est un radionucléide d'origine purement anthropique, produit par fission nucléaire de l'uranium 235 (^{235}U). Il s'agit d'un des principaux contaminants radioactifs dans l'environnement. Les principales sources d'émission de ^{137}Cs dans l'atmosphère ont été les essais nucléaires à partir des années 1950, et les accidents nucléaires majeurs tels que Tchernobyl (1986) ou Fukushima (2011) (Audry et al., 2004 ; Abril et al., 2018). Il peut également être rejeté de façon plus localisée et diffuse suite à des fuites ou incidents mineur sur des centrales et sites nucléaires.

Le ^{137}Cs se lie de façon quasi-irréversible aux matériaux argileux et limoneux (Francis et Brinkley, 1976 ; Poinssot et al., 1999) et possède une demi-vie de l'ordre de 30 ans, ce qui en fait un très bon indicateur temporel pour la datation de séquences sédimentaires récentes. En Europe, la datation au ^{137}Cs permet généralement d'identifier deux évènements : la période des essais nucléaires (augmentation de l'activité à partir de 1954 et pic d'activité en 1963, cf. Ritchie et McHenry, 1990) et l'accident nucléaire de Tchernobyl (1986). Il s'agit d'un marqueur largement utilisé et accepté en sédimentologie, mais qui n'apporte qu'une information ponctuelle et limitée : si la séquence sédimentaire est postérieure à 1986 ou antérieure à 1950, la datation au ^{137}Cs se révèle inutile.

Sur les carottes choisies, les échantillons pour analyses de ^{137}Cs ont été collectés tous les 4 à 8 cm en fonction de l'âge attendu de la carotte. Ils ont ensuite été séchés à l'étuve pendant 72h à 40°C et préservés dans des boîtes en polystyrène avant envoi aux laboratoires d'analyses. Deux laboratoires ont été sollicités dans le cadre de ce travail : le LSCE (Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement, Gif-sur-Yvette, France) et le LMRE (laboratoire de métrologie de la radioactivité dans l'environnement, Orsay, France). La méthode d'analyse est sensiblement identique dans les deux laboratoires : les échantillons ont été comptés pendant 24h minimum par spectrométrie gamma à faible rayonnement de fond. Les émissions gamma ont été mesurées à l'aide d'un détecteur germanium. Dans les analyses effectuées par le LMRE, les radionucléides suivants ont été quantifiés simultanément : ^{7}Be, ^{22}Na, ^{40}K, ^{54}Mn, ^{57}Co, ^{58}CO, ^{60}Co, ^{65}Zn, ^{106}Rh, ^{108m}Ag, ^{110m}Ag, ^{123}Te, ^{124}Sb, ^{125}Sb, ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{210}Pb, ^{228}Ac, ^{234}Th, ^{241}Am. Deux types de détecteurs ont été utilisés selon les carottes sédimentaires : un détecteur "plan" Ortec GEM-FX 8530 (installé à Saclay) ou un détecteur "puits" CAEN GWD-6023 (installé dans le tunnel souterrain de Modane). Dans les analyses effectuées par le LSCE, des détecteurs "puits" installés dans le tunnel souterrain de Modane ont été utilisés et les radionucléides suivants ont été quantifiés : ^{137}Cs, ^{210}Pb, ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{228}Th, ^{234}Th, ^{241}Am.

2.4.1.3. Plomb-210

Le plomb-210 (^{210}Pb) est un radionucléide naturel qui appartient à la chaîne de désintégration de l'uranium-238 (^{238}U). Cette chaîne fait notamment intervenir le radium-226 (^{226}Ra) contenu dans les roches et sédiments : le ^{210}Pb ainsi produit par érosion dans un bassin versant donné est à l'équilibre séculaire (taux de production égal au taux de désintégration) ; on le désigne comme le ^{210}Pb supporté ($^{210}Pb_{sp}$) (Fig. 2.22). La chaîne de désintégration fait également intervenir le radon-222 (^{222}Rn) dont une partie s'échappe des roches sous forme gazeuse. Le plomb-210 en résultant est donc produit dans l'atmosphère mais retombe sous l'effet des précipitations pour s'accumuler dans les sols et les sédiments : on le désigne comme le plomb-210 en excès ($^{210}P_{ex}$). Le $^{210}Pb_{ex}$ n'est donc pas à l'équilibre séculaire dans un hydrosystème et peut être estimé en soustrayant le ^{210}Pb total au ^{226}Ra. Il reste soumis à la loi de décroissance radioactive : dans une séquence sédimentaire non remaniée, son activité diminue donc avec la profondeur et peut ainsi permettre d'estimer le taux de sédimentation, et par conséquent l'âge des dépôts. Le ^{210}Pb a une demi-vie de 22,3 ans, ce qui le rend détectable dans les sédiments pendant ~100-150 ans : il est particulièrement adapté à la datation de dépôts récents (Appleby, 1998).

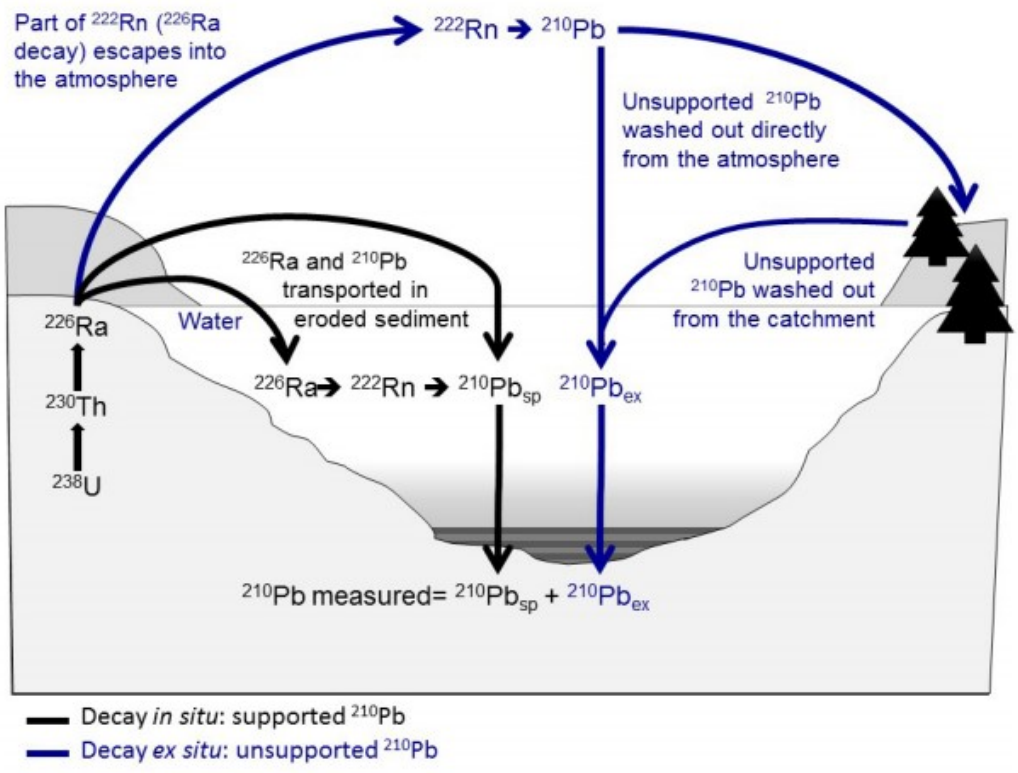


Figure 2.22 : Sources de ^{210}Pb dans les sédiments. Source : Bruel et Sabatier, 2020.

Plusieurs modèles existent pour calculer l'âge d'une séquence de sédiments d'après son activité en $^{210}Pb_{ex}$, les deux principaux étant le modèle de taux d'approvisionnement constant (CRS pour Constant Rate of Supply, Appleby et Oldfield, 1978) et le modèle « flux constant sédimentation constante » (CFCS pour Constant Flux Constant Sedimentation ; Goldberg, 1963). La principale distinction entre les deux est que le CRS suppose que le flux de $^{210}Pb_{ex}$ est constant mais que le taux d'accumulation des sédiments varie, tandis que le CFCS présuppose un taux de sédimentation constant pendant la période investiguée. Dans le cadre de ce travail, le $^{210}Pb_{ex}$ n'a été utilisé que pour des environnements de dépôt aquatiques stables (barrage et miroir d'eau résultant de la déconnection d'une lône), où l'hypothèse d'un taux d'accumulation constant apparaît raisonnable ; le modèle CFCS a donc été utilisé. Il repose sur l'équation suivante :

$$^{210}Pb_{ex}(z) = {}^{210}Pb_{ex}(0) \times e^{-\lambda t}$$

où z est la profondeur, t le temps et λ la constante de désintégration du ^{210}Pb : $\lambda = \ln(2)/22{,}3$.

Dans ce modèle, il est nécessaire d'exclure toute mesure résultant d'un évènement instantané (valeur basse de $^{210}Pb_{ex}$) avant le calcul. Un changement de taux de sédimentation peut éventuellement être pris en compte en appliquant l'équation séparément sur chacune des sections où le taux est constant (Bruel et Sabatier, 2020).

L'activité en ^{210}Pb a été mesurée par spectrométrie gamma simultanément à l'activité en ^{137}Cs (mêmes carottes et échantillons), la méthode étant décrite dans la section 2.1.4.2.

2.4.2. Modèles âge-profondeur

Un modèle âge-profondeur permet d'estimer l'âge d'une carotte sédimentaire à partir d'un nombre limité de marqueurs temporels et d'hypothèses quant à la manière dont les sédiments se sont accumulés entre les profondeurs datées. Un modèle d'âge peut être basé sur une approche statistique « classique » (e.g. interpolation linéaire, spline cubique : Grimm, 1990 ; Bennett, 1994 ; Blaauw, 2010) ou une approche bayésienne (e.g. Ramsey, 2008). Dans le cadre de ce travail, le logiciel « clam » (pour « classical age-depth modelling » ; Blaauw, 2010), développé sur R (R Development Core Team, 2010), a été utilisé pour élaborer les modèles d'âge. Il s'agit d'un logiciel pensé pour des modèles d'âge résultant principalement de datations au radiocarbone : il peut donc calibrer des dates au ^{14}C individuellement ou les incorporer directement dans le modèle d'âge. Il est cependant possible de paramétrer le modèle avec des dates issues d'autres méthodes de datation.

Ce logiciel permet de tester rapidement plusieurs types de modèles, produit des graphiques ainsi que des fichiers comprenant les paramètres, résultats et estimations de la qualité du modèle. Les types de modèles suivants peuvent être utilisés : i) régression linéaire ou d'ordre polynomial supérieur, ii) interpolation linéaire entre les niveaux datés ; iii) spline cubique, lissée ou pondérée localement. Il est possible d'indiquer la présence de hiatus dans la séquence sédimentaire ainsi que d'extrapoler en dessous des niveaux datés, bien que cette dernière option ne soit pas recommandée. Des intervalles de confiance pour les niveaux non datés sont automatiquement calculés par une approche Monte-Carlo (basées sur des répétitions aléatoires). La qualité d'une modélisation (« goodness of fit ») est également calculée telle que le produit des probabilités des âges estimés sur les niveaux datés, et permet d'orienter le choix du type de modèle le plus approprié pour une séquence sédimentaire donnée.

2.5. Méthodes statistiques

2.5.1. Statistiques compositionnelles : principes et applications dans le cadre de la thèse

En statistiques, une composition est définie comme une description quantitative des parties d'un tout :

$x = (x_1, \ldots, x_D)$ $tel\ que$ $\sum_{k=1}^{D} x_k = C$ est une composition, avec C une constante quelconque.

En d'autres termes, des données sont compositionnelles dès lors que leur somme est égale à une constante. En géologie et en géochimie, les données collectées sont souvent compositionnelles : composition des roches, distributions granulométriques ou autres types de description sédimentologiques telles que les composition argile-limons-sables, proportions relatives de différents éléments chimiques ou contaminants, etc. Dans le cadre de cette thèse, une large majorité des données nécessitant un traitement statistique i.e. granulométrie, mesures XRF, concentrations en contaminants est de nature compositionnelle, d'où la nécessité de mettre en œuvre la méthodologie correspondante.

En effet, un problème compositionnel ne peut être traité rigoureusement à l'aide d'outils statistiques classiques mais nécessite une méthodologie particulière, développée à partir des années 1980 par Aitchison (Aitchison, 1982). Cela est lié au fait que les données compositionnelles ne contiennent pas de valeurs absolues, mais seulement une information relative à l'ensemble de la composition ; elles ne peuvent donc s'exprimer qu'en termes de ratios des différentes composantes. Nombre d'opérations statistiques impliquent ou ont pour objectif d'établir des corrélations entre des données. Or, établir des corrélations entre des ratios, i.e. des données corrélées entre elles par définition, est spécieux et risque de mener à des surinterprétations, ou corrélations trompeuses (Pearson, 1896). Ce problème a été longuement discuté sous différentes appellations : « constant sum problem » (e.g. Miesch, 1969 ; Skala, 1979), « closure problem » (e.g. Nicholls, 1988), « negative bias problem » (e.g. Aitchison, 2003), etc.

La méthode d'analyse compositionnelle définie par Aitchison repose tout d'abord sur la définition du simplexe (i.e. généralisation du triangle à une dimension : un tétraèdre, par exemple, est un 3-simplexe) comme structure de base de l'espace d'échantillons dans lequel les compositions sont définies. Il est noté :

$$S^D = \{[x_1, \ldots, x_D] : x_i > 0\ (i = 1, \ldots, D), x_1 + .. + x_D = 1\}$$

où x est la composition, $x_1,\ldots,x_D$ les composants et 1, … D les étiquettes ou variables. Cet espace permet de s'assurer que tous les éléments sont formulés en tant que ratios. Il permet également le respect des principes de l'analyse compositionnelle (Aitchison, 1986) : 1) l'invariance d'échelle i.e. le fait que la taille de l'échantillon, ou la valeur absolue de la somme des composants ne soit pas signifiante ; 2) la cohérence sous-compositionnelle i.e. le fait que les résultats d'analyses effectuées sur une sous-composition ne doivent pas contredire ceux obtenus d'après l'intégralité de la composition

Deux approches sont alors possibles pour traiter les données compositionnelles : effectuer des transformations pour passer du simplexe à un espace (le réel, par exemple) où les opérations statistiques classiques peuvent être effectuées (« log-ratio approach »), ou développer des opérations pour traiter les données en restant dans le simplexe (« staying-in-the-simplex approach »). Bien que la deuxième approche soit vraisemblablement la plus rigoureuse d'un point de vue mathématique (Aitchison, 2003), elle nécessite une expertise plus poussée. Les statistiques compositionnelles n'étant pas l'objet principal de ce travail, l'approche par transformation (ou approche log-ratio) a été préférée.

L'utilisation de transformations logarithmiques pour traiter les données compositionnelles se justifie par le fait que des logarithmes de ratios sont invariants d'échelle et sont plus maniables, mathématiquement, que des ratios simples. Les trois principales transformations possibles sont alors, pour une composition quelconque $x = (x_1, \ldots, x_D) \in S^D$:

- Le log-ratio additif (ou alr pour additive log-ratio) : $alr: S^D \rightarrow R^{D-1}$ défini par

$$y = alr(x) = [\log\left(\frac{x_1}{x_D}\right), \log\left(\frac{x_2}{x_D}\right), \ldots, \log\left(\frac{x_{D-1}}{x_D}\right)$$

Où les ratios impliquent la division des D-1 premiers composants par le dernier composant. Le principal inconvénient de cette transformation est la dépendance au dernier composant, qui peut paraître arbitraire sachant que l'utilisation d'un autre composant modifierait les résultats obtenus (cf. Aitchison, 1986).

- Le log-ratio centré (ou clr pour centered log-ratio) : $clr: S^D \rightarrow U^D$ défini par

$$z = clr(x) = [\log\left(\frac{x_1}{g(x)}\right), \log\left(\frac{x_2}{g(x)}\right), \ldots, \log\left(\frac{x_D}{g(x)}\right)$$

Où U^D est un hyperplan de R^D :

$$U^D = \{[u_1, \ldots, u_D]: u + .. + u_D = 0\}$$

Et $g(x)$ est la moyenne géométrique : $g(x) = (\prod_{i-1}^{D} x_i)^{1/D}$

- Le log-ratio isométrique (ou ilr pour « isometric log-ratio »).

Contrairement aux deux transformations précédentes, l'ilr n'a pas été introduite par Aitchison mais par Egozcue et al. (2003). Il découle de la définition d'opérations (somme, produit, distance, etc.) dans le simplexe. Seul le produit scalaire sera défini ici car il s'agit de la seule opération nécessaire pour la transformation ilr.

Le produit scalaire $\langle x, y \rangle_C : S^D \to S^D$ est défini par :

$$\langle x, y \rangle_C = \frac{1}{2D} \sum_{i=1}^{D} \sum_{j=1}^{D} \ln\left(\frac{x_i}{x_j}\right) \ln\left(\frac{y_i}{y_j}\right)$$

On a alors le log-ratio isométrique $ilr: S^D \to R^{D-1}$ défini par

$$a = ilr(x) = [\langle x, e_1 \rangle_C, \ldots, \langle x, e_{D-1} \rangle_C]$$

Avec $e_1, \ldots, e_{D-1}$ une base orthonormale dans la géométrie du simplexe.

Le principal avantage de l'ilr par rapport aux deux autres transformations est qu'il conserve les propriétés métriques des données, d'où son appellation.

Les trois transformations permettent d'exprimer les données compositionnelles dans des espaces réels et d'utiliser ensuite des méthodes de statistiques multivariées classiques. La démarche générale appliquée dans le cadre de ce travail pour le traitement des données compositionnelles a donc été la suivante : 1) Identifier les compositions et composants dans les données à traiter (i.e. formuler le problème en termes de compositions) ; 2) Appliquer une transformation log-ratio aux données compositionnelles afin d'obtenir des vecteurs réels ; 3) Appliquer une méthode de statistiques multivariées classique.

Les transformation alr et clr ont été effectuées sous R (R development Core Team, 2020) tandis que les transformation ilr ont été effectuées à l'aide du logiciel CoDaPack (Comas-Cufí et Thió-Henestrosa, 2011).

2.5.2. Méthodes statistiques classiques : analyses en composantes principales, analyses de variance, régressions linéaires

Cette section vise à décrire les méthodes statistiques « classiques » utilisées dans le cadre de cette thèse et mentionner leur application, en précisant si elles ont été mises en œuvre sur les données brutes ou transformées par approche log-ratio en fonction de la nature compositionnelle ou non du jeu de données (cf. section 2.5.1).

2.5.2.1. Analyse en composantes principales

L'analyse en composantes principales (ACP) est une méthode statistique répandue pour l'étude de données multivariées. Les variables étudiées sont transformées en un ensemble de composantes indépendantes qui sont des combinaisons linéaires des variables initiales. Les composantes sont donc de nouvelles variables et sont classées selon leur variance : plus la variance est élevée, plus la composante est représentative du jeu de données initial. D'un point de vue géométrique, cela revient à dire qu'effectuer une ACP consiste à chercher des plans sur lesquels projeter le jeu de données multivariées de façon à déformer le moins possible le nuage de points. L'indépendance entre les composantes et leur classement en fonction de leur représentativité permet de rendre le jeu de données moins redondant et d'identifier les corrélations les plus significatives entre les variables et/ou les individus. L'ACP est couramment utilisée pour l'analyse exploratoire de données géochimiques multivariées et son efficacité dans ce domaine a été prouvée (Yang et Cheng, 2015).

Classiquement, les deux premières composantes (F1 et F2) sont utilisées comme axes pour représenter en deux dimensions un jeu de données multivariées (Fig. 2.23). Il est cependant essentiel de prendre en compte la variabilité (ou part d'inertie) expliquée par ces deux composantes pour estimer la pertinence de la représentation. Si la somme des variabilités des deux premières composantes est trop faible, il convient de s'intéresser également aux composantes suivantes. Les variables sont représentées sur le graphique par des vecteurs dont les normes retranscrivent les représentations des différentes variables. Les coordonnées des vecteurs traduisent quant à elles la corrélation des variables correspondantes avec chacun des deux axes.

Les individus sont représentés sous formes de points. Une représentation intégrant à la fois les variables et les individus (Fig. 2.23) est appelée un biplot, et permet potentiellement d'établir des liens entre des individus et des variables en fonction de leurs positions sur le graphique. Il est également possible de prendre en compte des variables ou individus dits supplémentaires : dans ce

cas, les données supplémentaires ne sont pas utilisées pour le calcul des composantes mais peuvent être représentées sur le cercle des corrélations obtenu et leur position peut être interprétée : cela permet notamment de prendre en compte des variables non-numériques.

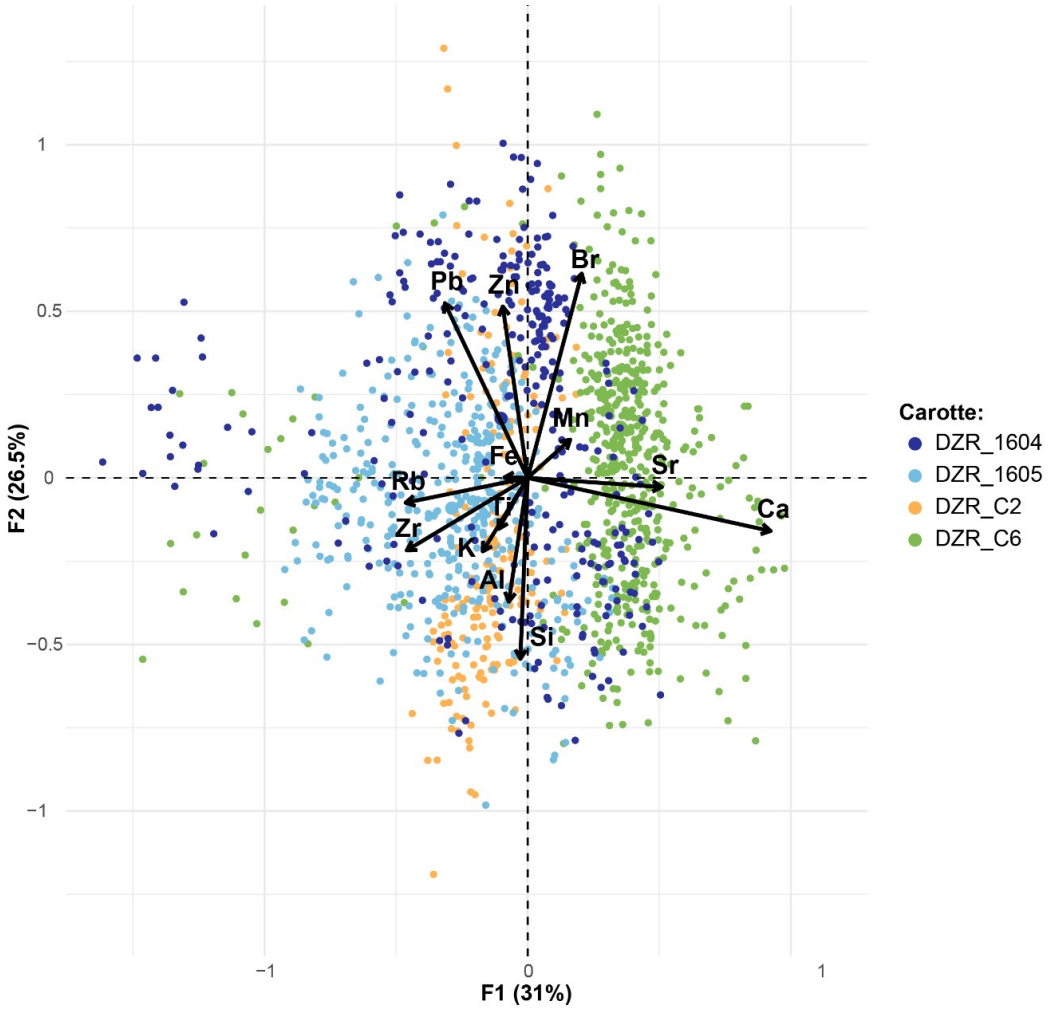


Figure 2.23 : Exemple de représentations d'un jeu de données géochimiques (XRF) selon leurs deux premières composantes (F1 et F2). Les vecteurs correspondent aux variables (éléments chimiques) et les points aux individus (échantillons mesurés). Les données ont subi une transformation log-ratio-centrée en amont du calcul de l'ACP. Des couleurs différentes en fonction du nom des carottes dont les échantillons proviennent permettent de faire apparaître des regroupements d'individus.

Il est courant d'appliquer un pré-traitement en amont de l'ACP : les données sont souvent centrées (i.e. la moyenne des données relatives à une variable leur est soustraite) et réduites (i.e. divisées par l'écart-type de la variable considérée) afin de s'affranchir des potentielles unités. Une transformation logarithmique peut également s'avérer pertinente et faire apparaître d'autres corrélations lorsque les variables sont non gaussiennes.

L'ACP a principalement été utilisée pour l'analyse des données géochimiques (XRF) ou Rock-Eval dans le cadre de cette thèse. Les calculs ont été effectués sous R (R development Core Team, 2020) à

l'aide du package « FactoMineR » (Lê et al., 2008) et les graphes résultants ont été tracés à l'aide du package « factoextra » (Kassambara et Mundt, 2020).

2.5.2.2. Analyses de variances

L'analyse de variance (ANOVA pour « Analysis Of Variance ») a pour but d'analyser les différences entre différents groupes d'un échantillon donné. L'ANOVA compare les moyennes entre deux groupes ou plus et détermine si ces moyennes sont statistiquement différentes les unes des autres. La variable dont les données sont testées est appelée variable dépendante, tandis que la variable qui sert à définir les groupes est qualifiée de variable indépendante. L'hypothèse nulle testée est : $H_0: \mu_1 = \mu_2 = \cdots = \mu_n$ avec μ_i la moyenne du groupe i et n le nombre total de groupes considérés. Si l'ANOVA retourne un résultat statistiquement significatif, alors l'hypothèse nulle est rejetée et l'hypothèse alternative acceptée, à savoir que au moins deux groupes ont des moyennes significativement différentes. Si le nombre de groupe est supérieur à deux, il n'est en revanche pas possible de déterminer quels groupes spécifiques sont différents l'un de l'autre. Dans notre cas, l'ANOVA a été utilisée de façon séparée sur deux variables granulométriques (D50 et mode) afin de déterminer si deux groupes de mesures à des profondeurs différentes étaient statistiquement différents ; l'ambiguïté mentionné ne s'est donc pas présentée. Trois conditions relatives aux données doivent être vérifiées avant de pouvoir utiliser une ANOVA : l'indépendance des observations, la normalité des résidus et l'homoscédasticité (homogénéité des variances). Dans le cas où les données à traiter ne sont pas normales, le test de Mann-Whitney-Wilcoxon (équivalent non-paramétrique de l'ANOVA) peut être utilisé aux mêmes fins. Les tests ANOVA ou de Mann-Whitney-Wilcoxon) ont été effectués sous R (R development Core Team, 2020) à l'aide des fonctions intégrées « aov » ou « wilcox.test ».

L'analyse de variance multivariée (MANOVA pour « Multivariate Analysis of Variance ») la généralisation multivariée de l'ANOVA, nécessaire lorsque les données considérées sont multivariées. De la même façon, elle permet de déterminer si deux groupes indépendants (ou plus) définis sur un ensemble de variables sont statistiquement différents. Un ensemble de conditions doivent être respectées afin de pouvoir utiliser une MANOVA, notamment : 1) les variables dépendantes doivent être continues et normales (en pratique, on teste souvent la normalité de chacune des variables dépendantes pour chacun des groupes) ; 2) les matrices de covariance-variance doivent être homogènes ; 3) il n'y a pas de multi-colinéarité entre les variables dépendantes (i.e. les corrélations entre les variables ne sont pas trop fortes).

La MANOVA a été utilisée dans le cadre de cette thèse afin de comparer deux groupes de données XRF (13 éléments, i.e. 13 variables dépendantes) définis en fonction de la profondeur des mesures. Du fait de la nature compositionnelle des données XRF, une transformation ilr (cf. section 2.5.1) a été préalablement appliquée aux données à l'aide du logiciel CoDaPack (Comas-Cufí et Thió-Henestrosa, 2011). Les tests MANOVA ont ensuite été effectués sous R (R development Core Team, 2020) à l'aide de la fonction intégrée « manova ».

2.5.2.3. Régressions linéaires

La régression linéaire est une opération statistique classique consistant à expliquer une variable dite dépendante (ou « à expliquer ») à l'aide d'une autre variable dite indépendante (ou « explicative »). La régression linéaire peut autant être utilisée dans une approche exploratoire (i.e. déterminer s'il existe une influence d'une variable sur une autre) que prédictive (e.g. calibration d'un appareil à partir de mesures). Dans le modèle linéaire le plus élémentaire, la relation entre variable dépendante et variable indépendante est affine, de sorte que le modèle peut s'écrire : $Y = a_0 + a_1 X + \varepsilon$ avec Y la variable dépendante, X la variable indépendante, a_0 et a_1 des constantes et ε l'erreur.

Les hypothèses associées au modèle sont : 1) la distribution de l'erreur ε est indépendante de X (sauf dans le cas où X est fixe) ; 2) l'erreur est centrée et de variance constante (homoscédasticité), et suit une distribution normale

Des régressions linéaires simples ont été calculées afin d'estimer la relation entre les mesures quantitatives et semi-quantitatives (XRF) de certains éléments métalliques ayant été mesurés via les deux méthodes (cf. section 2.3.3.3), ainsi que pour évaluer l'influence de certains paramètres granulométriques ou géochimiques (e.g. D50, TOC) sur les tendances de contaminants organiques. Les calculs ont été effectués sous R (R development Core Team, 2020) à l'aide de la fonction intégrée « lm ».

Similairement à la régression linéaire simple, la régression linéaire multiple permet d'expliquer une variable dépendante mais à l'aide de *plusieurs* variables indépendantes. S'il existe p variables indépendantes, le modèle s'écrit alors :

$$y_i = a_0 + a_1 x_i^1 + a_2 x_i^2 + \cdots + a_p x_i^p + \varepsilon_i, i = 1, 2, \ldots, n$$

Avec y_i la variable dépendante, (x_i^1, …, x_i^p) les p variables indépendantes, $(a_0,\ldots,a_p)$ des constantes, ε_i les termes d'erreur et n la taille de l'échantillon statistique. Les hypothèses associées au modèle sont alors : 1) les termes d'erreur ε_i sont mutuellement indépendants et identiquement distribués ; 2) les termes d'erreur vérifient l'homoscédasticité et suivent des distributions normales, 3) les termes d'erreur sont indépendants des (x_i^1, …, x_i^p).

Des régressions linéaires multiples ont été calculées entre une variable granulométrique (D50 ou mode) et treize variables XRF. Du fait de la nature compositionnelle des données XRF, une transformation ilr (cf. section 2.5.1) a été préalablement appliquée aux données à l'aide du logiciel CoDaPack (Comas-Cufí et Thió-Henestrosa, 2011). Le calcul de la régression a ensuite été effectué sous R (R development Core Team, 2020) à l'aide du package « car » (Fox et al., 2020) et validé à l'aide du package « gvlma » (Slate, 2019).

2.5.3. End-Member Modelling Analysis : une méthode statistique pour l'interprétation de la granulométrie

L'interprétation statistique des mesures granulométriques reste un sujet complexe et souvent controversé au sein de la communauté sédimentologique. Intuitivement, l'idée que les mécanismes de transport, les conditions de dépôt ou la provenance des sédiments puissent être déduits de l'analyse des distributions granulométriques est cohérente et attrayante, mais en pratique, l'interprétation s'avère souvent délicate. Le principe de décomposer (« un-mix ») des distributions granulométriques en sous-populations élémentaires susceptibles d'être ensuite interprétées individuellement en tant que processus de dépôt ou de transport est globalement reconnu, en particulier lorsque les distributions initiales sont polymodales, mais les techniques appliquées à ces fins diffèrent. Classiquement, la méthode consiste à décomposer les distributions en courbes paramétriques (e.g. log-normal : Curray, 1960 ; Clark, 1976 ; Sheridan et al., 1987 ; log-hyperbolic : Christiansen et al., 1984 ; Weibull : Sun et al., 2002). Cependant, ce type de raisonnement présente des limites : les paramètres (e.g. classes et nombre de sous-distributions) doivent être spécifiés par l'utilisateur ce qui rend l'approche subjective, et la performance de l'algorithme est mesurée par la justesse du calage (« goodness-of-fit »), c'est-à-dire un critère purement mathématique qui ne permet pas d'évaluer la pertinence du modèle en termes géologiques (LeRoy, 1981 ; Weltje, 1997 ; Weltje et Prins, 2007).

L'alternative la plus courante à la décomposition en courbes paramétriques est généralement désignée par l'appellation « end-member modelling » (NB : « end-member » a été traduit par « composantes » dans ce manuscrit). Le modèle précis utilisé dans le cadre de ce travail est désigné comme EMMA (End-Member Modelling Analysis) et a été introduit par Weltje (1997). Conceptuellement, le modèle repose toujours sur l'hypothèse qu'une distribution granulométrique mesurée à une date et un lieu donnés peut être interprétée comme un mélange de populations sédimentaires associées chacune à un mécanisme de transport ou de production des sédiments (Weltje et Prins, 2003). Mathématiquement, un modèle de séparation non-linéaire (ou explicite ; « non-linear/explicit un-mixing model ») prenant en compte la nature compositionnelle des données (cf. section 2.5.1) est appliqué. Si on écrit un ensemble de distributions granulométriques sous la forme d'une matrice X :

$X = \begin{pmatrix} x_{11} & \cdots & x_{1p} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ x_{n1} & \cdots & x_{np} \end{pmatrix}$ avec $\sum_{j=1}^{p} x_{ij} = cste$ où les lignes correspondent à une observation (ou distribution granulométrique) de nature compositionnelle, et les colonnes correspondent aux variables (ou classes de tailles) mesurées, alors le modèle général s'écrit :

$X = MB + E$ avec B la matrice des end-members (ou composantes), M la matrice des contributions proportionnelles des différentes composantes et E la matrice des erreurs. On note aussi le signal X'tel que $X' = MB$. X', M et B sont toutes des matrices positives par définition.

Le modèle est « explicite », ce qui signifie que seules les données brutes sont considérées en entrée, tandis que le nombre de composantes, leur composition et contributions respectives sont inconnues (Weltje et Prins, 2007). En contrepartie, des hypothèses sur les données doivent être respectées afin de pouvoir résoudre le problème : 1) le niveau de bruit dans les données peut être estimé ; 2) les distributions granulométriques des composantes sont linéairement indépendantes (aucune composante ne peut être exprimée comme combinaison linéaire d'une autre) ; 3) les composantes modélisées sont fixes et aussi proches que possibles des distributions observées.

La première étape de modélisation consiste à estimer le nombre optimal de composantes q :

$X' = MB = AFG$ avec F une matrice de taille $q * p$ d'axes linéairement indépendants, A une matrice $n * q$ des coordonnées des observations selon ces axes et G une matrice diagonale positive de taille $p * p$ comprenant des facteurs de pondération.

X' se doit toujours d'être positive mais cette condition ne s'applique pas à F et G, ce qui simplifie le problème. Le nombre maximal de composantes est limité par la condition d'indépendance linéaire, et le nombre de composantes optimal est estimé via le coefficient de détermination moyen (Weltje, 1997), qui exprime la proportion de variance de chaque variable qui peut être reproduite par le modèle (on retrouve le principe de maximisation de la variance, déjà appliqué dans l'ACP).

La deuxième étape consiste à estimer la composition des composantes. On écrit :

$X' = MB = AFG = AT^{-1}TFG$ de façon à ce que $M = AT^{-1}$ et $B = TFG$.

On réalise ainsi que le nombre de matrices de transformation T est potentiellement infini puisque $TT^{-1} = I$. Pour restreindre le nombre de matrices T possibles, on fixe alors une autre condition qui consiste à satisfaire à la fois faisabilité mathématique (i.e. la matrice des contributions M doit être positive) et la faisabilité géologique (i.e. la matrice des composantes/end-members B doit être aussi représentatives des distributions observées que possible). Plus intuitivement, cela signifie que pour un nombre de composantes fixées (étape 1), la solution optimale au problème est de formuler un set de composantes qui renferme le plus de points de mesures dans l'espace le plus étroit possible (Weltje et Prins, 2007). On procède ensuite par itération (Fig. 2.24) : un ensemble initial de composantes est choisi de façon aléatoire, et des ensembles intermédiaires sont générés par transformation des coordonnées. L'algorithme converge naturellement car les ensembles successifs de composantes incluent les ensembles précédemment générés.

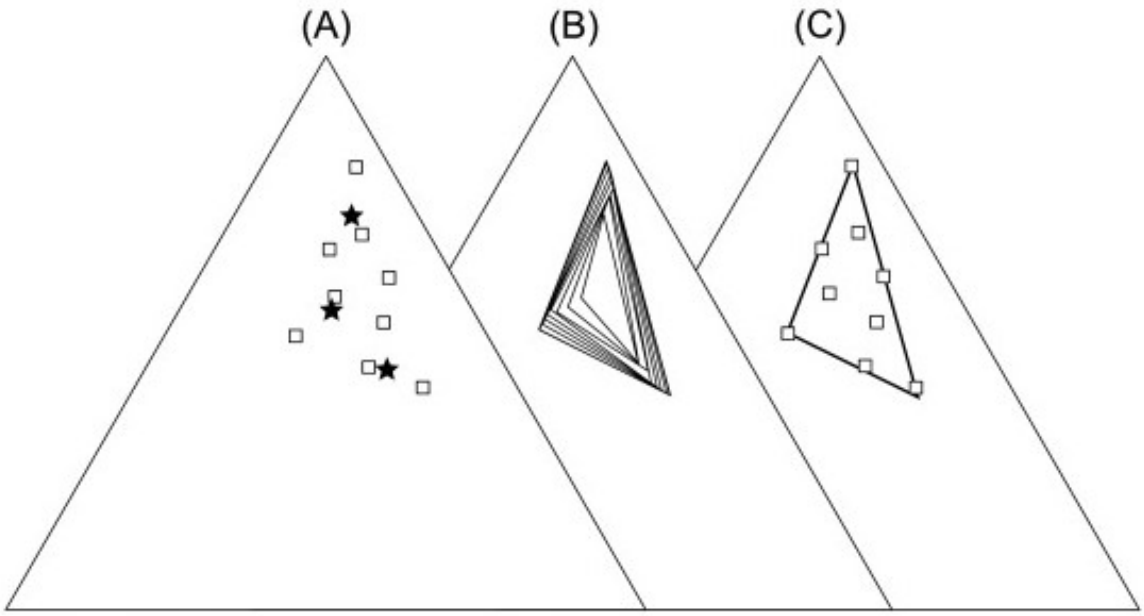


Figure 2.24 : Illustration de l'étape 2 de l'algorithme EMMA (détermination de la composition des différents end-members) pour un jeu de données théorique comprenant trois variables. Le jeu de données inclue les véritables sous-distributions à partir desquelles les mélanges ont été générés. A) Phase d'initialisation : les carrés correspondent aux données observées et les étoiles soit les véritables composantes (que l'on cherche à modéliser) ; B) Série d'itération au cours desquelles l'espace de mélange est étendu ; C) Composantes modélisées après convergence (il s'agit des sommets de l'espace défini) afin d'inclure l'ensemble des données dans un espace minimisé. Source : Weltje et Prins, 2007.

Cet algorithme a été formalisé et automatisé dans le package « EMMAgeo » (Dietze et al., 2012 ; Dietze et Dietze, 2019) développé sous R (R development Core Team, 2020). Le package prend un ensemble de distributions granulométriques en entrée (l'ensemble des échantillons mesurés dans une ou plusieurs carottes sédimentaires, dans notre cas) et calcule les composantes optimales pour représenter cet ensemble de distributions selon l'algorithme EMMA précédemment décrit. L'utilisateur peut agir sur le nombre de composantes et leur composition, mais le choix est orienté et encadré par les calculs.

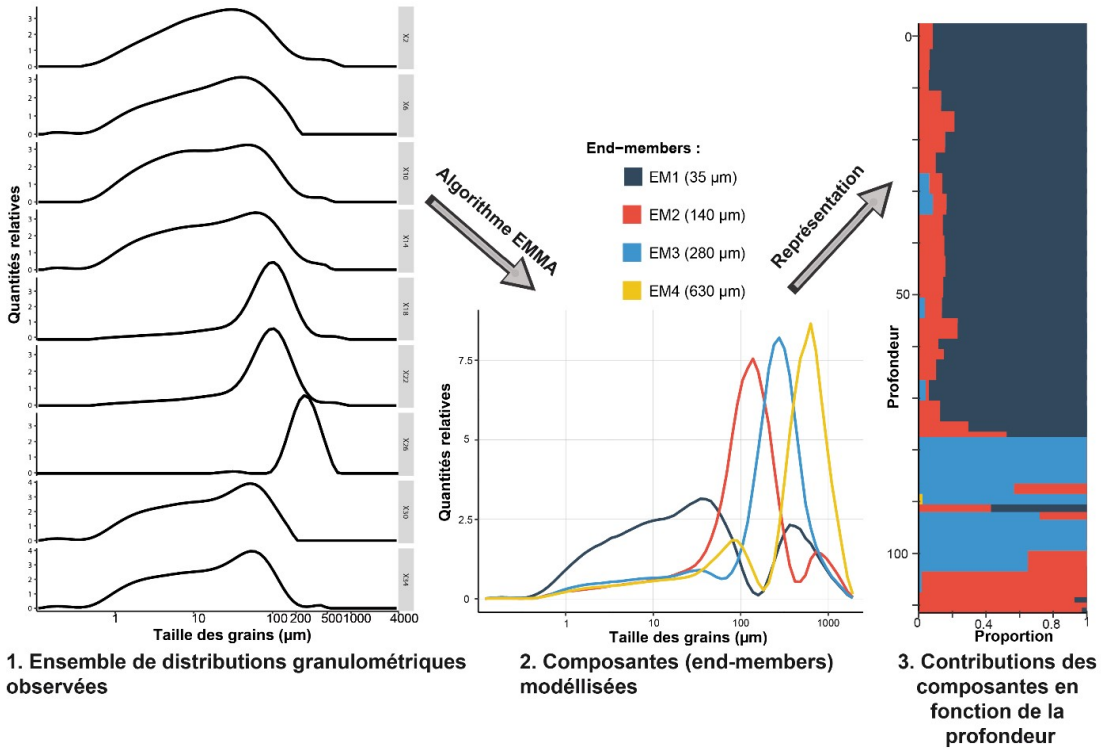


Figure 2.25 : Principe général du package EMMAgeo basé sur l'algorithme EMMA.

Le package permet ensuite la visualisation des contributions relatives des différentes composantes définies en fonction de l'échantillon (i.e. en fonction de la profondeur dans notre cas), ce qui permet éventuellement de mettre en lumière des changements de processus de sédimentation au sein d'une carotte (Fig. 2.25). Il fournit également des mesures de la représentativité de la modélisation telles que la variance expliquée en fonction de la classe de taille (permet d'estimer quelles classes de tailles ne sont pas représentées par les composantes modélisées) ou de l'échantillon (permet d'estimer la représentativité de la modélisation en fonction de la profondeur).

CHAPITRE 3 : ÉVOLUTION DE LA PLAINE D'INONDATION SUITE AUX AMÉNAGEMENTS GIRARDON : UN PREMIER HÉRITAGE SÉDIMENTAIRE

3.1. Caractérisation de sédiments hérités liés aux travaux de correction du Rhône (1850-1900) à l'échelle d'un tronçon court-circuité

3.1.1. Introduction et enjeux

Ce chapitre a pour but de mettre en évidence l'existence de sédiments hérités liés à des aménagements fluviaux le long du corridor anthropisé du Rhône, en se concentrant sur les sédiments accumulés dans les plaines d'inondation. Dans cette première section, il est tout d'abord question d'initier la démonstration à l'échelle d'un site d'étude, Péage-de-Roussillon, en établissant les hypothèses suivantes :

- Les infrastructures fluviales couramment observées sur les cours d'eaux européens telles que les barrages au fil de l'eau, les digues, les épis, etc. entraînent le dépôt de sédiments hérités sur la plaine d'inondation ;
- Les sédiments hérités en question sont épisodiques et peuvent être reliés à une fenêtre temporelle délimitée durant laquelle un ou plusieurs types d'aménagement ont été mis en place ;
- Les sédiments hérités en lien avec les infrastructures fluviales peuvent être caractérisés de façon fiable par un ensemble de marqueurs anthropiques qui seront à déterminer au cours de l'étude.

La démarche appliquée afin de prouver ces hypothèses correspond à la méthodologie multidisciplinaire décrite dans la section 2.2. Pour rappel, il s'agit dans un premier temps de reconstituer l'évolution morphologique du site d'étude d'après des données historiques, puis de caractériser l'environnement sédimentaire à l'aide de sondages géophysiques ; les sondages GPR utilisés dans cette section sont localisés sur la Fig. 3.1. L'analyse des profils géophysiques permet de déterminer les positions optimales pour extraire des carottes sédimentaires qui sont ensuite caractérisées de multiples façons afin de déterminer les propriétés des sédiments investigués. L'emplacement des carottes étudiées dans cette section est indiqué sur la Fig. 3.1, tandis que le tableau 3.1 récapitule leurs caractéristiques ainsi que les analyses réalisées sur chacune d'entre elles.

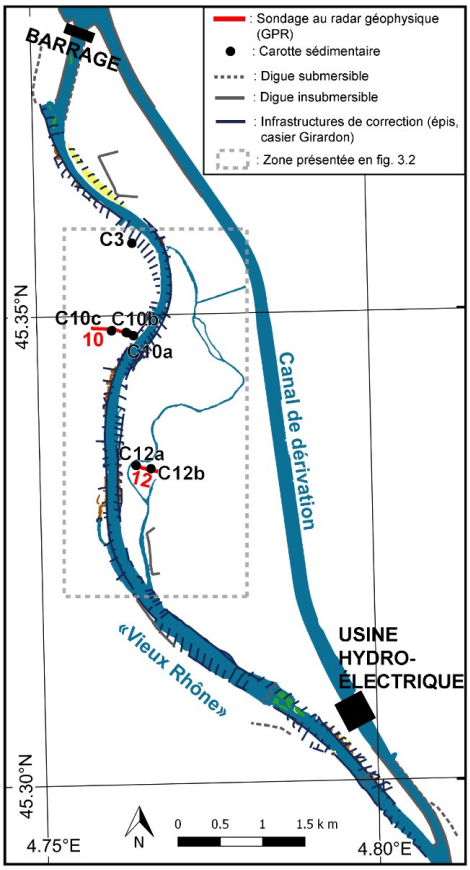


Figure 3.1 : Rhône court-circuité de Péage-de-Roussillon avec l'emplacement des sondages au radar géophysique (GPR) et des carottes sédimentaires utilisées dans cette section.

Tableau 3.1 : Caractéristiques des carottes sédimentaires étudiées dans cette sous-section, et analyses réalisées dessus.

Carotte	Longueur (cm)	Distance du chenal principal (m)	Altitude (m)	Fréquence d'inondation actuelle (jour/an)	Analyses réalisées
C10a	111	80	136.78	1.08	Granulométrie – TOC – ^{137}Cs – ^{14}C (une mesure) – Eléments métalliques – XRF – PCBs
C10b	158	130	135.78	1.72	Granulométrie – TOC – ^{137}Cs – ^{14}C (une mesure) – Eléments métalliques – XRF – PCBs
C10c	269	300	137.04	0.56	Granulométrie – ^{14}C (une mesure) – Eléments métalliques – XRF
C12a	187	230	136.36	0.52	Granulométrie – ^{14}C (trois mesures) – Eléments métalliques – XRF
C12b	266	400	135.24	3.20	Granulométrie – ^{14}C (deux mesures) – Eléments métalliques – XRF
C3	256	170	138.16	0.40	Granulométrie – Eléments métalliques – XRF

3.1.2. Résultats et interprétations

3.1.2.1. Analyse planimétrique et géophysique de la zone d'étude

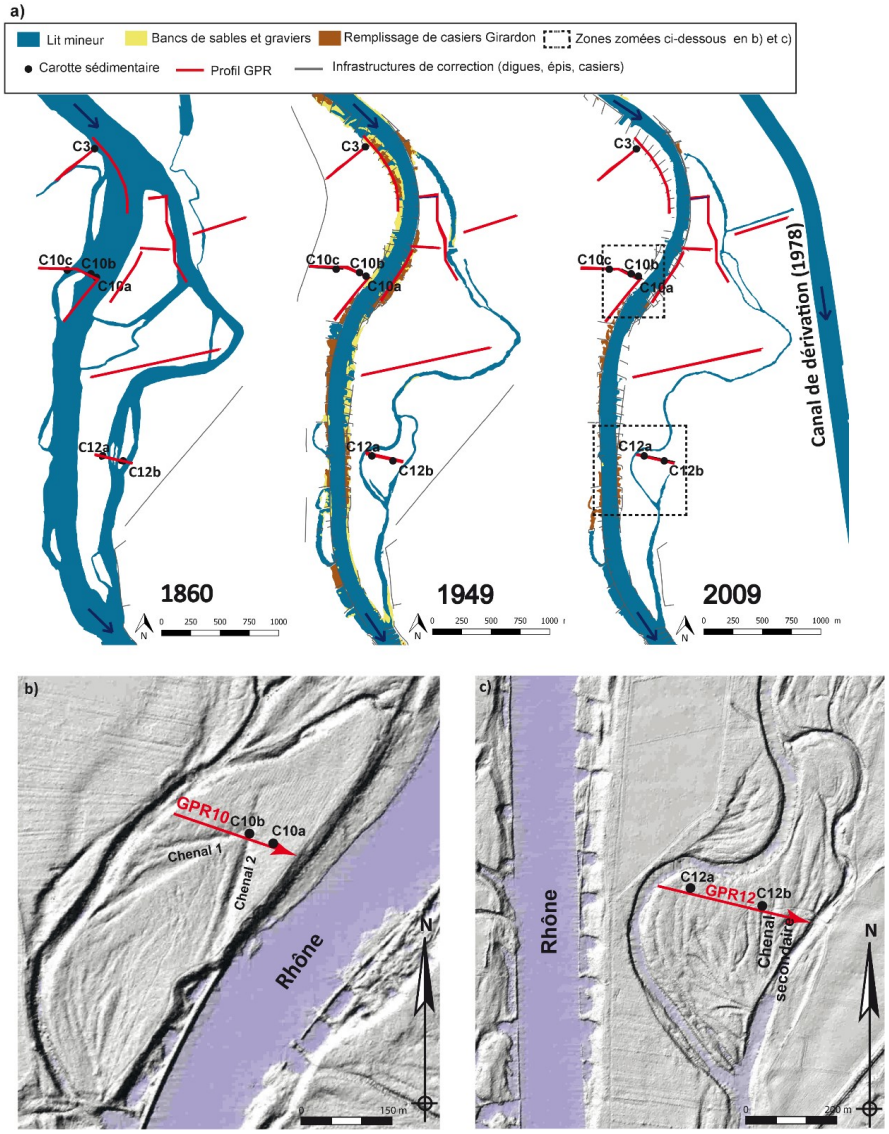


Figure 3.2 : a. Analyse diachronique de la zone d'étude ; b. Modèle numérique de terrain (MNT) de la zone d'étude autour du GPR10 ; c. Modèle numérique de terrain (MNT) de la zone d'étude autour du GPR 12. Sources : MNT fourni par la Compagnie Nationale du Rhône dans le cadre de l'Observatoire des sédiments du Rhône

L'analyse chronologique du site d'étude de PDR (Fig. 3.2.a) illustre les impacts des deux phases d'aménagement successives sur le lit mineur et les marges alluviales. Entre 1860 et 1949, une diminution significative de la largeur du chenal principal est observée suite à la mise en place des infrastructures Girardon, de même que la disparition de plusieurs chenaux secondaires. Entre 1949 et 2009, les changements sont plus subtils (mis à part la mise en place du canal de dérivation) mais on peut néanmoins remarquer un rétrécissement supplémentaire du chenal principal et des chenaux secondaires. Les emplacements des profils GPR et des carottes sédimentaires ont été choisis suite à

cette analyse chronologique combinée avec le modèle numérique de terrain (MNT) de la zone d'étude (Fig. 3.2.b-c). L'objectif était d'identifier des sites ayant connu une évolution morphologique suite à la mise en place des différentes phases d'aménagement, afin de maximiser les chances d'observer des sédiments impactés par ces infrastructures.

- Le GPR10 est en partie situé sur une zone qui faisait partie du chenal principal en 1860 et s'est aterrée suite à la mise en place des infrastructures Girardon. Le MNT permet également de souligner l'existence de deux anciens chenaux secondaires (Fig. 3.2.b). Trois carottes sédimentaires ont été prélevées dans cette zone de façon à maximiser le nombre d'environnements de dépôt étudiés : la carotte C10a est proche du chenal dans la bande récemment aterrée, la carotte C10b est située dans l'un des anciens chenaux secondaires et la carotte C10c est significativement plus éloignée du chenal, dans une zone déjà terrestre avant la première phase d'aménagement.
- Le GPR12 est situé dans une zone de chenaux divagants, comme le montrent la représentation du chenal actif en 1860 (Fig. 3.2.a) et le MNT (Fig. 3.2.c) sur lequel de nombreux anciens chenaux secondaires peuvent être observés. La zone semble s'être stabilisée entre 1860 et 1949, et le profil GPR est de nos jours entouré de deux chenaux secondaires. Les deux carottes sédimentaires collectées le long du GPR12 ont également été positionnées de façon à diversifier les environnements étudiés : C12a est représentative d'un environnement de chenaux divagants ayant possiblement alterné entre des phases aquatiques et terrestres, tandis que C12b a été volontairement extraite dans un ancien chenal secondaire.
- Finalement, la carotte C3 a été prélevée dans une zone qui n'a pas subi de modification morphologique significative suite à l'implémentation des infrastructures Girardon, dans le but de servir de témoin.

3.1.2.2. Caractéristiques granulométriques

La majorité des carottes sédimentaires présente une séquence stratigraphique similaire (Fig. 3.3) : du bas vers le haut, on trouve une couche sableuse comprenant occasionnellement des graviers, puis une alternance de couches sableuses et de limons, une couche de limons foncés et finalement une couche de terre superficielle riche en matière organique. Seul le profil stratigraphique de C3 diffère de ce motif, la carotte étant principalement composé de sables grossiers.

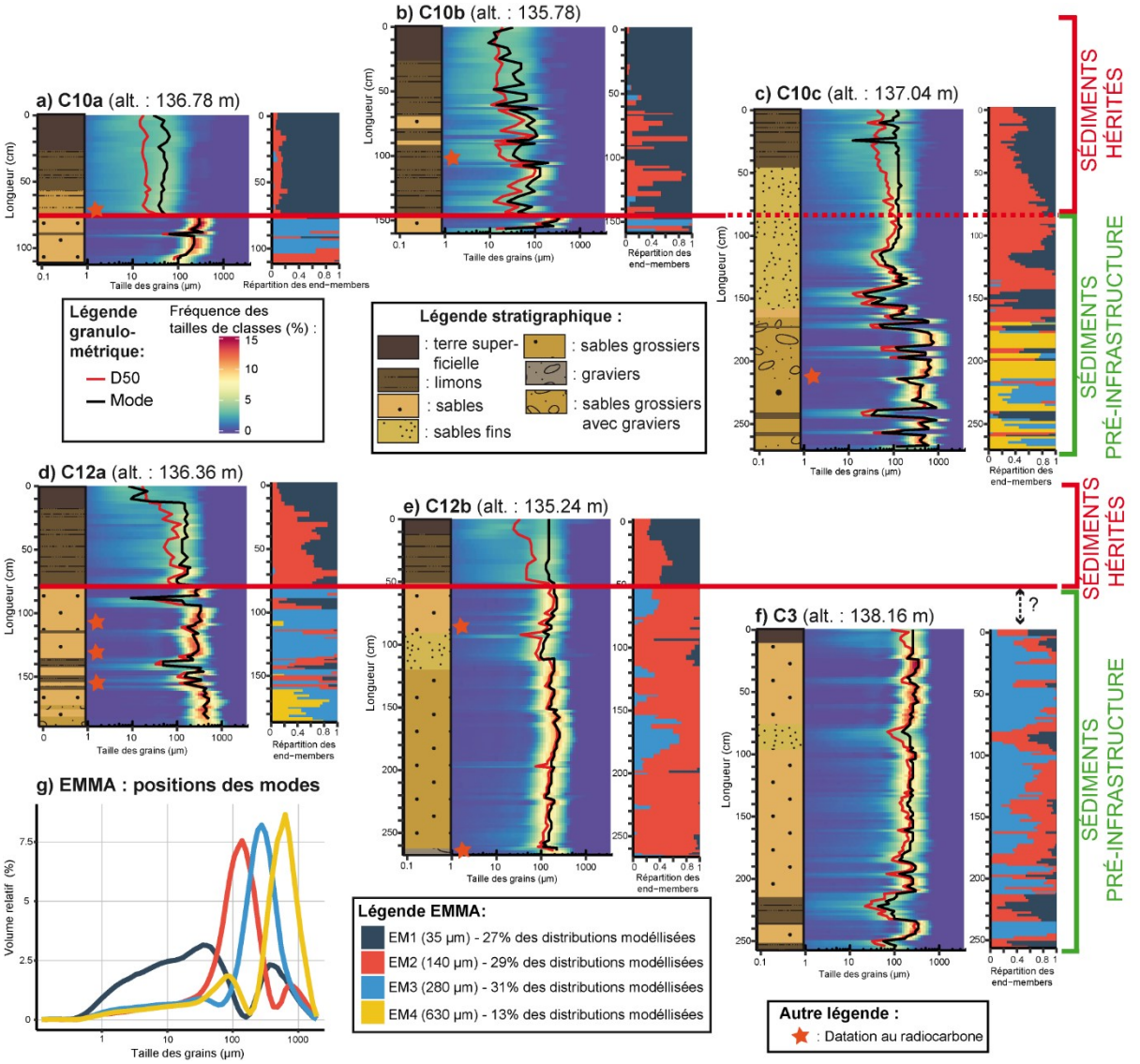


Figure 3.3 : Description stratigraphique, représentation en « heatmaps » de la granulométrie et graphe « EMMA » pour chacune des six carottes sédimentaires étudiées dans cette section. Les positions des échantillons analysés au radiocarbone sont également indiquées.

Les “heatmaps” granulométriques permettent d’identifier un autre motif sédimentaire que l’on retrouve dans la majorité des carottes : un changement brusque de la typologie des distributions granulométriques, représenté par une ligne rouge sur la Fig. 3.3. En dessous de cette limite, les sédiments sont grossiers (D50 comprise entre 100 et 1000 µm) et bien triés, tandis qu’au-dessus de la limite, les sédiments sont plus fins (D50 comprise entre 10 et 50 µm majoritairement) et peu triés : les tailles de grains sont également réparties au sein de la distribution, la fréquence d’occurrence d’une classe de taille donnée dépassant rarement les 5%. De plus, la D50 et le mode sont confondus en dessous de la limite granulométrique, mais clairement distincts au-dessus. Finalement, les sédiments de la partie supérieure des carottes sont particulièrement homogènes en termes de tailles et de distribution, tandis que ceux des sédiments de la partie inférieure sont sujets à de plus fortes variations. Ces observations s’appliquent à toutes les carottes sauf C3 qui ne présente aucune des

caractéristiques soulignées, ce qui s'explique vraisemblablement par son rôle de carotte « témoin ». Dans le cas de la carotte C10b, la D50 et le mode restent très variables au-dessus de la limite, cependant cela peut être lié au fait que la carotte est située dans un ancien chenal comblé : les variations de connectivité au cours du temps (crues, débits variables dus au barrage) pourraient expliquer une telle disparité des statistiques granulométriques.

L'algorithme « End-Member Modelling Analysis" (EMMA) a été implémenté sur l'ensemble des données granulométriques des six carottes sédimentaires. Les résultats montrent que le corpus de distributions granulométriques est représenté de façon optimale par quatre composantes (Fig. 3.3.g). Les modes principaux sont situés à 35, 140, 280 et 630 µm. Ce modèle de composantes a une variance expliquée relative aux tailles de classes de 76%, et relative de 85% aux échantillons, ce qui montre une bonne représentation des distributions granulométriques. La limite identifiée sur les "heatmaps" se retrouve également à partir des graphiques représentant les proportions des différentes composantes en fonction de la profondeur (Fig. 3.3). Elle se manifeste comme un changement abrupt dans la répartition des « End-members » (EM) : EM1 —et dans une moindre mesure EM2— deviennent largement prédominants au-dessus de la limite tandis que les deux autres EMs ne sont quasiment plus représentés. Les résultats de l'EMMA corroborent donc le fait qu'il existe un changement brutal des caractéristiques granulométriques qui peut être observé de façon quasi-systématique dans les carottes étudiées. Si cette limite dérive initialement de simples observations basées sur les données granulométriques, le fait qu'elle apparaissent également dans la répartition verticale des composantes issue de l'EMMA lui donne une signification statistique.

La limite granulométrique n'apparaît pas dans C3, ce qui est cohérent avec le fait qu'il s'agisse d'une carotte témoin issue d'une zone a priori peu impactée par les infrastructures Girardon ou les aménagements CNR. Le but de cette section étant d'identifier et de caractériser des sédiments hérités d'infrastructures, la carotte C3 a donc été exclue des analyses chimiques et statistiques ultérieures.

A partir des observations granulométriques ci-dessus, nous sommes en mesure de formuler l'hypothèse que cette rupture granulométrique résulte de la mise en place de l'une ou l'autre des phases d'aménagement, ce qui signifierait que les sédiments au-dessus de la limite pourraient être considérés comme des sédiments hérités induits par des infrastructures. La validité de l'hypothèse ainsi que la phase d'aménagement responsable de ces dépôts sédimentaires restent à démontrer dans la suite de ce sous-chapitre.

3.1.2.3. Datation des carottes sédimentaires

3.1.2.3.1. Datation au ^{137}Cs

Les tendances verticales d'activité en ^{137}Cs sont semblables dans les carottes C10a et C10b (Fig. 3.4). Les activités sont en dessous de la limite de détection (1,2 Bq kg^{-1} en moyenne sur ces carottes) du fond des carottes jusqu'à environ 30-35 cm, puis augmentent rapidement jusqu'à ~20 Bq kg^{-1} dans les deux carottes. La normalisation au COT ne modifie pas les tendances observées. On notera qu'un point aberrant a été ignoré dans chaque carotte car il était précisément localisé à la jonction entre les deux sous-sections, et donc vraisemblablement le résultat d'une contamination par des sédiments de surface lors de l'extraction de la carotte.

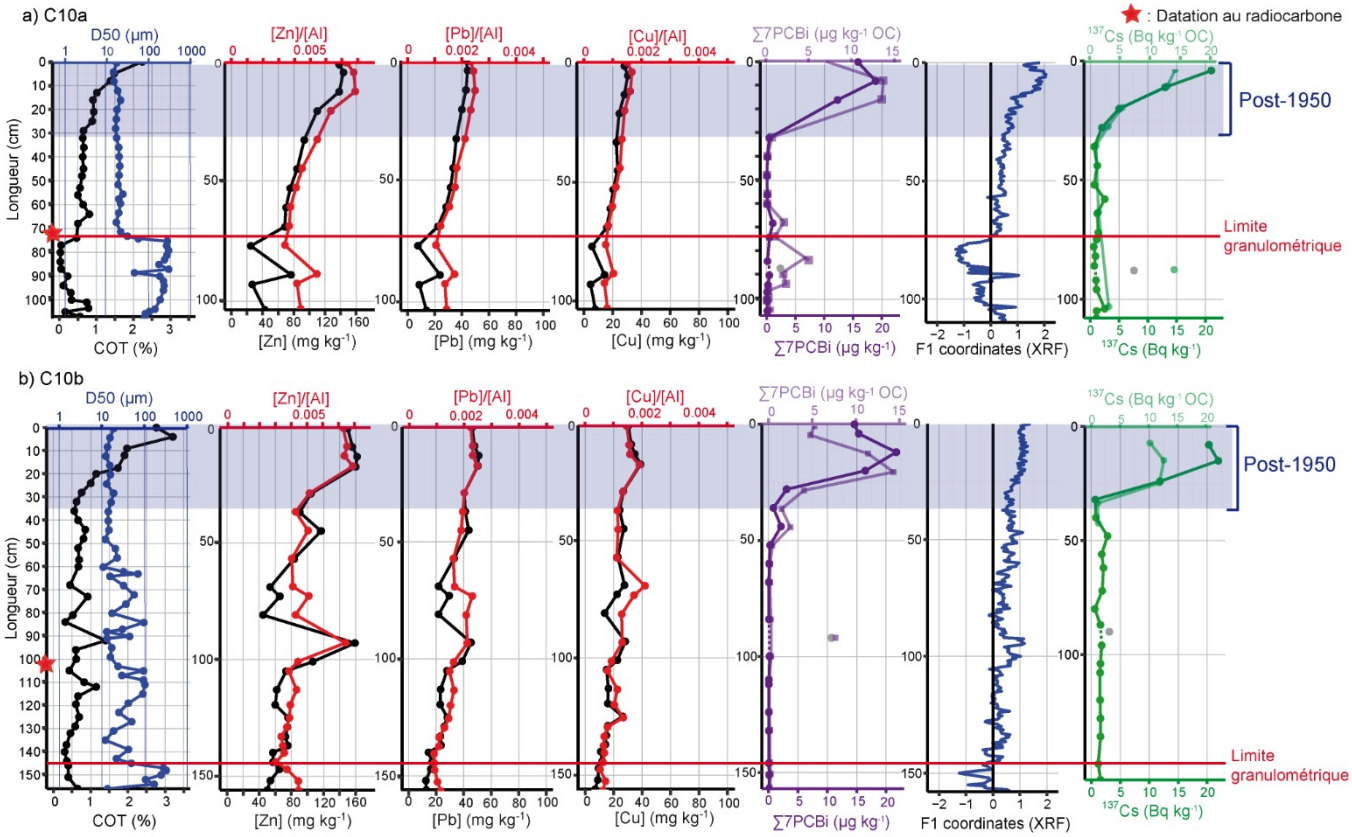


Figure 3.4 : De gauche à droite : teneur en carbone organique total et D50, concentrations en éléments métalliques (Zn, Pb, Cu), concentrations en PCBs (∑7PCBi), données XRF (coordonnées selon l'axe F1 issu de l'analyse en composantes principales) et activité en ^{137}Cs avec indication des datations au radiocarbone effectuées, pour a) la carotte C10a et b) la carotte C10b. NB : Dans le cas des PCBs et du ^{137}Cs, la courbe en pleine couleur correspond aux valeurs mesurées, tandis que celle en semi-transparence correspond aux valeurs normalisées au COT.

Aucun pic d'activité n'a été enregistré dans ces carottes, néanmoins l'émergence d'une activité en ^{137}Cs dans l'environnement peut être reliée au début de la période des essais nucléaire en 1954. Il est donc possible de conclure que les 30-35 derniers centimètres des carottes datent des années 1950 ou plus tard.

3.1.2.3.2. Datation au radiocarbone

Parmi les huit échantillons analysés, deux n'ont donné aucun résultat car les échantillons se sont avérés trop petits ou ont été perdus (tableau 3.2). La plupart des dates obtenues pour le reste des échantillons sont comprises entre le 17 et le 20ème siècle, à l'exception d'un échantillon de la carotte C10a qui est daté de 1058-6232 av. JC. Cependant, étant situé à seulement 72 cm de profondeur, il apparaît improbable qu'il ait été déposé pour la première fois il y a 8000-9000 ans. Il est en revanche possible qu'il s'agisse de sédiments anciens mais remaniés plus récemment, ou que ce résultat soit dû à une erreur d'échantillonnage. En effet, les sédiments de la zone contenaient une grande quantité de micro-charbons fossiles qui se confondent facilement avec des micro-charbons organiques et sont ainsi susceptibles de fausser la datation.

Tableau 3.2 : Position dans les carottes des échantillons datés au radiocarbone et dates calibrées correspondantes

Carotte	Nom de l'échantillon	Profondeur (cm)	Type d'échantillon/ remarque	Date non calibrée	Date calibrée
C10a	Poz-99807	72-74	TOC, 0.04 mgC	7710 ± 180 BP	7058-6232 av. JC
C10b	Poz-99811	102-103	TOC, 0.01 mgC	Pas de résultat : échantillon trop petit	/
C10c	Poz-99810	211-213	TOC, 0.15 mgC	595 ± 30 BP	1378-1410 ap. JC
C12a	Poz-99789	105-108	Reste de plantes, moderne	104.57 ± 0.31 pMC	1876-1892 ap. JC
	Poz-99790	129-132.5	0.4 mgC	75 ± 30 BP	1810-1925 ap. JC
	Poz-0	153.5-156.5	TOC, lost	Pas de résultat : échantilon perdu	/
C12b	Poz-99808	85-88	TOC, 0.12 mgC	100 ± 60 BP	1810-1925 ap. JC
	Poz-99809	266-271	TOC, 0.4 mgC	295 ± 30 BP	1613-1659 ap. JC

L'échantillon à 210 cm de profondeur dans la carotte C10c est également plus ancien que ce que l'on aurait pu attendre à première vue, avec une date estimée entre 1378 et 1410. Cependant la datation reste plausible si l'on considère la profondeur de l'échantillon ainsi que le fait que la carotte est la plus éloignée du chenal principal. Les quatre échantillons restant (dans les carottes C10c, C12a et C12b) sont datés de 1613 à 1925 (tableau 3.2). Les périodes estimées apparaissent valides mais sont

dans l'ensemble trop larges pour s'avérer réellement informatives. Dans l'ensemble, les résultats des analyses radiocarbone ne sont pas assez précis pour nous permettre de tirer des conclusions supplémentaires, mais restent cohérents avec les informations issues du ^{137}Cs.

3.1.2.4. Tendances verticales des caractéristiques géochimiques des sédiments

3.1.2.4.1. Tendances verticales en COT et contaminants

La teneur en carbone organique total (COT) totale varie entre 0 et 3% et augmente tout au long des carottes C10a et C10b (Fig. 3.4). Dans le cas de C10a, une première augmentation autour de 72 cm coïncide avec la rupture granulométrique, et une deuxième peut être observée autour de 30 cm. Dans le cas de C10b, le COT est plus variable mais une tendance à l'augmentation à partir de 30 cm peut néanmoins être distinguée.

Les concentrations en éléments métalliques pour un élément donné (Zn, Pb ou Cu) sont similaires dans les carottes C10a et C10b (Fig. 3.4). Aucun motif particulier ne peut être identifié, mais il existe une tendance globale à l'augmentation des concentrations du bas vers le haut des carottes. Dans le cas de la carotte C10a, on remarque également que le début de l'augmentation des concentrations coïncide avec la rupture granulométrique précédemment identifiée. Les concentrations en éléments métalliques ont été également normalisée à l'aluminium afin d'enlever un possible effet granulométrique (Ho et al., 2012). Les profils verticaux résultant (courbes rouges dans la Fig. 3.4) montrent des variations très similaires à celles de profils non-normalisés, ce qui indique que les concentrations mesurées n'ont pas été significativement impactées par les variations de taille des sédiments. Des profils verticaux supplémentaires pour les sept éléments mesurés (Al, Zn, Pb, Ni, Cu, Cd et Hg) et pour chacune des carottes à l'exception de C3 peuvent être trouvés en annexe (Fig. A1).

Les concentrations en PCBs indicateurs sont insignifiantes (0.4 µg kg^{-1} en moyenne) sur la majeure partie des carottes C10a et C10b (Fig. 3.4) : les premières concentrations significatives sont respectivement à 35 et 45 cm de la surface. Les concentrations augmentent ensuite rapidement jusqu'à ~20 µg kg^{-1} à partir de 10-15 cm dans les deux carottes. De la même façon que pour le ^{137}Cs, un point aberrant par carotte situé à la jonction entre les deux sous-sections n'a pas été considéré dans l'interprétation.

3.1.2.4.2. Tendances géochimiques verticales identifiées par X-Ray fluorescence

Des modèles de régression linéaire entre les données semi-quantitative obtenues par XRF et les concentrations correspondantes donnent des variances expliquées de 0,00 pour Al, 0,37 pour Cu,

0,61 pour Pb et 0,8 pour Zn (Fig. 3.5). On peut donc considérer que les mesures XRF reflètent les véritables concentrations dans le cas du zinc —et dans une moindre mesure du plomb. Pour les autres éléments, les mesures XRF ne devraient pas être considérées individuellement, mais peuvent être utilisées dans une analyse plus globale.

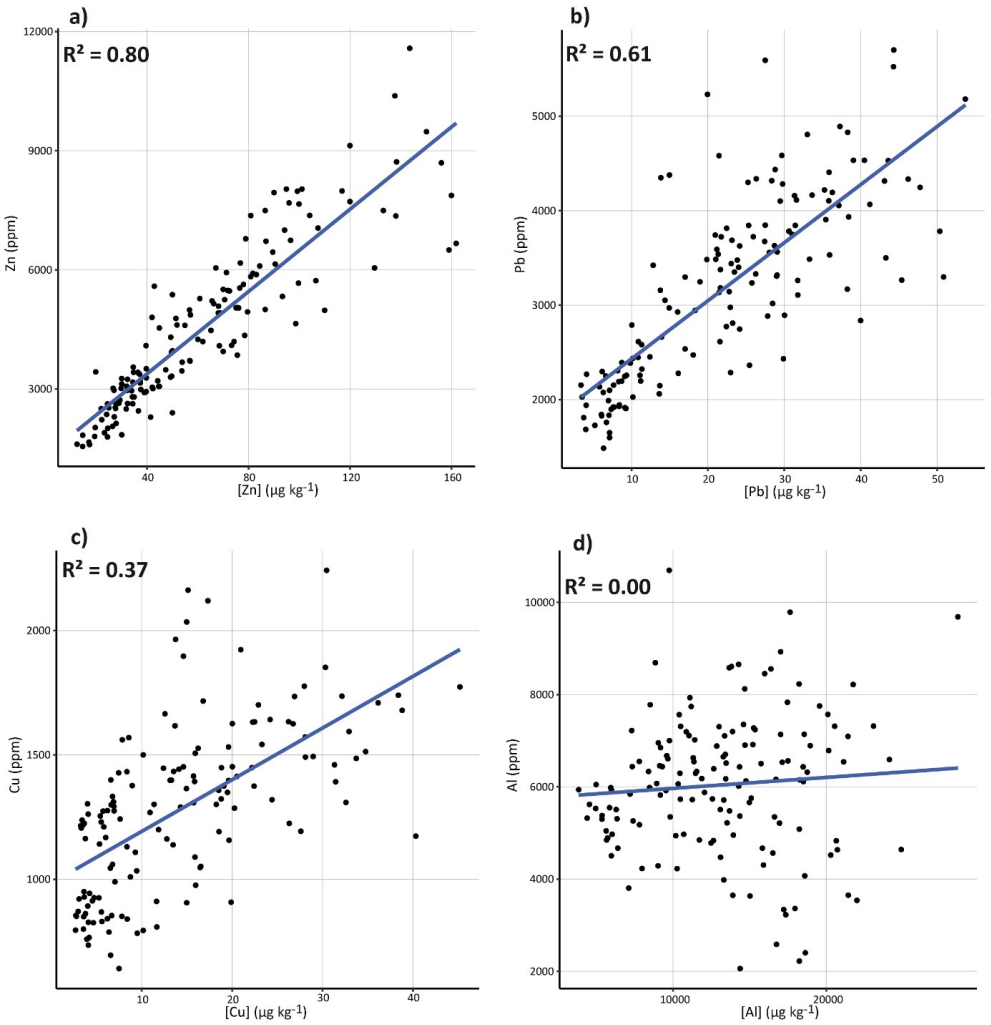


Figure 3.5 : Régressions linéaires entre les concentrations et les mesures XRF d'éléments métalliques (Zn, Pb, Cu, Al) mesurées sur les carottes sédimentaires C10a, C10b, C10c, C12a, C12b.

Les résultats d'une analyse en composantes principales calculée à partir des données XRF des carottes C10a, C10b, C1c, C12a et C12b sont représentés dans un biplot où la couleur des individus dépend de la carotte à laquelle ils appartiennent (Fig. 3.6.a). Les variances expliquées combinées des deux premières dimensions de l'ACP donnent 64,1%, ce qui est satisfaisant. Si l'on s'intéresse aux variables, deux pôles peuvent être identifiés sur le graphique :

- Zn, Cu et Pb ont une forte corrélation positive au premier axe, et sont des contaminants métalliques historiques ;

- A l'opposé, Al, Si et —dans une moindre mesure— Rb ont une forte corrélation négative à l'axe F1 ; ils sont par ailleurs souvent considérés comme des éléments conservatifs ou de référence (Brown et al., 2000 ; Boës et al., 2011 ; Burnett et al., 2011).

On peut déduire de ces observations que l'axe F1 est vraisemblablement représentatif du niveau de contamination des sédiments. Il a donc été jugé intéressant de tracer les coordonnées des échantillons selon l'axe F1 en fonction de la profondeur, afin d'estimer les tendances globales de contamination verticale pour chacune des carottes (Fig. 3.4 pour les carottes C10a et C10b, et Fig. A1 en annexe pour les trois autres carottes). On observe alors une tendance de contamination croissante en direction de la surface dans les carottes C10a, C10b, C12a et C12b. Pour ces carottes, les coordonnées selon F1 passent de négatives à positives à la même profondeur où les limites granulométriques ont été identifiées.

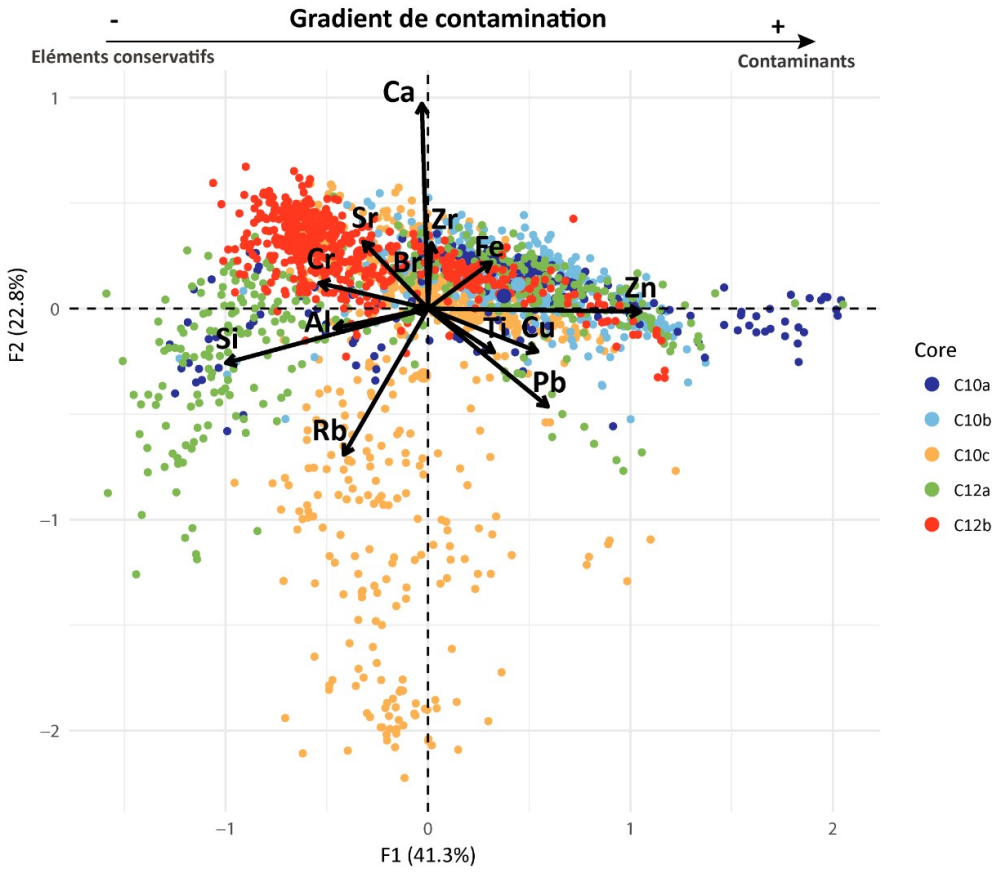


Figure 3.6 : Biplot de l'analyse en composantes principales calculée à partir des données XRF (préalablement log-ratio centrées). La couleur des individus dépend de la carotte sédimentaire à laquelle ils appartiennent.

Pour explorer plus en détails les corrélations entre la granulométrie et les caractéristiques géochimiques issues des données XRF, il a été déterminé si la limite granulométrique avait également une signification statistique relative aux mesures XRF. Les données XRF ont été séparées en deux groupes en fonction de leur position par rapport à la rupture granulométrique (en dessous

ou au-dessus) et une analyse de variance multivariée (MANOVA) a été calculée pour comparer les groupes. La p-value résultante est inférieure à $2{,}2.10^{-16}$ d'après quatre tests distincts (Wilks, Pillai, Hotelling et Roy) ce qui prouve que les groupes ont des moyennes significativement différentes et donc que la limite granulométrique a également une signification géochimique.

Tableau 3.3 : Statistiques des modèles de régressions linéaires multiples calibrés entre les données XRF et granulométriques.

	D50 ~ 13 éléments XRF	**Mode ~ 13 éléments XRF**
Ensemble des données XRF	R^2 ajusté = **0.69** P-value < $2.2*10^{-16}$	R^2 ajusté = **0.60** P-value < $2.2*10^{-16}$
Groupe de données au-dessus de la limite granulométrique	R^2 ajusté = **0.61** P-value < $2.2*10^{-16}$	R^2 ajusté = **0.54** P-value < $2.2*10^{-16}$
Groupe de données en dessous de la limite granulométrique	R^2 ajusté = **0.55** P-value < $2.2*10^{-16}$	R^2 ajusté = **0.46** P-value < $2.2*10^{-16}$

Afin de clarifier les possibles effets confondants liés à l'affinité des contaminants pour les sédiments fins, plusieurs modèles de régression linéaire multiples ont été calibrés entre les données XRF (13 éléments soit 13 variables) et les principales statistiques granulométriques (D50 et mode). Les calculs ont été effectués sur l'ensemble des données, puis séparément sur les groupes définis précédemment (au-dessus et en dessous de la rupture granulométrique). Les statistiques en résultant (tableau 3.3) montrent des corrélations substantielles, la plupart des coefficients de détermination étant supérieurs à 0.5 avec des p-values significatives. La corrélation la plus importante est obtenue pour le modèle reliant la D50 à l'ensemble des données XRF, avec un R^2 égal à 0,69. On peut conclure de ces statistiques que l'augmentation de la contamination dans les sédiments situés au-dessus de la limite granulométrique est en partie due à la diminution de la taille des sédiments : les sédiments fins de la partie supérieure des carottes sédimentaires fixent mieux les contaminants, entraînant une contamination plus importante.

3.1.2.5. Identification de sédiments hérités des infrastructures à partir des sondages géophysiques

Les profils GPR10 et GPR12 présentent tous deux de nombreux réflecteurs subparallèles qui correspondent vraisemblablement à différentes couches de sédiments déposées successivement au

cours du temps. Dans certaines zones des profils, cependant, aucun réflecteur n'est visible et l'image apparaît floue : il peut s'agir de couches riches en particules fines, car les ondes électromagnétiques du GPR sont mal transmises à travers ce matériau. Deux chenaux comblés peuvent être identifiés sur le profil GPR10, et un sur le GPR12. Tous correspondent à d'anciens chenaux secondaires qui avaient déjà pu être observés sur les MNT du site d'étude (Fig. 3.2), ce qui montre la pertinence des sondages GPR pour l'identification de changements morphologiques et/ou d'anciennes formes fluviales. Les carottes sédimentaires interprétées (stratigraphie et limite granulométrique) ont été replacées sur les profils et permettent ainsi de révéler la correspondance entre les réflecteurs soulignés sur les sondages et les unités stratigraphiques issues de la description des carottes. Dans le cas de la carotte C12b, par exemple, le réflecteur correspondant au fond d'un ancien chenal secondaire (ligne orange sur la Fig. 3.7) coïncide avec la limite entre les sables grossiers et les sables fins de la description stratigraphique. De la même façon, des réflecteurs majeurs sur les GPR 10 et 12 (lignes rouges sur la Fig. 3.7) coïncident avec les limites granulométriques des carottes C12a, C12b (Fig. 3.3.d-e), C10a et C10b (Fig. 3.3.a-b) respectivement. Cela montre que la limite granulométrique est continue, ce qui signifie qu'elle est apparue de façon simultanée sur les deux sites et qu'elle a donc été causée par une perturbation commune, telle que la mise en place d'infrastructures. On remarque également que la carotte C10b est sur le bord d'un chenal comblé, la limite granulométrique correspondant au fond de l'ancien chenal : cela explique que l'épaisseur de potentiels sédiments hérités soit deux fois plus importante dans la carotte C10b par rapport à la carotte C10a.

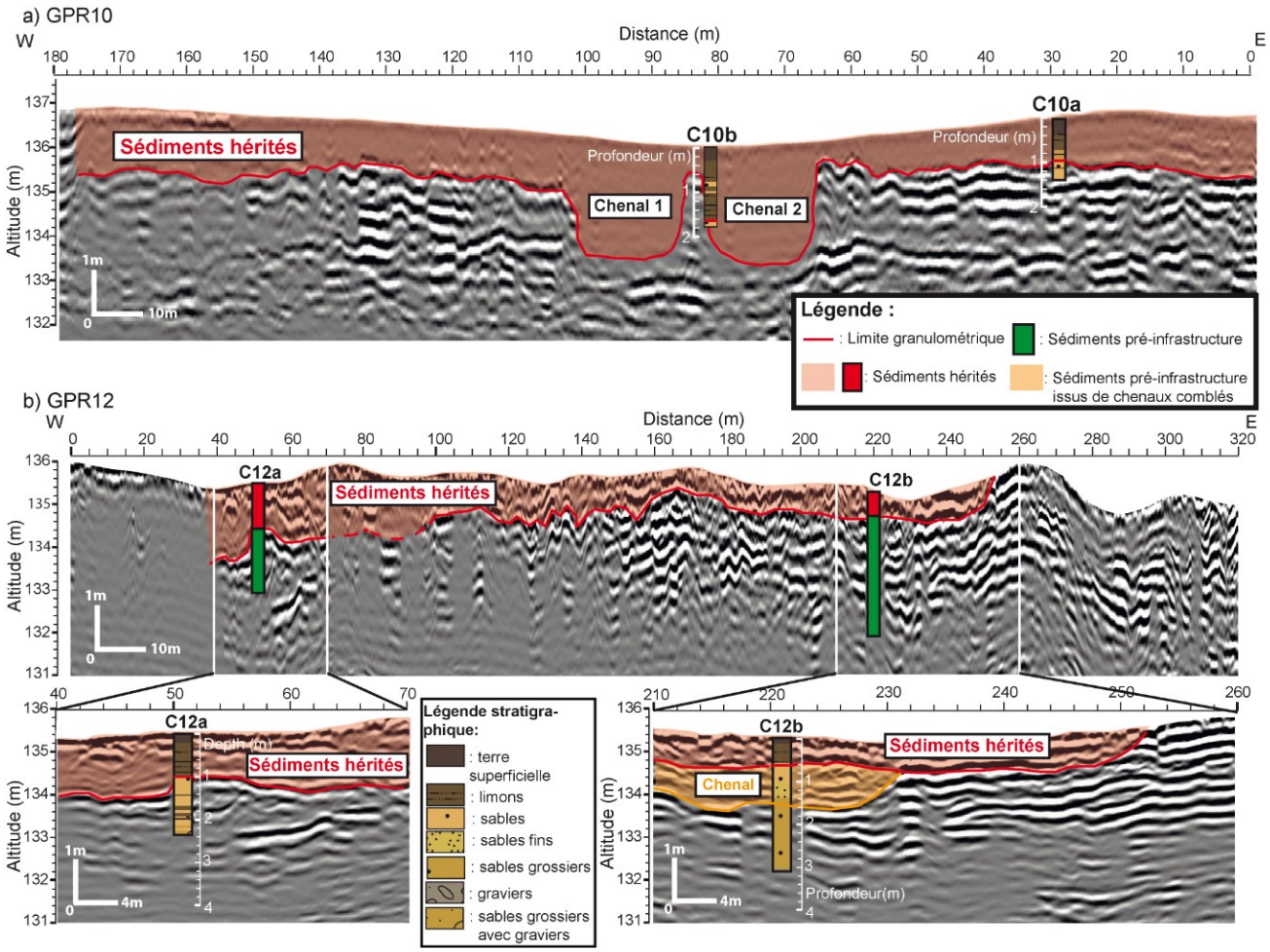


Figure 3.7 : Interprétation des profils GPR10 et GPR12, avec les carottes C10a, c10b, C12a et C12b positionnées sur les profils et la couche correspondant aux sédiments hérités délimitée. Une version non-interprétée des profils se trouve dans en annexe (Fig. A2).

Les sédiments hérités caractérisés d'après l'analyse de carottes sont donc représentatifs d'une couche sédimentaire qui couvre au minimum la longueur de deux profils GPR i.e. jusqu'à 300 m et 500 m pour les profils GPR10 et GPR12 respectivement. Il est raisonnable de présumer que cette couche existe également sur la majorité de la plaine d'inondation du site d'étude. Sur les sondages étudiés, son épaisseur varie de 50 à 150 cm. Ces variations sont vraisemblablement liées aux inégalités topographiques initiales, mais la couche semble néanmoins s'être déposée de façon assez uniforme sur le RCC de Péage-de-Roussillon, résultant en une homogénéisation de l'environnement sédimentaire superficiel.

3.1.3. Discussion

3.1.3.1. Un résumé chronologique des impacts des infrastructures sur l'environnement sédimentaire de Péage-de-Roussillon

Un changement brusque des caractéristiques granulométriques a été identifié dans cinq des six carottes étudiées. Cette limite coïncide avec une augmentation des concentrations en éléments métalliques et une modification de la composition géochimique des sédiments. De plus, elle correspond à un réflecteur majeur identifié sur les sondages GPR. Un changement aussi systématique ne peut que résulter d'une perturbation majeure des dynamiques hydromorphologiques à l'échelle du RCC. Au vu du contexte historique de la zone, deux évènements sont susceptibles d'avoir provoqué une telle modification : la mise en place des infrastructures Girardon dans les années 1880, ou la construction du barrage et la mise en dérivation en 1978. Les tendances croissantes des activités en ^{137}Cs dans les carottes C10b et C10a ont permis d'identifier une portion de ces carottes datant des années 1950 ou plus tard, et les tendances de contamination en PCBs confirment cette déduction. La limite granulométrique est située en dessous de ces sédiments caractérisés par un début de contamination en ^{137}Cs et PCBs dans les deux carottes, et est donc antérieure aux années 1950. Le changement granulométrique ne peut donc pas avoir été causé par la dérivation — implémentée en 1978— et, par élimination, résulte donc de la mise en place des travaux de correction. Les dépôts sédimentaires particuliers situés au-dessus de la limite ont donc été influencés en termes de typologie et de composition géochimique par ces infrastructures : ils peuvent raisonnablement être qualifiés de sédiments hérités d'aménagements.

L'analyse des tendances verticales en contaminants et radionucléides suggère qu'un deuxième évènement majeur a impacté les dépôts sédimentaires de plaine d'inondation de la zone. En effet, alors que la contamination aux PCBs enregistrée dans les sédiments suit en temps normal un motif connu (apparition dans les années 1940-1950, augmentation jusque dans les années 1990, puis diminution, cf. section 2.3.2.1), aucune tendance décroissante en PCBs n'a été observée dans les carottes étudiées, et les concentrations relativement faibles (20 µg kg^{-1}au maximum) signifient que le pic de contamination n'a probablement pas été atteint non plus. De la même façon, seule l'émergence de la contamination au ^{137}Cs a été enregistrée et donc attribuée aux essais nucléaires, mais le deuxième pic typiquement observable dans les sédiments (accident de Tchernobyl en 1986) n'est pas présent. Ces deux constats prouvent que la sédimentation sur la plaine d'inondation a cessé avant les années 1980, raison pour laquelle ni l'accident de Tchernobyl, ni le pic de contamination des PCBs n'ont été enregistrés. La mise en dérivation ayant été achevée en 1978, nous supposons

que cette deuxième phase d'aménagement est la cause de l'arrêt de la sédimentation. Une telle explication est cohérente temporellement, mais également en termes de possibles mécanismes : le barrage a diminué le débit du Vieux Rhône d'un facteur de 10 à 20, ce qui a grandement réduit la fréquence et l'amplitude des crues (Dépret et al., 2017) et par conséquent la sédimentation sur la plaine d'inondation.

3.1.3.2. Mécanisme à l'origine des sédiments hérités

Des sédiments hérités d'infrastructures ont été identifiés, et leur origine a été expliquée à partir de marqueurs temporels issus des carottes sédimentaires et de connaissances relatives à l'histoire du site d'étude. Cependant, ces observations ne permettent pas de déterminer automatiquement le mécanisme à l'origine du dépôt des sédiments hérités : pourquoi la construction d'infrastructures de correction du tracé a-t-elle résulté en une couche homogène de sédiments fins déposée sur la majorité de la plaine d'inondation ?

Comme indiqué dans la section 2.1.1.2, les infrastructures Girardon ont été mises en place afin de faciliter la navigation sur le Rhône. Elles ont entraîné une diminution de l'aire du lit mineur de 40% sur le RCC de Péage-de-Roussillon (Bravard et Clemens, 2008 ; Tena et al., 2020), le rétrécissement de la largeur du lit et son incision (Parrot, 2015 ; Tena et al., 2020) ainsi que l'augmentation de la puissance spécifique du fleuve (Gaydou, 2013). Il est couramment admis que la mise en place d'infrastructures dans le lit mineur ou les marges fluviales tend à réduire la fréquence et l'amplitude des crues puisqu'un débit plus important est nécessaire pour provoquer un débordement du fleuve suite à l'incision du chenal. Par conséquent, notre hypothèse pour expliquer la mise en place des sédiments hérités est que l'implémentation des infrastructures Girardon a entraîné une perte partiale de connectivité latérale, de façon à ce que les sédiments grossiers et moyens ne puissent plus être transportés sur la plaine d'inondation. Cela est cohérent avec le fait que la partie supérieure des carottes sédimentaires est presque exclusivement constituée de limons tandis les sables et graviers ne se retrouvent que dans la partie inférieure. Les casiers ont par ailleurs pu agir comme des zones « tampons » où les sédiments grossiers et moyens ont été piégés avant de pouvoir atteindre les berges. Ils sont également susceptibles de provoquer un ralentissement des flux débordants qui a permis le dépôt des fines par un mécanisme de décantation (Dépret et al., 2017). De façon analogue, Magilligan (1992) a expliqué une séquence granodécroissante observée sur des sédiments de la plaine d'inondation du Wisconsin (États-Unis) par le fait que l'aggradation progressive des marges avait résulté en une plaine d'inondation surélevée, dépassant la capacité de la plupart des crues à

transporter des sédiments grossiers jusqu'aux berges. Le mécanisme de mise en place des sédiments hérités est vraisemblablement analogue, la différence étant que la déconnection ne s'est pas effectuée progressivement suite à l'aggradation naturelle de la plaine d'inondation, mais en l'espace de quelques années suite à la mise en place soudaine des infrastructures Girardon. Finalement, il convient de mentionner le fait que si le Rhône pré-aménagements présentait une configuration en tresse avec de nombreux chenaux divagants, les infrastructures Girardon ont fixé la morphologie du chenal principal et limité la mobilité des chenaux secondaires. Cette immobilisation de la morphologie du lit majeur a contribué à l'accumulation sur plusieurs dizaines d'années de sédiments hérités qui auraient été vraisemblablement remaniés si le fleuve avait conservé une configuration en tresse.

Pour résumer, le dépôt exclusif des matériaux fins caractéristiques des sédiments hérités sur ce RCC serait donc causé par la combinaison de : 1) la diminution de la fréquence et l'amplitude des débordements suite à l'incision du lit mineur provoquée par la mise en place des infrastructures ; 2) le piégeage des sédiments grossiers et la diminution de la puissance des débits de crue sur la plaine d'inondation par les casiers Girardon ; et 3) la fixation de la morphologie du lit majeur par les aménagements Girardon qui a permis l'accumulation de sédiments sans remaniement pendant plusieurs dizaines d'années. Dans l'ensemble, le mécanisme relève de la perte de connectivité latérale.

3.1.4. Conclusion

A travers cette étude détaillée des sédiments de la plaine d'inondation du secteur de Péage-de-Roussillon le long du Rhône, il a été démontré que :

- Il existe un type de sédiments hérités jamais décrit jusqu'à présent, résultant de la mise en place d'aménagements sur le Rhône ;
- Le début du dépôt de ces sédiments peut être chronologiquement relié à la construction de travaux de correction visant à faciliter la navigation (infrastructures Girardon) dans les années 1880. Puis, en 1978, la mise en place de la dérivation et du barrage en amont de la zone étudiée a provoqué l'arrêt de de la sédimentation sur les berges du fleuve : on sait donc que les sédiments hérités se sont déposés pendant environ un siècle, entre ~1880 et ~1980.

La sédimentation héritée liée aux infrastructures fluviales caractérisée dans cette étude représente un problème environnemental à différents niveaux. Elle est tout d'abord révélatrice d'une baisse de

connectivité latérale et d'un régime sédimentaire déséquilibré dans le Rhône, et induit également une homogénéisation de l'environnement sédimentaire et du paysage péri-fluvial. Ces deux impacts sont susceptibles d'affecter négativement la diversité des habitats et la biodiversité qui en dépend. Il a aussi été prouvé que la diminution de la taille des particules encourage le stockage des contaminants dans les sédiments hérités, ce qui pourrait augmenter le risque environnemental et sanitaire dans une zone caractérisée par un apport important de contaminants.

Finalement, la méthodologie combinant étude diachronique, sondages géophysiques et carottes sédimentaires s'est avérée particulièrement efficace pour la caractérisation des sédiments hérités de la plaine d'inondation. Bien que l'existence de ces sédiments n'ait été prouvée qu'à l'échelle d'un tronçon d'une dizaine de kilomètres, cette première démonstration ouvre la voie à une étude à plus large échelle.

3.2. Présence de sédiments hérités liés aux aménagements Girardon à l'échelle de trois tronçons court-circuités : vers une généralisation du concept

3.2.1. Introduction et enjeux

Le sous-chapitre 3.1 a permis la démonstration de l'existence de sédiments hérités liés aux travaux de correction effectués sur le Rhône à la fin du 19ème siècle le long d'une section court-circuitée du fleuve. Cependant, rien ne prouve à ce stade qu'il ne s'agit pas d'un processus local et ponctuel. Afin de souligner l'ampleur du phénomène et des enjeux associés, cette section vise donc à prouver que les sédiments hérités précédemment identifiés peuvent être retrouvés tout au long de la portion du corridor Rhodanien soumise aux mêmes types d'aménagements. Pour cela, les données issues des carottes prélevées sur les plaines d'inondation des deux autres sites d'études de ce travail de thèse (Pierre-Bénite et Donzère-Mondragon) sont analysées conjointement à celles de Péage-de-Roussillon. Ce jeu de données conséquent comprenant un total de quinze carottes sédimentaires est utilisé afin de déterminer si les travaux de correction ont systématiquement induit une modification de la typologie des sédiments similaire à celle observée précédemment, et est également l'occasion de poursuivre la réflexion par rapport au mécanisme responsable d'une telle modification.

3.2.2. Article 2 : "Effects of river infrastructures on the floodplain sedimentary environment in the Rhône River"

Sophia VAUCLIN[1], Brice MOURIER[1], Alvaro TENA[2], Hervé PIÉGAY[2], Thierry WINIARSKI[1]

[1]Université de Lyon, UMR5023 Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés, Université (LEHNA) - ENTPE, 3, rue Maurice Audin, 69518 Vaulx-en-Velin, France

[2]Université de Lyon, UMR 5600 Environnement Ville et Société (EVS) - ENS, 15 parvis René Descartes, 69342 Lyon Cedex 7 Lyon, France

Article publié en 2020 dans *Journal of Soils and Sediments* (J Soils Sediments 20-6, pp. 2697-2708)

(DOI : https://doi.org/10.1007/s11368-019-02449-6)

Abstract

Purpose: River infrastructures such as dikes, groynes, and dams are ubiquitous on most large rivers, and although their consequences on the riverbed morphology have often been studied, the effect they might have on the river floodplain and margins remains largely unknown. By investigating the structure and composition of floodplain sediments in three areas along the Rhône River that were extensively engineered during the last 150 years, this paper aims to understand whether river infrastructures might systematically induce a change in sedimentation patterns in the river margins.

Materials and methods: A total of fifteen sediment cores were sampled in three distinct reaches of the Rhône valley downstream of Lyon. They were thoroughly analyzed in terms of grain size, using heatmap representations and end-member analysis. Six metallic elements (Zn, Cr, Pb, Cu, Ni, Cd) were systematically quantified. In six out of the fifteen cores, Total Organic Carbon, organic contaminants (PCBs) concentrations and ^{137}Cs activity were also assessed.

Results and discussion: A sharp change in grain-size distribution is consistently identified in the sediment cores of all three study reaches. The sediments above this change are fine (D50< 100 µm), poorly classified and homogenous. They also show a relative increase in contamination when compared with deeper sediments. We interpret this change in sediment characteristics as the consequence of an abrupt decrease in connectivity between the floodplain and the river channel, likely due to the implementation of navigation infrastructures in the channel in the second half of the nineteenth century. In one case, the dating of the sediment cores allows linking the grain size change to the implementation of navigation infrastructures in the channel. In the other study areas, the effect of engineering seems delayed in time due to local variability.

Conclusions: The implementation of river infrastructures resulted in a loss of connectivity between the floodplain and the channel. This was reflected as the homogenization of the floodplain sedimentary environment of the Rhône River all along its course from Lyon to the sea. A similar phenomenon might be present in most engineered rivers across Europe.

Keywords: Connectivity; Floodplain; Rhône River; River infrastructures; Sediment cores.

3.2.3. Synthèse

Dans cette section, les environnements sédimentaires de la plaine d'inondation des trois sites d'étude répartis le long du corridor Rhodanien ont été investigués, dans le but de déterminer si des

sédiments hérités liés à des aménagements pouvaient être systématiquement identifiés. L'analyse d'un ensemble de quinze carottes sédimentaires a permis d'identifier un motif récurrent dans la majorité des séquences sédimentaires : les sédiments sont grossiers (D50 comprise entre 100 et 1000 µm) et bien classifiés dans le fond des carottes, puis deviennent abruptement plus fins (D50 <100µm), peu triés et particulièrement homogènes verticalement. Il s'agit du même changement de granulométrie caractéristique des sédiments hérités liés aux travaux de correction découverts sur le site de Péage-de-Roussillon dans la section 3.1, que l'on retrouve donc sur les deux autres sites d'étude. En termes de mécanisme, nous supposons toujours que cette modification de la taille des sédiments résulte d'une baisse de connectivité soudaine entre le lit mineur et la plaine d'inondation causée par la mise en place des infrastructures de correction du tracé (casiers Girardon, épis, digues submersibles). Ces aménagements auraient réduit la fréquence et l'amplitude de débordement du fleuve en favorisant l'incision du lit mineur, si bien que seuls les sédiments les plus fins seraient déposés sur la plaine d'inondation. Il est également possible que lors des crues ou périodes de débits importants, les sédiments plus grossiers soient piégés dans les infrastructures Girardon avant de pouvoir atteindre les berges. D'un point de vue chronologique, le changement granulométrique a eu lieu avant les années 1950 dans les trois sites d'étude. Cependant, il n'a pu être relié chronologiquement aux années 1880 —période de construction des infrastructures Girardon— que dans le cas de Péage-de-Roussillon, et apparaît plus récent sur les deux autres sites. La perte de connectivité semble donc avoir été différée dans le temps à Pierre-Bénite et Donzère-Mondragon, mais reste vraisemblablement liée à la mise en place des travaux de correction. Il est probable que des caractéristiques locales en termes d'hydrauliques, de morphologie ou liées à la temporalité des aménagements aient retardé ou ralenti le processus de déconnection. Cependant, l'impact des infrastructures a été suffisamment intense pour supplanter ces variations locales et résulter en un motif sédimentaire caractéristique et observable tout au long du corridor Rhodanien. La méthodologie combinant une étude rétrospective de la zone d'étude, des sondages géophysiques et des carottes sédimentaires ayant fait ses preuves, il serait intéressant de l'utiliser pour mener un travail de recherche des sédiments hérités plus systématique. Un tel projet pourrait rendre possible la cartographie précise et l'estimation des volumes de sédiments hérités déposés sur la plaine d'inondation, permettant ainsi d'évaluer l'étendue réelle de la sédimentation héritée de la première phase d'aménagement du Rhône.

Un arrêt de la sédimentation sur les plaines d'inondation des trois sites a aussi été identifié suite à la mise en place des aménagements de la Compagnie Nationale du Rhône, probablement dû la réduction des débits dans le Vieux Rhône (débit divisé par un facteur de 10 à 20) par les barrages au fils de l'eau. Cela indique une perte totale de connectivité latérale, et constitue un effet sédimentaire

hérité au sens de Wohl (2015), bien que aucun sédiment ne puisse être observé en conséquence. Il serait donc intéressant d'investiguer d'autres environnements de dépôt plus connectés au chenal principal afin de déterminer si des sédiments hérités causés par les aménagements CNR peuvent être caractérisés.

L'existence de sédiments hérités dus à la mise en place de travaux de correction du tracé du Rhône a été démontrée d'abord à une échelle locale (section 3.1), puis à l'échelle de trois sites d'études représentatifs du corridor Rhodanien, ce qui suggère que ces dépôts sont présents tout au long du Rhône médian et aval, dans les nombreux tronçons sur lesquels ces infrastructures ont été mises en place. La perte de connectivité latérale dont ces sédiments résultent ainsi que l'homogénéisation des milieux péri-fluviaux et la facilitation de stockage des contaminants qu'ils provoquent en font un enjeu majeur pour le bon état de l'hydrosystème. Il apparaît donc essentiel d'attirer l'attention sur ces sédiments hérités afin que des études futures puissent identifier leur éventuelle présence sur d'autre grands fleuves présentant des aménagements similaires.

3.3. Récapitulatif des caractéristiques des sédiments hérités liés à la première phase d'aménagement

Des sédiments hérités des infrastructures Girardon ayant été identifiés de façon systématique sur les trois sites d'étude, il est ici question de synthétiser les caractéristiques permettant de les distinguer des sédiments non-impactés par des aménagements.

Granulométrie

La granulométrie fine des sédiments hérités constitue a priori le paramètre le plus discriminant pour les distinguer des sédiments sous-jacents, qui sont significativement plus grossiers. La figure 3.8 illustre ce contraste entre les tailles médianes des deux types de sédiments, et des tests de Mann-Whitney-Wilcoxon (équivalent non-paramétrique de l'analyse de variance car les données ne sont pas normalement distribuées) confirment que les deux groupes sont statistiquement différents sur les trois sites d'étude (Tableau 3.4).

Tableau 3.4 : Résultats de tests de Mann-Whitney-Wilcoxon afin de comparer les valeurs médianes (D50) de deux groupes : sédiments hérités lié aux infrastructures Girardon et sédiments pré-infrastructures Girardon. Les données des carottes sédimentaires suivantes ont été utilisées : PDR-C10a, PDR-C10b, PDR-C10c, PDR-C3, PDR-C12a, PDR-C12b, PBN-C18a, PBN-C18b, PBN-C15a, PBN-C15b, DZM-C2, DZM-C3, DZM-C6, DZM-C8, DZM-C9.

Test de Mann-Whitney-Wilcoxon	**PBN**	**PDR**	**DZM**	**Tous sites confondus**
W	242	6738	569	36915
p-value	$<2{,}2.10^{-16}$	$<2{,}2.10^{-16}$	$<2{,}2.10^{-16}$	$<2{,}2.10^{-16}$

La figure 3.8 souligne cependant aussi la variabilité des caractéristiques granulométriques des sédiments hérités liés aux infrastructures Girardon en fonction du site de prélèvement : leur taille médiane est proche de 50 µm sur PDR, 25 µm sur PBN et 13 µm sur DZM. Leur taille apparaît également plus variable sur PDR que sur les autres sites, bien que cela puisse être partiellement lié au nombre d'observations plus importantes. Une autre caractéristique granulométrique de ces sédiments hérités est la différence entre leur D50 (taille médiane) et leur mode, qui est en moyenne de ~30 µm (tableau 3.5) et leur large gamme de taille, avec un écart moyen entre le premier et le neuvième décile de l'ordre de 160 µm. Ces deux paramètres traduisent le caractère peu trié des sédiments hérités liés aux infrastructures Girardon.

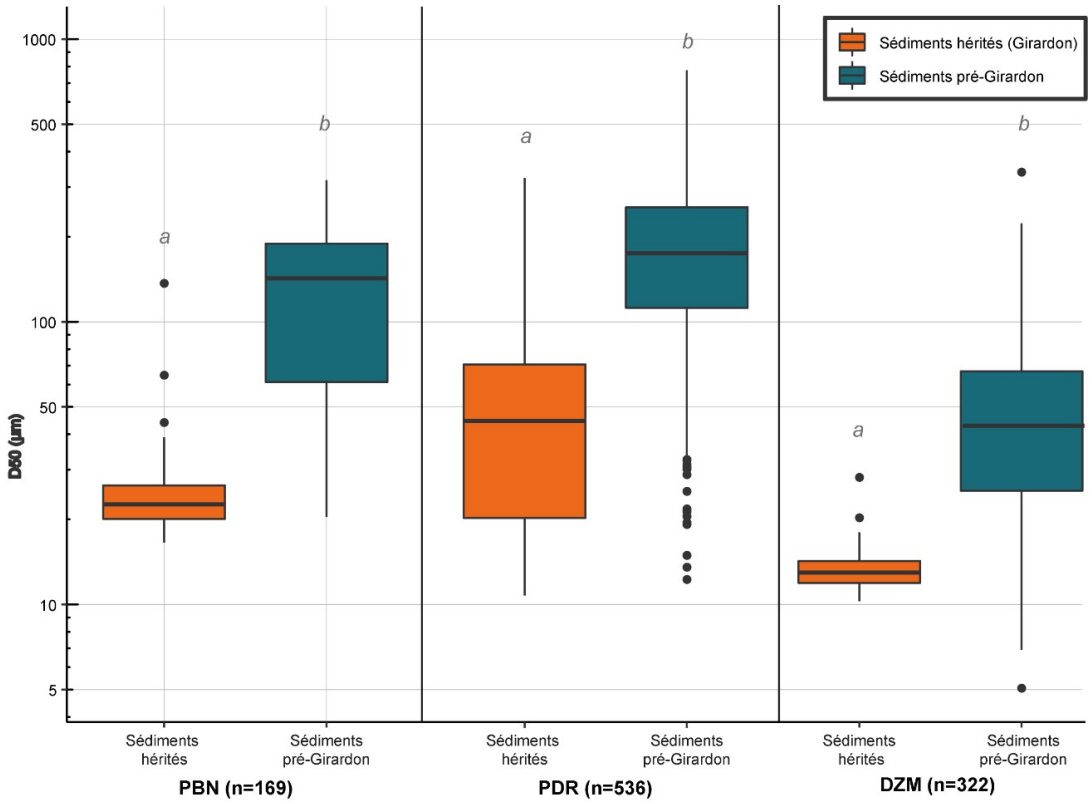


Figure 3.8 : Diagramme de quartiles des valeurs de D50 mesurées sur les carottes prélevées en milieu terrestre, en fonction du site d'étude et du type de sédiment (sédiments hérités des infrastructures Girardon ou sédiments antérieurs aux aménagements). Les données des carottes sédimentaires suivantes ont été utilisées : PDR-C10a, PDR-C10b, PDR-C10c, PDR-C3, PDR-C12a, PDR-C12b, PBN-C18a, PBN-C18b, PBN-C15a, PBN-C15b, DZM-C2, DZM-C3, DZM-C6, DZM-C8, DZM-C9. NB : des lettres différentes au-dessus des diagrammes indiquent des groupes de moyenne significativement différente d'après un test de Mann-Whitney-Wilcoxon.

Tableau 3.5 : Valeurs moyenne des principales statistiques granulométriques des sédiments hérités liés aux infrastructures Girardon

Variable (µm)	**PBN (n = 81)**	**PDR (n = 160)**	**DZM (n = 40)**	**Tout sites confondus (n = 281)**
D10	2.67	8.41	1.89	**5.74**
D50	26.42	56.88	13.72	**40.85**
D90	183.61	187.51	91.81	**162.32**
Mode	49.44	103.12	56.49	**71.98**
Ecart entre D50 et mode	23.02	46.24	42.77	**31.13**
Ecart entre D10 et D90	180.94	179.1	89.93	**156.58**

Matière organique

D'autres types de sédiments hérités identifiés dans la littérature présentent des caractéristiques relatives à leur teneur ou type de matière organique (e.g., Dalton et al., 2014 ; Dearman et James, 2019). Si les valeurs de carbone organique total (TOC) ne sont pas apparues comme un critère particulièrement discriminant (cf. section 3.1.2) jusqu'ici, la prise en compte des paramètres (autres que le TOC) mesurés lors de l'analyse Rock-Eval des sédiments pourrait peut-être aider à distinguer les deux types de sédiments par la nature de leur matière organique. Plusieurs ratios Rock-Eval classique ont été tracés et sont disponibles en annexe (Fig. A3) : le pseudo-diagramme de Van Krevelen (HI versus OI ; Sebag et al., 2016), HI versus 1/TOC (Simonneau et al., 2014), RC/TOC versus S2/S3 (Carrie et al., 2012 ; Copard et al., 2015) et HI versus Tmax (Copard et al., 2015). Les valeurs de RC/TOC sont globalement comprises entre 0,7 et 0,8 pour les deux types de sédiments, ce qui correspond classiquement à une matière organique (MO) caractéristique d'horizons organo-minéraux (Copard et al., 2015). Le positionnement des échantillons sur le graphique représentant RC/TOC versus S2/S3 est par ailleurs très caractéristique de la matière organique typiquement retrouvée dans les sédiments du Rhône, comme montré dans Copard et al. (2015). Cependant, aucun de ces graphiques ne permet de distinguer de façon robuste les sédiments hérités des infrastructures Girardon des sédiments sous-jacents, bien que la représentation de HI versus 1/TOC suggère que les sédiments hérités ont une MO plus typique de sols (en particuliers les dépôts caractérisés par un HI compris entre 180 et 220), tandis que les sédiments sous-jacents ont une MO plus caractéristique de sédiments (Disnar et al., 2003 ; Simonneau et al., 2014).

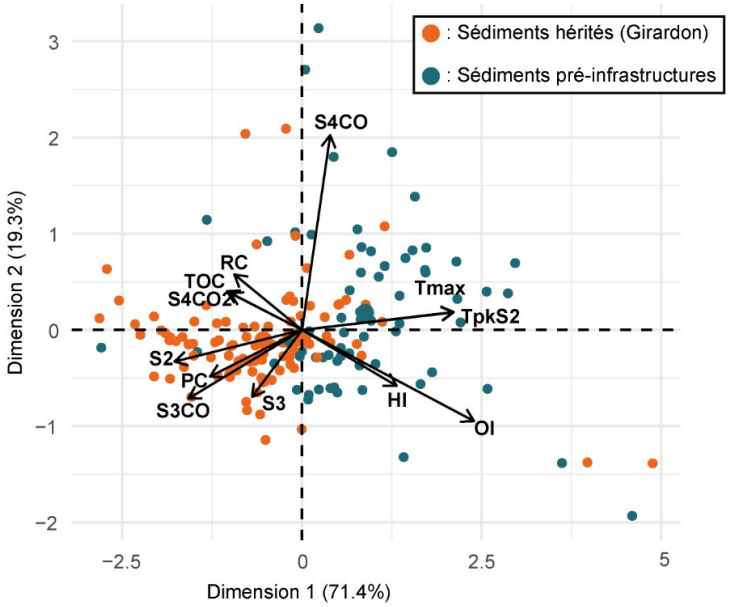


Figure 3.9 : Analyse en composantes principales calculée à partir des paramètres Rock-Eval mesurés sur les carottes présentant des sédiments hérités liés à la première phase d'aménagement sur les trois sites d'étude (PBN-C18b ; PDR-C10a ; PDR-C10b ; DZM-C6 ; DZM-C9). NB : les données ont été transformées (log-ratio centrées) avant le calcul de l'ACP.

Afin de prendre en compte l'ensemble des paramètres Rock-Eval, une analyse en composantes principales a également été calculée (Fig. 3.9). Les données sont représentées à plus de 70% par l'axe 1 auquel les variables de maturité thermique (Tmax et TpkS2) et les indices d'oxygène et d'hydrogène (OI et HI) sont fortement corrélées positivement. Toutes les autres variables sont négativement corrélées à l'axe 1, à l'exception de S4CO qui est corrélée à l'axe 2. Le contraste entre les deux groupes de sédiments est indéniablement lié à l'axe 1, avec les sédiments hérités majoritairement positionnés dans la partie négative et les sédiments antérieurs majoritairement positionnés dans la partie positive. La MO est donc plus labile dans les sédiments hérités, et plus réfractaire dans les sédiments sous-jacents. Cette discrimination est cohérente avec l'interprétation du graphique HI versus 1/TOC (Fig. A3) ainsi qu'avec le fait que les sédiments hérités sont situés proche de la surface d'une plaine d'inondation déconnectée depuis plusieurs dizaines d'années : la nature de leur MO est vraisemblablement due à des processus pédologiques post-dépôt. D'après ces résultats, la nature de la matière organique n'apparaît pas comme un paramètre permettant seul la caractérisation de sédiments hérités, mais pourrait possiblement constituer un critère de distinction secondaire, les sédiments hérités étant visiblement caractérisé par une MO plus labile et typique d'horizons organo-minéraux de sols que de sédiments.

Caractéristiques géochimiques

L'utilisation des données XRF a permis de démontrer que les sédiments hérités liés aux infrastructures Girardon du RCC de Péage-de-Roussillon présentent des caractéristiques géochimiques distinctes des sédiments plus anciens, avec un enrichissement notoire en contaminants métalliques, partiellement expliqué par un effet de matrice (section 3.1.2). Il apparaît donc pertinent de vérifier cette possible disparité de caractéristiques géochimiques entre sédiments hérités et sous-jacents sur les autres sites d'étude. Dans ce but, des ACP ont été calculées à partir des données XRF, sur les trois RCC séparément (Fig. 3.10.a-c) et à partir de l'ensemble des observations (Fig. 3.10.d). Toutes présentent des variances expliquées combinées suffisantes pour une interprétation des résultats (75%, 67%, 71% et 58% pour PBN, PDR, DZM, et les trois sites, respectivement). PDR reste le site pour lequel les caractéristiques géochimiques des sédiments hérités semblent les plus distinctes de celles de sédiments sous-jacents : comme constaté en 3.1.2, l'axe 1 de l'ACP oppose des contaminants (Zn, Cu, Pb) —auxquels les sédiments hérités sont majoritairement associés— à des éléments plus terrigènes (Al, Si) —auxquels les sédiments sous-jacents sont majoritairement associés (Fig. 3.10.b). On retrouve une organisation analogue sur l'ACP calculée d'après les données de PBN : les contaminants métalliques (Zn, Pb, Cu) sont corrélés négativement à l'axe 1 et associés aux sédiments hérités, tandis que les éléments plus conservatifs (Al, Si, Rb) sont corrélés positivement à l'axe 1 et associés aux sédiments non-impactés par les

aménagements (Fig. 3.10.a). L'ACP obtenue pour DZM est moins explicite du fait de la forte représentation de Cu sur l'axe 1. La dimension 2 oppose en revanche bien des contaminants (Zn, Pb, corrélés positivement) et des éléments plus terrigènes (Al, Si, corrélés négativement), avec les sédiments hérités toujours associés aux polluants. Cependant, l'axe ne représente que 13% des données, ce qui indique que la distinction entre les deux types de sédiments est moins représentative de la géochimie des dépôts que leur teneur en Cu (fortement corrélé positivement à l'axe 1 représentant 57 % des données).

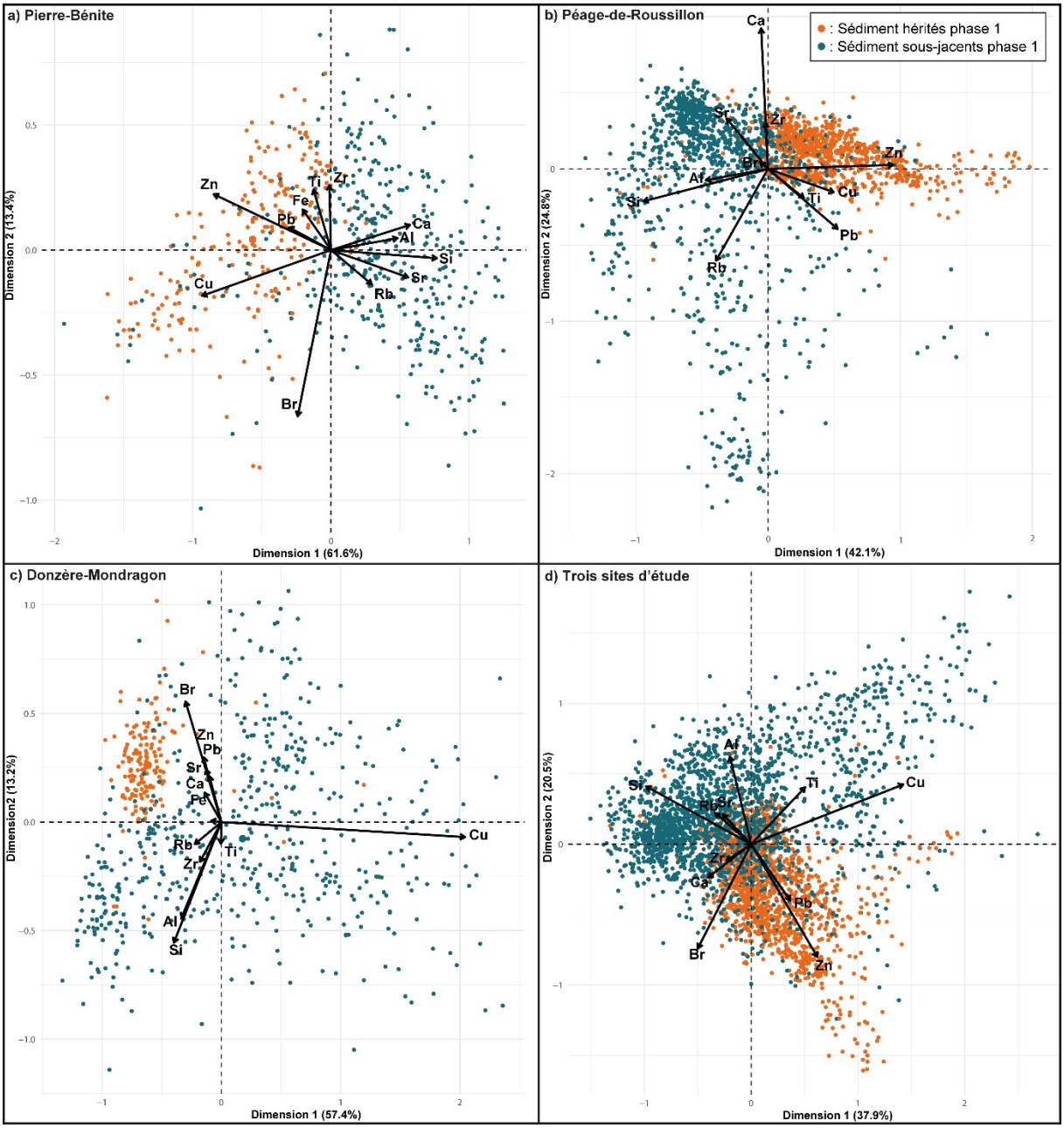


Figure 3.10 : Analyses en composantes principales calculées à partir des carottes sédimentaires échantillonnées sur la plaine d'inondation : a) de Pierre-Bénite (PBN-C18a, PBN-C18b, PBN-C15a, PBN-C15b); b) de Péage-de-Roussillon (PDR-C10a, PDR-C10b, PDR-C10c, PDR-C12a, PDR-C12b) ; c) de Donzère-Mondragon (DZM-C2, DZM-C6, DZM-C8, DZM-C9), d) des trois RCC (toutes les carottes précédemment listées). NB : les données ont été transformées (log-ratio centrées) avant le calcul.

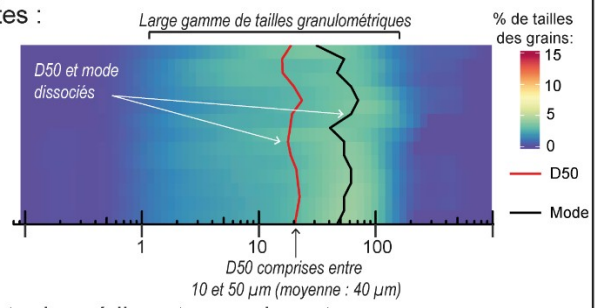
Finalement, lorsque toutes les données géochimiques sont traitées simultanément, la distinction entre les deux types de sédiments existe toujours mais perd en représentativité : elle est relative à l'axe 2 qui ne porte que ~20% du jeu de données. Les sédiments hérités restent associés à des contaminants, en l'occurrence le zinc et le plomb. Cette ACP globale montre que pour utiliser les données XRF afin de caractériser les sédiments hérités, il est préférable d'analyser les caractéristiques géochimiques des sédiments hérités en fonction de leur localisation géographique, sous peine de laisser des variations de géochimie locales (e.g. importance de Cu dans le cas de DZM) masquer les variations intra-carottes sédimentaires.

Dans l'ensemble, les sédiments hérités sont systématiquement caractérisés par un enrichissement en éléments métalliques polluants (Zn, Pb, éventuellement Cu) par rapport aux sédiments sous-jacents. Cette contamination relative s'explique vraisemblablement par un effet de matrice, comme démontré en section 3.1.2 : les sédiments hérités étant plus fins, ils fixent mieux les contaminants métalliques. La distinction entre les deux types de sédiments n'est cependant pas systématiquement la caractéristique géochimique la plus significative. Les caractéristiques géochimiques des sédiments hérités ne sont donc un paramètre discriminant seules, mais peuvent constituer un paramètre secondaire particulièrement utile pour définir la limite entre les deux types de sédiments lorsque les caractéristiques granulométriques ne suffisent pas.

Synthèse

En conclusion, le critère le plus fiable pour distinguer les sédiments hérités des aménagements Girardon de leurs sédiments sous-jacents reste leur granulométrie particulière : ils sont fins (D50 inférieure à 50 µm) et peu classifiés avec en particulier la D50 et le mode distincts. Une matière organique plus labile et un enrichissement en éléments métalliques par rapport aux sédiments sous-jacents peuvent constituer des critères secondaires pour renforcer le diagnostic. Les caractéristiques des sédiments hérités peuvent donc être récapitulées dans le tableau suivant :

Tableau 3.6 : Récapitulatif des caractéristiques des sédiments hérités des aménagements de la Compagnie Nationale du Rhône.

<table>
<tr><th colspan="2">Critère principal</th></tr>
<tr><td>Granulométrie</td><td>- Caractéristiques suivantes :
● 10 µm < D50 < 50 µm, avec une D50 moyenne observée de 40 µm
● D50 et mode dissociés
● Large gamme de tailles


- Statistiquement différente des sédiments sous-jacents</td></tr>
<tr><th colspan="2">Critères secondaires</th></tr>
<tr><td>Géochimie</td><td>- Enrichissement en contaminants</td></tr>
<tr><td>Matière organique</td><td>- Paramètres Rock-Eval distincts des sédiments sous-jacents</td></tr>
</table>

CHAPITRE 4 : ÉVOLUTION DES ENVIRONNEMENTS DE DÉPÔT AQUATIQUES ET DE LEURS CONTAMINATIONS SUITE AUX AMÉNAGEMENTS HYDROÉLECTRIQUES

4.1. Impact de l'environnement de dépôt sur l'enregistrement des activités anthropiques et sédiments hérités liés aux aménagements hydroélectriques (1950-1990)

4.1.1. Introduction et enjeux

Jusqu'ici, les impacts des aménagements fluviaux et les tendances de contamination ont été investigués sur des sédiments de plaine d'inondation. L'étude de cet environnement de dépôt sur plusieurs sites a permis la caractérisation de sédiments hérités causés par la mise en place des travaux de correction sur le Rhône à la fin du 19ème siècle, et ce tout au long du corridor. Un impact hérité de la deuxième phase d'aménagement du Rhône a également été reconnu : l'implémentation des dérivations et barrages a entraîné une perte de connectivité latérale qui s'est traduite par l'arrêt de la sédimentation sur la plaine d'inondation. Il n'a donc pas été possible d'observer les caractéristiques de potentiels sédiments causés ou impactés par les aménagements de la Compagnie Nationale du Rhône sur la plaine d'inondation. Par ailleurs, bien que des tendances de contamination anthropique aient pu être observées (éléments métalliques, PCBs), les concentrations modérées mesurées jusqu'ici ne sont vraisemblablement pas représentatives des niveaux de contamination maximaux ayant pu être atteint dans les sites d'étude, du fait de l'ancienneté des dépôts (~1850s – 1970s). C'est en particulier le cas des PCBs, dont les pics de concentration sont typiquement observés dans les années 1980 à 1990 dans le Rhône (Desmet et al., 2012 ; Dendievel et al., 2020b), c'est-à-dire après l'arrêt de la sédimentation sur la plaine d'inondation.

Ces constats appellent à investiguer d'autres types d'environnement de dépôt afin de pouvoir reconstruire l'histoire plus récente des impacts anthropiques sur le Rhône, tant en termes de contamination que d'aménagements. Un des objectifs de cette section est donc de caractériser la pollution et les impacts des aménagements sur les sédiments stockés dans divers types d'annexes fluviales aquatiques. La diversification des environnements présente également l'opportunité d'étudier l'influence des conditions de dépôt sur les archives sédimentaires résultantes : comment la chronologie, la résolution et la continuité de l'enregistrement sédimentaire varient-elles en fonction du type d'annexe fluviale ? Par ailleurs, il a été prouvé dans le chapitre 3 que les aménagements fluviaux avaient agi de deux façons sur la capacité d'archivage des sédiments de la plaine d'inondation : la diminution de la taille des sédiments provoquée par les travaux de correction a favorisé l'adsorption de contaminants, et les aménagements hydroélectriques ont provoqué l'arrêt de la sédimentation et donc du processus d'enregistrement. La présence d'aménagements modifie et

complexifie donc l'interprétation d'une archive sédimentaire, et il sera nécessaire d'éclaircir cette interrelation.

Ce premier sous-chapitre a donc pour objectifs de :

- Souligner la variabilité des enregistrements sédimentaires fluviaux en fonction de leur environnement de dépôt, en s'appuyant particulièrement sur les tendances de contamination pour démontrer ce point,
- Investiguer l'existence de sédiments hérités liés à la deuxième phase d'aménagement du Rhône dans les annexes fluviales,
- A partir des conclusions tirées des points précédents, reconstruire l'historique récent (~150 dernières années) des perturbations anthropiques du Rhône et des évolutions fluviales en résultant.

Dans ce but, la méthodologie décrite en section 2.2 et déjà implémentée dans le chapitre 3 est cette fois-ci appliquée en milieu aquatique. Outre la combinaison d'approches diachronique, géophysique et sédimentologique, l'accent est également mis sur la datation, avec le développement d'une méthode multi-proxy pour permettre de dater de façon robuste des carottes sédimentaires récentes et issues d'environnements de dépôts variés.

4.1.2. Article 3 : "Depositional environments and historical contamination as a framework to reconstruct fluvial sedimentary evolution"

Sophia VAUCLIN[1]*, Brice MOURIER[1], André-Marie DENDIEVEL[1], Nicolas NOCLIN[1], Hervé PIÉGAY[2], Philippe MARCHAND[3], Anaïs VÉNISSEAU[3], Anne DE VISMES[4], Irène LEFÈVRE[5], & Thierry WINIARSKI[1]

[1]Univ Lyon, Université Claude Bernard Lyon 1, CNRS, ENTPE, UMR 5023, LEHNA, F-69518, Vaulx-en-Velin, France

[2]Univ Lyon, Université Jean Moulin Lyon 3, CNRS, ENS Lyon, UMR 5600 EVS, F-69342, Lyon Cedex 7, France

[3]ONIRIS, INRAE, LABERCA Route de Gachet-Site de la Chantrerie-CS 50707, Nantes, F-44307, France

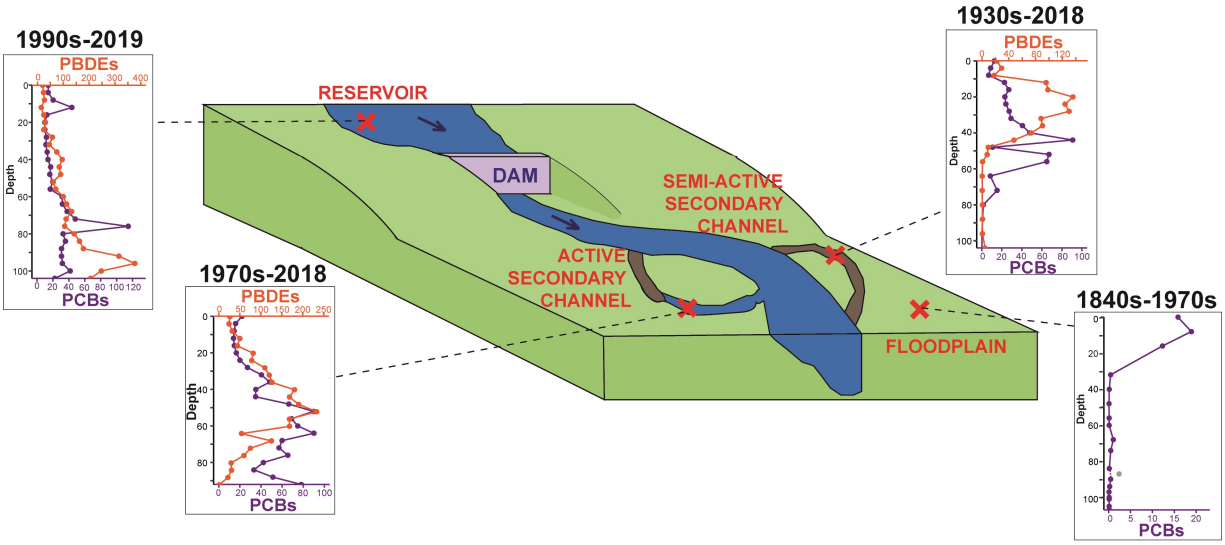
[4]LMRE, IRSN, PRP-ENV/STEME/LMRE, F-91400, Orsay, France

[5]LSCE, CEA, UMR8212, F-91198, Gif-sur-Yvette, France

Article accepté le 14/10/2020 dans *Science of The Total Environment*

(DOI : https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142900)

Graphical abstract:



Abstract:

In this study, we explore the variability of sedimentation conditions (e.g., grain-size, accumulation rate, contamination) according to fluvial depositional environments. Indeed, sediment cores are commonly used as archives of natural and anthropogenic activities in hydrosystems, but their interpretation is often complex, especially in a fluvial context where many factors may affect the quality, continuity, and resolution of the record. It is therefore critical to thoroughly understand the nature and dynamics of an environment in which a sediment core is sampled to be able to interpret it. To that end, four depositional environments from a bypassed reach of the Rhône River were comparatively investigated through geophysics in order to assess the range of sedimentation conditions: a floodplain, a semi-active secondary channel, an active secondary channel, and a dam reservoir. Sediment cores were retrieved from each environment and thoroughly characterised (e.g., grain-size, Total Organic Carbon, organic contaminants). Robust age-depth models were elaborated for each core based on ^{137}Cs, $^{210}Pb_{ex}$, and Persistent Organic Pollutants (POPs) trends. The results show that each depositional environment recorded a different time-period, and therefore different contamination levels and trends. In particular, a shift from polychlorinated biphenyls (PCBs) to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) as the predominant POP in the sediments can be observed, the tipping point being set in the 1970s. Two types of infrastructure-induced legacy sediments related to two periods of river engineering in the reach were also identified using grain-size analysis. The combination of geophysical methods (Ground Penetrating Radar) and sediment cores is therefore confirmed as a relevant methodology that should be promoted in fluvial contexts in order to reconstruct the sedimentary evolution of fluvial corridors. The study also highlights the challenges

of dating recent fluvial sediments and proposes a multi-proxy dating methodology using POPs contamination trends.

Keywords: Age-depth model; depositional environment; natural archive; polybrominated diphenyl ethers; polychlorinated biphenyls; sediment core.

4.1.3. Synthèse

L'approche comparative appliquée dans cette section a permis de mettre en lumière la forte influence de l'environnement de dépôt sur l'archivage sédimentaire, en prouvant que les séquences sédimentaires issues de quatre environnements distincts avaient enregistré quatre périodes temporelles différentes. Ces résultats soulignent la nécessité d'investiguer en profondeur l'environnement dans lequel une carotte sédimentaire est prélevée, sous peine de commettre des erreurs d'interprétation majeures. Dans ce contexte, la combinaison de méthodes diachroniques, géophysiques et de carottages est une fois de plus recommandée, en association avec une méthodologie de datation multi-proxy permettant d'inclure les variations de contaminants largement étudiés comme marqueurs temporels.

Cette étude a également permis d'identifier des sédiments hérités liés à la mise en place des aménagements hydroélectriques dans les chenaux secondaires plus ou moins connectés de la zone d'étude. Il est intéressant de constater que leurs caractéristiques granulométriques sont similaires à celles des sédiments hérités causés par les travaux de correction : D50 < 100 µm, homogénéité verticale et distribution granulométrique très étendue autour du mode principal. L'analyse EMMA réalisée de façon simultanée sur les huit carottes sédimentaires ne fait d'ailleurs pas la distinction entre les deux types de sédiments hérités. Seule la datation et la présence ou non de contaminants organiques en concentrations importantes permettent de déterminer la phase d'aménagement à l'origine du changement de typologie. Les caractéristiques granulométriques des sédiments hérités liés aux aménagements CNR s'expliquent vraisemblablement par la diminution de la capacité de transport du Rhône suite à la régulation des débits par le barrage au fil de l'eau, qui a permis le dépôt de particules fines dans des zones où elles étaient précédemment transportées. Le mécanisme relève de la baisse de connectivité entre le chenal principal et les environnements de dépôt —tout comme celui des sédiments hérités des travaux de correction— ce qui explique partiellement la similarité entre les deux types de sédiments.

On notera également que les quatre environnements de dépôt ainsi que leurs capacités d'archivage ont été influencés par les infrastructures fluviales. La plaine d'inondation comporte des sédiments hérités de la première phase d'aménagement et a vu sa sédimentation stoppée par la mise en place de la deuxième phase, les deux types de chenaux secondaires comportent des sédiments hérités de la deuxième phase d'aménagement, et le réservoir est un environnement de dépôt artificiel créé par la mise en place du barrage. La compréhension de l'impact de l'aménagement d'un fleuve sur ses dépôts sédimentaires apparaît donc une fois de plus essentielle pour l'interprétation de ses archives sédimentaires et la reconstruction de sa trajectoire temporelle. Une telle démarche rétrospective est importante afin d'orienter les choix actuels et futurs en termes de surveillance des niveaux de contamination et des évolutions sédimentaires et morphologiques, ainsi que pour concevoir des projets de restauration pertinents.

4.2. L'apport des sédiments issus d'annexes fluviales pour la caractérisation des tendances temporelles de contaminants organiques récents le long du corridor Rhodanien

4.2.1. Introduction et enjeux

Le sous-chapitre précédent a permis de souligner la complexité de l'interprétation de carottes sédimentaires prélevées dans un contexte de fleuve aménagé, et de proposer une méthodologie robuste pour y parvenir. Les tendances de contamination des sédiments y ont été évoquées mais ont principalement servi à illustrer la variabilité des enregistrements sédimentaires en fonction des environnements de dépôt, ainsi qu'à renforcer la robustesse des modèles d'âge. Pourtant, les environnements de dépôt aquatiques introduits dans la section précédente sont plus contemporains que la plaine d'inondation investiguée dans le chapitre 3, et également plus susceptibles d'avoir enregistré des contaminations importantes du fait de leur plus forte connectivité avec le chenal principal. Ils sont donc particulièrement appropriés à l'étude de la contamination historique et récente, voire émergente : les environnements ayant été bien caractérisés dans la section précédente, l'information en termes de chronologie d'enregistrements et de paramètres confondants (granulométrie, COT) y est déjà maximale, ce qui facilite l'investigation de contaminants pour lesquels il existe peu de données et de recul. Cette section a donc pour objectif d'exploiter pleinement les environnements et carottes sédimentaires soigneusement caractérisés précédemment pour étudier en détails les tendances temporelles de contamination des retardateurs de flamme bromés (RFBs). Le choix des RFBs a été orienté par plusieurs considérations :

- Il s'agit d'une famille de molécules peu étudiée dans les hydrosystèmes français : les RFBs historiques ont été occasionnellement mesurés dans le biota (moules issues de plusieurs sites côtiers : Johansson et al., 2006 ; crustacés issus des côtes Bretonnes : Bodin et al., 2007 ; poissons dans le Rhône : Miège et al., 2012 ; Lauzent, 2017) et encore plus rarement dans les sédiments (lagunes méditerranéennes : Vouvé et al., 2014 ; Seine : Lorgeoux et al., 2016 ; Rhône : Liber et al., 2019). Les RFBs émergents n'ont à notre connaissance jamais été mesurés dans des échantillons environnementaux issus d'hydrosystèmes français, quelle que soit la matrice. Le peu d'intérêt pour cette famille de contaminants s'explique peut-être par leur toxicité moins importante comparée à celle d'autres polluants organiques tels que les PCBs ou les PCDD/Fs (cf. section 2.3), mais il convient de rappeler que les RFBs historiques ont été jugés suffisamment nocifs et persistants pour être interdits par la convention de Stockholm à partir des années 2000, et présentent donc un risque environnemental non

trivial. Par ailleurs, des concentrations en PBDEs importantes (jusqu'à 377 µg kg^{-1} dans le réservoir de Saint-Pierre-de-Boeuf) ont été observées dans le sous-chapitre précédent, ce qui témoigne d'une réelle contamination du Rhône par ces molécules. Il apparaît donc judicieux de caractériser plus en détails les niveaux et tendances de contamination en PBDEs dans le Rhône, ainsi que caractériser pour la première fois celles d'autres RFBs encore moins communément étudiés (HBCDDs, PBBs, nRFBs)

- Dans le sous-chapitre précédent, les PBDEs ont exhibé des tendances temporelles définies et cohérentes entre les différentes carottes sédimentaires, et leur potentiel en tant que marqueur temporel a été évoqué. Il s'agit donc de confirmer ce potentiel par une étude incluant d'autres carottes sédimentaires, et de déterminer si d'autres types de RFBs présentent également des tendances temporelles homogènes sur le bassin versant qui seraient susceptibles d'être utilisées à des fins géochronologiques.
- Les nRFBs constituent une large famille de polluants émergents encore peu étudiée mais dont l'intérêt au sein de la communauté scientifique augmente de façon stable depuis la fin des années 2000 (Fig. 4.1). Tout comme les RFBs historiques à une époque, ils sont devenus omniprésents dans la majorité des produits manufacturés alors que peu d'informations existent au sujet de leur persistance et toxicité. Qui plus est, le grand nombre de molécules comprises dans les nRFBs (au moins vingt-sept d'après un rapport de l'ANSES, 2017) rend l'estimation de leur occurrence dans l'environnement et leur dangerosité plus longue et complexe. Il y a donc un besoin pressant de connaissances supplémentaires au sujet des nRFBs, et l'étude qui va suivre tente de répondre partiellement à ce besoin.

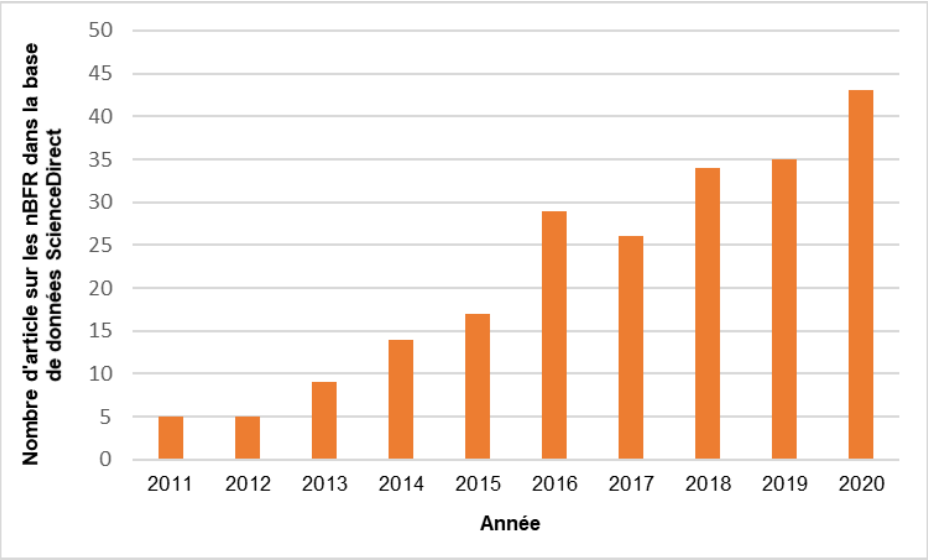


Figure 4.1 : Nombre d'articles concernant les nRFBs dans la base de données ScienceDirect en fonction de l'année. Les mots clés simultanément utilisés pour la recherche sont « nBFR » et « brominated » pour éviter de recenser les acronymes identiques ayant un sens différent.

En plus des trois carottes prélevées dans les annexes fluviales de Péage-de-Roussillon et présentées dans le sous-chapitre précédent, trois carottes supplémentaires issues de chenaux secondaires localisés à divers niveaux du corridor Rhodanien sont ici utilisées afin de donner une échelle plus large à l'étude, et éventuellement d'identifier des tendances de contamination spatiales le long du corridor. Parmi ces trois nouvelles carottes, une provient du site d'étude de Pierre-Bénite et a été prélevée dans le cadre de cette thèse (PBN-2002 ; voir section 2.2.4). Les deux autres ont été prélevées, analysées et interprétées dans le cadre du projet de recherche ArchéoRhône (cf. section 1.3.2) et n'ont donc pas été présentées précédemment.

4.2.2. Article 4 : "Temporal trends of legacy and novel brominated flame retardants recorded in sediments along the Rhône River corridor"

Sophia VAUCLIN[1], Brice MOURIER[1], André-Marie DENDIEVEL[1], Philippe MARCHAND[2], Anaïs VÉNISSEAU[2], Amandine MOREREAU[3], Hugo LEPAGE[3], Frédérique EYROLLE[3] & Thierry WINIARSKI[1]

[1]Univ Lyon, Université Claude Bernard Lyon 1, CNRS, ENTPE, UMR 5023, LEHNA, F-69518, Vaulx-en-Velin, France

[2]ONIRIS, INRAE, LABERCA Route de Gachet-Site de la Chantrerie-CS 50707, Nantes, F-44307, France

[3]Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN), PSE-ENV/SRTE/LRTA, BP 3, 13115, Saint-Paul-lez-Durance, France

Article soumis le 21/10/2020 à *Chemosphere*

Abstract

Brominated flame retardants (BFRs) are anthropogenic compounds ubiquitous in most manufactured goods, from textiles and furniture to electronics or vehicles. A few legacy BFRs have been recognized as persistent organic pollutants (POPs) and prohibited in the 2000s, but most BFRs are still currently in use despite growing concerns that they might present similar toxic properties as legacy BFRs; they are often referred to as novel BFRs (nBFRs). While environmental contamination related to chlorinated POPs has been extensively investigated, levels and spatio-temporal trends of BFRs remain comparatively understudied. This study therefore aims to reconstruct the temporal trends of both legacy and novel BFRs at the scale of a river corridor. To this end, sediment cores were sampled from backwater areas in four distinct reaches along the Rhône River corridor and age-depth models were established for each of them. Polychlorinated biphenyls (PCBs), three legacy BFRs (PBDEs, PBBs and HBCDDs) and seven nBFRs (PBBz, PBT, TBX, HBB, PBEB, TBCT, and OBTMPI) were quantified to

reconstruct their temporal trends from 1970 to 2020. Temporal trends for legacy BFRs show that the three classes of BFRs successively peaked from the mid-1970s to the mid-2000s, and that their levels converge towards stable and relatively low concentrations by the mid-2010s. The individual concentrations of nBFRs were two to four orders of magnitude lower than those of legacy BFRs, and their temporal trends reveal that some of these molecules (e.g. HBB, PBT, PBBz) appeared in the environment in the late 1970s to early 1980s, i.e. at the same time as some legacy BFRs, and that most of them display no decreasing trend even in the recent years. This highlights the urgent need for additional knowledge regarding the sources, contamination load and repartition in the environment and toxicity of nBFRs before their concentrations reach more harmful levels.

4.2.3. Synthèse

L'étude des tendances de contamination en retardateurs de flamme bromés (RFBs) à partir de carottes sédimentaires prélevées dans des annexes fluviales actives du Rhône et préalablement datées et caractérisées a permis de montrer que :

- Trois types de RFBs historiques se sont succédés dans les sédiments du Rhône à partir de 1970 : 1) les PBBs sont apparus en premier, au début des années 1970, et ont atteint leur maximum dans la même décennie, avant de de décroître rapidement ; 2) les PBDEs sont apparus à la fin des années 1970 et augmenté jusqu'à la fin des années 1990, voire au début des années 2000, avant de diminuer progressivement ; 3) les HBCDDs sont apparus dans les années 1990 et ont atteint leur maximum dans les années 2000, puis diminué rapidement si bien que leurs concentrations sont très faibles et stables depuis le début des années 2010 ;
- Les tendances temporelles observées pour ces RFBs historiques sont cohérentes avec les informations existantes au sujet de leurs temporalités de production, de leurs périodes d'utilisation et/ou de leurs dates d'interdiction ;
- L'agglomération lyonnaise semble être la principale source diffuse de RFBs dans le Rhône ;
- Les sept molécules de nRFBs recherchées ont pu être quantifiées, même si dans des proportions variables. Aucune tendance temporelle distincte n'a pu être observée, mais il a tout de même pu être établi que certaines molécules sont apparues dans les sédiments dans les années 1980-1990 —c'est-à-dire à la même période que certains RFBs historiques— et qu'aucune ne présente de tendance décroissante dans les années récentes.

L'étude a donc permis de confirmer le potentiel des retardateurs de flamme bromés historiques comme indicateurs géochronologiques : les trois groupes de molécules historiques présentent des répartitions temporelles distinctes susceptibles de permettre la reconnaissance de différentes décennies (1970 pour les PBBs, 1990-2000 pour les PBDEs et 2000 pour les HBCDDs). Par ailleurs, la tendance temporelle identifiée ici pour les PBDEs rejoint celles déjà rapportées dans la littérature. Quelques études supplémentaires au sujet des PBBs et HBCDDs seraient cependant utiles pour s'assurer que les tendances ne sont pas spécifiques au Rhône ou à la France.

Bien que les tentatives de reconstruction de tendances temporelles sur les nRFBs n'aient pas été conclusives, ce travail prouve la pertinence de s'intéresser dès à présent à ces contaminants non réglementés. L'étude d'environnements de dépôt fluviaux actifs apparaît particulièrement pertinente pour la quantification des ces polluants émergents et leur suivi au cours du temps. La contamination par les nRFBs est vraisemblablement diffuse et peut sembler négligeable au vu des faibles concentrations détectées, mais est inévitablement sous-estimée car aucune étude ne considère l'ensemble des nRFBs existants, et les résultats sont systématiquement présentés molécule par molécule, ce qui n'est jamais le cas des POPs historiques. Il existe par ailleurs peu d'information relatives à la toxicité de la plupart des nRFBs, et il est donc délicat d'estimer le véritable risque posé par ces concentrations. Une piste pour faciliter l'évaluation des risques et l'inter-comparaison dans les études futures serait de déterminer un ensemble de nRFBs dont la somme serait représentative du niveau de contamination général, de façon analogue à la somme des sept PCBs indicateurs ou des 8 PBDEs classiquement utilisée dans les études environnementales.

4.3. Récapitulatif des caractéristiques des sédiments hérités liés aux aménagements hydroélectriques

Des sédiments hérités des aménagements hydroélectriques ont été identifiés dans plusieurs annexes fluviales du site de Péage-de-Roussillon (section 4.1), leur dépôt étant vraisemblablement lié à la diminution des débits dans le Vieux-Rhône induite par la mise en place du barrage en amont de la zone. La carotte PBN-2002 utilisée en section 4.2 pour reconstruire des tendances temporelles est aussi composée de sédiments hérités des aménagements CNR sur le site de Pierre-Bénite, puisqu'elle est postérieure à leur mise en place en 1986 (elle couvre la période 2004-2020). Malheureusement, les sédiments hérités de la deuxième phase d'aménagement n'ont pas pu être investigués sur les trois sites d'étude, ni de façon aussi systématique que les sédiments hérités des infrastructure Girardon, dans le temps imparti. Il apparaît d'autant plus essentiel de préciser et synthétiser leurs caractéristiques dans ce paragraphe, de façon analogue à ce qui a pu être fait dans la section 3.3 pour les sédiments hérités de la première phase d'aménagement.

Granulométrie

Tout comme les sédiments hérités des aménagements Girardon, les sédiments hérités des aménagements CNR ont été principalement caractérisés par leur granulométrie. PDR est le seul site sur lequel des sédiments sous-jacents aux sédiment hérités de la deuxième phase ont pu être observés, et la comparaison entre les deux types de dépôts sur ce site suggère un écart de taille encore plus marqué que dans le cas des sédiments liés à la première phase d'aménagement, avec des tailles de grains médianes de ~25 µm pour les sédiments hérités et 250 µm pour les sédiments sous-jacents (Fig. 4.2). Un test de Mann-Whitney-Wilcoxon (équivalent non-paramétrique d'une analyse de variance) effectué afin de comparer les deux groupes a résulté en une p-value inférieure à $2{,}2.10^{-16}$, prouvant que cette différence de granulométrie est statistiquement significative. Les tailles des sédiments hérités de PBN et PDR sont semblables (tailles médianes à ~18 et 25 µm respectivement). La D50 et le mode ne sont pas strictement confondus mais présentent des valeurs proches, différant d'environ 10 µm en moyenne (tableau 4.1). L'écart entre la D90 et la D10 est important, de l'ordre de 125 µm en moyenne, traduisant le caractère peu trié des sédiments hérités.

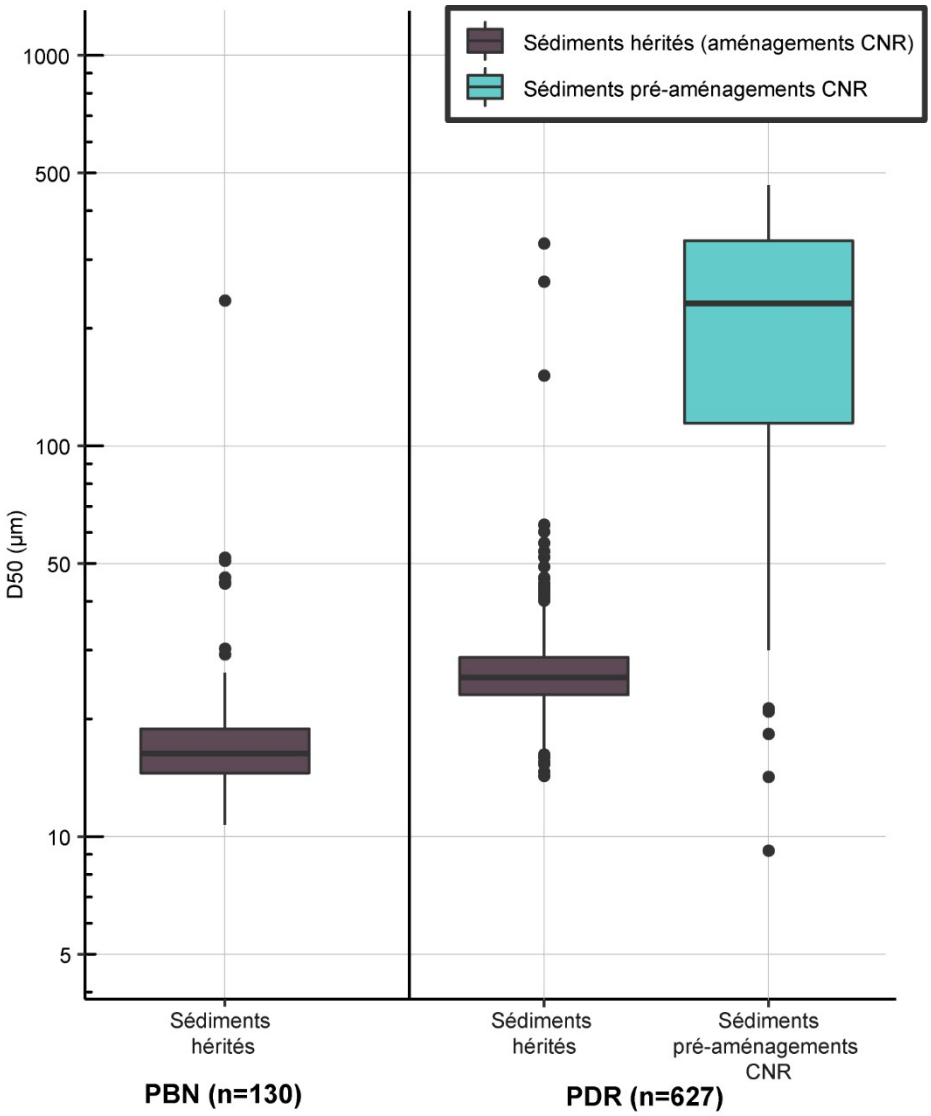


Figure 4.2 : Diagramme de quartiles des valeurs de D50 mesurées sur les carottes prélevées dans les annexes fluviales, en fonction du site d'étude et du type de sédiment (sédiments hérités des aménagements CNR ou sédiments antérieurs aux aménagements).

Tableau 4.1 : Valeurs moyenne des principales statistiques granulométriques des sédiments hérités liés aux aménagements de la Compagnie Nationale du Rhône.

Variable (µm)	**PBN (n = 130)**	**PDR (n = 490)**	**Tout sites confondus (n = 620)**
D10	3.50	4.59	**4.36**
D50	19.81	28.02	**26.30**
D90	80.66	140.59	**128.03**
Mode	26.35	39.00	**36.35**
Ecart entre D50 et mode	6.54	10.98	**10.05**
Ecart entre D10 et D90	77.16	136	**123.67**

Matière organique

Des ratios de paramètres Rock-Eval ont été tracés afin de comparer la nature de la matière organique des sédiments hérités de la deuxième phase d'aménagement à celle de leurs sédiments sous-jacents, et sont présentés en annexes (Fig. A4) : le pseudo-diagramme de Van Krevelen, HI versus 1/TOC, RC/TOC versus S2/S3 et HI/Tmax. Ces graphiques ne permettent pas de distinguer de façon fiable entre les sédiments hérités des aménagements CNR et les sédiments sous-jacents, mais suggèrent cependant que leurs matières organiques ont des caractéristiques différentes. Il est intéressant de noter que la position des sédiments hérités sur le graphique représentant HI versus 1/TOC correspond à une MO plutôt typique d'horizons organo-minéraux de sols (Disnar et al., 2003 ; Simonneau et al., 2014), bien que les sédiments hérités soient en majorité issus de milieux aquatiques. Toujours dans le but d'utiliser la nature de la MO pour distinguer entre sédiments hérités des aménagements CNR et sédiments sous-jacents, une analyse en composante principale a été calculée à partir des données Rock-Eval (Fig. 4.3). Les deux premières dimensions représentent environ 93% des données, dont 84% portées par l'axe 1, et l'ACP permet de discriminer les sédiments hérités des dépôt non influencés par les aménagements CNR. Bien que les données utilisées pour le calcul soient entièrement différentes de celles utilisées pour l'ACP relative aux sédiments hérités de la première phase d'aménagement (section 3.3 ; Fig. 3.9), on remarque que les variables sont réparties de façon quasiment identique le long des deux principales dimensions. Les sédiments pré-aménagements sont principalement situés dans la partie positive de l'axe 1, auquel les variables de maturité thermique (Tmax, TPkS2) et les indices d'oxygène et d'hydrogène sont positivement corrélés, tandis que les sédiments hérités sont positionnés dans la partie négative de l'axe 1 en lien avec la majorité des autres paramètres Rock-Eval.

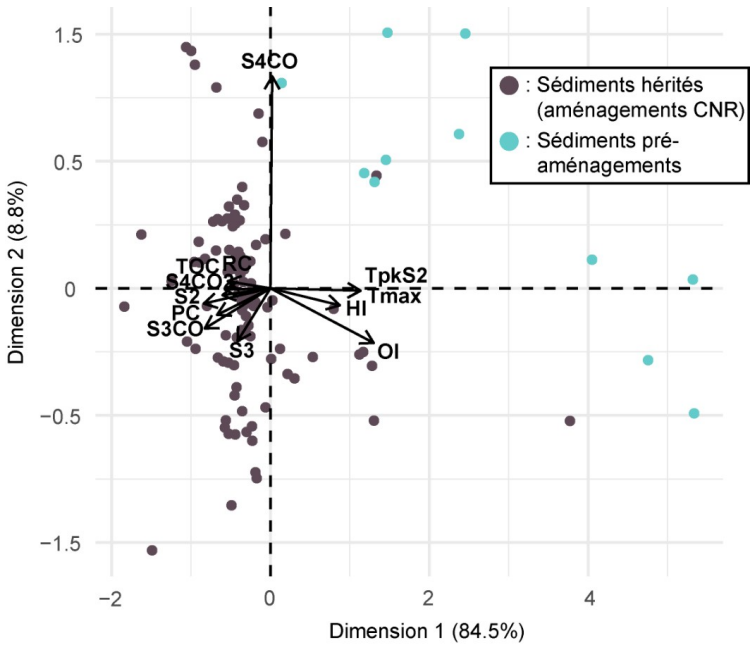


Figure 4.3 : Analyse en composantes principales calculée à partir des paramètres Rock-Eval mesurés sur les carottes présentant des sédiments hérités liés à la deuxième phase d'aménagement (PBN-C3c ; PBN-2002 ; PDR-1802 ; PDR-1806 ; PDR-1902).

La MO est donc plus labile dans les sédiments hérités des aménagements CNR, et plus réfractaire dans les sédiments sous-jacents. Une observation identique avait été faite dans le cas des sédiments hérités des aménagements Girardon et expliquée par des processus pédologiques post-dépôt. Dans le cas des sédiments hérités de la deuxième phase d'aménagement, on ne peut parler de processus « pédologiques » puisque les sédiments sont pour la majorité aquatiques. Cependant, la nature labile de leur MO est peut-être liée l'apport important en matière végétale : piégeage de matière organique issue de la végétation riveraine dans le cas des lônes ou accumulation de MO liée à la dégradation de plantes aquatiques et la prolifération d'algues dans le cas du barrage. Dans l'ensemble, la MO ne peut pas constituer le principal critère pour distinguer les sédiments hérités des aménagements CNR des sédiments sous-jacents, mais apparaît néanmoins significativement plus labile dans les sédiments hérités et pourrait donc constituer un critère secondaire.

Caractéristiques géochimiques

Une analyse en composantes principales (Fig. 4.4.a) réalisée à partir des données XRF mesurées sur les quatre carottes issues de lônes de PDR uniquement montre que les sédiments hérités des aménagements CNR présentent des caractéristiques géochimiques globalement distinctes de celles des sédiments sous-jacents. L'opposition entre les deux groupes de sédiments est relative à l'axe 1 de l'ACP. Les individus appartenant au groupe des sédiments hérités sont majoritairement positionnés dans l'espace correspondant à la partie négative de l'axe, qui est fortement corrélée à Zr, Fe et Ti, tandis que ceux appartenant aux sédiments sous-jacents sont majoritairement dans l'espace relatif à la partie positive de l'axe 1, qui est le plus corrélée à Ca, Si (éléments plutôt terrigènes), Sr et Na. Contrairement aux sédiments hérités liés à la première phase d'aménagement, l'interprétation ne peut être reliée aux contaminants, qui sont plus fortement corrélés à l'axe 2 qu'à l'axe 1. Qui plus est, seules 49.4% des données XRF sont correctement représentées par l'ACP et il convient donc d'interpréter les résultats avec précaution.

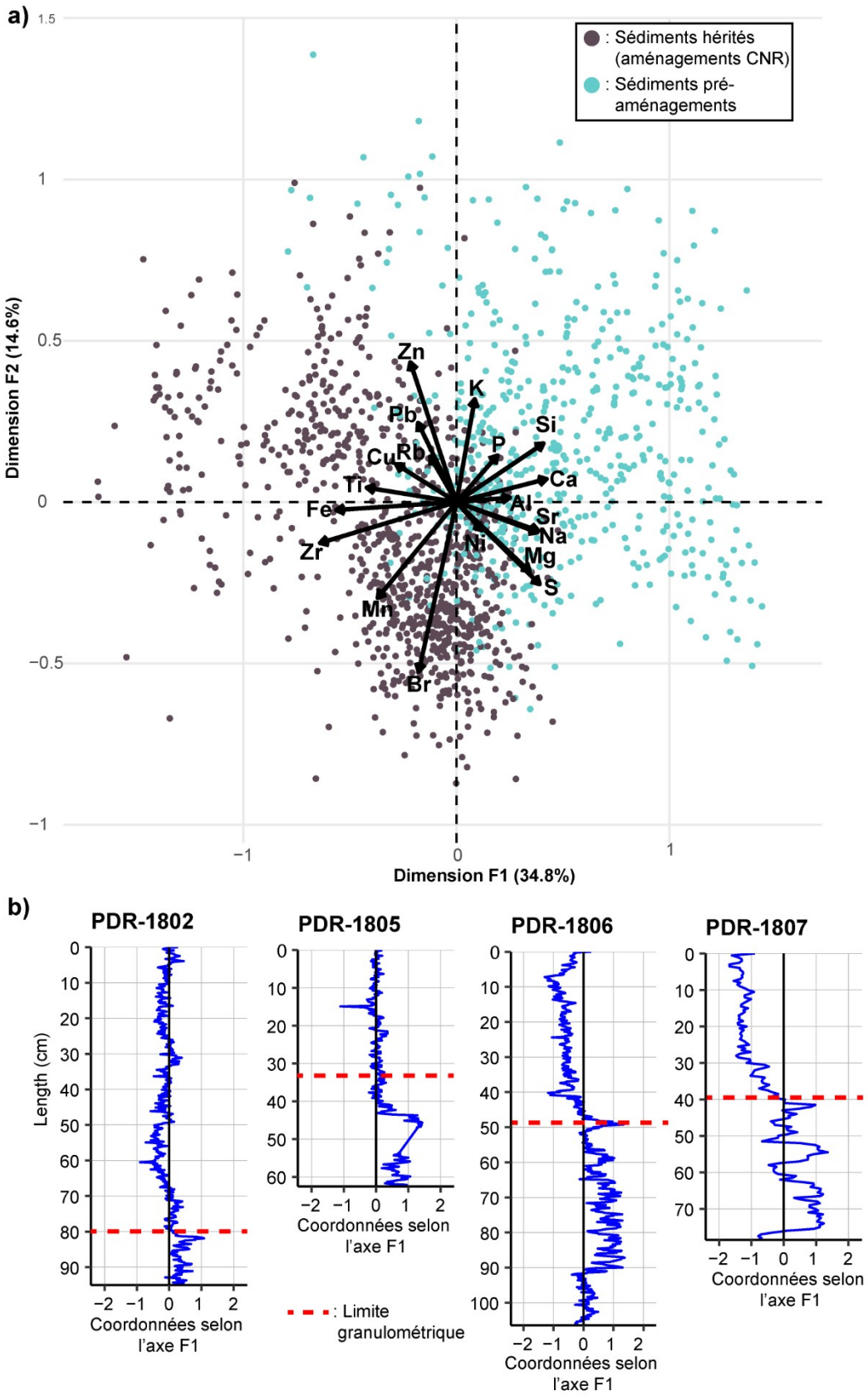


Figure 4.4 : a) Analyse en composantes principales calculée à partir des données XRF des carottes présentées en b) ; b) Représentations des coordonnées selon l'axe F1 de l'ACP en fonction de la profondeur pour chacune des carottes utilisées dans l'analyse. NB : les données ont été log-ratio centrées en amont du calcul de l'ACP.

Cette analyse permet néanmoins de distinguer les sédiments hérités de la deuxième phase d'aménagement dans trois carottes sur quatre (Fig. 4.4.b) : la limite granulométrique coïncide bien avec un changement brusque des coordonnées de l'axe F1 en fonction de la profondeur, sauf dans le cas de PDR-1805. Les sédiments hérités des aménagements CNR présentent donc des caractéristiques géochimiques globalement distinctes des sédiments antérieurs aux aménagements, bien que l'interprétation de la différence entre les deux groupes soit moins évidente. Afin de déterminer si les différences géochimiques entre les deux types de sédiments sont dues à un effet de matrice, comme cela a été démontré pour les sédiments hérités des aménagements Girardon, des régressions linéaires multiples ont été calculées entre la D50 et l'ensemble des douze éléments mesurés en XRF. Les résultats montrent qu'une corrélation existe entre les données XRF et la D50 des sédiments non impactés par les aménagements CNR (R^2 = 0.67), mais pas lorsque l'on considère les sédiments hérités des aménagements CNR uniquement (R^2 = 0.20). Cette différence s'explique probablement par l'absence de variations granulométrique dans les sédiments hérités, qui ne se traduit pas pour autant par une invariance géochimique. Les variations de granulométrie dans les sédiments sous-jacents, en revanche, expliquent bien les variations géochimiques concomitantes. Lorsque l'ensemble des données est utilisé, on trouve une corrélation encore plus forte entre les données XRF et la D50 (R^2 = 0.79), ce qui traduit probablement le fait que la rupture granulométrique corresponde bien à un changement brusque des caractéristiques géochimiques. Les sédiments hérités de la deuxième phase d'aménagement présentent donc des caractéristiques géochimiques distinctes de celles des sédiments sous-jacents et ce phénomène s'explique par un effet de matrice en lien avec le changement de granulométrie associé aux sédiments hérités.

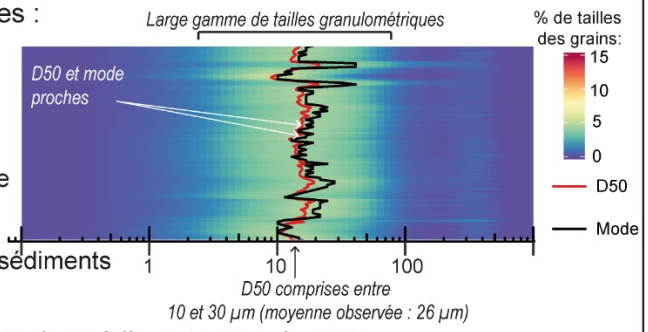
Tableau 4.2 : Statistiques des modèles de régressions linéaires multiples calibrés entre les données XRF et la D50. Les données XRF ont été transformées (log-ratio isométrique) en amont des calculs.

	D50 ~ 12 éléments XRF
Ensemble des données XRF	R^2 ajusté = **0.79** P-value < $2.2*10^{-16}$
Sédiments hérités des aménagements CNR	R^2 ajusté = **0.20** P-value < $2.2*10^{-16}$
Sédiments sous-jacents	R^2 ajusté = **0.67** P-value < $2.2*10^{-16}$

Synthèse

En conclusion, le critère le plus fiable pour distinguer les sédiments hérités des aménagements CNR de leurs sédiments sous-jacents est une fois de plus la granulométrie : ils sont fins (D50 inférieure à 30 µm) et peu classifiés, couvrant une large gamme de tailles. Une matière organique particulièrement labile peut éventuellement constituer un critère secondaire pour renforcer le diagnostic. Les caractéristiques des sédiments hérités des aménagements CNR peuvent ainsi être résumées dans le tableau suivant :

Tableau 4.3 : Récapitulatif des caractéristiques des sédiments hérités des aménagements de la Compagnie Nationale du Rhône.

<table>
<tr><th colspan="2">Critère principal</th></tr>
<tr><td>Granulométrie</td><td>- Caractéristiques suivantes :
● 10 µm < D50 < 30 µm, avec une D50 moyenne observée de 26 µm
● D50 et mode proches, voire confondus
● Large gamme de tailles et sédiments peu triés


- Statistiquement différente des sédiments sous-jacents</td></tr>
<tr><th colspan="2">Critères secondaires</th></tr>
<tr><td>Géochimie</td><td>- Distincte des sédiments sous-jacents : effet de matrice lié à la granulométrie</td></tr>
<tr><td>Matière organique</td><td>- Plus labile que celle des sédiments sous-jacents</td></tr>
</table>

CHAPITRE 5 : SYNTHÈSE ET DISCUSSION

5.1. Comparaison de l'influence des deux phases d'aménagement sur les sédiments fluviaux et leur contamination

Les impacts de deux types d'aménagement sur les sédiments du Rhône ont été décrits dans ce travail :

- L'influence des infrastructures de correction du tracé du Rhône, construites durant la deuxième moitié du 19ème siècle, a été abordée de manière extensive dans le chapitre 3. L'existence de sédiments hérités liés à ces aménagements a été démontrée en détails sur un premier site d'étude, puis sur les deux autres sites, si bien qu'il a été possible de conclure que ces sédiments hérités existent tout au long du Rhône corrigé.
- L'influence des barrages et canaux de dérivation mis en place par la CNR entre les années 1950 et 1980 a été décrite dans la section 4.1. Si l'ambition initiale de ce projet était de démontrer l'existence de sédiments hérités liés à cette deuxième phase d'aménagement tout au long du corridor —comme cela a été fait pour la première phase—, leur étude sur les sites de Donzère-Mondragon et Pierre-Bénite n'a pas pu être menée faute de temps.

Cette section a pour objectif de comparer, de façon qualitative mais aussi quantitative à l'aide d'outils statistiques, les caractéristiques typologiques des deux types de sédiments hérités investigués tout au long de ce travail, ainsi que de clarifier leurs influences respectives sur l'enregistrement sédimentaire des contaminations.

5.1.1. Comparaison des caractéristiques des deux types de sédiments hérités

Les sédiments hérités de la première et de la deuxième phase d'aménagement du Rhône présentent à première vue des caractéristiques typologiques similaires : leur granulométrie, en particulier, est du même ordre de grandeur, atypiquement homogène et peu triée dans les deux cas. La figure 5.1 montre que les deux types de sédiments hérités ont effectivement une taille médiane quasi-identique (autour de 25 µm). De plus, un test de Mann-Whitney-Wilcoxon effectué à partir des valeurs médianes de la tailles des sédiments hérités des deux phases donne une p-value de 0.311 (W = 94599), ce qui montre que les deux groupes ont des moyennes non significativement différentes. Les valeurs de D50 sont cependant plus variables (écart interquartile plus élevé) dans le cas des sédiments hérités de la première phase, tandis que les sédiments hérités de la deuxième phase

présentent une remarquable homogénéité de taille, l'écart interquartile de leurs D50 étant compris entre 20 et 30 µm. De plus, si la taille des grains ne permet pas de différencier les deux types de sédiments hérités, une autre caractéristique granulométrique est susceptible d'aider à leur distinction : alors que la D50 et le mode sont quasi-systématiquement distincts dans le cas des sédiments hérités des travaux de correction (écart de 40 µm en moyenne), ils sont quasiment confondus dans le cas des sédiments hérités des aménagements CNR (écart de 10 µm en moyenne), et cette particularité présente l'avantage d'être visuellement évidente sur la représentation en « heatmaps » de la granulométrie des dépôts (Fig. A6 en annexe). L'écart entre la D10 et la D90 semble également plus important dans le cas des sédiments hérités de la première phase d'aménagement (~160 µm contre 125 µm pour les sédiments hérités de la deuxième phase). Ces deux différences seraient cependant à confirmer suite à l'identification et la caractérisation de davantage de sédiments hérités liés aux aménagements CNR, issus de contexte géographiques plus variés.

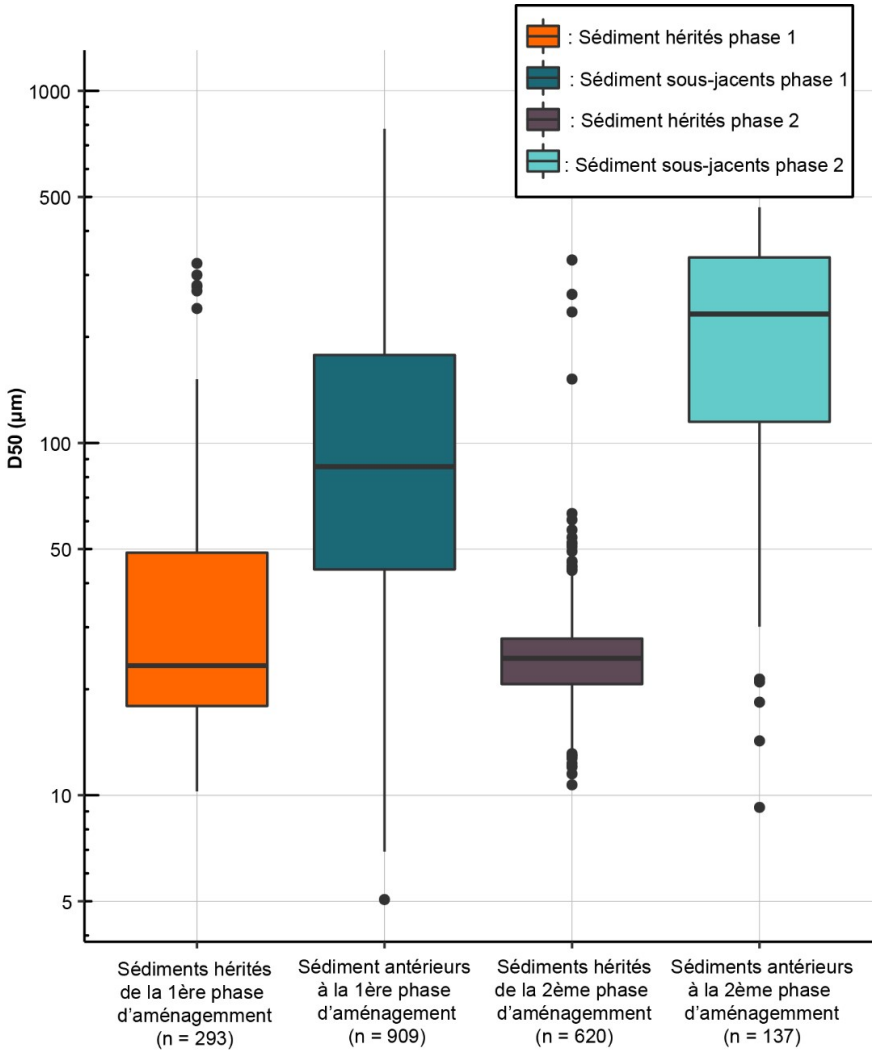


Figure 5.1 : Diagramme de quartiles des valeurs de D50 mesurées sur l'ensemble des vingt-trois carottes analysées dans le cadre de ce travail, en fonction du groupe auquel les sédiments appartiennent.

L'interprétation des paramètres Rock-Eval a pu servir de facteur secondaire pour distinguer les sédiments hérités des deux phases d'aménagement de leurs sédiments sous-jacents respectifs. Les mêmes ratios de paramètres Rock-Eval que dans les sections 3.3 et 4.3 ont été tracés en prenant en compte l'ensemble des carottes sédimentaires étudiées, et sont disponibles en annexe (Fig. A5). Une fois de plus, les graphiques montrent que les deux types de sédiments hérités ont des caractéristiques de MO globalement différentes mais non totalement distinctes, puisque les points des deux groupes se chevauchent en partie dans les quatre types de représentations (Fig. A5). Globalement, la différence observée traduit vraisemblablement le caractère plus récent de la MO des sédiments hérités de la deuxième phase d'aménagement : les échantillons post-deuxième phase présentent des valeurs de HI plus élevées que les sédiments hérités de la première phase, ce qui indique bien une MO plus fraîche (Disnar et al., 2003). La différence pourrait également être liée à des origines de MO différentes. En effet, la MO des sédiments hérités des aménagements Girardon

est partiellement issue de processus pédologiques (section 3.3.), tandis que la MO des sédiments hérités a pu être influencée par des apports de végétation riveraine ou aquatique (section 3.4), bien que les valeurs de COT soient trop basses pour qu'une production primaire ait été enregistrée au sein de ces dépôts.

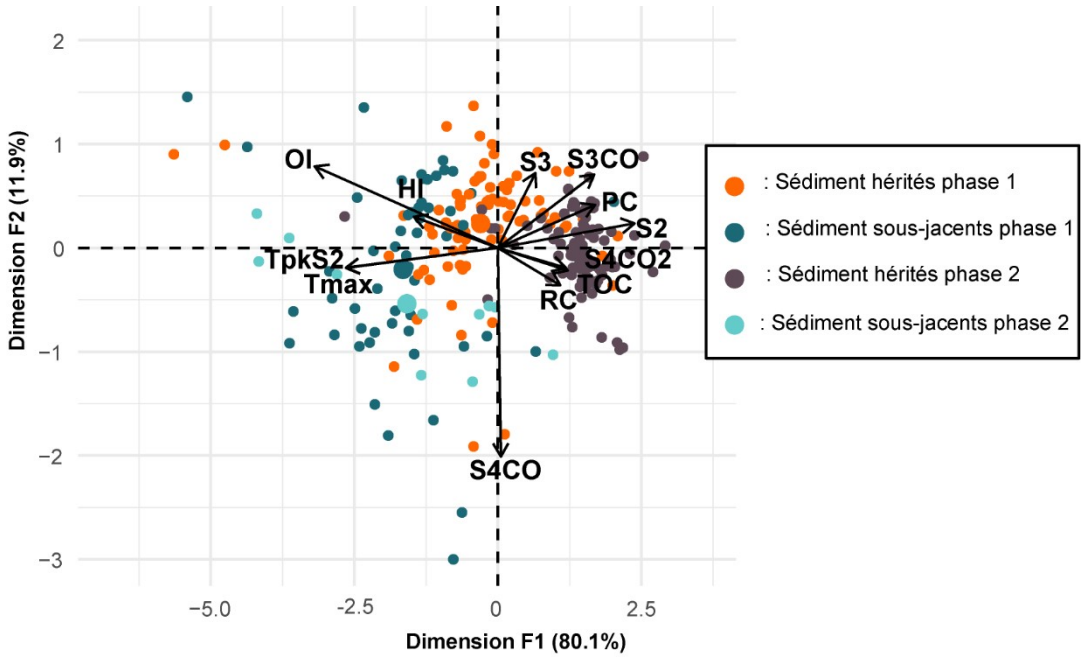


Figure 5.2 : Analyse en composantes principales calculée à partir des paramètres Rock-Eval issus des dix carottes sur lesquels ils ont été mesurés : PDR-C10a, PDR-C10b, PBN-C3c, PBN-C18b, DZM-C6, DZM-C9, PDR-1802, PDR-1806, PDR-1902, PBN-2002. Les données ont été transformées (log-ratio centrées) avant le calcul de l'ACP.

De la même façon, l'analyse en composante principale calculée à partir des paramètres Rock-Eval de l'ensemble des carottes analysées (Fig. 5.2) montre que si les deux types de sédiments hérités présentent des caractéristiques suffisamment différentes pour que les individus correspondants soient positionnés sur des zones proches mais globalement distinctes du plan de l'ACP, la séparation n'est pas suffisamment nette pour que la nature de la matière organique puissent constituer un critère fiable pour discriminer les sédiments hérités de l'une ou l'autre des phases d'aménagement.

Finalement, les caractéristiques géochimiques mesurées via des analyses XRF ont également été utilisées comme facteur secondaire pour différencier les sédiments hérités des sédiments non influencés par les aménagements, s'avérant particulièrement utile pour placer la limite entre les deux types de sédiments dans les cas où la distinction n'était pas évidente d'après les profils granulométriques (cf. section 3.1.2). Cependant, ce paramètre n'apparaît pas non plus pertinent pour distinguer les deux types de sédiments hérités, comme le montre l'ACP calculée à partir de l'ensemble des données XRF mesurées sur les carottes dans le cadre de ce travail (Fig. 5.3).

Un peu moins de 50% des données sont représentées par les deux premières dimensions, ce qui incite à une interprétation prudente. L'axe 2 traduit de toute évidence la variabilité géochimique des différents sites d'études (Fig. 5.3.a). L'axe 1 oppose les contaminants Cu et Zn (corrélés négativement) aux éléments plus terrigènes Si, Sr, Ca et Rb (corrélés positivement), un motif souvent retrouvé dans les ACP calculées jusqu'ici afin de distinguer les sédiments hérités de leurs sédiments sous-jacents (cf. section 3.3 et 4.3). Cependant, cette représentation ne permet pas ici de différencier les deux types de sédiments hérités. Les échantillons semblent plutôt classés en fonction de leur âge, les sédiments les plus anciens (hérités des aménagements Girardon et sous-jacents) étant situés du côté des éléments terrigènes, et les plus récents (hérités des aménagements CNR et sous-jacents) du côté des contaminants.

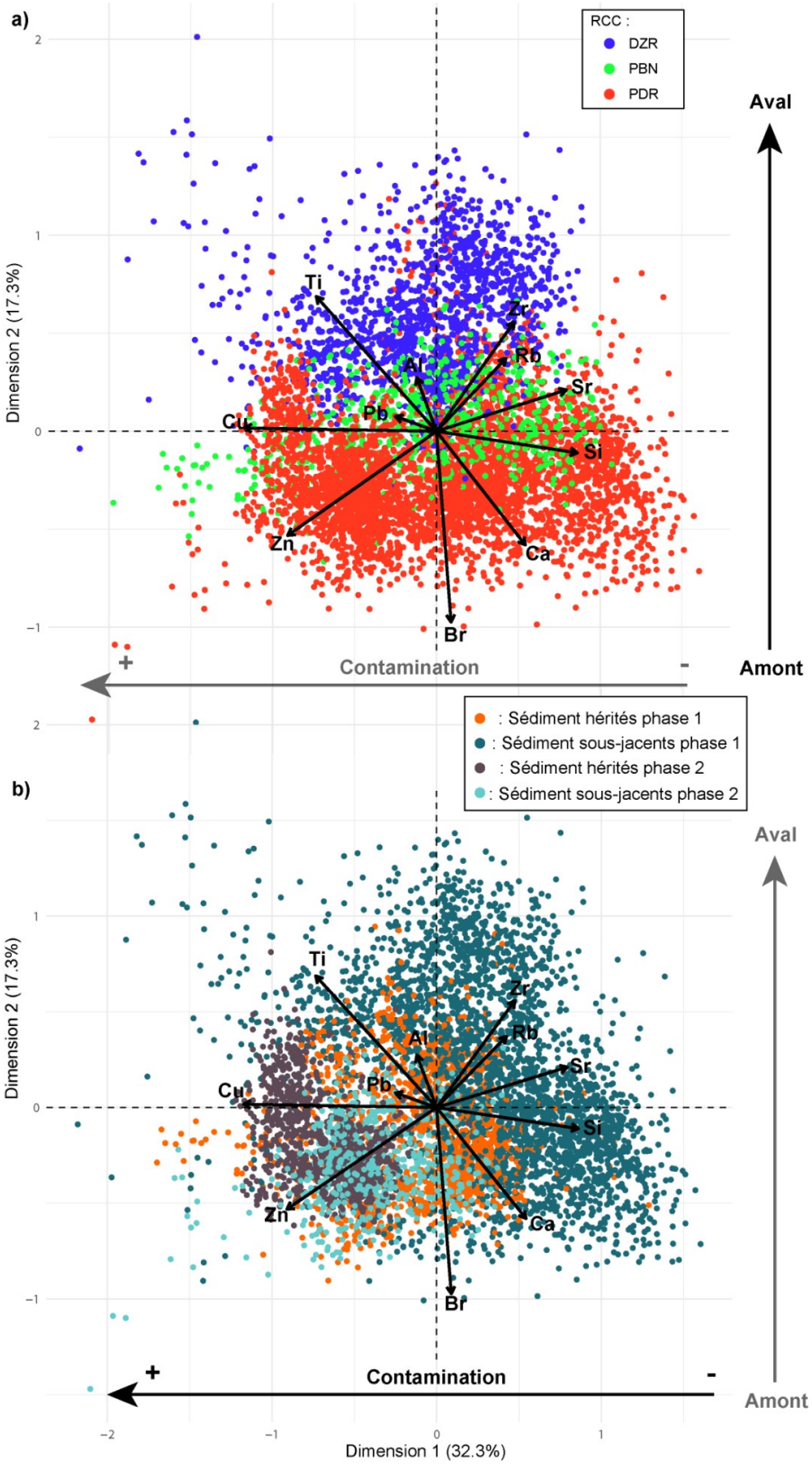


Figure 5.3 : Analyse en composantes principales calculée à partir des données XRF des 19 carottes sur lesquelles elles ont pu être mesurées : PDR-C10a, PDR-C10b, PDR-C10c, PDR-C3, PDR-C12a, PDR-C12b, PDR-1802, PDR-1805, PDR-1806, PDR-1807, PBN-C3c, PBN-C18a, PBN-C18b, PBN-C15a, PBN-C15b, DRM-C2, DZM-C6, DZM-C8, DZM-C9. a) Couleur des individus en fonction du RCC ; b) couleur des individus en fonction de l'héritage sédimentaire.

Les sédiments hérités des infrastructures Girardon et ceux liés aux aménagements CNR apparaissent donc remarquablement similaires en termes de typologie (granulométrie et matière organique), et ne peuvent pas non plus être distingués à l'aide de leurs paramètres géochimiques généraux mesurés par XRF. Seules des caractéristiques de leurs distributions granulométriques (écart entre médiane et mode, écart interdécile) sont susceptibles de permettre leur distinction, mais des statistiques sur un plus grand nombre d'observations issues de contextes géographiques plus divers seraient nécessaires pour confirmer qu'il s'agit d'un critère fiable. Leur contexte de déposition peut également s'avérer utile : les sédiments hérités liés à la première phase d'aménagement ont exclusivement été observés sur la plaine d'inondation, tandis que ceux liés à la deuxième phase se sont principalement déposés dans des annexes fluviales (lônes, réservoirs). Il ne peut cependant s'agir du seul critère de distinction, comme le prouve la carotte PBN-C3c qui, bien que située sur la plaine d'inondation, est intégralement constituée de sédiments hérités des aménagements CNR. En définitive, seuls des marqueurs temporels forts ou une datation robuste de l'ensemble de la carotte sédimentaire permettent de discriminer de façon fiable les deux types de sédiments hérités. La présence de concentrations significatives en contaminants historiques caractéristiques de la deuxième moitié du 20ème siècle (e.g. PCBs, PCDD/Fs, RFBs historiques) ou plus récents (e.g. nRFBs) constitue un argument robuste pour attribuer les sédiments hérités à la deuxième phase d'aménagement qui a eu lieu à la même période. Ce raisonnement repose néanmoins sur la présomption que les sédiments hérités de la première phase ont cessé de se déposer ou ont été supplantés par les sédiments hérités de la deuxième phase. Si cela correspond bien à nos observations relatives aux dépôts de plaine d'inondation, on peut s'interroger sur l'éventuelle présence de sédiments hérités de la première phase dans les annexes fluviales (lônes en particulier). Si nos travaux n'ont pas permis d'identifier de tels dépôts jusqu'à présent, il convient de continuer à considérer cette possibilité lors de l'étude de sédiments issus de tels environnements de dépôt.

Pour finir, la forte ressemblance typologique entre les sédiments hérités de l'une et l'autre des phases d'aménagement pousse à s'interroger davantage quant au mécanisme responsable de leur dépôt. En effet, bien que les deux types de sédiments résultent vraisemblablement d'une baisse de connectivité hydraulique, les causes de ce processus et les contextes hydrodynamiques en résultant apparaissent significativement différents à première vue. Dans le cas des sédiments hérités de la deuxième phase d'aménagement, le débit est fortement réduit suite à la mise en place du barrage mais la plupart des environnements de dépôts restent néanmoins en eau, dans un contexte peu dynamique permettant le dépôt continu de sédiments fins plutôt que leur transport. Dans le cas de sédiments hérités de la première phase d'aménagement, le dépôt de sédiments sur la plaine

d'inondation est uniquement possible lors d'épisodes de crue, bien que l'intermittence de la sédimentation ne soit pas retranscrite dans les caractéristiques granulométriques des sédiments hérités. On peut cependant supposer que la forte similarité entre les deux types de sédiments hérités est due au fait que suite aux travaux de correction du Rhône, les épisodes de crue se traduisaient par la mise en place sur la plaine d'inondation d'un contexte hydrodynamique semblable à celui des annexes fluviales post-barrage, i.e. un niveau d'eau et un écoulement faibles mais durables, permettant le dépôt de sédiments fins. Le caractère moins trié des sédiments hérités de la première phase d'aménagement évoqué précédemment (dissociation de la D50 et du mode et écart interdécile plus important) suggèrerait d'ailleurs un contexte encore plus calme que celui des sédiments hérités de la deuxième phase, avec un processus de dépôt se rapprochant de la décantation.

5.1.2. Un enregistrement sédimentaire des contaminants variable en fonction de l'environnement de dépôt

La section 3.1 a souligné la diversité des environnements de dépôt sédimentaires existant dans un contexte fluvial —en particulier dans le cas d'un cours d'eau aménagé— ainsi que l'importance de caractériser de façon approfondie la nature et les dynamiques de l'environnement dans lequel une archive sédimentaire est prélevée afin de pouvoir en proposer une interprétation pertinente. Une telle démarche est optimale mais sa mise en place peut s'avérer longue et ardue. Si elle apparaît nécessaire dans le cadre d'une étude scientifique exploratoire, elle peut ne pas être appropriée dans le cadre d'études de suivi des niveaux de contamination —par exemple— qui demanderaient des mesures régulières. Bien souvent, dans le cadre de programmes de surveillance et/ou de restauration des milieux aquatiques, les gestionnaires cherchent en priorité à évaluer le possible risque écotoxicologique lié à une ou plusieurs substances anthropiques. Les sédiments constituent alors une matrice intéressante pour évaluer entre autres les stocks de contaminants susceptibles d'être remobilisés. Cependant, au vu de la variabilité des enregistrements sédimentaires en fonction des environnements de dépôt, choisir dans quel(s) contexte(s) prélever les échantillons ou archives sédimentaires afin d'optimiser l'échantillonnage tout en obtenant une vision représentative de la contamination du site peut s'avérer délicat. La Fig. 5.4 présente les gammes et valeurs médianes de concentrations en éléments métalliques mesurées sur les carottes étudiées dans le cadre de ce travail, en fonction de l'environnement de dépôt dont l'archive est issue.

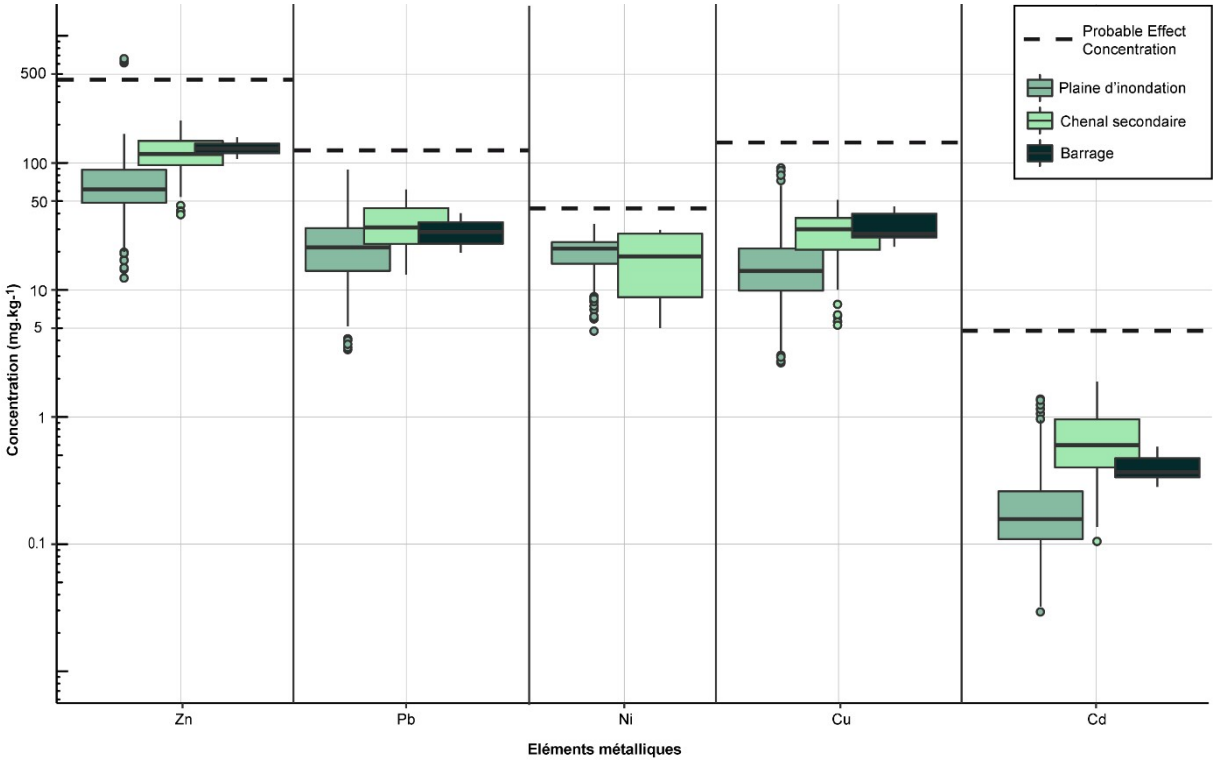


Figure 5.4 : Diagramme de quartiles des concentrations en éléments métalliques en fonction de l'environnement de dépôt des sédiments.

Pour tous les éléments sauf le nickel, les sédiments de la plaine d'inondation sont les moins contaminés tandis que ceux issus des chenaux secondaires affichent les concentrations les plus élevées. Les sédiments issus du barrage présentent quant à eux des concentrations du même ordre de grandeur que ceux des lônes mais légèrement inférieures dans l'ensemble. Les niveaux de contamination varient significativement selon l'environnement de dépôt, d'où l'importance de mener une réflexion quant à la stratégie d'échantillonnage.

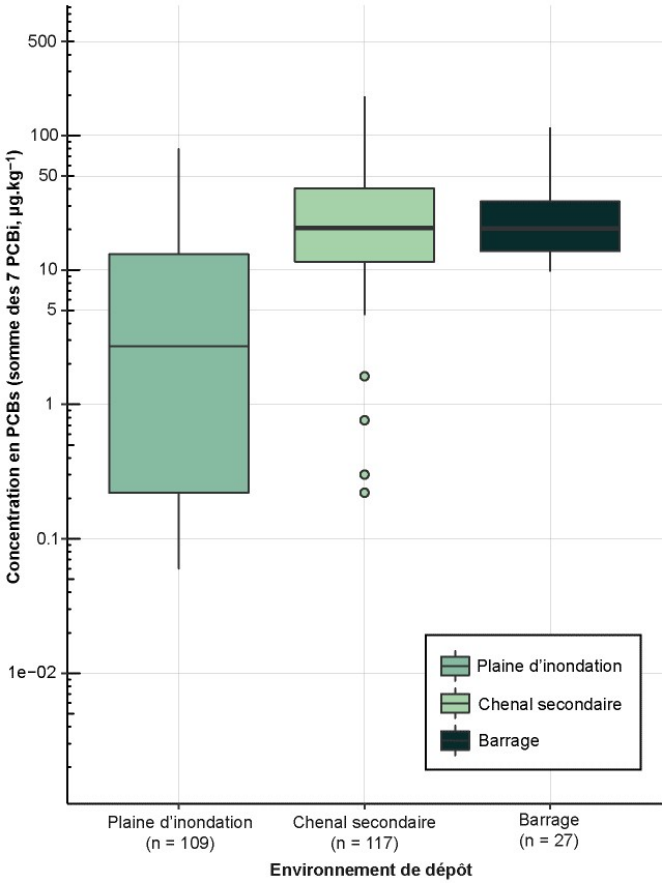


Figure 5.5 : Diagramme de quartiles des concentrations en PCBs (somme des 7 PCBs indicateurs) en fonction de l'environnement de dépôt des sédiments.

On trouve une répartition des concentrations dans les environnements de dépôt similaire dans le cas des PCBs (Fig. 5.5) : les sédiments de la plaine d'inondation exhibent des concentrations environ un ordre de grandeur inférieures à celles trouvées dans le barrage ou les chenaux secondaires. Dans le cas du Rhône, et selon le principe de précaution, les chenaux secondaires apparaissent donc comme l'environnement à privilégier pour estimer le risque lié aux contaminants métalliques ou organiques puisqu'on on y mesure les concentrations les plus importantes. On notera que cette disparité de niveaux de contamination est indéniablement liée à la période à laquelle les différents environnements de dépôt ont accumulé des sédiments : la grande majorité des sédiments de la plaine d'inondation ont été déposés avant les années 1980 et n'ont ainsi pas pu enregistrer les pics de contamination de nombreuses substances. Cependant, la baisse de connectivité entre le lit mineur et la plaine d'inondation est une caractéristique courante des rivières anthropisés (e.g., Amoros et Bornette, 2002 ; Wohl, 2012 ; Beck et al., 2019 ; Downs et Piégay, 2019) et il est donc probable que la disparité observée dans le cas du Rhône soit valable sur des nombreux autres cours d'eau. Naturellement, l'enregistrement sédimentaire d'un barrage est également dépendant de sa période de construction, et un autre facteur à prendre en compte est la possible dilution des

contaminations du fait des taux d'accumulation importants que l'on observe généralement dans ce type d'environnements (e.g., Teal, 2011 ; Baskaran et al., 2015 ; Sedláček et al., 2016). Tout converge donc pour confirmer que les chenaux secondaires constituent l'environnement de dépôt le plus susceptible d'enregistrer les niveaux de contamination les plus élevés : leur connexion hydraulique au lit mineur favorise la continuité de l'enregistrement et minimise le risque de manquer un pic de contamination épisodique, mais les taux d'accumulation restent généralement moindres que dans les réservoirs ce qui limite la dilution des substances et favorise également un enregistrement sur le plus long terme.

5.2. Réflexion sur l'évolution du concept de sédiments hérités à la lumière des travaux réalisés

5.2.1. Introduction et enjeux

L'existence de sédiments aux caractéristiques particulières influencées par la mise en place de deux types d'aménagements a été démontrée dans les chapitres 3 et 4. Ces dépôts ont été qualifiés de sédiments hérités du fait de leur origine anthropique, mais ne correspondent pas précisément aux définitions et exemples de sédiments hérités existants dans la littérature. Alors que d'après Wohl (2015), des sédiments sont hérités si leur « lieu de dépôt, volume et/ou présence de contaminants résultent d'activités humaines passées et contemporaines », les sédiments hérités identifiés sur le Rhône sont principalement caractérisés par un changement de granulométrie (cf. section précédente). Qui plus est, les seuls types de sédiments hérités liés à des infrastructures ayant pu être identifiés dans la littérature sont les dépôts en amont de seuils de moulin (« mill dams ») que l'on retrouve principalement aux Etats-Unis suite à la colonisation, mais également en Europe, en lien avec des périodes plus anciennes (e.g. Moyen-Âge). Le concept de sédiment hérité apparaît pourtant pertinent pour décrire les sédiments induits par les aménagements récents du Rhône, ainsi que d'autres dépôts en lien avec des activités anthropiques identifiés dans diverses régions du monde mais pour lesquels le terme n'a pas été utilisé. Il est probable que le concept de sédiments hérités reste peu utilisé en dehors des Etats-Unis parce qu'il en est originaire et que les définitions existantes et la majorité des exemples documentés restent centrés sur ce cas particulier. Dans le court article ci-après cette hypothèse est discutée et argumentée en utilisant les résultats sur les sédiments hérités obtenus à travers ce travail de thèse. Une comparaison conceptuelle entre les sédiments hérités américains et ceux du Rhône est également proposée, ainsi qu'une définition légèrement élargie du terme de sédiments hérités, afin qu'il englobe de façon non équivoque des cas de sédiments anthropogéniques originaires de régions variées et en lien avec un plus grand nombre d'activités humaines. Cet article —qui à notre connaissance est le premier à délibérément utiliser le terme et le concept de « legacy sediments » dans un contexte européen— a pour ambition d'encourager la compréhension et l'utilisation plus universelle de cette notion.

5.2.2. Article 5 : "Legacy sediments in a European context: the example of infrastructure-induced sediments on the Rhône River"

Sophia VAUCLIN[1], Brice MOURIER[1], Hervé PIÉGAY[2], Thierry WINIARSKI[1]

[1]Université de Lyon, UMR5023 Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés, Université (LEHNA) - ENTPE, 3, rue Maurice Audin, 69518 Vaulx-en-Velin, France

[2]Université de Lyon, UMR 5600 Environnement Ville et Société (EVS) - ENS, 15 parvis René Descartes, 69342 Lyon Cedex 7 Lyon, France

Article publié en 2020 dans *Anthropocene* (Anthropocene 31, article 100248)

(DOI : https://doi.org/10.1016/j.ancene.2020.100248)

Abstract

The concept of legacy sediments, introduced in the early 2010s, is increasingly common to refer to sediment produced in watersheds within a limited period by anthropogenic disturbances. Primarily applied for cases in the USA, legacy sediment is a key concept to characterize the health of river corridors and design relevant restoration schemes. Surprisingly, examples of legacy sediments in European rivers remain scarce in the literature, despite the long history of human influences in this part of the world. In this viewpoint paper, we argue that reach-scale engineering during the "Anthropocene" is the main driver of legacy sedimentation along large Alpine rivers. We give an example of legacy sediments induced by navigation infrastructures along the Rhône River downstream of Lyon (France). We surmise that analogous legacy sedimentation likely exists in most engineered rivers. Those infrastructure-induced sediments differ from the classic examples of American legacy sediments in terms of formation mechanisms and characteristics. We therefore suggest a broadened definition of legacy sediments in order to make the concept more applicable to the European context.

5.2.3. Synthèse

A travers l'exemple des sédiments causés par les travaux de correction sur le Rhône, la pertinence du concept de sédiments hérités dans le contexte européen récent a été démontrée. La comparaison entre les sédiments hérités à l'origine du concept aux Etats-Unis et ceux décrits sur le Rhône a montré qu'ils différaient en termes de causes, de mécanismes et de caractéristiques. Les sédiments hérités américains sont dus à un changement d'usage des sols dans le bassin versant, mis en place par une succession d'aggradation, puis d'érosion des sédiments fluviaux et péri-fluviaux, et sont par conséquent caractérisés principalement par un taux d'accumulation augmenté. Les sédiments hérités du Rhône ont été causés par la construction d'infrastructures directement dans le lit du fleuve ayant fixé le lit mineur et diminué sa connectivité avec le lit majeur, et sont par conséquent caractérisés par une granulométrie fine, homogène et peu triée. Une définition du terme de « sédiments hérités », inspirée des existantes (James, 2013 ; Macklin et al., 2014 ; Wohl, 2015) mais élargie afin d'inclure le cas des sédiments liés aux infrastructures fluviales du Rhône ainsi que de nombreuses autres configurations potentielles, a également été proposée. Ainsi, des sédiments sont définis comme hérités si :

- Ils résultent d'une perturbation humaine localisée dans le bassin versant ou directement dans le lit majeur ou mineur du cours d'eau considéré (e.g., apport de sédiments augmenté du fait d'une érosion sur les versants, piégeage des sédiments en lien avec des aménagements, etc.) ;
- Ils sont associés à une période temporelle définie et liée à la perturbation anthropique ;
- Ils présentent des modifications significatives de leurs caractéristiques en lien avec la perturbation des processus de sédimentation par les activités humaines ; les caractéristiques affectées peuvent être diverses : taux d'accumulation, typologie (i.e. granulométrie, densité, teneur en matière organique, macro-restes, etc.), contamination, etc.

Cette réflexion sur l'adaptation du concept de sédiments hérités à un contexte européen a pour ambition d'encourager l'utilisation plus systématique de cette notion en Europe, mais aussi potentiellement dans d'autres régions du monde, et en lien avec un plus large éventail de perturbations anthropiques. Comprendre et caractériser les impacts des activités humaines sur les hydrosystèmes est particulièrement important dans le contexte de l'Anthropocène et des pressions anthropiques croissantes qui y sont associées. Cela permet d'envisager des opérations de mitigation, de suivi et de restauration en se basant sur des scénarios de référence corrects et donc adaptées aux milieux concernés. Finalement, l'existence d'un concept clair et universel est également essentielle car elle facilite la recherche et le partage d'information, la discussion et la communication autour de

ces enjeux, et contribue ainsi à l'amélioration des connaissances et la recherche de solutions adaptées aux problèmes liés aux impacts humains sur les hydrosystèmes fluviaux.

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

Conclusion générale

Ce travail de thèse a permis pour la première fois d'identifier formellement des sédiments hérités causés par la mise en place d'aménagements fluviaux. En se plaçant dans le contexte des Rhône court-circuités, des sections particulièrement aménagées du Rhône, il a été possible de démontrer l'existence de deux types d'héritages sédimentaires liés à deux phases d'aménagement successives :

1) Des sédiments hérités des aménagements Girardon —des infrastructures mises en place pendant la deuxième moitié du 19ème siècle afin de corriger le tracé du fleuve et faciliter la navigation— ont été identifiés sur la plaine d'inondation des sites étudiés. Ils sont caractérisés par une granulométrie fine (D50 comprise entre 10 et 50 µm), très peu triée (au point que la D50 et le mode sont distincts) et verticalement homogène, ainsi que par un enrichissement relatif en contaminants métalliques.
2) Des sédiments hérités des aménagements de la CNR —des ensembles de barrages au fil de l'eau et de canaux de dérivation équipés d'usines et d'écluses implémentés entre les années 1950 et 1980 dans le but de produire de l'hydroélectricité et de faciliter davantage la navigation— ont été identifiés dans les annexes fluviales aquatiques ou semi-aquatiques du Rhône. Ils sont caractérisés par une granulométrie comparativement plus fine que celle des sédiments hérités des aménagements Girardon (D50 comprise entre 10 et 30 µm), légèrement mieux triée (la D50 et le mode sont confondus) et toujours très homogène verticalement, ainsi que par la présence de contaminants historiques (e.g. PCBs) et plus récents (e.g. PBDEs), voire émergents (e.g. nRFBs) en concentrations significatives.

Alors que la sédimentation héritée liée aux aménagements Girardon observée sur la plaine d'inondation semble avoir été définitivement interrompue suite à la mise en place des aménagements CNR, les sédiments hérités de la mise en dérivation continuent à se déposer dans divers environnements de dépôt aquatiques. Ils constituent un cadre privilégié pour l'étude d'archives sédimentaires récentes. Cependant, l'enregistrement sédimentaire est fortement influencé par la nature de son environnement de dépôt, ainsi que par l'impact de la deuxième phase d'aménagement sur les conditions hydrodynamiques de cet environnement. Ainsi, la reconstruction de l'évolution d'un fleuve aménagé nécessite de diversifier les environnements de dépôt échantillonnés, et l'interprétation de chaque archive sédimentaire nécessite une caractérisation rigoureuse des environnements correspondant afin d'appréhender la chronologie de leur enregistrement sédimentaire qui a inévitablement été impactée par l'anthropisation de l'hydrosystème au cours du temps. Un des apports majeurs de ce travail est d'ailleurs la mise en

place d'une méthodologie multidisciplinaire permettant d'identifier des sédiments hérités d'infrastructures en milieu fluvial. En combinant l'analyse rétrospective du site d'étude, des sondages géophysiques permettant de caractériser de façon qualitative les structures sédimentaires à large échelle, et des carottages sédimentaires ponctuels pour préciser la nature des sédiments investigués, il est possible de reconstruire l'évolution récente d'un hydrosystème en lien avec les pressions anthropiques auxquelles il a été soumis. Finalement, l'ensemble du travail réalisé a permis de nourrir la réflexion au sujet des sédiments hérités. Les deux évolutions principales apportées consistent en la démonstration de l'intérêt du concept 1) pour des sédiments impactés par des infrastructures fluviales, comme développé précédemment, et 2) pour des territoires soumis à une pression anthropique croissante depuis des millénaires tels que l'Europe, bien que le concept ait été initialement développé dans de pays colonisés et donc ayant connu un pic d'anthropisation plus récent. Un léger ajustement de la définition de sédiments hérités s'est avéré nécessaire pour pouvoir inclure ces cas de figure : il est ainsi proposé qu'une modification de la granulométrie —et plus généralement de la typologie— des sédiments puisse constituer un facteur de discrimination des sédiments hérités.

Limites et perspectives

Contaminants actuels et émergents à surveiller sur le Rhône

La section 4.2 a permis de mettre en lumière la contamination non-triviale des sédiments du Rhône en retardateurs de flammes bromés (RFB) historiques (principalement PBDEs, mais aussi HBCDDs ou PBBs). Ces contaminants —apparus dans les années 1970 à 1990 et présentant des tendances clairement décroissantes durant la dernière décennie— ont été globalement négligés, tant par les organismes publics en charge du suivi des cours d'eau (Agences de l'eau, DREAL, OFB) que par les programmes scientifiques et équipes de recherche. Un rapport de la DREAL Auvergne-Rhône-Alpes (Bourg et al., 2013) mentionne néanmoins des concentrations élevées de PBDE-209 (jusqu'à 20 mg kg^{-1}, c'est-à-dire deux ordres de grandeur au-dessus des concentrations maximales de 350-400 µg kg^{-1} mesurées dans le cadre de cette thèse) détectées dans des sédiments de cours d'eau situés en Isère, principalement dans le bassin versant de la Bourbre. Il s'agit d'une information intéressante qui pourrait partiellement remettre en cause l'hypothèse que la métropole de Lyon constitue la principale source de PBDEs dans le bassin du Rhône, mais aucune source potentielle n'est mentionnée et aucune mesure postérieure à 2011 n'est disponible sur le bassin de cet affluent.

La contamination liée aux RFBs sur le Rhône a vraisemblablement été occultée par celle des PCBs, qui a été largement médiatisée —y compris dans les sphères politiques et publiques— et a mené à une interdiction de consommer et commercialiser les poissons pêchés dans le Rhône en 2007. Les PCBs ont ainsi fait l'objet de nombreux projets de recherche et campagnes de mesures, à juste titre car des études récentes démontrent encore l'existence de stocks de ces contaminants non négligeables dans les sédiments (Dendievel et al., 2020b), mais aux dépends de la majorité des autres micropolluants, dont les niveaux et tendances temporelles restent par conséquent peu connus sur le Rhône. Si les PCBs restent des contaminants dont l'étude rétrospective présente des intérêts —notamment pour la datation de sédiments, comme démontré dans la section 4.1— il apparaît désormais essentiel de rediriger les efforts de recherche et de suivi sur des contaminants plus récents, voire émergents, dont la contamination pourrait être à l'origine de problèmes sanitaires et environnementaux actuels ou dans le proche futur. Si les RFBs historiques ne constituent plus des substances prioritaires du fait de leurs tendances décroissantes, les RFBs émergents (nRFBs) ont montré des tendances stables, voire en légère augmentation dans les carottes aquatiques étudiées dans le cadre de cette thèse (section 4.2) et apparaissent donc comme des molécules à surveiller du fait de leur utilisation actuelle et ubiquiste dans un grand nombre de produits manufacturés.

Les phtalates sont une autre classe de composés qui pourraient représenter une menace importante pour l'hydrosystème. Ces molécules sont des plastifiants : elles sont ajoutées aux plastiques pour augmenter leur flexibilité, transparence et longévité. Produits depuis les années 1930, on les retrouve donc dans une vaste gamme d'applications : revêtements de sols et muraux, profilés et tubes, fils et câbles, emballages, peintures, pharmaceutiques, cosmétiques, etc. (Gao et Wen, 2016). Ils sont largement reconnus comme des perturbateurs endocriniens (e.g. Diamanti-Kandarakis et al., 2009) mais affectent le métabolisme (risque accru de diabète : Radke et al., 2019) ou le neurodéveloppement chez l'enfant (Ejaredar et al., 2015). Ils ne sont pas persistants mais certains font l'objet de restrictions relatives à certains usage du fait de leur toxicité : le butyl benzyl phthalate (BBzP), Di-n-butyl phthalate (DnBP), Di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP), di-isodecyl phthalate (DiDP), di-isononyl phthalate (DiNP) and di-n-octyl phthalate (DnOP) sont interdits par l'Union Européenne dans les jouets et produits pour enfants depuis 1999 et sont listés comme reprotoxiques dans la régulation REACH (Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals). Cependant, contrairement aux POPs étudiés jusqu'ici, aucune de ces molécules n'est strictement interdite.

A titre exploratoire, huit diesters de phtalates ont été mesurés dans la carotte PBN-2002 (Fig. P1) et permettent d'évaluer l'évolution récente de leurs concentrations dans les sédiments du Rhône. Deux molécules (BBzP et dimethyl phthalate [DMP]) sont indétectables. Le diisobutyl phthalate (DiBP), diethyl phthalate (DEP) et DnBP sont détectés tout au long de l'archive avec des concentrations comprises entre 10 et 60 µg kg^{-1} et semblent présenter une tendance globale à l'augmentation de 2004 à ~2016, avec une légère tendance décroissante sur le haut de la carotte. Les DEHP, DiNP et DiDP sont présents dans des concentrations plus importantes, majoritairement stables autour de 100 µg kg^{-1} avec des pics de concentration occasionnels pouvant aller jusqu'à 400 µg kg^{-1}, voire 1700 µg kg^{-1} dans le cas du DEHP.

Les phtalates ont fait l'objet d'un suivi modéré sur le bassin du Rhône français et le Lac Léman, principalement centré sur le DEHP car il constituait le plastifiant le plus utilisé dans l'industrie plastique jusqu'à récemment, et l'un des plus toxiques (Magdouli et al., 2013) : l'Union Européenne a interdit son usage en 2015 sauf dans le cas de produits fabriqués à partir de plastiques recyclés contenant du DEHP. Sur le bassin du Rhône, le DEHP a été mesuré dans les sédiments à des concentrations supérieures à 100 µg kg^{-1} dans 75% des stations, et des concentrations maximales particulièrement importantes (de l'ordre du mg kg^{-1}) dans les bassins de l'Azergues, du Giers et de la Bourbre (Bourg et al., 2013), mais là encore, les dernières mesures disponibles datent de 2011. Cela prouve d'ailleurs l'intérêt de l'approche développée dans l'ensemble de ce travail : les archives

sédimentaires permettent de retracer l'évolution temporelle de contaminants n'ayant pas bénéficié d'un suivi régulier.

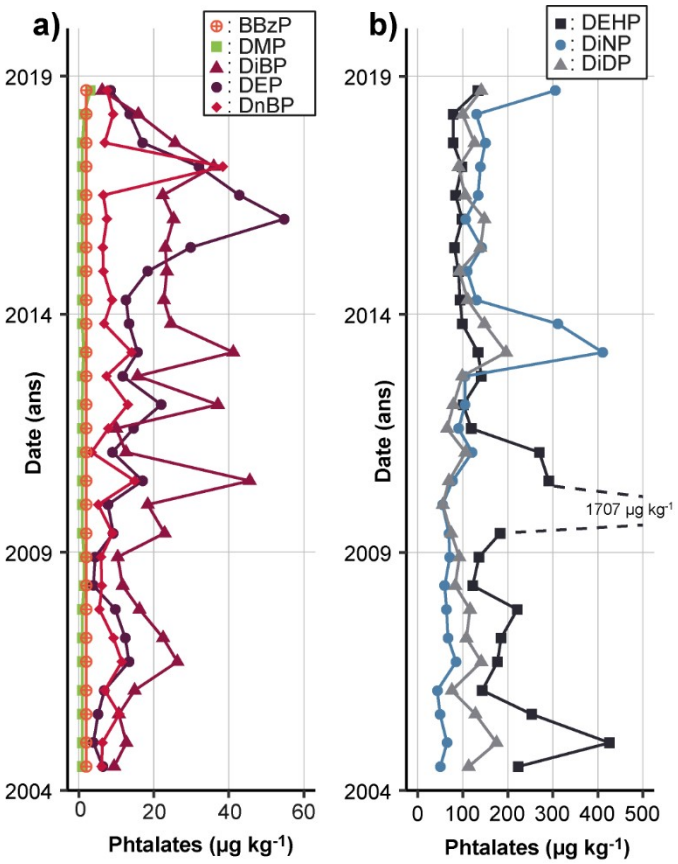


Figure P1 : Concentrations en phtalates dans la carotte PBN-2002 : a) BBzP, DMP, DiBP, DEP, DnBP ; b) DEHP, DiNP, DiDP.

Le DEHP a progressivement été remplacé par le Bis-(2-propylheptyl)phthalate (DPHP), le DiNP et le DiDP (Loizeau et al., 2017), les deux derniers présentant dans la carotte analysée des concentrations du même ordre de grandeur que le DEHP. Cela laisse à penser que les pics de contamination du DiNP et DiDP restent à venir, et que ces substances devraient donc également bénéficier d'un suivi dans le bassin du Rhône. Par ailleurs, au vu des preuves croissantes de la reprotoxicité et de l'omniprésence des phtalates dans l'environnement, ils ont commencé à être remplacés par d'autres types de plastifiants dans l'industrie dès le début des années 2010 (Fig. P2 ; Bui et al., 2016).

Les données toxicologiques existantes au sujet de ces plastifiants alternatifs semblent indiquer une faible toxicité aigüe et un risque global moindre comparé aux phtalates les plus toxiques tels que le DEHP, mais l'absence de données relatives à leurs possibles effets cancérigènes ou endocriniens ne permet pas de conclure à leur innocuité. Les phtalates et leurs nouveaux substituts font donc partie des contaminants actuellement en usage et ubiquistes qu'il apparaît pertinent de surveiller sur un bassin aussi anthropisé que celui du Rhône, où des mesures ponctuelles ont montré des niveaux de

contamination moyen non triviaux pour certaines molécules (autour de 100 µg kg^{-1}) et temporellement stables.

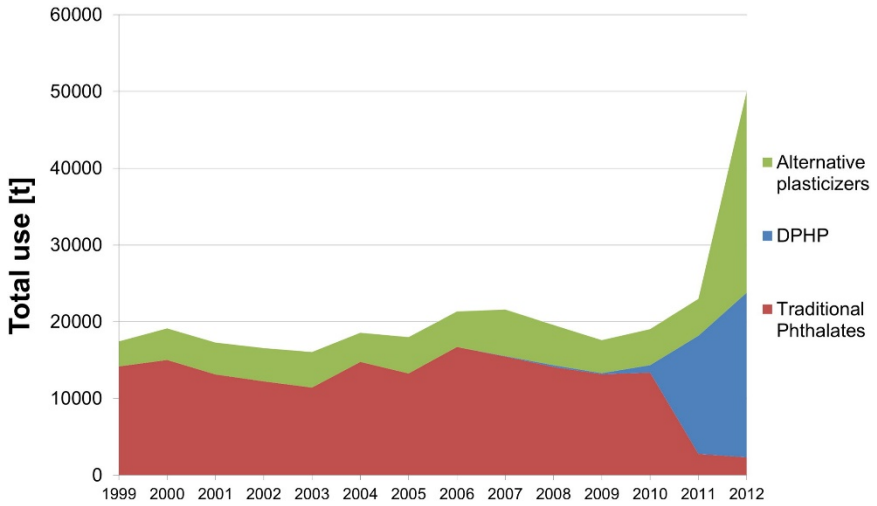


Figure P2 : Utilisation des phtalates "historiques" (somme des DEP, DnBP, DiBP, BBzP, DEHP, DINP et DIDP) et du DPHP (phtalate plus récent) comparé à l'usage de plastifiants alternatifs (adipates, benzoates, citrates, esters de phosphate, sebacates, terephtalates, etc.) dans les produits chimiques en Suède de 1999 à 2012. Source : Bui et al., 2016.

Cependant, une telle remarque pourrait probablement être formulée pour plusieurs dizaines d'autres classes de contaminants émergents. Plus généralement, il serait donc judicieux de promouvoir le couplage de mesures quantitatives (telles que réalisées dans le cadre de cette thèse) avec des techniques d'analyses non ciblées (screening). En effet, un travail de screening permettrait d'avoir une vision exhaustive des contaminants présents dans les sédiments, et donc potentiellement de mettre en avant d'autres familles émergentes peu étudiées (e.g., composés per- et polyfluoroalkylées, pharmaceutiques, chloroparaffines) mais pouvant être à l'origine d'une contamination importante. Cela constituerait un premier effort concret pour caractériser la charge contaminante globale d'un hydrosystème.

Mécanisme à l'origine du dépôt des sédiments hérités liés aux infrastructures sur le Rhône

Des hypothèses quant au(x) mécanisme(s) à l'origine du dépôt des sédiments hérités liés aux deux phases d'aménagements ont été formulées tout au long du manuscrit, en se basant sur les caractéristiques typologiques —granulométriques en particulier— des sédiments. Si à ce stade, il semble largement plausible que les deux types de dépôts résultent de baisses de connectivité latérale causées par les aménagements, il s'agit toujours d'une caractérisation vague du processus à

l'œuvre. Les attributs granulométriques observés (large gamme de classe, faible tri, forte homogénéité verticale) restent particulièrement inexpliqués dans le cas des sédiments hérités de la première phase d'aménagement. Il est indéniable que ces sédiments situés sur la plaine d'inondation résultent de débordements, mais leurs caractéristiques granulométriques sont à l'opposé des sédiments grossiers et bien triés qui caractérisent habituellement les dépôts de crue, et leur forte homogénéité verticale est également peu révélatrice de la nature intermittente de ces dépôts. La forte similarité granulométrique et typologique entre les deux types de sédiments hérités, et ce malgré leurs environnements de dépôts très différents, est également inattendue. Afin de répondre à ces nombreuses interrogations en suspens, une investigation des processus hydrodynamiques du Rhône et de leur modification suite à la mise en place des aménagements apparaît nécessaire. La comparaison des granulométries observées dans les archives sédimentaires de ce travail avec celles mesurées dans le cadre du suivi existant des flux de sédiments (matières en suspension et sables) pourrait apporter des premiers éléments de réponse. Une approche de modélisation numérique serait encore plus informative. Si un modèle strictement hydraulique 2D permettrait de répondre partiellement à ces questions, notamment en clarifiant la fréquence et l'intensité des débordements sur les plaines d'inondation des sections court-circuitées du Rhône, un modèle hydro-sédimentaire serait optimal. Il convient de remarquer qu'un tel projet présenterait de nombreux défis. Tout d'abord, les environnements de dépôt d'intérêt ne sont pas compris dans le lit mineur, ce qui demanderait l'utilisation d'un modèle à deux dimensions au moins, ainsi qu'un travail considérable pour prendre en compte les géométries des chenaux secondaires et autres annexes fluviales. Par ailleurs, la compréhension du mécanisme nécessiterait une modélisation des conditions hydrodynamiques avant et après la mise en place de l'aménagement, ce qui implique une approche rétrospective et donc la recherche ou la modélisation des données d'entrée hydrologiques, hydrauliques et sédimentaires d'il y a plusieurs décennies, et ce avec une résolution suffisamment élevée pour remplir les exigences d'un modèle hydro-sédimentaire 2D. Finalement, la modélisation des aménagements en elle-même constitue un défi, tant en termes de géométrie que de calibration et de définition des conditions aux limites. Il serait possible de s'appuyer sur des travaux de modélisation existants, ayant permis d'estimer les variations de connectivité latérale (Beck et al., 2019), l'impact d'infrastructures fluviales sur l'hydrologie (Belz et al., 2001) ou encore le transport sédimentaire et l'ajustement morphologique (Howard et al., 2017). Il existe même une étude utilisant des rétro-scénarios afin d'estimer l'impact de digues et levées, mais également du changement d'usage des sols de la plaine d'inondation sur les niveaux de crue du Mississippi au cours du temps (Remo et al., 2009), ce qui se rapproche des objectifs évoqués, si ce n'est que le modèle utilisé est à une dimension et purement hydraulique (pas de modélisation du transport

sédimentaire). La compréhension des mécanismes à l'origine du dépôt des sédiments hérités pourrait donc faire l'objet d'un projet de recherche extrêmement ambitieux, ce qui explique que cet aspect n'ait pas été particulièrement développé dans ce travail.

Etendre le concept de sédiments hérités d'aménagements fluviaux à l'échelle européenne

Ce projet de recherche a permis de démontrer pour la première fois l'existence de sédiments hérités liés à l'aménagement d'un fleuve européen. Si ce caractère innovant constitue un des points forts de ce travail, la contrepartie est que, malgré la dimension spatiale ambitieuse de l'étude —avec ses trois sites d'études répartis le long du Rhône—, on peut légitimement se demander si ces sédiments hérités ne constituent pas un phénomène propre au Rhône plutôt qu'un processus géomorphologique à large échelle comme le sont les sédiments hérités « originaux » observés aux Etats-Unis et en Océanie. Pour que le concept de sédiments hérités d'aménagements fluviaux et la définition élargie proposés dans ce travail aient un réel impact sur la discipline, il est essentiel que des études complémentaires soient menées. Une première étape, toujours à l'échelle du Rhône, serait de confirmer l'existence des sédiments hérités liés à la deuxième phase d'aménagement sur l'ensemble du corridor, puisqu'ils ont principalement été observés sur le site de PDR dans le cadre de ce travail (ainsi que sur deux carottes de PBN, mais sans les sédiments pré-infrastructures et la limite granulométrique emblématique, ce qui rend la démonstration moins convaincante). Une deuxième étape, également à l'échelle du Rhône, serait d'investiguer l'existence de sédiments hérités de la première phase d'aménagement dans des sections du Rhône non court-circuitées. En effet, si le contexte du RCC était pertinent dans une configuration exploratoire, afin de maximiser les chances d'observer un impact de l'un ou l'autre des aménagements, il constitue un facteur confondant pour la caractérisation des deux types de sédiments et de leur mécanisme puisque les deux aménagements agissent de façon simultanée sur les conditions hydrodynamiques. La caractérisation de sédiments hérités liés aux travaux de correction dans une zone dépourvue de deuxième phase d'aménagement pourrait apporter des nouveaux éléments et perspectives pour décrire avec certitude le processus à l'origine de leur formation. Finalement, une troisième étape serait de rechercher l'existence de sédiments hérités liés à des infrastructures sur d'autres fleuves aménagés. Le Rhin pourrait constituer un fleuve d'étude pertinent pour commencer, car il a également connu plusieurs phases d'aménagement similaires à celles du Rhône. Une première phase de canalisation a eu lieu au milieu du 19ème siècle dans un objectif de contrôle des crues et d'assainissement, une deuxième phase d'aménagement a été mise en œuvre dans les années 1930 et consiste en la mise en place d'épis

latéraux pour créer un chenal plus profond, régulier et faciliter ainsi la navigation, et finalement, deux grands projets de dérivation (Kembs et le Grand Canal d'Alsace) ont été implémentés entre les années 1930 et 1960 dans le but de produire de l'hydroélectricité (Uehlinger et al., 2009 ; Arnaud et al., 2015). Il serait ainsi plus probable de retrouver des sédiments hérités caractérisés par des modifications typologiques analogues. Le Danube constitue un autre fleuve sur lequel l'étude de sédiments hérités liés à des infrastructures serait intéressante : de par son aménagement extensif (nombreux barrages, canalisation, enrochements, épis, coupes de méandres, etc. ainsi que la large dérivation de Gabčíkovo–Nagymaros, cf. Habersack et al., 2016) et son échelle importante (2857 km de long et débit de 6486 $m^3 s^{-1}$ à l'embouchure, Sommerwerk et al., 2009), il permettrait de donner une nouvelle dimension au concept.

BIBLIOGRAPHIE

Abbasi, G., Li, L., Breivik, K., 2019. Global Historical Stocks and Emissions of PBDEs. Environ. Sci. Technol. 53, 6330–6340. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07032

Abril, J.M., San Miguel, E.G., Ruiz-Canovas, C., Casas-Ruiz, M., Bolívar, J.P., 2018. From floodplain to aquatic sediments: Radiogeochronological fingerprints in a sediment core from the mining impacted Sancho Reservoir (SW Spain). Science of The Total Environment 631–632, 866-878. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.114

Agende de l'Eau Rhône-méditerrranée Corse, M., 2018. REMOBILISATION DES CASIERS DE L'ÎLE DES GRAVIERS DU RHÔNE COURT-CIRCUITÉ (RCC) DE PÉAGE-DE-ROUSSILLON.

Aitchison, J., 2003. A Concise Guide to Compositional Data Analysis.

Aitchison, J., 1986. The Statistical Analysis of Compositional Data. Springer Netherlands, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-009-4109-0

Aitchison, J., 1982. The Statistical Analysis of Compositional Data. Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological) 44, 139–177.

Alaee, M., Arias, P., Sjödin, A., Bergman, A., 2003. An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release. Environ Int 29, 683–689. https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00121-1

Allen, J.R.L., 1965. A Review of the Origin and Characteristics of Recent Alluvial Sediments. Sedimentology 5, 89–191. https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.1965.tb01561.x

Amiard, J.-C., Meunier, T., Babut, M., 2016. PCB, environnement et santé. Lavoisier, Paris.

Amoros, C., Bornette, G., 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. Freshwater Biology 47, 761–776. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00905.x

Amos, G.C.A., Zhang, L., Hawkey, P.M., Gaze, W.H., Wellington, E.M., 2014. Functional metagenomic analysis reveals rivers are a reservoir for diverse antibiotic resistance genes. Veterinary Microbiology, Special Issue: ARAE 2013, Antimicrobial Resistance of Bacteria from Animals and the Environment 171, 441–447. https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2014.02.017

Anim, A.K., Drage, D.S., Goonetilleke, A., Mueller, J.F., Ayoko, G.A., 2017. Distribution of PBDEs, HBCDs and PCBs in the Brisbane River estuary sediment. Marine Pollution Bulletin 120, 165–173. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.002

Annan, A.P., 2005. 11. Ground-Penetrating Radar, in: Near-Surface Geophysics, Investigations in Geophysics. Society of Exploration Geophysicists, pp. 357–438. https://doi.org/10.1190/1.9781560801719.ch11

Annan, A.P., Davis, J.L., 1977. Ground penetrating radar for high resolution mapping of soil and rock stratigraphy 63–65.

ANSES, 2017. Note relative à l'état des connaissances sur les usages, les sources d'exposition et la toxicité de plusieurs substances de la famille des polybromés.
URL https://www.anses.fr/fr/system/files/SUBSTANCES2009SA0331Ra-Tome1.pdf (accessed 5.15.20).

Appleby, P.G., 1998. Dating recent sediments by 210Pb: problems and solutions., in: STUK-A. Presented at the Proceedings of a Seminar, Helsinki, pp. 7–24.

Appleby, P.G., Oldfield, F., 1978. The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported 210Pb to the sediment. CATENA 5, 1–8. https://doi.org/10.1016/S0341-8162(78)80002-2

Arnason, J.G., Fletcher, B.A., 2003. A 40+ year record of Cd, Hg, Pb, and U deposition in sediments of Patroon Reservoir, Albany County, NY, USA. Environmental Pollution, Environmental Monitoring, Evaluation and Protection in New York: Linking Science and Policy 123, 383–391. https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00015-0

Arnaud, F., Piégay, H., Schmitt, L., Rollet, A.J., Ferrier, V., Béal, D., 2015. Historical geomorphic analysis (1932–2011) of a by-passed river reach in process-based restoration perspectives: The Old Rhine downstream of the Kembs diversion dam (France, Germany). Geomorphology 236, 163–177. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.02.009

Arnaud, F., Schmitt, L., Johnstone, K., Rollet, A.-J., Piégay, H., 2019. Engineering impacts on the Upper Rhine channel and floodplain over two centuries. Geomorphology 330, 13–27. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.01.004

Arnaud-Fassetta, G., 2003. River channel changes in the Rhone Delta (France) since the end of the Little Ice Age: geomorphological adjustment to hydroclimatic change and natural resource management. CATENA 51, 141–172. https://doi.org/10.1016/S0341-8162(02)00093-0

Aslan, A., 2013. FLUVIAL ENVIRONMENTS | Sediments, in: Elias, S.A., Mock, C.J. (Eds.), Encyclopedia of Quaternary Science (Second Edition). Elsevier, Amsterdam, pp. 663–675. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53643-3.00111-4

Asprion, U., Aigner, T., 1999. Towards realistic aquifer models: three-dimensional georadar surveys of Quaternary gravel deltas (Singen Basin, SW Germany). Sedimentary Geology 129, 281–297. https://doi.org/10.1016/S0037-0738(99)00068-8

Audry, S., Schäfer, J., Blanc, G., Jouanneau, J.-M., 2004. Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France). Environmental Pollution 132, 413–426. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.05.025

Ayrault, S., Meybeck, M., Mouchel, J.-M., Gaspéri, J., Lestel, L., Lorgeoux, C., Boust, D., 2019. Sedimentary Archives Reveal the Concealed History of Micropollutant Contamination in the Seine River Basin 1–32. https://doi.org/10.1007/698_2019_386

Bábek, O., Faměra, M., Hilscherová, K., Kalvoda, J., Dobrovolný, P., Sedláček, J., Machát, J., Holoubek, I., 2011. Geochemical traces of flood layers in the fluvial sedimentary archive; implications for contamination history analyses. CATENA 87, 281–290. https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.06.014

Bábek, O., Hilscherová, K., Nehyba, S., Zeman, J., Famera, M., Francu, J., Holoubek, I., MacHát, J., Klánová, J., 2008. Contamination history of suspended river sediments accumulated in oxbow lakes over the last 25 years: Morava River (Danube catchment area), Czech Republic. Journal of Soils and Sediments 8, 165–176. https://doi.org/10.1007/s11368-008-0002-8

Bábek, O., Kielar, O., Lenďáková, Z., Mandlíková, K., Sedláček, J., Tolaszová, J., 2020. Reservoir deltas and their role in pollutant distribution in valley-type dam reservoirs: Les Království Dam, Elbe River, Czech Republic. CATENA 184, 104251. https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104251

Babiński, Z., 1992. Hydromorphological consequences of regulating the lower vistula, Poland. Regulated Rivers: Research & Management 7, 337–348. https://doi.org/10.1002/rrr.3450070404

Baborowski, M., Büttner, O., Morgenstern, P., Jancke, T., Westrich, B., 2012. Spatial variability of metal pollution in groyne fields of the Middle Elbe – Implications for sediment monitoring. Environmental Pollution 167, 115–123. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.03.046

Barón, E., Santín, G., Eljarrat, E., Barceló, D., 2014. Occurrence of classic and emerging halogenated flame retardants in sediment and sludge from Ebro and Llobregat river basins (Spain). Journal of Hazardous Materials 265, 288–295. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.10.069

Barraud, R., Carcaud, N., Davodeau, H., Montembault, D., Pordoy, C., 2013. Les épis de la Loire armoricaine, un héritage à la patrimonialité incertaine. Norois. Environnement, aménagement, société 39–52. https://doi.org/10.4000/norois.4729

Baskaran, M., Miller, C.J., Kumar, A., Andersen, E., Hui, J., Selegean, J.P., Creech, C.T., Barkach, J., 2015. Sediment accumulation rates and sediment dynamics using five different methods in a well-constrained impoundment: Case study from Union Lake, Michigan. Journal of Great Lakes Research 41, 607–617. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.03.013

Baskaran, M., Nix, J., Kuyper, C., Karunakara, N., 2014. Problems with the dating of sediment core using excess 210Pb in a freshwater system impacted by large scale watershed changes. Journal of Environmental Radioactivity 138, 355–363. https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.07.006

Baumgartner, M.T., Piana, P.A., Baumgartner, G., Gomes, L.C., 2020. Storage or Run-of-river Reservoirs: Exploring the Ecological Effects of Dam Operation on Stability and Species Interactions of Fish Assemblages. Environmental Management 65, 220–231. https://doi.org/10.1007/s00267-019-01243-x

Beck, W.J., Moore, P.L., Schilling, K.E., Wolter, C.F., Isenhart, T.M., Cole, K.J., Tomer, M.D., 2019. Changes in lateral floodplain connectivity accompanying stream channel evolution: Implications for sediment and nutrient budgets. Science of The Total Environment 660, 1015–1028. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.038

Belz, J.U., Busch, N., Engel, H., Gasber, G., 2001. Comparison of river training measures in the Rhine—catchment and their effects on flood behaviour. Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Water and Maritime Engineering 148, 123–132. https://doi.org/10.1680/wame.2001.148.3.123

Bennett, K.D., 1994. Confidence intervals for age estimates and deposition times in late-Quaternary sediment sequences: The Holocene 4, 337–348. https://doi.org/10.1177/095968369400400401

Beres, M., Huggenberger, P., Green, A.G., Horstmeyer, H., 1999. Using two- and three-dimensional georadar methods to characterize glaciofluvial architecture. Sedimentary Geology 129, 1–24. https://doi.org/10.1016/S0037-0738(99)00053-6

Berger, J.-F., Shennan, S., Woodbridge, J., Palmisano, A., Mazier, F., Nuninger, L., Guillon, S., Doyen, E., Begeot, C., Andrieu-Ponel, V., Azuara, J., Bevan, A., Fyfe, R., Roberts, C.N., 2019. Holocene land cover and population dynamics in Southern France. The Holocene 29, 776–798. https://doi.org/10.1177/0959683619826698

Bernhardt, E.S., Palmer, M.A., Allan, J.D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad-Shah, J., Galat, D., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D., Hassett, B., Jenkinson, R., Katz, S., Kondolf, G.M., Lake, P.S., Lave, R., Meyer, J.L., O'Donnell, T.K., Pagano, L., Powell, B., Sudduth, E., 2005. Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. Science 308, 636–637. https://doi.org/10.1126/science.1109769

Besset, M., Anthony, E.J., Bouchette, F., 2019. Multi-decadal variations in delta shorelines and their relationship to river sediment supply: An assessment and review. Earth-Science Reviews 193, 199–219. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.04.018

Bichon, E., Guiffard, I., Vénisseau, A., Lesquin, E., Vaccher, V., Marchand, P., Le Bizec, B., 2018. Simultaneous analysis of historical, emerging and novel brominated flame retardants in food and feed using a common extraction and purification method. Chemosphere 205, 31–40. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.070

Biermann, F., Bai, X., Bondre, N., Broadgate, W., Arthur Chen, C.-T., Dube, O.P., Erisman, J.W., Glaser, M., van der Hel, S., Lemos, M.C., Seitzinger, S., Seto, K.C., 2016. Down to Earth: Contextualizing the Anthropocene. Global Environmental Change 39, 341–350. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.11.004

Bigus, P., Tobiszewski, M., Namieśnik, J., 2014. Historical records of organic pollutants in sediment cores. Marine Pollution Bulletin 78, 26–42. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.008

Binh, D.V., Kantoush, S., Sumi, T., 2020. Changes to long-term discharge and sediment loads in the Vietnamese Mekong Delta caused by upstream dams. Geomorphology 353, 107011. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.107011

Blaauw, M., 2010. Methods and code for 'classical' age-modelling of radiocarbon sequences. Quaternary Geochronology 5, 512–518. https://doi.org/10.1016/j.quageo.2010.01.002

Blair, J. (Ed.), 2007. Waterways and Canal-Building in Medieval England, Medieval History and Archaeology. Oxford University Press, Oxford, New York.

Blott, S.J., Pye, K., 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. Earth Surface Processes and Landforms 26, 1237–1248. https://doi.org/10.1002/esp.261

Bodin, N., Abarnou, A., Fraisse, D., Defour, S., Loizeau, V., Le Guellec, A.-M., Philippon, X., 2007. PCB, PCDD/F and PBDE levels and profiles in crustaceans from the coastal waters of Brittany and Normandy (France). Marine Pollution Bulletin 54, 657–668. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.01.018

Boës, X., Rydberg, J., Martinez-Cortizas, A., Bindler, R., Renberg, I., 2011. Evaluation of conservative lithogenic elements (Ti, Zr, Al, and Rb) to study anthropogenic element enrichments in lake sediments. J Paleolimnol 46, 75–87. https://doi.org/10.1007/s10933-011-9515-z

Bogdal, C., Schmid, P., Kohler, M., Müller, C.E., Iozza, S., Bucheli, T.D., Scheringer, M., Hungerbühler, K., 2008. Sediment Record and Atmospheric Deposition of Brominated Flame Retardants and Organochlorine Compounds in Lake Thun, Switzerland: Lessons from the Past and Evaluation of the Present. Environ. Sci. Technol. 42, 6817–6822. https://doi.org/10.1021/es800964z

Bombino, G., Gurnell, A.M., Tamburino, V., Zema, D.A., Zimbone, S.M., 2009. Adjustments in channel form, sediment calibre and vegetation around check-dams in the headwater reaches of mountain torrents, Calabria, Italy. Earth Surface Processes and Landforms 34, 1011–1021. https://doi.org/10.1002/esp.1791

Bourg, C., Pradelle, S., Cathala, D., Genin, B., Crosnier, J., Roset, N., Raymond, J., 2013. Micropolluants dans les sdiments de la région Rhône-Alpes - Données cours d'eau et plans d'eau 2006-2011. DREAL Rhône-Alpes.

Brandt, S.A., 2000. Classification of geomorphological effects downstream of dams. CATENA 40, 375–401. https://doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00093-X

Bravard, J.-P., Clemens, A., 2008. Le Rhône en 100 questions. Groupe d e Recherche Rhône-Alpes sur les Infrastructures et l'Eau (GRAIE).

Bravard, J.-P., Landon, N., Peiry, J.-L., Piégay, H., 1999. Principles of engineering geomorphology for managing channel erosion and bedload transport, examples from French rivers. Geomorphology 31, 291–311. https://doi.org/10.1016/S0169-555X(99)00091-4

Breivik, K., Sweetman, A., Pacyna, J.M., Jones, K.C., 2007. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners--a mass balance approach 3. An update. Sci. Total Environ. 377, 296–307. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.02.026

Breivik, K., Sweetman, A., Pacyna, J.M., Jones, K.C., 2002a. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners — a mass balance approach: 2. Emissions. Science of The Total Environment 290, 199–224. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01076-2

Breivik, K., Sweetman, A., Pacyna, J.M., Jones, K.C., 2002b. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners — a mass balance approach: 1. Global production and consumption. Science of The Total Environment 290, 181–198. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01075-0

Bristow, C.S., Jol, H.M., 2003. An introduction to ground penetrating radar (GPR) in sediments. Geological Society, London, Special Publications 211, 1–7. https://doi.org/10.1144/GSL.SP.2001.211.01.01

Brooks, A.P., Brierley, G.J., 1997. Geomorphic responses of lower Bega River to catchment disturbance, 1851–1926. Geomorphology 18, 291–304. https://doi.org/10.1016/S0169-555X(96)00033-5

Brown, A., Toms, P., Carey, C., Rhodes, E., 2013. Geomorphology of the Anthropocene: Time-transgressive discontinuities of human-induced alluviation. Anthropocene 1, 3–13. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2013.06.002

Brown, A.G., Lespez, L., Sear, D.A., Macaire, J.-J., Houben, P., Klimek, K., Brazier, R.E., Van Oost, K., Pears, B., 2018. Natural vs anthropogenic streams in Europe: History, ecology and implications for restoration, river-rewilding and riverine ecosystem services. Earth-Science Reviews 180, 185–205. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.02.001

Brown, E.T., Le Callonnec, L., German, C.R., 2000. Geochemical cycling of redox-sensitive metals in sediments from lake malawi: a diagnostic paleotracer for episodic changes in mixing depth. Geochimica et Cosmochimica Acta 64, 3515–3523. https://doi.org/10.1016/S0016-7037(00)00460-9

Bruel, R., Sabatier, P., 2020. serac: a R package for ShortlivEd RAdionuclide Chronology of recent sediment cores (preprint). EarthArXiv. https://doi.org/10.31223/osf.io/f4yma

Buchty-Lemke, M., Hagemann, L., Maaß, A.-L., Schüttrumpf, H., Schwarzbauer, J., Lehmkuhl, F., 2019. Floodplain chronology and sedimentation rates for the past 200 years derived from trace element gradients, organic compounds, and numerical modeling. Environ Earth Sci 78, 445. https://doi.org/10.1007/s12665-019-8428-4

Buczyńska, E., Szlauer-Łukaszewska, A., Czachorowski, S., Buczyński, P., 2018. Human impact on large rivers: the influence of groynes of the River Oder on larval assemblages of caddisflies (Trichoptera). Hydrobiologia 819, 177–195. https://doi.org/10.1007/s10750-018-3636-6

Bui, T.T., Giovanoulis, G., Cousins, A.P., Magnér, J., Cousins, I.T., de Wit, C.A., 2016. Human exposure, hazard and risk of alternative plasticizers to phthalate esters. Science of The Total Environment 541, 451–467. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.036

Burnett, A.P., Soreghan, M.J., Scholz, C.A., Brown, E.T., 2011. Tropical East African climate change and its relation to global climate: A record from Lake Tanganyika, Tropical East Africa, over the past 90+kyr. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, Southern hemisphere tropical climate over the past 145ka: Results of the Lake Malawi Scientific Drilling Project, East Africa 303, 155–167. https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2010.02.011

Callender, E., 2003. 9.03 - Heavy Metals in the Environment—Historical Trends, in: Holland, H.D., Turekian, K.K. (Eds.), Treatise on Geochemistry. Pergamon, Oxford, pp. 67–105. https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/09161-1

Carrie, J., Sanei, H., Goodarzi, F., Stern, G., Wang, F., 2009. Characterization of organic matter in surface sediments of the Mackenzie River Basin, Canada. International Journal of Coal Geology, CSCOP-TSOP-ICCP 2007 Selected papers from the 2007 joint meeting of CSCOP-TSOP-ICCP: Unconventional petroleum systems & advances in organic petrology and geochemistry 77, 416–423. https://doi.org/10.1016/j.coal.2008.03.007

Carrie, J., Sanei, H., Stern, G., 2012. Standardisation of Rock–Eval pyrolysis for the analysis of recent sediments and soils. Organic Geochemistry 46, 38–53. https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2012.01.011

Chappell, P.R., Brierley, G.J., 2014. Multi-scalar controls on channel geometry of headwater streams in New Zealand hill country. CATENA 113, 341–352. https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.08.017

Chapuis, M., 2012. Bed mobility in highly modified fluvial systems : keys for understanding river management (Durance River, South-Eastern France) (Theses). Aix-Marseille Université.

Chi, K.H., Chang, M.B., Kao, S.J., 2007. Historical trends of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in sediments buried in a reservoir in Northern Taiwan. Chemosphere 68, 1733–1740. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.03.043

Chin, A., Beach, T., Luzzadder-Beach, S., Solecki, W.D., 2017. Challenges of the "Anthropocene." Anthropocene, Challenges of the "Anthropocene" 20, 1–3. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2017.12.001

Christiansen, C., Blæsild, P., Dalsgaard, K., 1984. Re-interpreting 'segmented' grain-size curves. Geological Magazine 121, 47–51. https://doi.org/10.1017/S001675680002793X

CIGB/ICOLD, 2011. Constitution - Statuts. Paris.

Clark, M.W., 1976. Some methods for statistical analysis of multimodal distributions and their application to grain-size data. Mathematical Geology 8, 267–282. https://doi.org/10.1007/BF01029273

Clement, A.J.H., Nováková, T., Hudson-Edwards, K.A., Fuller, I.C., Macklin, M.G., Fox, E.G., Zapico, I., 2017. The environmental and geomorphological impacts of historical gold mining in the Ohinemuri and Waihou river catchments, Coromandel, New Zealand. Geomorphology 295, 159–175. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.06.011

Collas, F.P.L., Buijse, A.D., van den Heuvel, L., van Kessel, N., Schoor, M.M., Eerden, H., Leuven, R.S.E.W., 2018. Longitudinal training dams mitigate effects of shipping on environmental conditions and fish density in the littoral zones of the river Rhine. Science of The Total Environment 619–620, 1183–1193. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.299

Comas-Cufí, M., Thió-Henestrosa, S., 2011. CoDaPack 2.0: a stand-alone, multi-platform compositional software. Presented at the CoDaWork'11: 4th International Workshop on Compositional Data Analysis., Egozcue JJ, Tolosana-Delgado R, Ortego MI, Sant Feliu de Guíxols.

Combi, T., Pintado-Herrera, M.G., Lara-Martin, P.A., Miserocchi, S., Langone, L., Guerra, R., 2016. Distribution and fate of legacy and emerging contaminants along the Adriatic Sea: A comparative study. Environmental Pollution 218, 1055–1064. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.057

Copard, Y., Eyrolle, F., Radakovitch, O., Raimbault, P., Desmet, M., Bedell, J.-P., Debret, M., Zebracki, M., Gairoard, S., Fornier, M., Mourier, B., Perrodin, Y., Di Giovanni, C., 2015. Origine des matières organiques particulaires des sédiments du Rhône et de la Durance. Presented at the 15th congress of the French Association of Sedimentologists (ASF), Chambéry, France.

Covaci, A., Gerecke, A.C., Law, R.J., Voorspoels, S., Kohler, M., Heeb, N.V., Leslie, H., Allchin, C.R., de Boer, J., 2006. Hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the Environment and Humans: A Review. Environ. Sci. Technol. 40, 3679–3688. https://doi.org/10.1021/es0602492

Covaci, A., Harrad, S., Abdallah, M.A.-E., Ali, N., Law, R.J., Herzke, D., de Wit, C.A., 2011. Novel brominated flame retardants: A review of their analysis, environmental fate and behaviour. Environment International 37, 532–556. https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.11.007

Coxon, T.M., Odhiambo, B.K., Giancarlo, L.C., 2016. The impact of urban expansion and agricultural legacies on trace metal accumulation in fluvial and lacustrine sediments of the lower Chesapeake Bay basin, USA. Science of The Total Environment 568, 402–414. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.022

Cristale, J., Lacorte, S., Department of Environmental Chemistry, IDAEA-CSIC, Jordi Girona 18-26, 08034 Barcelona, Catalonia, Spain, 2015. PBDEs versus NBFR in wastewater treatment plants: occurrence and partitioning in water and sludge. AIMS Environmental Science 2, 533–546. https://doi.org/10.3934/environsci.2015.3.533

Croudace, I.W., Rindby, A., Rothwell, R.G., 2006. ITRAX: description and evaluation of a new multi-function X-ray core scanner. Geological Society, London, Special Publications 267, 51–63. https://doi.org/10.1144/GSL.SP.2006.267.01.04

Csiki, S., Rhoads, B.L., 2010. Hydraulic and geomorphological effects of run-of-river dams. Progress in Physical Geography: Earth and Environment 34, 755–780. https://doi.org/10.1177/0309133310369435

Csiki, S.J., Rhoads, B.L., 2014. Influence of four run-of-river dams on channel morphology and sediment characteristics in Illinois, USA. Geomorphology 206, 215–229. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.10.009

Cui, S., Fu, Q., Guo, L., Li, Y.-F., Li, T., Ma, W., Wang, M., Li, W., 2016. Spatial–temporal variation, possible source and ecological risk of PCBs in sediments from Songhua River, China: Effects of PCB elimination policy and reverse management framework. Marine Pollution Bulletin 106, 109–118. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.018

Cundy, A.B., Croudace, I.W., Cearreta, A., Irabien, M.J., 2003. Reconstructing historical trends in metal input in heavily-disturbed, contaminated estuaries: studies from Bilbao, Southampton Water and Sicily. Applied Geochemistry 18, 311–325. https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00127-0

Curray, J.R., 1960. TRACING SEDIMENT MASSES BY GRAIN SIZE MODES, in: Report of the Twenty-First Session Norden. Presented at the International Geological Congress, Copenhagen, p. 12.

Dalton, C., O'Dwyer, B., Taylor, D., de Eyto, E., Jennings, E., Chen, G., Poole, R., Dillane, M., McGinnity, P., 2014. Anthropocene environmental change in an internationally important oligotrophic catchment on the Atlantic seaboard of western Europe. Anthropocene 5, 9–21. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2014.06.003

Darnerud, P.O., 2003. Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife. Environment International, The State-of-Science and Trends of BFRs in the Environment 29, 841–853. https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00107-7

Davies, P., Lawrence, S., Turnbull, J., Rutherfurd, I., Grove, J., Silvester, E., Baldwin, D., Macklin, M., 2018. Reconstruction of historical riverine sediment production on the goldfields of Victoria, Australia. Anthropocene 21, 1–15. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2017.11.005

Davies, P., Lawrence, S., Turnbull, J., Rutherfurd, I., Grove, J., Silvester, E., Macklin, M., 2020. Mining modification of river systems: A case study from the Australian gold rush. Geoarchaeology 35, 384–399. https://doi.org/10.1002/gea.21775

Davis, J.L., Annan, A.P., 1989. Ground-Penetrating Radar for High-Resolution Mapping of Soil and Rock Stratigraphy1. Geophysical Prospecting 37, 531–551. https://doi.org/10.1111/j.1365-2478.1989.tb02221.x

de Carlos, A., Martínez-Carreño, N., Barros-García, D., Luis, J.R., García-Gil, S., 2017. Geochemical and microbial context of the gassy sediments in the Ría de Vigo (NW of Spain). Marine Geology 385, 1–12. https://doi.org/10.1016/j.margeo.2016.12.004

de Wit, C.A., 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. Chemosphere 46, 583–624. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00225-9

de Wit, C.A., Herzke, D., Vorkamp, K., 2010. Brominated flame retardants in the Arctic environment — trends and new candidates. Science of The Total Environment, Levels, trends and effects of legacy and new persistent organic pollutants in the Arctic: An AMAP Assessment 408, 2885–2918. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.037

Dearman, T.L., James, L.A., 2019. Patterns of legacy sediment deposits in a small South Carolina Piedmont catchment, USA. Geomorphology 343, 1–14. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.05.018

Dendievel, A.-M., Mourier, B., Dabrin, A., Delile, H., Coynel, A., Gosset, A., Liber, Y., Berger, J.-F., Bedell, J.-P., 2020a. Metal pollution trajectories and mixture risk assessed by combining dated cores and subsurface sediments along a major European river (Rhône River, France). Environment International 144, 106032. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106032

Dendievel, A.-M., Mourier, B., Coynel, A., Evrard, O., Labadie, P., Ayrault, S., Debret, M., Koltalo, F., Copard, Y., Faivre, Q., Gardes, T., Vauclin, S., Budzinski, H., Grosbois, C., Winiarski, T., Desmet, M., 2020b. Spatio-temporal assessment of the polychlorinated biphenyl (PCB) sediment contamination in four major French river corridors (1945–2018). Earth System Science Data 12, 1153–1170. https://doi.org/10.5194/essd-12-1153-2020

Dépret, T., Piégay, H., Dugué, V., Vaudor, L., Faure, J.-B., Le Coz, J., Camenen, B., 2019. Estimating and restoring bedload transport through a run-of-river reservoir. Science of The Total Environment 654, 1146–1157. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.177

Dépret, T., Riquier, J., Piégay, H., 2017. Evolution of abandoned channels: Insights on controlling factors in a multi-pressure river system. Geomorphology, Anthropogenic Sedimentation 294, 99–118. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.01.036

Descy, J.-P., 2009. Chapter 5 - Continental Atlantic Rivers, in: Tockner, K., Uehlinger, U., Robinson, C.T. (Eds.), Rivers of Europe. Academic Press, London, pp. 151–198. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-369449-2.00005-9

Desmet, M., Mourier, B., Mahler, B.J., Van Metre, P.C., Roux, G., Persat, H., Lefèvre, I., Peretti, A., Chapron, E., Simonneau, A., Miège, C., Babut, M., 2012. Spatial and temporal trends in PCBs in sediment along the lower Rhône River, France. Science of The Total Environment 433, 189–197. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.044

Dhivert, E., Grosbois, C., Courtin-Nomade, A., Bourrain, X., Desmet, M., 2016. Dynamics of metallic contaminants at a basin scale — Spatial and temporal reconstruction from four sediment cores (Loire fluvial system, France). Science of The Total Environment 541, 1504–1515. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.146

Dhivert, E., Grosbois, C., Rodrigues, S., Desmet, M., 2015a. Influence of fluvial environments on sediment archiving processes and temporal pollutant dynamics (Upper Loire River, France). Science of The Total Environment 505, 121–136. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.082

Dhivert, E., Grosbois, C., Coynel, A., Lefèvre, I., Desmet, M., 2015b. Influences of major flood sediment inputs on sedimentary and geochemical signals archived in a reservoir core (Upper Loire Basin, France). CATENA 126, 75–85. https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.10.030

Diamanti-Kandarakis, E., Bourguignon, J.-P., Giudice, L.C., Hauser, R., Prins, G.S., Soto, A.M., Zoeller, R.T., Gore, A.C., 2009. Endocrine-Disrupting Chemicals: An Endocrine Society Scientific Statement. Endocr Rev 30, 293–342. https://doi.org/10.1210/er.2009-0002

Dietze, E., Brykała, D., Schreuder, L.T., Jażdżewski, K., Blarquez, O., Brauer, A., Dietze, M., Obremska, M., Ott, F., Pieńczewska, A., Schouten, S., Hopmans, E.C., Słowiński, M., 2019. Human-induced fire regime shifts during 19th century industrialization: A robust fire regime reconstruction using northern Polish lake sediments. PLOS ONE 14, e0222011. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0222011

Dietze, E., Dietze, M., 2019. Grain-size distribution unmixing using the R package EMMAgeo. E&G Quaternary Science Journal 68, 29–46. https://doi.org/10.5194/egqsj-68-29-2019

Dietze, E., Hartmann, K., Diekmann, B., IJmker, J., Lehmkuhl, F., Opitz, S., Stauch, G., Wünnemann, B., Borchers, A., 2012. An end-member algorithm for deciphering modern detrital processes from lake sediments of Lake Donggi

Cona, NE Tibetan Plateau, China. Sedimentary Geology 243–244, 169–180. https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2011.09.014

Dietze, M., Dietze, E., Lomax, J., Fuchs, M., Kleber, A., Wells, S.G., 2016. Environmental history recorded in aeolian deposits under stone pavements, Mojave Desert, USA. Quaternary Research 85, 4–16. https://doi.org/10.1016/j.yqres.2015.11.007

Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, 2000, 327.

Directive 2002/95/CE du Parlement européen et du Conseil du 27 janvier 2003 relative à la limitation de l'utilisation de certaines substances dangereuses dans les équipements électriques et électroniques, 2002/95/CE.

Disnar, J.R., Guillet, B., Keravis, D., Di-Giovanni, C., Sebag, D., 2003. Soil organic matter (SOM) characterization by Rock-Eval pyrolysis: scope and limitations. Organic Geochemistry 34, 327–343. https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00239-5

Doetsch, J., Linde, N., Pessognelli, M., Green, A.G., Günther, T., 2012. Constraining 3-D electrical resistance tomography with GPR reflection data for improved aquifer characterization. Journal of Applied Geophysics, Developments in GPR and near-surface seismics - New applications and strategies for data integration, inversion, and modelling 78, 68–76. https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2011.04.008

Donovan, M., Miller, A., Baker, M., 2016. Reassessing the role of milldams in Piedmont floodplain development and remobilization. Geomorphology 268, 133–145. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.06.007

Donovan, M., Miller, A., Baker, M., Gellis, A., 2015. Sediment contributions from floodplains and legacy sediments to Piedmont streams of Baltimore County, Maryland. Geomorphology 235, 88–105. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.01.025

Dotterweich, M., 2013. The history of human-induced soil erosion: Geomorphic legacies, early descriptions and research, and the development of soil conservation—A global synopsis. Geomorphology 201, 1–34. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.07.021

Dotterweich, M., 2008. The history of soil erosion and fluvial deposits in small catchments of central Europe: Deciphering the long-term interaction between humans and the environment — A review. Geomorphology, The 39th Annual Binghamton Geomorphology Symposium: Fluvial Deposits and Environmental History: Geoarchaeology, Paleohydrology, and Adjustment to Environmental Change 101, 192–208. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.05.023

Dotterweich, M., 2005. High-resolution reconstruction of a 1300 year old gully system in northern Bavaria, Germany: a basis for modelling long-term human-induced landscape evolution. The Holocene 15, 994–1005. https://doi.org/10.1191/0959683605hl873ra

Downs, P.W., Piégay, H., 2019. Catchment-scale cumulative impact of human activities on river channels in the late Anthropocene: implications, limitations, prospect. Geomorphology 338, 88–104. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.03.021

Downward, S., Skinner, K., 2005. Working rivers: the geomorphological legacy of English freshwater mills. Area 37, 138–147. https://doi.org/10.1111/j.1475-4762.2005.00616.x

Drage, D., Mueller, J.F., Birch, G., Eaglesham, G., Hearn, L.K., Harrad, S., 2015. Historical trends of PBDEs and HBCDs in sediment cores from Sydney estuary, Australia. Science of The Total Environment 512–513, 177–184. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.034

Dreibrodt, S., Lubos, C., Terhorst, B., Damm, B., Bork, H.-R., 2010. Historical soil erosion by water in Germany: Scales and archives, chronology, research perspectives. Quaternary International, Quaternary Landscape Evolution and Morphodynamics of Terrestrial Ecosystems 222, 80–95. https://doi.org/10.1016/j.quaint.2009.06.014

Earchi, E., Roth, G., Siccardi, F., 1995. The Po: Centuries of river training. Physics and Chemistry of the Earth 20, 475–478. https://doi.org/10.1016/S0079-1946(96)00009-2

EFSA (European Fodd Safety and Authority), 2013. Scientific Opinion on Emerging and Novel Brominated Flame Retardants (BFRs) in Food. Parma, Italy.

Egozcue, J.J., Pawlowsky-Glahn, V., Mateu-Figueras, G., Barceló-Vidal, C., 2003. Isometric Logratio Transformations for Compositional Data Analysis. Mathematical Geology 35, 279–300. https://doi.org/10.1023/A:1023818214614

Ejaredar, M., Nyanza, E.C., Ten Eycke, K., Dewey, D., 2015. Phthalate exposure and childrens neurodevelopment: A systematic review. Environmental Research 142, 51–60. https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.06.014

Entwistle, N.S., Heritage, G.L., Schofield, L.A., Williamson, R.J., 2019. Recent changes to floodplain character and functionality in England. CATENA 174, 490–498. https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.11.018

Erskine, W.D., 1992. Channel response to large-scale river training works: hunter river, Australia. Regulated Rivers: Research & Management 7, 261–278. https://doi.org/10.1002/rrr.3450070305

Erskine, W.D., 1990. Hydrogeomorphic Effects of River Training Works: the Case of the Allyn River, NSW. Australian Geographical Studies 28, 62–76. https://doi.org/10.1111/j.1467-8470.1990.tb00622.x

Eschbach, D., Schmitt, L., Imfeld, G., May, J.-H., Payraudeau, S., Preusser, F., Trauerstein, M., Skupinski, G., 2018. Long-term temporal trajectories to enhance restoration efficiency and sustainability on large rivers: an interdisciplinary study. Hydrol. Earth Syst. Sci. 22, 2717–2737. https://doi.org/10.5194/hess-22-2717-2018

Espitalié, J., Laporte, J.L., Madec, M., Marquis, F., Leplat, P., Paulet, J., Boutefeu, A., 1977. Méthode rapide de caractérisation des roches mètres, de leur potentiel pétrolier et de leur degré d'évolution. Rev. Inst. Fr. Pét. 32, 23–42. https://doi.org/10.2516/ogst:1977002

Evenset, A., Christensen, G.N., Carroll, J., Zaborska, A., Berger, U., Herzke, D., Gregor, D., 2007. Historical trends in persistent organic pollutants and metals recorded in sediment from Lake Ellasjøen, Bjørnøya, Norwegian Arctic. Environmental Pollution 146, 196–205. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.04.038

Falinski, K., Penn, D., 2018. Loss of Reservoir Capacity through Sedimentation in Hawai'i: Management Implications for the Twenty-First Century1. pasc 72, 1–19. https://doi.org/10.2984/72.1.1

Famera, M., Babek, O., Matys, G., Novakova, T., 2013. Distribution of heavy-metal contamination in regulated river-channel deposits: A magnetic susceptibility and grain-size approach; River morava, Czech republic. Water, Air, and Soil Pollution 224. https://doi.org/10.1007/s11270-013-1525-1

Fanget, A.-S., Berné, S., Jouet, G., Bassetti, M.-A., Dennielou, B., Maillet, G.M., Tondut, M., 2014. Impact of relative sea level and rapid climate changes on the architecture and lithofacies of the Holocene Rhone subaqueous delta (Western Mediterranean Sea). Sedimentary Geology 305, 35–53. https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2014.02.004

FAO, (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2000. Assessing soil contamination A reference manual (No. 8), FAO PESTICIDE DISPOSAL SERIES.

Fernie, K.J., Chabot, D., Champoux, L., Brimble, S., Alaee, M., Marteinson, S., Chen, D., Palace, V., Bird, D.M., Letcher, R.J., 2017. Spatiotemporal patterns and relationships among the diet, biochemistry, and exposure to flame retardants in an apex avian predator, the peregrine falcon. Environmental Research 158, 43–53. https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.05.035

Ferrand, E., Eyrolle, F., Radakovitch, O., Provansal, M., Dufour, S., Vella, C., Raccasi, G., Gurriaran, R., 2012. Historical levels of heavy metals and artificial radionuclides reconstructed from overbank sediment records in lower Rhône River (South-East France). Geochimica et Cosmochimica Acta, Environmental Records of Anthropogenic Impacts 82, 163–182. https://doi.org/10.1016/j.gca.2011.11.023

Fox, J., Weisberg, S., Price, B., Adler, D., Bates, D., Baud-Bovy, G., Bolker, B., Ellison, S., Firth, D., Friendly, M., Gorjanc, G., Graves, S., Heiberger, R., Krivitsky, P., Laboissiere, R., Maechler, M., Monette, G., Murdoch, D., Nilsson, H., Ogle, D., Ripley, B., Venables, W., Walker, S., Winsemius, D., Zeileis, A., R-Core, 2020. car: Companion to Applied Regression.

Francis, C.W., Brinkley, F.S., 1976. Preferential adsorption of 137Cs to micaceous minerals in contaminated freshwater sediment. Nature 260, 511–513. https://doi.org/10.1038/260511a0

Franquet, E., Marmonier, P., Bertrand, C., Claret, C., Fayolle, S., Flipo, N., Guillon, S., Legern, J., Logez, M., Olivier, J.-M., Oursel, B., Piégay, H., Priour, L., Räpple, B., Tal, M., Thorel, M., Vienney, A., 2016. Fonctionnement écologique des casiers Girardon: Le cas des casiers aquatiques 3.

Froese, D.G., Smith, D.G., Clement, D.T., 2005. Characterizing large river history with shallow geophysics: Middle Yukon River, Yukon Territory and Alaska. Geomorphology 67, 391–406. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.11.011

Fruget, J.-F., Dessaix, J., 2003. Changements environnementaux, dérives biologiques et perspectives de restauration du Rhône français après 200 ans d'influences anthropiques. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement. https://doi.org/10.4000/vertigo.3832

Fryirs, K., 2013. (Dis)Connectivity in catchment sediment cascades: a fresh look at the sediment delivery problem. Earth Surf. Process. Landforms 38, 30–46. https://doi.org/10.1002/esp.3242

Fuller, I.C., Macklin, M.G., Richardson, J.M., 2015. The Geography of the Anthropocene in New Zealand: Differential River Catchment Response to Human Impact. Geographical Research 53, 255–269. https://doi.org/10.1111/1745-5871.12121

Ganci, A.P., Vane, C.H., Abdallah, M.A.-E., Moehring, T., Harrad, S., 2019. Legacy PBDEs and NBFRs in sediments of the tidal River Thames using liquid chromatography coupled to a high resolution accurate mass Orbitrap mass spectrometer. Science of The Total Environment 658, 1355–1366. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.268

Gardes, T., Debret, M., Copard, Y., Patault, E., Winiarski, T., Develle, A.-L., Sabatier, P., Dendievel, A.-M., Mourier, B., Marcotte, S., Leroy, B., Portet-Koltalo, F., 2020. Reconstruction of anthropogenic activities in legacy sediments from the Eure River, a major tributary of the Seine Estuary (France). CATENA 190, 104513. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104513

Gaydou, P., 2013. Schéma directeur de ré-activation de la dynamique fluviale des marges du Rhône. (Rapport de synthèse OSR). Lyon.

Ge, L., Lai, W., Lin, Y., 2005. Influence of and correction for moisture in rocks, soils and sediments on in situ XRF analysis. X-Ray Spectrometry 34, 28–34. https://doi.org/10.1002/xrs.782

Ge, X., Ma, S., Zhang, X., Yang, Y., Li, G., Yu, Y., 2020. Halogenated and organophosphorous flame retardants in surface soils from an e-waste dismantling park and its surrounding area: Distributions, sources, and human health risks. Environment International 139, 105741. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105741

Gendaszek, A.S., Magirl, C.S., Czuba, C.R., 2012. Geomorphic response to flow regulation and channel and floodplain alteration in the gravel-bedded Cedar River, Washington, USA. Geomorphology 179, 258–268. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.08.017

Gerecke, A.C., Giger, W., Hartmann, P.C., Heeb, N.V., Kohler, H.-P.E., Schmid, P., Zennegg, M., Kohler, M., 2006. Anaerobic degradation of brominated flame retardants in sewage sludge. Chemosphere, Brominated Flame Retardants (BFRs) in the Environment 64, 311–317. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.12.016

Ghiotti, S., 2017. Jacques Bethemont et Jean-Paul Bravard, Pour saluer le Rhône. 2016, Lyon, éd. Libel, 400 p., 350 ill. Méditerranée. Revue géographique des pays méditerranéens / Journal of Mediterranean geography 69–71.

Gibbons, S.M., Jones, E., Bearquiver, A., Blackwolf, F., Roundstone, W., Scott, N., Hooker, J., Madsen, R., Coleman, M.L., Gilbert, J.A., 2014. Human and Environmental Impacts on River Sediment Microbial Communities. PLOS ONE 9, e97435. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097435

Giglou, A.N., Mccorquodale, J.A., Solari, L., 2017. Numerical study on the effect of the spur dikes on sedimentation pattern. Ain Shams Engineering Journal. https://doi.org/10.1016/j.asej.2017.02.007

Goldberg, 1963. Geochronology with 210 Pb in radioactive dating. International 557 Atomic Energy Contribution 1510, 121–131.

Gorga, M., Martínez, E., Ginebreda, A., Eljarrat, E., Barceló, D., 2013. Determination of PBDEs, HBB, PBEB, DBDPE, HBCD, TBBPA and related compounds in sewage sludge from Catalonia (Spain). Sci. Total Environ. 444, 51–59. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.066

Götz, R., Bauer, O.-H., Friesel, P., Herrmann, T., Jantzen, E., Kutzke, M., Lauer, R., Paepke, O., Roch, K., Rohweder, U., Schwartz, R., Sievers, S., Stachel, B., 2007. Vertical profile of PCDD/Fs, dioxin-like PCBs, other PCBs, PAHs, chlorobenzenes, DDX, HCHs, organotin compounds and chlorinated ethers in dated sediment/soil cores from flood-plains of the river Elbe, Germany. Chemosphere 67, 592–603. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.09.065

Gourry, J.-C., Vermeersch, F., Garcin, M., Giot, D., 2003. Contribution of geophysics to the study of alluvial deposits: a case study in the Val d'Avaray area of the River Loire, France. Journal of Applied Geophysics 54, 35–49. https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2003.07.002

Graf, W.L., 2006. Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. Geomorphology, 37th Binghamton Geomorphology Symposium 79, 336–360. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.022

GRAIE (Groupe de Recherche Rhône-Alpes, sur les Infrastructures et l'Eau), 2016. RhônEco : Le suivi scientifique de la restauration hydraulique et écologique du Rhône 2000-2015. Lyon.

Grams, P.E., Schmidt, J.C., 2002. Streamflow regulation and multi-level flood plain formation: channel narrowing on the aggrading Green River in the eastern Uinta Mountains, Colorado and Utah. Geomorphology, Geomorphology on Large Rivers 44, 337–360. https://doi.org/10.1016/S0169-555X(01)00182-9

Grandjean, P., Budtz-Jørgensen, E., Barr, D.B., Needham, L.L., Weihe, P., Heinzow, B., 2008. Elimination Half-Lives of Polychlorinated Biphenyl Congeners in Children. Environ. Sci. Technol. 42, 6991–6996. https://doi.org/10.1021/es800778q

Grant, J.A., Brooks, M.J., Taylor, B.E., n.d. New constraints on the evolution of Carolina Bays from ground-penetrating radar - URL https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169555X97000743 (accessed 10.8.18).

Gregory, B.R.B., Patterson, R.T., Reinhardt, E.G., Galloway, J.M., Roe, H.M., 2019. An evaluation of methodologies for calibrating Itrax X-ray fluorescence counts with ICP-MS concentration data for discrete sediment samples. Chemical Geology 521, 12–27. https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2019.05.008

Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., Babu, S., Borrelli, P., Cheng, L., Crochetiere, H., Macedo, H.E., Filgueiras, R., Goichot, M., Higgins, J., Hogan, Z., Lip, B., McClain, M.E., Meng, J., Mulligan, M., Nilsson, C., Olden, J.D., Opperman, J.J., Petry, P., Liermann, C.R., Saenz, L., Salinas-Rodriguez, S., Schelle, P.,

Schmitt, R.J.P., Snider, J., Tan, F., Tockner, K., Valdujo, P.H., van Soesbergen, A., Zarfl, C., 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. Nature 569, 215–221.

Grimm, 1990. TILIA and TILIAGRAPH. PC spreadsheet and graphics software for pollen data (Newsletter No. 4), INQUAWorking Group on Data Handling Methods.

Grosbois, C., Meybeck, M., Lestel, L., Lefèvre, I., Moatar, F., 2012. Severe and contrasted polymetallic contamination patterns (1900–2009) in the Loire River sediments (France). Science of The Total Environment 435–436, 290–305. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.056

Gu, Z., Shi, C., Yang, H., n.d. Analysis of dynamic sedimentary environments in alluvial fans of some tributaries of the upper Yellow River of China based on ground penetrating radar (GPR) and sediment cores - URL https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1040618217311321 (accessed 10.8.18).

Guédron, S., Amouroux, D., Sabatier, P., Desplanque, C., Develle, A.-L., Barre, J., Feng, C., Guiter, F., Arnaud, F., Reyss, J.L., Charlet, L., 2016. A hundred year record of industrial and urban development in French Alps combining Hg accumulation rates and isotope composition in sediment archives from Lake Luitel. Chemical Geology 431, 10–19. https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2016.03.016

Guerra, P., Alaee, M., Jiménez, B., Pacepavicius, G., Marvin, C., MacInnis, G., Eljarrat, E., Barceló, D., Champoux, L., Fernie, K., 2012. Emerging and historical brominated flame retardants in peregrine falcon (Falco peregrinus) eggs from Canada and Spain. Environment International 40, 179–186. https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.07.014

Guo, J., Li, Z., Ranasinghe, P., Rockne, K.J., Sturchio, N.C., Giesy, J.P., Li, A., 2020. Halogenated flame retardants in sediments from the Upper Laurentian Great Lakes: Implications to long-range transport and evidence of long-term transformation. Journal of Hazardous Materials 384, 121346. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121346

Guzzella, L., Roscioli, C., Binelli, A., 2008. Contamination by polybrominated diphenyl ethers of sediments from the Lake Maggiore basin (Italy and Switzerland). Chemosphere 73, 1684–1691. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.06.073

Habersack, H., Hein, T., Stanica, A., Liska, I., Mair, R., Jäger, E., Hauer, C., Bradley, C., 2016. Challenges of river basin management: Current status of, and prospects for, the River Danube from a river engineering perspective. Science of The Total Environment 543, 828–845. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.123

Hagemann, L., Buchty-Lemke, M., Maaß, A.-L., Schüttrumpf, H., Lehmkuhl, F., Schwarzbauer, J., 2019. Potential hotspots of persistent organic pollutants in alluvial sediments of the meandering Wurm River, Germany. J Soils Sediments. https://doi.org/10.1007/s11368-019-02491-4

Hale, S.E., Meynet, P., Davenport, R.J., Martin Jones, D., Werner, D., 2010. Changes in polycyclic aromatic hydrocarbon availability in River Tyne sediment following bioremediation treatments or activated carbon amendment. Water Research 44, 4529–4536. https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.027

Happ, S.C., Rittenhouse, G., Dobson, G.C., 1940. Some Principles of Accelerated Stream and Valley Sedimentation, Technical Bulletins. U.S. Department of Agriculture, Washington D.C.

Haschke, M., 2006. The Eagle III BKA system, a novel sediment core X-ray fluorescence analyser with very high spatial resolution. Geological Society, London, Special Publications 267, 31–37. https://doi.org/10.1144/GSL.SP.2006.267.01.02

Hassan, Y., Shoeib, T., 2015. Levels of polybrominated diphenyl ethers and novel flame retardants in microenvironment dust from Egypt: An assessment of human exposure. Science of The Total Environment 505, 47–55. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.080

Heath, E., Ščančar, J., Zuliani, T., Milačič, R., 2010. A complex investigation of the extent of pollution in sediments of the Sava River: part 2: persistent organic pollutants. Environ Monit Assess 163, 277–293. https://doi.org/10.1007/s10661-009-0833-9

Heim, S., Schwarzbauer, J., 2013. Pollution history revealed by sedimentary records: a review. Environmental Chemistry Letters 11, 255–270. https://doi.org/10.1007/s10311-013-0409-3

Heinz and Aigner 2003_Hierarchical Dynamic Stratigraphy | Glacier | Sedimentary Rock URL https://fr.scribd.com/document/324777312/Heinz-and-Aigner-2003-Hierarchical-Dynamic-Stratigraphy (accessed 11.27.18).

Henning, M., Hentschel, B., 2013. Sedimentation and flow patterns induced by regular and modified groynes on the River Elbe, Germany. Ecohydrology 6, 598–610. https://doi.org/10.1002/eco.1398

Heritage, G., Entwistle, N.S., bentley, S., 2016. Floodplains: the forgotten and abused component of the fluvial system. E3S Web of Conferences (3rd European Conference on Flood Risk Management (FLOODrisk 2016) 7. https://doi.org/10.1051/e3sconf/20160713007

Hites, R.A., 2006. Persistent Organic Pollutants in the Great Lakes: an overview, in: Handbook of Environmental Chemistry Vol. 5. Springer, Berlin, pp. 1–12.

Ho, H.H., Swennen, R., Cappuyns, V., Vassilieva, E., Van Tran, T., 2012. Necessity of normalization to aluminum to assess the contamination by heavy metals and arsenic in sediments near Haiphong Harbor, Vietnam. Journal of Asian Earth Sciences 56, 229–239. https://doi.org/10.1016/j.jseaes.2012.05.015

Hoh, E., Zhu, Hites, R.A., 2005. Novel Flame Retardants, 1,2-Bis(2,4,6-tribromophenoxy)ethane and 2,3,4,5,6-Pentabromoethylbenzene, in United States' Environmental Samples. Environ. Sci. Technol. 39, 2472–2477. https://doi.org/10.1021/es048508f

Hohensinner, S., Habersack, H., Jungwirth, M., Zauner, G., 2004. Reconstruction of the characteristics of a natural alluvial river–floodplain system and hydromorphological changes following human modifications: the Danube River (1812–1991). River Research and Applications 20, 25–41. https://doi.org/10.1002/rra.719

Houben, P., 2008. Scale linkage and contingency effects of field-scale and hillslope-scale controls of long-term soil erosion: Anthropogeomorphic sediment flux in agricultural loess watersheds of Southern Germany. Geomorphology, The 39th Annual Binghamton Geomorphology Symposium: Fluvial Deposits and Environmental History: Geoarchaeology, Paleohydrology, and Adjustment to Environmental Change 101, 172–191. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.06.007

Howard, A.J., Coulthard, T.J., Knight, D., 2017. The potential impact of green agendas on historic river landscapes: Numerical modelling of multiple weir removal in the Derwent Valley Mills world heritage site, UK. Geomorphology 293, 37–52. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.05.009

Hu, Y., Sun, Y., Pei, N., Zhang, Z., Li, H., Wang, W., Xie, J., Xu, X., Luo, X., Mai, B., 2020. Polybrominated diphenyl ethers and alternative halogenated flame retardants in mangrove plants from Futian National Nature Reserve of Shenzhen City, South China. Environmental Pollution 260, 114087. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114087

Hua, Q., Barbetti, M., Rakowski, A.Z., 2013. Atmospheric Radiocarbon for the Period 1950–2010. Radiocarbon 55, 2059–2072. https://doi.org/10.2458/azu_js_rc.v55i2.16177

Huggenberger, P., Meier, E., Pugin, A., 1994. Ground-probing radar as a tool for heterogeneity estimation in gravel deposits: advances in data-processing and facies analysis. Journal of Applied Geophysics, Geophysics and Environment 31, 171–184. https://doi.org/10.1016/0926-9851(94)90056-6

Huggenberger, P., Regli, C., 2006. A Sedimentological Model to Characterize Braided River Deposits for Hydrogeological Applications, in: Braided Rivers. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 51–74. https://doi.org/10.1002/9781444304374.ch3

Hupp, C.R., Noe, G.B., Schenk, E.R., Benthem, A.J., 2013. Recent and historic sediment dynamics along Difficult Run, a suburban Virginia Piedmont stream. Geomorphology 180–181, 156–169. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.10.007

IARC, 2015. Polychlorinated Biphenyls and Polybrominated Biphenyls, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans.

Imperato, M., Adamo, P., Naimo, D., Arienzo, M., Stanzione, D., Violante, P., 2003. Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy). Environ. Pollut. 124, 247–256. https://doi.org/10.1016/s0269-7491(02)00478-5

International Commission for the Protection of the River Elbe, 2005. Flood Protection – IKSE. URL https://www.ikse-mkol.org/en/themen/hochwasserschutz/ (accessed 2.21.20).

James, L.A., 2018. Impacts of pre- vs. postcolonial land use on floodplain sedimentation in temperate North America. Geomorphology. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2018.09.025

James, L.A., 2017. Arrested geomorphic trajectories and the long-term hidden potential for change. Journal of Environmental Management, Piégay & Lamouroux “Enlarging spatial and temporal scales for biophysical diagnosis and sustainable river management” 202, 412–423. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.011

James, L.A., 2013. Legacy sediment: Definitions and processes of episodically produced anthropogenic sediment. Anthropocene, Geomorphology of the Anthropocene: Understanding The Surficial Legacy of Past and Present Human Activities 2, 16–26. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2013.04.001

James, L.A., Lecce, S.A., 2013. Impacts of land-use and land-cover change on river systems, in: Treatise on Geomorphology, Fluvial Geomorphology. Academic Press, San Diego, pp. 768–793.

James, L.A., Rathburn, S.L., Whittecar, G.R., 2009. Management and Restoration of Fluvial Systems with Broad Historical Changes and Human Impacts. Geological Society of America.

Jenny, J.-P., Koirala, S., Gregory-Eaves, I., Francus, P., Niemann, C., Ahrens, B., Brovkin, V., Baud, A., Ojala, A.E.K., Normandeau, A., Zolitschka, B., Carvalhais, N., 2019. Human and climate global-scale imprint on sediment transfer during the Holocene. Proc Natl Acad Sci U S A 116, 22972–22976. https://doi.org/10.1073/pnas.1908179116

Jensen, S., 1972. The PCB Story. Ambio 1, 123–131.

Jinhui, L., Yuan, C., Wenjing, X., 2017. Polybrominated diphenyl ethers in articles: a review of its applications and legislation. Environ Sci Pollut Res 24, 4312–4321. https://doi.org/10.1007/s11356-015-4515-6

Johansson, I., Héas-Moisan, K., Guiot, N., Munschy, C., Tronczyński, J., 2006. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in mussels from selected French coastal sites: 1981–2003. Chemosphere, Brominated Flame Retardants (BFRs) in the Environment 64, 296–305. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.12.014

Johnson, K.M., Snyder, N.P., Castle, S., Hopkins, A.J., Waltner, M., Merritts, D.J., Walter, R.C., 2018. Legacy sediment storage in New England river valleys: Anthropogenic processes in a postglacial landscape. Geomorphology 327, 417–437. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2018.11.017

Jol, H.M., 1995. Ground penetrating radar antennae frequencies and transmitter powers compared for penetration depth, resolution and reflection continuity1. Geophysical Prospecting 43, 693–709. https://doi.org/10.1111/j.1365-2478.1995.tb00275.x

Jones, A.F., Lewin, J., Macklin, M.G., 2010. Flood series data for the later Holocene: Available approaches, potential and limitations from UK alluvial sediments. The Holocene 20, 1123–1135. https://doi.org/10.1177/0959683610369501

Jones, A.F., Macklin, M.G., Brewer, P.A., 2012. A geochemical record of flooding on the upper River Severn, UK, during the last 3750years. Geomorphology 179, 89–105. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.08.003

Kalff, J., 2002. Limnology : inland water ecosystems. Upper Saddle River, N.J. : Prentice Hall.

Kanbar, H.J., Montargès-Pelletier, E., Losson, B., Bihannic, I., Gley, R., Bauer, A., Villieras, F., Manceau, L., El Samrani, A.G., Kazpard, V., Mansuy-Huault, L., 2017. Iron mineralogy as a fingerprint of former steelmaking activities in river sediments. Science of The Total Environment 599–600, 540–553. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.156

Karickhoff, S.W., Brown, D.S., Scott, T.A., 1979. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Research 13, 241–248. https://doi.org/10.1016/0043-1354(79)90201-X

Kassambara, A., Mundt, F., 2020. factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses.

Kemp, J., Olley, J.M., Ellison, T., McMahon, J., 2015. River response to European settlement in the subtropical Brisbane River, Australia. Anthropocene 11, 48–60. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2015.11.006

Kim, Y.R., Harden, F.A., Toms, L.-M.L., Norman, R.E., 2014. Health consequences of exposure to brominated flame retardants: A systematic review. Chemosphere 106, 1–19. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.12.064

Klemeš, V., 2000. Tall Tales about Tails of Hydrological Distributions. I. Journal of Hydrologic Engineering 5, 227–231. https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2000)5:3(227)

Knox, J.C., 2006. Floodplain sedimentation in the Upper Mississippi Valley: Natural versus human accelerated. Geomorphology, 37th Binghamton Geomorphology Symposium 79, 286–310. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.031

Knox, J.C., 1972. Valley Alluviation in Southwestern Wisconsin*. Annals of the Association of American Geographers 62, 401–410. https://doi.org/10.1111/j.1467-8306.1972.tb00872.x

Kober, B., Wessels, M., Bollhöfer, A., Mangini, A., 1999. Pb isotopes in sediments of Lake Constance, Central Europe constrain the heavy metal pathways and the pollution history of the catchment, the lake and the regional atmosphere. Geochimica et Cosmochimica Acta 63, 1293–1303. https://doi.org/10.1016/S0016-7037(99)00064-2

Koch, C., Schmidt-Kötters, T., Rupp, R., Sures, B., 2015. Review of hexabromocyclododecane (HBCD) with a focus on legislation and recent publications concerning toxicokinetics and -dynamics. Environmental Pollution 199, 26–34. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.011

Kohler, M., Zennegg, M., Bogdal, C., Gerecke, A.C., Schmid, P., V. Heeb, N., Sturm, M., Vonmont, H., E. Kohler, H.-P., Giger, W., 2008. Temporal Trends, Congener Patterns, and Sources of Octa-, Nona-, and Decabromodiphenyl Ethers (PBDE) and Hexabromocyclododecanes (HBCD) in Swiss Lake Sediments. Environ. Sci. Technol. 42, 6378–6384. https://doi.org/10.1021/es702586r

Kondolf, G.M., 1997. PROFILE: Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. Environmental Management 21, 533–551. https://doi.org/10.1007/s002679900048

Kondolf, G.M., Gao, Y., Annandale, G.W., Morris, G.L., Jiang, E., Zhang, J., Cao, Y., Carling, P., Fu, K., Guo, Q., Hotchkiss, R., Peteuil, C., Sumi, T., Wang, H.-W., Wang, Z., Wei, Z., Wu, B., Wu, C., Yang, C.T., 2014. Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. Earth's Future 2, 256–280. https://doi.org/10.1002/2013EF000184

Kondolf, G.M., Schmitt, R.J.P., Carling, P., Darby, S., Arias, M., Bizzi, S., Castelletti, A., Cochrane, T.A., Gibson, S., Kummu, M., Oeurng, C., Rubin, Z., Wild, T., 2018. Changing sediment budget of the Mekong: Cumulative threats and management strategies for a large river basin. Science of The Total Environment 625, 114–134. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.361

Kostic, B., Becht, A., Aigner, T., 2005. 3-D sedimentary architecture of a Quaternary gravel delta (SW-Germany): Implications for hydrostratigraphy. Sedimentary Geology 181, 147–171. https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2005.07.004

Krishnaswamy, S., Lal, D., Martin, J.M., Meybeck, M., 1971. Geochronology of lake sediments. Earth and Planetary Science Letters 11, 407–414. https://doi.org/10.1016/0012-821X(71)90202-0

La Guardia, M.J., Hale, R.C., Harvey, E., 2006. Detailed Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Congener Composition of the Widely Used Penta-, Octa-, and Deca-PBDE Technical Flame-retardant Mixtures. Environ. Sci. Technol. 40, 6247–6254. https://doi.org/10.1021/es060630m

La Guardia, M.J., Hale, R.C., Newman, B., 2013. Brominated Flame-Retardants in Sub-Saharan Africa: Burdens in Inland and Coastal Sediments in the eThekwini Metropolitan Municipality, South Africa. Environ. Sci. Technol. 47, 9643–9650. https://doi.org/10.1021/es4020212

Lafargue, E., Marquis, F., Pillot, D., 1998. Rock-Eval 6 Applications in Hydrocarbon Exploration, Production, and Soil Contamination Studies. Rev. Inst. Fr. Pét. 53, 421–437. https://doi.org/10.2516/ogst:1998036

Lake, P.S., 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. Freshwater Biology 48, 1161–1172. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01086.x

Lammersen, R., Engel, H., van de Langemheen, W., Buiteveld, H., 2002. Impact of river training and retention measures on flood peaks along the Rhine. Journal of Hydrology, Advances in Flood Research 267, 115–124. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00144-0

Larsen, A., Bork, H., Larsen, J., 2013. 1000 years of valley bottom damming on low order streams in Central Europe and the record of landscape change. AGU Fall Meeting Abstracts 23, GC23C-0953.

Lauzent, M., 2017. Etude de l'écodynamique des polluants organiques persistants et des micropolluants halogénés d'intérêt émergent dans les milieux aquatiques (Chimie analytique). Université de Bordeaux.

Law, R.J., Alaee, M., Allchin, C.R., Boon, J.P., Lebeuf, M., Lepom, P., Stern, G.A., 2003. Levels and trends of polybrominated diphenylethers and other brominated flame retardants in wildlife. Environment International, The State-of-Science and Trends of BFRs in the Environment 29, 757–770. https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00110-7

Law, R.J., Allchin, C.R., de Boer, J., Covaci, A., Herzke, D., Lepom, P., Morris, S., Tronczynski, J., de Wit, C.A., 2006. Levels and trends of brominated flame retardants in the European environment. Chemosphere, Brominated Flame Retardants (BFRs) in the Environment 64, 187–208. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.12.007

Law, R.J., Covaci, A., Harrad, S., Herzke, D., Abdallah, M.A.-E., Fernie, K., Toms, L.-M.L., Takigami, H., 2014. Levels and trends of PBDEs and HBCDs in the global environment: Status at the end of 2012. Environment International 65, 147–158. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.01.006

Law, R.J., Losada, S., Barber, J.L., Bersuder, P., Deaville, R., Brownlow, A., Penrose, R., Jepson, P.D., 2013. Alternative flame retardants, Dechlorane Plus and BDEs in the blubber of harbour porpoises (Phocoena phocoena) stranded or bycaught in the UK during 2008. Environment International 60, 81–88. https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.08.009

LAWRENCE, S., DAVIES, P., 2014. The Sludge Question: The Regulation of Mine Tailings in Nineteenth-Century Victoria. Environment and History 20, 385–410.

Le Cloarec, M.-F., Bonte, P.H., Lestel, L., Lefèvre, I., Ayrault, S., 2011. Sedimentary record of metal contamination in the Seine River during the last century. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, Man and River Systems: From pressures to physical, chemical and ecological status 36, 515–529. https://doi.org/10.1016/j.pce.2009.02.003

Lê, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. Journal of Statistical Software 25, 1–18. https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01

Lecce, S.A., Pavlowsky, R.T., 2001. Use of mining-contaminated sediment tracers to investigate the timing and rates of historical flood plain sedimentation. Geomorphology 38, 85–108. https://doi.org/10.1016/S0169-555X(00)00071-4

Leclerc, R.F., Hickin, E.J., 1997. The internal structure of scrolled floodplain deposits based on ground-penetrating radar, North Thompson River, British Columbia. Geomorphology 21, 17–38. https://doi.org/10.1016/S0169-555X(97)00037-8

Ledru, M.-P., Jeske-Pieruschka, V., Bremond, L., Develle, A.-L., Sabatier, P., Martins, E.S.P.R., de Freitas Filho, M.R., Fontenele, D.P., Arnaud, F., Favier, C., Barroso, F.R.G., Araújo, F.S., 2020. When archives are missing, deciphering the effects of public policies and climate variability on the Brazilian semi-arid region using sediment core studies. Science of The Total Environment 723, 137989. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137989

Lee, H.J., Jung, J.H., Kwon, J.-H., 2019. Evaluation of the bioaccumulation potential of selected alternative brominated flame retardants in marine fish using in vitro metabolic transformation rates. SCI TOTAL ENVIRON 653, 1333–1342. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.432

Lee, H.-J., Kwon, J.-H., 2020. Chapter Six - Persistence and bioaccumulation potential of alternative brominated flame retardants, in: Oh, J.-E. (Ed.), Comprehensive Analytical Chemistry, Emerging Halogenated Flame Retardants in the Environment. Elsevier, pp. 191–214. https://doi.org/10.1016/bs.coac.2019.10.005

Lehotský, M., Novotný, J., Szmańda, J.B., Grešková, A., 2010. A suburban inter-dike river reach of a large river: Modern morphological and sedimentary changes (the Bratislava reach of the Danube River, Slovakia). Geomorphology, Introduction to Management of Large Rivers 117, 298–308. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.01.018

LENOBLE, J.-P., 2001. Mesures géophysiques en mer [WWW Document]. Ref : TIP672WEB - “Mesures physiques.” URL https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/mesures-analyses-th1/caracterisation-des-fluides-42540210/mesures-geophysiques-en-mer-r2345/ (accessed 11.27.18).

Leonard, S., Nott, J., 2016. A Holocene fluvial archive of the Mulgrave River, Notheastern Australia: Influence of tropical cyclones and sediment delivery to the Great Barrier Reef. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 441, 845–853. https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2015.10.033

LeRoy, S.D., 1981. Grain-size and moment measures; a new look at Karl Pearson’s ideas on distributions. Journal of Sedimentary Research 51, 625–630. https://doi.org/10.1306/212F7CF7-2B24-11D7-8648000102C1865D

Lespez, L., Clet-Pellerin, M., Limondin-Lozouet, N., Pastre, J.-F., Fontugne, M., Marcigny, C., 2008. Fluvial system evolution and environmental changes during the Holocene in the Mue valley (Western France). Geomorphology 98, 55–70. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2007.02.029

Lespez, L., Viel, V., Rollet, A.J., Delahaye, D., 2015. The anthropogenic nature of present-day low energy rivers in western France and implications for current restoration projects. Geomorphology, Emerging geomorphic approaches to guide river management practices 251, 64–76. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.05.015

Lewin, J., 2013. Enlightenment and the GM floodplain. Earth Surface Processes and Landforms 38, 17–29. https://doi.org/10.1002/esp.3230

Lewin, J., 2010. Medieval environmental impacts and feedbacks: The lowland floodplains of England and Wales. Geoarchaeology 25, 267–311. https://doi.org/10.1002/gea.20308

Lewin, J., Macklin, M.G., 2003. Preservation potential for Late Quaternary river alluvium. Journal of Quaternary Science 18, 107–120. https://doi.org/10.1002/jqs.738

Li, P., Wu, H., Li, Q., Jin, J., Wang, Y., 2015. Brominated flame retardants in food and environmental samples from a production area in China: concentrations and human exposure assessment. Environ Monit Assess 187, 719. https://doi.org/10.1007/s10661-015-4947-y

Liang, X., Zhu, S., Ye, R., Guo, R., Zhu, C., Fu, C., Tian, G., Chen, Y., 2014. Biological thresholds of nitrogen and phosphorus in a typical urban river system of the Yangtz delta, China. Environmental Pollution 192, 251–258. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.04.007

Liber, Y., Mourier, B., Marchand, P., Bichon, E., Perrodin, Y., Bedell, J.-P., 2019. Past and recent state of sediment contamination by persistent organic pollutants (POPs) in the Rhône River: Overview of ecotoxicological implications. Science of The Total Environment 646, 1037–1046. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.340

Liébault, F., Gomez, B., Page, M., Marden, M., Peacock, D., Richard, D., Trotter, C.M., 2005. Land-use change, sediment production and channel response in upland regions. River Research and Applications 21, 739–756. https://doi.org/10.1002/rra.880

Liébault, F., Piégay, H., 2002. Causes of 20th century channel narrowing in mountain and piedmont rivers of southeastern France. Earth Surface Processes and Landforms 27, 425–444. https://doi.org/10.1002/esp.328

Ligon, F.K., Dietrich, W.E., Trush, W.J., 1995. Downstream Ecological Effects of Dams. BioScience 45, 183–192. https://doi.org/10.2307/1312557

Lin, J.-G., Chen, S.-Y., 1998. The relationship between adsorption of heavy metal and organic matter in river sediments. Environment International 24, 345–352. https://doi.org/10.1016/S0160-4120(98)00012-9

Lin, Y.-T., Schuettpelz, C.C., Wu, C.H., Fratta, D., 2009. A combined acoustic and electromagnetic wave-based techniques for bathymetry and subbottom profiling in shallow waters. Journal of Applied Geophysics 68, 203–218. https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2008.11.010

Lintern, A., Leahy, P.J., Zawadzki, A., Gadd, P., Heijnis, H., Jacobsen, G., Connor, S., Deletic, A., McCarthy, D.T., 2016. Sediment cores as archives of historical changes in floodplain lake hydrology. Science of The Total Environment 544, 1008–1019. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.153

Loizeau, J.-L., Makri, S., Arpagaus, P., Ferrari, B., Casado-Martinez, C., Benejam, T., Marchand, P., 2017. MICROPOLLUANTS MÉTALLIQUES ET ORGANIQUES DANS LES SÉDIMENTS SUPERFICIELS DU LÉMAN (Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.). Commission internationale pour la protection des eaux du Léman.

Lorgeoux, C., Moilleron, R., Gasperi, J., Ayrault, S., Bonté, P., Lefèvre, I., Tassin, B., 2016. Temporal trends of persistent organic pollutants in dated sediment cores: Chemical fingerprinting of the anthropogenic impacts in the Seine River basin, Paris. Science of The Total Environment 541, 1355–1363. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.147

Lu, Q., Jürgens, M.D., Johnson, A.C., Graf, C., Sweetman, A., Crosse, J., Whitehead, P., 2017. Persistent Organic Pollutants in sediment and fish in the River Thames Catchment (UK). Science of The Total Environment 576, 78–84. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.067

Lu, Y., Gong, Z., Zhang, G., Burghardt, W., 2003. Concentrations and chemical speciations of Cu, Zn, Pb and Cr of urban soils in Nanjing, China. Geoderma, Anthropogenic soils and their use in China: Anthropogenic soils and

soil quality change under intensive management in China 115, 101–111. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00079-X

MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A., 2000. Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 39, 20–31. https://doi.org/10.1007/s002440010075

Macklin, M.G., Jones, A.F., Lewin, J., 2010. River response to rapid Holocene environmental change: evidence and explanation in British catchments. Quaternary Science Reviews, Climate Variability of the British Isles and Adjoining Seas 29, 1555–1576. https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2009.06.010

Macklin, M.G., Lewin, J., 2008. Alluvial responses to the changing Earth system. Earth Surface Processes and Landforms 33, 1374–1395. https://doi.org/10.1002/esp.1714

Macklin, M.G., Lewin, J., Jones, A.F., 2014. Anthropogenic alluvium: An evidence-based meta-analysis for the UK Holocene. Anthropocene, Landscapes in the Anthropocene 6, 26–38. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2014.03.003

Macksasitorn, S., Janssen, J., Gray, K.A., 2015. PCBs refocused: Correlation of PCB concentrations in Green Bay legacy sediments with adjacent lithophilic, invasive biota. Journal of Great Lakes Research 41, 215–221. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.12.021

Madrid, L., Díaz-Barrientos, E., Madrid, F., 2002. Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. Chemosphere 49, 1301–1308. https://doi.org/10.1016/s0045-6535(02)00530-1

Magdouli, S., Daghrir, R., Brar, S.K., Drogui, P., Tyagi, R.D., 2013. Di 2-ethylhexylphtalate in the aquatic and terrestrial environment: A critical review. Journal of Environmental Management 127, 36–49. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.013

Magilligan, F.J., 1992. Sedimentology of a fine-grained aggrading floodplain. Geomorphology 4, 393–408. https://doi.org/10.1016/0169-555X(92)90034-L

Magilligan, F.J., Nislow, K.H., 2005. Changes in hydrologic regime by dams. Geomorphology, Dams in Geomorphology 71, 61–78. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.08.017

Magilligan, F.J., Nislow, K.H., Graber, B.E., 2003. Scale-independent assessment of discharge reduction and riparian disconnectivity following flow regulation by dams. Geology 31, 569–572. https://doi.org/10.1130/0091-7613(2003)031<0569:SAODRA>2.0.CO;2

Mahmood, K., 1987. Reservoir sedimentation : impact, extent, and mitigation (English) (World Bank technical paper No. WTP 71). World Bank Group, Whashington D.C.

Malina, N., Mazlova, E.A., 2017. Temporal and spatial variation of polychlorinated biphenyls (PCBs) contamination in environmental compartments of highly polluted area in Central Russia. Chemosphere 185, 227–236. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.137

Martin, C.W., 2015. Trace metal storage in recent floodplain sediments along the Dill River, central Germany. Geomorphology 235, 52–62. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.01.032

Marvin, C.H., Tomy, G.T., Armitage, J.M., Arnot, J.A., McCarty, L., Covaci, A., Palace, V., 2011. Hexabromocyclododecane: Current Understanding of Chemistry, Environmental Fate and Toxicology and Implications for Global Management. Environ. Sci. Technol. 45, 8613–8623. https://doi.org/10.1021/es201548c

Mathieu, C., 2019. Flame Retardants in Ten Washington State Lakes, 2017-2018. (No. Publication 19-03-021). Washington State Department of Ecology, Olympia.

Matys Grygar, T., Elznicová, J., Kiss, T., Smith, H.G., 2016. Using sedimentary archives to reconstruct pollution history and sediment provenance: The Ohře River, Czech Republic. CATENA 144, 109–129. https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.05.004

Matys Grygar, T., Nováková, T., Bábek, O., Elznicová, J., Vadinová, N., 2013. Robust assessment of moderate heavy metal contamination levels in floodplain sediments: A case study on the Jizera River, Czech Republic. Science of The Total Environment 452–453, 233–245. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.085

McCann, D.M., Forster, A., 1990. Reconnaissance geophysical methods in landslide investigations. Engineering Geology 29, 59–78. https://doi.org/10.1016/0013-7952(90)90082-C

McGrath, T.J., Ball, A.S., Clarke, B.O., 2017. Critical review of soil contamination by polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and novel brominated flame retardants (NBFRs); concentrations, sources and congener profiles. Environmental Pollution 230, 741–757. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.009

McGrath, T.J., Morrison, P.D., Ball, A.S., Clarke, B.O., 2018. Concentrations of legacy and novel brominated flame retardants in indoor dust in Melbourne, Australia: An assessment of human exposure. Environment International 113, 191–201. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.01.026

Meade, R.H., Moody, J.A., 2010. Causes for the decline of suspended-sediment discharge in the Mississippi River system, 1940–2007. Hydrological Processes 24, 35–49. https://doi.org/10.1002/hyp.7477

Means, J.C., Wood, S.G., Hassett, J.J., Banwart, W.L., 1980. Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. Environ. Sci. Technol. 14, 1524–1528. https://doi.org/10.1021/es60172a005

Mejía-Piña, K.G., Huerta-Diaz, M.A., González-Yajimovich, O., 2016. Calibration of handheld X-ray fluorescence (XRF) equipment for optimum determination of elemental concentrations in sediment samples. Talanta 161, 359–367. https://doi.org/10.1016/j.talanta.2016.08.066

Mermillod-Blondin, F., Winiarski, T., Foulquier, A., Perrissin, A., Marmonier, P., 2015. Links between sediment structures and ecological processes in the hyporheic zone: ground-penetrating radar as a non-invasive tool to detect subsurface biologically active zones. Ecohydrology 8, 626–641. https://doi.org/10.1002/eco.1530

Merritts, D., Walter, R., Rahnis, M., Hartranft, J., Cox, S., Gellis, A., Potter, N., Hilgartner, W., Langland, M., Manion, L., Lippincott, C., Siddiqui, S., Rehman, Z., Scheid, C., Kratz, L., Shilling, A., Jenschke, M., Datin, K., Cranmer, E., Reed, A., Matuszewski, D., Voli, M., Ohlson, E., Neugebauer, A., Ahamed, A., Neal, C., Winter, A., Becker, S., 2011. Anthropocene streams and base-level controls from historic dams in the unglaciated mid-Atlantic region, USA. Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences 369, 976–1009. https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0335

Meybeck, M., Lestel, L., Bonté, P., Moilleron, R., Colin, J.L., Rousselot, O., Hervé, D., de Pontevès, C., Grosbois, C., Thévenot, D.R., 2007. Historical perspective of heavy metals contamination (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) in the Seine River basin (France) following a DPSIR approach (1950–2005). Science of The Total Environment, Human activity and material fluxes in a regional river basin: the Seine River watershed 375, 204–231. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.017

Meyers, P.A., 1997. Organic geochemical proxies of paleoceanographic, paleolimnologic, and paleoclimatic processes. Organic Geochemistry 27, 213–250. https://doi.org/10.1016/S0146-6380(97)00049-1

Michelot, J.-L., 1983. Evolution des paysages fluviaux de la vallée du Rhône dans le secteur du Péage-de-Roussillon. Géocarrefour 58, 307–322. https://doi.org/10.3406/geoca.1983.4006

Miège, C., Peretti, A., Labadie, P., Budzinski, H., Le Bizec, B., Vorkamp, K., Tronczyński, J., Persat, H., Coquery, M., Babut, M., 2012. Occurrence of priority and emerging organic compounds in fishes from the Rhone River (France). Anal Bioanal Chem 404, 2721–2735. https://doi.org/10.1007/s00216-012-6187-0

Miesch, A.T., 1969. The Constant Sum Problem in Geochemistry, in: Merriam, D.F. (Ed.), Computer Applications in the Earth Sciences. Springer US, Boston, MA, pp. 161–176. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-8633-3_10

Minh, N.H., Isobe, T., Ueno, D., Matsumoto, K., Mine, M., Kajiwara, N., Takahashi, S., Tanabe, S., 2007. Spatial distribution and vertical profile of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecanes in sediment core from Tokyo Bay, Japan. Environmental Pollution 148, 409–417. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.011

Missiaen, T., Slob, E., Donselaar, M.E., 2008. Comparing different shallow geophysical method in a tidal estuary, Verdronken Land van Saeftinge, Western Scheldt, the Netherlands. Netherlands Journals of Geosciences 151–164.

Molle, F., 2003. Development Trajectories of River Basins: A Conceptual Framework. IWMI.

Möller, A., Xie, Z., Sturm, R., Ebinghaus, R., 2011. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and alternative brominated flame retardants in air and seawater of the European Arctic. Environmental Pollution 159, 1577–1583. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.054

Morang, A., Larson, R., Gorman, L., 1997. Monitoring the Coastal Environment; Part III: Geophysical and Research Methods. Journal of Coastal Research 13.

Morereau, A., Lepage, H., Claval, D., Cossonet, C., Ambrosi, J.-P., Mourier, B., Winiarski, T., Copard, Y., Eyrolle, F., 2020. Trajectories of technogenic tritium in the Rhône River (France). Journal of Environmental Radioactivity In press.

Mourier, B., Desmet, M., Van Metre, P.C., Mahler, B.J., Perrodin, Y., Roux, G., Bedell, J.-P., Lefèvre, I., Babut, M., 2014. Historical records, sources, and spatial trends of PCBs along the Rhône River (France). Science of The Total Environment 476, 568–576. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.026

Muir, D.C.G., Rose, N.L., 2007. Persistent Organic Pollutants in the Sediments of Lochnagar, in: Rose, N.L. (Ed.), Lochnagar: The Natural History of a Mountain Lake, Developments in Paleoenvironmental Research. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 375–402. https://doi.org/10.1007/1-4020-3986-7_16

Neal, A., 2004. Ground-penetrating radar and its use in sedimentology: principles, problems and progress. Earth-Science Reviews 66, 261–330. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2004.01.004

Nevins, T.H.F., 1969. River training - the single-thread channel. New Zealand Engineering 24, 367.

Nicholls, J., 1988. The statistics of Pearce element diagrams and the Chayes closure problem. Contr. Mineral. and Petrol. 99, 11–24. https://doi.org/10.1007/BF00399361

Niemitz, J., Haynes, C., Lasher, G., 2013. Legacy sediments and historic land use: Chemostratigraphic evidence for excess nutrient and heavy metal sources and remobilization. Geology 41, 47–50. https://doi.org/10.1130/G33547.1

Nitsche, F.O., Bell, R., Carbotte, S.M., Ryan, W.B.F., Flood, R., 2004. Process-related classification of acoustic data from the Hudson River Estuary. Marine Geology 209, 131–145. https://doi.org/10.1016/j.margeo.2004.05.023

Notebaert, B., Broothaerts, N., Verstraeten, G., 2018. Evidence of anthropogenic tipping points in fluvial dynamics in Europe. Global and Planetary Change 164, 27–38. https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2018.02.008

Notebaert, B., Houbrechts, G., Verstraeten, G., Broothaerts, N., Haeckx, J., Reynders, M., Govers, G., Petit, F., Poesen, J., 2011. Fluvial architecture of Belgian river systems in contrasting environments:implications for reconstructing the sedimentation history. Netherlands Journal of Geosciences - Geologie en Mijnbouw 90.

Novotny, V., 2004. Simplified Databased Total Maximum Daily Loads, or the World is Log-Normal. Journal of Environmental Engineering 130, 674–683. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2004)130:6(674)

Nriagu, J.O., 1990. Global Metal Pollution: Poisoning the Biosphere? Environment: Science and Policy for Sustainable Development 32, 7–33. https://doi.org/10.1080/00139157.1990.9929037

Nriagu, J.O., Pacyna, 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. Nature 333.

Nylund, K., Asplund, L., Jansson, B., Jonsson, P., Litzén, K., Sellström, U., 1992. Analysis of some polyhalogenated organic pollutants in sediment and sewage sludge. Chemosphere 24, 1721–1730. https://doi.org/10.1016/0045-6535(92)90227-I

Oh, J.K., Kotani, K., Managaki, S., Masunaga, S., 2014. Levels and distribution of hexabromocyclododecane and its lower brominated derivative in Japanese riverine environment. Chemosphere 109, 157–163. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.074

Olivier, J.-M., Dole-Olivier, M.-J., Amoros, C., Carrel, G., Malard, F., Lamouroux, N., Bravard, J.-P., 2009. Chapter 7 - The Rhône River Basin, in: Tockner, K., Uehlinger, U., Robinson, C.T. (Eds.), Rivers of Europe. Academic Press, London, pp. 247–295. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-369449-2.00007-2

Olley, J.M., Wasson, R.J., 2003. Changes in the flux of sediment in the Upper Murrumbidgee catchment, Southeastern Australia, since European settlement. Hydrological Processes 17, 3307–3320. https://doi.org/10.1002/hyp.1388

Opperman, J.J., Luster, R., McKenney, B.A., Roberts, M., Meadows, A.W., 2010. Ecologically Functional Floodplains: Connectivity, Flow Regime, and Scale1. JAWRA Journal of the American Water Resources Association 46, 211–226. https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00426.x

Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Fudala, J., Strzelecka-Jastrzab, E., Hlawiczka, S., Panasiuk, D., Nitter, S., Pregger, T., Pfeiffer, H., Friedrich, R., 2007. Current and future emissions of selected heavy metals to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe. Atmospheric Environment 41, 8557–8566. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.07.040

Palanques, A., Grimalt, J., Belzunces, M., Estrada, F., Puig, P., Guillén, J., 2014. Massive accumulation of highly polluted sedimentary deposits by river damming. Science of The Total Environment 497–498, 369–381. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.091

Paradis, H., de Vismes Ott, A., Cagnat, X., Piquemal, F., Gurriaran, R., 2017. Leda: A gamma-gamma coincidence spectrometer for the measurement of environment samples. Applied Radiation and Isotopes, Proceedings of the 7th International Conference on Radionuclide Metrology – Low-Level Radioactivity Measurement Techniques 126, 179–184. https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2016.12.049

Parrot, E., 2015. Analyse spatio-temporelle de la morphologie du chenal du Rhône du Léman à la Méditerranée (thesis). Lyon 3.

Passmore, D.G., Macklin, M.G., 1994. Provenance of fine-grained alluvium and late Holocene land-use change in the Tyne basin, northern England. Geomorphology 9, 127–142. https://doi.org/10.1016/0169-555X(94)90071-X

Patterson, C.C., Settle, D.M., 1987. Review of data on eolian fluxes of industrial and natural lead to the lands and seas in remote regions on a global scale. Marine Chemistry, IX International Symposium on the Chemistry of the Mediterranean 22, 137–162. https://doi.org/10.1016/0304-4203(87)90005-3

Pavlowsky, R.T., Lecce, S.A., Owen, M.R., Martin, D.J., 2017. Legacy sediment, lead, and zinc storage in channel and floodplain deposits of the Big River, Old Lead Belt Mining District, Missouri, USA. Geomorphology 299, 54–75. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.08.042

Pearson, A.J., Pizzuto, J., 2015. Bedload transport over run-of-river dams, Delaware, U.S.A. Geomorphology 248, 382–395. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.07.025

Pearson, K., 1896. Mathematical Contributions to the Theory of Evolution.--On a Form of Spurious Correlation Which May Arise When Indices Are Used in the Measurement of Organs. Proceedings of the Royal Society of London 60, 489–498.

Persat, H., Bravard, J.-P., Olivier, J.-M., 1995. Stream and riparian management of large braided mid-European rivers, and consequences for fish, in: Condition of the World's Aquatic Habitats. Presented at the Proceedings of the World Fisheries Congress, Oxford and IBH Publishing Co. PVT Ltd., New Dehli, Athens, May 1992, pp. 139–169.

Petit, F., Poinsart, D., Bravard, J.-P., 1996. Channel incision, gravel mining and bedload transport in the Rhône river upstream of Lyon, France ("canal de Miribel"). CATENA 26, 209–226. https://doi.org/10.1016/0341-8162(95)00047-X

Petts, G.E., Gurnell, A.M., 2005. Dams and geomorphology: Research progress and future directions. Geomorphology, Dams in Geomorphology 71, 27–47. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.02.015

Piégay, H., Chabot, A., Le Lay, Y.-F., 2018. Some comments about resilience: From cyclicity to trajectory, a shift in living and nonliving system theory. Geomorphology 106527. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2018.09.018

Piégay, H., Walling, D.E., Landon, N., He, Q., Liébault, F., Petiot, R., 2004. Contemporary changes in sediment yield in an alpine mountain basin due to afforestation (the upper Drôme in France). CATENA, Geomorphic Impacts of Rapid Environmental Change 55, 183–212. https://doi.org/10.1016/S0341-8162(03)00118-8

Pinglot, J.F., Pourchet, M., 1995. Radioactivity measurements applied to glaciers and lake sediments. Science of The Total Environment, Environmental Radiochemical Analysis 173–174, 211–223. https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04779-4

Plante, A.F., Fernández, J.M., Leifeld, J., 2009. Application of thermal analysis techniques in soil science. Geoderma 153, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.08.016

Poeppl, R.E., Keesstra, S.D., Hein, T., 2015. The geomorphic legacy of small dams—An Austrian study. Anthropocene 10, 43–55. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2015.09.003

Poeppl, R.E., Keesstra, S.D., Maroulis, J., 2017. A conceptual connectivity framework for understanding geomorphic change in human-impacted fluvial systems. Geomorphology, Connectivity in Geomorphology from Binghamton 2016 277, 237–250. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.07.033

Poinsart, D., Salvador, G., 1993. L'endiguement du Rhône à l'aval de Lyon XIXème siècle, in: Les Fleuve et Ses Métamorphoses. Presented at the Colloque International, pp. 307–313.

Poinssot, C., Baeyens, B., Bradbury, M.H., 1999. Experimental and modelling studies of caesium sorption on illite. Geochimica et Cosmochimica Acta 63, 3217–3227. https://doi.org/10.1016/S0016-7037(99)00246-X

Poma, G., Roscioli, C., Guzzella, L., 2014. PBDE, HBCD, and novel brominated flame retardant contamination in sediments from Lake Maggiore (Northern Italy). Environ Monit Assess 186, 7683–7692. https://doi.org/10.1007/s10661-014-3959-3

Pont, D., Simonnet, J.-P., Walter, A.V., 2002. Medium-term Changes in Suspended Sediment Delivery to the Ocean: Consequences of Catchment Heterogeneity and River Management (Rhône River, France). Estuarine, Coastal and Shelf Science 54, 1–18. https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0829

Poulier, G., Launay, M., Le Bescond, C., Thollet, F., Coquery, M., Le Coz, J., 2019. Combining flux monitoring and data reconstruction to establish annual budgets of suspended particulate matter, mercury and PCB in the Rhône River from Lake Geneva to the Mediterranean Sea. Science of The Total Environment 658, 457–473. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.075

Pouzet, P., Maanan, M., 2020. Temporal approaches of historical extreme storm events based on sedimentological archives. Journal of African Earth Sciences 162, 103710. https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2019.103710

Prevedouros, K., Jones, K.C., Sweetman, A.J., 2004. Estimation of the Production, Consumption, and Atmospheric Emissions of Pentabrominated Diphenyl Ether in Europe between 1970 and 2000. Environ. Sci. Technol. 38, 3224–3231. https://doi.org/10.1021/es049711d

Provansal, M., Dufour, S., Sabatier, F., Anthony, E.J., Raccasi, G., Robresco, S., 2014. The geomorphic evolution and sediment balance of the lower Rhône River (southern France) over the last 130years: Hydropower dams versus other control factors. Geomorphology 219, 27–41. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.04.033

Przedwojski, B., 1995. Bed topography and local scour in rivers with banks protected by groynes. Journal of Hydraulic Research 33, 257–273. https://doi.org/10.1080/00221689509498674

Przedwojski, B., Błażejewski, R., Pilarczyk, K.W., 1995. River training techniques: fundamentals, design and applications. River training techniques: fundamentals, design and applications.

Pueyo Anchuela, Ó., Ipas-Lloréns, J.F., Gil Garbí, H., Casas-Sainz, A.M., Pocoví Juan, A., Garijo, M.L., Fernández-Martos, J.G., Fernández-Cascán, J., 2014. 3D alluvial aquifer reconstruction in polluted areas by means of GPR (Sabiñánigo, N Spain). Environ Earth Sci 72, 4291–4302. https://doi.org/10.1007/s12665-014-3326-2

Pusch, M., Behrendt, H., Gancarczyk, A., Kronvang, B., Sandin, L., Stendera, S., Wolter, C., Andersen, H.E., Fischer, H., Hoffmann, Carl.C., Nowacki, F., Schöll, F., Svendsen, L.M., Bäthe, J., Friberg, N., Hachoł, J., Pedersen, M.L., Scholten, M., Wnuk-Gławdel, E., 2009. Chapter 14 - Rivers of the Central European Highlands and Plains, in: Tockner, K., Uehlinger, U., Robinson, C.T. (Eds.), Rivers of Europe. Academic Press, London, pp. 525–576. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-369449-2.00014-X

Radke, E.G., Galizia, A., Thayer, K.A., Cooper, G.S., 2019. Phthalate exposure and metabolic effects: a systematic review of the human epidemiological evidence. Environment International 132, 104768. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.040

Ramsey, C.B., 2017. Methods for Summarizing Radiocarbon Datasets. Radiocarbon 59, 1809–1833. https://doi.org/10.1017/RDC.2017.108

Ramsey, C.B., 2009. Bayesian Analysis of Radiocarbon Dates. Radiocarbon 51, 337–360. https://doi.org/10.1017/S0033822200033865

Ramsey, C.B., 2008. Deposition models for chronological records. Quaternary Science Reviews, INTegration of Ice-core, Marine and Terrestrial records (INTIMATE): Refining the record of the Last Glacial-Interglacial Transition 27, 42–60. https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2007.01.019

Räpple, B., 2018. Sedimentation patterns and riparian vegetation characteristics in novel ecosystems on the Rhône River, France : A comparative approach to identify drivers and evaluate ecological potentials (thesis). Lyon.

Reimer, P.J., Bard, E., Bayliss, A., Beck, J.W., Blackwell, P.G., Ramsey, C.B., Buck, C.E., Cheng, H., Edwards, R.L., Friedrich, M., Grootes, P.M., Guilderson, T.P., Haflidason, H., Hajdas, I., Hatté, C., Heaton, T.J., Hoffmann, D.L., Hogg, A.G., Hughen, K.A., Kaiser, K.F., Kromer, B., Manning, S.W., Niu, M., Reimer, R.W., Richards, D.A., Scott, E.M., Southon, J.R., Staff, R.A., Turney, C.S.M., Plicht, J. van der, 2013. IntCal13 and Marine13 Radiocarbon Age Calibration Curves 0–50,000 Years cal BP. Radiocarbon 55, 1869–1887. https://doi.org/10.2458/azu_js_rc.55.16947

Remaître, A., van Asch, T.W.J., Malet, J.-P., Maquaire, O., 2008. Influence of check dams on debris-flow run-out intensity. Natural Hazards and Earth System Sciences 8, 1403–1416. https://doi.org/10.5194/nhess-8-1403-2008

Remo, J.W.F., Pinter, N., Heine, R., 2009. The use of retro- and scenario-modeling to assess effects of 100+ years river of engineering and land-cover change on Middle and Lower Mississippi River flood stages. Journal of Hydrology 376, 403–416. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.07.049

Rey, J., Martínez, J., Hidalgo, M.C., 2013. Investigating fluvial features with electrical resistivity imaging and ground-penetrating radar: The Guadalquivir River terrace (Jaen, Southern Spain). Sedimentary Geology 295, 27–37. https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2013.07.003

Reynolds, J.M., 2011. Electrical Resistivity Methods, in: An Introduction to Applied and Environmental Geophysics, 2nd Edition. pp. 289–348.

Rhoads, B.L., Schwartz, J.S., Porter, S., 2003. Stream geomorphology, bank vegetation, and three-dimensional habitat hydraulics for fish in midwestern agricultural streams. Water Resources Research 39. https://doi.org/10.1029/2003WR002294

Richardson, J.M., Fuller, I.C., Holt, K.A., Litchfield, N.J., Macklin, M.G., 2014. Rapid post-settlement floodplain accumulation in Northland, New Zealand. CATENA 113, 292–305. https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.08.013

Richter, T.O., Gaast, S. van der, Koster, B., Vaars, A., Gieles, R., Stigter, H.C. de, Haas, H.D., Weering, T.C.E. van, 2006. The Avaatech XRF Core Scanner: technical description and applications to NE Atlantic sediments. Geological Society, London, Special Publications 267, 39–50. https://doi.org/10.1144/GSL.SP.2006.267.01.03

Ritchie, J.C., McHenry, J.R., 1990. Application of Radioactive Fallout Cesium-137 for Measuring Soil Erosion and Sediment Accumulation Rates and Patterns: A Review. Journal of Environment Quality 19, 215–233. https://doi.org/10.2134/jeq1990.00472425001900020006x

Rothenberger, M., Hoyt, V., Germanoski, D., Conlon, M., Wilson, J., Hitchings, J., 2017. A risk assessment study of water quality, biota, and legacy sediment prior to small dam removal in a tributary to the Delaware River. https://doi.org/10.1007/s10661-017-6060-x

Royall, D., Kennedy, L., 2016. Historical erosion and sedimentation in two small watersheds of the southern Blue Ridge Mountains, North Carolina, USA. CATENA 143, 174–186. https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.03.020

Rustomji, P., Pietsch, T., 2007. Alluvial sedimentation rates from southeastern Australia indicate post-European settlement landscape recovery. Geomorphology 90, 73–90. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2007.01.009

Sabater, S., Muñoz, I., Feio, M.J., Romaní, A.M., Graça, M.A.S., 2009. Chapter 4 - The Iberian Rivers, in: Tockner, K., Uehlinger, U., Robinson, C.T. (Eds.), Rivers of Europe. Academic Press, London, pp. 113–149. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-369449-2.00004-7

Salant, N.L., Renshaw, C.E., Magilligan, F.J., 2006. Short and long-term changes to bed mobility and bed composition under altered sediment regimes. Geomorphology 76, 43–53. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.09.003

Savić, R., Ondrašek, G., Bezdan, A., Letić, L., Nikolić, V., 2013. Fluvial deposition in groyne fields of the middle course of the Danube River. Tehnički vjesnik 20, 979–983.

Saxton, N.E., Olley, J.M., Smith, S., Ward, D.P., Rose, C.W., 2012. Gully erosion in sub-tropical south-east Queensland, Australia. Geomorphology 173–174, 80–87. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.05.030

Schecter, A., 2013. Dioxins and Health. Springer Science & Business Media.

Schmidtchen, G., Bork, H.-R., 2003. Changing Human Impact during the Period of Agriculture in Central Europe: The Case Study Biesdorfer Kehlen, Brandenburg, Germany, in: Lang, A., Dikau, R., Hennrich, K. (Eds.), Long Term Hillslope and Fluvial System Modelling: Concepts and Case Studies from the Rhine River Catchment, Lecture Notes in Earth Sciences. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 183–200. https://doi.org/10.1007/3-540-36606-7_10

Schmitt, R.J.P., Rubin, Z., Kondolf, G.M., 2017. Losing ground - scenarios of land loss as consequence of shifting sediment budgets in the Mekong Delta. Geomorphology, Anthropogenic Sedimentation 294, 58–69. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.04.029

Schorer, M., 1997. Pollutant and organic matter content in sediment particle size fractions. Freshwater contamination 243, 59–67.

Schrottke, K., Becker, M., Bartholomä, A., Flemming, B.W., Hebbeln, D., 2006. Fluid mud dynamics in the Weser estuary turbidity zone tracked by high-resolution side-scan sonar and parametric sub-bottom profiler. Geo-Marine Letters 26, 185–198. https://doi.org/10.1007/s00367-006-0027-1

Schwartz, R., Kozerski, H.-P., 2003. Entry and Deposits of Suspended Particulate Matter in Groyne Fields of the Middle Elbe and its Ecological Relevance. Acta hydrochimica et hydrobiologica 31, 391–399. https://doi.org/10.1002/aheh.200300496

SDAGE RMC 2010-2015, Agence de l'EAU RMC, DREAL RMC, 2009. Schéma Directeur d'Aménagement et des Gestion des Eaux 2010-2015 - Bassin Rhône Méditerrannée-Corse.

Sebag, D., Debret, M., M'voubou, M., Obame, R.M., Ngomanda, A., Oslisly, R., Bentaleb, I., Disnar, J.-R., Giresse, P., 2013. Coupled Rock-Eval pyrolysis and spectrophotometry for lacustrine sedimentary dynamics: Application for West Central African rainforests (Kamalété and Nguène lakes, Gabon). The Holocene 23, 1173–1183. https://doi.org/10.1177/0959683613483622

Sebag, D., Verrecchia, E.P., Cécillon, L., Adatte, T., Albrecht, R., Aubert, M., Bureau, F., Cailleau, G., Copard, Y., Decaens, T., Disnar, J.-R., Hetényi, M., Nyilas, T., Trombino, L., 2016. Dynamics of soil organic matter based on new Rock-Eval indices. Geoderma 284, 185–203. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.08.025

Sedláček, J., Bábek, O., Kielar, O., 2016. Sediment accumulation rates and high-resolution stratigraphy of recent fluvial suspension deposits in various fluvial settings, Morava River catchment area, Czech Republic. Geomorphology 254, 73–87. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.11.011

Sedláček, J., Bábek, O., Nováková, T., 2017. Sedimentary record and anthropogenic pollution of a complex, multiple source fed dam reservoirs: An example from the Nové Mlýny reservoir, Czech Republic. Science of the Total Environment 574, 1456–1471. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.127

Shakeri, A., Shakeri, R., Mehrabi, B., 2015. Potentially toxic elements and persistent organic pollutants in water and fish at Shahid Rajaei Dam, north of Iran. Int. J. Environ. Sci. Technol. 12, 2201–2212. https://doi.org/10.1007/s13762-015-0754-9

Sheridan, M.F., Wohletz, K.H., Dehn, J., 1987. Discrimination of grain-size subpopulations in pyroclastic deposits. Geology 15, 367–370. https://doi.org/10.1130/0091-7613(1987)15<367:DOGSIP>2.0.CO;2

Shi, P., Zhang, Y., Ren, Z., Yu, Y., Li, P., Gong, J., 2019. Land-use changes and check dams reducing runoff and sediment yield on the Loess Plateau of China. Science of The Total Environment 664, 984–994. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.430

Shi, T., Chen, S.-J., Luo, X.-J., Zhang, X.-L., Tang, C.-M., Luo, Y., Ma, Y.-J., Wu, J.-P., Peng, X.-Z., Mai, B.-X., 2009. Occurrence of brominated flame retardants other than polybrominated diphenyl ethers in environmental and biota samples from southern China. Chemosphere 74, 910–916. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.10.047

Simonneau, A., Chapron, E., Garçon, M., Winiarski, T., Graz, Y., Chauvel, C., Debret, M., Motelica-Heino, M., Desmet, M., Di Giovanni, C., 2014. Tracking Holocene glacial and high-altitude alpine environments fluctuations from minerogenic and organic markers in proglacial lake sediments (Lake Blanc Huez, Western French Alps). Quaternary Science Reviews 89, 27–43. https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2014.02.008

Simonneau, A., Doyen, E., Chapron, E., Millet, L., Vannière, B., Di Giovanni, C., Bossard, N., Tachikawa, K., Bard, E., Albéric, P., Desmet, M., Roux, G., Lajeunesse, P., Berger, J.F., Arnaud, F., 2013. Holocene land-use evolution and associated soil erosion in the French Prealps inferred from Lake Paladru sediments and archaeological evidences. Journal of Archaeological Science 40, 1636–1645. https://doi.org/10.1016/j.jas.2012.12.002

Sinkkonen, S., Paasivirta, J., 2000. Degradation half-life times of PCDDs, PCDFs and PCBs for environmental fate modeling. Chemosphere 40, 943–949. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00337-9

Skala, W., 1979. Some effects of the constant-sum problem in geochemistry. Chemical Geology 27, 1–9. https://doi.org/10.1016/0009-2541(79)90099-8

Skalak, K.J., Benthem, A.J., Schenk, E.R., Hupp, C.R., Galloway, J.M., Nustad, R.A., Wiche, G.J., 2013. Large dams and alluvial rivers in the Anthropocene: The impacts of the Garrison and Oahe Dams on the Upper Missouri River. Anthropocene, Geomorphology of the Anthropocene: Understanding The Surficial Legacy of Past and Present Human Activities 2, 51–64. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2013.10.002

Skelly, R.L., Bristow, C.S., Ethridge, F.G., 2003. Architecture of channel-belt deposits in an aggrading shallow sandbed braided river: the lower Niobrara River, northeast Nebraska. Sedimentary Geology 158, 249–270. https://doi.org/10.1016/S0037-0738(02)00313-5

Skublics, D., Blöschl, G., Rutschmann, P., 2016. Effect of river training on flood retention of the Bavarian Danube. Journal of Hydrology and Hydromechanics 64, 349–356. https://doi.org/10.1515/johh-2016-0035

Slate, E.A.P. and E.H., 2019. gvlma: Global Validation of Linear Models Assumptions.

Słowik, M., 2015. Is history of rivers important in restoration projects? The example of human impact on a lowland river valley (the Obra River, Poland). Geomorphology, Emerging geomorphic approaches to guide river management practices 251, 50–63. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.05.031

Słowik, M., 2011. Changes of river bed pattern and traces of anthropogenic intervention: The example of using GPR method (the Obra River, western Poland). Applied Geography 31, 784–799. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.08.004

Smith, L.M., Winkley, B.R., 1996. The response of the Lower Mississippi River to river engineering. Engineering Geology 45, 433–455. https://doi.org/10.1016/S0013-7952(96)00025-7

Smith, V.B., Mohrig, D., 2017. Geomorphic signature of a dammed Sandy River: The lower Trinity River downstream of Livingston Dam in Texas, USA. Geomorphology 297, 122–136. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.09.015

Someya, M., Suzuki, G., Ionas, A.C., Tue, N.M., Xu, F., Matsukami, H., Covaci, A., Tuyen, L.H., Viet, P.H., Takahashi, S., Tanabe, S., Takigami, H., 2016. Occurrence of emerging flame retardants from e-waste recycling activities in the northern part of Vietnam. Emerging Contaminants, Special Issue: A Tribute to Hidetaka Takigami 2, 58–65. https://doi.org/10.1016/j.emcon.2015.10.002

Sommerwerk, N., Hein, T., Schneider-Jacoby, M., Baumgartner, C., Ostojić, A., Siber, R., Bloesch, J., Paunović, M., Tockner, K., 2009. Chapter 3 - The Danube River Basin, in: Tockner, K., Uehlinger, U., Robinson, C.T. (Eds.), Rivers of Europe. Academic Press, London, pp. 59–112. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-369449-2.00003-5

Steeter, M.M.V., Pitlick, J., 1998. Geomorphology and endangered fish habitats of the upper Colorado River: 1. Historic changes in streamflow, sediment load, and channel morphology. Water Resources Research 34, 287–302. https://doi.org/10.1029/97WR02766

Steffen, W., Crutzen, P.J., McNeill, J.R., 2007. The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature. AMBIO: A Journal of the Human Environment 36, 614–621. https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[614:TAAHNO]2.0.CO;2

Steinmann, P., Adatte, T., Lambert, P., 2003. Recent changes in sedimentary organic matter from Lake Neuchâtel (Switzerland) as traced by Rock-Eval pyrolysis, in: Beres, M., Scheidhauer, M., Marillier, F. (Eds.), Lake Systems from the Ice Age to Industrial Time, Eclogae Geologicae Helvetiae / Swiss Journal of Geosciences. Birkhäuser Basel, Basel, pp. 109–116. https://doi.org/10.1007/978-3-0348-7992-7_13

Stockholm Convention, 2018. Stockholm convention on Persistent Organic Pollutants. Text and annexes, revised in 2017 (SSC). Châtelaine (Switzerland).

Sun, D., Bloemendal, J., Rea, D.K., Vandenberghe, J., Jiang, F., An, Z., Su, R., 2002. Grain-size distribution function of polymodal sediments in hydraulic and aeolian environments, and numerical partitioning of the sedimentary components. Sedimentary Geology 152, 263–277. https://doi.org/10.1016/S0037-0738(02)00082-9

Sundström, G., Hutzinger, O., Safe, S., 1976. Identification of 2,2′,4,4′,5,5′-hexabromobiphenyl as the major component of flame retardant fireMaster ®BP-6. Chemosphere 5, 11–14. https://doi.org/10.1016/0045-6535(76)90049-7

Surian, N., Rinaldi, M., 2003. Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. Geomorphology 50, 307–326. https://doi.org/10.1016/S0169-555X(02)00219-2

Sutton, R., Chen, D., Sun, J., Greig, D.J., Wu, Y., 2019. Characterization of brominated, chlorinated, and phosphate flame retardants in San Francisco Bay, an urban estuary. Science of The Total Environment 652, 212–223. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.096

Syvitski, J.P.M., Kettner, A., 2011. Sediment flux and the Anthropocene. Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences 369, 957–975. https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0329

Tanabe, S., 2008. Temporal trends of brominated flame retardants in coastal waters of Japan and South China: Retrospective monitoring study using archived samples from es-Bank, Ehime University, Japan. Marine Pollution Bulletin, 5th International Conference on Marine Pollution and Ecotoxicology 57, 267–274. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.12.017

Tanabe, S., 1988. PCB problems in the future: foresight from current knowledge. Environ. Pollut. 50, 5–28. https://doi.org/10.1016/0269-7491(88)90183-2

Tay, J.H., Sellström, U., Papadopoulou, E., Padilla-Sánchez, J.A., Haug, L.S., de Wit, C.A., 2019. Serum concentrations of legacy and emerging halogenated flame retardants in a Norwegian cohort: Relationship to external exposure. Environmental Research 178, 108731. https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108731

Teal, M.J., 2011. Upper Missouri River mainstream reservoirs: Sedimentation and sustainability issues. Presented at the Dams and Reservoirs under Changing Challenges - Proceedings of the International Symposium on Dams and Reservoirs under Changing Challenges - 79 Annual Meeting of ICOLD, Swiss Committee on Dams, pp. 379–386.

Tena, A., Piégay, H., Seignemartin, G., Barra, A., Berger, J.F., Mourier, B., Winiarski, T., 2020. Cumulative effects of channel correction and regulation on floodplain terrestrialisation patterns and connectivity. Geomorphology 107034. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107034

Tena, A., Seignemartin, G., Roux, G., Winiarski, T., Piégay, H., 2017. Factors controlling groyne-field sedimentation and contamination along the Rhône River. Presented at the 3 r d International Conference on the Status and Future of the World's large rivers, New Delhi, India.

Thomas, G.O., 2008. Polychlorinated Biphenyls, in: Jørgensen, S.E., Fath, B.D. (Eds.), Encyclopedia of Ecology. Academic Press, Oxford, pp. 2872–2881. https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00416-X

Timm, H., Olšauskytė, V., Druvietis, I., Spriņģe, G., Aleksandrov, J.V., Łapińska, M., Skorupskas, R., Gavrilova, Ģ., Gaumiga, R., Zalewski, M., Briede, A., Parele, E., Mel'nik, M.M., 2009. Chapter 16 - Baltic and Eastern Continental Rivers, in: Tockner, K., Uehlinger, U., Robinson, C.T. (Eds.), Rivers of Europe. Academic Press, London, pp. 607–642. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-369449-2.00016-3

Tockner, K., Uehlinger, U., Robinson, C.T., 2009. Rivers of Europe. Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-369449-2.X0001-X

Toonen, W.H.J., Winkels, T.G., Cohen, K.M., Prins, M.A., Middelkoop, H., 2015. Lower Rhine historical flood magnitudes of the last 450years reproduced from grain-size measurements of flood deposits using End Member Modelling. CATENA, Past Hydrological Extreme Events in a Changing Climate 130, 69–81. https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.12.004

Uehlinger, U., Arndt, H., Wantzen, K.M., Leuven, R.S.E.W., 2009. Chapter 6 - The Rhine River Basin, in: Tockner, K., Uehlinger, U., Robinson, C.T. (Eds.), Rivers of Europe. Academic Press, London, pp. 199–245. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-369449-2.00006-0

Van Ael, E., Covaci, A., Blust, R., Bervoets, L., 2012. Persistent organic pollutants in the Scheldt estuary: Environmental distribution and bioaccumulation. Environment International 48, 17–27. https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.06.017

Van Metre, P.C., Babut, M., Mourier, B., Mahler, B.J., Roux, G., Desmet, M., 2015. Declining Dioxin Concentrations in the Rhone River Basin, France, Attest to the Effectiveness of Emissions Controls. Environ. Sci. Technol. 49, 12723–12730. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03416

Van Metre, P.C., Horowitz, A.J., 2013. An 80-year record of sediment quality in the lower Mississippi River. Hydrological Processes 27, 2438–2448. https://doi.org/10.1002/hyp.9336

Van Metre, P.C., Mesnage, V., Laignel, B., Motelay, A., Deloffre, J., 2008. Origins of Sediment-Associated Contaminants to the Marais Vernier, the Seine Estuary, France. Water Air Soil Pollut 191, 331–344. https://doi.org/10.1007/s11270-008-9628-9

Vandenberghe, J., van Overmeeren, R.A., 1999. Ground penetrating radar images of selected fluvial deposits in the Netherlands. Sedimentary Geology 128, 245–270. https://doi.org/10.1016/S0037-0738(99)00072-X

Vane, C.H., Ma, Y.-J., Chen, S.-J., Mai, B.-X., 2010. Increasing polybrominated diphenyl ether (PBDE) contamination in sediment cores from the inner Clyde Estuary, UK. Environ Geochem Health 32, 13–21. https://doi.org/10.1007/s10653-009-9261-6

Vanwalleghem, T., Bork, H.R., Poesen, J., Dotterweich, M., Schmidtchen, G., Deckers, J., Scheers, S., Martens, M., 2006. Prehistoric and Roman gullying in the European loess belt: a case study from central Belgium. The Holocene 16, 393–401. https://doi.org/10.1191/0959683606hl935rp

Vartiainen, T., Mannio, J., Korhonen, M., Kinnunen, K., Strandman, T., 1997. Levels of PCDD, PCDF and PCB in dated lake sediments in Subarctic Finland. Chemosphere, Chlorinated Dioxins, PCB and Related Compounds 1995 34, 1341–1350. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00431-1

Vauclin, S., Mourier, B., Dendievel, A.-M., Noclin, N., Piégay, H., Marchand, P., Vénisseau, A., de Vismes, A., Lefèvre, I., Winiarski, T., Accepted. Depositional environments and historical contamination as a framework to reconstruct fluvial sedimentary evolution. Science of The Total Environment.

Vauclin, S., Mourier, B., Tena, A., Piégay, H., Winiarski, T., 2020a. Effects of river infrastructures on the floodplain sedimentary environment in the Rhône River. J Soils Sediments 20, 2697–2708. https://doi.org/10.1007/s11368-019-02449-6

Vauclin, S., Mourier, B., Piégay, H., Winiarski, T., 2020b. Legacy sediments in a European context: The example of infrastructure-induced sediments on the Rhône River. Anthropocene 31, 100248. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2020.100248

Vauclin, S., Mourier, B., Winiarski, T., 2019. De l'intérêt de coupler méthodes géophysiques et carottages sédimentaires pour l'étude des sédiments fluviaux. TSM 11, 33–49. https://doi.org/10.36904/tsm/201911033

Vázquez-Tarrío, D., Tal, M., Camenen, B., Piégay, H., 2019. Effects of continuous embankments and successive run-of-the-river dams on bedload transport capacities along the Rhône River, France. Science of The Total Environment 658, 1375–1389. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.109

Venier, M., Salamova, A., Hites, R.A., 2015. Halogenated Flame Retardants in the Great Lakes Environment. Accounts of Chemical Research 48, 1853–1861. https://doi.org/10.1021/acs.accounts.5b00180

Vénisseau, A., Bichon, E., Brosseaud, A., Vaccher, V., Lesquin, E., Larvor, F., Durand, S., Dervilly-Pinel, G., Marchand, P., Le Bizec, B., 2018. Occurence of legacy and novel brominated flame retardants in food and feed in France for the period 2014 to 2016. Chemosphere 207, 497–506. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.122

Vénisseau, A., Bichon, E., Lesquin, E., Guiffard, I., Marchand, P., Le Bizec, B., 2015. Simultaneous Analysis of PBDEs, PBBS, HBCDDs, TBBPA and Additional Flame Retardants in Food. Presented at the 7th International Symposium on Flame Retardants (BFR), Beijing, China.

Verstraeten, G., Broothaerts, N., Van Loo, M., Notebaert, B., D'Haen, K., Dusar, B., De Brue, H., 2017. Variability in fluvial geomorphic response to anthropogenic disturbance. Geomorphology, Anthropogenic Sedimentation 294, 20–39. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.03.027

Vetter, W., Gallistl, C., Schlienz, A., Preston, T., Müller, J., von der Trenck, K.T., 2017. Brominated flame retardants (BFRs) in eggs from birds of prey from Southern Germany, 2014. Environ. Pollut. 231, 569–577. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.047

Vliet-Lanoë, B.V., Goslin, J., Hallégouët, B., Hénaff, A., Delacourt, C., Fernane, A., Franzetti, M., Cornec, E.L., Roy, P.L., Penaud, A., 2014. Middle- to late-Holocene storminess in Brittany (NW France): Part I – morphological impact and stratigraphical record: The Holocene. https://doi.org/10.1177/0959683613519687

Voice, T.C., Weber, W.J., 1983. Sorption of hydrophobic compounds by sediments, soils and suspended solids—I. Theory and background. Water Research 17, 1433–1441. https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90275-0

Vorogushyn, S., Merz, B., 2013. Flood trends along the Rhine: the role of river training. Hydrology and Earth System Sciences 17, 3871–3884. https://doi.org/10.5194/hess-17-3871-2013

Vörösmarty, C.J., Meybeck, M., Fekete, B., Sharma, K., Green, P., Syvitski, J.P.M., 2003. Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. Global and Planetary Change, The supply of flux of sediment along hydrological pathways: Anthropogenic influences at the global scale 39, 169–190. https://doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00023-7

Vouvé, F., Buscail, R., Aubert, D., Labadie, P., Chevreuil, M., Canal, C., Desmousseaux, M., Alliot, F., Amilhat, E., Faliex, E., Paris-Palacios, S., Biagianti-Risbourg, S., 2014. Bages-Sigean and Canet-St Nazaire lagoons (France): physico-chemical characteristics and contaminant concentrations (Cu, Cd, PCBs and PBDEs) as environmental quality of water and sediment. Environ Sci Pollut Res 21, 3005–3020. https://doi.org/10.1007/s11356-013-2229-1

Walter, R.C., Merritts, D.J., 2008. Natural Streams and the Legacy of Water-Powered Mills. Science 319, 299–304. https://doi.org/10.1126/science.1151716

Wang, L., Zhao, Q., Zhao, Y., Zheng, M., Lou, Y., Yang, B., 2015. New non-PBDE brominated flame retardants in sediment and plant samples from Jiaozhou Bay wetland. Marine Pollution Bulletin 97, 512–517. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.026

Wania, F., 1999. Global Modelling of Polychlorinated Biphenyls. WECC Wania Environmental Chemists Corp. 22.

Ward, J.V., Stanford, J.A., 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. Regulated Rivers: Research & Management 11, 105–119. https://doi.org/10.1002/rrr.3450110109

Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Gałuszka, A., Cearreta, A., Edgeworth, M., Ellis, E.C., Ellis, M., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Richter, D. deB, Steffen, W., Syvitski, J., Vidas, D., Wagreich, M., Williams, M., Zhisheng, A., Grinevald, J., Odada, E., Oreskes, N., Wolfe, A.P., 2016. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. Science 351, aad2622. https://doi.org/10.1126/science.aad2622

Weitzman, J.N., Forshay, K.J., Kaye, J.P., Mayer, P.M., Koval, J.C., Walter, R.C., 2014. Potential nitrogen and carbon processing in a landscape rich in milldam legacy sediments. Biogeochemistry 120, 337–357. https://doi.org/10.1007/s10533-014-0003-1

Weller, P., Lutschinger, G., Dister, E., Haraszthy, L., 2002. Waterway Transport on Europe's Lifeline, the Danube: Impacts, Threats and Opportunities. Part A: River Ecosystem, Part B: Waterway Transport Needs.

Weltje, G.J., 1997. End-member modeling of compositional data: Numerical-statistical algorithms for solving the explicit mixing problem. Math Geol 29, 503–549. https://doi.org/10.1007/BF02775085

Weltje, G.J., Bloemsma, M.R., Tjallingii, R., Heslop, D., Röhl, U., Croudace, I.W., 2015. Prediction of Geochemical Composition from XRF Core Scanner Data: A New Multivariate Approach Including Automatic Selection of Calibration Samples and Quantification of Uncertainties, in: Croudace, I.W., Rothwell, R.G. (Eds.), Micro-XRF Studies of Sediment Cores: Applications of a Non-Destructive Tool for the Environmental Sciences, Developments in Paleoenvironmental Research. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 507–534. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9849-5_21

Weltje, G.J., Prins, M.A., 2007. Genetically meaningful decomposition of grain-size distributions. Sedimentary Geology, From Particle Size to Sediment Dynamics 202, 409–424. https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2007.03.007

Weltje, G.J., Prins, M.A., 2003. Muddled or mixed? Inferring paleoclimate from size distributions of deep-sea clastics. Sediment Geol, SEDIMENT GEOL, Sedimentary Geology 162, 39–62. https://doi.org/10.1016/S0037-0738(03)00235-5

Weltje, G.J., Tjallingii, R., 2008. Calibration of XRF core scanners for quantitative geochemical logging of sediment cores: Theory and application. Earth and Planetary Science Letters 274, 423–438. https://doi.org/10.1016/j.epsl.2008.07.054

Wen, X., Du, Q., Tang, H., 1998. Surface Complexation Model for the Heavy Metal Adsorption on Natural Sediment. Environ. Sci. Technol. 32, 870–875. https://doi.org/10.1021/es970098q

Werritty, A., Paine, J.L., Macdonald, N., Rowan, J.S., McEwen, L.J., 2006. Use of multi-proxy flood records to improve estimates of flood risk: Lower River Tay, Scotland. CATENA, Past Hydrological Events Related to Understanding Global Change 66, 107–119. https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.07.012

Widelka, M., Lydy, M.J., Wu, Y., Chen, D., 2016. Statewide surveillance of halogenated flame retardants in fish in Illinois, USA. Environmental Pollution 214, 627–634. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.063

Wilcke, W., Müller, S., Kanchanakool, N., Zech, W., 1998. Urban soil contamination in Bangkok: heavy metal and aluminium partitioning in topsoils. Geoderma 86, 211–228. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(98)00045-7

Wilder, N., Larsen, A., Lungershausen, U., 2014. Historical impact of dams and weirs on the fluvial system in the low order rivers of central Europe 16, 4482.

Winiarski, T., Chabrier, C., Goutaland, D., Roux, G., 2016. Actions II.2 et II.3 : Traitement et analyse des radargrammes - PDR. OSR : 2015-2017.

Winiarski, T., Mourier, B., Roux, G., 2017a. Action II.2 : Traitement et analyse des radargrammes - DZM. OSR - 2015-2017.

Winiarski, T., Roux, G., Moiroud, C., 2015. Sediment characterization and estimation of PCB volume and mass in a Girardon type spur dike field (Rhône): optimization by coupling core and GPR profile analyses. Presented at the I.S. Rivers 2015, Lyon (France).

Winiarski, T., Roux, G., Mourier, B., Räpple, B., Arnaud, F., 2017b. Action II.2 : Traitement et analyse des radargrammes - PBN. OSR 2015-2017.

Wohl, E., 2018. Rivers in the Anthropocene: The U.S. perspective. Geomorphology. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2018.12.001

Wohl, E., 2017. Connectivity in rivers: Progress in Physical Geography 41, 345–362. https://doi.org/10.1177/0309133317714972

Wohl, E., 2015. Legacy effects on sediments in river corridors. Earth-Science Reviews 147, 30–53. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2015.05.001

Wohl, E., 2012. Identifying and mitigating dam-induced declines in river health: Three case studies from the western United States. International Journal of Sediment Research 27, 271–287. https://doi.org/10.1016/S1001-6279(12)60035-3

Wohl, E., Angermeier, P.L., Bledsoe, B., Kondolf, G.M., MacDonnell, L., Merritt, D.M., Palmer, M.A., Poff, N.L., Tarboton, D., 2005. River restoration. Water Resources Research 41. https://doi.org/10.1029/2005WR003985

Wolfe, A.P., Hobbs, W.O., Birks, H.H., Briner, J.P., Holmgren, S.U., Ingólfsson, Ó., Kaushal, S.S., Miller, G.H., Pagani, M., Saros, J.E., Vinebrooke, R.D., 2013. Stratigraphic expressions of the Holocene–Anthropocene transition revealed in sediments from remote lakes. Earth-Science Reviews 116, 17–34. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2012.11.001

World Health Organization, 1997. Brominated Flame-retardants, A general introduction (No. 192), IPCS Environmental Health Criteria. Geneva.

Wu, J.-P., Guan, Y.-T., Zhang, Y., Luo, X.-J., Zhi, H., Chen, S.-J., Mai, B.-X., 2011. Several current-use, non-PBDE brominated flame retardants are highly bioaccumulative: Evidence from field determined bioaccumulation factors. Environment International 37, 210–215. https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.09.006

Xiong, P., Yan, X., Zhu, Q., Qu, G., Shi, J., Liao, C., Jiang, G., 2019. A Review of Environmental Occurrence, Fate, and Toxicity of Novel Brominated Flame Retardants. Environ. Sci. Technol. 53, 13551–13569. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03159

Xu, Y.D., Fu, B.J., He, C.S., 2013. Assessing the hydrological effect of the check dams in the Loess Plateau, China, by model simulations. Hydrology and Earth System Sciences 17, 2185–2193. https://doi.org/10.5194/hess-17-2185-2013

Yang, J., Cheng, Q., 2015. A comparative study of independent component analysis with principal component analysis in geological objects identification, Part I: Simulations. Journal of Geochemical Exploration 149, 127–135. https://doi.org/egozc

Yang, R., Wei, H., Guo, J., Li, A., 2012. Emerging Brominated Flame Retardants in the Sediment of the Great Lakes. Environ. Sci. Technol. 46, 3119–3126. https://doi.org/10.1021/es204141p

Yang, S.L., Milliman, J.D., Li, P., Xu, K., 2011. 50,000 dams later: Erosion of the Yangtze River and its delta. Global and Planetary Change 75, 14–20. https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2010.09.006

Yasuda, Y., 2012. Water Civilization: From Yangtze to Khmer Civilizations. Springer Science & Business Media.

Yu, Y., Hung, H., Alexandrou, N., Roach, P., Nordin, K., 2015. Multiyear Measurements of Flame Retardants and Organochlorine Pesticides in Air in Canada's Western Sub-Arctic. Environ. Sci. Technol. 49, 8623–8630. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01996

Zalasiewicz, J., Waters, C., Williams, M., Aldridge, D.C., Wilkinson, I.P., 2018. The stratigraphical signature of the Anthropocene in England and its wider context. Proceedings of the Geologists' Association, The Geology of England 129, 482–491. https://doi.org/10.1016/j.pgeola.2017.06.004

Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Ivar do Sul, J.A., Corcoran, P.L., Barnosky, A.D., Cearreta, A., Edgeworth, M., Gałuszka, A., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Steffen, W., Summerhayes, C., Wagreich, M., Williams, M., Wolfe, A.P., Yonan, Y., 2016. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. Anthropocene 13, 4–17. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2016.01.002

Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Williams, M., Barnosky, A.D., Cearreta, A., Crutzen, P., Ellis, E., Ellis, M.A., Fairchild, I.J., Grinevald, J., Haff, P.K., Hajdas, I., Leinfelder, R., McNeill, J., Odada, E.O., Poirier, C., Richter, D., Steffen, W., Summerhayes, C., Syvitski, J.P.M., Vidas, D., Wagreich, M., Wing, S.L., Wolfe, A.P., An, Z., Oreskes, N., 2015. When did the Anthropocene begin? A mid-twentieth century boundary level is stratigraphically optimal. Quaternary International, The Quaternary System and its formal subdivision 383, 196–203. https://doi.org/10.1016/j.quaint.2014.11.045

Zawiejska, J., Wyżga, B., 2010. Twentieth-century channel change on the Dunajec River, southern Poland: Patterns, causes and controls. Geomorphology, Introduction to Management of Large Rivers 117, 234–246. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.01.014

Zebracki, M., Eyrolle-Boyer, F., Evrard, O., Claval, D., Mourier, B., Gairoard, S., Cagnat, X., Antonelli, C., 2015. Tracing the origin of suspended sediment in a large Mediterranean river by combining continuous river monitoring and measurement of artificial and natural radionuclides. Science of The Total Environment 502, 122–132. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.082

Zegers, B.N., Lewis, W.E., Booij, K., Smittenberg, R.H., Boer, W., de Boer, J., Boon, J.P., 2003. Levels of Polybrominated Diphenyl Ether Flame Retardants in Sediment Cores from Western Europe. Environ. Sci. Technol. 37, 3803–3807. https://doi.org/10.1021/es034226o

Zennegg, M., Kohler, M., Hartmann, P.C., Sturm, M., Gujer, E., Schmid, P., Gerecke, A.C., Heeb, N.V., Kohler, H.-P.E., Giger, W., 2007. The historical record of PCB and PCDD/F deposition at Greifensee, a lake of the Swiss plateau, between 1848 and 1999. Chemosphere, Halogenated Persistent Organic Pollutants Dioxin 2004 67, 1754–1761. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.05.115

Zhang, X.-L., Luo, X.-J., Liu, H.-Y., Yu, L.-H., Chen, S.-J., Mai, B.-X., 2011. Bioaccumulation of Several Brominated Flame Retardants and Dechlorane Plus in Waterbirds from an E-Waste Recycling Region in South China: Associated with Trophic Level and Diet Sources. Environ. Sci. Technol. 45, 400–405. https://doi.org/10.1021/es102251s

Zhang, Y., Ruan, Y., Sun, H., Zhao, L., Gan, Z., 2013. Hexabromocyclododecanes in surface sediments and a sediment core from Rivers and Harbor in the northern Chinese city of Tianjin. Chemosphere 90, 1610–1616. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.08.037

Zhu, L.Y., Hites, R.A., 2005. Brominated Flame Retardants in Sediment Cores from Lakes Michigan and Erie. Environ. Sci. Technol. 39, 3488–3494. https://doi.org/10.1021/es048240s

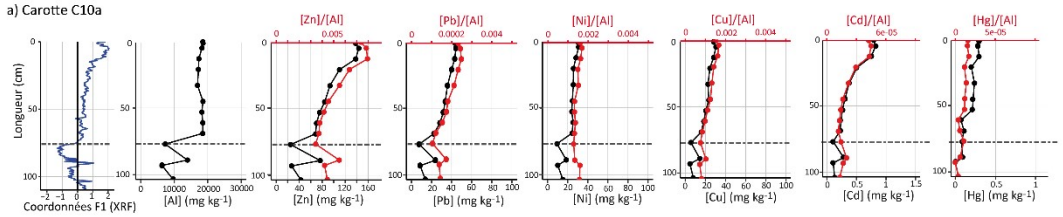
Zolitschka, B., Anselmetti, F., Ariztegui, D., Corbella, H., Francus, P., Lücke, A., Maidana, N.I., Ohlendorf, C., Schäbitz, F., Wastegård, S., 2013. Environment and climate of the last 51,000 years – new insights from the Potrok Aike

maar lake Sediment Archive Drilling prOject (PASADO). Quaternary Science Reviews, Potrok Aike Maar Lake Sediment Archive Drilling Project (PASADO) 71, 1–12. https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2012.11.024

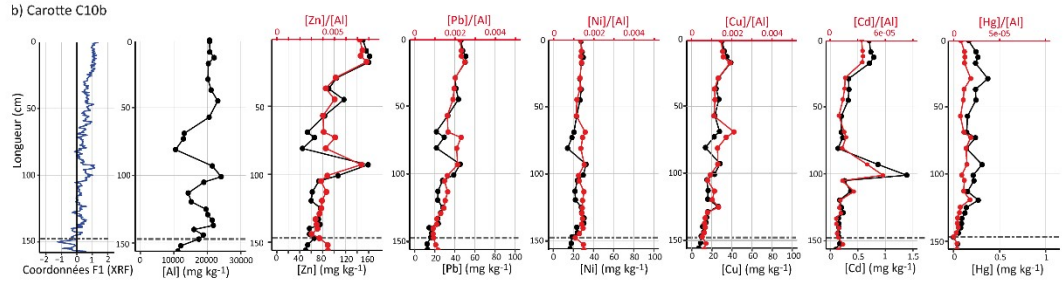
Zou, H., Cui, W., Wang, Z.-L., Wang, Z., 2019. The hitchhiker's guide to core samples: Key issues and lessons learned. Science of The Total Environment 685, 867–885. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.069

ANNEXES

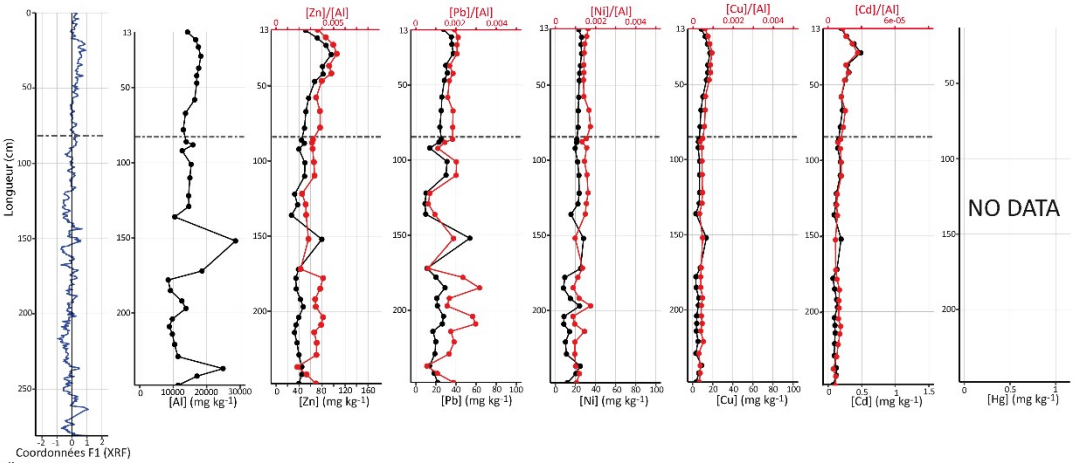
a) Carotte C10a



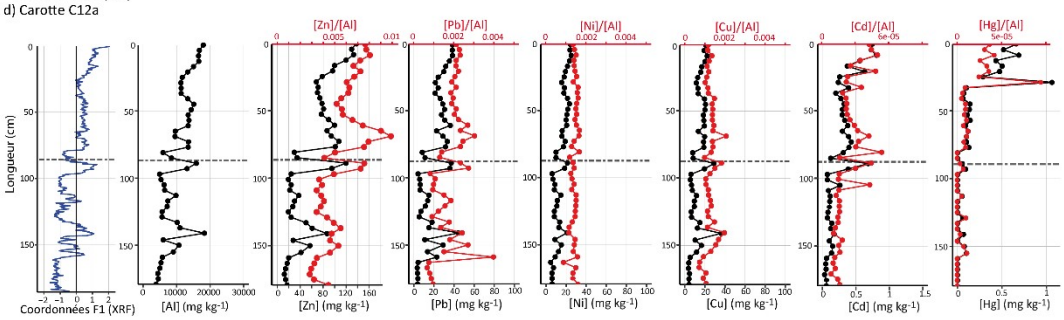
b) Carotte C10b



c) Carotte C10c



d) Carotte C12a



e) Carotte C12b

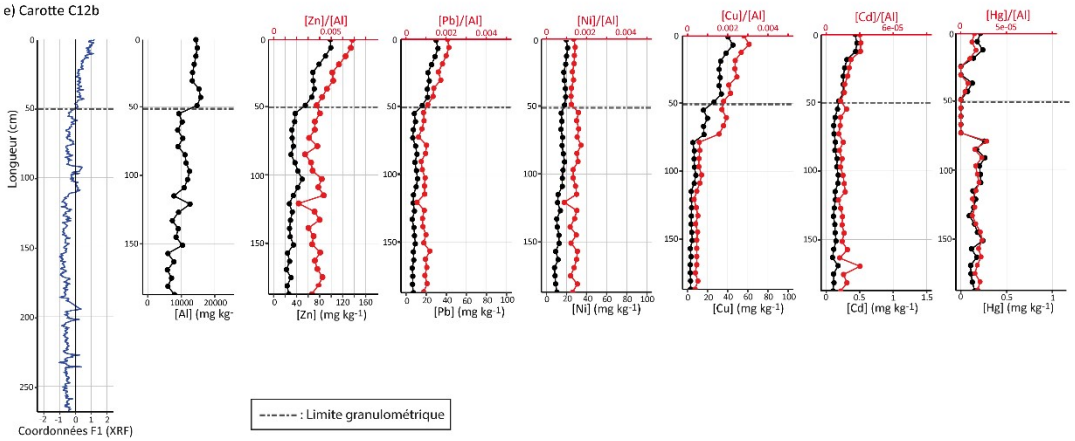


Figure A1 : De gauche à droite, coordonnées des mesures XRF selon l'axe F1 après transformation par ACP et concentrations en éléments métalliques (Al, Zn, Pb, Ni, Cu, Cd, Hg) pour les carottes sédimentaires suivantes : a) C10a, b) C10b, c) C10c, d) C12a, e) C12b.

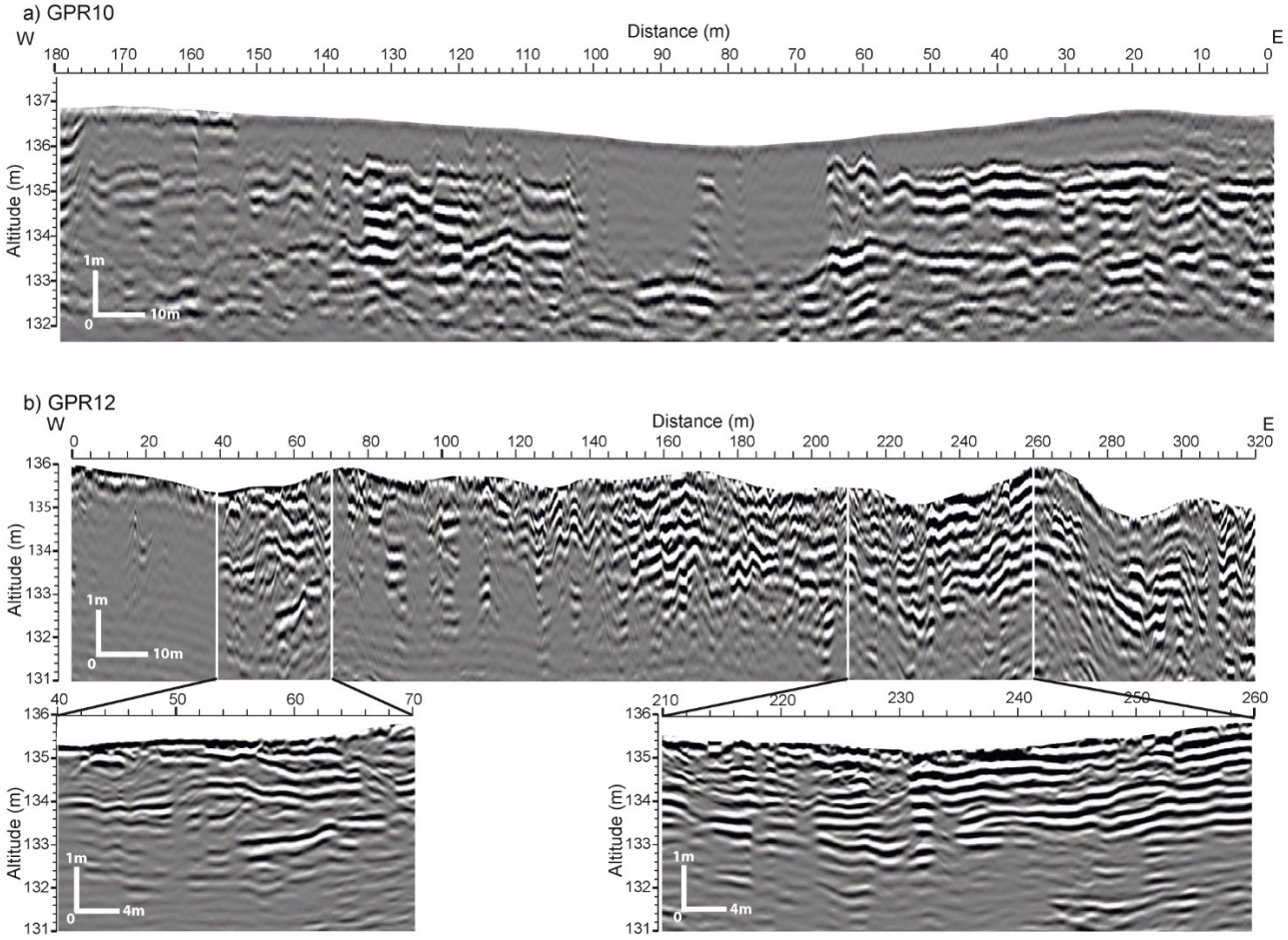


Figure A2 : Profils GPR10 et GPR12 non interprétés

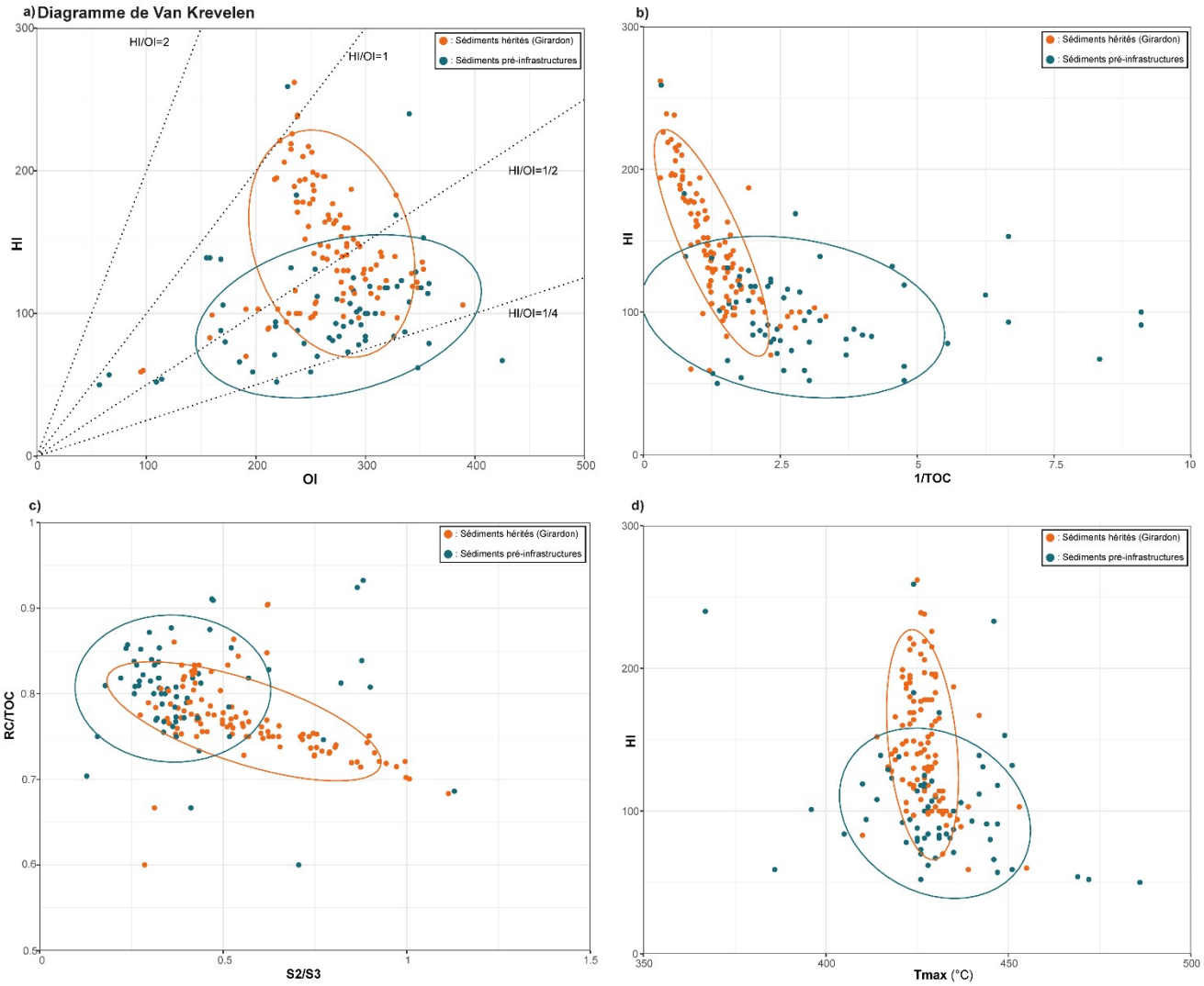


Figure A3 : Représentation des paramètres Rock-Eval des carottes sédimentaires issues des plaines d'inondation (PDR-C10a, PDR-C10b, PBN-C18b, DZM-C6, DZM-C9). a) Pseudo-diagramme de Van Krevelen ; b) HI versus RC/TOC ; c) RC/TOC versus S2/S3 ; d) HI versus Tmax. Les ellipses représentent 90% des données.

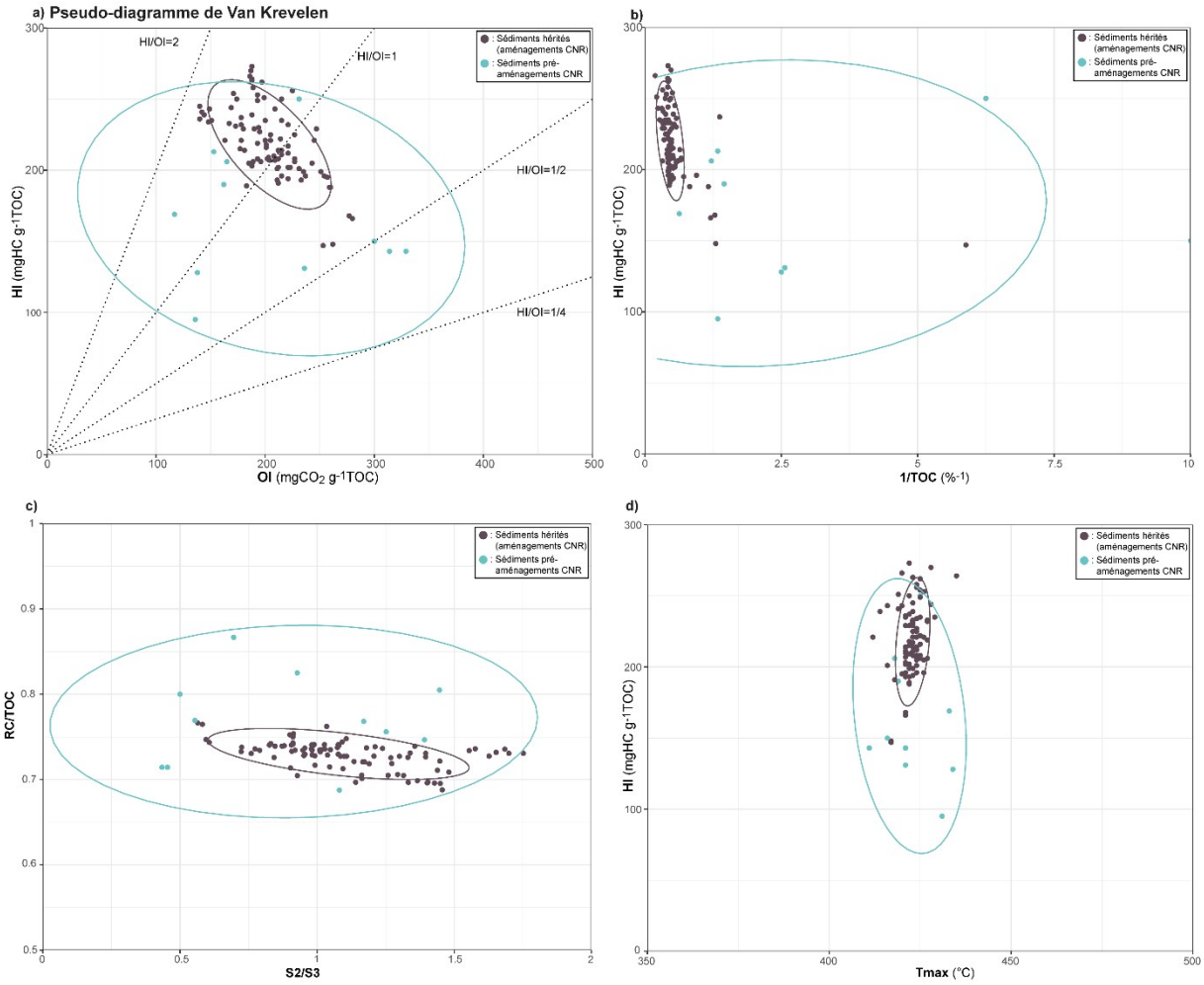


Figure A4 : Représentation des paramètres Rock-Eval des carottes sédimentaires issues des annexes fluviales en eau (PDR-1802, PDR-1806, PBN-C3c). a) Pseudo-diagramme de Van Krevelen ; b) HI versus RC/TOC ; c) RC/TOC versus S2/S3 ; d) HI versus Tmax. Les ellipses représentent 90% des données.

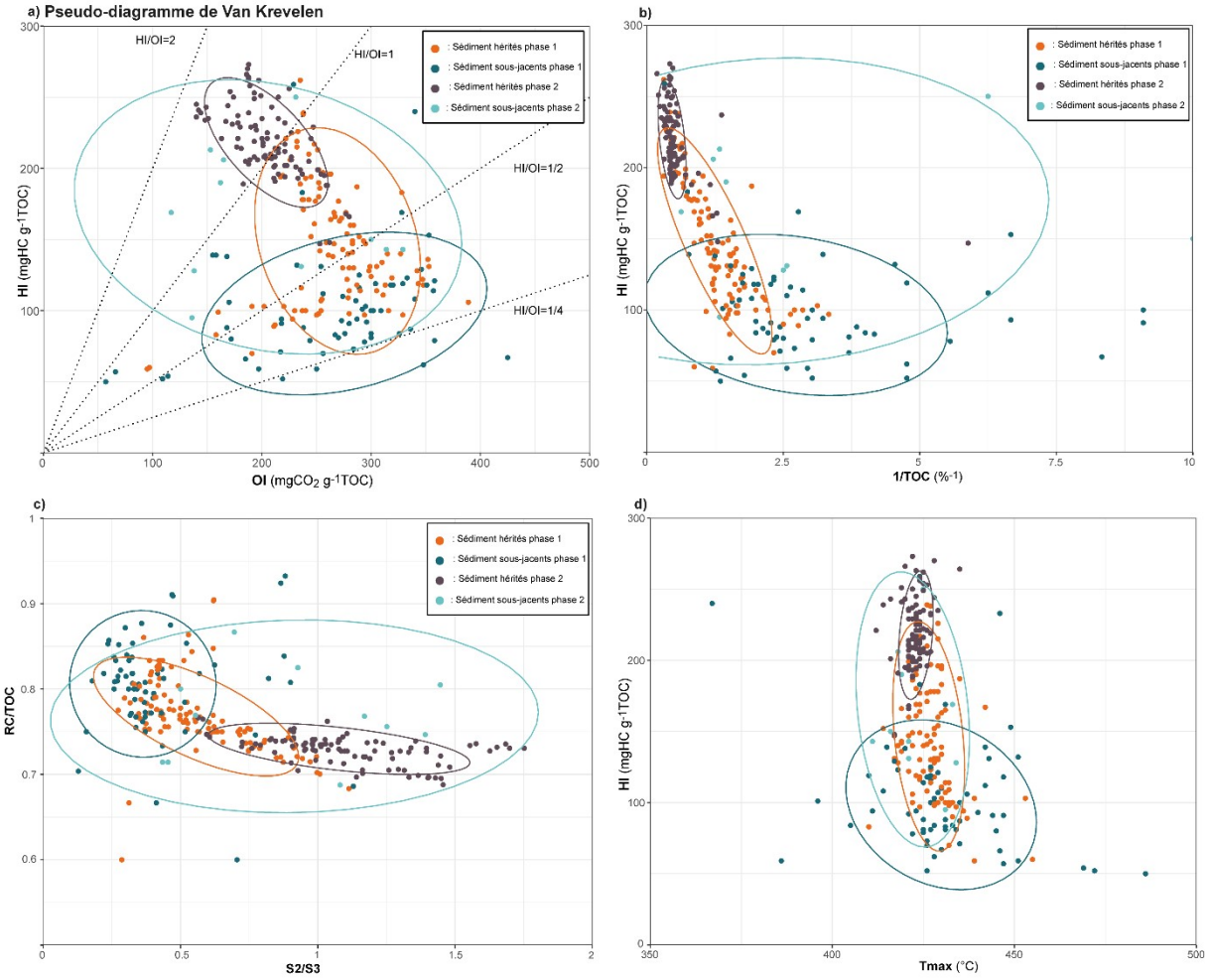


Figure A5 : Représentation des paramètres Rock-Eval des carottes sédimentaires issues de toutes les carottes sédimentaires analysées (PDR-C10a, PDR-C10b, PBN-C18b, DZM-C6, DZM-C9, PDR-1802, PDR-1806, PBN-C3c). a) Pseudo-diagramme de Van Krevelen ; b) HI versus RC/TOC ; c) RC/TOC versus S2/S3 ; d) HI versus Tmax. Les ellipses représentent 90% des données.

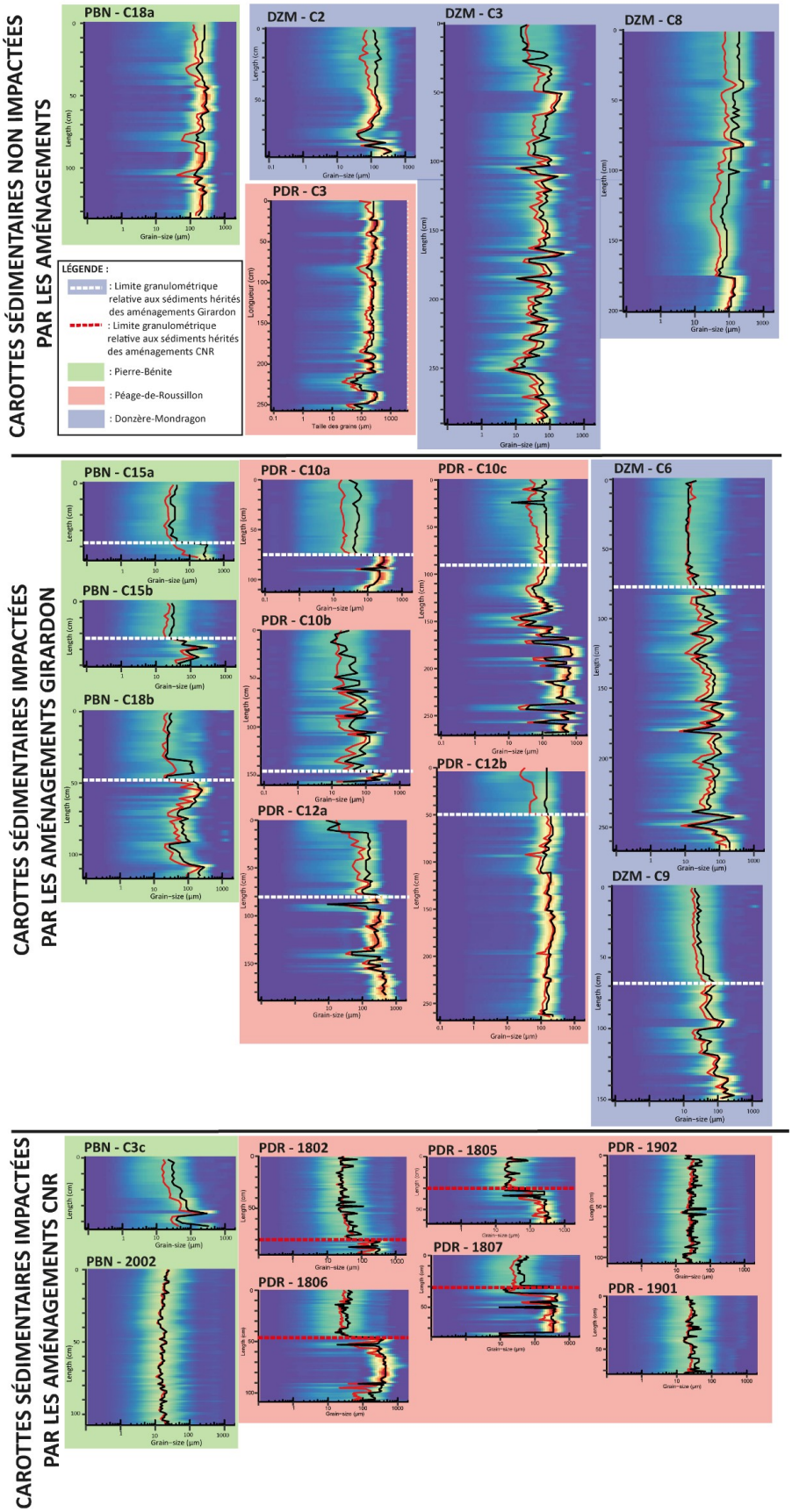


Figure A6 : Représentation en « heatmaps » de la granulométrie des vingt-trois carottes étudiées dans le cadre de cette thèse, organisée en fonction de leur héritage sédimentaire.