

Fascicule #22

**PiREN
Seine**



Les **petites** **rivières urbaines :** **environnement,** **évaluation, gestion** **et restauration**

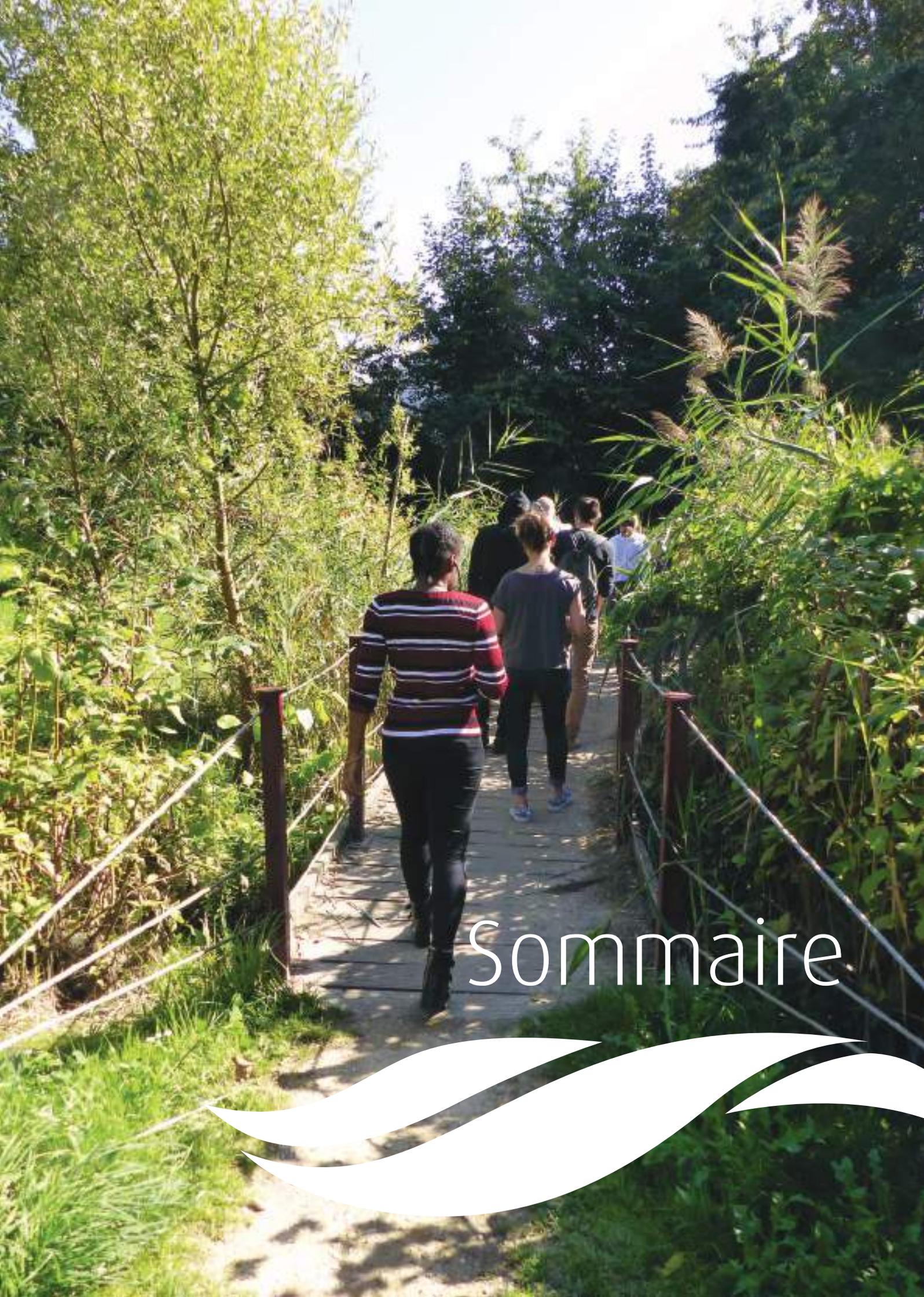
Sous la direction de Laurent Lespez et Marie-Anne Germaine



Les petites rivières urbaines : environnement, évaluation, gestion et restauration

Sous la direction de :
Laurent Lespez^[1] et Marie-Anne Germaine^[2]

Contributeurs :
Virginie Archambault^[3], Catherine Carré^[4], Marie-Anne Germaine^[2],
Frédéric Gob^[5], Marion Jugie^[5], Hyppolite Kern^[5], Laurent Lespez^[1], Lucile de Milleville^[2], Aïda Rabia^[2],
Evelyne Tales^[3], Elise Temple-Boyer^[2], Nathalie Thommeret^[1]



Sommaire



CHAPITRE 1 : Petites rivières urbaines : enjeux environnementaux et restauration écologique

8

1. Des enjeux environnementaux aux opportunités offertes par la restauration écologique 10
2. Développer de nouvelles approches intégrées 13

CHAPITRE 2 : Les petites rivières urbaines franciliennes

18

1. Qu'est-ce qu'une petite rivière urbaine ? 20
2. La place des petites rivières urbaines en Ile-de-France 21
3. Les quatre bassins versants étudiés 27

CHAPITRE 3 : Comprendre le fonctionnement biophysique des petites rivières urbaines

32

1. Diagnostiquer l'hydromorphologie des rivières altérées par l'urbanisation 34
2. Diagnostiquer la biodiversité aquatique des cours d'eau franciliens 41
3. Décrire et comprendre la végétation rivulaire 44

CHAPITRE 4 : Comprendre la relation des populations riveraines à la rivière

50

1. Enquêter la relation sensible des riverains à la rivière 52
2. Décrire la matérialité : accessibilité et visibilité à l'eau 53
3. Une première typologie de la connectivité hydrosociale des petites rivières urbaines 55

CHAPITRE 5 : La trajectoire des petites rivières urbaines

64

1. Des héritages prégnants et hétérogènes 66
2. Les temps de l'environnement des petites rivières franciliennes avant l'urbanisation 71
3. De la déprise hydraulique du début du XX^e siècle aux conséquences de l'urbanisation 77
4. Le poids différencié des héritages : des cours d'eau diversifiés aux cours d'eau urbains standardisés 78

CHAPITRE 6 : Construire des approches intégrées de la gestion et de la restauration des petits cours d'eau urbains

82

1. Les petites rivières urbaines comme laboratoire d'une sensibilisation à l'environnement ? 84
2. Intégrer les connaissances biophysiques et sociales : construction d'indicateurs et élaboration d'une typologie combinée 84
3. Une qualité socio-environnementale inégale : l'exemple du Morbras 87
4. De la typologie au terrain : comment mieux accompagner la réhabilitation des petites rivières urbaines ? 90
5. Les points de vigilance à garder en tête pour mieux réhabiliter les petites rivières urbaines 92

CONCLUSION GÉNÉRALE

96

Références

98

Glossaire

106

Sigles

109



Introduction

Les petites rivières urbaines, longtemps négligées dans les projets environnementaux des grandes métropoles, jouent pourtant un rôle essentiel dans le maintien des écosystèmes urbains, la résilience climatique et le bien-être des populations urbaines par les milieux et les paysages qu'elles offrent. Ces cours d'eau, caractérisés par une largeur inférieure à 10 mètres et une faible profondeur, composent une grande partie du réseau hydrographique des zones urbanisées. Par exemple, en Île-de-France, ces rivières représentent 72,4 % du réseau hydrographique, dont plus de la moitié se trouve dans un état écologique dégradé avec plus de la moitié de ces rivières subissant plusieurs pressions environnementales, notamment hydromorphologiques.

Le présent fascicule se veut une exploration approfondie des enjeux spécifiques liés aux petites rivières urbaines, à la lumière des défis écologiques actuels et des opportunités offertes par leur restauration. L'urbanisation, avec l'augmentation des surfaces imperméabilisées, la chenalisation des rivières et la rectification des cours d'eau, a profondément modifié ces hydrosystèmes, entraînant une détérioration des habitats aquatiques et une diminution de la biodiversité. Face à ces enjeux, la restauration écologique apparaît comme une stratégie clé, non seulement pour restaurer ces écosystèmes, mais aussi pour réintégrer les petites rivières dans le tissu urbain, en tenant compte des besoins des populations riveraines. Ces petits cours d'eau, dont le linéaire est en grande partie privé, sont aujourd'hui reconnus pour leur potentiel à améliorer la qualité de vie des citoyens en offrant des espaces naturels

de proximité. La réhabilitation de ces petites rivières offre des opportunités de reconnecter les populations urbaines avec leur environnement, tout en renforçant la résilience des villes face au changement climatique.

Le fascicule propose une approche interdisciplinaire, croisant les dimensions biophysiques, sociales, historiques, et géomorphologiques, pour mieux comprendre les dynamiques actuelles et passées de ces rivières. Il s'agit de fournir des clés pour construire une gestion intégrée, capable de répondre aux défis du changement climatique, de l'urbanisation croissante, et de la préservation de la biodiversité. En 2011, un premier fascicule du PIREN Seine avait déjà mis en lumière l'intérêt des petites rivières urbaines. Il proposait en particulier d'examiner la question des obstacles hydrauliques, tels que les seuils et barrages,

et leur impact sur les petites rivières urbaines et de mettre en évidence les questions patrimoniales associées. Aujourd'hui, l'accent est mis sur l'urgence de développer des projets de restauration plus inclusifs, qui prennent en compte non seulement les dimensions écologiques, mais aussi les attentes et les usages des communautés locales. La crise sanitaire récente, en soulignant l'importance des espaces naturels en ville, a encore renforcé la nécessité de revaloriser ces cours d'eau, non seulement pour leurs fonctions écologiques, mais aussi comme éléments essentiels de la résilience urbaine.

Ce fascicule s'inscrit en complémentarité avec les travaux antérieurs, en approfondissant les aspects écologiques. Il propose des perspectives méthodologiques pour une meilleure réhabilitation des petites rivières urbaines en intégrant les aspects écologiques et les aspects sociaux. Il aspire ainsi à offrir des outils aux décideurs, gestionnaires, et chercheurs pour mieux appréhender les enjeux complexes liés à ces hydrosystèmes souvent méconnus, mais essentiels à la qualité de vie en milieu urbain.





CHAPITRE 1



Petites rivières urbaines : enjeux environnementaux et restauration écologique

La question de la nature en ville est devenue une question centrale du développement urbain. L'accent est surtout mis sur les espaces verts et l'agriculture urbaine (Elmqvist et al., 2013 ; Francis et al., 2016) tandis que les études sur les paysages fluviaux se sont concentrées sur les grandes rivières appréciées pour leurs fronts d'eau (Macdonald, 2018) et les infrastructures vertes et bleues qu'elles offrent (Perrini et Sabbion, 2017). Ces projets de valorisation des fronts d'eau en ville développés sur les berges de la Seine à Paris après les bords du Rhône à Lyon ou de la Garonne à Bordeaux, sont même exacerbés par le développement d'opérations comme « Paris-Plage » et par l'objectif de baignade dans la Seine et ses principaux affluents associé à l'organisation Jeux Olympiques et Paralympiques de Paris en 2024 (Bouleau et al., 2024). En comparaison, les petites rivières urbaines (< 10 m de largeur, 2 m de profondeur), non navigables, et soumises à la propriété privée, situées en dehors du centre-ville et des lieux emblématiques, sont souvent restées dans l'arrière-cour du projet environnemental métropolitain

(Gray, 2016). Pourtant, elles représentent la part principale du réseau hydrographique qui traverse les grandes agglomérations et le cadre de vie d'une grande partie des citadins. En effet, sur les plus de 4 850 km de cours d'eau qui traversent la région parisienne, 475 km correspondent aux grands cours d'eau (Seine, Marne, Oise) tandis que les petits cours d'eau, d'ordre 1 à 2 dans la classification de Strahler, constituent 72,4 % du réseau hydrographique. De plus, en 2019, seuls 8 % des cours d'eau franciliens étaient classés en bon état écologique et plus de la moitié de ces rivières subissent plus de 3 pressions ; l'hydromorphologie étant la plus déclassante (83 %). Ce premier chapitre vise d'abord à faire le point sur nos connaissances des cours d'eau urbains actuels. Il présente ensuite une approche interdisciplinaire : celle-ci intègre les dimensions biophysiques et sociales et mobilise différentes échelles temporelles et spatiales mises en œuvre dans le cadre du projet Paristreams durant la Phase 8 du PIREN-Seine.



1. Des enjeux environnementaux aux opportunités offertes par la restauration écologique des petites rivières urbaines

La montée des enjeux environnementaux et des risques dans les espaces urbains (inondations, érosion des berges, perte de biodiversité, etc.) a néanmoins déclenché le développement d'investigations et de réflexions spécifiques (Carré, 2011). Sur le terrain, elle a stimulé de nombreux projets de restauration. Si les grands cours d'eau et les questions de quantité et de qualité de l'eau sont largement abordés, le diagnostic environnemental des petits cours d'eau urbains reste mal connu (Figure 1). Pourtant, ils abritent une faune et une flore diversifiée et les habitats aquatiques et rivulaires susceptibles d'atténuer l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité en favorisant le développement des espèces et le déplacement des individus (Utz et al., 2016). Ils constituent également des lieux privilégiés pour la reconquête de la nature et l'amélioration de la qualité de vie des habitants dans les grandes villes denses du monde (Pitt, 2018). Par conséquent, la nécessité de développer la recherche socio-environnementale sur les petits cours d'eau urbains devient de plus en plus cruciale (Francis, 2014).

Les petites rivières urbaines dans le PIREN Seine

En 2011, le PIREN Seine a publié un premier fascicule dédié aux petites rivières urbaines (Carré et al., 2011) alors que la restauration écologique commençait à s'imposer comme nouveau paradigme de gestion des cours d'eau à la suite de la promulgation de la Directive Cadre sur l'Eau (2000) et la mise en place des Trames Verte et Bleue (2009). Ce fascicule mettait en exergue la question des obstacles en travers (seuils, barrages) responsables de la forte segmentation spatiale de ces cours d'eau. Cette question était au centre de nombreux projets de restauration et elle a révélé que ces obstacles et les petits cours d'eau étaient également l'objet de pratiques, de représentations et d'attentes hétérogènes ainsi que d'objectifs multiples (gestion des inondations, restauration écologique, amélioration de la qualité de l'eau). Il proposait également une réflexion sur l'évolution de la relation de la ville à ces rivières, qui se démarque du modèle de reconquête construit pour les grands fleuves. L'ouvrage concluait sur l'identification de quatre configurations distinctes qui conditionnent la restauration de la rivière et son état futur : les tronçons artefacts, maîtrisés, exploités, ou muséifiés. En 2024, l'ensemble des enjeux évoqués reste d'actualité. La tension entre la patrimonialisation de certaines infrastructures hydrauliques et les enjeux écologiques qui nécessitent de redéfinir les rivières urbaines demeure.



1) Bièvre réouverte à Arcueil (2022) ; 2) Morbras à Pontault-Combault (2021) ; 3) Morbras à la Queue-en-Brie (2022) ; 4) Bièvre réouverte à Gentilly (2022) ; 5) Petit Rosne couvert à Sarcelles (2020) ; 6) Petit Rosne canalisé à Ezanville (2023) ; 7) Morbras à Sucy-en-Brie (2020) ; 8) Ru de la Fontaine de Villiers à Noisieu (2021)

Figure 1 : Planche de photographies montrant les petits cours d'eau urbains franciliens.

Cependant, les projets de restauration écologique se sont multipliés et diversifiés dans leurs objectifs. De plus, la crise sanitaire liée à la COVID19, a souligné à quel point les petites rivières urbaines et leurs espaces rivulaires peuvent offrir une réponse à la demande croissante de nature en ville. Elles sont un des rares espaces susceptibles d'offrir une connexion avec une nature de proximité au milieu des espaces urbains denses ou des espaces agricoles et leurs grandes cultures qui caractérisent les marges de l'agglomération parisienne. Ces fragments d'espaces de nature peuvent également contribuer à des enjeux rendus urgents par le changement climatique et les changements globaux tels que la réduction de l'îlot de chaleur urbain et la préservation de la biodiversité. C'est cette actualité des enjeux socio-écologiques qui nous a conduits à proposer un nouveau fascicule consacré aux petites rivières urbaines ; non pas comme une mise à jour du premier mais comme un complément centré sur les aspects écologiques et des propositions méthodologiques pour mieux envisager les perspectives socio-environnementales.

Des enjeux biophysiques spécifiques et cruciaux

Suite à la définition du concept de syndrome des cours d'eau urbains (*urban stream syndrom*) pour décrire l'altération des rivières urbaines (Walsh et al., 2005), on observe un intérêt croissant pour démêler les processus à l'origine de cette altération. Il a été établi que l'urbanisation modifie le caractère des processus fluviaux pour trois raisons principales : (i) l'augmentation des surfaces imperméabilisées, (ii) l'installation de systèmes de drainage et de canalisation des eaux pluviales urbaines et (iii) la chenalisation et la rectification des cours d'eau pour atténuer les inondations et favoriser la croissance de l'urbanisation dans les plaines alluviales inondables (Chin, 2006). Cela implique une cascade de conséquences sur les hydrosystèmes. La géométrie du chenal est marquée par l'incision et l'élargissement alors que l'on observe souvent l'homogénéisation des faciès d'écoulement et de la structure et de la composition du substrat du lit (Schmitt et al., 2016 ; Jugie et al. 2018). L'accroissement du ruissellement entraîne une augmentation notable des débits de pointe et une amplification des inondations (Braud et al., 2013) aggravant la vulnérabilité des populations riveraines. En outre, la détérioration de la qualité de l'eau et des

habitats physiques façonnés par les régimes d'écoulement entraîne une réduction de la diversité et de la densité du biote et des changements ultérieurs dans la composition des communautés biologiques aquatiques et riveraines. Finalement, les petites rivières urbaines sont souvent soumises à une diminution des débits moyens estivaux et peuvent être même marquées par des assèchs. C'est pourquoi les cours d'eau urbains sont souvent considérés comme nos écosystèmes les moins restaurables (Francis, 2014).

À l'échelle de chaque cours d'eau, la quantification et la prédiction de ces impacts sont nécessaires pour définir les objectifs de restauration. Mais dans l'agglomération parisienne, comme ailleurs, la qualité de l'eau (Buss et Achten, 2022) est beaucoup plus étudiée que l'hydrogéomorphologie et les habitats fluviaux (Ranta et al., 2021). Parallèlement, la végétation riveraine est souvent considérée pour son rôle dans la connectivité écologique, plutôt que pour sa biodiversité et sa dynamique propres. La nécessité de nouvelles recherches est particulièrement soulignée en Europe, où le fonctionnement actuel résulte d'une longue histoire de l'anthropisation. En effet, les études sur le temps long de petits hydrosystèmes basées sur des recherches hydrogéomorphologiques, paléoenvironnementales, géoarchéologiques et historiques ont démontré leur longue transformation par les activités humaines (Lespez et al., 2015 ; Lespez et Dufour, 2021). Celles-ci sont responsables de socio-hydro-écosystèmes : c'est-à-dire « *qui conserve[nt] des caractéristiques du système historique mais dont la composition ou la fonction se situe maintenant en dehors de la gamme historique de variabilité* » (Francis, 2014). La géoarchéologie et l'histoire environnementale montrent que partout les héritages continuent à déterminer les formes et les fonctions actuelles des rivières (Wohl, 2015 ; Lespez et al., 2015 ; Brown et al., 2018). Ces études sur la trajectoire des socio-écosystèmes ont démontré la coévolution de la ville et de la rivière (Guillermé, 1983 ; Benoit et al., 2004 ; Winiwarter et al., 2013 ; Barles et al., 2015 ; Lestel et Carré, 2017). Mais ces recherches se sont principalement concentrées sur les grands fleuves et, par conséquent, l'état actuel des petites rivières urbaines et leur trajectoire écologique demeure encore mal connu. Paris est la plus grande ville en Europe au cours de l'époque médiévale et dans un système énergétique qui dépend des ressources renouvelables que sont l'eau et le vent, les besoins de la ville se reportent

bien au-delà des espaces centraux et sur l'ensemble des campagnes avoisinantes (Rouillard et al., 2011 ; Arnoux, 2023) qui ont été avalées par l'urbanisation depuis le XVIII^e siècle.

On peut donc faire l'hypothèse que les petites rivières urbaines contemporaines ont été transformées pour alimenter la ville en ressources énergétiques, végétales et alimentaires au cours d'un long processus historique avant d'être impliquées dans le processus d'urbanisation. Dès lors, distinguer l'impact de l'urbanisation récente des altérations plus anciennes est un enjeu important dans le cadre de la définition de projets de restauration qui restent fidèles à la nature des hydrosystèmes et qui puissent prendre en charge les enjeux contemporains de l'urbanisation (Schmitt et al., 2016 ; Vietz et al., 2016). La compréhension des impacts de l'urbanisation demeure un défi car l'étalement urbain est discontinu et multiforme et parce que les changements dans les processus biophysiques se produisent en même temps que la ville se développe (Oudin et al., 2018). La collaboration entre hydrogéomorphologues, biologistes, paléoenvironnementalistes et géoarchéologues est donc essentielle pour fournir des informations précises et hiérarchiser les contraintes exercées sur les cours d'eau (Roy et al., 2016).

La restauration écologique, une opportunité pour intégrer les habitants au projet écologique

Les dimensions sociales de la restauration écologique des cours d'eau constituent encore le parent pauvre des projets mais également des recherches (Cottet et al., 2021). La plupart des publications scientifiques déplorent que les projets de restauration restent trop techniques et mettent en évidence un « *modèle de compréhension du public déficitaire* » (Eden et Tunstall, 2006). Ces projets peinent à dépasser les objectifs écologiques pour prendre en compte les besoins des communautés locales et construire un projet commun (Germaine et Barraud, 2013). De plus, nous savons que faire une place à la dimension sensible et définir le périmètre des acteurs de manière plus ouverte favorisent l'élargissement et évitent des projets encore trop souvent monofonctionnels dont la durabilité peut être questionnée (Westling et al., 2014 ; Smardon et al., 2018). Il s'agit donc de mieux accompagner ces projets qui, sur le terrain, rencontrent des interrogations voire des oppositions

(contestation des coûts, craintes de remise en cause d'usages, mobilisation pour sauver les arbres menacés par un nouveau tracé de la rivière, déficit d'appropriation des choix de gestion de la végétation, etc.). Flaminio et al. (2015) ont montré avec le cas de l'Yzeron, rivière de l'agglomération lyonnaise, le décalage entre le projet écologique centré sur des objectifs environnementaux (biodiversité, qualité de l'eau, inondation) et les attentes des populations d'une amélioration de la qualité paysagère de leur espace de vie. Brun et al. (2018) ont mis en évidence, à partir du cas de la Rize, autre petite rivière lyonnaise, la nécessité de dépasser la logique de requalification des fronts d'eau développée sur les grands fleuves pour réhabiliter les petites rivières enterrées et oubliées. À partir du cas des petites rivières franciliennes profondément artificialisées, Carré et Haghe (2012) insistent sur l'hétérogénéité des référentiels spatiaux (bassin versant, tronçon de rivière, etc.) et la nécessité d'appuyer les projets sur une assise territoriale. Ils montrent aussi l'intérêt de s'appuyer sur la mise en récit de la relation à la rivière, témoignant d'un attachement souvent négligé, pour faire de la rivière un espace commun et ainsi favoriser une action collective locale.

Des travaux ancrés dans le champ de la *political ecology* ont plus spécialement analysé la place accordée aux communautés locales dans ces projets ainsi qu'à la manière dont les décisions sont prises (Holifield et Schuelke 2015 ; Moran, Perreault et Smardon 2019). Développés en contexte urbain en Amérique du Nord, ces travaux interrogent différents processus participatifs mis en œuvre pour désigner collectivement les objectifs de la restauration : « *what to do and how to do it ?* ». Ainsi, l'ouverture de la scène de dialogue à l'ensemble des protagonistes, qu'ils soient directement concernés, comme les propriétaires riverains ou les usagers, ou seulement susceptibles d'être intéressés (Narcy, 2013), complexifie la mise en œuvre d'une opération de restauration mais favorise l'implication et l'adhésion d'un plus grand nombre (Germaine et al., 2021). Finalement, il s'agit de dépasser la proposition d'un décor (Romain, 2010) ou d'une infrastructure naturelle (Germaine et Barraud, 2013) sans lien avec les espaces traversés en considérant que la restauration écologique définit une nouvelle matérialité qui prend place dans des territoires hydrosociaux vivants (Boelens et al., 2016, 2022).

Les initiatives citoyennes se multiplient en faveur des questions environnementales. La participation des habitants et des collectivités locales à la gouvernance de la rivière est un moyen de promouvoir l'autonomisation et une approche plus ambitieuse (Vall-Casas et al., 2019 et 2021). Mais si ces pratiques participatives sont intéressantes, elles se limitent trop souvent à discuter d'un projet déjà conçu ou d'un aspect restreint du projet (Blatrix et Mery, 2019). De plus, les organisateurs de ces processus participatifs s'appuient davantage sur une expertise scientifique (Bouleau et al., 2018) que sur une action environnementale territorialisée. Alors que plusieurs travaux mettent en avant le caractère multi bénéfiques des opérations de réhabilitation de cours d'eau en ville (ASTEE, 2020), le volet social reste peu investi (Zingraff-Hamed et al., 2017). Les interactions entre les pratiques et les attentes des riverains et des populations, les dynamiques biophysiques et les objectifs de restauration écologique restent mal comprises (Ashmore, 2015 ; Gobster et al., 2016 ; Zingraff-Hamed et al., 2018), notamment dans les quartiers défavorisés, même si le facteur déterminant de la restauration en milieux urbains est souvent le bénéfice pour la population.

2. Développer de nouvelles approches intégrées

S'appuyant sur le constat du déficit de connaissance des petites rivières urbaines dans leurs dimensions écologiques et sociales, le collectif Paristreams a pour objectif de « rendre visible ce que les autres ne savent plus voir, faire sentir ce à quoi ils ne sont plus sensibles » (Moscovici, 2002), des macroinvertébrés aux crues, du patrimoine hydraulique à la végétation rivulaire, afin de réenchanter la gestion des petites rivières urbaines pour promouvoir une transition socio-environnementale durable (Tassin, 2020). D'un point de vue méthodologique, même si l'approche socio-écologique ou socio-environnementale est souvent mobilisée, chaque approche du système fluvial a le plus souvent son propre champ de compétences et ses objets de prédilection (Palmer et al., 2014). Les recherches sont plus souvent juxtaposées et l'intégration socio-environnementale est rarement réalisée ; ceci explique que les approches holistiques des cours d'eau urbains restent des exceptions.

Comment comprendre les petites rivières urbaines franciliennes ?

Le collectif Paristreams s'est appuyé sur une approche à plusieurs échelles, depuis l'échelle de l'agglomération jusqu'aux études locales. Cette approche est nécessaire pour mettre en évidence le rôle des contextes géographiques souvent négligés dans les zones urbaines par les projets de gestion et de restauration de l'environnement résultant de politiques publiques génériques. Ce fascicule repose principalement sur les résultats de recherches empiriques obtenus sur l'étude de cinq cours d'eau (la Biberonne, le Crout, la Mérantaise, le Morbras et le Petit-Rosne). Ceux-ci ont été choisis pour être représentatifs d'une grande variété de milieux, répartis selon un gradient d'urbanisation et dans des contextes sociaux différents depuis les environnements largement privilégiés de certains fonds de vallées peu construits jusqu'aux quartiers populaires intra-urbains. Ils ont également pu être l'objet de collaborations mises en place avec les gestionnaires de rivières et plus particulièrement la Métropole du Grand Paris, le Syndicat du Morbras Amont, le Syndicat Mixte pour l'Aménagement Hydraulique des vallées du Crout et du Petit Rosne, le Parc Naturel Régional de la Haute vallée de Chevreuse.

La nécessité de produire une connaissance socio-environnementale globale nous a conduits à développer une collaboration entre des chercheurs naturalistes et des chercheurs en sciences sociales. En effet, le collectif Paristreams considère que du fait de leur taille, les petites rivières urbaines constituent un laboratoire idéal pour promouvoir une approche renouvelée et profondément intégrative des questions de gestion des rivières. Parce qu'elles sont hybrides, elles nécessitent des innovations méthodologiques pour promouvoir une nouvelle approche de la nature en ville. Ces innovations s'appuient à la fois sur le renouvellement du diagnostic environnemental mais aussi sur la promotion de nouvelles recherches en sciences sociales et finalement dans un effort d'intégration de ces deux dimensions en tenant compte de l'histoire de ces hydrosystèmes et de ces territoires hydrosociaux. En effet, situer les opérations de restauration dans une trajectoire historique semble également essentiel pour comprendre la dégradation de l'hydrosystème et le rôle des héritages, et ainsi ouvrir la discussion sur les états de référence et les objectifs de restauration et anticiper les dynamiques futures dans un contexte de changements climatique et

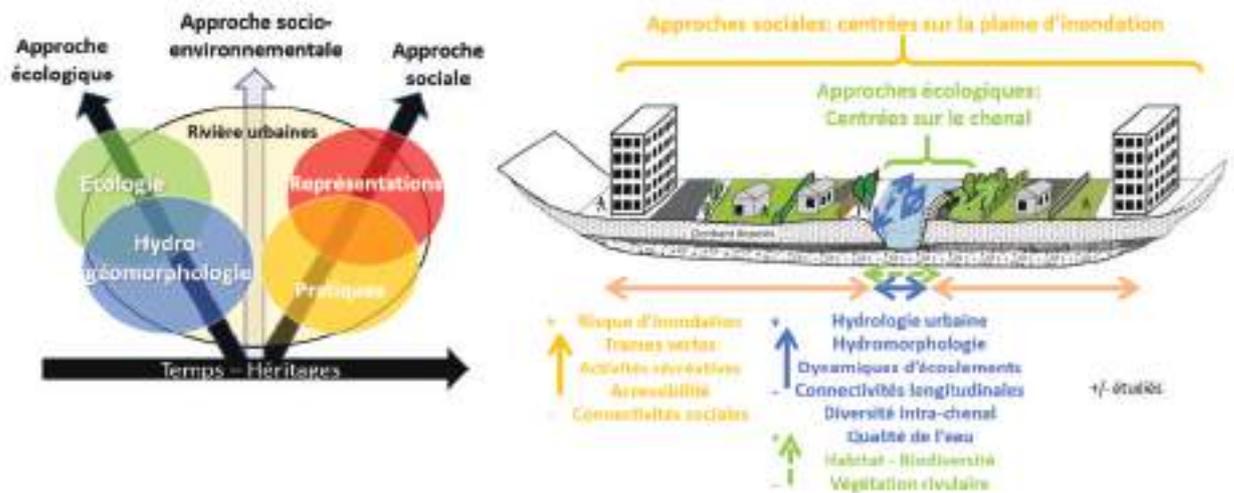


Figure 2 : Dépasser la juxtaposition des approches thématiques pour promouvoir une approche socio-environnementale. © Marie-Anne Germaine et Laurent Lespez

métropolitains. Enfin, le collectif Paristreams pense que les chercheurs ont un rôle à jouer dans la prise en compte par les populations riveraines de leur environnement. En partageant leurs recherches, ils peuvent promouvoir la culture fluviale, qui est un moyen de favoriser la participation de la population locale. Symétriquement, ils doivent révéler le regard que les riverains portent sur leur cadre de vie quotidien, élément essentiel de leur bien-être, aux gestionnaires de l'environnement. Ainsi, ils souhaitent favoriser l'intégration de cette dimension sociale dans les diagnostics environnementaux afin de promouvoir de véritables diagnostics socio-environnementaux des territoires riverains des cours d'eau.

Caractériser la matérialité des petites rivières urbaines dans ses différentes dimensions

Le diagnostic du fonctionnement des rivières intègre les interactions entre les processus biophysiques spontanés et hérités et les pratiques sociales des rivières. Pour éviter la juxtaposition de l'histoire sociale, de la trajectoire environnementale et de la connaissance des systèmes actuels, notre approche se fonde sur la matérialité des paysages fluviaux afin de relier les approches autour d'un objet commun (Figure 2).

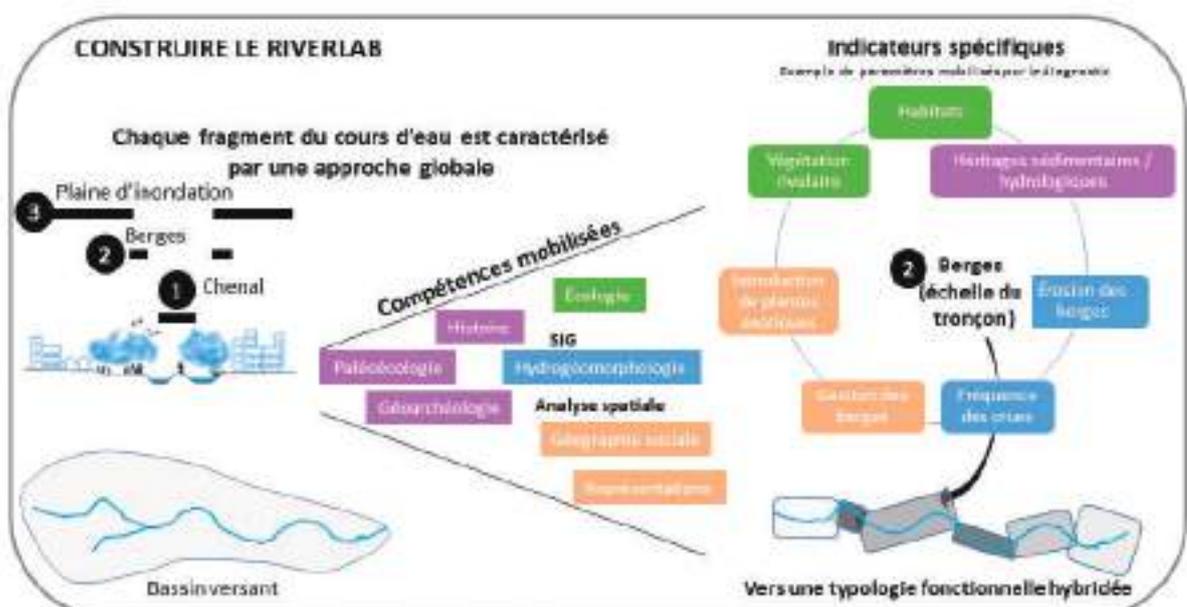


Figure 3 : Construire un laboratoire vivant transdisciplinaire des petites rivières urbaines : les espaces, les méthodes et les enjeux de la recherche. © Marie-Anne Germaine et Laurent Lespez

Pour reconstruire les trajectoires fonctionnelles des petits hydrosystèmes, nous intégrons des études paléoenvironnementales et historiques. Le collectif rassemble dans un *river lab* l'expertise sur l'hydrogéomorphologie, les paléoenvironnements et la géoarchéologie du Bassin parisien (de Milleville et al., 2023b) et la connaissance des pratiques anciennes et actuelles comme la gestion hydraulique, les conséquences de la révolution industrielle et de l'étalement urbain (Benoit et al., 2004 ; Meybeck et al., 2018).

Des méthodes complémentaires sont utilisées pour caractériser le fonctionnement de la connectivité hydrogéomorphologique, écologique et sociale des cours d'eau (Figure 3). Des indicateurs spécifiques résumant ce fonctionnement sont définis afin de construire une typologie fonctionnelle. La petite taille des bassins versants nous permet de privilégier une approche à petite échelle avec des mesures à haute fréquence pour la caractérisation du chenal, des berges et de la plaine d'inondation, soit directement sur le terrain, soit par télédétection très précise, c'est-à-dire des images Lidar. Les diagnostics de la biodiversité aquatique (macroinvertébrés, poissons) résultent d'une approche à la fois structurelle et fonctionnelle pour identifier des trajectoires même pour des rivières en mauvais état écologique (Talès et al., 2017). Cette approche de la biodiversité est couplée à l'analyse du fonctionnement écologique.

Enfin, nous mobilisons des approches de géographie sociale de l'environnement. Les analyses reposent sur l'adaptation du concept de connectivité hydro-sociale (Kondolf et Pinto, 2017) aux petites rivières et sur l'analyse des pratiques de gestion des rivières et des représentations des riverains. La description de la connectivité sociale repose sur la caractérisation de la matérialité des paysages. Il s'agit de qualifier la configuration spatiale de la rivière et de ses environs à travers différents critères, car cela influence les relations que les riverains/usagers entretiennent avec elle (Germaine et Temple-Boyer, 2022). En outre, la gestion des rivières est étudiée afin de définir comment les autorités publiques aménagent (ou non) les rivières et leurs berges. Deuxièmement, l'attention est portée sur les riverains qui sont souvent négligés par les gestionnaires. Les propriétaires riverains étant des acteurs clés (choix de la végétation sur les berges privées, etc.) pour comprendre les dynamiques biophysiques, ils sont interrogés sur leurs pratiques quotidiennes (gestion des berges, etc.) et leurs

connaissances pour mieux comprendre comment ils influencent le fonctionnement des cours d'eau périurbains.

Comment construire un avenir partagé ?

Maltraitées au fil du temps, les petites rivières urbaines sont souvent enterrées, busées, rectifiées et ont fini par être oubliées car assimilées à un égout ou un fossé comme la Bièvre ou la Vieille-Mer que l'on redécouvre aujourd'hui (Guillaume, 1982 ; Frioux, 2010). Pourtant, les petites rivières urbaines constituent l'une des « rares infrastructures naturelles » encore disponibles en ville pour fournir des services écosystémiques (Lespez et al., 2022). Depuis une quinzaine d'années, elles redeviennent des enjeux du projet urbain au travers d'emblématiques remises à ciel ouvert, reméandrage, restauration des berges ou encore enlèvement de seuils encouragés par la Directive Cadre sur l'eau et les stratégies de lutte contre les inondations (Figure 4). Alors que les commutations automobiles des ménages périurbains ont participé à la déconnexion des lieux de vie quotidiens et dans la perspective de la ville du quart d'heure, les petites rivières urbaines offrent des aménités de proximité dont la valorisation a été jusqu'alors négligée. Leur restauration est l'opportunité d'intégrer les préoccupations des habitants et usagers en termes d'environnement, de paysage, d'accès ou encore de valeurs (Moreau et al., 2022) et de construire une connaissance de ces cours d'eau, de leur fonctionnement et de leur histoire. L'objectif est de promouvoir la culture des rivières vivantes en partageant les connaissances avec les gestionnaires de rivières et les habitants (Wantzen et al., 2016 ; Wantzen, 2022).

Ainsi, paradoxalement, malgré leur qualité écologique souvent très dégradée (Francis, 2014), les cours d'eau urbains sont peut-être les plus appropriés pour associer les populations locales au projet écologique. À l'inverse des grands fleuves navigables dont la gestion est assurée par l'Etat, la propriété des berges et du fond du lit des petits cours d'eau est morcelée entre une multitude de propriétaires formant une mosaïque d'espaces publics et privés complexifiant leur gestion. Le projet doit donc être multidimensionnel incluant l'amélioration du potentiel récréatif et du cadre de vie et intégrer riverains et populations locales à la définition des objectifs ainsi qu'à l'action. Alors que la loi de 1992 reconnaît l'eau comme patrimoine commun de la nation, l'État s'engage à



Figure 4 : Les petites rivières urbaines entre pressions et aménités. © Marie-Anne Germaine et Léna Marty

améliorer la qualité de l'eau et des milieux sans maîtrise foncière tandis que les propriétaires riverains sont eux absents des instances de gouvernance de l'eau. L'entretien et les choix de gestion de ces petits cours d'eau soulèvent ainsi de nombreux défis interrogeant le modèle français de gouvernance de l'eau. Les petites rivières urbaines sont donc des archétypes des environnements ordinaires et conduisent à interroger les modalités d'une co-construction d'un bien commun intégrant l'ensemble des acteurs de la rivière (Lucarelli, 2010 ; Ingold, 2017).

Conclusion

La phase 8 du PIREN-Seine a été cruciale permettant d'élaborer les bases d'une approche socio-écologique des environnements des cours d'eau urbains négligés. Elle repose sur l'articulation de la recherche fondamentale avec des projets opérationnels et les enjeux contemporains de la gestion et de la restauration écologique de ces infrastructures environnementales. Nous espérons que les travaux présentés ici stimuleront à la fois la production de nouvelles connaissances pour ces objets longtemps délaissés et leur réappropriation par les projets urbains et les populations riveraines.





CHAPITRE 2



Les petites rivières urbaines franciliennes

Une petite rivière urbaine est définie comme une « *rivière ayant une grande part de son bassin versant urbanisée et présentant un petit débit, dans un petit lit, parfois invisible* » (Carré, 2011). A travers ce chapitre, il s'agit d'apporter des éléments de définition complémentaires pour rendre

compte des spécificités matérielles, juridiques et sociales de ces sociohydrosystèmes, puis de présenter les terrains investigués en Ile-de-France dans le cadre de la phase 8 du PIREN-Seine choisis pour leur capacité à représenter la diversité des petites rivières urbaines.



1. Qu'est-ce qu'une petite rivière urbaine ?

Les rivières urbaines constituent un objet géographique singulier révélateur des liens forts et ambivalents qu'entretiennent les villes à l'eau. Dans « Villes et rivières de France », les géographes N. Carcaud et G. Arnaud-Fassetta (2019) ont recueilli 29 portraits de ces relations dynamiques. Parmi ceux-ci, ceux qui se sont intéressés à de petits cours d'eau sont très peu nombreux et la plupart du temps en marge d'un affluent principal comme pour l'Huisne traité avec la Sarthe au Mans, l'Orbiquet avec la Touques à Lisieux, la Basse avec la Têt à Perpignan, et la Boivre avec le Clain à Poitiers. D'une manière générale, les travaux collectifs pluridisciplinaires sur ces rivières sont rares à l'exception notable des recherches conduites sur l'Yzeron dans l'agglomération lyonnaise (Chocat, 1997 ; Navratil et al., 2013 ; Flaminio et al., 2015 ; Namour et al., 2015 ; Delile et al., 2016 ; Schmitt et al., 2016).

Des rivières de petites dimensions

Les petites rivières urbaines sont des cours d'eau de petites dimensions. Il s'agit des cours d'eau d'ordre 1 à 2 selon la classification de Strahler correspondant aux têtes de bassin versant. La largeur de leur lit est inférieure à 10 m tandis que leur profondeur ne dépasse pas 2 m. Ils ne font pas l'objet d'une considération spécifique dans la réglementation. Aux Etats-Unis, l'EPA (*Environmental Protection Agency*) classe depuis 2004 ces petites rivières dans la catégorie « *wadeable streams* » soit des rivières que l'on peut parcourir sans bateau et que l'on peut échantillonner directement à pied. La reconnaissance de cette catégorie s'appuie sur la nécessité de tenir compte de ces rivières qui constituent la majorité du linéaire d'eaux courantes pour développer des stratégies d'amélioration de la qualité de l'eau. Ces rivières ne constituent pas d'obstacles majeurs à la circulation humaine puisqu'elles sont traversables à pied ou que l'on peut y installer facilement un pont ou une passerelle. Leur taille a aussi autorisé leur aménagement puisqu'elles ont pu être aisément busées, canalisées, voire entièrement recouvertes. Au cœur de l'histoire urbaine, l'eau a fait l'objet de multiples valorisations et aménagements permis par les développements technologiques successifs (Guillerme, 1983). Ces transformations ont conduit à modifier profondément la configuration de ces rivières

finalement confondues avec des fossés, des canaux, des égouts voire disparues et totalement oubliées car recouvertes et enterrées (Frioux, 2010). Au titre de la Directive Cadre sur l'eau de 2000, ces petites rivières urbaines peuvent être considérées comme des masses d'eau naturelle, mais aussi souvent comme des masses d'eau fortement modifiées (AESN, 2022).

Des rivières non domaniales

En France, le réseau hydrographique est partagé entre, d'une part, les grands fleuves, navigables et faisant partie du domaine de l'Etat, les cours d'eau domaniaux gérés par l'intermédiaire d'établissements tels que Voies Navigables de France (VNF), et, d'autre part, les petits cours d'eau. Ces derniers constituent la grande majorité du réseau hydrographique. Ce sont des cours d'eau non domaniaux. La moitié du fond du lit et chacune des berges appartiennent au propriétaire de la parcelle riveraine. La configuration matérielle des petits cours d'eau est donc le produit des choix et usages d'acteurs privés (résidents, exploitants agricoles) et publics (municipalités, collectivités, etc.). Ces derniers sont directement en relation avec le cours d'eau dont il faut entretenir les berges et gérer le chenal et les problèmes liés à son fonctionnement (embâcles, érosion des berges, inondations). Ces cours d'eau constituent aussi un cadre de vie le plus souvent intentionnellement choisi. C'est donc une relation quotidienne avec un objet de nature qui peut être questionnée. En échange de ces devoirs, les propriétaires de berges possèdent des droits comme celui de pêche qu'ils peuvent rétrocéder à une association agréée de pêche et de protection des milieux aquatiques. Néanmoins, leur caractère non domanial ne doit pas laisser croire que la gestion de ces petits cours d'eau ne concerne que les propriétaires privés riverains. Intervenir sur ces petits cours d'eau en contexte urbain révèle en effet souvent de la problématique des espaces publics comme c'est le cas de l'opération de restauration la plus emblématique qui consiste à réouvrir un cours d'eau busé ou enterré..

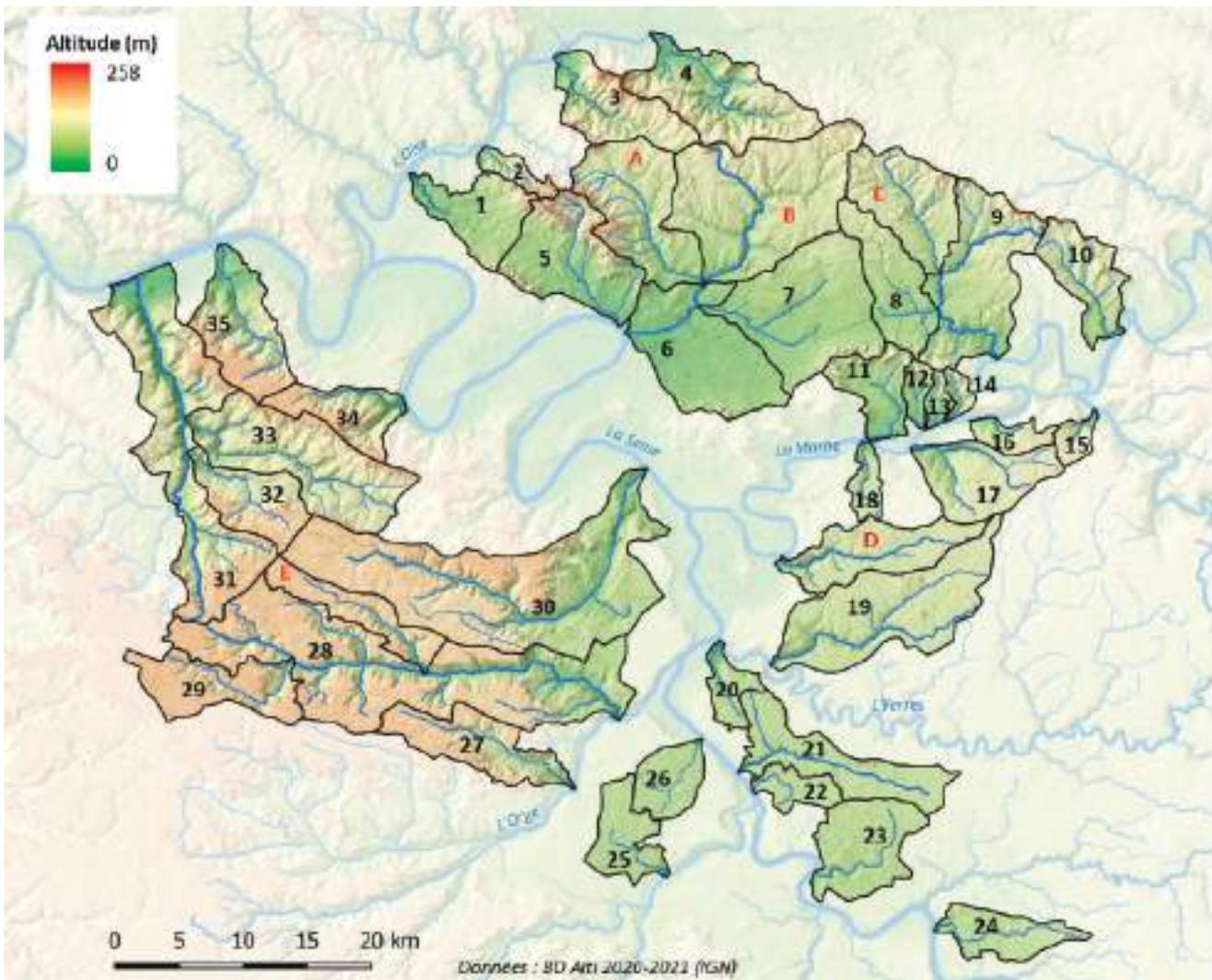
2. La place des petites rivières urbaines en Ile-de-France

En avril 2024, l'Atelier Parisien d'Urbanisme (APUR) a publié une note sur les rivières urbaines et eaux du Grand Paris. Celle-ci révèle que le linéaire d'eau visible dans la Métropole du Grand Paris (MGP), constitué de la Seine, de la Marne, des canaux et des principaux rus est de 219 km tandis que 190 km supplémentaires étaient visibles en 1900. Entre le début du XX^e siècle et le début du XXI^e siècle, 45 % du réseau hydrographique du cœur de l'agglomération a donc été oblitéré au profit de la croissance des espaces bâtis. Les petites rivières urbaines représentent près de 73 % des

4 820 km du réseau hydrographique de l'agglomération parisienne.

Les bassins versants urbains entre agglomération parisienne et espaces ruraux franciliens

Nous avons sélectionné 40 bassins versants en fonction de deux critères (Figure 5). Le premier renvoie à la taille : sont conservés les bassins dont la surface est inférieure à 1 000 km² (Holota, 2016). Le second critère est l'urbanisation : nous avons retenu les bassins dont le taux d'urbanisation est supérieur ou égal à 10 % qui



- | | | | | |
|---------------------------|-------------------------|----------------------|--------------------------------|-------------------------|
| 1 : ru de Liesse | 8 : ru de la Reneuse | 15 : ru Lochy | 22 : ruisseau des Prés Hauts | 29 : ru des Vaux |
| 2 : ruisseau de Montuboïs | 9 : la Beuvronne | 16 : ru Bicheret | 23 : ru de Balory | 30 : la Bièvre |
| 3 : ru de Presles | 10 : ru de Rutel | 17 : la Gondoire | 24 : la Noue | 31 : la Mauldre |
| 4 : l'Ysieux | 11 : rue de Chanteraine | 18 : ru du Merdoreau | 25 : ru de Misery | 32 : ru Makhroït |
| 5 : ru d'Enghien | 12 : ru Venante | 19 : le Réveillon | 26 : ru de l'Écoule-S'il-pleut | 33 : ru de Gally |
| 6 : la Vieille-Mère | 13 : ru Morte Mere | 20 : ru d'Oly | 27 : ruisseau de la Salmouille | 34 : ru de Buzot |
| 7 : le Sausset | 14 : ru de Bouillon | 21 : ru des Hauldres | 28 : l'Yvette | 35 : ruisseau d'Orgeval |

Figure 5 : Carte des bassins versants des petites rivières urbaines en Île-de-France. © H. Kern et N. Thommeret

correspond au seuil à partir duquel l'hydrologie est impactée (Oudin et al., 2018). Ces critères ont permis d'identifier 40 bassins en Île-de-France dont la surface est comprise entre 5 et 200 km². Cela correspond à 830 km de linéaire de cours d'eau soit environ 20 % du réseau hydrographique d'Île-de-France. En Île-de-France, le réseau hydrographique est organisé autour de la Seine et de ses principaux affluents, la Marne et l'Oise. Les affluents convergent vers le fleuve reproduisant une configuration marquée par une partie amont moins dense voire rurale et une partie aval franchement urbaine. Il en est ainsi des bassins de la Bièvre, de l'Yvette et de l'Orge à l'Ouest ; de l'Yerres, du Morbras à l'Est ; ou encore du bassin de

la Vieille-Mer au Nord. Les parties aval, proches de Paris, sont donc marquées par une forte artificialisation des sols et de fortes densités de population tandis que les parties amont présentent une mosaïque de paysages boisés et agricoles (Figure 6). L'amont des bassins de la Mérentaise et de la Bièvre, autour de Guyancourt et Trappes présente cependant une exception avec des sources très urbanisées. Les bassins versants sélectionnés concentrent ainsi plus de 3,5 millions d'habitants soit environ 30 % de la population d'Île-de-France. Les petites rivières urbaines constituent l'une des rares infrastructures naturelles encore disponibles en ville pour fournir des services écosystémiques, et en particulier répondre au besoin de nature exprimé par

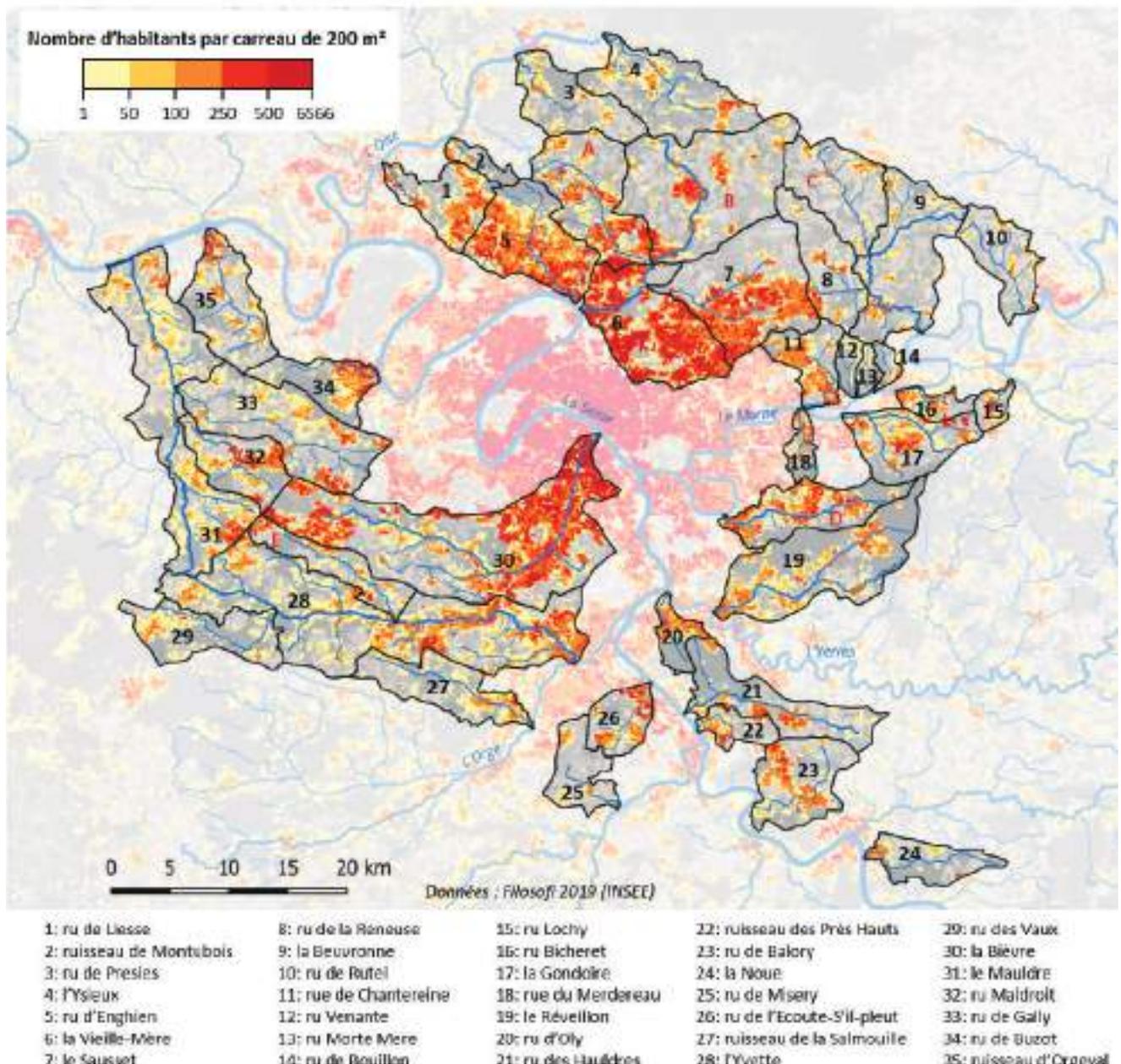


Figure 6 : Densité de population des bassins versants des petites rivières urbaines en Île-de-France. © H. Kern et N. Thommeret

les citoyens. La crise sanitaire de la COVID 19 a à la fois exacerbé cette demande de connexion avec une nature de proximité pour les habitants des espaces de forte densité urbaine (Figure 7) et contribué à révéler l'intérêt d'espaces ordinaires jusque-là délaissés comme les cours d'eau mais aussi leur inégal accès pour les habitants. Le regain d'intérêt pour ces petites rivières transparait par les projets emblématiques de remise à ciel ouvert ou de reméandrage mais aussi par les projets pilotes pour une métropole nature portés par l'Institut Paris Région avec l'appui de la région Île-de-France, la Métropole du Grand Paris et l'Agence des Espaces Verts. Parmi les cinq projets émergents, deux concernent en effet des petites rivières :

le parc naturel urbain des Trois Vallées, qui vise à connecter les vallées du Croult, du Petit-Rosne et de la Vieille-Mer, et la Bièvre. Parallèlement à ces initiatives institutionnelles, il est intéressant d'observer le nouveau regard porté sur ces paysages au travers d'initiatives de découverte telles que celles portées par *Enlarge your Paris* qui a proposé une randonnée à la découverte des rivières du Croult et du Petit Rosne ; ou d'associations locales organisant des balades le long de la Bièvre (la 40^{ème} édition de la marche de la Bièvre a eu lieu en avril 2024) ou du Petit Rosne (26^{ème} marche de la rivière organisée par l'ASSARS – association sarcelloise de sauvegarde et d'aménagement des rivières et des sites) par exemple.

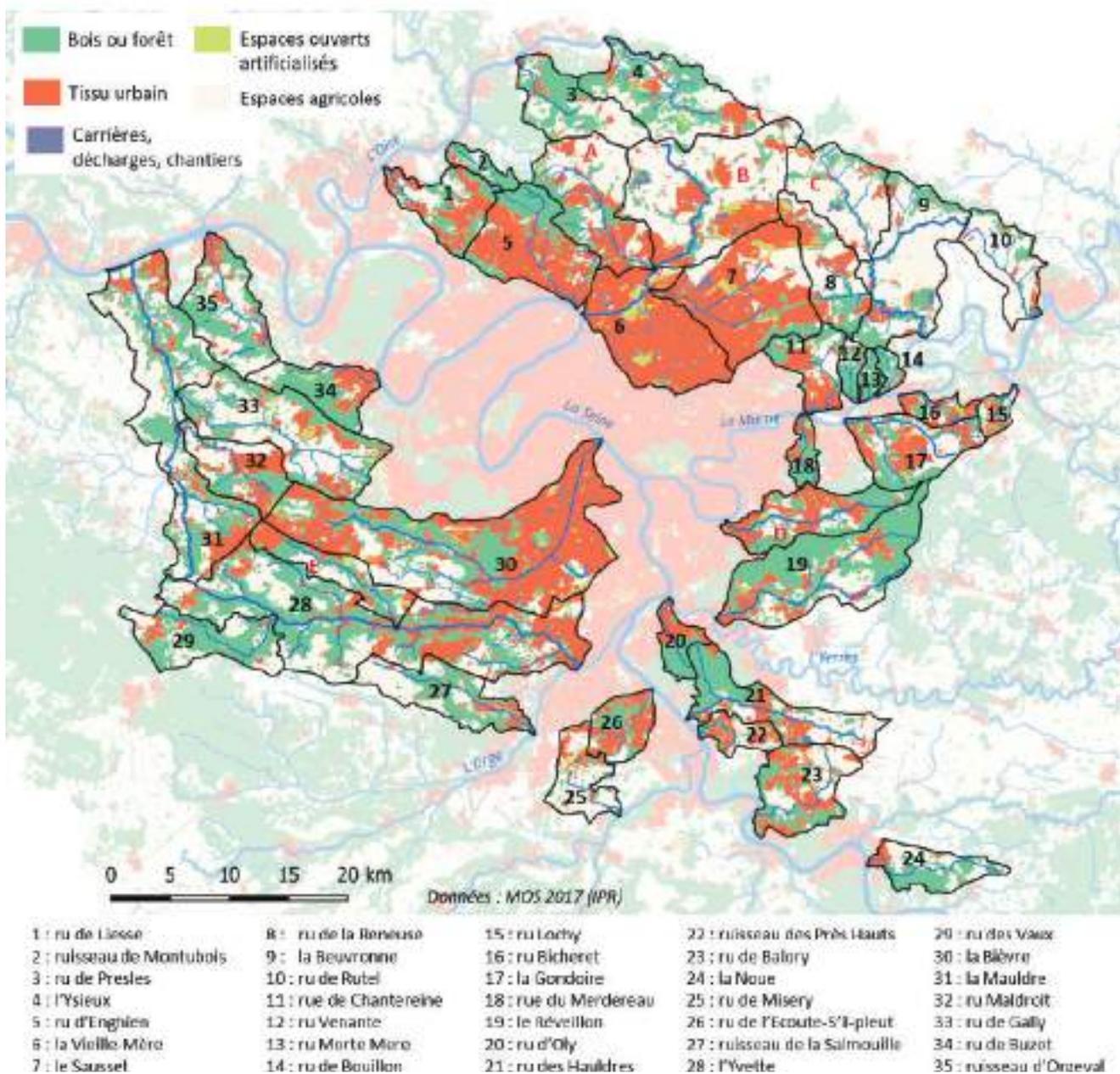


Figure 7 : Utilisation du sol des bassins versants des petites rivières urbaines en Île-de-France. © H. Kern et N. Thommeret

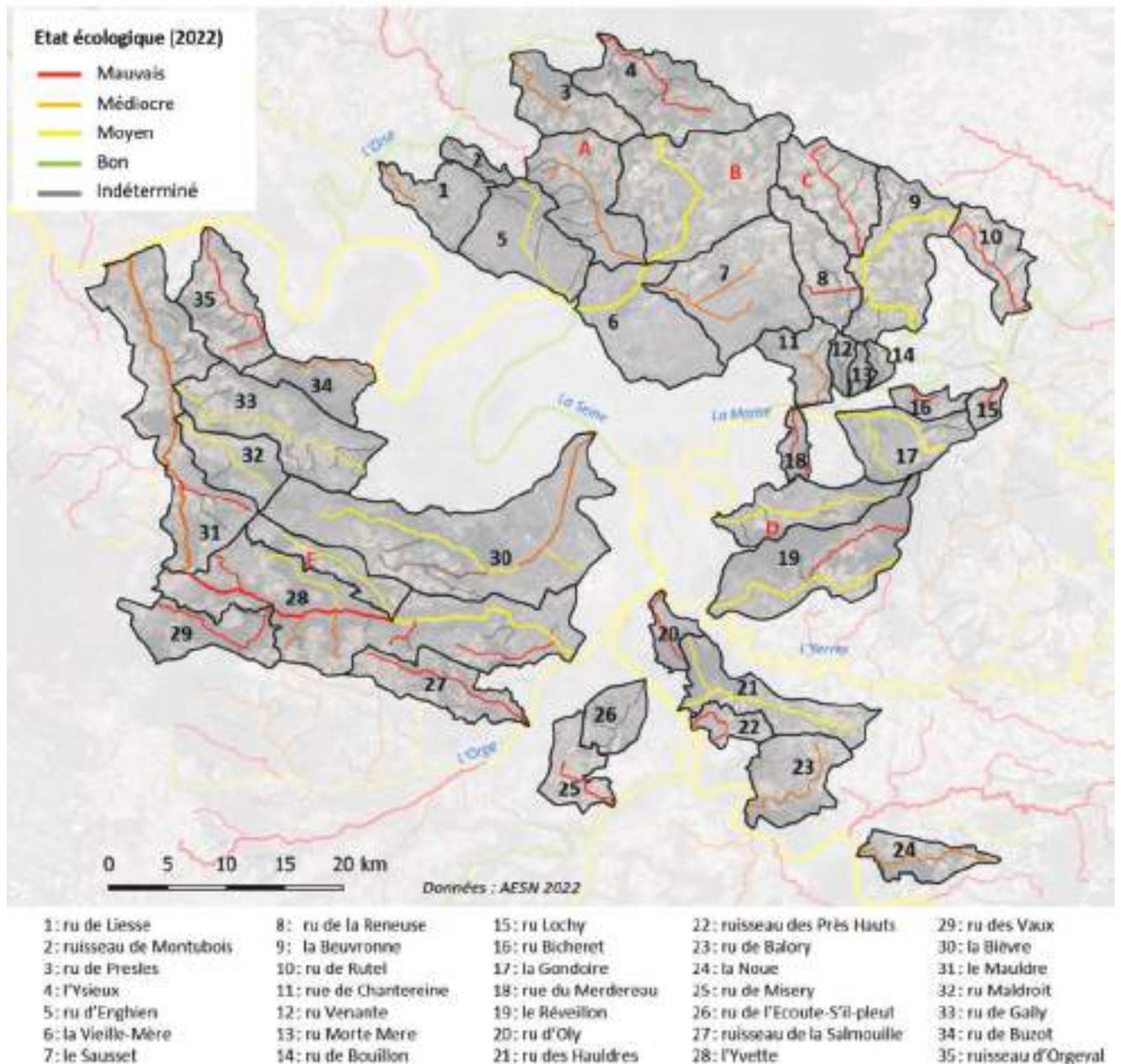


Figure 8 : État écologique des masses d'eau des petites rivières urbaines franciliennes. © H. Kern et N. Thommeret

La qualité de l'eau et des écosystèmes

En 2019, seulement 9 % des masses d'eau correspondant aux petites rivières franciliennes étaient en bon état écologique (Figure 8). Plus de la moitié des rivières subissent plus de trois pressions, et l'hydromorphologie figure parmi la plus déclassante (83 %).

Dans le cadre de Paristreams, une approche régionale a été menée pour dresser un état des lieux de l'influence de l'urbanisation sur le fonctionnement écologique des petits cours d'eau urbains franciliens en mobilisant des données faunistiques déjà existantes recueillies pour suivre la qualité des milieux aquatiques. Pour cette étude, les cours d'eau

sélectionnés sont représentatifs de conditions hydrologiques et paysagères variées (le taux d'imperméabilisation dans le bassin versant varie par exemple de 2 à 62 %) mais la surface de leur bassin versant ne dépasse pas 1 000 km², ce qui exclut les grands axes fluviaux de la région (Marne, Seine, Oise mais aussi Yverres et Essonne par exemple). Les peuplements de macroinvertébrés benthiques ont été retenus pour mettre en œuvre cette approche car c'est le compartiment biologique le plus suivi à l'aide d'un protocole de prélèvement standardisé (protocole pour évaluer l'indice multimétrique I2M2) et même dans des conditions très dégradées, ces peuplements sont toujours représentés. Les peuplements de poissons par exemple peuvent être totalement absents de ces petits cours d'eau

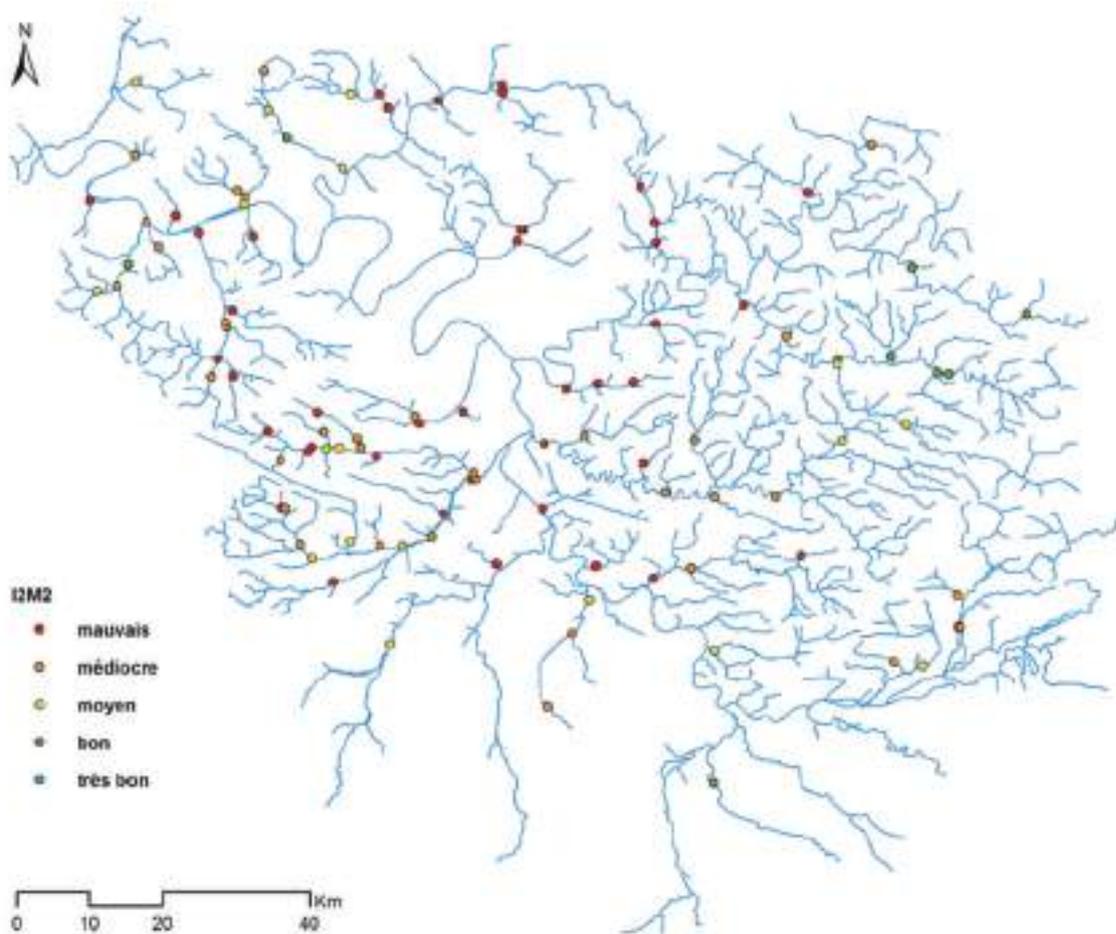


Figure 9 : Cartes des valeurs de l'I2M2 pour 105 stations (période 2007-2017).

ou représentés seulement par des espèces issues de bassins d'agrément. Globalement, le calcul de l'I2M2 réalisé sur 105 stations réparties dans la région indique que les cours d'eau considérés sont dégradés : près des trois quarts des stations ont des valeurs d'I2M2 qui correspondent à une qualité biologique médiocre (I2M2 entre 0,148 et 0,295) ou mauvaise (I2M2 < 0,148) (Figure 9). Il n'y a aucune station en très bon état.

Il est notable que les stations dont les valeurs de l'I2M2 sont les plus élevées se situent plutôt à la périphérie de la région, dans les zones qui restent encore à l'écart de l'extension de l'agglomération parisienne. Ce gradient peut être attribué à l'urbanisation car l'augmentation du taux d'imperméabilisation du bassin versant entraîne de manière très significative la diminution du nombre de taxons et de la sensibilité des peuplements de macroinvertébrés benthiques (Figure 10). Il est vraisemblable que la diminution de la richesse se fasse au détriment des espèces les plus sensibles, qui vont disparaître en premier en réponse à l'accroissement de l'urbanisation.

Il est à noter que pour les faibles valeurs du taux d'imperméabilisation, la richesse taxonomique est variable. Il est possible d'évoquer l'effet potentiel de la qualité physico-chimique de l'eau pour expliquer ces variations puisqu'elle n'a pas été explicitement prise en compte en tant que facteur explicatif dans cette étude. Cependant, dans le jeu de données étudié, elle est corrélée négativement avec le taux de surface imperméabilisée dans le bassin versant. Ainsi, à des taux d'imperméabilisation inférieurs à 10 %, la qualité physico-chimique est qualifiée de « bonne » à « moyenne », ce qui suggère plutôt qu'elle n'est pas à l'origine des contrastes observés. La nature de l'urbanisation peut également entraîner des impacts différents. La configuration des infrastructures en réseaux (réseaux souterrains ou réseaux de routes) influence la connectivité hydrologique dans le bassin versant, ce qui modifie les effets de l'urbanisation sur les cours d'eau, à taux d'imperméabilisation équivalent (Baruch et al., 2018).

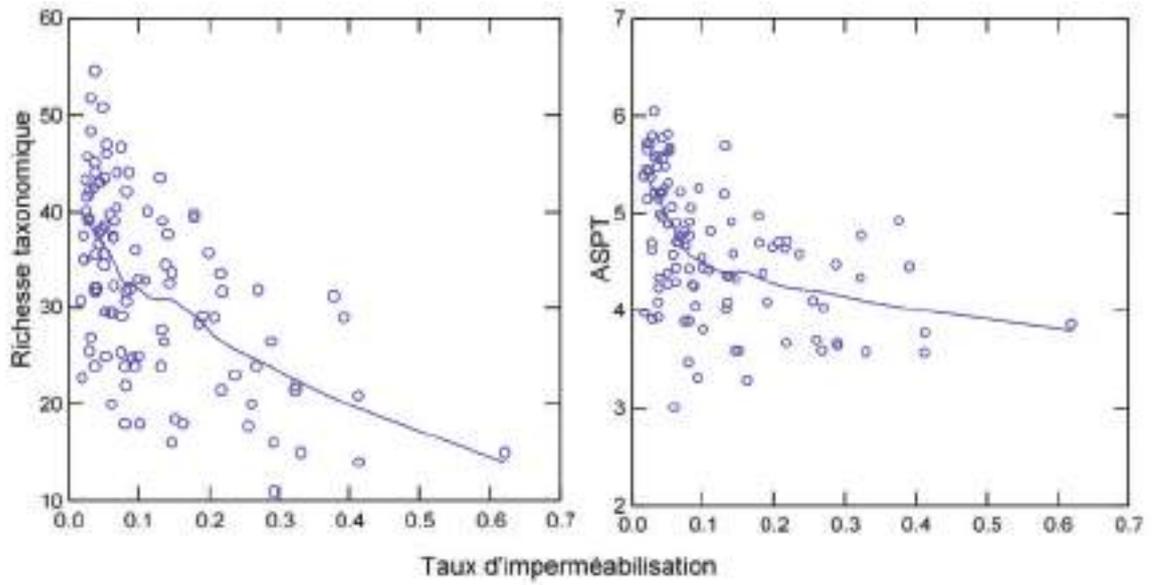


Figure 10 : Evolution de la richesse taxonomique et du score moyen par taxon en fonction du taux d'imperméabilisation actuel du bassin versant dans les 105 stations (la courbe correspond à un lissage de type Lowess).

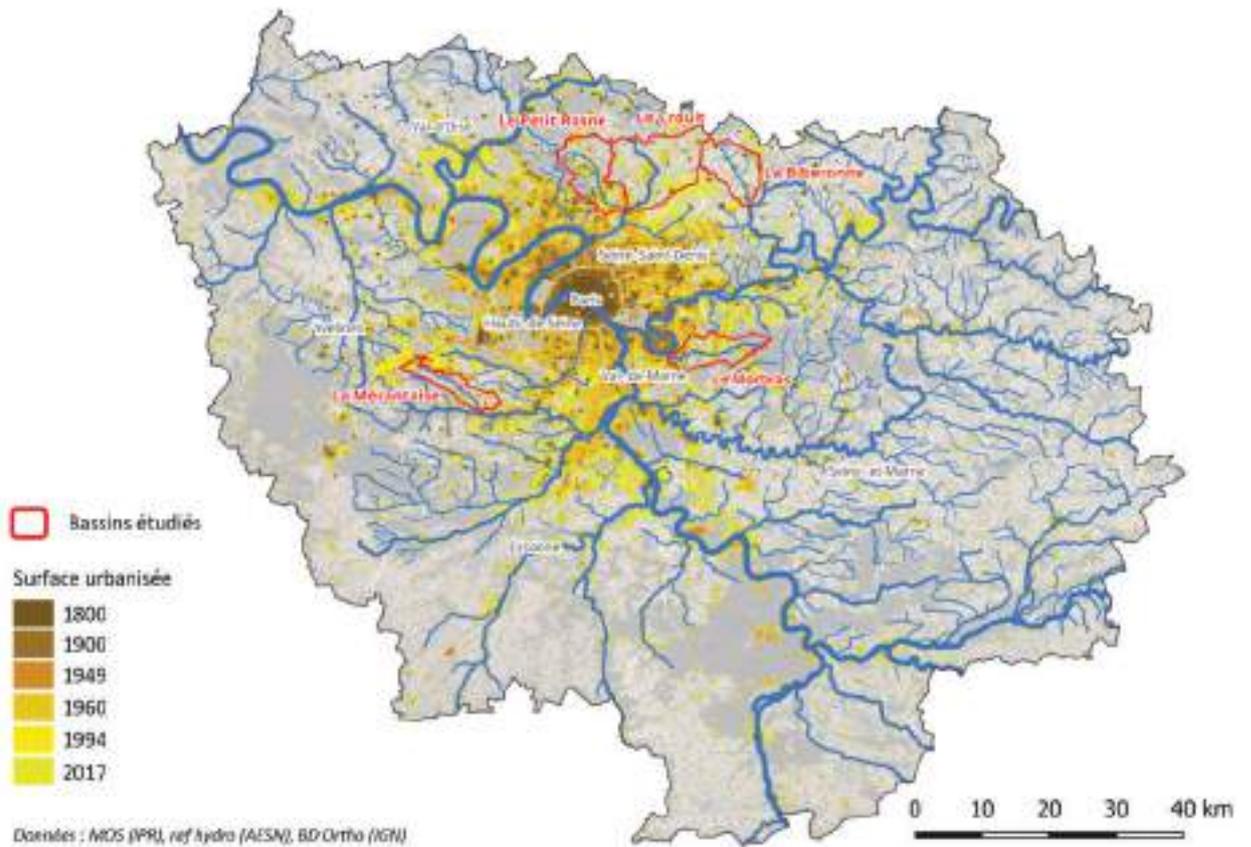


Figure 11 : Les bassins versants étudiés et leur position en Ile-de-France et par rapport au développement de l'étalement urbain du XVIII^e siècle à nos jours. © H. Kern et N. Thommeret et L. de Milleville

Rivière	Occupation du sol dominante	Longueur, module (Q) et puissance spécifique (ω)	Nuisances ¹ IDH ²	Gestionnaire
Biberonne	Cultures	12,5 km Q=0,27 m ³ /s 6< ω <18 W/m ω	Moyenne 0,4 à 0,6	SMHBB
Mérantaise	Forêt, cultures	13,5 km Q=0,18 m ³ /s 6< ω < 20 W/m ω	Très faible > 0,7	SIAHVV et PNR Vallée de Chevreuse
Morbras	Espaces bâtis	17 km Q=0,34 m ³ /s 10< ω <24 W/m ω	Faible/moyenne 0,5 à 0,7	Métropole du Grand Paris et SMAM
Vieille-Mer ²	Espaces bâtis	25 km Q=0,29 m ³ /s 4< ω <15 W/m ω	Forte < 0,4	CD 93 et SIAH

¹ Somme des nuisances & Pollution environnementale, Indicateur de développement humain (IAU, 2017). ² correspond principalement aux cours d'eau du Croult et Petit Rosne.

Tableau 1 : Présentation synthétique des principaux cours d'eau étudiés.

Ainsi, en dépit du contexte global fortement anthropisé de la région, un gradient de qualité écologique apparaît, résultant en partie de la localisation du cours d'eau dans un tissu urbain plus ou moins dense. Il est à noter par ailleurs que les cours d'eau les plus altérés par l'urbanisation ne peuvent pas être pris en compte car les tronçons de cours d'eau busés et enterrés ne font pas l'objet d'échantillonnage biologique.

3. Les quatre bassins versants étudiés

Avant de pouvoir conduire une étude exhaustive des petites rivières urbaines en Île-de-France, il était nécessaire de mettre en place des études de cas permettant de comprendre leur diversité. Ainsi, des investigations détaillées ont été entreprises sur 4 cours d'eau (Figure 11) qui sont des rivières non domaniales avec des débits faibles mais très variables dans le temps et dans l'espace. Ainsi le débit du Morbras varie de 0,7 à 17 m³/s en aval. Les rivières choisies traversent une grande variété d'environnements et sont réparties selon un gradient d'urbanisation (Tableau 1). Ces rivières sont toutes gérées par des intercommunalités qui en assurent la gestion quotidienne et mènent des opérations de restauration.

Le Morbras

Dans le gradient d'urbanisation choisi, le Morbras possède le bassin versant le plus urbanisé. Affluent de la Marne, c'est une petite rivière de l'Est de la région parisienne (Figure 12). Il est long de 17,7 km et son bassin versant mesure 51 km². C'est un cours d'eau de pente moyenne (0,5 %) dont la largeur moyenne est de 6,3 m. Le Morbras s'écoule, à l'amont, sur des limons de plateau, il s'incise ensuite progressivement dans des argiles à meulière et des calcaires de Brie, puis des argiles vertes et des glaises à Cyrènes de l'Oligocène inférieur. En s'enfonçant dans le plateau, la rivière traverse ensuite des marnes blanches et bleues du Bartonien supérieur puis, enfin, des calcaires plus résistants de Champigny (Bartonien supérieur). Le contact avec ces calcaires (à une dizaine de kilomètres de la source) correspond à une rupture de pente du profil en long. En effet, le Morbras s'écoule d'abord sur le plateau de Brie, autour de 110 m d'altitude avec une pente de 0,26 % qui passe brutalement à 1 % puis progressivement à 0,7 % pour rejoindre le niveau de la Marne à 32 m d'altitude.

Le régime hydrologique du Morbras est de type pluvio-évaporal. Si des crues d'orage sont régulièrement observées l'été, les hautes eaux surviennent habituellement en hiver, entre décembre et mars, et les étiages sont essentiellement atteints à la fin de l'été, entre août et septembre. Le débit moyen annuel du Morbras à Sucy-en-Brie (97 % du BV soit 50.9 km²) est de 0,33 m³/s, soit un débit spécifique

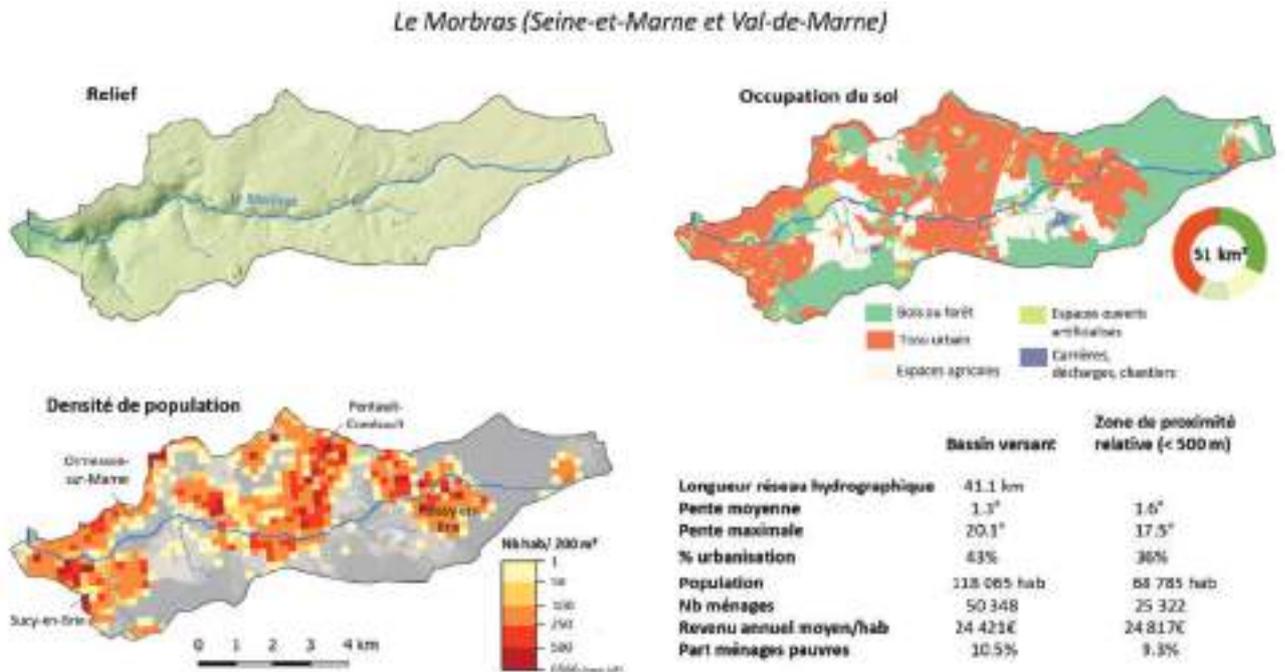


Figure 12 : Présentation physique et des modes d'occupation du sol du bassin versant du Morbras. © H. Kern et N. Thommeret

d'environ 4,7 l/s/km². Sur une période de 19 ans (2000-2019), le débit maximum observé est de 10,76 m³/s en 2018 et correspond à une crue de fréquence de retour de 20 ans, alors que le débit minimum enregistré est de 0,01 m³/s. Le débit moyen observé en hiver (octobre-avril) est de 0,37 m³/s, alors que celui d'été (mai-septembre) est légèrement plus bas : 0,27 m³/s. Cette petite rivière périurbaine peut être considérée comme une rivière de moyenne énergie, sa puissance spécifique est de 34 W m⁻² à l'aval du bassin.

Son bassin est urbanisé à plus de 43 %. Entre 1949 et 2017, le taux de surface urbanisée du bassin versant a presque été multiplié par trois (de 15 % à 43 % de la surface totale) au détriment des surfaces agricoles. Cet accroissement a considérablement augmenté l'imperméabilisation des sols et s'est accompagné du développement des drains artificiels.

La Mérantaise

Dans le gradient d'urbanisation choisi, la Mérantaise présente un profil médian. C'est un affluent de l'Yvette, situé au sud-ouest de la région parisienne. Son bassin mesure 35 km², dont 24 % sont urbains, 36 % agricoles et 27 % forestiers (Figure 13). Entre 1949 et 2017, l'urbanisation

est massive et le pourcentage de surface urbanisée a été multiplié par six (de 4 à 24 %).

Cette rivière est longue de 13,3 km et large, en moyenne de 6,6 m. Sa pente moyenne est de 0,76 %. Comme les deux autres bassins versants, celui de la Mérantaise est très largement recouvert de limons de plateau plus ou moins épais. Sa vallée est encaissée et recoupe des argiles à meulière de Montmorency puis des sables de Fontainebleau (Rupélien supérieur), et enfin, sur ses derniers kilomètres, des argiles vertes imperméables rupéliennes. Le fond du lit de la Mérantaise est caillouteux. Le débit moyen annuel de la Mérantaise à Châteaufort (24,4 km²) est de 0,15 m³/s soit un débit spécifique d'environ 7,34 l/s/km². Sur une période de neuf ans (2012-2021), le débit maximum observé est de 14,11 m³/s en 2016 alors que le débit minimum enregistré est de 0,01 m³/s. La Mérantaise est une rivière de faible énergie, sa puissance spécifique calculée à Châteaufort étant de 17,16 W/m².

La Biberonne

Dans le gradient d'urbanisation choisi, la Biberonne présente le profil le plus rural (Figure 14). C'est l'affluent principal de la Beuvronne située dans le nord-est de la région parisienne. Son bassin versant mesure 57 km², dont 74,77 % sont agricoles. Cette rivière est longue de 13,5 km

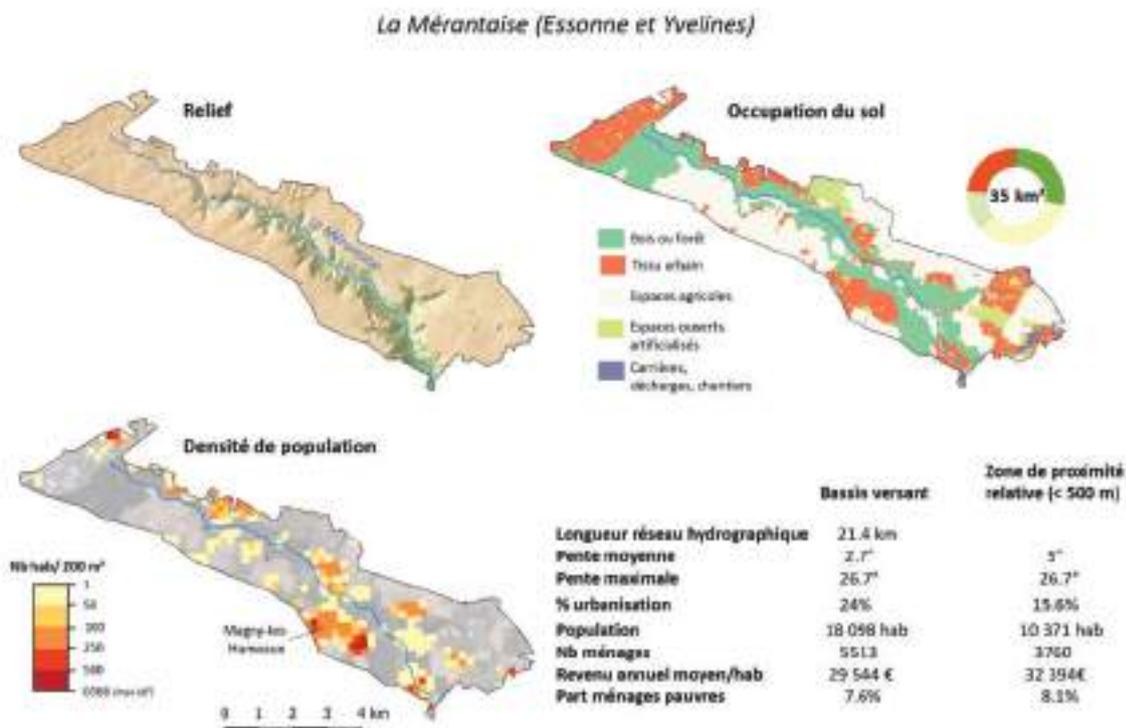


Figure 13 : Présentation physique et des modes d'occupation du sol du bassin versant de la Mérantaise.
© H. Kern et N. Thommeret

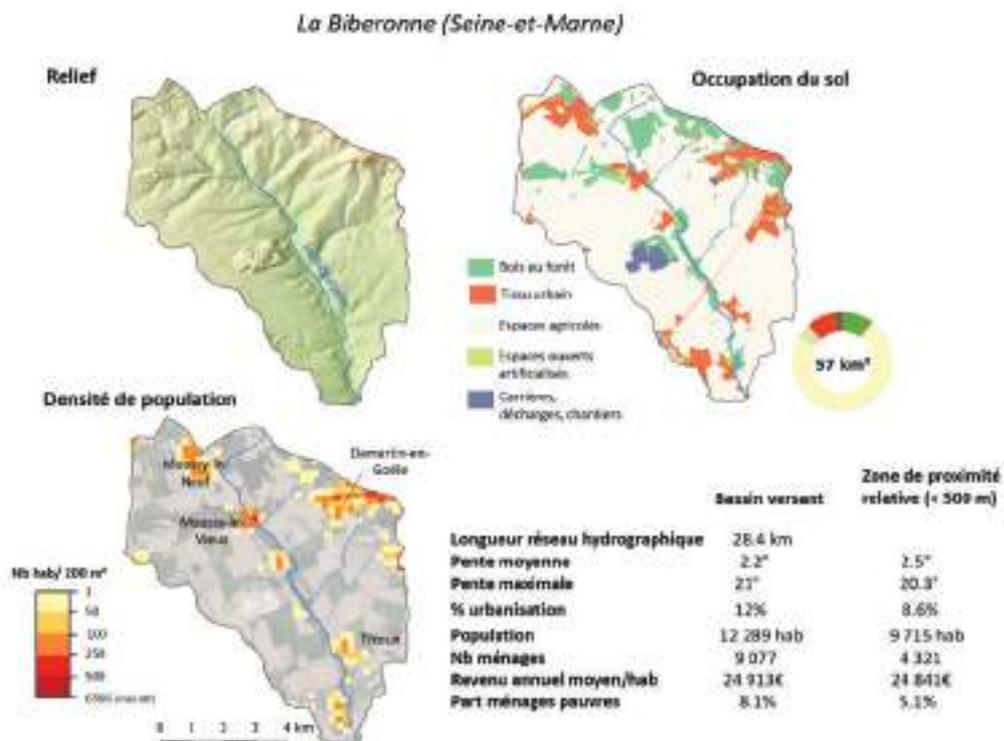


Figure 14 : Présentation physique et des modes d'occupation du sol du bassin versant de la Biberonne.
© H. Kern et N. Thommeret

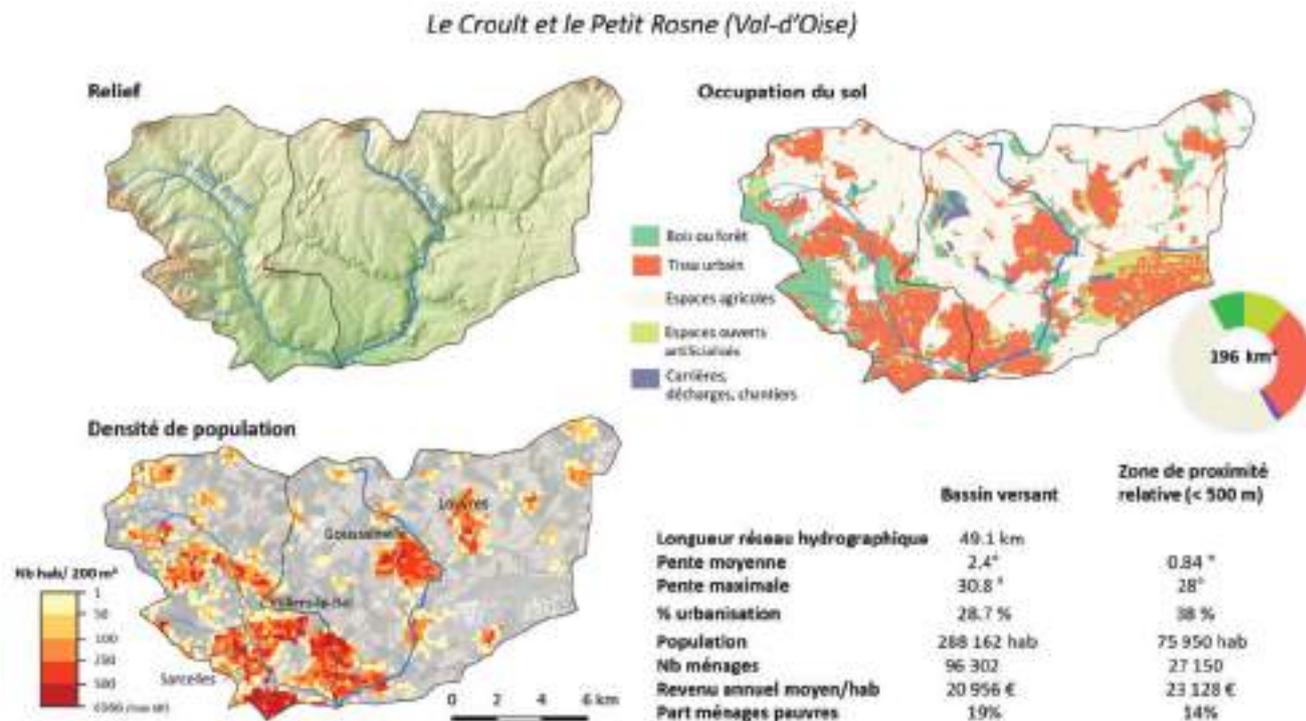


Figure 15 : Présentation physique et des modes d'occupation du sol du bassin versant du Croult et du Petit-Rosne. © H. Kern et N. Thommeret

et large, en moyenne, de 6,2 m. Sa pente moyenne est de 0,38 %. Elle s'écoule dans un bassin très largement recouvert par des limons de plateau et des colluvions polygéniques et s'encaisse, à l'amont, dans les calcaires de Saint-Ouen (Bartonien moyen), caractérisés par la présence de lits de silex et, à l'aval, dans les sables de Beauchamps (Bartonien inférieur), qui fournissent la fraction sableuse du lit de la rivière, par ailleurs majoritaire. Le débit moyen annuel de la Biberonne est de 0,27 m³/s soit un débit spécifique de 4,75 l/s/km². Sur une période de deux ans (2020-2021), le débit maximum observé est de 4,11 m³/s en 2021 (juin) alors que le débit minimum enregistré est de 0,09 m³/s. La Biberonne est considérée comme une rivière de faible énergie avec une puissance spécifique de 8,34 Wm².

Les données de l'Institut Paris Région indiquent qu'entre 1835 et 1949, les surfaces agricoles et les surfaces imperméabilisées ont diminué (respectivement, de 92,2 à 88,3 % et 2,2 à 1,8 %) alors que les surfaces forestières ont été multipliées par 2,5 (de 3 à 7,7 %). Entre 1949 et 2017, la diminution des surfaces agricoles est constatée passant de 88,3 à 74,8 % alors que les espaces urbains ont été multipliés par 5,5, en 70 ans, passant de 1,8 à 10,8 %.

Le Croult et le Petit Rosne

Le Croult et le Petit Rosne présentent une urbanisation contrastée entre leur partie amont dans le Val-d'Oise et leur partie aval en Seine-Saint-Denis plus densément peuplée (Figure 15). Le Croult parcourt 25 km avec un débit moyen de 18 m³ par seconde. Il est rejoint à Garges-lès-Gonesse par le Petit Rosne qui parcourt lui 15 km avec un débit moyen de 9 m³ par seconde. Il rejoint ensuite la Vieille-Mer, affluent de la Seine, jusque-là enterrée et qui va faire l'objet d'un important projet de réouverture. Le bassin versant du Petit Rosne mesure 71 km² et celui du Croult couvre une superficie de 131 km².

Les bassins versants du Croult et du Petit Rosne sont largement urbanisés, selon un gradient de densité décroissant de Paris vers la grande couronne. En plus des motifs classiques des paysages périurbains, le territoire est marqué par la proximité de l'aéroport Paris-Charles-de-Gaulle et, sur la partie aval du Croult, la présence de multiples infrastructures (aéroport du Bourget, Francilienne, viaduc de la ligne de train à grande vitesse) auxquelles s'ajoutent des projets d'aménagement majeurs autour du triangle de Gonesse. L'ensemble du territoire figure parmi

les plus exposés d'Île-de-France aux nuisances (sonores, pollutions chroniques diffuses) (Gueymard, 2016).

Conclusion

Si les projecteurs sont braqués sur la Seine et ses principaux affluents, la Marne en particulier, que ce soit via la réappropriation des quais, les aménagements récréatifs liés à Paris Plage ou plus récemment les efforts menés pour rendre le fleuve baignable dans la capitale, un intérêt émerge vis-à-vis des petites rivières urbaines. Celui-ci se traduit par la multiplication des opérations de réouverture ou réhabilitation de tronçons de cours d'eau disparus sous terre ou oubliés, mais aussi par des initiatives émanant d'associations de riverains, culturelles, artistiques ou environnementales participant d'une mise en visibilité

et partant d'une réappropriation de ces portions de cours d'eau. Ces dernières entrent en résonance avec une demande croissante de nature en ville et d'accès à des espaces dits de nature.

Alors que les projets se développent, il apparaît important de mettre en avant la diversité de ces petites rivières urbaines. Si leurs petites dimensions et le caractère urbanisé de leur bassin versant constituent des traits communs, elles présentent des configurations hétérogènes dont il apparaît crucial de tenir compte lorsqu'on envisage de les restaurer. Les travaux conduits dans le cadre de la Phase 8 du PIREN-Seine se sont ainsi appuyés sur quatre cours d'eau représentatifs de cette diversité afin de mieux appréhender les singularités de l'histoire, du fonctionnement hydrosédimentaire, de la richesse écologique et des usages sociaux de ces petites rivières.



www.leroymer.in.fr

CHAPITRE 3



Comprendre le fonctionnement biophysique des petites rivières urbaines

Le fonctionnement biophysique des petites rivières urbaines dépend de nombreux paramètres et peut-être évalué selon de nombreuses clés de lecture. Ainsi, il est possible d'appliquer les méthodes génériques mobilisant des indicateurs (physico-chimique, poissons, diatomées, macroinvertébrés, morphologiques) pour définir la qualité des milieux aquatiques. Cependant la spécificité de ces cours d'eau et leur caractère très altéré nécessitent d'adapter ces observations pour des organismes très dégradés afin de

révéler leur potentiel de réhabilitation. De plus, l'expérience montre que si la qualité de l'eau pose partout problème, les cours d'eau urbains possèdent un potentiel biophysique beaucoup plus diversifié qu'attendu (de Milleville et al., 2023a). Afin de prendre en compte cette diversité et de comprendre l'état actuel des systèmes fluviaux, il est nécessaire de les diagnostiquer à une échelle fine afin de mettre en évidence la spécificité de chaque rivière et au sein même des rivières, des différents tronçons.



1. Diagnostiquer l'hydromorphologie des rivières altérées par l'urbanisation

Comment caractériser les conséquences hydrogéomorphologiques de l'urbanisation ?

L'altération hydrogéomorphologique des petites rivières urbaines, principes et causes

L'hydromorphologie est un terme créé pour caractériser le fonctionnement hydrologique et géomorphologique des cours d'eau. Les évolutions hydrogéomorphologiques des petites rivières consécutives à l'urbanisation des bassins versants sont souvent fortes et rapides. Elles proviennent de deux types de forçage. Le premier résulte d'un déséquilibre du fonctionnement hydro-sédimentaire. Le second correspond aux aménagements des fonds de vallées et des lits fluviaux. Le fonctionnement des hydrosystèmes peut être décrit sous la forme d'une balance entre les flux liquides (l'eau claire) et solides (les sédiments) transitant dans le bassin versant. En fonctionnement normal, la rivière adapte sa morphologie et la structure de son lit à ces flux jusqu'à trouver un équilibre. Lorsqu'une de ces

deux variables de contrôle est modifiée, un déséquilibre s'opère et le lit s'ajuste grâce à l'évolution de paramètres de réponse tels la forme du chenal, la structure et la taille des sédiments qui composent le lit, la pente de la rivière et, dans les cas extrêmes, le style fluvial.

L'urbanisation du bassin versant perturbe d'abord les flux liquides (Booth, 1991). L'imperméabilisation des sols perturbe le fonctionnement hydrologique des cours d'eau. Lorsqu'il pleut en ville, l'eau ne peut pas s'infiltrer dans les sols imperméables, elle ruissèle et est très vite collectée par le réseau d'évacuation d'eau pluviale qui l'achemine vers le cours d'eau. L'effet sur le régime hydrologique est double (Figure 16). Il concerne d'abord les crues qui sont plus fréquentes, surviennent plus rapidement et sont plus intenses (Bledsoe, 2002 ; Booth, 1990 ; Hawley et Vietz, 2016 ; Navratil et al., 2013 ; Oudin et al., 2018). La décrue s'amorce par contre plus rapidement et les crues durent généralement moins longtemps. Mais l'urbanisation affecte également les débits de base qui sont généralement plus faibles puisque la recharge des nappes par les précipitations est limitée. Cet apport massif d'eau claire dans les cours d'eau, que certains auteurs anglophones appelle *hungry water* (« rivières affamées »), induit un accroissement de l'érosion. Les crues plus intenses et plus fréquentes impliquent en effet un excès d'énergie par rapport à

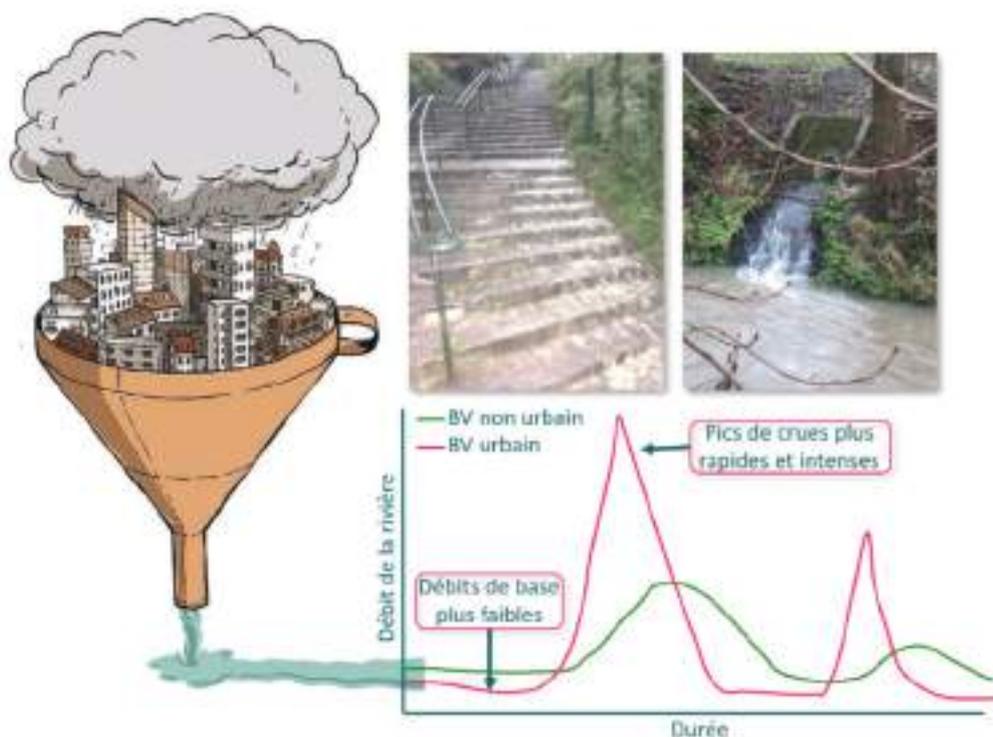


Figure 16 : Conséquence de l'imperméabilisation des sols sur le fonctionnement hydrologique des cours d'eau.

© Frédéric Gob et source image de gauche : GRAIE.



Figure 17 : Érosion du chenal en réponse à l’urbanisation des bassins versants : A. et B. Incision et élargissement de la Mérintaise, C. Incision du Morbras dans le substratum argileux, D. Incision du Ru de la Fontaine de Villiers.

l’énergie normalement nécessaire au transport de la charge sédimentaire. Cette énergie excédentaire va entraîner un accroissement du transport solide et de l’érosion, qui peut induire des ajustements morpho-sédimentaires comme un enfoncement (incision) et/ou un élargissement des lits, une disparition totale ou partielle de la charge caillouteuse, une atténuation de la sinuosité du chenal (Figure 17) (Booth, 1990 ; Booth et al., 2016 ; Chin, 2006 ; Chin et al., 2013 ; Fitzpatrick et Pepler, 2010 ; Hawley et al., 2013, 2020 ; Vietz et al., 2014).

Dans ces milieux urbains et périurbains, la ville s’étend jusque dans la plaine alluviale. La forme et le tracé du chenal peuvent être modifiés par des interventions anthropiques qui s’opèrent directement dans le lit de la rivière et sur ses berges (Figure 18). En réaction à l’accroissement de la fréquence et de l’intensité des crues

et aux ajustements morpho-sédimentaires qui en résultent, le lit et les berges sont endigués pour limiter l’érosion et protéger les infrastructures traversantes ou installées à proximité du lit mineur et le chenal est approfondi pour limiter les inondations. Les interventions sur le lit du cours d’eau peuvent également trouver leurs origines dans l’aménagement du fond de vallée qui nécessite l’équipement ou le déplacement du cours d’eau pour répondre à des usages particuliers (industriel, touristique, sanitaire, environnemental, etc.).

Ces grandes évolutions hydro-morphologiques consécutives à l’urbanisation des bassins versants ont bien été décrites et ont été illustrées par de nombreux exemples à travers le monde (Booth et al., 2016 ; Chin, 2006 ; Chin et al., 2013 ; Francis, 2012 ; Schmitt et al., 2016 ; Walsh et al., 2005). Mais ces déséquilibres ont souvent été analysés à



Figure 18 : Rivières urbaines aménagées : A. Mérantaise (moulin et lavoir), B. Bièvre (lutte contre les inondations), C. Morbras (lutte contre l'érosion de la berge), D. Morbras (lutte contre les inondations), E. Le Ru de la Fontaine de Villiers (lutte contre l'érosion des berges et du lit).

une échelle large, celle du bassin versant, peu compatible avec une juste définition des relations entre forçages anthropiques et réponses hydromorphologiques. Sur les petites rivières d'Île-de-France, si les grands mécanismes qui viennent d'être présentés sont respectés, une étude attentive de leurs caractéristiques hydromorphologiques montre que les situations ne sont pas uniformes et que la définition précise de la signature urbaine n'est pas aisée. Cette question a été étudiée en détail à partir d'un grand nombre de relevés de terrain sur Le Morbras, la Mérantaise et la Biberonne.

Promouvoir une approche de terrain basée sur des mesures à haute fréquence, le long de l'intégralité du linéaire fluvial

Pour pouvoir cerner correctement cette hétérogénéité des réponses des systèmes fluviaux à l'urbanisation de leur bassin versant, le choix a été fait de réaliser des relevés à

haute fréquence des caractéristiques hydromorphologiques des lits et de leurs aménagements. La relative petite taille des rivières considérées ici et leur caractère intégralement prospectable à pied (*wadable* en anglais), permettent en effet de caractériser les rivières sur toute leur longueur plutôt que de travailler à l'échelle de stations, comme c'est généralement le cas dans l'étude des systèmes urbains (Colosimo & Wilcock, 2007 ; Hammer, 1972 ; Hawley et al., 2013, 2020 ; Pizzuto, 1994 ; Russell et al., 2018). Plusieurs centaines de profils en travers ont ainsi été levés le long des trois cours d'eau et les successions de radiers et de mouilles ont été repérées (Figure 19). Un transect a été réalisé au niveau de chaque radier, et des transects intermédiaires ont été ajoutés lorsque les radiers étaient trop éloignés les uns des autres. La largeur et la profondeur de la berge ont été mesurées sur chaque profil en travers, la taille du substrat et le type d'écoulement ont été évalués et la nature des berges a été enregistrée.

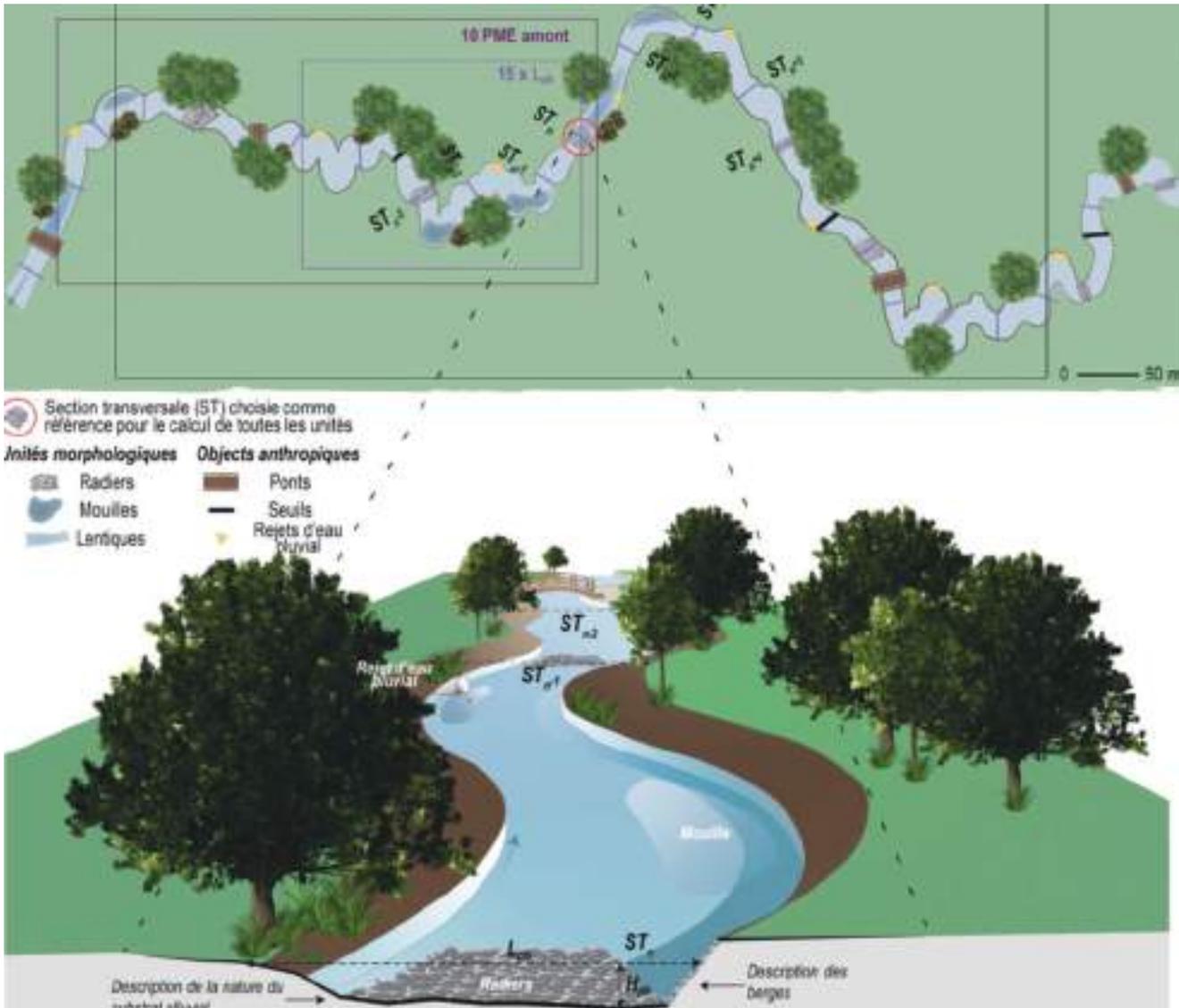


Figure 19 : Représentation schématique de la façon dont les relevés de terrain ont été réalisés (en bas) et échelles d'analyses considérées (en haut) (de Milleville, 2023).

La longueur des rajots a été mesurée au décimètre, l'unité morphodynamique a été définie (Malavoi et Souchon, 2002) et les berges comme la nature du substrat alluvial ont été décrites selon la codification simplifiée du protocole de terrain Carhyce (Baudoin et al., 2017). Toutes les structures présentes dans le lit de la rivière ont été recensées de manière exhaustive, localisées précisément et caractérisées : le diamètre des tuyaux d'évacuation des eaux pluviales a été mesuré et leurs positions sur la rive gauche ou droite ont été indiquées ; les structures transversales (c'est-à-dire les ponts, les passerelles, les routes et les seuils) ont été décrites et la hauteur des seuils anthropiques a été mesurée (Figure 19).

Mesurer l'altération et la diversité hydrogéomorphologique, l'exemple du Morbras

L'altération morphologique

Les résultats présentés peuvent être consultés en détail dans de Milleville et al. (2023a). Près de 43 % du bassin versant du Morbras est urbanisé (Figure 12 - chapitre 2). Il traverse quatre espaces urbains denses, entrecoupés par des espaces forestiers, cultivés ou en friches plus ou moins aménagés. Le chenal présente tout au long de son cours de très nombreux indices d'un déséquilibre hydromorphologique imputable à l'urbanisation de son bassin : on trouve par exemple des déchaussements d'aménagements des berges qui indiquent une incision du chenal ; des encoches



d'érosion qui signalent son élargissement et de nombreux affleurements du substratum rocheux qui montrent la disparition partielle de la charge caillouteuse (Figure 17). Le tracé de la rivière est, de plus, très souvent rectiligne et son lit généralement contraint latéralement par des protections de berge ou des équipements urbains (ponts, buses, etc.). Seules deux sections de la rivière se distinguent par une sinuosité importante indiquant une certaine dynamique, ce que semble confirmer la présence dans ces secteurs de bancs alluviaux et de berges érodées.

L'ampleur de l'altération morphologique du chenal du Morbras a pu être quantifiée en comparant nos mesures de largeur et de hauteur avec des modèles régionaux de référence (modèle Carhyce, Gob et al., 2014) (Figure 20 A et B). Les droites de régression centrées sur les 357 mesures issues des profils en travers effectués sur le Morbras suivent la même tendance que leur modèle régional, indiquant logiquement une augmentation moyenne de la taille de la rivière avec l'accroissement de la surface du bassin versant. Mais lorsqu'on regarde le détail de la Figure 20B, on s'aperçoit que les hauteurs moyennes à plein bord sont presque toujours situées bien au-dessus du modèle. Le Morbras est donc presque partout plus profond que les cours d'eau non urbains de référence. Les largeurs à plein bord (Figure 20A) sont, elles aussi, majoritairement

positionnées au-dessus du modèle et dépassent parfois de plusieurs mètres les valeurs observées sur les références. Seuls les secteurs les plus étroits du Morbras sont conformes au modèle ou positionnés en dessous de la droite de régression. Bien que la majorité des points obtenus se situe dans la variabilité du modèle, ces observations montrent que la rivière est surcalibrée par rapport aux cours d'eau non urbains de référence : le lit est en moyenne plus large de 0,98 m (+ 18 %) et plus profond d'environ 0,43 m (+ 46 %).

Ces grandeurs sont par ailleurs en adéquation avec ce que montre une étude diachronique de 21 profils en travers levés en 1964 et 2017 (Figure 20C). La comparaison des profils actuels avec des plans topographiques à très grande échelle conservés aux archives départementales du Val-de-Marne (AD94-3582W54) ont en effet montré qu'en 52 ans le lit s'est élargi de 0,1 à 3,1 m et incisé de parfois plus d'un mètre. L'incision moyenne est de 0,39 m et l'élargissement moyen est de 0,75 m. Cette comparaison montre que le surcalibrage des lits, observé sur l'ensemble du linéaire, est récent et concomitant à l'urbanisation du bassin. Le Morbras a vu la part de ses surfaces urbanisées passer d'à peine 1 % dans la première moitié du XIX^e siècle, à un peu moins de 7 % en 1949 et à plus de 42 % aujourd'hui (de Milleville et al., 2023a).

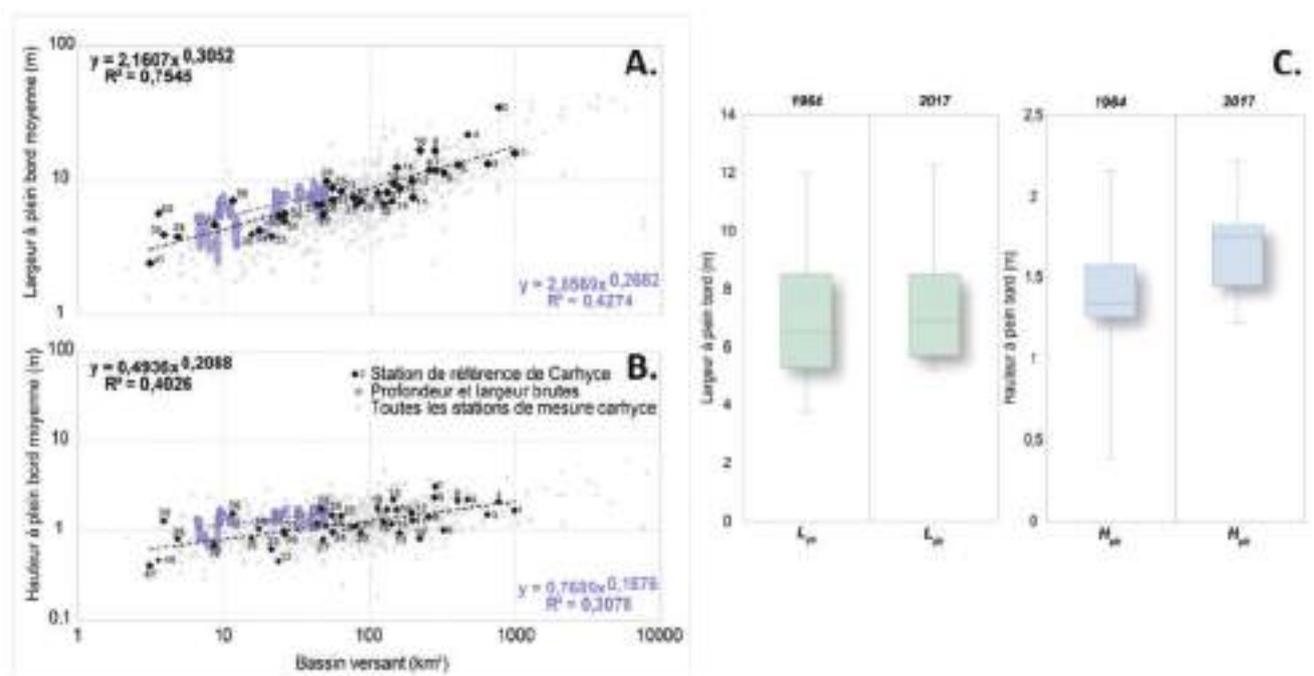


Figure 20 : A. et B. Evolution longitudinale de la largeur et profondeur à plein bord du Morbras et comparaison avec les modèles Tables calcaires de Carhyce (de Milleville et al., 2023a) (à gauche) ; C. comparaison diachronique de 21 profils en travers du Morbras levés en 1964 et 2017 (à droite). © de Milleville et al., 2023.

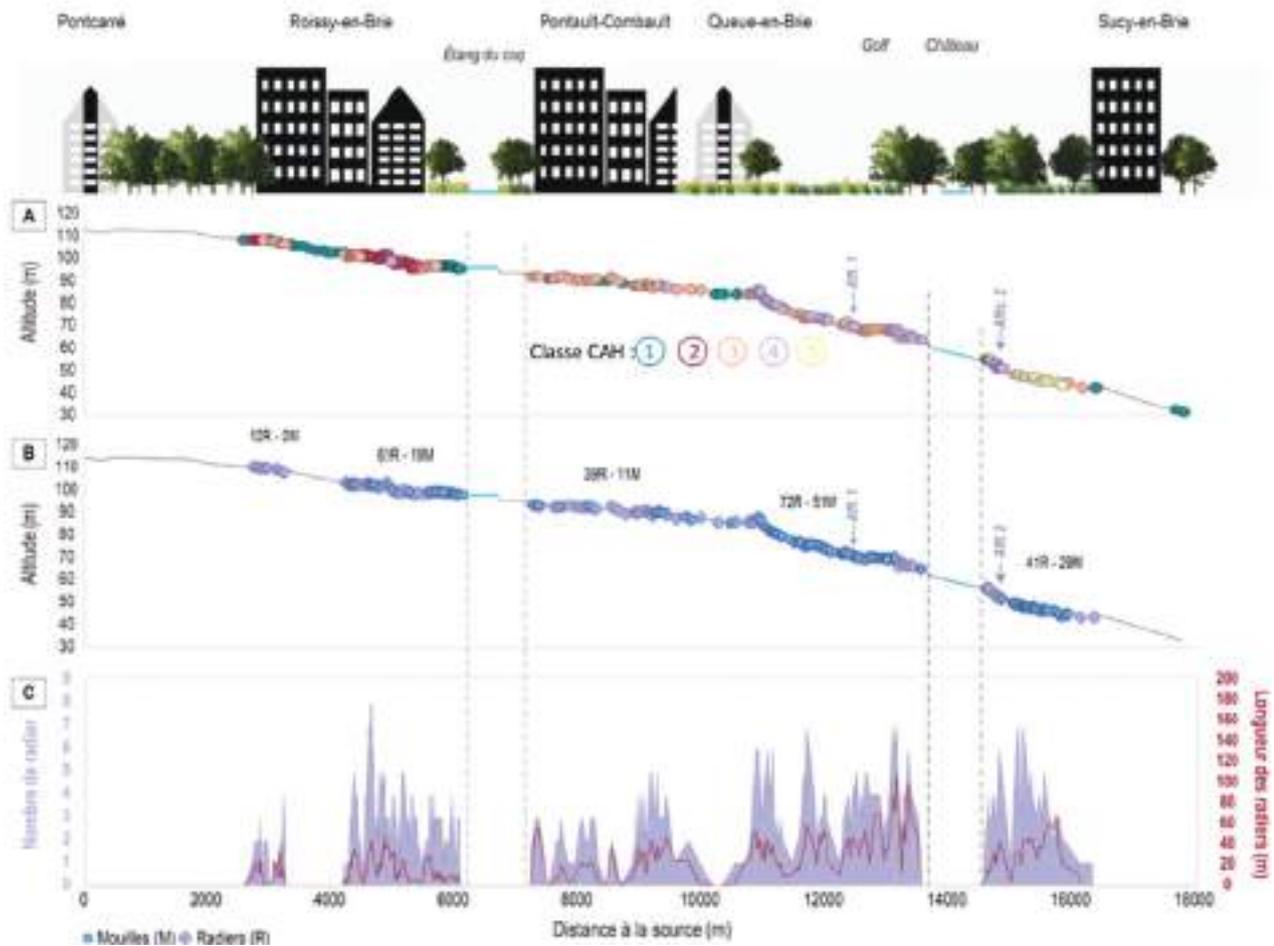


Figure 21 : Distribution longitudinale de A. cinq classes morphologiques déterminées à partir de la CAH, B. séquences de seuil et mouille, C. nombre et longueur des seuils. © L. de Milleville et al, 2023

L'altération du transport sédimentaire et ses conséquences : raréfaction de la charge alluviale mobile et uniformisation des formes fluviales associées

L'érosion responsable de l'incision du chenal est la conséquence de l'intensification du transport sédimentaire qui fait lui-même suite à l'augmentation du nombre de crues et de leur magnitude. Dans les systèmes de plaine comme celui du Morbras, le stock alluvial disponible est limité et l'enfoncement du chenal conduit inévitablement à une disparition partielle des alluvions du fond du lit, notamment de la charge caillouteuse, et à une raréfaction des formes fluviales. En effet, si des bancs de graviers sont toujours présents dans certains tronçons du Morbras, des secteurs entiers de la rivière sont marqués par l'affleurement du substratum rocheux (dalles d'argile ou blocs pluri-décimétriques de grès) ou par un pavage du lit par des alluvions grossières qui ne peuvent que très exceptionnellement être mobilisées (Figure 17). Dans ces

secteurs, l'érosion verticale est en conséquence fortement ralentie ou à l'arrêt et l'érosion latérale s'accélère pour compenser l'excédent d'énergie toujours bien présent (Jugie et al., 2018).

Ce déficit de charge mobile est notamment manifeste dans la partie supérieure du bassin et s'accompagne par l'uniformisation des formes fluviales. Les alternances seuils-mouilles, généralement observées dans ce type de rivière à lit caillouteux, se raréfient et les lits plats, plus ou moins courants, se multiplient (Figure 21 B et C). Les relevés de terrain montrent que la distance médiane entre les radiers et les mouilles est de 13,7 m (0,5 m - 180 m). Or d'après la littérature, deux séquences seuil-mouille représentent généralement 15 fois la largeur à plein bord (Leopold et al., 1964). Dans le Morbras, l'espacement théorique entre les radiers et les mouilles devrait donc être compris entre 19 et 36 m. Cela signifie que l'on devrait trouver environ 650 séquences radier-mouille le long des 18 km du Morbras, alors que seuls 225 radiers, 110 mouilles et 92 séquences ont été comptés et que 50 % d'entre elles sont au moins

30 % plus courtes qu'attendu. Les radiers non associés à des mouilles sont, en effet, généralement très courts et directement liés à des plats lentiques. La Figure 21 montre que si l'on trouve des radiers presque tout le long du profil longitudinal c'est bien dans le secteur aval du cours que l'on trouve le plus grand nombre de séquences seuil-mouille et que la longueur cumulée des seuils est la plus grande. Ces formes fluviales sont à l'inverse plus rares et moins développées dans les zones les plus urbanisées. Les radiers y sont en effet plus courts et les mouilles peu nombreuses. C'est dans le plus long secteur non urbain, entre La Queue-en-Brie et Sucy-en-Brie, que les alternances seuils-mouilles sont les plus développées et qu'on trouve donc un lit présentant la plus grande diversité morphologique.

Révéler la diversité des tronçons urbains

Au-delà de l'ampleur de l'altération morphologique et de l'uniformisation du lit du Morbras liées à l'urbanisation, il faut remarquer sa variabilité longitudinale qui est tout à fait remarquable et qui a été peu étudiée ailleurs. La haute fréquence de nos observations a permis de mettre en évidence que, contrairement à ce qu'on pourrait intuitivement penser, l'intensité des élargissements et approfondissements du lit n'est pas directement corrélée au taux cumulé d'urbanisation. Autrement dit, elle n'augmente pas vers l'aval suite à la traversée successive des agglomérations. La distribution des géométries du chenal présente plutôt un schéma complexe avec des évolutions spatiales très rapides, même au sein de tronçons courts (Figure 20 A et B).

Pour analyser cette distribution longitudinale de l'altération hydromorphologique du Morbras, une classification des morphologies a été réalisée à partir de 11 variables décrivant la géométrie du lit, les particules présentes ou non sur le lit, la sinuosité et les alternances seuil/mouille. Cinq classes ont ainsi été identifiées grâce à une classification ascendante hiérarchique (CAH) (Figure 21A) puis regroupées en trois types hydromorphologiques (Figure 22). Le premier, type A (CAH 4 et 5), présente la morphologie la moins altérée. Dans ces tronçons, les largeurs et profondeurs ne s'éloignent que modérément des modèles de référence et le lit conserve des formes fluviales diversifiées et une charge alluviale caillouteuse relativement mobile. Le second, type B (CAH 1 et 3), est celui qui présente la signature urbaine la plus forte avec, à des degrés divers, un surcalibrage du lit par rapport aux références, une disparition parfois totale de la charge et/ou des formes fluviales et une très faible sinuosité. Le dernier, type C (CAH 2), se situe entre les deux, il a des largeurs et profondeurs très éloignées des références mais présente une certaine diversité morphologique. Ce dernier type correspond à des tronçons qui ont fait l'objet d'une restauration écologique de première génération (i.e. correspondant essentiellement à la création de certains habitats dans le lit et sur les berges). La Figure 21A confirme qu'il n'existe pas de logique amont-aval dans la distribution de ces cinq classes morphologiques. On constate plutôt que les tronçons les plus altérés (type B) se trouvent préférentiellement dans les traversées de ville alors que les tronçons ayant conservé une certaine dynamique hydromorphologique (type A) se trouvent plutôt dans les secteurs les moins urbanisés dans la seconde moitié du linéaire. On remarque également que les tronçons restaurés (type C) concernent surtout les secteurs très urbains.

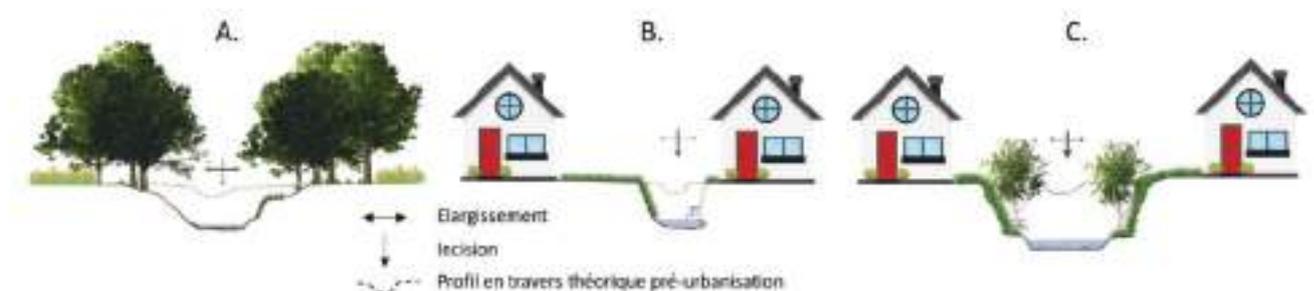


Figure 22 : Typologie synthétique des tronçons hydromorphologiques rencontrés sur le Morbras. A. tronçon non urbain ; B. Tronçon urbain non restauré ; C. Tronçon urbain restauré (d'après de Milleville et al., 2023).



Figure 23 : Illustrations de quelques taxons présents dans les cours d'eau urbains : Trichoptère (Hydropsychidae), Diptère (Chironomidae) ; Crustacé (Asellidae) ; Ver Achète (Glossiphoniidae). Illustrations : Aurélie Loyer

2. Diagnostiquer la biodiversité aquatique des cours d'eau franciliens

L'impact négatif de l'urbanisation sur la biodiversité est avéré (Elmqvist et al., 2013) notamment vis-à-vis des écosystèmes d'eau courante pour lesquels les pressions sont multiples. Leur fonctionnement écologique change selon une diversité de mécanismes dont les effets respectifs doivent être démêlés dans l'objectif de restaurer ces écosystèmes (Roy et al., 2016).

Les peuplements de macroinvertébrés benthiques comme indicateur de la pression urbaine

Parmi la biodiversité aquatique, les macroinvertébrés benthiques sont les peuplements sans doute les plus adéquats pour étudier les cours d'eau urbains. Il s'agit d'organismes visibles à l'œil nu, qui habitent le fond des cours d'eau, comme les insectes, les mollusques, les crustacés et les vers (Figure 23). Ils sont un important maillon de la chaîne alimentaire des milieux aquatiques, car ils sont une source de nourriture pour d'autres êtres vivants. Certains insectes, comme les éphéméroptères, habitent le cours d'eau pendant leur vie larvaire, tandis que leur stade adulte est aérien. Ils sont déjà largement reconnus en tant que bioindicateur pour la surveillance des milieux aquatiques (Mondy et al., 2012), du fait de leur

caractère intégrateur, de leur réponse écologique à la fois à la qualité des habitats physiques (biotopes ; Demars et al., 2012) et à la qualité physico-chimique de l'eau¹. Les différents taxons qui composent ces peuplements vont être plus ou moins sensibles aux effets des perturbations physiques, biologiques et chimiques des cours d'eau, ce qui permet d'évaluer les répercussions de la pollution et de l'altération des habitats aquatiques et riverains sur la qualité des écosystèmes aquatiques. Dans le contexte multistresseur urbain, le défi réside dans le fait d'évaluer des peuplements appauvris puisque quand les conditions du milieu se dégradent, les peuplements de macroinvertébrés benthiques se modifient en conséquence (Serra et al., 2019). En revanche, ils sont toujours représentés, à l'inverse des poissons par exemple qui peuvent être totalement absents des petits cours d'eau urbains les plus fortement altérés.

Le protocole d'échantillonnage sur le terrain consiste à prélever les différents types de supports présents dans le lit mouillé du cours d'eau à l'aide d'un filet (Figure 24). L'échantillonnage représentatif de la diversité des biotopes dans une station permet de collecter les différents taxons qu'ils contiennent. Les individus sont ensuite recherchés dans les matériaux prélevés pour être déterminés. Sur le terrain, des caractéristiques environnementales sont mesurées telles que la physico-chimie de l'eau. Pour rechercher la réponse des peuplements de macroinvertébrés benthiques à la variation des caractéristiques hydromorphologiques entre tronçons à l'intérieur d'un même cours d'eau ou

¹ Pour en savoir plus, lisez le fascicule sur l'écotoxicologie publié dans la collection des fascicules du PIREN-Seine.



Figure 24 : Mise en œuvre de l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques sur la Mérantaise.

entre différents cours d'eau, un protocole d'échantillonnage adapté a été conçu et consiste à réaliser cinq prélèvements par station sur les différents supports. Les stations sont 1/ localisées sur des radiers selon la caractérisation hydromorphologique des tronçons de cours d'eau et 2/ sont proches les unes des autres (3 km en moyenne).

L'impact de l'urbanisation sur la biodiversité aquatique

L'urbanisation entraîne la modification de l'occupation des sols dans le bassin versant. En particulier, elle accroît son imperméabilisation et diminue sa capacité d'infiltration, ce qui induit une modification des processus hydrologiques (Chen et al., 2014). La modification du cycle de l'eau à l'échelle du bassin versant agit donc indirectement sur la biodiversité des cours d'eau. Le taux d'imperméabilisation du bassin versant sert la plupart du temps de proxy pour résumer l'ensemble de ces processus. Cependant, l'occupation des sols plus locale, dans la zone riveraine,

peut aussi avoir un rôle tampon vis-à-vis du fonctionnement écologique du cours d'eau (Laub et al., 2012). À l'échelle locale, les caractéristiques géomorphologiques influencent la biodiversité aquatique : si le chenal conserve un certain niveau de complexité et par conséquent une diversité de biotopes en dépit de l'urbanisation de son bassin versant, il peut être le support d'une biodiversité importante. L'interaction entre les deux échelles, bassin versant et locale, conditionne la biodiversité présente dans les cours d'eau (Stoll et al., 2016). Le contexte paysager est également important. Il peut conférer localement aux peuplements aquatiques une forme de résistance à l'urbanisation pour peu que des milieux aquatiques ou semi-naturels soient encore présents dans une matrice paysagère imperméabilisée, constituant des sources de colonisation potentielles (Utz et al., 2016).

Enfin, les effets de l'urbanisation sur la biodiversité aquatique sont plus ou moins sensibles selon l'histoire du cours d'eau et des usages de son bassin versant (Cuffney et al., 2010). Ces facteurs historiques agissent de différentes

manières. D'une part, les usages anciens du bassin versant peuvent être déterminants pour la biodiversité aquatique actuelle (Harding et al., 1998) et, d'autre part, la réponse de la diversité locale à des changements environnementaux peut prendre du temps et intervenir de manière différée (notion de dette d'extinction). Les conditions passées peuvent jouer un rôle de filtre sur le pool régional d'espèces et influencer la diversité locale des communautés (Zobel et al., 2011). L'impact de l'urbanisation peut donc être différent selon qu'elle intervient sur un territoire auparavant « peu anthropisé » ou se superposer à d'autres facteurs antérieurs d'anthropisation. La connaissance des héritages et de leurs effets sur l'état contemporain de l'écosystème ne doit donc pas être négligée afin d'être en mesure d'identifier les sources d'altérations réelles et les meilleures solutions de restauration (Wohl, 2019).

À partir d'un exemple, nous proposons de montrer la réponse des peuplements de macroinvertébrés benthiques aux pressions contemporaines analysée à l'échelle du bassin versant ainsi qu'à l'échelle locale. L'effet du contexte paysager local est pris en compte pour évaluer l'impact potentiel de la proximité de sources de colonisation. Enfin, les effets d'héritage sont mis en évidence en analysant les relations entre l'occupation du bassin versant dans les années 1950 et les caractéristiques de la biodiversité actuelle.

L'influence de l'hétérogénéité des conditions locales des cours d'eau sur la biodiversité aquatique

Puisque l'urbanisation à l'échelle du bassin versant, exprimée par le taux de surface imperméabilisée, a des effets négatifs sur les peuplements de macroinvertébrés benthiques, il est intéressant de déterminer si ces effets peuvent être potentiellement atténués à l'échelle locale par le contexte paysager des abords des cours d'eau ou par des caractéristiques hydrogéomorphologiques. À l'échelle locale, un contexte paysager fortement urbanisé, exprimé par le taux d'imperméabilisation dans une zone riveraine de 30 m de large, a un effet négatif sur la richesse taxonomique et la sensibilité des peuplements. En revanche, aucun effet positif de la proximité de zones humides ou de forêts aux abords des cours d'eau n'a été mis en évidence dans ce contexte. À l'inverse, les paramètres de géomorphologie locale que sont la largeur à plein bord et la sinuosité contribuent positivement à la richesse taxonomique, à la diversité et à la sensibilité des peuplements. En effet, les cours d'eau larges et sinueux renferment naturellement des habitats plus hétérogènes, propices à des peuplements de macroinvertébrés plus riches et diversifiés.

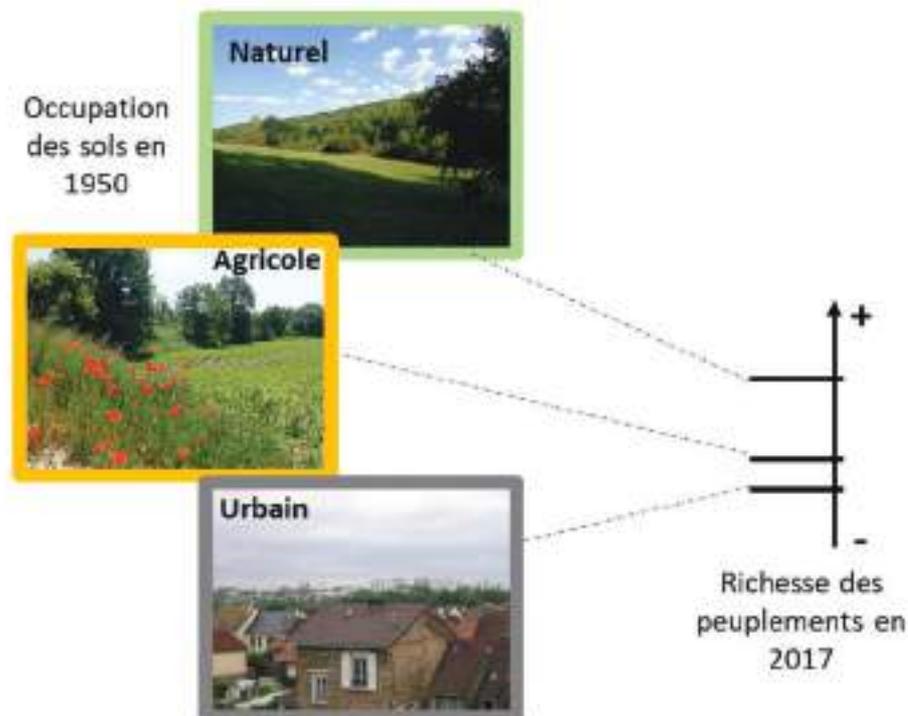


Figure 25 : Influence de l'occupation des sols passée (1950) sur l'état actuel des peuplements de macroinvertébrés. © Talès

Le focus réalisé sur trois cours d'eau représentatifs d'un gradient d'urbanisation à l'échelle régionale, la Mérintaise, la Biberonne et le Morbras, permet de préciser les effets de ces conditions locales sur les peuplements de macroinvertébrés (de Milleville et al., 2021 ; de Milleville, 2023a). Notamment, il s'avère qu'à cette échelle plus fine, les peuplements de macroinvertébrés répondent à la fois aux caractéristiques géomorphologiques locales, mais aussi aux caractéristiques physico-chimiques, tout particulièrement à la teneur de l'eau en oxygène dissous. Les peuplements les plus dégradés sont observés dans les cours d'eau les plus anthropisés soit par la pression urbaine dominante (le Morbras), soit par la pression agricole dominante (la Biberonne). Ainsi, le gradient observé résulterait plutôt d'une intrication entre l'urbanisation qui progresse vers les marges de la région et l'agriculture intensive qui occupe ces territoires. Cependant, la variabilité interne des peuplements de macroinvertébrés dans ces trois cours d'eau diffère en lien avec l'urbanisation. La caractérisation à haute résolution spatiale de l'hétérogénéité hydromorphologique de ces trois petits cours d'eau révèle une perturbation des patterns spatiaux longitudinaux, et notamment des séquences radiers-mouilles qui peuvent être à la fois peu présentes et distribuées le long du cours d'eau de manière discontinue. Dans les cours d'eau les plus fortement urbanisés, le continuum physique longitudinal semble disloqué, entraînant de même de forts contrastes de peuplements de macroinvertébrés dans un même cours d'eau, en l'absence de logique amont-aval.

Prendre en compte les effets d'héritage

À l'échelle du bassin versant, les conditions passées d'usages des sols peuvent influencer l'état de la biodiversité actuelle (Figure 25). Pour évaluer cet effet, les relations entre l'occupation des sols dans les années 1950 et les caractéristiques biologiques des peuplements de macroinvertébrés sont analysées comparativement à l'occupation des sols contemporaine.

Ainsi, le taux de milieux semi-naturels des années 1950 dans le bassin versant contribue positivement à la richesse et à la diversité des peuplements actuels. Les cours d'eau dont les bassins versants étaient déjà altérés par des activités agricoles ou une urbanisation plus ancienne dans les années 1950 ont tendance à héberger actuellement

des peuplements moins riches et diversifiés. L'état actuel des peuplements de macroinvertébrés dépend donc non seulement des conditions environnementales contemporaines mais aussi de leur trajectoire d'évolution temporelle en lien avec le gradient de pression. Cet état conserve l'empreinte des altérations passées. Pour approfondir l'étude des effets d'héritage, il faut étudier plus précisément la conversion des usages des sols de la région francilienne depuis les années 1950.

3. Décrire et comprendre la végétation rivulaire

Le rôle crucial de la végétation rivulaire dans l'environnement urbain

La végétation associée au fonctionnement des cours d'eau est un élément fondamental de leur biodiversité. La végétation peut être aquatique ou rivulaire. La flore aquatique et en particulier les macrophytes font l'objet d'inventaire et de suivi dans le cadre de la mesure de l'Indice Biologique Macrophyte en Rivière (IBMR) (Ferreira et al., 2018). Les données issues de cet inventaire sont peu nombreuses pour les cours d'eau urbains étudiés. Elles témoignent d'une faible diversité de la flore aquatique. Les tronçons les plus ruraux des cours d'eau, comme l'essentiel de la Biberonne témoignent même de niveaux trophiques très élevés en relation avec des teneurs en phosphate et en nutriments trop élevées à tel point que le diagnostic conclut que ces cours d'eau possèdent « *des possibilités quasi-nulles d'expression des communautés végétales aquatiques diversifiées* »².

La végétation riveraine des petits cours d'eau urbains n'est pas non plus très bien connue. Elle est pourtant cruciale pour la diversité biotique des fonds de vallée et des milieux aquatiques (Roy et al., 2005). Elle constitue un élément fondamental du cadre de vie des populations riveraines et elle occupe souvent l'interface entre les espaces privés et publics et le chenal. En ce sens, elle est un des espaces privilégiés de la rencontre entre les habitants et la flore et la faune qui demeurent dans les espaces urbanisés. La végétation riveraine est souvent considérée pour son rôle dans la connectivité écologique car les zones riveraines

pourraient atténuer l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité en facilitant la dynamique de migration des espèces (Roy et al., 2005 ; Utz et al., 2016). Elles offrent également des habitats spécifiques pouvant servir de refuges aux espèces vivantes lors des périodes sèches (Naiman et Décamps, 1997) et jouent un rôle de filtre physico-chimique pour les sédiments, nutriments et polluants entre le cours d'eau et les versants (Daniel et Gilian, 1996). Enfin, elles constituent une solution naturelle dans l'atténuation du changement climatique en fournissant des zones de rafraîchissement dans l'environnement urbain, ce qui les rend plus attrayantes pour la population locale. Cependant dans les agglomérations urbaines, la végétation est soumise à une très forte pression du fait de la proximité des espaces bâtis avec le chenal, et du grand nombre des propriétaires privés ou publics qui ne la considèrent que comme un agrément paysager. Comme le soulignent Roussel et al. (2017), un diagnostic de terrain à haute résolution est nécessaire pour déterminer les différentes qualités fonctionnelles des ripisylves.

Principe d'un diagnostic de terrain

La grille d'analyse utilisée est simple et robuste. Elle est basée sur les protocoles définis par la base de données nationale CARHYCE (Gob et al., 2014 ; Beaudoin et al., 2023) et s'inspire de l'Indice de Biodiversité et de connectivité des ripisylves³ qui permet de définir à la fois la place prise

par la végétation rivulaire dans les paysages urbains et un potentiel de biodiversité plutôt qu'une véritable mesure de celle-ci. Le diagnostic prend en compte le fait que la végétation rivulaire est souvent étroite et assimilable à un rideau rivulaire. Il s'agit d'abord d'identifier des tronçons homogènes quant à la nature de la végétation rivulaire, puis de mesurer l'emprise du couvert végétal, la diversité des strates arbustives et arborées et leur spontanéité. Afin de prendre en compte les différentes dimensions, nous avons identifié 11 métriques définies sur le terrain et cartographiées sous SIG. Ainsi l'évaluation de la végétation riveraine comprend l'emprise du couvert végétal, défini par la largeur du couvert végétal et sa continuité. La diversité de la végétation riveraine est estimée à partir du nombre d'espèces d'arbres, avec une note maximale correspondant à 8 selon les référentiels régionaux utilisés. Par ailleurs, la stratification verticale de la végétation est déterminée à partir des références utilisées le plus communément en France : arbres (>7 m), arbustes (0,7 à 7 m), strates herbacées. La dynamique de la végétation est mesurée par la stabilité des arbres et arbustes, considérée comme un indicateur de l'état du couvert forestier, et la dynamique du taux de couverture par la végétation est estimée afin de mesurer le poids de la croissance urbaine dans la dynamique de la végétation rivulaire. Pour évaluer la vitalité de la forêt riveraine et sa capacité à accueillir la biodiversité, trois métriques ont été considérées. La présence de bois mort au sol est un bon indicateur de la présence de microhabitats. Le renouvellement est évalué par la présence de semis



Photo 1 : Le Morbras et sa ripisylve diversifiée dans la cuvette de Champlain.

3 <https://www.fne-aura.org/ripisylves>



Photo 2 : Le Morbras et sa ripisylve discontinue et plantée dans la traversée de Roissy-en-Brie, un tronçon anciennement restauré.

d'arbustes et d'arbres, tandis que la spontanéité des peuplements permet de distinguer les zones plantées des zones caractérisées par une végétation spontanée. Enfin, la problématique des plantes exotiques et envahissantes est primordiale dans la qualité de la nature rivulaire et plus généralement de la nature en ville. Les plantes invasives ou exotiques ont été introduites, volontairement ou non, en dehors de leur aire de répartition et sont capables de coloniser certains environnements en raison de leur nature compétitive avec les plantes indigènes, souvent en raison de l'absence de consommateurs, de

prédateurs ou de parasites naturels (maladies) qui agissent comme des facteurs de contrôle de l'espèce dans son environnement d'origine (McNeely, 2001). Les espèces exotiques non invasives doivent également être prises en compte. Elles sont particulièrement présentes le long des petits cours d'eau urbains car elles sont souvent choisies par les habitants comme plantes ornementales pour leurs jardins et par les gestionnaires d'espaces verts publics. Elles n'ont pas de caractère invasif et causent donc moins de dommages à l'environnement et aux espèces indigènes. Néanmoins, elles n'ont aucune relation avec le milieu



Photo 3 : Le Morbras dans le quartier du Grand-Val à Sucy-en-Brie.

dans lequel elles sont plantées et contribuent à le modifier durablement.

Des tronçons au potentiel de biodiversité très contrasté : l'exemple du Morbras

Le long du Morbras, deux indicateurs principaux dominent l'état des lieux : l'étendue spatiale du couvert arboré et la présence de plantes invasives et exotiques. Sans surprise, les zones forestières, principalement situées à l'amont du bassin versant possèdent une bonne qualité globale. Elles sont le plus souvent caractérisées par la présence de trois strates, qu'elles soient plantées ou spontanées. La diversité spécifique des strates arborescentes et arbustives est dans la plupart des cas modérée, avec 5 à 7 espèces d'arbres. De plus, ces espaces montrent plutôt une expansion de la végétation au cours du siècle dernier avec des peuplements généralement stables. Cela correspond souvent à des espaces forestiers gérés pour lesquels la vitalité (bois mort, renouvellement, spontanéité) est de moindre qualité que dans les espaces boisés non exploités comme le bois de Berchères, situé en aval de Roissy-en-Brie, et les espaces boisés du bassin de Champlain (Photo 1).

En effet, la végétation riveraine est alors continue ou légèrement discontinue, caractérisée par un bon renouvellement spontané de la végétation arborée, principalement indigène ce qui constitue un très bon indicateur de la dynamique écologique de la végétation et des potentialités qu'elle offre au reste de la biodiversité. Les tronçons les plus dégradés sont sans surprise les tronçons urbains caractérisés par un très faible couvert arboré. Il s'agit de tronçons caractérisés par une succession de jardins privés, comme dans le quartier du Grand-Val à Sucy-en-Brie, ou d'espaces ouverts le long de la rivière dans des zones plus récemment aménagées, comme en aval des villes de Pontault-Combault et de Roissy-en-Brie (Photo 2). Ces derniers sont plantés mais la diversité spécifique reste faible comme le long des tronçons ouverts de Roissy-en-Brie où les saules dominent très largement.

La qualité médiocre des sections urbaines s'explique également par la place des espèces exotiques invasives et non invasives. Dans les espaces urbains, comme à Roissy-en-Brie, à Pontault-Combault et dans le quartier du Grand Val à Sucy-en-Brie (Photo 3), la végétation est totalement maîtrisée par les propriétaires ou par les gestionnaires

d'espaces publics, qui définissent des aménagements paysagers. Ils ont planté des arbres et des arbustes épars dans des pelouses ouvertes caractérisées par l'abondance de plantes exotiques et invasives, comme dans le parc départemental du Morbras (bambou, robinier, etc.), ou les jardins privés du quartier du Grand Val à Sucy-en-Brie et Pontault-Combault (conifères et plantes à fleurs exotiques), qui souffrent également de la présence d'espèces invasives. Le long du Morbras, la renouée du Japon (*Fallopia japonica*), l'Ailante glanduleux (*Ailanthus altissima*), la balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*), le robinier faux-acacia, l'érable à feuilles de frêne (*Acer negundo*) et le laurier-cerise (*Prunus laurocerasus*) ont une forte présence comme dans l'ensemble de la région (Wegnez, 2018, 2022). Aujourd'hui, le long du Morbras, la renouée du Japon est celle qui génère le plus de mesures de contrôle, comme sur le territoire français (Chrétien et al., 2017).

Conclusion

Les observations réalisées dans les bassins versants étudiés montrent que les cours d'eau ont tous des caractéristiques hydromorphologiques qui présentent une signature urbaine claire. Celle-ci se démarque d'abord, presque partout, par des lits trop profonds et trop larges par rapport à ce qui est attendu pour des cours d'eau de ce type. Elle se manifeste ensuite par une perte de diversité morphologique, notamment une réduction du nombre d'alternances de faciès courants et plus tranquilles et par une raréfaction de la fraction graveleuse des alluvions, et donc des bancs caillouteux. L'étude confirme également que l'augmentation de l'urbanisation dans des petits bassins versants a un impact négatif sur la biodiversité des petits cours d'eau car elle est responsable d'un appauvrissement très important de la faune et de la flore aquatique et de la disparition de la végétation rivulaire ou de son inadaptation (espèces invasives et exotiques) le long de très nombreux tronçons.

Néanmoins, les résultats obtenus montrent également que si ces altérations des lits sont omniprésentes, leur intensité est hétérogène. Il n'existe pas de relation simple entre taux d'imperméabilisation des sols, altération hydromorphologique, qualité de la ripisylve et de la biodiversité aquatique. On trouve plutôt une alternance de tronçons très altérés et d'autres relativement préservés. Les premiers se trouvent plutôt dans les traversées de



ville ou immédiatement en aval et les seconds dans les secteurs les moins urbanisés où alternent espaces cultivés et boisés. Les altérations antérieures des bassins versants, de différentes durées (cf. Chapitre 5) ou les modalités de leur urbanisation ou la qualité physico-chimique de l'eau peuvent être des facteurs explicatifs de ces contrastes à différentes échelles. Il ressort donc que les petits cours d'eau urbains ne forment pas un ensemble homogène au prétexte qu'ils sont globalement dégradés, et donc qu'il existe une diversité de cours d'eau urbains dans la région francilienne. De plus, la première génération des restaurations a surtout concerné les traversées de

ville et n'a pu aller beaucoup plus loin que la création d'habitats sur le fond du lit et sur les berges. Très souvent, l'altération de la géométrie du lit a même été accentuée lorsque le lit était agrandi pour limiter au maximum le risque d'inondation et la végétation plantée à l'occasion d'opérations possède un faible potentiel écologique. En conséquence, il est illusoire de vouloir restaurer tous ces cours d'eau de la même manière alors que leurs potentiels sont différents, comme l'avaient déjà évoqué Booth et al. (2016). Les cours d'eau urbains et leur diversité interne doivent donc être mieux caractérisés afin de déterminer les objectifs de restauration les plus adaptés.





CHAPITRE 4



Comprendre la relation des populations riveraines à la rivière

La réhabilitation des petites rivières urbaines participe à l'amélioration de la qualité de l'eau et de l'état de la biodiversité mais ces opérations s'inscrivent également dans des objectifs plus larges tels que la réduction des risques d'inondation, l'amélioration du cadre de vie voire la reconfiguration d'un quartier ou encore l'ouverture de cheminements doux ou de nouveaux espaces publics (ASTEE, 2021). Il apparaît alors indispensable de s'interroger sur la place de la rivière dans la ville et de considérer le rapport des habitants et usagers à celle-ci avant d'entreprendre un projet de réhabilitation.

Ce chapitre propose d'exposer plusieurs méthodes visant à appréhender ces rivières comme des territoires hydrosociaux (Boelens et al., 2016). Il s'agit d'une part de s'intéresser aux relations que les populations riveraines nouent avec elles

au travers leurs pratiques et leurs imaginaires et d'autre part à la matérialité des rivières et de leurs abords. Dans une ambition holistique (Clewel et Aronson, 2010), la restauration écologique vise non seulement à réhabiliter les écosystèmes, leur configuration ou bien leurs fonctionnalités (Dufour et Piégay, 2009), mais aussi à renouveler, et restaurer, la relation des humains à la nature (Higgs, 2003 ; Dicks, 2021). Dans cette perspective, il est crucial de ne pas négliger la matérialité des paysages, car celle-ci est au cœur des relations entre les sociétés et la rivière : elle les conditionne aussi bien qu'elle les révèle (Berque et al., 1994 ; Ingold, 2011). Une des clefs d'appropriation des projets de restauration de cours d'eau en ville repose d'ailleurs sur le volet paysager et esthétique comme l'ont montré Flaminio et al. (2015) sur l'Yzeron, Davodeau et Romain (2017) sur la Moine ou Brun et al. (2018) sur la Rize.



1. Enquêter la relation sensible des riverains à la rivière

Nous proposons une méthode pour décrire la configuration spatiale et paysagère de la rivière envisagée comme un arrangement d'éléments socio-naturels. La configuration spatiale du chenal et des berges constitue en effet le reflet de stratégies individuelles (propriétaires riverains voire usagers) et collectives (municipalités, syndicats de rivière, associations), récentes et anciennes, d'aménagements et de dynamiques spontanées (croissance de la végétation par exemple). Reprenant le concept de « connectivité sociale » proposée par Kondolf et Pinto (2017), cette approche amène à qualifier le potentiel d'usages et de rencontres (avec la rivière, entre les populations) fourni par les rivières. Parallèlement, une méthode originale d'enquête auprès des riverains et usagers a été mise en place pour comprendre les relations qu'ils entretiennent avec la rivière. Deux principes ont été retenus : une enquête sur le terrain le long de la rivière pour favoriser la production d'un discours sur celle-ci alors qu'elle fait l'objet de peu d'attention ; une enquête par groupe constitué d'habitants et/ou usagers répartis sur l'ensemble du linéaire pour faire émerger un discours collectif sur la rivière. La démarche s'inspire des parcours sensibles commentés consistant à enquêter en marchant (Thibault, 2001). Cette démarche a été menée sur trois rivières franciliennes : le Morbras, le Croult et le Petit Rosne.

Des enquêtes ont été menées pour saisir la relation pratique et représentationnelle des populations aux petites rivières.

Les parcours sensibles

Les parcours sensibles reposent sur deux principes : le contact des participants avec le terrain (paysage et ambiances de la rivière et de ses abords) et les échanges

entre eux. L'itinéraire est construit par les chercheurs : il suit une portion de la rivière d'amont en aval et comporte entre 5 et 7 points d'arrêts obligatoires tout en laissant la possibilité aux participants de s'exprimer sur d'autres lieux. D'une durée de 3 heures, chaque parcours a réuni entre 5 et 16 participants issus des différents secteurs de la rivière et répartis par groupes (Tableau 2). Pour chacun des points, les participants sont invités à exprimer ce qui leur plaît, ce qui ne leur plaît pas, ce qu'ils aimeraient faire à cet endroit et enfin ce qu'ils souhaiteraient modifier. À l'issue du parcours, les groupes se rassemblent et partagent les échanges qu'ils ont eus en témoignant devant les autres des éléments marquants qu'ils ont discutés.

Sur le Morbras, deux ateliers ont eu lieu : à l'aval, à Sucy-en-Brie, où la rivière n'est accessible que dans le parc départemental du Morbras tandis qu'elle traverse des espaces pavillonnaires régulièrement inondés ; à l'amont, à Roissy-en-Brie, où les bords de la rivière sont ouverts et accessibles par un dense réseau de cheminements doux et de bandes enherbées mais peu valorisés. Sur le Petit Rosne, un atelier a été organisé à l'amont, à Moisselles, où il est prévu de restaurer la rivière dans un secteur traversant des jardins potagers et des espaces agricoles en bordure du bourg ; et à Ezanville dans la partie médiane dans un secteur où la rivière vient d'être réouverte. Sur le Croult, un parcours a été organisé à Gonesse dans le site restauré du Vignois.

Le recrutement des participants n'est pas aisé car il n'existe pas de collectif établi et les relais associatifs pertinents sont peu nombreux. Pour recruter les participants, nous avons donc eu recours au porte-à-porte auprès des habitants installés à proximité immédiate du cours d'eau. Combiner plusieurs sites a permis de montrer la diversité des configurations et d'ouvrir le champ des possibles à des participants dont les connaissances se cantonnent le plus souvent à un petit segment proche de chez eux.

	Morbras	Croult	Petit Rosne
Nombre de tronçons	52	44	41
Longueur minimale, moyenne et maximale du tronçon	302 m 23 m 1225 m	278 m 28 m 872 m	
% des berges accessibles	38%	36%	42,5%

Tableau 2 : Organisation des parcours sensibles.

Une rivière qui ne se voit pas

La rivière fait l'objet d'un rapport hétérogène, car elle est à la fois synonyme de risque d'inondation et un élément attractif, qui se traduit dans la gestion des berges par les riverains. Certains riverains mettent en scène l'eau dans leur jardin tandis que d'autres érigent des murs pour se protéger des inondations.

Le rapport aux petites rivières fait écho à la place du sauvage dans la ville (Menozzi et al., 2014). Le manque de visibilité de la rivière a été souligné au cours de tous les ateliers. Les participants regrettent que la rivière soit cachée par la végétation. Ils dénoncent un manque d'entretien. Certaines espèces sont nommément dénoncées comme les orties. Ce n'est pas uniquement l'écran créé par la végétation qui pose problème, mais aussi l'image associée aux espèces. Celle-ci peut être atténuée par l'installation de panneaux explicatifs concernant la (non) gestion des berges. Les enjeux de sécurité font également irruption dans le rapport à la végétation chez certains habitants : le maintien d'herbes hautes et l'absence de fauche réduisent la visibilité (d'une passerelle, d'un chemin) faisant craindre la fréquentation de certaines portions. En outre, la végétation participe à cacher la rivière pour les participants.

Cela s'ajoute au fait que la rivière est invisible du fait de sa taille et du peu d'eau qui s'y écoule : les habitants de l'aval sont ainsi surpris de découvrir le Morbras si petit en amont et s'interrogent sur le fait même qu'il puisse s'agir d'un cours d'eau. Certains participants dénoncent l'artificialisation des berges qui conduit à confondre le cours d'eau avec un fossé voire un égout, ainsi que la pollution responsable de l'absence de vie.

Porter attention à la rivière ou comment révéler sa présence

Ces observations amènent les participants à s'interroger collectivement sur les moyens de révéler la présence de la rivière aux autres habitants et usagers. Ils supposent une faible attention portée sur ces petites rivières qu'ils regardent eux-mêmes de manière paradoxale, en mettant à la fois en avant leur dégradation, mais aussi les aménités qu'elles peuvent offrir. Prendre conscience de leur présence apparaît comme une première étape indispensable. Les

participants ont observé l'absence de panneaux indiquant le nom de la rivière : « *Nous ce qu'on a vu, c'est que les gens qui viennent ici, ils ne savent pas ce que c'est. Et c'est noté nulle part que c'est le Morbras ! Sur tout notre trajet on n'a jamais vu* ». Des approches ludiques sont imaginées pour donner envie à d'autres de découvrir la rivière comme des parcours de géocaching. L'aménagement de sentiers apparaît comme un incontournable dans la mesure où les participants disent ne jamais s'en éloigner. Parallèlement, ils considèrent que des panneaux, ou une autre forme à déterminer, pourraient fournir des informations sur la rivière aussi bien en termes de biodiversité que d'histoire.

2. Décrire la matérialité : accessibilité et visibilité

Afin de mieux comprendre comment le paysage participe ou au contraire contraint la relation des populations à la rivière, nous avons repris le concept de connectivité de l'écologie fonctionnelle pour rendre compte des usages possibles de la rivière et de ses berges. S'inspirant des concepts de connectivité géomorphologique, hydrologique et écologique qui conditionnent les transferts (longitudinaux, latéraux et verticaux) au sein de l'hydrosystème, Kondolf et Pinto (2017) proposent d'ajouter une dimension sociale renvoyant à « *the communication and movement of people, goods, ideas, and culture along and across rivers, recognizing longitudinal, lateral, and vertical connectivity, much as has been described for rivers for hydrology and ecology* » (*la communication et le mouvement des personnes, des biens, des idées et de la culture le long et à travers les rivières, en reconnaissant la connectivité longitudinale, latérale et verticale, comme cela a été décrit pour les rivières dans les domaines de l'hydrologie et de l'écologie*).

L'évaluation des projets de réhabilitation s'appuie sur des indices biophysiques (Veról et al., 2019) mais si on souhaite discuter des dimensions sociales en termes notamment de justice environnementale, il est nécessaire de développer d'autres approches. D'un point de vue social, la connectivité dépend de la capacité à connecter les individus à la rivière. Il s'agit de s'assurer que la rivière soit accessible aux populations des aires les plus denses de la ville (via des cheminements ou des ponts), de lier



visuellement et conceptuellement la rivière à la ville (voies vertes, parcs, points de vue, points de repères) ou encore de fournir des attractions sociales et culturelles le long des berges (May, 2006).

Le diagnostic de connectivité hydrosociale

La caractérisation de la connectivité hydro-sociale (Germaine et Temple-Boyer, 2022) repose sur la combinaison de trois étapes : 1) l'identification de tronçons homogènes d'amont vers l'aval, 2) le relevé des caractéristiques de chacun d'entre eux, puis 3) la construction d'une typologie visant à rendre compte de leur diversité.

La première étape consiste à délimiter des tronçons à partir d'observations sur la nature du chenal (enterré, à l'air libre ; canalisé ou non) et les modes d'occupation du sol environnants. Ce découpage est affiné sur le terrain en fonction des variations morpho-paysagères observées.

La seconde étape consiste à caractériser sur le terrain la configuration spatiale de la rivière et de son environnement immédiat. Les compartiments analysés dépassent le chenal afin de se rapprocher des espaces vécus des riverains et usagers (Figure 26). Les critères sont ensuite agrégés pour produire cinq indicateurs synthétiques :

- La nature du cours d'eau : il s'agit de différencier les tronçons à l'air libre de ceux qui sont enterrés, mais aussi de décrire leur degré d'artificialisation.
- L'accès physique à la rivière d'une part, et à l'eau d'autre part complétés par le statut foncier des berges : il s'agit de déterminer si la rivière est libre d'accès et s'il est possible d'atteindre les berges et l'eau (voire de toucher celle-ci).
- La visibilité de la rivière renvoie à la possibilité de distinguer visuellement les berges, l'eau et le fond du lit.
- L'équipement du cours d'eau renvoie aux circulations douces permettant de longer la rivière, aux aménagements publics identifiés le long de la rivière comme des équipements récréatifs et/ou urbains, et enfin aux dispositifs d'information visant à sensibiliser les passants.
- Enfin, l'attractivité du tronçon est appréhendée par les modes d'occupation du sol environnants (espace bâti, agricole, boisé), l'emprise de la rivière dans son environnement et sa fréquentation mesurée par la notoriété de l'espace public associé (Fig. 26b).

Dans un troisième temps, nous avons réalisé une classification ascendante hiérarchique (CAH) sur les critères. Les résultats obtenus faisant apparaître une



Figure 26 : Les critères de caractérisation de la connectivité hydro-sociale des petites rivières urbaines.

© M.-A. Germaine et E. Temple-Boyer

distinction majeure entre les tronçons enterrés et ceux non enterrés, nous avons procédé à une seconde CAH en excluant les tronçons enterrés. Au final, 6 types de tronçons sont distingués. Les tronçons non ouverts constituent une classe à part : la rivière enterrée. La mise en valeur de la rivière (équipement, déambulation) conduit à distinguer des tronçons peu ou pas valorisés (2 classes) de tronçons valorisés (4 classes). Parmi les tronçons peu mis en valeur, l’accessibilité détermine deux classes. La première regroupe des tronçons inaccessibles traversant des parcelles privées situés dans la nappe pavillonnaire ou dans l’espace agricole : la rivière privative. La seconde regroupe des tronçons plus ou moins accessibles situés en périphérie de quartiers pavillonnaires ou en lisière forestière, dans des espaces urbains délaissés : la rivière marginalisée. Du côté des tronçons mis en valeur, le degré d’artificialité des tronçons permet de distinguer des tronçons très minéraux, canalisés ou bétonnés s’écoulant surtout dans les centres-villes : la rivière minérale. Ils se distinguent de tronçons accessibles supportant des cheminements doux sous la forme d’une bande étroite enherbée : la rivière coulée verte. Les deux autres classes correspondent à des espaces plus larges et végétalisés. Elles regroupent d’un côté l’ensemble des bassins de stockage des eaux de pluie à ciel ouvert – la rivière techniciste – et des parcs ou bassins de rétention multifonctionnels – la rivière intégratrice.

sont accessibles facilement sur plus de la moitié de leur linéaire et possiblement sur 73 % du linéaire (Tableau 3). Ces valeurs sont particulièrement intéressantes alors même que ces rivières sont non domaniales et insérées dans une trame urbaine relativement dense. Il s’agit d’un constat original alors que les travaux sur l’accès aux espaces d’eau se sont concentrés sur les littoraux (Kim et al., 2019) et les plans d’eau (Nikolli, 2018).

L’accès à la rivière est très fragmenté et les modalités d’accès différent selon l’occupation du sol (Figure 27). Le statut foncier des parcelles riveraines ne dicte cependant pas l’accès au cours d’eau, puisque la moitié des parcelles riveraines publiques ne sont pas accessibles sur le Morbras. A l’inverse, certaines parcelles privées sont équipées pour un usage collectif parfois ouvert à tous ou réservé aux résidents d’une copropriété dans d’autres cas. Au final, on observe que malgré la non-domanialité de la rivière, celle-ci peut être en réalité accessible et, à l’exception de quelques espaces, être soumise à la possible fréquentation des riverains et usagers.

Une diversité de configurations

Les six types de tronçons de petite rivière urbaine correspondent à des niveaux de connectivité hydro-sociale croissants.

Sur le Croult, 8 tronçons sur 44 sont enterrés, soit environ un quart du linéaire, tandis que sur le Petit Rosne ce sont 16 tronçons sur 51 qui sont enterrés, soit près de 45 % du linéaire (Figure 28). Sur le Morbras, seulement 2 tronçons sont enterrés, soit 4 %. Sur ces tronçons enterrés, la rivière est invisible. Elle est le plus souvent oubliée.

3. Résultats du diagnostic

Des cours pas si inaccessibles malgré leur non-domanialité

Au total, 42,5 % des berges du Petit Rosne sont accessibles, 38 % sur le Morbras et 36 % sur le Croult. En cumulant les linéaires des deux rives, les rives du Croult et du Petit Rosne

	Morbras	Croult	Petit Rosne
Nombre de tronçons	52	44	41
Longueur minimale, moyenne et maximale du tronçon	302 m 23 m 1225 m	278 m 28 m 872 m	
% des berges accessibles	38%	36%	42,5%

Tableau 3 : Le découpage des rivières en tronçons.

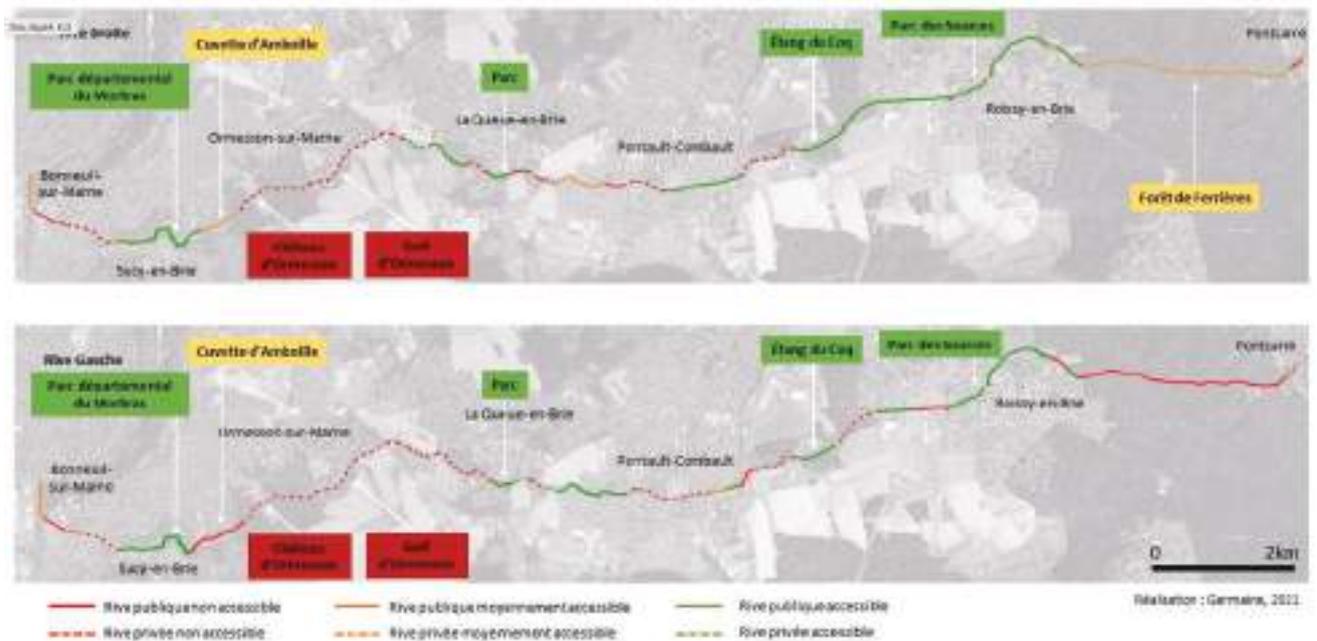


Figure 27 : Accessibilité aux berges selon le statut des parcelles riveraines en rive droite et rive gauche.
© M.-A. Germaine et E. Temple-Boyer

Les tronçons privés s'écoulent dans des espaces inaccessibles, soit privés, soit publics mais clos, rendant la rivière invisible au plus grand nombre. Dans les secteurs résidentiels, l'aménagement des fonds de parcelles, non encore étudié de manière fine, révèle des relations très hétérogènes des propriétaires riverains à la rivière. Certains propriétaires mettent en scène la rivière comme un prolongement du jardin, tandis que d'autres s'en isolent pour se protéger des risques (inondation, chute) ou préserver leur intimité (en cas de vis-à-vis). Figurent aussi de vastes espaces privés comme le château et le golf d'Ormesson sur le Morbras.

Les tronçons marginalisés se situent à la périphérie des zones bâties dans des franges périurbaines. Ils font souvent office de limite entre la ville et la campagne, le cours d'eau marquant les limites de l'urbanisation ou ses marges. Non valorisés, ces tronçons sont néanmoins accessibles par une des rives. Il existe un potentiel de connectivité sur ces tronçons mais la rivière apparaît marginale dans les choix d'aménagement de l'ensemble de ces espaces. La cuvette d'Amboille sur le Morbras figure dans cette catégorie. Cette zone humide de 8 hectares est parcourue par plusieurs bras de rivières : la rivière n'y est ni visible facilement ni accessible malgré un potentiel riche. Le Bec de Canard, qui forme la confluence avec la Marne est à l'abandon : cet espace de friches de 12 hectares est en partie occupé par des populations roms.

Les tronçons minéraux se situent dans les traversées urbaines ou le long du réseau viaire. Ils se démarquent par un chenal maçonné et des berges minérales. Accessibles, ils sont souvent le support de circulations douces. Une partie de ces tronçons longe les chaussées. D'autres forment des bandes plus ou moins épaisses aménagées le long d'une ou plusieurs berges avec des revêtements variés (gravier stabilisé, goudron) qui conditionnent les mobilités possibles (piétonnes et/ou cyclistes). Si la rivière s'écoule dans un lit bétonné, ses abords peuvent être plus végétalisés comme c'est le cas de la « coulée verte » d'Ezanville. La traversée de la ferme pédagogique des Condos à Ezanville constitue un exemple extra-urbain de ce type : le Petit Rosne s'écoule entre les prairies dans un canal bétonné aux berges verticales.

Les tronçons « coulée verte » se distinguent des précédents par le développement des pelouses qui en font de véritables corridors de verdure. L'ensemble de la traversée de Roissy-en-Brie s'inscrit dans cette configuration avec une urbanisation pavillonnaire qui s'est tenue à distance de quelques mètres de la rivière laissant la place à une trame verte de part et d'autre du cours d'eau.

Enfin, d'autres tronçons s'insèrent dans des bassins de rétention ou des parcs. L'épaisseur donnée à la rivière par cette emprise plus large lui permet d'être le support d'une forte connectivité sociale, qu'elle soit réelle ou potentielle.

Une première configuration, la **rivière techniciste**, correspond aux bassins de stockage des eaux de pluie à ciel ouvert et recouverts d'herbe. Si leur vocation initiale n'est pas l'accueil du public, ils sont néanmoins accessibles et fréquentés de manière informelle du fait de leur proximité avec les habitations. Des cheminements longent ces espaces, même s'il s'agit souvent de servitudes opérationnelles ou de cheminements informels. C'est le cas des bassins du Bois d'Orville, du Pré de la Motte, de la Huguée sur le Croult ou de la Réserve de Chauffour sur le Petit Rosne. Ces infrastructures de gestion du risque d'inondation sont gérées comme tel : une végétation spontanée caractéristique des zones humides se développe aux abords du cours d'eau, le rendant invisible et difficilement accessible tandis que le bassin est lui maintenu en herbe rase. Ils ne disposent d'aucun aménagement urbain ou récréatif. Les équipements se limitent aux dispositifs de sécurité (signalétique, barrières empêchant l'accès, échelle limnométrique) rappelant la fonction hydraulique de ces espaces dans lesquels la montée des eaux est possible.

La **rivière intégratrice** s'inscrit, elle, dans des bassins de rétention intégrés dans le tissu urbain (comme ceux de Chauffour, de Copin et des Combattants à Sarcelles ou celui du Vignois à Gonesse) ou dans des parcs (Pré-sous-la-ville à Sarcelles, Parc départemental du Morbras à Sucy-en-Brie, Parc des Sources à La Queue-en-Brie ou l'étang du Coq à Pontault-Combault). La fréquentation du public est ici prise en compte avec la présence de mobilier urbain favorisant des usages posés et plus longs (pique-nique, jeux, repos, etc.). Il s'agit d'espaces multifonctionnels bénéficiant d'une véritable prise en charge en tant qu'espaces publics par les municipalités et par ailleurs reconnus par les habitants qui les fréquentent. Leur emprise spatiale est également plus importante : ces tronçons s'intègrent dans le réseau des espaces verts ouverts au public. Ce dernier type apparaît comme le plus propice à l'émergence de territoires partagés favorables à la fabrique de lien social comme lieu de support d'activités quotidiennes.

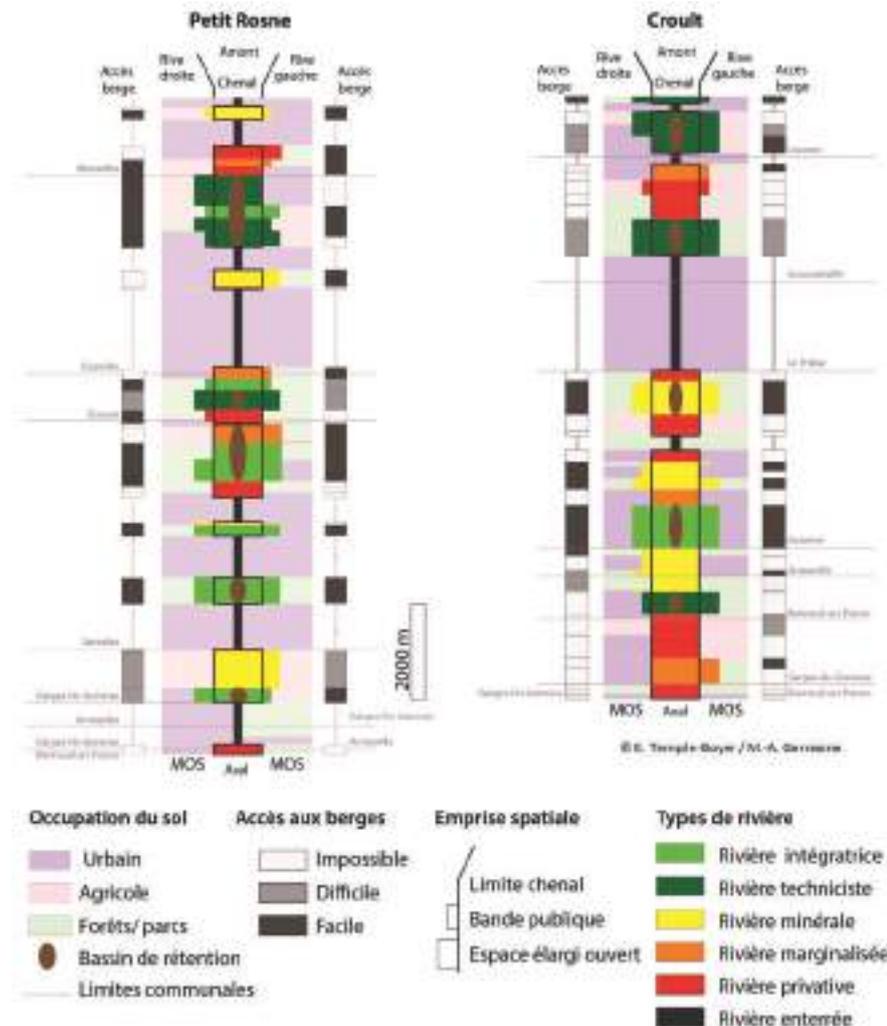


Figure 28 : Les types de connectivité hydrosociale. © E. Temple-Boyer et M.-A. Germaine

Des potentialités relationnelles à prendre en compte dans la réhabilitation

Les résultats permettent de comparer la connectivité hydrosociale offerte par les tronçons de rivières selon leur trajectoire et leur localisation, selon qu'ils aient été restaurés plus ou moins récemment, qu'ils fassent l'objet d'une gestion multifonctionnelle ou qu'ils soient à l'écart.

De nouvelles formes de nature urbaine : les zones restaurées

Les secteurs restaurés ne sont pas regroupés dans un type spécifique : ils se répartissent parmi les tronçons de rivière minérale et de rivière intégratrice. Les tronçons reflètent l'évolution des projets (Encadré).

Évolution des projets de réhabilitation de rivières : l'exemple du Croult et du Petit Rosne

La réouverture du Petit Rosne à Sarcelles s'est ainsi opérée en deux temps. Ce projet est né après les inondations de 1992 qui ont plongé le centre-ville sous 1,50 m d'eau pendant 15 jours. En 2004, la dalle de béton a été supprimée sur un premier tronçon resté minéral et rectiligne (rivière minérale : Photo 4a) répondant à des objectifs alors strictement hydrauliques.

Immédiatement en aval, un second tronçon a été réouvert près de dix ans plus tard (2015) de manière plus ambitieuse avec des berges végétalisées et un reméandrage (rivière intégratrice : Photo 4b). Cette opération a intégré des attentes supplémentaires en termes écologiques - retrouver une biodiversité dans le cours d'eau - mais aussi paysagers - offrir plus de nature en ville - et sociaux - offrir un nouveau parc urbain et sensibiliser les usagers à la rivière avec la pose de panneaux d'information.

Le projet du Vignois à Gonesse, inauguré en 2019, constitue une dernière étape : il a consisté à sortir le Croult de son lit de béton sur 800 m de long et à reconstituer des méandres et des berges évasées et végétalisées pour qu'il puisse absorber les crues (rivière intégratrice : Photo 4c). En périphérie, à l'aval de la ville, ce projet s'étend sur une zone beaucoup plus vaste qui a permis de créer une zone humide écologique conçue comme une zone d'expansion de crue d'une capacité de 55 000 m³ mais aussi un espace ouvert au public. S'il est pensé comme ouvert à tous, cet espace n'est pas qualifié comme « parc » mais plutôt comme « réserve » et aménagé de sorte à dissuader certaines pratiques jugées défavorables à l'environnement (pique-nique, football, etc.).



Photo 4 : Trois générations de projets de restauration écologique menés par le SIAH.

Les objectifs de restauration écologique sont lisibles dans les formes paysagères (eaux calmes, écoulements actifs, roselières, prairies humides, etc.) mobilisées par les bureaux d'étude. Ces derniers s'éloignent du registre du parc urbain bien entretenu à l'exemple du parc des Prés-sous-la-ville inauguré en 1982 par exemple. Comme l'ont montré Zingraff-Hamed et al. (2017) en France et en Allemagne, les projets de restauration de rivières conduits en contexte urbain sont plus chers mais aussi plus étendus qu'en contexte rural, dépassant le seul périmètre du chenal. L'atteinte du bon potentiel (et non du bon état) laisse plus de marge de manœuvre aux maîtres d'ouvrage, (puisque l'enjeu écologique n'est pas prioritaire et peut s'articuler avec d'autres attendus) les obligeant néanmoins à intégrer les enjeux liés au système socio-écologique. Les projets doivent garantir la multifonctionnalité des fonds de vallée et assumer l'accessibilité au public. Face à cela, on peut se demander si l'écologie n'est pas qu'un prétexte pour satisfaire des attentes sociales qui sont d'une autre nature ou qui reposent sur une base erronée du bon fonctionnement écologique.

Souvent, les opérations de restauration urbaines s'inscrivent dans un projet écologique de type *greenway* (ou trame verte) ou parc d'agrément périurbain. Comme les autres rivières, la réhabilitation du Morbras, du Croult et du Petit Rosne dépend des opportunités foncières et les

parcs, qui constituent des îlots non construits, fournissent les conditions idéales pour remettre la rivière à ciel ouvert. L'emprise de l'espace public ouvert dans lequel la rivière s'insère détermine donc le degré de connectivité sociale (qu'on peut relier à la présence de parcs) mais le diagnostic révèle que ces derniers sont par ailleurs assez bien reliés par un réseau de cheminements s'adossant sur les rives de la rivière qui offre des usages complémentaires.

Des espaces multifonctionnels : entre gestion du risque et cadre de vie

En ville, c'est plus souvent la lutte contre les inondations qu'un enjeu écologique qui constitue le point de départ des projets de restauration. C'est le cas du Vignois qui participe au réseau de bassins de stockage pour protéger le territoire des inondations. Mais cette opération est aussi présentée comme un « véritable poumon vert dans un secteur où l'urbanisation reste dynamique » et vise « l'amélioration du cadre de vie immédiat des riverains et habitants »⁴. L'enjeu paysager est crucial dès lors que le site restauré est visible et fréquenté. Des équipes de paysagistes sont le plus souvent associées aux projets urbains.

Les bassins de rétention présents sur l'ensemble du bassin versant témoignent de l'intégration d'une



Figure 29 : Les bassins de rétention du SIAH, des espaces plus ou moins accueillants.

4 Voir le site du SIAH : <https://www.siah-croult.org/video-le-chantier-du-vignois-a-gonesse-une-double-necessite/>



a) Prolongement de la rue Marcel Got (Gonesse)



b) Restauration minérale (Gonesse)



c) Coulee verte (Ezanville)



d) Allée des Jardins (Moiselles)



e) Bois Lallemand (Gousanville)

© E. Temple-Boyer et M.-A. Germaine

Figure 30 : Cheminement et déambulations en bord de rivière. © M.-A. Germaine

multifonctionnalité combinant gestion du risque, amélioration du cadre de vie et restauration de la biodiversité : ils se partagent entre la rivière techniciste strictement vouée à la gestion hydraulique et la rivière intégratrice ouverte aux habitants (Figure 29). Dans les deux cas pourtant, les bassins ouverts et en herbe participent à la fourniture d'aménités environnementales. Sur le Croult et le Petit Rosne, une partie d'entre eux sont néanmoins partiellement grillagés et accompagnés d'une signalétique rappelant les dangers associés à leur fonction visant à réguler leur fréquentation voire la dissuader. La comparaison des bassins de rétention révèle des époques différentes d'aménagement. Dès les années 1970, le SIAH a lancé la programmation de bassins de rétention à ciel ouvert pour lesquels les municipalités voient l'opportunité de faire des bassins paysagers.

On retrouve la même dynamique autour des bandes circulatoires de type coulée verte que l'on trouve à Sarcelles (Petit Rosne) ou à Roissy-en-Brie (Morbras) : héritages de choix d'aménagement anciens (Figure 30). Par leur forme linéaire, les abords des petites rivières, lorsqu'ils sont préservés de l'urbanisation totale, peuvent jouer un rôle clef dans la fourniture d'axes de déplacements alternatifs à l'intérieur de la ville (mobilités quotidiennes) mais aussi entre les municipalités (loisirs sportifs et nature).

Le diagnostic met ainsi en lumière l'existence d'un grand nombre de tronçons offrant une connectivité hydro-sociale forte à la rivière : celle-ci renvoie à des usages longitudinaux (cheminements) ou surfaciques (parcs) de ses abords. Le diagnostic révèle également le rôle de la verticalité : du fait du très faible niveau d'eau liée à la taille modeste des rivières, les usages potentiels sont ici quasi exclusivement situés sur les berges et la plaine alluviale plutôt que dans le chenal.

Des espaces de marge : entre refuge et usages informels

Le diagnostic témoigne enfin des différences entre les tronçons en cœur de ville ou aux abords immédiats de celles-ci, les plus aménagés (en dehors des parcelles privatives), tandis que les tronçons les plus isolés restent en marge (Fig. 31a, b). Moins visibles, ils sont fréquemment caractérisés par des zones « d'incivilités » où des dépôts sauvages sont observés. Ces tronçons font jusque-là l'objet d'une attention moins forte des élus : c'est le cas par exemple du bassin de rétention du Pré de la Motte qui, malgré son potentiel, est éloigné des habitations et dont la valorisation nécessite de penser aussi les interconnexions. Il est cependant fréquenté comme en témoignent les débris (emballages alimentaires, canettes) laissés au bord de l'eau (Fig. 31d). Ces tronçons peuvent aussi ponctuellement être investis par des populations marginales (roms, migrants) qui y résident de manière informelle. C'est par exemple

le cas à Sarcelles du quartier du Haut du Roy autour du Petit Rosne enterré, en périphérie de la ville et en bordure des voies du RER D, qui constitue une friche non accessible anciennement occupée par des jardins (Fig. 31c) ou de l'embouchure du Morbras dans la Marne (Bec de Canard). Ces tronçons isolés constituent à la fois des espaces de repli pour des populations marginalisées et des enjeux pour les municipalités en quête d'espaces de nature.

Ces tronçons marginaux pourraient faire l'objet de prochains programmes d'intervention du fait des volontés des municipalités de reconquérir les bords de rivière pour offrir à leurs administrés des espaces ordinaires de nature attractifs. Dans le même temps, la réhabilitation participe à la requalification voire la création d'espaces publics délaissés posant la question du devenir des usage(s) passés. Elle suscite également la (re)connexion de quartiers isolés pouvant générer des tensions entre les habitants concernés. Ces dimensions devront également



a) Le Croult dans le secteur « Les Pieds humides » (Garges-les-Gonesses)



b) Le Croult en lisière de la forêt Lallemant (Goussainville)



c) Le Haut du Roy sur le Petit Rosne (Sarcelles)



d) Le Croult traversant le bassin du Pré de la Motte (Goussainville)



© E.Ferré-Boger et M.-A. Germaine

Figure 31 : Informalité et marginalité en bord de rivière.



être enquêtées afin de rendre compte de l'accessibilité sociale des secteurs restaurés en lien avec les sentiments d'exclusion et/ou d'insécurité.

La restauration écologique, synonyme de meilleure connectivité hydrosociale ?

Outre la visibilité de l'eau, c'est aussi la configuration des berges et en particulier leur encaissement qui pèse sur la relation avec la rivière. Les activités passives sont en revanche moins nombreuses du fait de l'absence d'espèces (notamment de poissons) à observer dans la rivière, même si les participants disent apprécier contempler la nature. Les activités statiques (repos, pique-nique) relèvent souvent plus des parcs traversés par la rivière que de la présence de la rivière elle-même. Dans ce cadre, la réhabilitation des rivières contribue dans la plupart des cas à augmenter le potentiel de rencontre avec la rivière comme l'illustre le cas du Vignois (Figure 32). Cependant, cela n'est pas automatique et les projets de réhabilitation de tronçons urbains entraînent également des questions en termes de contrôle des usages de la nature qu'il s'agisse d'interdire certaines pratiques (nourrissage des canards) ou de restreindre l'accès à certains espaces (via la signalétique ou des aménagements paysagers). Dans le cas des tronçons marginalisés, la réhabilitation peut également déboucher

sur le risque d'évincer certains usages voire certains usagers nous invitant à s'interroger sur les bénéficiaires des projets dans une perspective de justice environnementale.

Conclusion

L'examen systématique de la connectivité hydrosociale de ces trois petites rivières démontre qu'elles offrent une connectivité plus grande que supposée malgré le caractère privé de leurs berges. Si les opportunités d'intervention sont contraintes par le foncier et souvent réduites aux seuls espaces publics, il apparaît important de dépasser la fragmentation du cours d'eau renforcée par la multitude de propriétaires (privés et publics). Les habitants eux-mêmes pour leur grande majorité peinent à reconnaître ces petits cours d'eau en tant qu'unité. La première étape de la connexion à la rivière est de lui porter attention. À cette fin, nous rejoignons les propositions de Wantzen et al. (2016) autour de la promotion d'une culture de la rivière. Il est possible de s'appuyer pour cela sur les propositions de May (2006) visant à intégrer des connexions cognitives entre les écosystèmes et les vies quotidiennes des citoyens de façon à éveiller une conscience citoyenne vis-à-vis des processus écologiques des cours d'eau, à travers des initiatives artistiques, pédagogiques et culturelles. Si les tronçons restaurés apparaissent comme

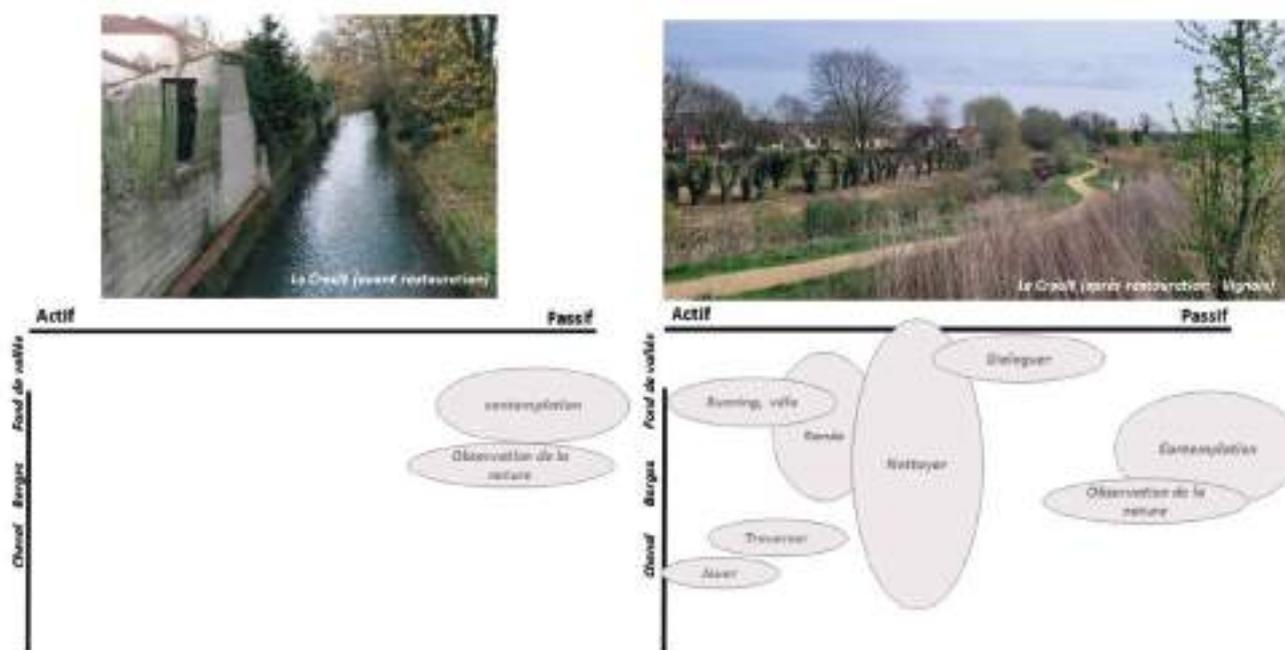


Figure 32 : Évolution des activités possibles le long du Croult en aval de Gonesse. © M.-A. Germaine

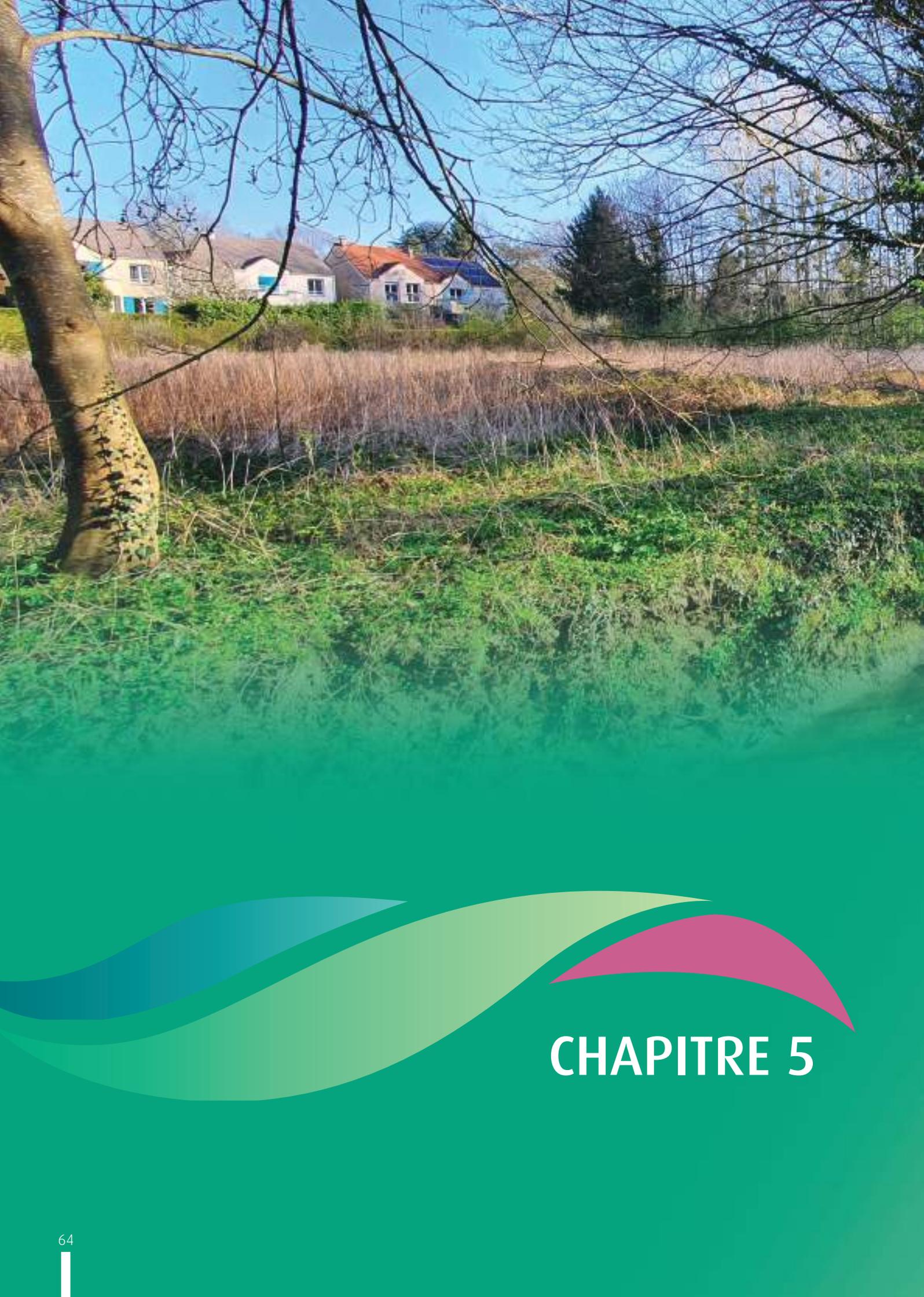
les plus opportuns pour développer de telles initiatives, les marches organisées le long des rivières en Île-de-France⁵ témoignent de la capacité à renouer avec ces espaces et à leur porter de nouveau attention. Ces initiatives visent à contribuer à inverser le schéma historique attribuant une dominance humaine sur la rivière en faisant en sorte que les populations soient informées de la complexité et de l'interdépendance de toutes les parties de l'hydrosystème.

La réhabilitation participe à la création de nouveaux espaces publics dans la ville. Leur mise en œuvre se heurte alors aux débats sur le rapport au propre et au sauvage, à propos de la végétation en particulier, qui peuvent se connecter à des enjeux de sécurité. La mise en œuvre des projets de restauration croise par ailleurs des enjeux sociaux plus fondamentaux lorsqu'ils participent à la normalisation d'espaces de marges et à de possibles exclusions (usages et acteurs). Plus largement, la restauration de ces nouvelles rivières urbaines obéit à une grammaire clairement située dans le temps, qui à terme risque de

participer à une standardisation des formes. Le choix des formes est un enjeu majeur qui participe à transformer le paysage de la rivière. La rivière est redessinée selon la dynamique hydromorphologique, les contraintes locales, le potentiel du site, mais aussi de fondements plus complexes à déterminer. Ainsi, les rivières restaurées sont plus sinueuses (Kondolf, 2006 ; Doyle et al., 2015). Cela peut s'expliquer par une réaction à la rivière rectifiée, par les objectifs piscicoles qui visent à assurer la plus grande diversité de faciès et donc privilégient les systèmes fluviaux méandriques réputés auto-entretenir cette diversité, mais aussi par la diffusion de modèles (Rosgen, 1994 ; Lave, 2012) et une préférence des gestionnaires pour ce modèle de la rivière (Germaine, Barraud, 2013 ; Lespez et Germaine, 2016). Le déploiement du diagnostic à d'autres cours d'eau urbains permettrait ainsi de mesurer d'éventuels effets de standardisation provoqués par les nouvelles normes associées à la « renaturation ». Il s'agit également d'interroger la prise en compte des politiques sociales.



5 Voir la Marche de la Bièvre ou la Marche du Petit Rosne organisées par des associations locales mais aussi plus récemment les itinéraires proposés le long de petits cours d'eau par les Voyages Métropolitains ou les « 9 jours de randonnée à la découverte des rivières du Grand Paris » proposés par Enlarge your Paris en août 2023.



CHAPITRE 5



La trajectoire des petites rivières urbaines

Les petites rivières urbaines sont des systèmes vivants dont le fonctionnement reflète les conditions biophysiques et les transformations induites par l'urbanisation. Bien que souvent maltraitées par la croissance urbaine et les aménagements, elles continuent de représenter le drainage de leurs bassins versants. L'étalement urbain depuis le XX^e

siècle a profondément altéré ces hydrosystèmes, mais ces changements s'inscrivent dans une trajectoire historique plus longue. Ce chapitre vise à comprendre ces transformations pour évaluer leur impact sur les rivières et leur potentiel écologique, en vue de mieux orienter les projets futurs et leur développement durable.



1. Des héritages prégnants et hétérogènes

De nombreuses recherches paléoenvironnementales et géoarchéologiques montrent que le fonctionnement comme les formes actuelles des rivières sont conditionnés par des héritages anciens. Dans le centre du Bassin parisien, les recherches ont principalement porté sur les grandes vallées et leurs terrasses associées (la Seine, l’Oise et la Marne), puis sur les fonds de vallée, avant de s’intéresser, ces dernières décennies, aux petits hydrosystèmes, notamment la Beuvronne, la Nonette ou le Croult (Orth et al., 2004 ; Pastre et al., 2006, 2014 ; Pastre, 2018). Leur évolution s’inscrit dans la dynamique observée sur la plupart des rivières de faible à moyenne énergie des plaines européennes tempérées. Elle peut être résumée en deux grandes phases qui entraînent la métamorphose des systèmes fluviaux sous le poids de l’anthropisation (Lespez et al., 2015 ; Brown et al., 2018). À partir du Néolithique, soit vers 5 500 ans avant notre ère dans le centre du bassin parisien (Figure 33), l’agriculture et l’élevage ont progressivement modifié les paysages entraînant la rétractation des couverts forestiers naturels au profit des espaces agricoles, le développement de l’érosion des sols mis à nu par l’agriculture et la disparition de nombreuses zones humides du fait de l’atterrissement des fonds de vallées par les limons de débordement. Cela entraîne en général le passage vers des écoulements adoptant un style sinueux à méandrique. Cette métamorphose est généralisée entre l’âge du Fer et le Haut Moyen Âge. La seconde transformation est issue de l’aménagement hydraulique des cours d’eau pour contrôler les écoulements à des fins de lutte contre les inondations, d’irrigation, de navigation et de production énergétique. En zone rurale, l’essor meunier et la maîtrise hydraulique débutés au Haut Moyen Âge ont atteint leur apogée au début de l’époque

moderne (Guillerme, 1983 ; Benoit et al., 2005 ; Arnoux, 2023b). Dès la fin du XIII^e siècle, l’aménagement des cours d’eau était intégré au processus d’urbanisation (Benoit, 2000 ; Benoit et al., 2005 ; Berthier, 2007). La pression sur les milieux fluviaux est donc ancienne et omniprésente : ses héritages ont eu un impact significatif sur les formes et les processus fluviaux contemporains (Lespez et al., 2015 ; Brown et al., 2018 ; Jugie et al., 2018, de Milleville et al., 2023). Ainsi, le fonctionnement actuel des rivières est influencé par des facteurs naturels et anthropiques qui s’articulent à différentes échelles spatio-temporelles.

Pourtant, intégrer les résultats d’études paléoenvironnementales dans la compréhension des fonctionnements actuels et la conception des projets de restauration demeure une pratique très marginale. Comprendre les trajectoires passées est néanmoins crucial (Eschbach et al., 2018). Cela doit permettre (i) de mieux comprendre la part et le rôle des héritages morphosédimentaires sur la dynamique contemporaine et de situer le fonctionnement contemporain dans une trajectoire biophysique du système fluvial afin (ii) d’identifier les seuils dans le fonctionnement des hydrosystèmes et d’anticiper certains changements de dynamique, et (iii) d’alimenter la discussion sur le fonctionnement de référence ou les états attendus, et sur la durabilité de la restauration écologique (Lespez et al., 2015).

Cette compréhension doit être localisée car au-delà des grandes tendances qui sont générales, les contraintes posées par l’anthropisation des systèmes fluviaux et les réponses à ces contraintes varient en fonction des cours d’eau et de l’histoire de chaque tronçon. C’est particulièrement vrai pour les petits sociohydrosystèmes pour lesquels l’histoire de l’anthropisation de leur bassin versant et des aménagements hydrauliques pèse d’un poids fort. Ce chapitre s’appuie sur la prise en compte

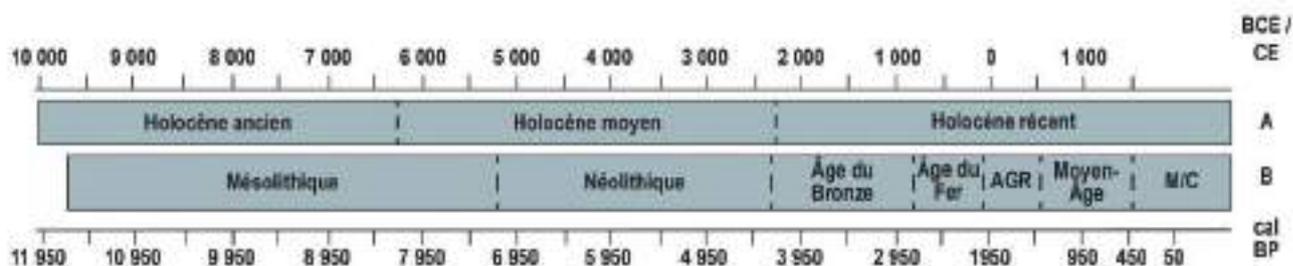


Figure 33 : Chronologie régionale. A. Les trois étages géologiques de notre interglaciaire (Holocène) ; B. Les ères chronoculturelles successives établies par l’archéologie régionale du Bassin parisien. En haut : années calendaires exprimées en années avant et après notre ère (BCE/CE) et en bas : années calibrées avant 1950. BPM/C : moderne/contemporain. © de Milleville, 2023b, d’après Granai, 2014, modifié

des informations disponibles pour le centre du Bassin parisien et sur de nouvelles analyses de la trajectoire environnementale de la Biberonne, du Morbras et de la Mérantaise du début de l'Holocène⁶ jusqu'au XIX^e siècle. Cela permet de dégager un schéma d'évolution général mais aussi des spécificités locales. Enfin, cela permet de définir le poids de l'urbanisation dans l'état actuel des

petites rivières urbaines franciliennes et d'identifier des pistes de réflexion pour la restauration écologique. Afin de garder de la cohérence dans l'illustration de notre propos nous allons nous appuyer plus particulièrement sur les recherches conduites sur la Mérantaise qui présentent des résultats complets (Jugie et al., 2018 ; de Milleville et al., 2023b).



6 L'Holocène est le dernier interglaciaire dans lequel nous sommes encore aujourd'hui et qui débute il y a 12000 ans. Le réchauffement climatique d'origine anthropique modifie le climat de cet interglaciaire expliquant la proposition du terme Anthropocène pour désigner la période actuelle.



Des archives sédimentaires à la trajectoire environnementale

La démarche de recherche relève de la géoarchéologie et de l'étude des paléoenvironnements. Elle utilise les archives sédimentaires, les vestiges archéologiques et les données historiques pour restituer la dynamique des paysages fluviaux (Figure 34). Seule une approche qui croise ces différents champs d'investigation permet une restitution des dynamiques environnementales et des paysages dans la longue durée.

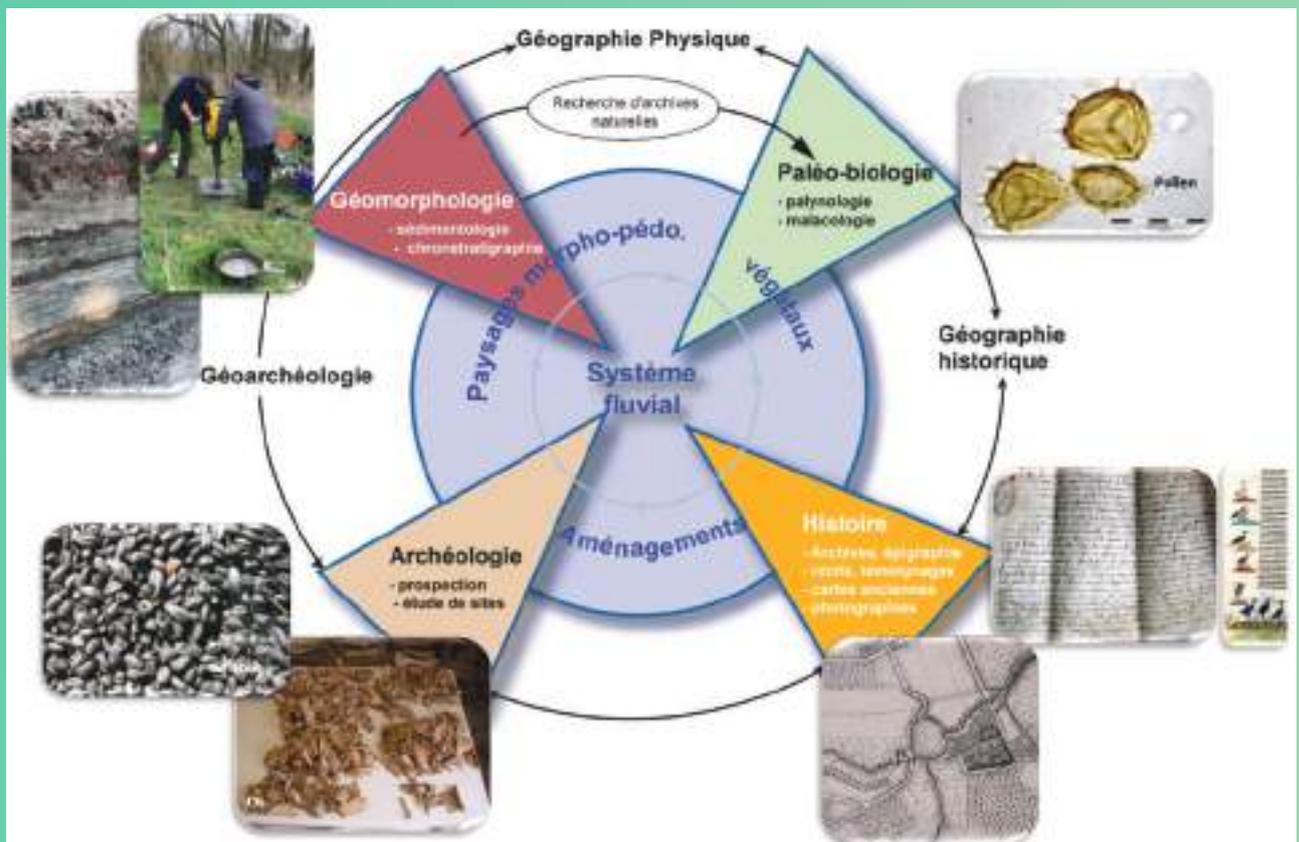


Figure 34 : Combiner les méthodes pour analyser les systèmes fluviaux dans la longue durée. © Laurent Lespez

Les approches historiques ont largement été utilisées dans le cadre du PIREN-Seine (Rouillard et al., 2011 ; Lestel et al., 2018). La recherche historique basée sur des sources médiévales et modernes apporte une contribution décisive à la compréhension du rôle des pratiques humaines dans les évolutions du réseau hydrographique observées. Si les territoires étudiés s'inscrivent tous dans un contexte juridico-politique et technico-économique homogène depuis plus d'un millénaire, chacun d'entre eux témoigne néanmoins d'une histoire spécifique au sein du processus de développement à très long terme de l'agglomération parisienne. Le Coult, a fait l'objet d'aménagements importants depuis l'époque carolingienne, en lien avec la construction progressive de la ville de Saint-Denis. Il en va différemment pour La Beuvronne et Le Morbras, liés à la zone de production céréalière située au nord-est de Paris. La Mérantaise, par sa situation en bordure d'un massif forestier, révèle une histoire liée à l'expansion des établissements cisterciens et à l'établissement des grandes seigneuries féodales.

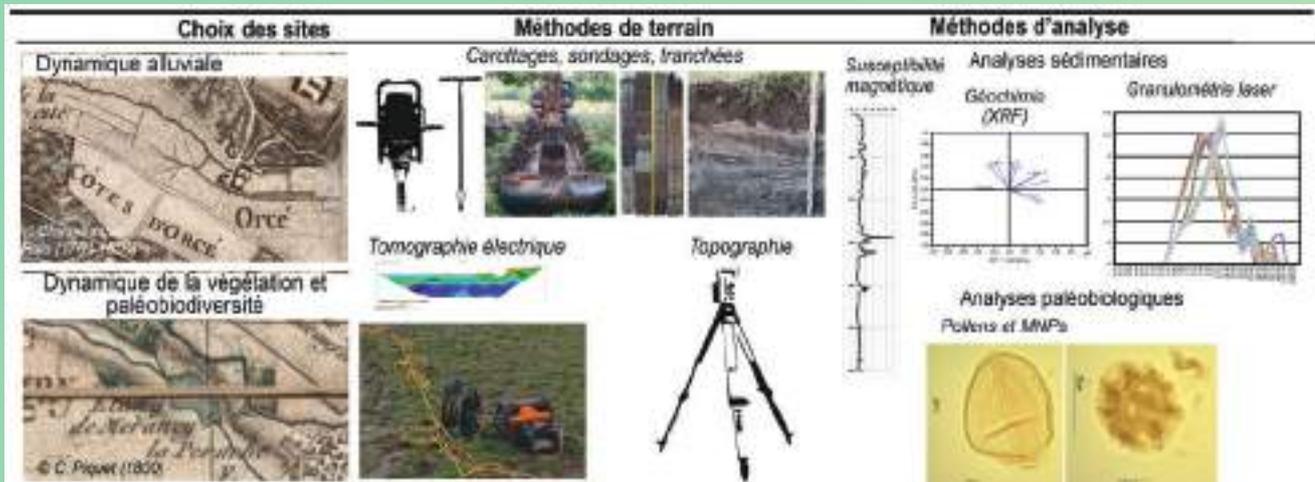


Figure 35 : Les principales méthodes de terrain et de laboratoire pour l'analyse paléoenvironnementale. © de Milleville

L'approche paléoenvironnementale exploite les archives sédimentaires conservées dans les fonds de vallées. Celles-ci correspondent aux sédiments déposés par les cours d'eau au cours des derniers millénaires. Les sédiments s'accumulant dans le temps forment progressivement un millefeuille de couches sédimentaires dont l'analyse, de la plus ancienne (la plus profonde) à la plus récente (la plus proche de la surface) permet de restituer l'évolution des conditions de l'environnement dans lequel, elles se sont déposées. Cela nécessite des investigations de terrain et de laboratoire (Figure 35). Elles ne peuvent être déployées de manière complète que sur quelques sites. Ainsi, il faut déterminer des sites représentatifs de chaque système fluvial, susceptibles de renseigner les conséquences des aménagements hydrauliques sur le fonctionnement écologique de la rivière étudiée. Dans le cadre du projet Paristreams, un à quatre sites ont été choisis le long de la Mérantaise, du Morbras et de la Biberonne, tenant compte d'un gradient amont-aval et des enjeux géomorphologiques spécifiques. Concrètement, la géométrie du remplissage sédimentaire du fond de vallée a été analysée grâce à la réalisation de profils géophysiques et la réalisation de profils topographiques. Ces profils de tomographie de résistivité électrique (ERT)⁷ ont permis de choisir des sites de carottages. Les carottages ont été réalisés jusqu'à sept mètres de profondeur grâce à un carottier à percussion complété par un extracteur hydraulique permettant d'extraire des carottages de 50 mm de diamètre. La description des sédiments observés dans les carottages repose sur l'identification d'unités homogènes afin de définir les caractéristiques sédimentaires et pédologiques de chaque unité sédimentaire. La chronologie des unités sédimentaires repose sur des datations radiocarbone des bois et charbons de bois contenus dans les sédiments qui permettent de dater la fin de vie de ces éléments organiques. À partir des dates obtenues, il est possible de construire un modèle d'âge-profondeur afin de déterminer l'âge précis de chaque unité sédimentaire. Ensuite, en laboratoire, nous avons procédé à des analyses granulométriques qui déterminent la taille des grains et donc les capacités de transport du cours d'eau. La mesure de la susceptibilité magnétique permet de rechercher des indices potentiels de pédogénèse, de phases d'oxydation ou de réduction du fer contenu dans les sédiments et d'en déduire le battement des nappes phréatiques. La concentration en différents éléments chimiques dans les sédiments des carottages est estimée par la méthode par spectrométrie de fluorescence X à haute fréquence. Enfin, la reconnaissance des pollens et des microfossiles non polliniques contenus dans les sédiments permet de restituer l'histoire de la végétation.

⁷ Les sédiments ayant des propriétés électriques différentes (résistivité/conductivité), l'injection d'un courant électrique dans le sol va permettre de déduire le type de formation rencontrée dans le sous-sol en fonction de la réponse électrique retournée à la surface par chaque type de sédiment.



Les sites choisis pour les analyses paléoenvironnementales sur la Mérantaise

Deux sites principaux ont été choisis. Le premier correspond à l'ancien étang de Mérancis et présente un potentiel important pour l'étude paléoenvironnementale des conséquences d'un aménagement hydraulique en travers du fond de vallée : dynamique de la végétation, paléobiodiversité aquatique et rivulaire (Figure 36). Le deuxième correspond à un tronçon où le cours d'eau a longtemps été en grande partie perché dans un bief afin d'alimenter un moulin (le moulin d'Ors). Il devait nous permettre de comprendre les conséquences de la mise en place d'un lit artificiel sur la dynamique fluviale et les paysages de la plaine alluviale.



Figure 36 : Le site de l'ancien étang de Mérancis sur la Mérantaise et l'apport des cartes anciennes. Carte de l'Abbé Delagrive, 1731-1741 ; B. Carte des Chasses du Roi, 1764-1807 ; C. Carte de l'État-Major, 1818-1865. © L. de Milleville

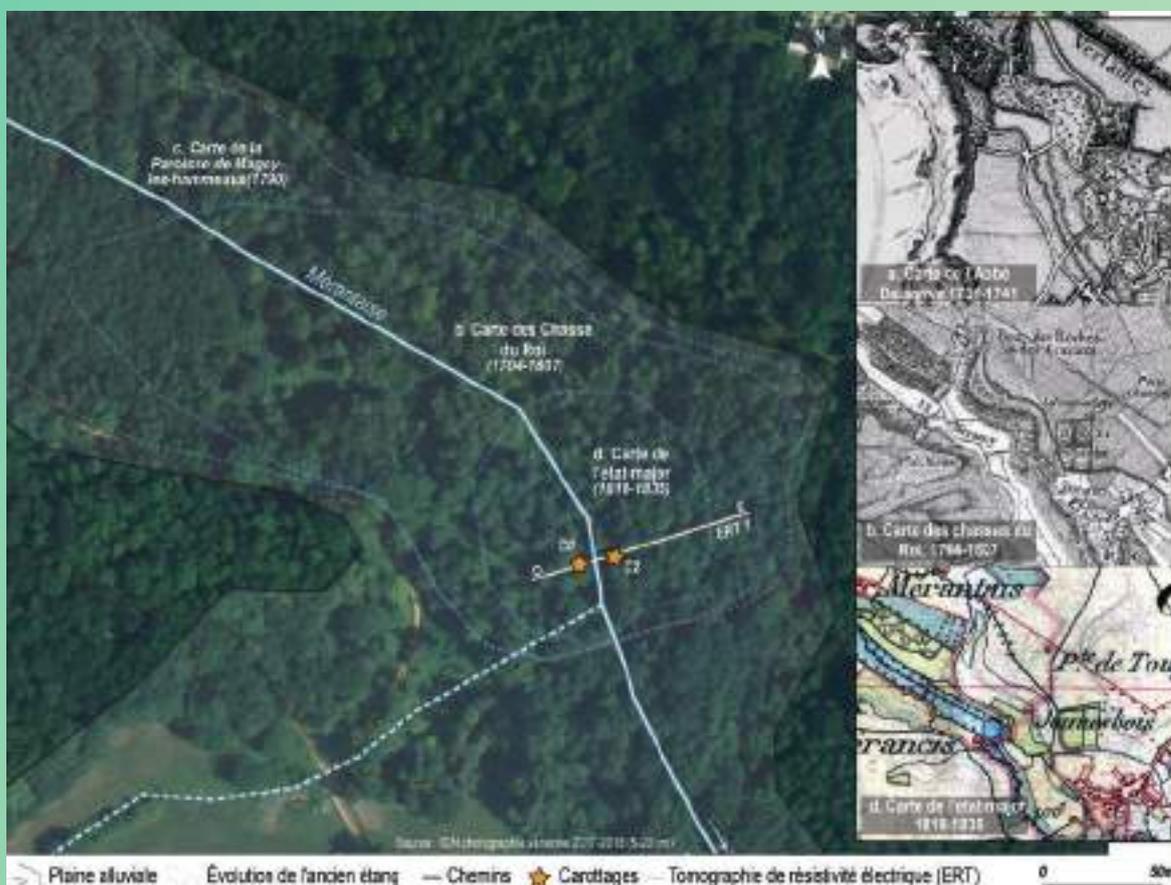


Figure 37 : Le site de l'ancien étang de Mérancis sur la Mérantaise et les investigations paléoenvironnementales. © L. de Milleville

2. Les temps de l'environnement des petites rivières franciliennes avant l'urbanisation

L'analyse des archives sédimentaires de petits cours d'eau franciliens montre à la fois l'hétérogénéité des réponses des rivières aux transformations de leur bassin versant dans la longue durée de l'Holocène mais également l'ancienneté des pressions humaines sur l'environnement à l'origine de plusieurs métamorphoses des petites rivières urbaines (Figure 38).

La persistance de dynamiques naturelles jusqu'à la fin de l'âge du Bronze (800 av. notre ère)

En Île-de-France, une sédimentation formée sur place (authigène) se met en place au cours de la première moitié de l'Holocène dans l'ensemble des grandes vallées (Pastre et al., 2006, 2014). Cette sédimentation est souvent tourbeuse, du fait de l'importance des restes organiques livrés par la couverture forestière, ou carbonatée, du fait d'une alimentation par des nappes phréatiques contenues dans les roches calcaires. Elle s'explique par la remontée des nappes phréatiques qui alimentent les fonds de vallée alors que l'on observe le développement d'une végétation arborée et arbustive qui favorise la stabilisation des paysages des versants et des plaines alluviales. Au début de l'Holocène moyen, le processus de tourbification se poursuit dans une grande majorité des chenaux des vallées principales.

En comparaison, la dynamique des petites rivières apparaît plus hétérogène. L'Holocène ancien et moyen est d'abord caractérisé par des dynamiques d'incision ou de sédimentation authigène organique ou organo-calcaire (Pastre et al., 2006). Le début de la sédimentation est asynchrone entre les rivières étudiées et même entre les différents tronçons de chaque rivière. L'aggradation sédimentaire est particulièrement dilatée dans le bassin de la Biberonne, en particulier dans sa partie aval, et plus largement dans les vallées encaissées dans un substrat calcaire du nord du Bassin parisien (Orth et al., 2004 ; Pastre, 2018). Elle est caractérisée par une sédimentation majoritairement organo-calcaire qui s'amorce il y a plus de dix millénaires. Le long du Morbras, la sédimentation

authigène est beaucoup moins développée. Il s'agit d'une sédimentation carbonatée qui ne s'amorce ponctuellement qu'à la fin de l'Holocène moyen, il y a 4,5 millénaires environ, en relation avec la remontée de la nappe phréatique contenue dans les calcaires de Champigny. Le long de la Mérantaise la sédimentation est organo-détritique et s'amorce plus tardivement au début de l'Holocène récent, il y a moins de 3 000 ans. Cette faible aggradation s'explique en partie par des pentes plus élevées et une largeur de fond vallée plus étroite limitant la mobilité latérale et favorisant le transfert sédimentaire plutôt que le dépôt.

Ces observations permettent de formuler deux conclusions. L'accumulation sédimentaire (aggradation) des fonds de vallées s'amorce avec une sédimentation qui montre la prédominance des zones humides souvent palustres et arborées pendant une grande partie des dix derniers millénaires. Le style fluvial de ces systèmes est le plus généralement divaguant avec des chenaux peu profonds. La faiblesse de la sédimentation détritique s'explique par l'importance de la couverture forestière qui se développe jusque dans les fonds de vallée. Elle a limité le ruissellement et donc l'érosion et les connectivités hydrosédimentaires. La sédimentation s'initie à des rythmes différents selon le contexte hydrogéologique local. A l'échelle de l'île de France, on observe un gradient entre les petites rivières caractérisées par le colmatage organique, souvent tourbeux, très épais et précoce de leur fond de vallée des plateaux du nord et du nord-ouest et des colmatages sédimentaires modérés voire faibles et plus tardifs pour les rivières avec un gradient longitudinal assez important et situées dans des bassins versant dominés par les affleurements sableux et argileux qui caractérisent les formations tertiaires du centre et du sud de l'Île-de-France.

L'atterrissement des fonds de vallées et leur exploitation par les sociétés de l'âge du Fer jusqu'à la fin du Haut Moyen Âge (800 av. notre ère à 700 ap. notre ère)

La crise sédimentaire amorcée dans les grandes vallées dès la fin du Néolithique s'accroît au cours de l'âge du Bronze. Dans le bassin de la Mérantaise une première accumulation sédimentaire se développe dans le fond de vallée de la fin de l'âge du Bronze au début de l'âge du Fer.

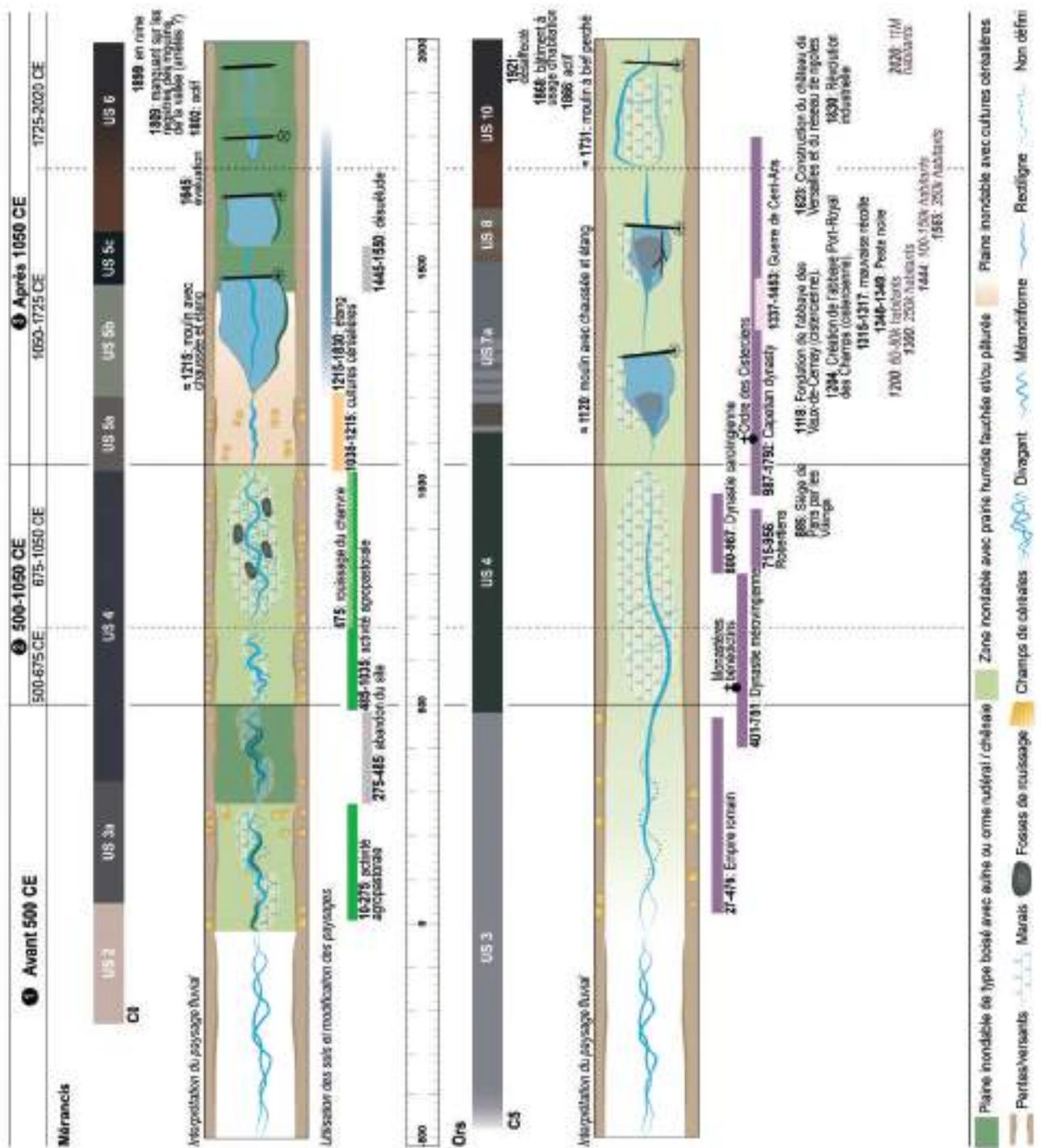


Figure 38 : Reconstitution de l'évolution du système fluvial et aménagements hydrauliques sur les sites de l'ancien étang de Mérançis et du moulin d'Ors sur la Mérantaise d'après les investigations paléoenvironnementales et géohistoriques. © L. de Milleville, 2023

Elle s'est accentuée durant la période gallo-romaine (0,20 à 0,30 cm/an). L'augmentation des apports limoneux indique une érosion des sols liée à l'augmentation des défrichements. Les sols cultivés mis à nu sur les plateaux et les versants des vallées subissent alors une érosion hydrique à chaque épisode pluvieux susceptible de déclencher du ruissellement. La sédimentation de l'Antiquité gallo-romaine et du haut Moyen Âge indique le développement d'écoulements concentrés au milieu d'une plaine alluviale palustre, sans qu'il soit possible de déterminer si le style fluvial correspond à un chenal unique divaguant ou à des écoulements possédant plusieurs bras (anabranches). Les analyses polliniques du site de Mérencis précisent que la rivière s'écoulait dans une plaine alluviale humide avec un paysage présentant une mosaïque entre ripisylve dégradée, roselières, et prairies de fauches ou pâturées du fait du développement de l'élevage dans les fonds de vallées humides.

Le développement d'une sédimentation détritique à partir de la fin de l'âge du Bronze observée sur la Mérentaise est cohérent avec les autres données disponibles en Île-de-France. Sur la Beuvronne et le Morbras, les premières observations montrent également la fin de la sédimentation organique et l'atterrissement du fond de vallée par les limons de débordement au cours du 1^{er} millénaire avant notre ère (de Milleville, 2003). Cette évolution correspond à une métamorphose du système fluvial qui draine les petites vallées. Les rivières sont dès lors caractérisées par le développement d'un chenal unique sinueux à méandrique au milieu de paysages dominés par les prairies permanentes. Dans la plupart des petites vallées du centre du Bassin parisien, le développement d'une sédimentation détritique n'a pas encore atteint un seuil irréversible avant l'âge du Fer (Orth et al., 2004 ; Pastre et al., 2006). La métamorphose observée par la suite résulte du développement généralisé des pratiques agropastorales dans les bassins versants qui favorisent l'érosion des sols cultivés et la connexion hydrosédimentaire entre les espaces cultivés et les fonds de vallée. Parallèlement, le développement de pratiques agropastorales gagne petit à petit le fond de vallée et favorise les défrichements y compris aux dépens de la ripisylve.

Jusqu'à la fin du Haut Moyen Âge, l'étude pollinique réalisée dans la vallée de la Mérentaise montre l'expansion de la végétation aquatique indiquant la présence ponctuelle de plans d'eau permanents méso-eutrophes modérément

profonds. À Mérencis, l'apparition des eaux stagnantes coïncide avec le développement de la culture du chanvre (*Cannabis-Humulus-t.*) alors que la diversification et la forte augmentation des concentrations de spores de champignons coprophiles indiquent une fréquentation importante par le bétail du fond de vallée. La forte augmentation de pollens de chanvre (Figure 39) témoigne d'une activité de rouissage du chanvre (de Milleville et al., 2023a). Ainsi, de 675 à 1035, la création de fosses ou de bassins creusés le long du chenal de la rivière pour profiter des eaux courantes est supposée à Mérencis. Cette évolution est concomitante des enregistrements de cyanobactéries qui indiquent une eutrophisation des milieux aquatiques alors que les taxons de macrophytes se développent résultant d'une augmentation des concentrations de nutriments causée par le rouissage. Dans le même temps, le déclin drastique de l'aulne dans un paysage composé de prairies de fauche, de pâturages et de champs cultivés suppose une modification complète du fond de vallée. L'importance du rouissage du chanvre est confirmée à l'échelle régionale par les sources historiques (Berthier, 2007) et son développement précoce entraîne une pollution organique responsable d'une dégradation locale importante de la qualité des milieux aquatiques dès le Haut-Moyen-âge le long de la Mérentaise.

L'âge d'or hydraulique (XI^e au XIX^e siècle) et ses conséquences sur les dynamiques écologiques et hydrosédimentaires

L'aménagement hydraulique se développe dès l'âge du Fer mais ne connaît un véritable essor qu'à partir de l'Antiquité gallo-romaine dans le nord de la France. En région parisienne, même si le développement des moulins commence dès l'Antiquité et se poursuit à l'époque carolingienne, la pression ne devient vraiment forte qu'aux XI^e et XII^e siècles. Le développement des moulins sur les petites rivières témoigne de l'influence de la croissance urbaine sur l'augmentation de la pression hydraulique depuis le Moyen Âge, parfois loin des centres urbains (Benoit et al., 2003 ; Rouillard et al., 2011 ; Jugie et al., 2018). À partir des données issues de la littérature sur les aménagements hydrauliques à l'échelle régionale et des résultats obtenus, il est possible d'avoir une vue synthétique des différentes phases d'aménagement hydraulique.

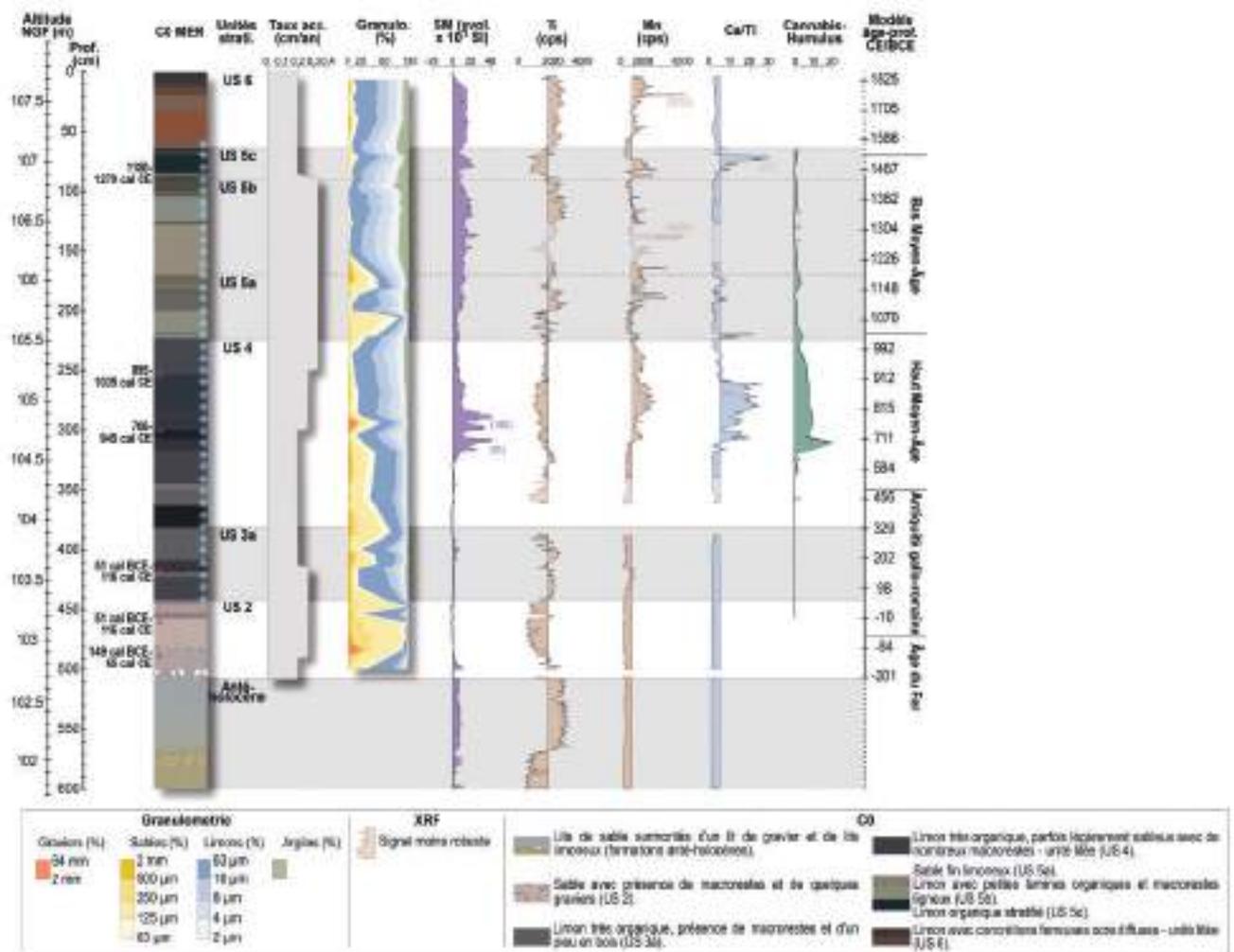


Figure 39 : Les analyses sédimentaires et des pollens du carottage C0 à Méricis. L'activité de rouissage du chanvre est confirmée par la concomitance de l'enregistrement des pollens de Cannabis-Humulus-t, des pics de susceptibilité magnétique (SM), de carbonate (Ca) et de manganèse (Mn) qui indique le développement d'un magnétisme non terrigène. En effet, le rouissage dans l'eau permet aux bactéries de Bacillus sp. de se développer pendant les 40 premières heures du processus. Or leurs spores sont paramagnétiques en raison des fortes concentrations de manganèse accumulées dans le noyau et la paroi. © de Milleville

À l'époque médiévale, Paris était de loin la plus grande ville d'Europe et sa population a au moins triplé au cours de cette période, passant de 60 000 à 80 000 habitants en 1200 à 250 000 un siècle plus tard (Bourlet et Layec, 2013). La ville dépendait des productions agricoles pour sa survie et, comme l'affirme J.-M. Moriceau (1994), « Paris mangeait sa campagne proche ». La demande en ressources énergétiques et alimentaires a affecté l'ensemble du réseau hydrographique, en particulier les cours d'eau du premier au troisième ordre de la classification de Strahler, comme le montrent les recherches historiques (Benoit et al., 2003). À la fin de cette période, les rivières sont entièrement équipées (Benoit et al., 2003 ; Rouillard et al., 2011 ; Arnoux, 2023). Ainsi, la Mérentaise comptait alors au moins les huit moulins qui fonctionnaient encore au XIX^e siècle (Figure 40). Le chenal actuel a été établi entre le XVII^e et la fin du XIX^e siècle et sa géométrie surdimensionnée témoigne d'un curage récurrent. Le chenal était artificiel

à plus de 80 %, dont 50 % détournés et 30 % rectifiés (Jugie et al., 2018). L'importance de ces aménagements depuis le début de l'époque médiévale pose la question de leur impact sur le système fluvial, la qualité de l'eau et des habitats et son potentiel écologique. La qualité des habitats aquatiques et rivulaires et de la faune et de la flore associée a rarement été étudiée. Les recherches entamées dans la phase 8 du PIREN-Seine permettent de premières observations précises.

Le rôle hydrosédimentaire et écologique des systèmes à étang

Au XI^e siècle, un changement très net de la sédimentation apparaît sur les deux sites étudiés. On observe une sédimentation typique d'un remplissage d'étang (Figure 41).

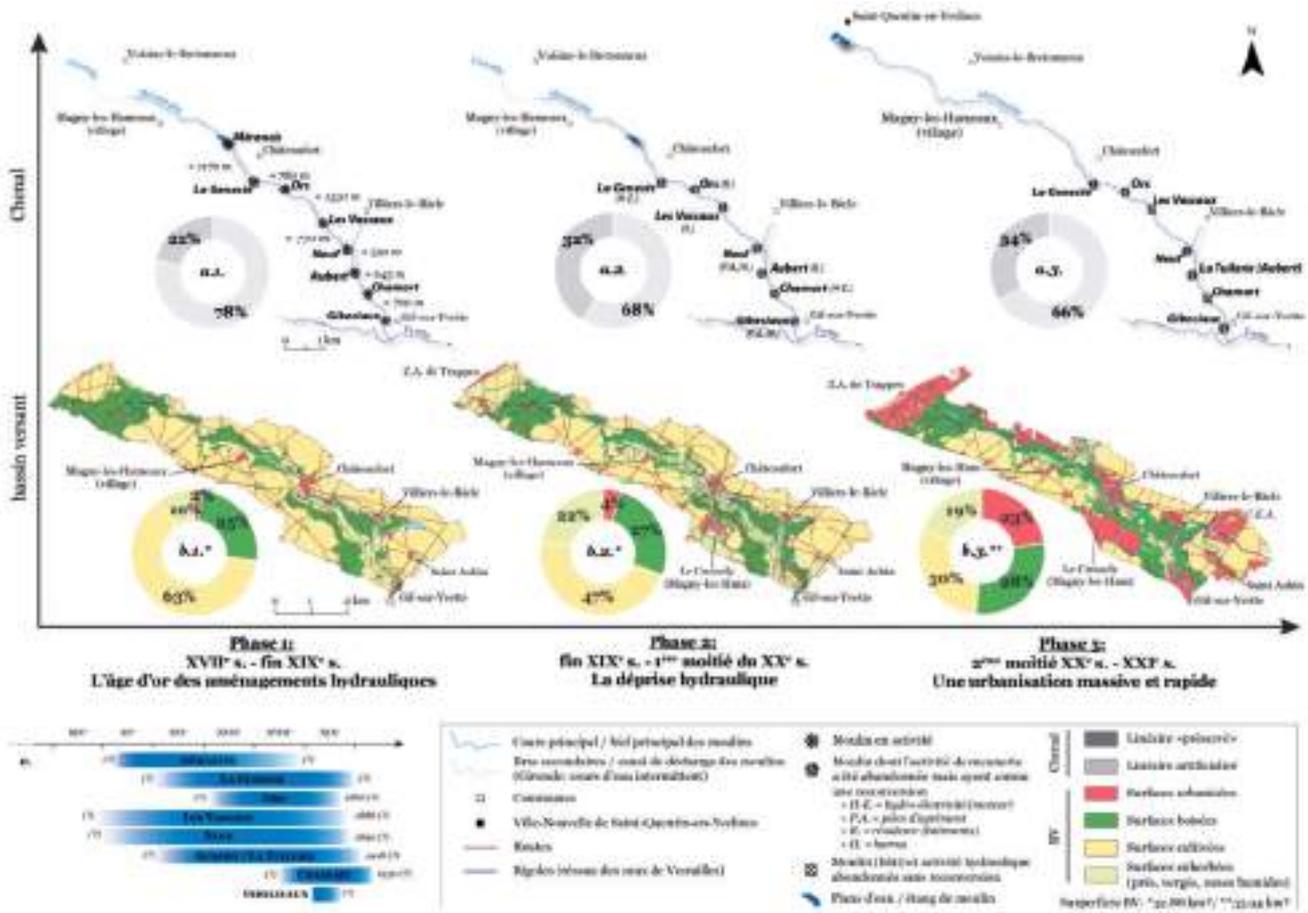


Figure 40 : L'aménagement hydraulique de la vallée de la Mérantaise du XVII^e siècle à nos jours. © Jugie, 2018



Figure 41 : L'alternance de lits de sables et de limons sableux organiques témoigne d'une sédimentation régulière et forcée caractéristique du remplissage sédimentaire d'un étang se transformant une partie de l'année en zone humide.

La Mérantaise présente deux sites disposant d'un système d'étangs associé à un moulin et un barrage dont l'un a été découvert dans le cadre de nos recherches au Moulin d'Ors (Figures 38 et 41). Les données historiques suggèrent que ces systèmes ont précédé les systèmes en dérivation et qu'ils ont pu localement dominer l'aménagement hydraulique de certains tronçons comme sur la partie amont de la Mérantaise. Au moulin d'Ors, la sédimentation régulière se caractérise par des laminations formées par des sables apportés par les crues et des dépôts limoneux dus à la décantation (Figure 41). Les sédiments sableux sont principalement issus de l'érosion des sables de Fontainebleau. À partir du XV^e siècle, l'identification de drains et l'imbrication des séquences de remplissage suggèrent un assèchement régulier de l'étang et une réduction saisonnière de ses dimensions, ainsi que des opérations de curage partiel. À Mérançais, le dépôt limoneux indique une sédimentation associée à un écoulement calme. Le colmatage des étangs de la Mérantaise et la sédimentation forcée ont légèrement accéléré le stockage des sédiments. Mais surtout le piégeage d'une sédimentation sableuse sur les deux tiers de la largeur du fond de vallée a profondément modifié le modèle de sédimentation naturelle et révèle le poids des aménagements hydrauliques piégeant la sédimentation sableuse dans l'ensemble du fond de vallée. À Mérançais, les analyses polliniques et des microrestes non polliniques permettent de comprendre les conséquences écologiques de la construction de l'étang. À partir de 1035 de notre ère, on enregistre le dépérissement de la ripisylve, et en particulier de l'aulnaie, un rétrécissement des zones humides, et le développement de la céréaliculture dans le fond de vallée qui entraîne une réduction des pâturages. Cette évolution semble généralisée. En effet, dans les quelques décennies précédant 1150, en réponse à une pression démographique croissante, de nombreux fonds de vallées sont acquis par les seigneurs aristocratiques et les ordres monastiques (Benoit et al., 2003). Ceci a conduit à une augmentation des activités productives avec des conséquences hydrologiques et écologiques notables. L'émergence des champs cultivés et des prairies de fauche, à proximité des cours d'eau, a favorisé le développement des plantes rudérales, des adventices et a restreint la ripisylve. Dans l'étang de Mérançais, la croissance d'une flore algale dominée par les cyanobactéries témoignant d'un degré élevé d'eutrophisation des eaux et donc de la dégradation durable des milieux aquatiques. Le développement des cultures et surtout de l'élevage dans les fonds de vallée a entraîné une augmentation de la charge en nutriments des

petits plans d'eau alors qu'il est probable que les étangs aient également été utilisés pour la pisciculture, comme c'était le cas de la plupart des étangs médiévaux du nord de la France (Benoit et al. 2003 ; Rouillard et al., 2011). Ces activités ont radicalement modifié les écosystèmes humides et aquatiques. La pression des activités humaines sur les fonds de vallée ne se desserre que temporairement entre 1330 et 1445 qui correspond à une crise démographique majeure, la population de l'agglomération parisienne a diminué de 250 à 100-150 000 habitants, en raison de la peste noire et de la guerre de Cent Ans (Bourlet & Layec, 2013).

Le rôle des systèmes en dérivation

Dans la vallée de la Mérantaise, entre le XVII^e et XIX^e siècle, tous les aménagements hydrauliques de type barrage-étang qui se sont maintenus se sont transformés en système à dérivation (Figure 38). En effet, au début du XVIII^e siècle, l'étang du moulin d'Ors est abandonné, tandis que l'étang de Mérançais continue à être utilisé jusqu'au début du XIX^e siècle avant de se contracter considérablement. Mais, la fin de l'étang n'implique pas l'abandon du moulin, et correspond à la mise en place d'un système de dérivation. C'est le modèle qui domine en Europe où la plupart des moulins des petits cours d'eau du Nord-Ouest européen ont été construits en dérivation, à partir d'un seuil qui maintient la ligne d'eau et permet d'orienter les écoulements vers un bief, qui en prélève la majeure partie pour faire tourner la roue du moulin au détriment du chenal original. Ce système a fonctionné localement jusqu'en 1866. La mise en place de ces systèmes a entraîné la chenalisation et le déplacement de la rivière en bas de versant ou la mise en place d'un bief perché comme au moulin d'Ors. Ces aménagements ont favorisé la modification du profil en long et des géométries à plein bord. Le chenal actuel a été établi à cette époque et sa géométrie surdimensionnée témoigne d'un curage récurrent (Jugie et al., 2018). Ce réaménagement a coïncidé avec le taux de sédimentation le plus élevé enregistré dans le tronçon. Effectivement, les quelques études existantes montrent que l'augmentation du rythme de sédimentation limoneuse dans les fonds de vallée est contemporaine de la mise en place de ces systèmes (Lespez et al., 2015 ; Beauchamp et al., 2017 ; de Milleville et al., 2023a). Les seuils sont à l'origine d'une augmentation du niveau des nappes d'accompagnement en amont, ce qui facilite le débordement et l'inondation de la plaine alluviale lors des crues. Cette augmentation

de la fréquence des débordements permet d'expliquer l'aggradation des plaines alluviales depuis l'époque médiévale sous l'afflux des limons de débordement, d'autant que ce fonctionnement a pu être favorisé par les sociétés pour enrichir les prairies de fonds de vallées en nutriments (Benoit et al., 2003). Cependant au bout d'un certain temps, l'exhaussement des berges engendre une diminution des fréquences de débordement et, à l'inverse, une accentuation de l'incision et de l'érosion, du fait de l'augmentation des forces de cisaillement accentuée par la pratique du curage, comme cela a pu être observé sur la Mérintaise (Jugie et al., 2018) et sur la Seules en Normandie (Beauchamp et al., 2017). C'est cette situation qui est le plus souvent observée à la fin du XIX^e siècle alors que la plupart des moulins ne sont plus fonctionnels et que les biefs deviennent des héritages hydrauliques.

3. De la déprise hydraulique du début du XX^e siècle aux conséquences de l'urbanisation

La Révolution industrielle et économique que connaît la France au XIX^e siècle marque la fin de la petite hydraulique. Les petites rivières à faible énergie, précocement maîtrisées et exploitées du fait de leur modeste gabarit, sont les premières pour lesquelles les activités hydrauliques ont été abandonnées. Incapables de se moderniser et de faire face à la concurrence de l'industrialisation des rivières plus grandes et plus dynamiques, les petits moulins sont progressivement désaffectés et souvent reconvertis en résidence (Barraud et al., 2013). Dans le contexte normand, Lespez et al. (2005) montrent que ce sont prioritairement les moulins situés le long des petits cours d'eau d'ordre 1 à 2, au débit faible et insuffisant pour faire fonctionner de manière productive et compétitive ces usines, qui ont été abandonnés. Les mêmes dynamiques évolutives se dessinent pour le contexte francilien. En effet, la vallée de la Mérintaise a, elle aussi, connu une déprise hydraulique précoce, initiée dès la fin du XIX^e siècle (Figure 39). Un « état statistique au 31 décembre 1926 des établissements possédant des moteurs hydrauliques », recensant les usines en activité ou au chômage sur la Mérintaise, permet d'établir que seuls quatre moulins sont encore considérés comme des « usines hydrauliques » dans les années 1920 (Jugie, 2018).

Les moulins et le chenal connaissent un déclin hétérochrone. Dans un premier temps, les usines perdent leur activité de meunerie et sont, pour certaines, reconverties (hydro-électricité, pompage) mais le chenal actif conserve encore un temps son parcours. Les biefs perchés sont maintenus en eau jusqu'au début du XX^e siècle. Ce n'est donc que dans un deuxième temps que les dérivations sont à leur tour abandonnées, déconnectant définitivement certains anciens complexes hydrauliques de la Mérintaise. Ainsi, le moulin des Vassaux a été l'un des premiers moulins à être déclassé (1888), mais son bief d'amenée d'eau, perché sur le versant nord, n'a été abandonné qu'en 1935. De la même manière, plus aucun meunier n'est connu au moulin d'Ors après 1866, mais celui-ci n'a été désaffecté qu'en 1921 à la demande de son propriétaire de l'époque. À cette occasion, ce dernier s'engage à rétablir la rivière « dans son ancien état » et à remettre en état la morte rivière, « au moyen d'un curage à vif fond et vieux bords ». La déprise progressive des aménagements hydrauliques de la Mérintaise conduit à un nouvel équilibre entre la part de linéaire artificialisé et la part de linéaire préservé des aménagements hydrauliques. A partir de la première moitié du XX^e siècle, celui-ci est estimé à 32 % de chenal empruntant le fond de vallée et chenalisé pour 68 % de linéaire en dérivation (Figure 40). Cette période de déprise correspond à une période durant laquelle la rivière perd son caractère fonctionnel pour devenir une rivière d'agrément. Les bords de la Mérintaise sont arpentés par les promeneurs, on s'y repose et les chevaux en apprécient la fraîcheur. Il s'agit d'une phase de transition très courte durant laquelle les évolutions du chenal et du bassin versant sont limitées. On trouve ainsi très peu de traces morpho-sédimentaires de cette période qui ne semble pas marquée par d'importantes évolutions hydromorphologiques. Malgré l'abandon d'une partie des ouvrages hydrauliques, le régime hydrologique ne semble pas avoir connu de modification notable.

Après cette courte période de transition, démarre dans les années 1970 une nouvelle phase de bouleversements durant laquelle beaucoup d'hydrosystèmes franciliens voient leurs caractères essentiellement rural et agricole se transformer avec l'étalement urbain de l'agglomération parisienne. La transformation de certains bassins versants pourtant relativement éloignés de Paris est accélérée par le développement de pôles urbains secondaires et la construction de villes nouvelles. Décidée dès 1965, celle de Saint-Quentin-en-Yvelines voit le jour dans le bassin

de la Mérantaise au début des années 1970, mais connaît un pic de construction à partir des années 1980-1990. Ces développements urbains très rapides ont concerné la tête de bassin et les plateaux ainsi que la partie la plus en aval du bassin mais ont complètement épargné la majorité du fond de vallée qui a gardé son caractère rural (Figure 40). Au début des années 2010 c'est pourtant près d'un quart de sa surface qui est urbanisée. La multiplication des surfaces imperméabilisées s'est accompagnée de la mise en place d'ouvrages de gestion des eaux pluviales et sept bassins d'orages ont ainsi été créés à partir de la fin des années 1970. Parmi eux, les étangs du Manet, situés en tête de bassin et recevant les eaux de Saint-Quentin-en-Yvelines, alimentent tout au long de l'année le cours supérieur de la Mérantaise qui avait jusque-là un caractère intermittent. La création d'un réseau d'évacuation des eaux pluviales drainant les villes nouvelles du plateau a artificiellement augmenté de 8.6 % la taille du bassin versant qui est passée de 32,9 à 36 km².

Cette urbanisation rapide du bassin de la Mérantaise est un changement important dans l'évolution de la trajectoire hydrosédimentaire du cours d'eau. Celle-ci a d'abord été marquée par l'incision du lit de la rivière, forte et quasi généralisée sur l'ensemble du cours. La comparaison de relevés topographiques de la fin du siècle dernier (1980) et de l'actuel (2015) tend à prouver que la rivière s'est incisée d'en moyenne 70 cm dans sa partie médiane durant les trois dernières décennies. À proximité de l'ancien moulin d'Ors, la rivière s'est élargie par endroit de plus de 2,5 m et approfondie de plus de 1,5 m depuis 1907. Par ailleurs, le profil en long actuel montre une incision systématique en aval des seuils des anciens moulins. Ces ouvrages maintiennent localement l'érosion verticale et ont piégé une partie de la charge sédimentaire en amont. À l'aval, l'incision y est plutôt favorisée. Ce constat est renforcé par le relevé d'affouillements systématiques d'ouvrages latéraux (buses, culées de pont, protections de berge) datant de la mise en service des réseaux d'assainissement des communes du bassin versant (< 40 ans). Cela étant dit, dans de nombreux secteurs, le substratum argileux a été atteint ; les dynamiques d'incision y sont dès lors fortement ralenties. Les évolutions hydromorphologiques actuelles, entretenues par des apports d'eau claire toujours très importants, correspondent plutôt à l'élargissement du lit. Aussi, les marques d'érosion latérale sont visibles sur une grande partie du linéaire et estimées à un recul moyen des berges de près de 15 cm/an (Jugie et al., 2018).

4. Le poids différencié des héritages : des cours d'eau diversifiés aux cours d'eau urbains standardisés

Ces observations mettent donc en évidence le poids des héritages dans la situation contemporaine. En effet, le style fluvial et la rectification du cours d'eau sont souvent un héritage de la mise en bief des rivières dès le Moyen-âge alors que les profils en travers ont également été modifiés par ces aménagements hydrauliques et leur entretien (curage) depuis plus d'un millénaire. Les plaines alluviales atterries de la Mérantaise rappellent que leur construction est liée aux effets différés de l'anthropisation des bassins versants qui a favorisé le dépôt de limons de débordement nappant l'ensemble des plaines alluviales et permettant le développement des prairies permanentes depuis 2000 ans au moins. Enfin, l'altération de la qualité de l'eau du fait de la pression sur les milieux est un phénomène pluriséculaire du fait de la modification des régimes thermiques et de l'effet négatif sur l'oxygénation des aménagements par les aménagements hydrauliques (seuils, barrages, digues, etc.) et du développement précoce d'une pollution organique bien avant l'essor industriel de la fin du XVIII^e siècle. Les pressions anthropiques s'inscrivent donc dans la longue durée de l'altération d'origine humaine des petits cours d'eau urbains. L'expansion de la trame urbaine et ses conséquences hydrosédimentaires et sur la qualité de l'eau accentuent à une vitesse accélérée les transformations d'origine humaine des milieux aquatiques, des ripisylves et des zones humides de fond de vallée.

Cependant, ces transformations sont hétérogènes spatialement (Figure 42). Tous les cours d'eau et tous les tronçons d'un même cours d'eau n'ont pas connu les mêmes transformations. La recherche montre au contraire la cohabitation de différents types de cours d'eau (de Milleville, 2023) car la succession des métamorphoses et des aménagements ne s'est pas imprimée de la même manière partout.

Les cours d'eau urbains sont totalement marqués par l'emprise urbaine car leur morphologie, leurs habitats sont profondément dégradés, leurs berges sont souvent construites et leur potentiel de liberté est réduit à néant ou presque. Ces tronçons de cours d'eau sont ceux qui souffrent le plus aujourd'hui d'altération de leurs

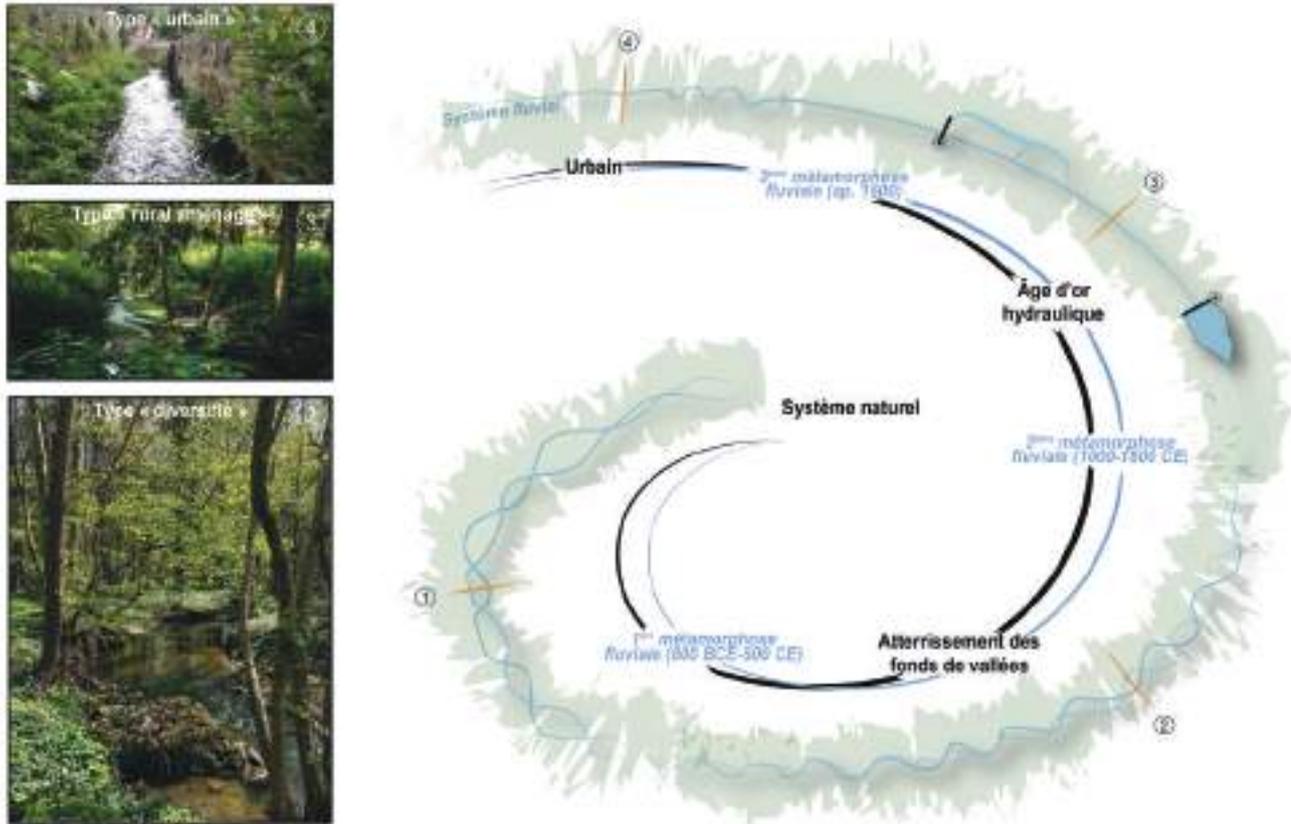


Figure 42 : Les transformations des cours d'eau urbains et la succession des héritages. (© de Milleville)

caractéristiques biophysiques. Mais ils ne sont pas les seuls dans la trame urbaine francilienne contemporaine. En effet, il existe des cours d'eau moins transformés. Ils correspondent à des rivières qui ont bien une géométrie et des habitats altérés mais ils ne traversent pas des quartiers d'habitation mais plutôt des espaces agricoles ou forestiers qui caractérisent le milieu périurbain.

Les cours d'eau ruraux aménagés résultent d'aménagements hydrauliques des époques médiévales et modernes dans des espaces non bâtis. Leur style fluvial correspond à des chenaux rectilignes le plus souvent construits et la géométrie transversale est artificielle du fait des aménagements et des curages successifs. Néanmoins, la qualité de l'eau est souvent un peu meilleure du fait de leur écoulement dans des espaces non-bâties alors que leur trajectoire permet parfois de retrouver au sein du chenal des habitats plus diversifiés que dans le type précédent avec la succession de radiers et de mouilles par exemple.

Enfin, il existe au sein de l'agglomération parisienne des cours d'eau encore sinueux avec une possibilité de déplacement latéral et présentant des successions radiers-

mouilles qui indiquent une qualité hydrogéomorphologique convenable à la vue du contexte. Bien sûr, ils ont subi les effets indirects de l'urbanisation et la géométrie des chenaux montre des incisions et des surlargeurs mais ils circulent souvent au sein d'espaces boisés ou agricoles avec peu de contraintes latérales.

Ces petits cours diversifiés ont subi une pression localement moins forte où les effets de l'aménagement hydraulique et de l'urbanisation n'ont pas totalement effacé une forme de spontanéité garante d'une qualité écologique des milieux. Ils peuvent à la fois être protégés et servir de référence pour des processus de réhabilitation/restauration des petits cours d'eau urbains.



Conclusion

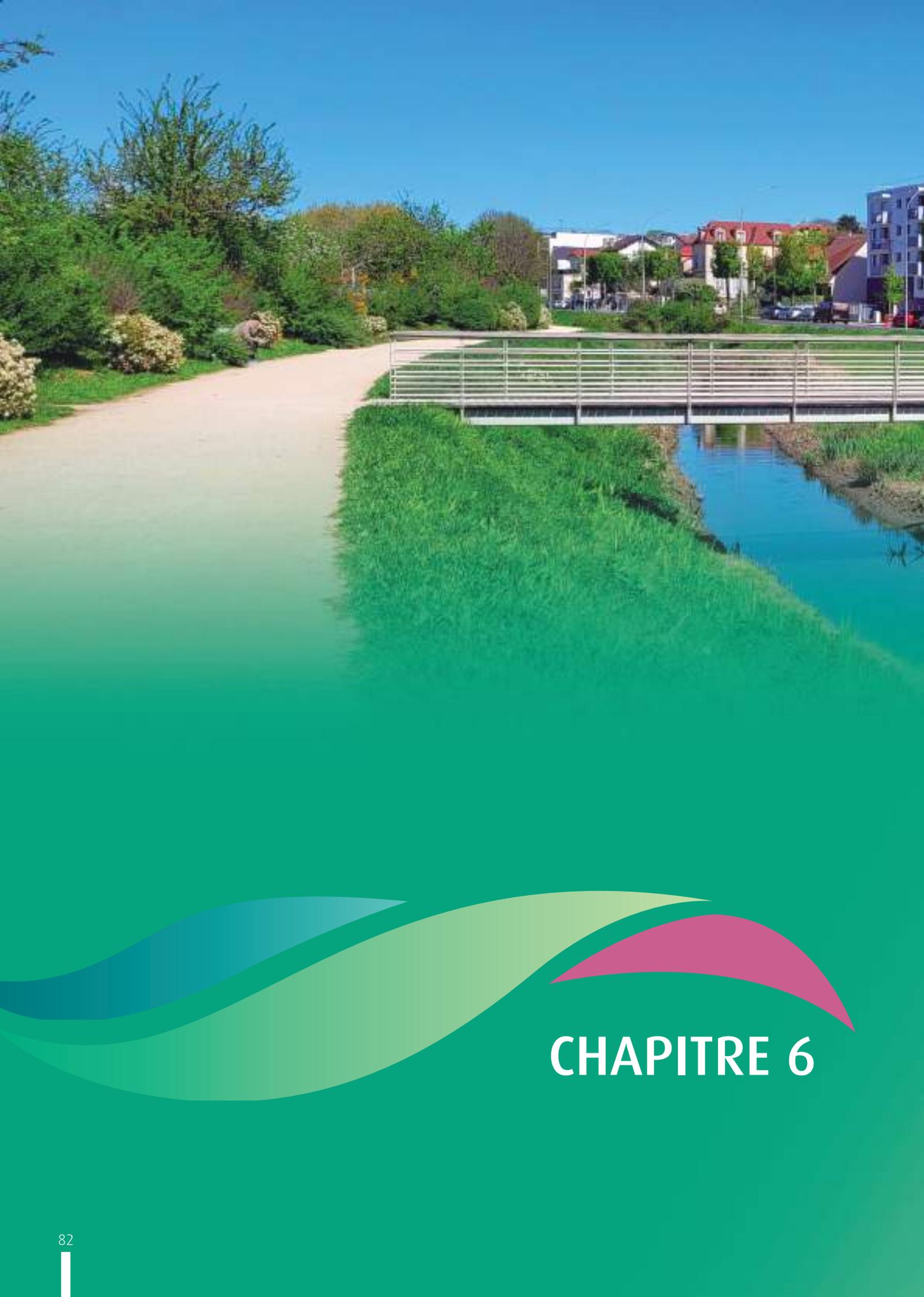
L'étude de la trajectoire des petites rivières urbaines franciliennes démontre d'abord l'ancienneté de leur transformation par les activités humaines. Dans les anciennes campagnes européennes, les petits cours d'eau ont d'abord subi les effets de la mise en valeur agricole de leurs bassins versants. L'érosion diffuse, mais constante au cours des trois derniers millénaires a progressivement favorisé la disparition des zones humides de fonds de vallée au profit de cours d'eau à chenaux uniques circulant au sein de plaines alluviales mises en valeur le plus souvent par des prairies permanentes pour la fauche ou l'élevage. Puis, depuis le Moyen Âge au moins, dans les espaces périphériques des grandes agglomérations, comme à Paris, plus grande ville européenne à l'époque médiévale, elles ont été exploitées pour leur eau, leur énergie et l'ensemble des ressources disponibles pour les populations riveraines et urbaines. Ces petits cours d'eau ont donc connu une longue histoire de métamorphoses hydrogéomorphologiques et d'altérations écologiques d'origine anthropique dont l'expansion de la trame urbaine est la dernière étape. Cette étape est sans doute, et malheureusement, la plus spectaculaire du fait de ses conséquences hydrosédimentaires et sur la qualité de l'eau et des milieux rivulaires.

Néanmoins, les recherches montrent que les effets de ces transformations n'ont pas eu partout la même ampleur et le même impact. Les cours d'eau urbains franciliens restent hétérogènes. Dans la région parisienne, il coexiste le long d'un même linéaire des tronçons de cours d'eau urbains à la morphologie artificielle et aux habitats profondément dégradés et presque totalement marqués par l'emprise urbaine et des tronçons encore sinueux présentant des successions radier-mouilles qui indiquent une qualité hydrogéomorphologique convenable à la vue du contexte. Sur ces tronçons, les effets de l'aménagement hydraulique et de l'urbanisation n'ont pas totalement effacé une forme de spontanéité garante d'une certaine qualité écologique des milieux. Et il existe, bien sûr, une infinité de cas de figure entre ces deux extrêmes. Ainsi l'étude des trajectoires sur la longue durée des petites rivières urbaines rend d'abord justice à leur grande diversité. Au-delà du fait qu'elles souffrent toutes des effets de l'urbanisation, il existe de multiples configurations pour les petites rivières urbaines qui sont principalement le résultat d'un contexte géographique et d'une histoire complexe et souvent spécifique à chaque tronçon. Cette richesse doit inspirer les projets de restauration

qui peuvent à la fois s'appuyer sur des exemples de cours ou de tronçons de cours d'eau moins altérés, mais également pour tenir compte de l'histoire des lieux et des relations entre les sociétés riveraines et leurs rivières. C'est sans doute un moyen pour éviter les effets d'une gestion techniciste des rivières urbaines qui serait réhabilitée principalement en réponse à des normes hydrologiques et écologiques. C'est sans doute nécessaire, pour éviter la standardisation de rivières urbaines restaurées qui présenteraient partout les mêmes paysages aux populations riveraines et pour donner ainsi un sens territorial à la restauration écologique au-delà des indispensables objectifs écologiques.



≡ Le Morbras



CHAPITRE 6



Construire des approches intégrées de la gestion et de la restauration des petits cours d'eau urbains

De nombreux travaux ont mis en évidence les altérations hydrogéomorphologiques et écologiques très importantes subies par les petites rivières en ville du fait de l'artificialisation des bassins versants et de l'aménagement de ces cours d'eau. Cependant, en général, ces recherches ne prennent pas en compte les dimensions sociales. Considérant les petites rivières urbaines comme des socio-hydrosystèmes, seule une approche interdisciplinaire intégrant les enjeux biophysiques et sociaux peut permettre de construire des approches véritablement intégrées indispensables pour envisager les modalités de leur gestion et restauration.

Nous proposons une première étape d'intégration des dimensions écologiques et sociales. Celle-ci s'appuie sur la caractérisation précise des petites rivières urbaines à partir d'une analyse multicritères qui intègre quatre composantes mesurées à l'échelle du tronçon : l'hydrogéomorphologie, la biodiversité, la végétation riveraine et la connectivité hydro-sociale. Ces différentes dimensions sont ensuite intégrées dans un indice synthétique, appelé URBS, permettant de définir la qualité socio-environnemental des rivières urbaines. Une application de cette démarche est proposée à partir de l'exemple du Morbras qui vise à évaluer la qualité socio-environnementale de ce petit cours d'eau afin de pouvoir en définir des modalités et/ou des priorités de gestion de projets de restauration écologique.



1. Les petites rivières urbaines comme laboratoire d'une sensibilisation à l'environnement ?

La nécessité de développer la recherche socio-environnementale sur les cours d'eau urbains devient de plus en plus cruciale. En effet, dans les espaces de forte densité, la reconquête de la qualité écologique des milieux biophysiques ne peut s'envisager sans intégrer dès le départ les populations riveraines. L'évaluation de la relation entre la rivière, ses qualités écologiques et les habitants est souvent abordée en évaluant les services écosystémiques fournis par la rivière. Ce type d'approche a un grand potentiel pour informer les gestionnaires des écosystèmes fluviaux dans les processus de prise de décision. Cependant, peu d'études disposent encore de toutes les données pour proposer une approche holistique et la question des valeurs relatives des différents services rendus par la rivière et de leur dynamique est une discussion très complexe. Enfin, ces approches anthropocentrées ont plutôt pour objectif de garantir la durabilité du développement des sociétés riveraines que d'améliorer la relation entre la rivière et les êtres vivants qui en dépendent et les populations riveraines qui vivent à ses côtés. C'est pourquoi nous avons souhaité développer un autre type d'évaluation.

Ainsi, nous considérons les cours d'eau périurbains comme des fragments de socio-nature, c'est-à-dire comme le résultat de relations complexes et inséparables entre des faits sociaux et naturels. Pour mener à bien cette évaluation dans le cadre d'une approche pragmatique, il est nécessaire de définir les conditions matérielles de la rencontre. En considérant les petites rivières urbaines dans leurs différentes dimensions, nous souhaitons promouvoir une approche intégrée qui soit attentive aux êtres vivants, qu'ils soient humains ou non, et aux milieux dans lesquels ils habitent (Lespez et al., 2022). La démarche adoptée propose de contribuer à des projets de restauration holistiques et adaptés à l'environnement local aussi bien dans ses dimensions naturelles que sociales. Il s'agit en fait de dépasser le principe que la fréquentation humaine nuit à la qualité biophysique du milieu pour construire des politiques et des pratiques qui permettent de réconcilier les riverains et la nature afin d'améliorer durablement l'attention portée à l'environnement et la qualité écologique des milieux (Rosenzweig, 2003). Actant le fait que les petites

rivières urbaines ne pourront jamais être des références écologiques du fait des multiples facteurs de pression auxquels elles sont soumises et que la fréquentation des fonds de vallée est un facteur de pression incontournable dans les milieux urbains denses, nous proposons qu'elles puissent devenir des laboratoires pour la sensibilisation des populations riveraines aux questions environnementales. Elles pourraient être le support d'une observation du vivant et de processus physiques ou biologiques spontanés et donc d'une sensibilisation à l'environnement, aux enjeux de la conservation et d'une éducation aux risques. Autrement dit, il s'agit de promouvoir une reconnexion entre les riverains habitant les villes denses, les non-humains et les milieux biophysiques et tous les problèmes qu'ils posent ou les opportunités qu'ils offrent.

2. Intégrer les connaissances biophysiques et sociales : construction d'indicateurs et élaboration d'une typologie combinée

Cette approche nécessite d'intégrer les différentes connaissances disponibles qu'elles soient issues d'une recherche naturaliste ou sociale pour avoir une vision d'ensemble des enjeux. C'est ce défi que s'est fixé le collectif Paristreams. Reconstituer les trajectoires fonctionnelles des petits hydrosystèmes offre l'opportunité d'identifier les changements environnementaux depuis le passage de rivières peu altérées et diversifiées à des rivières modifiées par l'aménagement hydraulique qui est bien plus ancien que l'étalement urbain des deux derniers siècles puisqu'il remonte à au moins deux millénaires puis aux conséquences néfastes de l'urbanisation. Nous avons vu que la prise en compte de ces trajectoires est fondamentale (Chapitre 5) car elle permet de révéler les états hydrogéomorphologiques et biophysiques différenciés des cours d'eau ainsi qu'à l'intérieur même d'un même système fluvial (Chapitre 3). Par ailleurs l'étude de la connectivité hydro-sociale (Chapitre 4) démontre, elle aussi, la grande hétérogénéité des petits cours d'eau urbains et révèle une capacité de connexion entre les riverains et la rivière souvent sous-estimée du fait du statut juridique de ces rivières (propriété privée des berges). Dès lors, nous nous sommes attachés à essayer de combiner ces deux

diagnostics afin de révéler le potentiel socio-environnemental des petites rivières urbaines franciliennes. Cela implique une haute résolution spatiale des investigations afin de considérer la distribution spatiale longitudinale des habitats, de la flore et de la faune et leur relation avec les paysages urbains dans toute leur diversité. Ceci est crucial pour mieux comprendre la spécificité de chaque rivière au sein d'une zone urbaine et de

chaque section au sein d'un système fluvial, ce qui est souvent négligé par les gestionnaires de rivières lors de la conception de la rivière restaurée. Cela nécessite également d'adapter les protocoles de diagnostic et de développer des investigations basées sur un diagnostic de terrain à haute résolution spatiale, au plus près de la vie de la rivière.

L'indice URBS, une proposition pour intégrer évaluations biophysique et sociale

La démarche proposée repose sur la définition de 4 indices spécifiques qui permettent de calculer un indice synthétique de qualité socio-environnementale appelé « URBS ». Un indice hydrogéomorphologique (IHG), un indice macroinvertébrés (IMI), un indice de végétation riveraine (IVR) et un indice de connectivité sociale (ICS) sont d'abord définis. Chaque indice comporte 5 métriques. La note globale de chaque métrique puis de chaque indice est exprimée entre 0 (mauvaise qualité) et 1 (qualité optimale). Cette évaluation permet ensuite de faire la moyenne des quatre indices pour calculer un indice synthétique. Un premier travail de mise en œuvre de la démarche a été réalisé sur le Morbras qui nous sert de rivière test.

➤ **L'indice hydrogéomorphologique** repose sur la mesure de 8 paramètres permettant de calculer 5 métriques structurelles et fonctionnelles sur les 370 transects réalisés le long du cours d'eau (Tableau 4 ; cf. Chapitre 3). Afin d'éviter les effets de sites, la moyenne glissante sur 10 transects est considérée pour calculer les métriques.

Métriques	Paramètres	Score
Substrat	Présence de graviers, sable ou substrat	0-1
Continuité latérale	Sinuosité	0-1
	% de protection de berges	0-1
Continuité longitudinale	Nombre de seuils <1m & >1m	0-1
Formes du lit	Nombre de radiers sur 15x largeur plein bord	0-1
Géométrie du lit	Ecart (résidus standardisés) à la largeur établie par le modèle CARHYCE	0-1
	Ecart (résidus standardisés) à la profondeur établie par le modèle CARHYCE	0-1

Tableau 4 : Les paramètres de l'indice hydrogéomorphologique.

➤ **L'indice macroinvertébrés** est utilisé pour caractériser la biodiversité aquatique. Pour des rivières pauvres en diversité en poissons et végétaux aquatiques, il est le meilleur moyen pour estimer la qualité biologique des cours d'eau (Chapitre 3). Du fait de l'investissement de terrain demandé par la méthode, le choix a été fait d'échantillonner 5 stations représentatives des principales conditions hydrogéomorphologiques définies par l'indice précédent. Cinq métriques structurelles et fonctionnelles adaptées aux contextes urbanisés sont calculées (Tableau 5).

Métriques	Paramètres	Score
Diversité	Richesse taxinomique	0-1
Stabilité	Equitabilité	0-1
Sensibilité	% de taxons Ephémères & Trichoptères	0-1
Tolérance	% abondances de Gastéropodes, Oligochètes et Diptères (GOLD)	0-1
Tolérance fonctionnelle	Traits d'ovoviviparité	0-1

Tableau 5 : Les paramètres de l'indice macroinvertébrés.



► **L'indice de végétation rivulaire** a été calculé afin d'estimer la capacité de la végétation à héberger de la biodiversité, à se développer et se renouveler spontanément et à estimer l'importance des espèces exotiques ou invasives. Le protocole d'observation correspond à une végétation riveraine caractéristique des cours d'eau urbains étudiés plutôt qu'à une forêt alluviale. Onze paramètres ont été mesurés sur les rives gauche et droite et 5 métriques calculées. Ces mesures ont été effectuées sur 61 tronçons homogènes préalablement identifiés à partir d'une approche de terrain et photo-interprétation (Tableau 6).

Métriques	Paramètres - Rive droite et rive gauche	Score
Étendue de la végétation	Continuité Richesse	0-1
Diversité	Diversité spécifique des arbres et arbustes, Nombre de strates (1-3)	0-1
Dynamique	Stabilité des arbres Taux de croissance (1949-2020)	0-1
Vitalité	Bois mort Renouvellement (plantules) Spontanéité (plantée or spontanée)	0-1
Indigénat	Espèces invasives Espèces exotiques ou inadaptées	0-1

Tableau 6 : Les paramètres de l'indice de végétation rivulaire.

► **L'indice de connectivité sociale** s'appuie sur un protocole développé pour rendre compte du potentiel de rencontre et d'usages offert par les petits cours d'eau (chapitre 4). Onze paramètres ont été mesurés sur les rives gauche et droite et 5 métriques ont pu être calculées sur 52 tronçons homogènes préalablement identifiés à partir d'une approche de terrain et photo-interprétation (Tableau 7).

Métriques	Paramètres - Rive droite et rive gauche	Score
Configuration	Couvert / à l'air libre	0-1
Accès physique	Accès aux berges Accès à l'eau Statut foncier	0-1
Accès visuel	Visibilité des berges Visibilité du chenal	0-1
Équipement	Cheminements longitudinaux (piétons, cycliste) Équipements récréatifs Équipements éducatifs	0-1
Attractivité	Paysage (mode d'occupation du sol environnant) Emprise spatiale Réputation	0-1

Tableau 7 : Les paramètres de l'indice connectivité sociale.

► **L'indice synthétique URBS** est obtenu par la moyenne des 4 indices spécifiques et correspond donc à des valeurs comprises entre 0 (mauvaise qualité) et 1 (qualité optimale). Le choix a été fait de déterminer cet indice selon la maille la plus fine offerte par le diagnostic hydrogéomorphologique. Il a donc été calculé pour 370 points le long de la rivière. Les résultats obtenus pour les 20 paramètres et les différents indices ont été comparés par des analyses statistiques et en particulier la succession d'une analyse en composantes principales puis d'une classification ascendante hiérarchique afin d'identifier **différents groupes de tronçons possédant des qualités socio-environnementales homogènes**.

3. Une qualité socio-environnementale inégale : l'exemple du Morbras

L'analyse conduite sur le Morbras permet de faire plusieurs constats. Pour cette rivière, l'indice URBS indique une qualité moyenne avec un score moyen de 0,58/1. Cette situation correspond à des valeurs socio-environnementales variées. L'indice présente une disposition spatiale cohérente avec une organisation longitudinale également observée pour les quatre indices spécifiques. Comme les données pour ces quatre indices ont été collectées selon une grille spatiale spécifique, appropriée à chaque domaine mesuré, cela témoigne de la robustesse de l'organisation longitudinale du système fluvial (Figures 43 et 44). Autrement dit, malgré les transformations anciennes et le poids différencié de l'urbanisation observé dans les chapitres 3 et 5, le cours d'eau présente une organisation longitudinale assez simple qui fait se succéder des tronçons homogènes avec des qualités biophysiques, sociales et socio-environnementales différentes.

L'étude statistique des résultats montre d'abord une forte corrélation entre les différents paramètres hydro-écologiques. Cela démontre que la qualité biophysique du milieu estimée par la végétation rivulaire,

l'hydrogéomorphologie et les macroinvertébrés sont globalement interdépendantes. Par exemple, les tronçons les plus aménagés et les plus transformés récemment par l'urbanisation et ses conséquences possèdent également la végétation rivulaire la plus dégradée et les faunes aquatiques les plus pauvres. Seul l'indigénat de la végétation rivulaire s'oppose aux autres qualités écologiques montrant le poids des plantes exotiques et invasives aussi bien dans les espaces publics que privés. Enfin, on observe une opposition assez claire entre la qualité biophysique et les paramètres de connectivité hydro-sociale. La bonne connectivité hydro-sociale est dans beaucoup de tronçons associée à une mauvaise qualité biophysique. Autrement dit, il est difficile d'articuler une configuration matérielle qui présente à la fois un accès à la rivière et une bonne qualité des milieux biophysiques.

Un traitement statistique effectué sur toutes les métriques ayant permis de calculer les indices spécifiques et donc l'indice URBS permet de mettre en évidence 5 groupes de tronçons. Chaque groupe possède une valeur cohérente pour URBS et des caractéristiques spécifiques biophysiques et sociales et rassemble entre 30 et 98 observations sur les 370 effectuées. Cela révèle une organisation socio-environnementale qui peut être résumée en 5 types (Figures 44 et 45).



Figure 43 : Valeurs de l'indice URBS pour les 370 points de mesure le long du Morbras (de 0, qualité mauvaise à 1 qualité optimale).



Figure 44 : Répartition des 5 grands types de tronçons selon leurs caractéristiques socio-environnementales le long du Morbras.

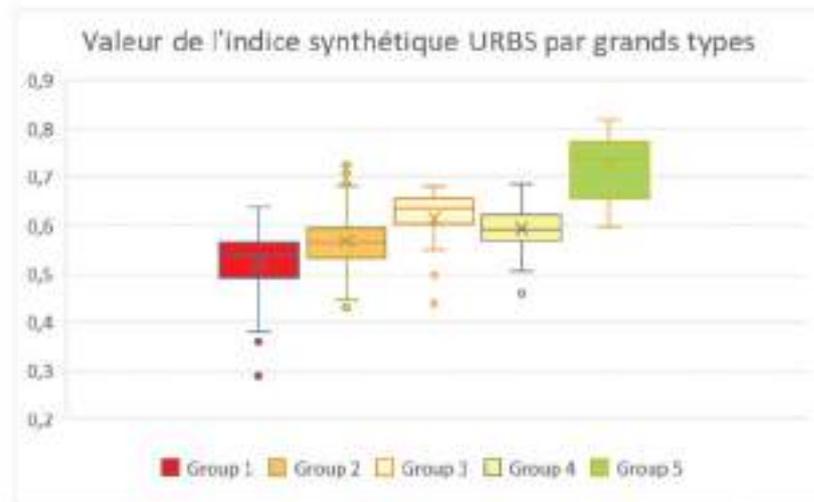


Figure 45 : Valeur de l'indice URBS pour les grands types de tronçons identifiés le long du Morbras.

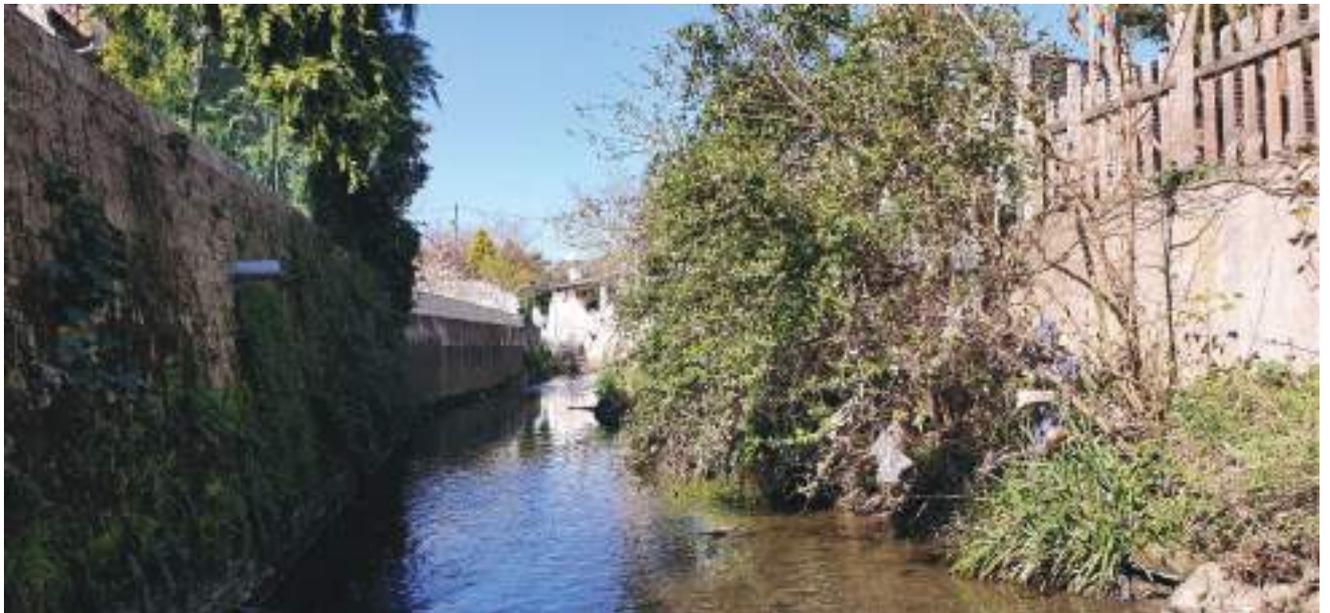


Photo 5 : Le Morbras dans la traversée du quartier du Grand-Val à Sucy-en-Brie (type 1).



Photo 6 : Le Morbras dans la traversée de Roissy-en-Brie, un tronçon anciennement restauré (type 2).

Les types 1 et 2, tronçons urbains à faible valeur socio-environnementale, sont caractéristiques de tronçons avec une valeur mauvaise à moyenne de l'URBS et une faible qualité écologique. L'hydrogéomorphologie est très altérée, la végétation rivulaire peu diversifiée souffrant de la présence d'espèces exotiques et invasives. L'accessibilité physique et visuelle est assez bonne du fait du développement en zones urbaines avec des terrains publics le long de la rivière comme à Roissy-en-Brie. Dans ce cas, les travaux d'aménagement et de restauration de la rivière conduits dans les années 1970-1990 ont permis d'intégrer dans le projet urbain la rivière comme élément structurant mais la qualité biophysique du milieu reste pauvre. Le potentiel d'amélioration est important : il réside du point de vue écologique dans l'amélioration de la qualité hydrogéomorphologique, de la spontanéité de la végétation et en continuant la lutte contre les invasives. D'un point de vue social, l'accessibilité sur terrain privé pourrait encore être développée.

Les types 3 et 4 correspondent à des tronçons à valeur socio-environnementale moyenne. Le type 3 correspond à des tronçons présentant une valeur moyenne de l'URBS du fait principalement d'une qualité hydrogéomorphologique

moyenne. Il s'agit en effet souvent de tronçons avec un chenal rectiligne, souvent rectifié et avec un substrat de qualité moyenne, mais qui présentent une assez bonne continuité latérale et longitudinale. Développés dans des espaces périurbains lâches, ils présentent une végétation boisée avec une bonne spontanéité. La connectivité hydro-sociale reste moyenne car l'accessibilité et l'attractivité sont limitées par les propriétés privées. Le potentiel socio-environnemental pourrait être amélioré par un travail sur le substrat et l'alternance de radiers et de mouilles ainsi que sur l'accessibilité.

Le type 4 correspond à des tronçons présentant une valeur moyenne de l'URBS et une faible connectivité hydro-sociale. La qualité hydrogéomorphologique et écologique aquatique est assez bonne malgré une végétation peu spontanée et le développement de quelques espèces invasives. Mais la connectivité hydro-sociale est très faible du fait de l'importance des terrains privés de grande dimension, difficiles d'accès sur au moins une des deux rives comme le terrain de golf d'Ormesson, le parc du Château d'Ormesson et les terrains agricoles et boisés du bassin de Champlain. Le potentiel écologique pourrait être amélioré en favorisant la spontanéité de la végétation et en limitant les espèces



Photo 7 : Le Morbras à l'aval de Roissy-en-Brie (type 3).



Photo 8 : Le Morbras dans la cuvette de Champlain à La Queue-en-Brie (type 4).

invasives mais c'est surtout le potentiel social qu'il faudrait travailler. Il s'agirait de développer l'accessibilité, sur les terrains privés et en particulier pour les grands domaines.

Le type 5 rassemble des tronçons aux profils équilibrés et de bonne qualité socio-environnementale. Il s'agit de tronçons comportant des zones boisées à semi-boisées accessibles et possédant une bonne dynamique hydro-écologique avec des chenaux méandriformes et des échanges latéraux possibles comme dans le Parc du Morbras à Sucy-en-Brie. Le statut de jardin public pose néanmoins des limites à la spontanéité de la végétation riveraine qui manque de dynamisme et est caractérisée par la présence de plantes exotiques. Ces tronçons possèdent une bonne valeur écologique et sociale à valoriser. Ils constituent des tronçons emblématiques pour la reconnexion des populations à la rivière.

4. De la typologie au terrain : comment mieux accompagner la réhabilitation des petites rivières urbaines ?

L'indice URBS et la typologie issue des paramètres utilisés pour le calculer permettent de combiner un diagnostic social et hydro-écologique basé sur des dimensions matérielles. Ils montrent qu'il est possible de combiner des métriques sociales et écologiques acquises par un diagnostic de terrain pour développer une évaluation de la qualité socio-environnementale dans une dynamique relationnelle. L'indice URBS met en évidence la grande diversité longitudinale des cours d'eau périurbains et suggère de mettre en œuvre une approche localisée pour la gestion ou la restauration. Enfin, cette approche permet d'identifier différents types de contextes socio-environnementaux. Elle est utile pour identifier les différents enjeux sur les tronçons restaurés afin de prêter attention à l'ensemble des dimensions nécessaires à une restauration réussie. Cette approche contribue également à identifier les espaces les plus favorables au développement d'une pratique de sensibilisation des populations riveraines à la qualité



Photo 9 : Le Morbras dans le Parc départemental du Morbras – Ormesson-sur-Marne et Sucy-en-Brie (type 5).

écologique de leur environnement. La reconnaissance de tronçons comme ceux du type 5 peut être le point de départ de projets d'éducation à l'environnement pour les rivières urbaines ordinaires qui s'appuient sur des pratiques de gestion et d'accès au public qui puissent permettre de concilier la fréquentation de ces espaces tout en augmentant l'attention portée aux milieux biophysiques et à la faune et à la flore qu'ils hébergent.

Le travail scientifique proposé repose principalement sur des observations sur le terrain et sur une généralisation cartographique. Il correspond à une démarche de terrain naturaliste et en sciences sociales. Cette dimension est cruciale car elle va à la rencontre de territoires et correspond au besoin de traiter les questions socio-environnementales non pas à partir d'approches expertes à distance et basées sur des paramètres génériques mais à partir d'approches localisées qui intègrent pleinement le territoire traversé par la rivière (Boelens et al., 2016). Alors que les projets de restauration écologique se multiplient, il apparaît crucial de promouvoir une approche holistique permettant de restaurer également les relations entre ces populations et ces rivières (Higgs, 2012 ; Hikuroa et al., 2022 ; Dicks, 2022). C'est pourquoi, il apparaît important d'approfondir les enquêtes sur les relations pratiques mais aussi représentationnelles que les habitants nouent avec la rivière. Pour cela, les enquêtes seront poursuivies et approfondies afin de mieux saisir les modalités de rencontre effective avec la nature ainsi que les affects qui mobilisent les individus et collectifs pour cette nature de proximité.

L'examen des liens entre connectivité sensible et cognitive permettra de cerner comment les expériences participent à la production de connaissances pour les populations locales (May, 2006). Des innovations méthodologiques ont été amorcées afin d'intégrer la dimension sensible via des parcours commentés collectifs (Blanc, 2016 ; Bailly et al., 2021). L'accent sera notamment mis sur les émotions afin d'intégrer le rôle de dimensions sensibles telles que les sons de l'eau dans la connexion à la nature. Le rôle des collectifs (associatifs, institutionnels, pédagogiques) dans l'attention et le concernement portés aux petites rivières urbaines doit également être analysé. À l'échelle locale et en collaboration avec des territoires volontaires pour développer cette approche participative et élargir le débat sur l'avenir des rivières, nous développerons de nouvelles démarches pour saisir la dimension sensible de la relation à la rivière.

Enfin, il est crucial de contribuer à une meilleure appropriation des enjeux de la restauration des rivières par les populations riveraines. Ainsi, il est souhaitable de développer les capacités cognitives afin de promouvoir cette culture de la rivière au-delà d'un cercle restreint d'experts. Pour cela, il est évidemment nécessaire de diffuser et partager les résultats des recherches aux gestionnaires de rivières et à un large public au travers des actions spécifiques. C'est ainsi qu'en collaboration avec une illustratrice scientifique formée à l'Ecole Estienne, Léna Marty, nous sommes en train d'élaborer un carnet de voyage s'appuyant sur une carte et des itinéraires

sous forme de courtes bandes dessinées afin d'inviter les habitants à découvrir plusieurs tronçons du Morbras, ainsi que la qualité et histoire écologiques de la rivière. Au-delà des projets qui sont en cours d'élaboration, nous souhaitons développer cette approche dans la Phase 9 du PIREN-Seine. Ainsi, nous souhaitons contribuer à la discussion sur les pratiques actuelles de restauration et à la définition de scénarios possibles avec les gestionnaires de cours d'eau à travers des projets menés en Île-de-France pour lesquels nous développerons des ateliers locaux et une documentation spécifique à destination d'un large public dont ce fascicule constitue la première étape.

5. Les points de vigilance à garder en tête pour mieux réhabiliter les petites rivières urbaines

En conclusion de ce fascicule, nous proposons de mettre en lumière un certain nombre de points de vigilance afin de mieux gérer, réhabiliter, restaurer les petites rivières urbaines. Ces points de vigilance ne sont ni exhaustifs, ni prescriptifs, ni même nouveaux pour beaucoup d'entre eux. Mais il nous semble important de proposer un point d'ensemble à l'issue de cette première expérience de recherche. Cette synthèse est mise à disposition du plus grand nombre en espérant qu'elle puisse aider les différents acteurs de la gestion des rivières urbaines. Les encarts suivants doivent être envisagés comme des résumés des conclusions issues de notre travail sur les petites rivières urbaines. Le point qui nous semble crucial est le passage d'un diagnostic thématique vers des diagnostics socio-environnementaux intégrés (Encadré 1) mais nous rappelons également ici les points de vigilance par grande thématiques (Encadrés 2 à 5) qui se complètent voire se croisent fréquemment.

Encadré 1.

Construire des approches intégrées

- Parce qu'elle prend place dans des contextes très urbanisés et que leur dynamique est tributaire de processus qui se développent en grande partie à l'échelle locale, la réhabilitation des petites rivières urbaines est un enjeu et une opportunité socio-environnemental.
- Les diagnostics dans le cadre des études réglementaires sont très souvent thématiques. La rivière urbaine est découpée en différentes dimensions (hydrologie, hydrogéomorphologie, qualité de l'eau, milieux aquatiques, milieux rivulaires, dimension sociale).
- Cela explique que la culture de la rivière chez les experts est souvent incomplète et morcelée. Cela peut poser problème dans l'interprétation des altérations (effets de longue ou de courte durée) ou des facteurs de pression (surestimation ou sous-estimation des enjeux liés à la fréquentation du milieu et à ses modalités) et donc dans la manière d'y remédier durablement.
- Dès le diagnostic, les différentes dimensions doivent être combinées afin d'aider les gestionnaires et les politiques en charge d'organiser les arbitrages à partir de l'expertise à embrasser la totalité des enjeux.
- Ce diagnostic doit intégrer l'état des connaissances et des représentations que les riverains ont de leur rivière afin de proposer des médiations scientifiques qui partent de la réalité des territoires et de leurs habitants.
- L'acceptabilité des mesures de gestion et des projets de restauration est un enjeu majeur du fait de la densité de la population riveraine. Cet aspect doit être pris en charge dès le début du projet sans attendre la phase de consultation ou de concertation.
- La prise en compte des populations riveraines ne peut se faire dans de bonnes conditions que si elles sont informées et ont développé des capacités cognitives sur le fonctionnement de la rivière et ces enjeux. Au-delà des projets ponctuels, il est donc nécessaire de développer la culture de la rivière à moyen et long-terme en intégrant les aspects écologiques et la découverte du monde vivant dans et autour de la rivière.
- Le développement d'une culture de la rivière nécessite de créer les conditions d'un partage de connaissance. Ce partage de connaissance doit être réalisé entre les experts pour que les scénarii intègrent la totalité des dimensions et auprès des riverains afin qu'ils comprennent les ressorts des décisions prises.

Encadré 2.

Tenir compte de la singularité du fonctionnement hydrogéomorphologique

- La signature urbaine se traduit par une incision et un élargissement des lits et une raréfaction de la charge alluviale et une uniformisation des formes fluviales.
- Cette singularité est présente sur l'ensemble du linéaire mais n'est pas homogène et le degré d'altération varie.
- Certains secteurs sont donc relativement préservés et, même si le lit y est surcalibré, la diversité des formes reste intéressante.
- Ces tronçons en meilleur état hydrogéomorphologique sont des secteurs qui devraient être préservés ou restaurés en priorité. Ils peuvent également servir de référence locale dans les projets de restauration à condition de s'assurer de la similitude des conditions entre le tronçon de référence et le tronçon restauré.
- La restauration des formes est par ailleurs vaine si aucun travail n'est fait sur les entrées liquides dans le bassin. La restauration du cours d'eau doit donc s'accompagner d'une politique massive de désimperméabilisation des sols à l'échelle du bassin.
- La restauration des lits ne sera véritablement possible qu'en restaurant le bon fonctionnement hydromorphologique des cours d'eau. Ceci passe notamment par une reconnexion du lit avec sa plaine alluviale pour avoir accès à la charge alluviale grossière présente dans les berges et diversifier les faciès d'écoulement. Cette reconnexion latérale vise aussi le respect des fonctions des plaines d'inondation comme zone normale d'expansion des crues et d'hébergement d'une biodiversité spécifique.
- Ceci implique de penser différemment les opérations de restauration et de mieux prendre en compte les spécificités des altérations propres à ces petites rivières urbaines.
- Il est préférable de travailler avec la rivière même quand elle est de faible énergie et donc de proposer des solutions de restauration douce dès que cela est possible. Cela implique de faire un suivi de ces restaurations et de se départir de l'idée qu'une restauration hydro-écologique d'un cours d'eau puisse être définitive en milieu urbain et ne pas être accompagnée d'une gestion des milieux.

Encadré 3.

Améliorer la biodiversité des cours d'eau en ville

- La signature urbaine se traduit aussi par une dégradation de la qualité de l'eau, et en particulier de la teneur en oxygène dissous et en nutriments : c'est un facteur limitant pour la biodiversité aquatique. Il faut donc continuer de mettre en œuvre des meilleures mesures de traitement et de collecte des rejets pour améliorer cette qualité. Cependant, restaurer la dynamique hydromorphologique contribue à améliorer la qualité de l'eau en restaurant les processus aux interfaces nappe/rivière et rivière/plaine alluviale.
- L'ancienneté des usages des sols dans le bassin versant a un effet sur la richesse et la diversité des peuplements actuels. S'il faut prioriser des actions de restauration écologique, il vaut mieux privilégier celles qui auraient peut-être plus de probabilité de réussite dans des cours d'eau qui étaient moins artificialisés auparavant.
- Du fait de l'hétérogénéité environnementale et des gradients d'urbanisation mis en évidence dans les cours d'eau, il faut réfléchir à des solutions adaptées pour améliorer/restaurer l'état écologique et ne pas se contenter de solutions prêt-à-porter qui sont censées convenir à toutes les situations. Il faut ainsi éviter le paysagisme (*blendscaping*) qui privilégie l'aspect paysager à la fonctionnalité écologique.
- Les cours d'eau localisés dans les espaces sur le front d'urbanisation au pourtour des grandes agglomérations comme en Île-de-France sont à risque. Ces cours d'eau dégradés par le contexte agricole intensif vont subir un cumul de pressions avec la progression de l'étalement urbain. Il faut sans doute réussir à préserver/réhabiliter les cours d'eau dans ces zones en voie d'urbanisation pour empêcher l'effet néfaste de ce cumul de pressions.
- Il faut sensibiliser les populations locales aux notions d'espèces exotiques et invasives et expliquer le rôle des interactions entre les milieux et la biodiversité.

Encadré 4.

Intégrer la trajectoire historique

- Intégrer la trajectoire historique des petites rivières urbaines dans la gestion contemporaine est cruciale à la fois pour des raisons écologiques et sociales.
- La mise en place d'un processus durable de réhabilitation ne peut se faire qu'en référence au milieu existant et à sa biodiversité prise en compte de manière dynamique. La faune et la végétation aquatique possèdent la mémoire de leur trajectoire sur plusieurs décennies alors que les formes des rivières se placent, elles, dans des trajectoires pluriséculaires à millénaires.
- L'étude de la trajectoire rappelle la précarité et l'instabilité des conditions du développement des petites rivières urbaines. Elle doit rappeler aux gestionnaires et aux riverains l'impermanence des facteurs de pression qu'ils soient d'origine climatique (réchauffement, multiplication des assècs et des crues brutales) ou anthropique (changement des besoins sociétaux, modification des modèles d'urbanisation, etc.).
- Le passé ne peut pas servir de référence à un projet de restauration en ce sens que le passé ne peut être retrouvé du point de vue des conditions d'évolution des cours d'eau urbain.
- En revanche se priver du passé comme source d'inspiration, c'est déconnecter la gestion de la rivière de sa trajectoire et du territoire dans lequel elle s'inscrit. C'est envisager une gestion/restauration hors sol qui perd le sens des lieux.
- Prendre en charge la trajectoire c'est aussi un bon moyen d'appréhender la question des enjeux patrimoniaux dès la mise en place du projet de restauration en n'opposant pas préservation du patrimoine et projet écologique mais en tentant de les concilier.
- Prendre en charge la trajectoire, c'est aussi une manière de lutter contre l'amnésie environnementale de populations urbaines fréquemment renouvelées (mémoire des crues par exemple) et de valoriser les savoirs vernaculaires pour les riverains de longue durée.
- Raconter l'histoire d'un cours d'eau n'est pas passéiste mais c'est un bon moyen pour sensibiliser les populations riveraines à la nature changeante des milieux et aux poids de nos aménagements sur leur état actuel et donc un moyen de les intéresser à des trajectoires de restauration écologique.

Encadré 5.

Sortir du chenal pour intégrer des enjeux sociaux et paysagers

- Parce qu'elle prend place dans des contextes très urbanisés, la réhabilitation des petites rivières urbaines ne peut se faire sans une considération véritable des dimensions sociales.
- Les petites rivières urbaines souffrent d'un déficit d'attention du fait de leur invisibilité voire totale disparition : un des premiers enjeux est de révéler la présence de ce réseau régulièrement négligé ou confondu avec des fossés voire des égouts.
- Il est nécessaire de dépasser la dichotomie entre des objectifs sociaux d'un côté et des objectifs naturalistes d'un autre côté : ces derniers ne doivent pas être pensés en opposition mais bien plutôt en relation les uns avec les autres.
- Pour envisager l'épaisseur des cours d'eau, c'est-à-dire la multiplicité des usages, représentations, imaginaires et attentes qui s'y rapportent, il est nécessaire de sortir du chenal afin d'inclure les berges et le fond de vallée appropriés et fréquentés par les populations riveraines.
- La description fine et systématique des formes matérielles de la rivière et de ses abords permet d'appréhender les relations potentielles, pratiques et représentationnelles, que les habitants nouent avec elle : elle permet de définir la connectivité hydrosociale des petites rivières urbaines.
- Malgré leur statut de rivière non domaniale renvoyant au caractère privé de leurs berges, les petites rivières urbaines doivent plutôt être envisagées comme une mosaïque de tronçons privés et publics offrant une part non négligeable de tronçons accessibles et / ou visibles. La réhabilitation écologique des petites rivières consiste alors à modifier des espaces publics, voire à en créer de nouveaux, rendant indispensable la considération des habitants.
- Malgré leurs petites dimensions, la pratique et la connaissance des petites rivières urbaines sont extrêmement morcelées : la plupart des riverains ont une vision partielle de la rivière restreinte à la proximité immédiate de leur lieu de résidence. La rivière est ainsi rarement reconnue comme un commun.
- L'absence quasi systématique de collectif identifié dédié à la rivière tel qu'une association ou un ensemble de riverains ou d'utilisateurs oblige à mener un travail d'inventaire des acteurs susceptibles d'être concernés et/ou intéressés par celle-ci et son devenir.

Conclusion

La méthodologie déployée et l'indice URBS permettent de rendre compte de l'organisation des tronçons le long du cours d'eau. Le recours à une description fine et systématique de la matérialité de la rivière et de ses abords à travers quatre approches complémentaires présente plusieurs vertus. Il met en avant les différentes échelles mobilisées par les uns et les autres (du chenal jusqu'au fond de vallée). Il révèle l'hétérogénéité spatiale le long d'un linéaire pourtant court (20 km). Il souligne le potentiel à la fois en matière de biodiversité et d'aménités paysagères offert par la rivière. La combinaison d'indicateurs sociaux et écologiques relevés sur le terrain permet ainsi de construire une évaluation intégrée dans une dynamique relationnelle, c'est-à-dire tenant compte de la relation des populations riveraines à leur environnement.

La mise en œuvre de l'indice URBS aboutit à la construction d'une typologie socio-environnementale fonctionnelle inédite à même d'orienter les décisions de gestion. L'approche révèle en particulier la nécessité de développer une approche localisée, adaptée à chaque tronçon. Si elle requiert un temps long d'apprentissage et de mise en commun, l'effort de combinaison des différentes approches apparaît décisif pour identifier le plus en amont possible les différents enjeux en présence et ainsi intégrer des dimensions indispensables à la réussite de projets de restauration écologique des petits cours d'eau en milieu urbain. L'intégration des différentes dimensions peut encore être améliorée en ajoutant des composantes écologiques et sociales et elle doit être éprouvée sur d'autres petites rivières urbaines afin d'être consolidée. Néanmoins, il est important de souligner que, dès l'étape de diagnostic, le croisement des approches écologiques et sociales appuyées sur des indicateurs spécifiques précis est une des conditions d'une restauration globale et réussie en milieu urbain.



Conclusion générale

Les petites rivières urbaines représentent un patrimoine naturel essentiel, souvent oublié, mais crucial pour l'équilibre des écosystèmes en milieu urbain et une opportunité pour améliorer la relation entre la ville et ses habitants et la nature et les milieux aquatiques. Les recherches menées dans le cadre du projet Paristreams ont montré que ces cours d'eau, bien que modestes par leur taille, nécessitent une attention forte et des actions concertées.

L'analyse des pressions exercées sur ces rivières, qu'il s'agisse de l'imperméabilisation des sols, de la pollution diffuse, ou de l'artificialisation de leurs lits, montre l'ampleur des défis à relever. La restauration écologique, combinée à une gestion intégrée des bassins versants, apparaît comme une stratégie incontournable pour réhabiliter ces hydrosystèmes. Néanmoins, la multiplication des projets de restauration peut conduire au développement de projets générationnels très proches les uns des autres, car basés sur des expertises techniques normalisées laissant peu de place aux spécificités et initiatives locales. Le risque de la standardisation des paysages et des milieux restaurés est un enjeu pour la restauration écologique comme pour les autres composantes du développement urbain. Dans ce contexte, la prise en compte des trajectoires de ces petits hydrosystèmes est un moyen de redonner un sens aux projets de restauration en les insérant dans un territoire avec son patrimoine naturel et culturel. C'est sans doute aussi un moyen de retrouver le fil d'une histoire et de faciliter l'appropriation par les riverains du projet écologique. Les exemples de projets réussis de restauration, cités dans ce document, illustrent la faisabilité et les bénéfices tangibles de telles initiatives, tant pour la nature que pour les populations locales.

Les récentes crises climatiques, avec des épisodes de sécheresse et d'inondation de plus en plus fréquents, ont renforcé la prise de conscience de la nécessité de repenser la place des petites rivières en ville. Ces crises

ont également mis en lumière l'interdépendance entre les systèmes naturels et le bien-être humain. Ainsi, la préservation et la restauration des petites rivières ne sont plus simplement des enjeux écologiques, mais deviennent des priorités sociétales, avec des implications directes sur la résilience urbaine, la définition de projets urbains spécifiques et localisés s'appuyant sur l'histoire et le sens des lieux et des milieux, la santé publique et la qualité de vie des riverains. Dans ce contexte, il est impératif de mobiliser l'ensemble des acteurs concernés : autorités locales, citoyens, scientifiques, et gestionnaires, pour élaborer et mettre en œuvre des stratégies de gestion durable. L'éducation et la sensibilisation du public jouent également un rôle clé pour encourager une cohabitation harmonieuse entre l'homme et ces milieux aquatiques. Il s'agit de tenir compte du sens des lieux afin de favoriser des projets appropriés.

Nous espérons que ce fascicule permet de démontrer que la valorisation des petites rivières urbaines doit être perçue comme un levier pour une transition écologique réussie en milieu urbain. Leurs potentialités écologiques, sociales et culturelles, une fois restaurées, en feront des éléments centraux de la résilience des villes face aux défis du XXI^e siècle. Ce document espère avoir contribué à une meilleure compréhension des enjeux et des opportunités associés à ces rivières, et encourage la mise en œuvre de solutions innovantes et inclusives pour leur préservation et leur valorisation.



Références



- AESN. (2022). *L'état des milieux aquatiques et des eaux souterraines sur le bassin Seine Normandie en 2022*.
- Arnoux, M. (2023). *Un monde sans ressources. Besoin et société en Europe (XI^e-XIV^e siècles)*, Albin Michel, Paris.
- Ashmore, P. (2015). Towards a sociogeomorphology of rivers. *Geomorphology*, 251, p. 149-156.
- ASTEE, (Groupe de travail Petites Rivières Urbaines). (2020) *La réhabilitation des petites rivières urbaines : retours d'expériences sur des projets multi-bénéfices*. <https://www.astee.org/publications/la-rehabilitation-des-petites-rivieres-urbaines-retours-dexperiences-sur-des-projets-multi-benefices/>
- Bailly et al. (2021). Intertexting, une démarche participative de cocréation en appui des pratiques urbaines. *Les Cahiers de la recherche architecturale urbaine et paysagère*. <https://doi.org/10.4000/craup.8088>.
- Barles, S. (2015). The main characteristics of urban socio-ecological trajectories: Paris (France) from the 18th to the 20th century. *Ecological Economics*, 118, p. 177-185.
- Baruch, E. M., Voss, K. A., Blaszcak, J. R., Delesantro, J., Urban, D. L., & Bernhardt, E. S. (2018). Not all pavements lead to streams: Variation in impervious surface connectivity affects urban stream ecosystems. *Freshwater Science*, 37(3), p. 673-684.
- Baudoin, J. M., Boutet-Berry, L., Cagnant, M., Kreutzenberger, K., Lamand, F., Malavoi, J. R., ... & Tual, M. (2017). *Carhyce- Caractérisation hydromorphologique des cours d'eau, protocole de recueil de données hydromorphologiques à l'échelle de la station sur les cours d'eau prospectables à pied*. Agence Française pour la Biodiversité, Collection Guides et Protocoles.
- Beauchamp, A., Lespez, L., Rollet, A.-J., Germain-Vallée, C., Delahaye, D. (2017). Les transformations anthropiques d'un cours d'eau de faible énergie et leurs conséquences, approche géomorphologique et géoarchéologique dans la moyenne vallée de la Seulles, Normandie, *Géomorphologie Relief Process*. Environ., vol. 23, n°2.
- Benoit, P. (2000). *L'alimentation et les usages de l'eau à Paris du XII^e au XVII^e siècle*. Rapport d'activité du PIREN-Seine 2000, 8 p.
- Benoit, P., Berthier, K., Billen, G., Lechevallier, G., Rouillard, J. (2003). *Eau, industries et pollution dans le bassin de la Seine*. Rapport d'activité du PIREN-Seine, 33, p. 1-13.
- Benoit, P., Berthier, K., Boët, P., Reze, C. (2004). *Les aménagements hydrauliques liés au flottage du bois, leur impact sur le milieu fluvial (XVI^e-XVIII^e siècles)*. *Fleuves et marais, une histoire au croisement de la nature et de la culture. Sociétés préindustrielles et milieux fluviaux, lacustres et palustres : pratiques sociales et hydrosystèmes*. Paris, Éditions du CTHS, p. 311-320.
- Benoit, P., Berthier, K., Rouillard, J. (2005). *L'eau de la Seine : mille ans d'histoire (VIII^e-XVIII^e siècle)*. Rapport d'activité du PIREN-Seine.
- Berque, A. (1994). *Cinq propositions pour une théorie du paysage*, Paris, Champ Vallon, 128 p.
- Berthier, K. (2007). Usages, gestion et industrialisation de la Bièvre dans le Val-de-Marne de l'antiquité à nos jours. *In 18^{èmes} Journées Scientifiques de l'Environnement : Environnement, Citoyenneté et Territoires Urbains*, Créteil, 19.
- Blanc, N. (2016). *Les formes de l'environnement*, Genève, Métis Presses, Champ Contrechamp Essais, 230 p.

- Blatrix, C., Méry, J. (2018). *La concertation est-elle rentable ? Environnement, conflits et participation du public*, Versailles, Quæ, Matière à débattre et décider, 232 p.
- Bledsoe, B.P. (2002). Relationships of Stream Responses to Hydrologic Changes. *Linking stormwater BMP designs and performance to receiving water impact mitigation*, p. 127-144, 10.1061/40602(263)10.
- Boelens, R., Hoogesteger, J., Swyndedouw, E., Vos, J., Wester, P. (2016). Hydrosocial territories: a political ecology perspective, *Water Int.*, vol. 41, n°1, p. 1-14.
- Booth, D. B., Roy, A. H., Smith, B., & Capps, K. A. (2016). Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science*, 35(1), p. 412-420. doi:10.1086/684940
- Booth, D.B. (1990). Stream-Channel Incision Following Drainage-Basin Urbanization. *Journal of the American Water Resources Association*, 26, (3), p. 407-417, 10.1111/j.1752-1688.1990.tb01380.
- Bouleau, G., Carter C., Arnaud, T. (2018). Des connaissances aux décisions : la mise en œuvre des directives européennes sur l'eau douce et marine. *Participations*, Vol. 21, No. 2, pp. 37-64.
- Bouleau, G., Lucas, F., Mouchel, J.-M. (2024). *La baignade en Seine et en Marne*. Fascicule #21 du PIREN-Seine, ISBN : 978-2-490463-17-6, ARCEAU-IdF, 96 p.
- Bourlet, C., Layec, A. (2013). Densités de population et socio-topographie : la géolocalisation du rôle de taille de 1300. *Paris de parcelles en pixels. Analyse géomatique de l'espace parisien médiéval et moderne*, p. 215-37.
- Braud, I., Fletcher, T. D., Andrieu, H. (2013). Hydrology of peri-urban catchments: Processes and modelling. *Journal of Hydrology*, 485, p. 1-4.
- 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-Sci. Rev.*, vol. 180, p. 185-205.
- Brun, A., Caltran, H., Maléfant, L., Garcias, P. (2018). La rivière imaginée. Pourquoi et comment recréer la Rize à Lyon ? *Géocarrefour*, vol. 92, n°1.
- Buss, J., Achten, C. (2022). Spatiotemporal variations of surface water quality in a medium-sized river catchment (Northwestern Germany) with agricultural and urban land use over a five-year period with extremely dry summers. *Science of the Total Environment*, 818, 151730.
- Carcaud, N., Arnaud-Fassetta, G., Evain, C. (2019). *Villes et rivières de France*, CNRS Editions, 296 p.
- Carré, C. (2011). *Les petites rivières urbaines*. Fascicule #11 du PIREN-Seine, ISBN : 978-2-918251-10-1, ARCEAU-IdF, 89 p.
- Carré, C., Haghe, J.-P. (2012). Modéliser la relation entre les sociétés urbaines locales et leur rivière pour mettre en œuvre une restauration commune, *IS Rivers*, Lyon, p. 3.
- Chen, R. S., Chuang, W. N., Cheng, S. J. (2014). Effects of urbanization variables on model parameters for watershed divisions. *Hydrological Sciences Journal*, 59(6), p. 1167-1183. doi:10.1080/02626667.2014.910305
- Chin, A. (2006). Urban transformation of river landscapes in a global context, *Geomorphology*, vol. 79, n°3, p. 460-487.
- Chin, A., O'Dowd, A.P., Gregory, K.J. (2013). 9.39 Urbanization and River Channels. *Treatise on Geomorphology*. Elsevier, p. 809-827, 10.1016/B978-0-12-374739-6.00266-9.
- Chocat, B. (1997). Aménagement urbain et hydrologie. *La Houille Blanche*, (7), p. 12-19.
- Clewell, A. F., Aronson, J. (2010). *La restauration Écologique*, Actes Sud, 340 p.

- › Colosimo, M. F., Wilcock, P. R. (2007). Alluvial sedimentation and erosion in an urbanizing watershed, Gwynns Falls, Maryland 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 43(2), p. 499-521.
- › Cottet, M., Morandi, B., Piégay, H. (2021). What are the Political, Social, and Economic Issues in River Restoration? Genealogy and Current Research Issues, in Morandi B., Cottet M., Piégay H. (dir.), *River Restoration: Political, Social, and Economic Perspectives*, Washington DC, Wiley, p. 1-47.
- › Cuffney, T. F., Brightbill, R. A., May, J. T., Waite, I. R. (2010). Responses of benthic macroinvertebrates to environmental changes associated with urbanization in nine metropolitan areas. *Ecological Applications*, 20(5), p. 1384-1401. doi:10.1890/08-1311.1
- › Davodeau, H., Romain, F. (2017). L'intégration de la rivière restaurée dans un projet de paysage urbain : une alternative pour penser et agir sur la restauration écologique des cours d'eau, in Barraud, R., Germaine M.-A. (dir.) (2017). Démanteler les barrages pour restaurer les cours d'eau. *Controverses et représentations*, Versailles, Quæ, p. 163-178.
- › De Milleville, L. (2023). *Trajectoire fonctionnelle (hydrogéomorphologie, biologie) des petites rivières périurbaines d'Île-de-France : l'exemple du Morbras, de la Mérantaise et de la Biberonne*. Thèse de doctorat, Université de Paris-Est-Créteil, Laboratoire de Géographie Physique, 420 p.
- › De Milleville, L., Gob, F., Thommeret, N., Lespez, L., Tales, É., Zahm, A., Girondin, M. (2023a). The heterogeneity of the hydromorphological responses of a stream to the urbanization of its basin. *Earth Surface Processes and Landforms*, 48(4), p. 735-755.
- › De Milleville, L., Lespez, L., Gauthier, A., Gob, F., Vermoux, C., Saulnier-Copard, S., ... & Tales, E. (2023b). Three thousand years of anthropogenic impact and water management and its impact on the hydro-ecosystem of the Mérantaise river, Paris conurbation (France). *Quaternary Science Reviews*, 307, 108066. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2023.108066>.
- › Delile, H., Schmitt, L., Jacob-Rousseau, N., Grosprêtre, L., Privolt, G., Preusser, F. (2016). Headwater Valley Response to Climate and Land Use Changes during the Little Ice Age in the Massif Central (Yzeron Basin, France). *Geomorphology*, 257, p. 179-197, 10.1016/j.geomorph.2016.01.010.
- › Dicks, H. (2021). Ethics of River Restoration, in Morandi B., Cottet M., Piégay H. (dir.), *River Restoration: Political, Social, and Economic Perspectives*, Washington DC, Wiley, p. 49-65.
- › Doyle, M. W., Singh, J., Lave, R., Robertson, M. M. (2015). The morphology of streams restored for market and nonmarket purposes: Insights from a mixed natural-social science approach, *Water Resour. Res.*, vol. 51, n°7, p. 5603-5622.
- › Dufour, S., Piégay, H. (2009). From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits, *River Res. Appl.*, vol. 25, n°5, p. 568-581.
- › Eden S., Tunstall S. (2006). Ecological versus social restoration? How urban river restoration challenges but also fails to challenge the science policy nexus in the United Kingdom, *Environ. Plan. C Gov. Policy*, vol. 24, n°5, p. 661-680.
- › Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P. J., McDonald, R. I., Wilkinson, C. (2013). *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities: a global assessment*, Springer Nature, 755 p.
- › 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. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22, (5), p. 2717-2737, 10.5194/hess-22-2717-2018.
- › Ferreira, C. S., Walsh, R. P., & Ferreira, A. J. (2018). Degradation in urban areas. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5, p. 19-25.
- › Fitzpatrick, F. A., Peppler, M. C. (2010). *Relation of urbanization to stream habitat and geomorphic characteristics in nine metropolitan areas of the United States* (No. 2010-5056). US Geological Survey.

- Francis, R. A., Millington, J. D., Chadwick, M. A. (Eds.). (2016). *Urban landscape ecology: science, policy and practice*. Routledge.
- Francis, R.A. (2014). Urban rivers: novel ecosystems, new challenges. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, n°1, p. 19-29.
- Francis, R. A. (2012). Positioning urban rivers within urban ecology. *Urban Ecosystems*, 15, p. 285-291.
- Frioux, S. (2010). Fléau, ressource, exutoire : visions et usages des rivières urbaines (XVIII^e-XXI^e s.). *Géocarrefour*, 85(3), p. 188-192.
- Germaine, M. A., Temple-Boyer, É. (2022). Un diagnostic de connectivité hydrosociale pour appréhender les potentialités d'usage des petites rivières urbaines : exemple du Croult et du Petit Rosne (île-de-France). *L'Espace géographique*, 51(3), p. 212-237.
- Germaine, M.-A., Barraud, R. (2013). Les rivières de l'ouest de la France sont-elles seulement des infrastructures naturelles ? Les modèles de gestion à l'épreuve de la directive-cadre sur l'eau, *Nat. Sci. Sociétés*, vol. 21, n°4, p. 373-384.
- Germaine, M.-A., Drapier, L., Lespez, L., Styler-Barry, B. (2021). How to Better Involve Stakeholders in River Restoration Projects, in Morandi B., Cottet M., Piégay H. (dir.), *River Restoration: Political, Social, and Economic Perspectives*, Washington DC, Wiley, p. 147-168.
- Gob, F., Bilodeau, C., Thommeret, N., Belliard, J., Albert, M.-B., Tamisier, V., Baudoin, J.-M., Kreutzenberger, K. (2014). Un outil de caractérisation de l'hydromorphologie des cours d'eau en lien avec l'application de la directive cadre européenne sur l'eau en France (CARHYCE). *Géomorphologie, relief, processus, environnement*, n° 20, p. 57-72.
- Gobster, P. H., Flores, K., Westphal, L. M., Watkins, C. A., Vining, J., Wali, A. (2016). Resident and user support for urban natural areas restoration practices, *Biol. Conserv.*, vol. 203, p. 216-225.
- Gray, R., C. (2016). The value of small urban river: past, present and future. Dans Francis, R. A., Millington, J. D., Chadwick, M. A. (Eds.), *Urban landscape ecology: science, policy and practice*. Routledge, p. 148-163.
- Guillaume, A. (1983). *Les temps de l'eau : la cité, l'eau et les techniques : nord de la France : fin III^e-début XIX^e siècle*, Editions Champ Vallon, 274 p.
- Hammer, T.R. (1972). Stream Channel Enlargement Due to Urbanization. *Water Resources Research*, 8, (6), p. 1530-1540, 10.1029/WR008i006p01530.
- Harding, J. S., Benfield, E. F., Bolstad, P. V., Helfman, G. S., Jones, E. B. D. (1998). Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 95(25), p. 14843-14847. doi:10.1073/pnas.95.25.14843.
- Hawley, R. J., MacMannis, K. R., & Wooten, M. S. (2013). Bed coarsening, riffle shortening, and channel enlargement in urbanizing watersheds, northern Kentucky, USA. *Geomorphology*, 201, p. 111-126.
- Hawley, R. J., MacMannis, K. R., Wooten, M. S., Fet, E. V., & Korth, N. L. (2020). Suburban stream erosion rates in northern Kentucky exceed reference channels by an order of magnitude and follow predictable trajectories of channel evolution. *Geomorphology*, 352, 10.1016/j.geomorph.2019.106998.
- Hawley, R. J., Vietz, G. J. (2016). Addressing the urban stream disturbance regime. *Freshwater Science*, 35(1), p. 278-292.
- Higgs, E. (2003). *Nature by Design: People, Natural Process, and Ecological Restoration*, MIT Press, 368 p.
- Higgs, E. S. (2012). *Human dimensions of ecological restoration: integrating science, nature, and culture*, Island Press, 430 p.

- Hikuroa, D., Brierley, G., Tadaki, M., Blue, B., Salmond, A. (2021). Restoring Sociocultural Relationships with Rivers, in Morandi B., Cottet M., Piégay H. (dir.), *River Restoration: Political, Social, and Economic Perspectives*, Washington DC, Wiley, p. 66-88. Hikuroa et al. 2022 ; = 2021.
- Holifield, R., Schuelke, N. (2015). The Place and Time of the Political in Urban Political Ecology: Contested Imaginations of a River's Future. *Annals of the Association of American Geographers*. Vol 105, No 2, Ann. Assoc. Am. Geogr., vol. 105, n°2, p. 294-303.
- Ingold, A. (2011). Gouverner les eaux courantes en France au XIX^e siècle Administration, droits et savoirs, *Ann. Hist. Sci. Soc.*, vol. 66^e année, n°1, p. 69-104.
- Ingold, A. (2017). Terres et eaux entre coutume, police et droit au XIX^e siècle. Solidarisme écologique ou solidarités matérielles ? *Tracés Rev. Sci. Hum.*, n°33, p. 97-126.
- Jugie, M., Gob, F., Virmoux, C., Brunstein, D., Tamisier, V., Le Coeur, C., Grancher, D. (2018). Characterizing and quantifying the discontinuous bank erosion of a small low energy river using Structure-from-Motion Photogrammetry and erosion pins, *J. Hydrol.*, vol. 563, p. 418-434.
- Jugie, M. (2018). *Trajectoire hydrogéomorphologique d'un petit cours d'eau périurbain francilien. Aménagement, « désaménagement »*. Thèse de doctorat de l'Université de Paris 1 Panthéon-Sorbonne, 466 p.
- Kondolf, G. M. (2006). River Restoration and Meanders, *Ecol. Soc.*, vol. 11, n°2.
- Kondolf, G. M., Pinto, P. J. (2017). The social connectivity of urban rivers, *Geomorphology*, vol. 277, p. 182-196.
- Laub, B. G., Baker, D. W., Bledsoe, B. P., & Palmer, M. A. (2012). Range of variability of channel complexity in urban, restored and forested reference streams. *Freshwater Biology*, 57(5), p. 1076-1095. doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02763.
- Lave, R. (2012). Neoliberalism and the Production of Environmental Knowledge, *Environ. Soc.*, vol. 3, n°1, p. 19-38.
- Leopold, L. B., Wolman, M. G., & Miller, J. P. (1964). *Fluvial processes in geomorphology*. San Francisco, CA: Freeman.
- Lespez, L., Arnoux, M., Carré, C., Germaine, M.-A., Gob, F., Talès, E., (2022). Consider suburban streams as hybrids: theoretical and methodological reflexion - PARISTREAMs project. *Second International Conference Water, Megacities and Global Change*, UNESCO, January 2022, p. 513-524. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000380319>.
- Lespez, L., Dufour, S. (2021). Les hybrides, la géographie de la nature et de l'environnement, *Ann. Geogr.*, vol. N° 737, n°1, p. 58-85.
- Lespez, L., Garnier, E., Cador, J.-M., Rocard, D. (2005). Les aménagements hydrauliques et la dynamique des paysages des petits cours d'eau depuis le XVIII^e siècle dans le nord-ouest de la France, l'exemple du bassin versant de la Seullas (Calvados), *Aestuaria*, vol. 7, p. 89-109.
- Lespez, L., Germaine, M.-A. (2016). La rivière désaménagée ? Les paysages fluviaux et l'effacement des seuils et des barrages en Europe de l'Ouest et en Amérique du Nord-Est, *Bull. Société Géographique Liège*, vol. 67, p. 223-254.
- 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*, vol. 251, p. 64-76.
- Lestel, L., Carré, C. (2017). *Les rivières urbaines et leur pollution*. Quae.
- Lucarelli, A. (2010). La nature juridique de l'eau entre bien public et bien commun, *Annu. Collectiv. Locales*, vol. 30, n°1, p. 87-98.
- Macdonald, E. (2017). *Urban waterfront promenades*. Taylor & Francis.
- Malavoi, J. R., Souchon, Y. (2002). Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (365-366), p. 357-372.

- May, R. (2006). Connectivity in urban rivers: Conflict and convergence between ecology and design, *Technol. Soc.*, vol. 28, n°4, p. 477-488.
- McNeely, J. A. (Ed.). (2001). Global strategy on invasive alien species. IUCN.
- Menozzi, M.-J. (2007). « Mauvaises herbes », qualité de l'eau et entretien des espaces, *Nat. Sci. Sociétés*, vol. 15, n°2, p. 144-153.
- Meybeck, M., Lestel, L., Carré, C., Bouleau, G., Garnier, J., Mouchel, J. M. (2018). Trajectories of river chemical quality issues over the Longue Durée: the Seine River (1900S–2010). *Environmental science and pollution research*, 25(24), 23468-23484.
- Moran, S., Perreault, M., Smardon, R. (2019). Finding our way: A case study of urban waterway restoration and participatory process, *Landsc. Urban Plan.*, vol. 191.
- Moreau, C., Cottet, M., Rivière-Honegger, A., François, A., Evette, A. (2022). Nature-based solutions (NbS): A management paradigm shift in practitioners' perspectives on riverbank soil bioengineering, *J. Environ. Manage.*, vol. 308, p. 114638.
- Mondy, C. P., Villeneuve, B., Archaimbault, V., and Usseglio-Polatera, P. (2012). A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French Wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach. *Ecological Indicators*, 18, p. 452-467.
- Moriceau, J. M. (1994). *Les fermiers de l'Île-de-France : l'ascension d'un patronat agricole (XV^e-XVIII^e siècle)*, Fayard, Paris, 1069 p.
- Moscovici, S. (2002). *Réenchâter la nature*, Éditions de l'Aube. Paris, 96 p.
- Naiman, R. J., Decamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, 28(1), 621-658.
- Namour P., Schmitt L., Eschbach D., Moulin B., Fantino G., Bordes C. & Breil P. (2015). Stream Pollution Concentration in Riffle Geomorphic Units (Yzeron Basin, France). *Science of The Total Environment*, 532, p. 80-90, 10.1016/j.scitotenv.2015.05.057.
- Narcy, J.-B. (2013). *Regard des sciences sociales sur la mise en œuvre des politiques de l'eau*, Onema, 151 p.
- Navratil O., Breil P., Schmitt I., Grosprêtre I. & Abert M.B. (2013) - Hydrogeomorphic Adjustments of Stream Channels Disturbed by Urban Runoff (Yzeron River Basin, France). *Journal of Hydrology*, 485, p. 24-36, 10.1016/j.jhydrol.2012.01.036.
- Orth, P., Pastre, J., Gauthier, A., Limondin-Lozouet, N. (2004). Les enregistrements morphosédimentaires et biostratigraphiques du bassin-versant de la Beuvronne : perception des changements climato-anthropiques à l'Holocène. *Quaternaire*, Vol. 15, No. 3, p. 285-298.
- Oudin, L., Salavati, B., Furusho-Percot, C., Ribstein, P., Saadi, M. (2018). Impacts hydrologiques de l'urbanisation à l'échelle des bassins versants. *Journal of Hydrology*, n° 559, p. 774-786.
- Palmer, M.A., Hondula, K.L., Koch, B.J. 2014. Restauration écologique des cours d'eau et des rivières : stratégies et objectifs changeants. *Annual Review of Ecology, Evolution, Systematics*, No. 45, p. 247-269.
- Pastre J.-F., Orth P., Le Jeune Y. et Bensaadoun S. (2006). L'homme et l'érosion dans le Bassin parisien (France). La réponse des fonds de vallée au cours de la seconde partie de l'Holocène. *L'Érosion Entre Société, Climat et Paléoenvironnement. Actes de la Table Ronde en l'Honneur de R. Neboit Guilhot*, p. 237-247.
- Pastre, J. F., Leroyer, C., Limondin-Lozouet, N., Antoine, P., Chaussé, C., Gauthier, A., ... & Wuscher, P. (2014). L'Holocène du Bassin parisien (France): apports de l'étude géoécologique et géoarchéologique des fonds de vallée. *La géoarchéologie française au XXI^e siècle*. CNRS Éditions, Paris, p. 75-90.

- Pastre, J. F. (2018). L'évolution tardiglaciaire et holocène du bassin du Crould (Val-d'Oise). *Revue archéologique d'Île-de-France*, supplément 5, p. 21-36.
- Perini, K., Sabbion, P. (2016). *Urban sustainability and river restoration: green and blue infrastructure*. John Wiley & Sons.
- Pitt, H. (2018). Muddying the waters: What urban waterways reveal about bluespaces and wellbeing. *Geoforum*, 92, p. 161-170.
- Pizzuto J.E. (1994). Channel Adjustments to Changing Discharges, Powder River, Montana. *Geological Society of America Bulletin*, 106, (11), p. 1494-1501, 10.1130/0016-7606(1994)106<1494:CATCDP>2.3.CO;2.
- Ranta, E., Vidal-Abarca, M. R., Calapez, A. R., & Feio, M. J. (2021). Urban stream assessment system (UsAs): An integrative tool to assess biodiversity, ecosystem functions and services. *Ecological Indicators*, 121, 106980.
- Romain, F. (2010). Le fleuve, porteur d'images urbaines : formes et enjeux, *Géocarrefour*, n°3, p. 253-260.
- Rosenzweig, M. L. (2003). Reconciliation ecology and the future of species diversity, *Oryx*, vol. 37, n°2, p. 194-205.
- Rosgen, D. L. (1994). Classification of natural rivers, *CATENA*, vol. 22, n°3, p. 169-199.
- Rouillard, J., Benoit, P., & Morera, R. (2011). *L'eau dans les campagnes du bassin de la Seine avant l'ère industrielle*. Fascicule #10 du PIREN-Seine, ISBN : 978-2-918251-09-5, ARCEAU-IdF, 56 p.
- Roussel, F., Schulp, C. J., Verburg, P. H., & van Teeffelen, A. J. (2017). Testing the applicability of ecosystem services mapping methods for peri-urban contexts: A case study for Paris. *Ecological Indicators*, 83, p. 504-514.
- Roy, A. H., Freeman, M. C., Freeman, B. J., Wenger, S. J., Ensign, W. E., & Meyer, J. L. (2005). Investigating hydrologic alteration as a mechanism of fish assemblage shifts in urbanizing streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), p. 656-678.
- Roy, A. H., Capps, K. A., El-Sabaawi, R. W., Jones, K. L., Parr, T. B., Ramirez, A., . . . Wenger, S. J. (2016). Urbanization and stream ecology: diverse mechanisms of change. *Freshwater Science*, 35(1), p. 272-277. doi:10.1086/685097
- Russell K.L., Vietz G.J. & Fletcher T.D. (2018). Urban Catchment Runoff Increases Bedload Sediment Yield and Particle Size in Stream Channels. *Anthropocène*, 23, p. 53-66, 10.1016/j.ancene.2018.09.001.
- Schmitt, L., Grosprêtre, L., Breil, P., Namour, P., Lafont, M., Delile, H., Eschbach, D., Jacob-Rousseau, N., Cournoyer, N. (2016). Pour l'étude interdisciplinaire des petits hydrosystèmes périurbains (bassin de l'Yzeron, France). *Bull. Soc. Géo. Liège*, Vol. 67, No. 2, p. 161-179.
- Serra, S. R. Q., A. R. Calapez, N. E. Simoes, J. Marques, M. Laranjo and M. J. Feio (2019). Effects of variations in water quantity and quality in the structure and functions of invertebrates' community of a Mediterranean urban stream. *Urban Ecosystems* 22(6), p. 1173-1186.
- Sardon, R., Moran, S., Baptiste, A. K. (2018). *Revitalizing urban waterway communities: Streams of environmental justice*. Routledge.
- Stoll, S., Breyer, P., Tonkin, J. D., Fruh, D., & Haase, P. (2016). Scale-dependent effects of river habitat quality on benthic invertebrate communities - Implications for stream restoration practice. *Science of the Total Environment*, 553, p. 495-503. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.02.126
- Talès, E., Belliard, J., Beslagic, S., Sttefani, F., Tartari, G., Wolter, C. (2017). Réponse des peuplements de poissons à l'urbanisation et aux altérations anthropiques à long terme des cours d'eau, in Lestel L. & Carré C. (dir.), *Les rivières urbaines et leur pollution*. Quae, p. 242-252.
- Tassin, J. (2020). *Pour une écologie du sensible*, Paris, Odile Jacob, 204 p.
- Thibault, J. P. (2001). La méthode des parcours commentés. *L'espace urbain en méthodes*, Parenthèse, p. 89-99.

- Utz, R. M., Hopkins, K. G., Beesley, L., Booth, D. B., Hawley, R. J., Baker, M. E., . . . Jones, K. L. (2016). Ecological resistance in urban streams: the role of natural and legacy attributes. *Freshwater Science*, 35(1), p. 380-397. doi:10.1086/684839
- Vall-Casas, P., Benages-Albert, M., Elinbaum, P., Garcia, X., Mendoza-Arroyo, C., Jaramillo, Á. R. C. (2019). From metropolitan rivers to civic corridors: assessing the evolution of the suburban landscape. *Landscape Research*, 44(8), p. 1014-1030.
- Vall-Casas et al., 2021 = Carré, C., Haghe, J. P., Vall-Casas, P. (2021). From public policies to projects: factors of success and diversity through a comparative approach. *River restoration: Political, social, and economic perspectives*, p. 128-146.
- Vérol, A. P., Battemarco, B. P., Merlo, M. L., Machado, A. C. M., Haddad, A. N., Miguez, M. G. (2019). The urban river restoration index (URRIX) - A supportive tool to assess fluvial environment improvement in urban flood control projects, *J. Clean. Prod.*, vol. 239, p. 118058.
- Vietz, G.J., Sammonds, M.J., Walsh, C.J., Fletcher, T.D., Rutherford, I.D., Stewardson, M.J. (2014). Ecologically Relevant Geomorphic Attributes of Streams Are Impaired by Even Low Levels of Watershed Effective Imperviousness. *Geomorphology*, 206, p. 67-78, 10.1016/j.geomorph.2013.09.019.
- Vietz, G.J., Walsh, C.J., Fletcher, T.D. (2016). Urban Hydrogeomorphology and the Urban Stream Syndrome: Treating the Symptoms and Causes of Geomorphic Change. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 40, (3), p. 480-492, 10.1177/0309133315605048.
- Walsh, C. J., Roy, A., Feminella, J., Cottingham, P., Groffman, P., Morgan II, R. (2005). The Urban Stream Syndrome: Current Knowledge and the Search For A Cure, *Am Benthol Soc*, vol. 24, p. 706-723.
- Wantzen, K. M., Ballouche, A., Longuet, I., Bao, I., Bocoum, H., Cissé, L., Chauhan, M., Girard, P., Gopal, B., Kane, A., Marchese, M. R., Nautiyal, P., Teixeira, P., Zalewski, M. (2016). River Culture: an eco-social approach to mitigate the biological and cultural diversity crisis in riverscapes, *Ecohydrol. Hydrobiol.*, vol. 16, n°1, p. 7-18.
- Wantzen, K. M. (2024). River culture: How socio-ecological linkages to the rhythm of the waters develop, how they are lost, and how they can be regained. *The Geographical Journal*, 190(2), e12476.
- Wegnez, J. (2022). *Les plantes exotiques envahissantes d'Île-de-France. Actualisation de la liste hiérarchisée*. Muséum National d'Histoire Naturelle, Délégation Île-de-France, 16.
- Wegnez, J. (2018). *Liste hiérarchisée des plantes exotiques envahissantes (PEE) d'Île-de-France*. (Doctoral dissertation, CBNBP-MNHN, Délégation Île-de-France, 61 rue Buffon CP 53, 75005 Paris cedex 05-France).
- Westling, E. L., Surridge, B. W. J., Sharp, L., Lerner, D. N. (2014). Making sense of landscape change: Long-term perceptions among local residents following river restoration, *J. Hydrol.*, vol. 519, p. 2613-2623.
- Winiwarter, V., Schmid, M., & Dressel, G. (2013). Looking at half a millennium of co-existence: the Danube in Vienna as a socio-natural site. *Water History*, 5, p. 101-119.
- Wohl, E. (2015). Legacy effects on sediments in river corridors. *Earth-Science Reviews*, n° 147, p. 30-53.
- Wohl, E. (2019). Forgotten Legacies: Understanding and Mitigating Historical Human Alterations of River Corridors. *Water Resources Research*, 55, (7), p. 5181-5201, 10.1029/2018WR024433.
- Zingraff-Hamed, A., Greulich, S., Pauleit, S., Wantzen, K. M. (2017). Urban and rural river restoration in France: a typology, *Restor. Ecol.*, vol. 25, n°6, p. 994-1004
- Zingraff-Hamed, A., Noack, M., Greulich, S., Schwarzwälder, K., Wantzen, K. M., Pauleit, S. (2018). Model-Based Evaluation of Urban River Restoration: Conflicts between Sensitive Fish Species and Recreational Users, *Sustainability*, vol. 10, n°6, p. 1747.
- Zobel, M., Otto, R., Laanisto, L., Naranjo-Cigala, A., Pärtel, M., & Fernández-Palacios, J. M. (2011). The formation of species pools: historical habitat abundance affects current local diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 20(2), p. 251-259.

Glossaire



- **Adventice** : plante qui pousse de manière spontanée dans un milieu cultivé, mais qui n'est pas cultivée elle-même, souvent considérée comme une mauvaise herbe.
- **Affleurement** : partie de roche ou de sol qui apparaît à la surface de la terre sans être recouverte par la végétation.
- **Affouillement** : érosion localisée du fond ou des berges d'un cours d'eau, souvent causée par des courants rapides ou des crues.
- **Aggradation** : accumulation de sédiments qui élève le lit d'une rivière ou d'une plaine alluviale ou d'inondation.
- **Alluvion** : dépôt de sédiments (argiles, limons, sables, graviers, galets...) transportés par un cours d'eau.
- **Anabranché** : cours d'eau dont les écoulements se répartissent en plusieurs bras ou chenaux.
- **Analyse granulométrique** : étude de la distribution de la taille des particules dans un échantillon de sol ou de sédiment.
- **Assec** : état d'un cours d'eau ou d'une étendue d'eau qui se retrouve temporairement à sec.
- **Atterrissement** : accumulation de sédiments dans un chenal ou plaine d'inondation qui conduit à la réduction des milieux aquatiques et des zones humides.
- **Aulnaie** : forêt ou bosquet dominé par des aulnes, souvent en bordure des cours d'eau.
- **Authigène** : sédimentation formée directement dans son milieu de dépôt, sans transport préalable. En général, elle est issue d'une précipitation d'un minéral comme le carbonate de calcium ou de l'accumulation de matière organique issue des végétaux présents dans le cours d'eau ou les zones humides.
- **Banc caillouteux** : zone dans un cours d'eau où se trouvent des accumulations de cailloux qui dessinent un banc qui peut émerger après les crues.
- **Bief** : tronçon d'un cours d'eau construit artificiellement (canal) pour alimenter un aménagement hydraulique comme un moulin à eau.
- **Biotope** : ensemble des conditions environnementales d'un lieu habité par des organismes vivants.
- **Buse** : tuyau de grande dimension permettant l'écoulement d'eau en général sous une route ou un chemin.
- **Carbonaté** : qui contient du carbonate de calcium, souvent associé à des roches ou des sédiments calcaires.
- **Carottage** : prélèvement d'un échantillon de sol ou de sédiment en profondeur pour analyse à partir d'un dispositif permettant de récupérer une carotte de sédiment. La carotte de sédiment est extraite dans un tube métallique ou en plastique. Elle forme un cylindre d'une longueur le plus souvent métrique et dont le diamètre peut varier de 5 à 10 cm en général.
- **Carottier** : dispositif manuel ou motorisé utilisé pour effectuer des carottages.
- **Chenal** : partie du cours d'eau où s'écoule l'eau en permanence. Il est délimité par deux berges.
- **Chenal maçonné** : chenal construit à l'aide de pierres ou du béton pour stabiliser les berges.

- › **Chenalisation** : modification d'un cours d'eau pour créer un chenal à l'écoulement plus régulier, éviter ses divagations et en général augmenter sa capacité d'écoulement. Cet aménagement des cours d'eau est en général effectué afin de maximiser l'utilisation de l'eau, ou de son énergie, ou pour favoriser la navigation ou éviter les inondations.
- › **Colluvion polygénique** : dépôt de sédiments accumulés en bas de pente au cours de différentes périodes et suite à différents processus.
- › **Coprophile** : organisme qui vit dans ou se nourrit d'excréments.
- › **Culée de pont** : partie d'un pont qui repose sur la berge et supporte la structure.
- › **Curage** : opération d'entretien d'un cours d'eau pour enlever les sédiments accumulés dans le chenal et améliorer les conditions de l'écoulement de l'eau.
- › **Cyanobactérie** : bactérie photosynthétique se développant en particulier dans les eaux stagnantes riches en nutriments. Elles peuvent être responsables de la coloration verte de certaines eaux stagnantes.
- › **Échelle limnométrique** : outil de mesure du niveau de l'eau dans un cours d'eau ou un lac.
- › **Embâcle** : obstruction d'un cours d'eau par des débris (bois, etc.).
- › **Étiage** : période de l'année où le niveau d'un cours d'eau est le plus bas.
- › **Eutrophisation** : enrichissement d'un milieu aquatique en nutriments (nitrates, phosphates, matière organique...) entraînant une prolifération des végétaux aquatiques, dont les algues.
- › **Fauche** : coupe des herbes ou des plantes, souvent en milieu agricole (prairie) ou humide.
- › **Fraction graveleuse** : partie d'un sédiment composée de gravier.
- › **Glaise** : sol argileux, lourd et imperméable.
- › **Hétérochrone** : qualifie un processus ou un événement qui ne se produit pas en même temps partout.
- › **Éphéméroptère** : insecte aquatique comprenant les éphémères, souvent indicateurs de la qualité de l'eau.
- › **Limon de débordement** : sédiment limoneux déposé par un cours d'eau lors de ses crues dans sa plaine alluviale ou plaine d'inondation.
- › **Macroinvertébré benthique** : organisme visible à l'œil nu sans colonne vertébrale vivant sur le fond des eaux, indicateur de leur qualité.
- › **Macrophyte** : plantes aquatiques de grande taille.
- › **Marne** : roche sédimentaire composée de calcaire et d'argile.
- › **Méso-eutrophe** : milieu aquatique modérément riche en nutriments.
- › **Mouille** : zone d'un chenal de cours d'eau où l'eau est plus profonde.
- › **Palustre** : relatif aux marais ou aux zones humides.
- › **Pédogénèse** : formation et évolution des sols.
- › **Pollinique** : relatif au pollen.
- › **Radier** : partie peu profonde d'un cours d'eau avec un fond caillouteux et un écoulement rapide.
- › **Réseau viaire** : ensemble des routes et chemins d'une région.
- › **Ripisylve** : végétation présente sur les bords d'un cours d'eau.

- › **Rivulaire** : relatif aux rivières ou aux cours d'eau.
- › **Roselière** : formation végétale en zone humide dominée par des roseaux.
- › **Rouissage** : technique de traitement des fibres végétales, et en particulier du chanvre, par fermentation dans l'eau.
- › **Rudérale** : plante qui pousse sur des sols perturbés ou dégradés par l'activité humaine.
- › **Seuil-mouille** : alternance de faciès d'écoulement le long d'une rivière, les seuils (ou radiers) correspondent à des écoulements rapides, une faible profondeur, une pente plus forte et une granulométrie plus élevée tandis que les mouilles correspondent à des écoulements lents, une profondeur importante et une granulométrie fine.
- › **Spectrométrie de fluorescence X** : technique d'analyse qui identifie la composition élémentaire d'un échantillon en mesurant la fluorescence émise.
- › **Surfacique** : relatif à la surface.
- › **Surlargeur** : largeur au-delà de la normale.
- › **Taxon** : groupe de plantes classées ensemble.
- › **Tourbeux** : qui contient de la tourbe, matière organique issue de la décomposition lente de végétaux dans un milieu en eau et dépourvue d'oxygène (anoxique).
- › **Tourbification** : Processus de formation de la tourbe dans les zones humides

Sigles



- › **AESN** : Agence de l'eau Seine Normandie
- › **APUR** : Atelier Parisien de l'Urbanisme
- › **ARCEAU-IdF** : Association Recherche-Collectivité dans le domaine de l'eau en Île-de-France
- › **ASSARS** : Association sarcelloise de sauvegarde et d'aménagement des rivières et des sites
- › **ASTE** : Association française des professionnels de l'eau et des déchets
- › **CAH** : Classification, ascendante hiérarchique
- › **CARHYCE** : Caractérisation hydromorphologique des cours d'eau
- › **DCE** : Directive Cadre sur l'Eau
- › **EPA** : Environmental Protection Agency
- › **ERT** : Tomographie de résistivité électrique
- › **IBMR** : Indice Biologique Macrophyte en Rivière
- › **ICS** : Indice de connectivité sociale
- › **IHG** : Indice hydrogéomorphologique
- › **IMI** : Indice macroinvertébrés
- › **IPR** : Institut Paris Région
- › **IVR** : Indice végétation riveraine
- › **MGP** : Métropole du Grand Paris
- › **PIREN-Seine** : Programme interdisciplinaire de Recherche sur l'eau et l'environnement du bassin de la Seine
- › **SIAH** : Syndicat mixte du Croult et du Petit Rosne
- › **SIG** : Système d'information géographique
- › **URBS** : Indice synthétique de qualité socio-environnementale
- › **VNF** : Voies navigables de France

Pour citer cet ouvrage :

L. Lespez, M.-A. Germaine (2024), *Les petites rivières urbaines : environnement, évaluation, gestion et restauration*, Fascicule #22 du PIREN-Seine, ISBN : 978-2-490463-19-0, ARCEAU-IdF, 116 p.

Cet ouvrage est édité par la cellule transfert des connaissances du PIREN-Seine, et son contenu est issu des recherches menées au sein du programme. Sauf mention contraire, les productions du PIREN-Seine sont régies par licence Creative Commons CC-BY-NC-SA v4.0 ou ultérieure (pas d'utilisation commerciale, partage des conditions initiales à l'identique).



Editeur :

ARCEAU-IdF 2024
www.arceau-idf.fr

Création graphique et impression :

 www.idbleue.com



PEFC/10-31-1510



Crédits photos :

Page de couverture, pp. 6, 7, 8, 9, 31, 45, 46, 48, 49, 64, 65, 67, 68, 75, 81, 82, 83, 88, 89, 90, 91, 96, 97 : Laurent Lespez / p. 10 : Marie-Anne Germaine et Laurent Lespez / pp. 4, 17, 18, 19, 32, 33, 50, 51, 58, 59, 60, 61, 62, 63 : Marie-Anne Germaine / pp. 34, 35, 36 : Frédéric Gob / p. 42 : Éveline Talés / pp. 59, 60 : Élise Temple-Boyer / pp. 69, 79 : de Milleville



Le **PIREN-Seine** est un programme de recherche interdisciplinaire en environnement dont l'objectif est de développer une vision d'ensemble du fonctionnement du bassin versant de la Seine et de la société humaine qui l'investit, pour permettre une meilleure gestion qualitative et quantitative de la ressource en eau. Il est l'un des programmes composant la Zone Atelier Seine du CNRS.

La *cellule transfert des connaissances* a pour but de valoriser les productions de savoirs scientifiques issues des recherches du **PIREN-Seine**, et de favoriser la mise à disposition de ces informations à un large public, des professionnels de la gestion de l'eau aux élus en passant par les usagers. Soutenue par l'Agence de l'eau Seine-Normandie et l'EPTB Seine Grands Lacs, et animée depuis octobre 2016 par l'association ARCEAU-IdF, cette cellule répond à une forte volonté de la part des chercheurs de participer au transfert des savoirs scientifiques et techniques vers la société civile. Elle est ainsi chargée de la rédaction et de l'édition de documents thématiques, de la mise en ligne de contenus scientifiques adaptés à la fois aux professionnels et au grand public, et de la mise en place d'ateliers de co-réflexion du programme.

La collection des fascicules du **PIREN-Seine** analyse différents aspects du fonctionnement du bassin de la Seine, correspondant aux multiples domaines de recherche du programme. Ils s'adressent à tous les publics concernés par l'analyse et la gestion du bassin versant de la Seine et des problématiques environnementales et humaines qui y sont liées. Tous ces fascicules sont disponibles en téléchargement gratuit au format PDF sur le site du programme. Une première série de neuf fascicules a été publiée en 2009. En 2011, six nouveaux titres sont venus enrichir la collection. En 2017, la production des fascicules reprend avec une nouvelle collection, pour permettre aux acteurs du domaine de l'eau et de l'environnement de rester informés des dernières recherches scientifiques menées par le **PIREN-Seine**.

Pour plus d'informations,
retrouvez-nous sur :
www.piren-seine.fr

ISBN 978-2-490463-19-0



Les partenaires opérationnels de la phase 8 du PIREN-Seine



Les partenaires scientifiques de la phase 8 du PIREN-Seine

