PiREN Seine

Zones Ateliers
LTSER FRANCE SEINE

Rapport de synthèse

Phase 7
(2015-2019)

Volume 7

Restaurer le fonctionnement écologique des cours d'eau du bassin de la Seine

Agence de l'eau Établissement public de l'État
eau Seine Normandie
Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET SOLIDAIRE
SIAAP Service public de l'assainissement francilien
SYNDICAT DES EAUX D'ILE DE FRANCE
SEDIF SERVICE PUBLIC DE L'EAU
vnf Voies navigables de France
SEINE GRANDS LACS
eau de Paris L'eau. Un service public
cnrs
VILLE DE PARIS
suez

Sommaire général

Restaurer le fonctionnement écologique des cours d'eau du bassin de la Seine : Introduction générale 4

Dynamiques passées des rivières du bassin de la Seine 6

Conséquences des aménagements sur le transport sédimentaire et la biodiversité aquatique 32

Quelles pistes pour la restauration des milieux ? 74

Restaurer le fonctionnement écologique des cours d'eau du bassin de la Seine : Introduction générale

Evelyne Tales[1]*, Laurence Lestel[2*]*, Frédéric Gob[3]*, Jérôme Belliard[1], Lucile de Milleville[1,3], David Eschbach[2,4], Axel Flinck[1], Nadine Gastaldi[5], Emmanuèle Gautier[3], Louis Gilet[3], Mathieu Girondin[1], Bernadeta Holota[1], Geoffrey Houbrechts[6], Céline Le Pichon[1], Laurent Lespez[3], Michel Meybeck[2], Gaëlle Tallec[1], Vincent Tamisier[3], Jonathan Touche[3], Clément Virmoux[3], Amandine Zahm[1]

[1] Irstea, UR HYCAR, 1 rue Pierre Gilles de Gennes, 92761 Antony cedex
[2] Sorbonne Université, CNRS EPHE UMR 7619 Metis, Paris, France
[3] Université Panthéon-Sorbonne, Laboratoire de Géographie Physique, CNRS UMR8591, 1 Place Aristide Briand, 92195 Meudon cedex
[4] Université de Strasbourg, CNRS-ENGEES, UMR 7362 LIVE
[5] Mission Cartes et plans, Archives Nationales
[6] Laboratoire d'Hydrographie et Géomorphologie fluviatile, Université de Liège, Clos Mercator 3, 4000 Liège, Belgique

* evelyne.tales@irstea.fr
* laurence.lestel@sorbonne-universite.fr
* frederic.gob@univ-paris1.fr

Peut-être plus que tout autre grand bassin français, le bassin de la Seine est depuis de longue date particulièrement anthropisé. La qualité de ses eaux et son fonctionnement biophysique sont altérés par les pratiques agricoles intensives, par le fonctionnement de la métropole de Paris ou encore par les aménagements de son lit pour le transport de marchandises. Le poids qu'exercent ces activités humaines sur la Seine et ses affluents met à mal la biodiversité depuis plusieurs siècles. Que ce soit à l'échelle du bassin à travers l'évolution de l'occupation du sol ou à l'échelle des fonds de vallée par des interventions plus directes sur le lit, les cours d'eau et leurs biocénoses n'ont ainsi eu de cesse de devoir s'adapter aux pratiques anthropiques toujours plus contraignantes pour les hydrosystèmes. En France et en Europe, l'évolution sociétale et législative de ces vingt dernières années ont toutefois fait évoluer les pratiques. Ainsi les questions environnementales liées à la qualité écologique des milieux et à la préservation de la biodiversité prennent une place de plus en plus centrale dans la gestion des cours d'eau.

Le bassin versant de la Seine n'a évidemment pas échappé à cette tendance. Le premier état des lieux réalisé dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive cadre sur l'eau en 2009 n'identifiait que 23% des masses d'eau du bassin Seine Normandie en bon ou en très bon état écologique. Six ans plus tard, ce chiffre est passé à 39% grâce notamment à l'action des services de l'état et des organismes gestionnaires territoriaux qui ont mis en œuvre plusieurs dizaines d'opérations de restaurations écologiques, d'objectifs et d'ampleurs très variés. Ce rapport a pour objectif de faire la synthèse des travaux effectués sur ces questions de l'évolution des pressions anthropiques et de la restauration écologique menés dans le cadre de la 7^{e} phase du Piren Seine.

La première partie est consacrée à l'étude de l'évolution du lit de la Seine et de son aménagement, à travers l'étude de documents cartographiques anciens produits au cours des deux derniers siècles. L'évolution des cours d'eau à différentes échelles spatiales et temporelles est étudiée et les liens entre l'augmentation des pressions anthropiques et les réponses de l'hydrosystème sont identifiés. Des exemples de ces trajectoires environnementales sont donnés pour le plateau de Saclay, la plaine alluviale de la Bassée et le secteur de la Basse Seine. La seconde partie, plus méthodologique, s'intéresse plus directement aux conséquences des aménagements sur les cours d'eau à travers, d'une part, l'étude du transport solide en lien avec les aménagements liés à la métallurgie ancienne et, d'autre part, à travers la biodiversité piscicole dans un petit

bassin versant (l'Orgeval) étudiée grâce à l'ADN environnemental (ADNe). Enfin, la dernière partie fait la synthèse des études menées autour de la restauration écologique de deux systèmes fortement affectés par les activités anthropiques : la première concerne le rétablissement de la continuité sédimentaire de la Haute Yonne autour du complexe hydro-électrique de Pierre Glissotte ; la seconde s'intéresse à la restauration des cours d'eau fortement modifiés en milieux urbains et périurbains franciliens.

Dynamiques passées des rivières du bassin de la Seine

Laurence Lestel[1*], David Eschbach[1,2], Michel Meybeck[1], Nadine Gastaldi[3]

[1] Sorbonne Université, CNRS EPHE UMR 7619 Metis, Paris, France
[2] Unistra, CNRS-ENGEES, UMR 7362 LIVE
[3] Mission Cartes et plans, Archives Nationales

[*] laurence.lestel@sorbonne-universite.fr

Résumé

Le bassin de la Seine (65 000 km^2) est extrêmement riche en documents cartographiques produits au cours des deux derniers siècles : cartes générales décrivant l'ensemble du territoire, registres fonciers fiscaux, cartes de navigation, etc. Après 1830, les ingénieurs des Ponts et Chaussées ont commencé à développer un vaste réseau de voies navigables, qui ont été cartographiées avec précision. Les fonds d'archives contenant ces cartes ont été retrouvés, les cartes ont été sélectionnées, géoréférencées et numérisées dans une base de données en libre accès (ArchiSeine). Elle a permis aux chercheurs de suivre l'évolution des cours d'eau à différentes échelles spatiales et temporelles, et de faire des liens entre l'augmentation des pressions anthropiques et les réponses de l'hydrosystème. Des têtes de bassin à l'estuaire, les caractéristiques physiques du système fluvial de la Seine ont été profondément modifiées en faveur du développement de Paris. Des exemples de ces trajectoires environnementales sont donnés pour le plateau de Saclay, la plaine alluviale de la Bassée et le secteur de la basse Seine.

Points clefs

- Le réseau hydrographique de la Seine a été cartographié et décrit, à de multiples échelles, depuis plus de deux siècles, par les ingénieurs des Ponts-et Chaussées
- Leurs archives contiennent des cartes en plan et des profils en long suffisamment précises pour permettre une analyse quantitative des changements du système fluvial sur plus de 200 ans
- Elles permettent de reconstituer et différencier la dynamique générale naturelle très lente (hydro-morphologie) et celles, rapides et locales, résultant d'activités humaines et d'aménagements des cours d'eau.

Pour citer cet article : Lestel et al., *Dynamiques passées des rivières du bassin de la Seine*, , dans Restaurer le fonctionnement écologique des cours d'eau du bassin de la Seine, Lestel, L. & Gob, F. (eds.), Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 7, 2019.

Sommaire

Introduction 8

1. Artificialisation du réseau hydrographique du bassin de la Seine 9

1.1. Les transformations des cours d'eau vers 1800 9

1.2. Les transformations des masses d'eau de la Seine depuis le début du XIXe siècle 11

2. Les cartes historiques comme outil d'analyse des changements physiques des rivières 12

2.1. Inventaire des cartes 12

2.2. Traitement des cartes 14

2.3. Utilisation des cartes pour documenter les changements environnementaux de la rivière 15

3. Evolutions physiques de rivières du bassin de la Seine : exemples 20

3.1. Modification du réseau hydrographique du plateau de Saclay (1670-1860) 20

3.2. L'hétérogénéité anthropique d'une plaine alluviale : chenalisation de la Seine et gravières dans la plaine de la Bassée 21

3.3. Simplification du chenal de la Seine et disparition d'îles 25

4. Conclusion 28

Bibliographie 29

.

Introduction

Les cours d'eau et leur évolution physique sont d'excellents exemples de l'évolution spatiale à long terme (multiséculaire) de l'environnement, en particulier en ce qui concerne l'hydro-morphologie du système fluvial, l'évolution des chenaux fluviaux et de la plaine alluviale (Bravard et al., 2000), leur écologie (Amoros et al., 1996) ou le paysage fluvial (Lespez, 2012).

Plus récemment, la gestion et la question de la restauration des cours d'eau ont contribué à prendre en compte l'évolution historique du système fluvial (Downs et al, 2004), par exemple pour rétablir la continuité écologique du cours d'eau ou pour prendre des mesures réglementaires face à des événements extrêmes tels que les sécheresses et les inondations. Pour atteindre ces objectifs, les données historiques, textuelles et cartographiques, sont de plus en plus mobilisées. Cette approche a été facilitée au cours des trois dernières décennies par la numérisation des cartes et l'arrivée de nouveaux outils comme le Système d'Information Géographique (SIG), qui permet de croiser des données spatiales et de reconstruire des évolutions temporelles (Gurnell et al., 2003, Jacob-Rousseau, 2009, Bravard, 2010, Robert, 2011).

L'analyse historique est utilisée par les géographes comme un outil pour reconstruire la dynamique d'évolutions des milieux fluviaux, c'est notamment le cas des études menées sur le Pô (Braga et al., 1989), le Rhône (Bravard et al., 2015), le Danube (Hohensinner et al., 2013) et le Rhin (Arnaud et al., 2015 ; Eschbach et al., 2018). Cette approche a également été utilisée par les historiens (Cioc, 2002, Mauche et al., 2008, Castonguay et al. 2012, Knoll et al, 2017) et pour comparer les relations ville-fleuve de quatre grandes villes européennes (Paris, Bruxelles, Berlin et Milan) (Lestel et al., 2017).

De nombreux facteurs naturels ou anthropiques peuvent modifier l'hydrologie et l'hydromorphologie des cours d'eau, ce qui a un impact sur l'hydraulique fluviale et sur le transport des sédiments (Petts et al., 1989, Gregory, 2006). Mais dans de nombreuses études environnementales contemporaines, axées sur des échelles de temps annuelles à décennales, l'évolution lente et séculaire des rivières n'est pas prise en compte : les attributs physiques des rivières sont considérés comme invariants, et les transformations passées du système, naturelles ou d'origine humaine, ne sont pas considérées. Le système fluvial de la Seine a été progressivement transformé depuis le Moyen Âge, et plus particulièrement entre le milieu du XIXe siècle et les années 1970 pour la navigation, des têtes de bassin à l'estuaire (Mouchel et al, 1998), par l'extraction de sable et de gravier dans les plaines alluviales (Fustec et al., 1998) et dans les zones humides (Bendjoudi et al. 2002).

L'objectif de nos travaux est de suivre l'évolution pluriséculaire de la Seine et de sa plaine alluviale afin de quantifier les trajectoires de leur évolution physique dans leur triple dimension - longitudinale, transversale et verticale - à partir de cartes historiques. Les trajectoires sont considérées ici comme la combinaison (i) d'un ensemble d'indicateurs quantifiés de changements, naturels, anthropiques ou les deux, et (ii) de l'analyse des causes historiques et du contexte de ces changements.

La première partie du rapport donne un aperçu général des multiples usages fluviaux dans le bassin de la Seine et des transformations physiques des cours d'eau, des têtes de bassin à l'estuaire, qui en découlent. Ensuite, nous présenterons les sources historiques cartographiques et la méthodologie qui a été développée pour construire une base de données SIG. Dans la dernière section, nous présenterons une sélection de trajectoires de petits cours d'eau jusqu'à la Seine en aval de Paris, à partir d'archives cartographiques couvrant les 200 dernières années.

1. Artificialisation du réseau hydrographique du bassin de la Seine

Le réseau hydrographique du bassin de la Seine est schématisé dans la Figure 1 en utilisant les ordres de Strahler, depuis les premiers cours d'eau permanents en amont (ordre 1) jusqu'à l'embouchure de la Seine (ordre 7). Dans le bassin de la Seine, les 5610 cours d'eau d'ordre 1 ont en moyenne 0,07 m de profondeur sur 1,76 km de longueur et drainent 5,7 km^2 (Guerrini et al., 1998). Ces paramètres atteignent leurs valeurs maximales pour les 438 km de la Seine depuis sa confluence avec l'Yonne jusqu'à la mer (ordre 7).

1.1. Les transformations des cours d'eau vers 1800

Avant la Révolution française, le bassin fluvial était déjà affecté par les activités humaines (Fig. 1, partie supérieure). Sur les terres agricoles, le réseau amont n'a pas été modifié de manière significative (Fig. 1a). Cependant, en amont du massif forestier du Morvan (affluent de l'Yonne, altitude 600-900 m), de nombreux étangs de taille moyenne (<3 ha) régulent des réservoirs d'eau pour la pratique du flottage du bois. Des débits élevés étaient générés en novembre pour permettre le transport de grumes " libres " de 1,14 m de long du Morvan à la ville de Clamecy, où elles étaient stockées pendant plusieurs mois, puis assemblées en radeaux de 36 puis 72 m de long pour être acheminés plus en aval par les crues printanières. Cet usage de lâcher d'eau à partir des étangs a eu un effet considérable sur les cours d'eau, générant une érosion des berges due à ces débits élevés provoqués régulièrement (Poux et al., 2011). Le flottage du bois, qui a commencé au XVIe siècle, était dû à la demande parisienne en bois de construction et de chauffage, a culminé vers 1800 avec un volume total de 1-1,5 M stères par an et a rapidement diminué après 1900. Dans le reste du bassin, d'autres étangs, principalement destinés à la production piscicole, ont été créés en amont depuis le Moyen Âge (Rouillard et al., 2011). Une analyse des cartes de Cassini a montré qu'à la fin des années 1700, 2550 étangs étaient présents dans l'ensemble du bassin versant de la Seine (65 000 km^2), principalement sur des cours d'eau de premier ordre (Passy et al., 2012). Dans certaines régions, leur densité avoisinait 0,5/km^2 (Fig. 1b). La production de poisson était destinée à un usage local (par exemple les abbayes), ou exportée vers les villes voisines et les villes plus éloignées comme Paris, par voie d'eau. La demande en eau pour le développement urbain a souvent entrainé une dérivation importante des cours d'eau en amont de Paris. Le cas a été documenté pour Versailles, qui a commencé à se développer en 1663 (voir section 4, fig. 5) (Dmitrieva et al., 2018).

Des moulins à eau ont été trouvés sur tous les ordres de cours d'eau, principalement sur les ordres 2-3 (Fig. 1c). Ils nécessitaient le détournement partiel des cours d'eau vers un canal aux pentes régulées, se terminant par une petite chute d'eau (0,5-1 m), tandis que l'"ancien cours" demeurait surtout actif lors des hautes eaux. Autour de Paris, la densité des moulins sur les petites rivières était en moyenne de 0,5/km^2 (6000 sur 12 000km^2) (Boët et al., 1999), soit un moulin par 5 km de cours d'eau. À l'intérieur de Paris et sur les rivières naviguées, existaient des moulins flottants.

Dans la plaine alluviale des cours d'eau d'ordre 3-4, un réseau artificiel de fossés a été utilisé pendant des siècles pour inonder les prairies en cas de besoin Rouillard et al., 2011). Dans les grandes plaines inondables (Fig. 1d), larges de quelques kilomètres comme dans la Bassée (voir ci-dessous section 4, Fig. 6), les zones humides et la forêt riparienne dominaient. Dans ces secteurs, les bras latéraux de la rivière principale et les bras morts plus ou moins déconnectés étaient fréquents ; ils pouvaient être remis en eau pendant de fortes inondations (période de retour de 5 ans).

En général, la navigation s'effectuait sur les rivières d'ordre 5 et plus, ce qui créait une différence réglementaire importante avec les tronçons non navigables : les premiers étaient gérés par l'État, les autres par les propriétaires locaux, une distinction qui existe encore aujourd'hui (Le Sueur, 2015). Ces cours d'eau navigués n'étaient pas encore régulés, ni en ce qui concerne le débit, ni en ce qui concerne le niveau d'eau (Fig. 1e), à l'exception notable de l'Yonne, utilisée pour le flottage du bois.

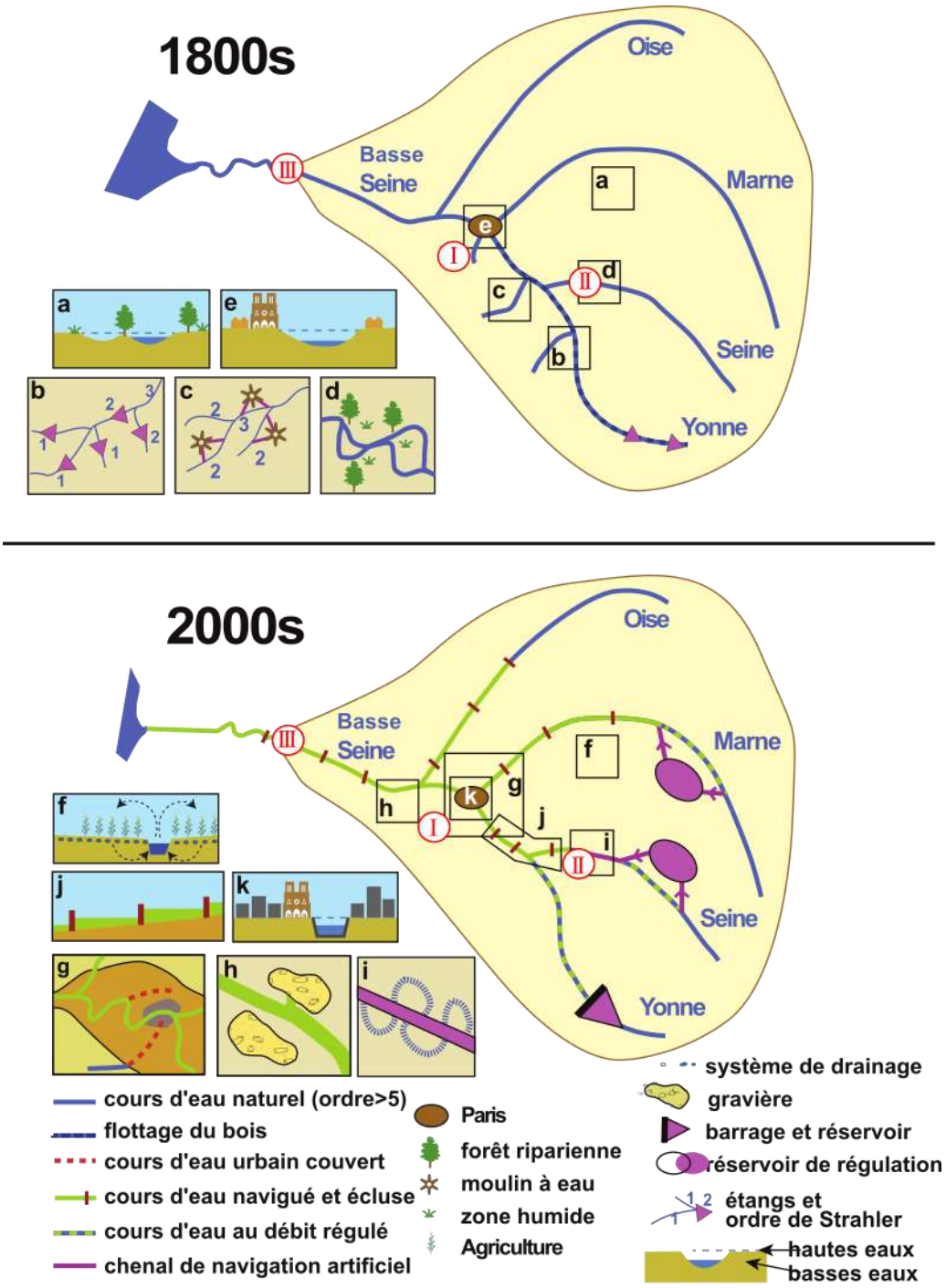


Figure 1. Présentation schématique du bassin de la Seine et de ses principaux affluents (ordres 6-7) avec zoom sur des transformations physiques spécifiques d'origine anthropique. Situation au début des années 1800 : a, ruisseaux des plateaux non régulés ; b, étangs à poissons (plateaux) et étangs de stockage d'eau pour le flottage du bois ; c, moulins à eau fixes ; d, méandres libres en plaine alluviale (ex. Bassée) ; e, Seine à Paris. Situation dans les années 2000 : f, drainage et irrigation de terres cultivées ; g, rivières urbaines et périurbaines modifiées et/ou couvertes ; h, gravières remplies d'eau dans les plaines alluviales ; i, chenal artificiel de navigation ; j, secteurs navigués à niveaux d'eau stables entre deux écluses ; k, rivière régulée et berges artificielles dans les secteurs urbains. Études de cas : I, plateau de Versailles ; II, plaine alluviale de la Bassée ; III, écluse et barrage de Poses.

En 1800, Paris était déjà une métropole située au centre du bassin de la Seine, avec 11% de la population totale du bassin (0,5 M pour un total de 4,5 M d'habitants), qui dépendait fortement de son hinterland pour son alimentation et son énergie (Billen et al., 2009). Cependant, la Seine n'était pas régulée et

peu artificialisée; les berges étaient en grande partie naturelles et des pentes sablonneuses étaient encore utilisées pour les débarquements (Fig. 1e).

À l'époque napoléonienne, l'Etat a commencé à développer la navigation sur la Seine à Paris, avec des ports, des rives artificielles et des appontements (Guillerme, 1990). De nombreuses institutions étaient liées au transport fluvial, notamment le corps d'ingénieurs des Ponts et Chaussées, en charge de la gestion des rivières naviguées (dépendant de l'Etat), correspondant aux ordres 5-7.

1.2. Les transformations des masses d'eau de la Seine depuis le début du XIXe siècle

De 1830 à nos jours, la plupart des masses d'eau de la Seine ont été physiquement modifiés, de la tête de bassin à l'estuaire. Beaucoup de ces changements ont été planifiés pour la gestion des ressources en eau, l'amélioration de la navigation, le drainage agricole, etc. (Fig. 1, partie inférieure).

Dans les zones agricoles marno-calcaires du bassin de la Seine (Beauce et Brie, par exemple), le drainage des terres cultivées atteint sa proportion maximale (20-40%) (Guerrini et al., 1998). Les premiers drainages sont réalisés au XIXe siècle, mais l'apogée de l'installation de nouveaux drains se situe entre les années 1960 et 1990 (Fig. 1f). L'intensification de l'agriculture a également entraîné la transformation de certains cours d'eau de premier ordre en fossés. Entre-temps, l'irrigation a été développée. La superficie des zones humides en a été réduite et de nombreux cours d'eau d'ordre 1 ne sont plus dans des conditions naturelles, sauf dans les parties boisées du bassin. La plupart des étangs situés le long du cours d'eau (ordre 1-3) ont été convertis en terres cultivées. Les étangs forestiers du Morvan liés au flottage du bois ne sont plus entretenus.

Les moulins à eau ne fonctionnent plus, mais les cours d'eau d'ordre 2 à 4 conservent souvent leur héritage de canaux secondaires et de déversoirs. Les cartes historiques permettent de relier ces ouvrages fluviaux passés à l'histoire culturelle du fleuve, ce qui leur confère une valeur patrimoniale, bien qu'ils soient désormais considérés par la directive-cadre sur l'eau comme des obstacles et des dispositifs bloquant le transit sédimentaire du fleuve, que l'on souhaite rétablir.

Les petites rivières autour de Paris (ordres 2 et 3) ont beaucoup été transformées par l'étalement urbain : dans leur partie aval, elles ont été recouvertes et transformées en égouts (Bièvre, sud-ouest de Paris et Croult au nord de Paris) (figure 1g). L'urbanisation entraîne également l'imperméabilisation de surfaces des bassins versants et donc l'érosion du lit des rivières liée aux débits de pointe lors de fortes pluies (Jugie et al., 2018).

Dans la plaine d'inondation de la Seine, la demande de sable et de gravier pour la construction de l'extension de Paris, de nouvelles voies ferrées et d'une centrale nucléaire dans la Bassée, ont entraîné l'excavation, de 1950 à 2000, de dizaines de gravières de 10-100 ha, qui, en fin d'exploitation, se remplissent d'eau provenant des nappes alluviales. Ces nouveaux plans d'eau ont une profondeur moyenne de 2 à 5 m et sont parfois reliées au chenal principal (figure 1h). Étant donné que la vitesse de sédimentation dans les gravières est faible (moins de 1 cm par an), le remplissage de ces plans d'eau prendra des siècles.

En 1830-1840, l'Etat français entreprend un effort important pour développer le transport fluvial au profit de Paris. Les tronçons navigables de la Seine, de la Marne et de l'Oise sont ceux pour lesquels le cours du fleuve a été complètement modifié dans ses trois dimensions latérales, longitudinales et verticales. Le chenal de navigation est souvent maintenant moins large, lié à un endiguement d'une grande partie du linéaire navigable, plus profond et régulièrement dragué, les méandres ont été coupés, notamment dans les plaines inondables (Fig. 1i). Il en a résulté des changements majeurs sur ces tronçons, avec de nouveaux types d'ouvrages fluviaux, de quais et de barrages nécessaires à la recalibration des cours d'eau (Fig. 1j). Ces changements se sont faits en plusieurs étapes, correspondant à des décisions politiques et à des innovations techniques (Cotte, 2002). Les tronçons de cours d'eau ont été cartographiés en trois dimensions avec une grande précision avant et après les travaux de construction par les ingénieurs des Ponts & Chaussées qui ont ainsi laissé derrière eux des archives précieuses qui sont aujourd'hui utilisées pour reconstituer la morphologie initiale du cours du fleuve.

Jusque dans les années 1940, le niveau du fleuve à Paris n'était pas régulé et des niveaux d'étiage extrêmement bas étaient observés en été (Fig. 1k). En 1910, l'inondation de Paris et de sa banlieue par une crue centennale entraine une autre phase de gestion du fleuve. Le nouvel objectif était de maintenir le niveau de la rivière à une valeur fixe de ±35 cm, avec un minimum de variations de débit (Barles, 2015). La protection contre les crues et la régulation des débits d'étiage pour Paris ont conduit à la création de quatre grands réservoirs, construits dans les années 1930-1980 sur l'Yonne, la Haute Seine, l'Aube et la Marne

(schématiquement représentés sur la figure 1), à environ 250 km en amont de Paris. Ces aménagements, financés par la Ville de Paris, ont permis de faire passer les étiages estivaux de 25 m^3/s (valeur extrême à Paris) jusqu'à plus de 100 m^3/s, réduisant ainsi l'impact des rejets de la région parisienne sur la qualité des eaux en Basse Seine.

Si l'on compare les données de 1800 et 2000, le poids de Paris sur le cours de la Seine est énorme, compte tenu des changements locaux tels que l'artificialisation des cours d'eau à Paris, la forte régulation du débit et du niveau d'eau, la perte de nombreux tronçons suburbains ou la modification du bilan hydrique dans les secteurs urbains. Mais Paris contrôle aussi le fleuve à distance, soit en amont par les réservoirs de régulation pour la protection contre les crues et les étiages, soit à 100-250 km autour de Paris sur les tronçons régulés pour la navigation et par l'excavation des gravières. Bon nombre de ces transformations de rivières peuvent être documentées par l'analyse de cartes historiques (partie suivante).

2. Les cartes historiques comme outil d'analyse des changements physiques des rivières

2.1. Inventaire des cartes

L'analyse de cartes historiques est devenue un outil très utilisé pour décrire des changements environnementaux (Gurnell et al, 2003, Lukas 2014). En 2013, le programme PIREN-Seine a lancé un projet commun avec les Archives nationales de France pour identifier, restaurer et numériser les cartes et plans historiques relatifs à la Seine et ses principaux affluents.

Au XVIIIe siècle, l'usage de la carte s'est considérablement répandu. Elle est devenue un support essentiel à la compréhension du territoire et de son évolution, mais aussi un instrument stratégique et géopolitique indispensable (Harley et al., 1995). L'avènement de la carte en France est lié à la création de l'Académie des Sciences par Colbert en 1666. Des méthodes cartographiques précises ont été impulsées. La triangulation est née sous l'égide de Jean Picard ainsi que de la célèbre dynastie du géographe Jean-Dominique Cassini qui a réalisé la première couverture complète de la France à l'échelle 1/86 400 en moins de 100 ans, de 1747 à 1818, mais dont la représentation des rivières ne fut pas toujours exacte et suffisamment précise pour une analyse quantitative approfondie.

La seconde impulsion pour le développement de la cartographie a été donnée par la création du corps d'ingénieurs des Ponts et Chaussées, chargé d'établir ces cartes. L'École des Ponts et Chaussées permet la formation pratique des élèves qui ont dans leur cursus l'obligation de participer au levé de la carte du Royaume. Progressivement, les fonctions de la carte évoluent et passe du statut *d'objet* au statut *d'outil,* utile aux projets d'aménagement d'un territoire et nécessaire à la prise de décision. Il s'agit d'une *« mutation profonde de la cartographie. […] Pour les ingénieurs des Ponts et Chaussées du XVIIIe siècle, […] faire une carte c'est en partie résoudre la question »* (Verdier, 2009). Les cartes sont alors dessinées selon les recommandations de Buchotte qui a écrit un manuel spécifique pour la formation de ces ingénieurs (Buchotte, 1722), indiquant par exemple un code couleur par type d'utilisation du sol ou comment effectuer la représentation de reliefs.

Tous les projets d'aménagement du territoire étaient validés par le Conseil général des Ponts et Chaussées, à qui les ingénieurs locaux envoyaient les cartes correspondantes. Celles-ci étaient archivées dans le dépôt central des cartes et plans du ministère des Travaux publics, créé sous le Premier Empire (Verdier, 2009). Le développement de la navigation fluviale en 1830-1850 (Merger, 1994, Cotte, 2002, Beyer, 2016) a généré un grand nombre de documents cartographiques et textuels qui répondent aux différents critères d'analyse quantitative potentielle. De nombreux documents établis par ces ingénieurs décrivent l'état originel du fleuve, avant les travaux prévus, ainsi que la situation résultant de la recalibration du cours d'eau (rectification, dragage, construction de digues) : cet ensemble de données peut donc être utilisé pour décrire le fonctionnement naturel des rivières d'ordres 5 à 7, encore peu affectées par les activités humaines avant le XIXe siècle. L'inondation de 1910 qui a touché Paris a eu pour conséquence un versement exceptionnel de ces documents aux Archives nationales.

La

Figure *2* présente quelques caractéristiques en termes d'emprise spatiale (du local à l'ensemble du bassin versant) et de dates de leur levée (du XVIIIe siècle à aujourd'hui) des cartes permettant une analyse quantitative des données. Les cartes couvrant l'ensemble du bassin versant (ou l'ensemble de la France) l'ont été pour des raisons fiscales (cadastre Berthier (Touzery et al., 1995) ou cadastre

napoléonien (Costa et al., 2009) ou pour le bénéfice du Ministère de la Guerre (carte d'Etat-Major, carte de type 1900). Le bassin de la Seine y est représenté par des dizaines de feuilles pour chacune de ces cartes.

Les cartes de navigation donnent de nombreux détails sur les chenaux fluviaux. Les premières ont été dessinées de 1731 à 1766 par Philippe Buache (1700-1773), considéré comme le premier géographe français (Lagarde, 1987) (voir *Figure 5*c). Elles illustrent les nombreuses difficultés de navigation (hauts-fonds, rochers) rencontrées sur le tronçon de la Basse Seine, avant la mise en place des premiers aménagements du fleuve (Coic et al., 1830, Merger, 1994). La loi du 19 juillet 1837 pour l'amélioration de la navigation sur la Seine a conduit à une série de plans dessinés par les ingénieurs des Ponts et Chaussées et à la construction du premier ensemble de six écluses sur la Seine. Une autre série de cartes a été réalisée entre 1886 et 1899 par Raoul Vuillaume, directeur d'un nouveau magazine consacré à la navigation de plaisance, Le Yacht (voir *Figure 5*e). Ces cartes seront poursuivies par les institutions en charge de la navigation comme le Service de Navigation de la Seine (SNS, aujourd'hui Voies Navigables de France, VNF) et publiées par l'IGN après la seconde guerre mondiale.

Les cartes locales produites par les ingénieurs des Ponts & Chaussées sont soit des cartes relatives aux travaux fluviaux prévus et/ou achevés, soit des cartes ou plans à grande échelle relatifs à des plaintes déclenchées par les travaux fluviaux.

Vers 2000, une rupture majeure dans la production de cartes a été observée grâce à la nouvelle technologie SIG et à ses multiples couches de données géoréférencées en ligne et aux séries de photographies aériennes historiques numérisées, dont les premières datent d'avant la seconde guerre mondiale. Enfin, la couverture LIDAR est maintenant largement utilisée pour vérifier la validité et l'exactitude des cartes.

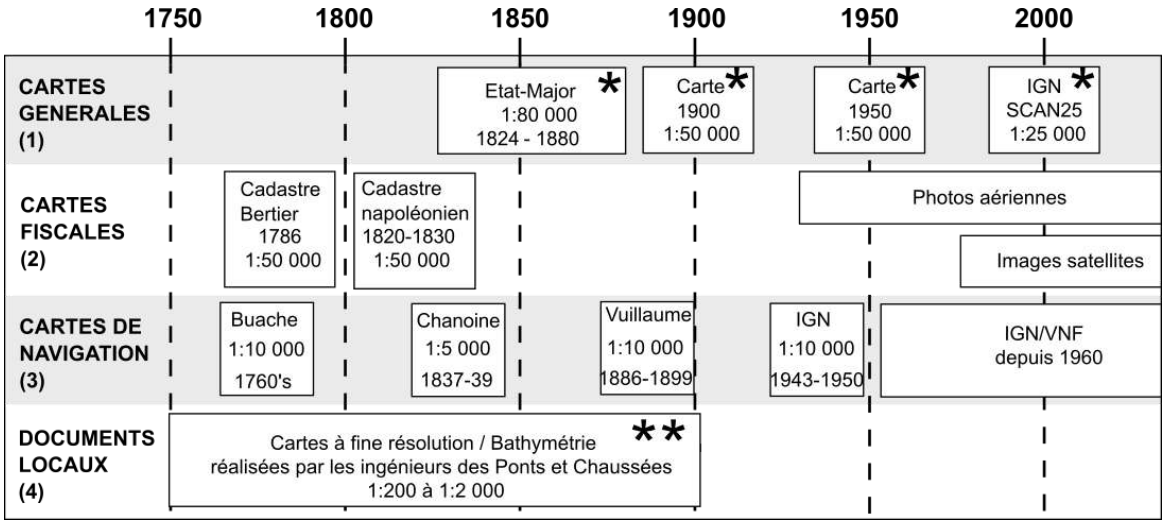


*Figure 2. Principales sources de documents cartographiques historiques sur la Seine utilisées dans les analyses de trajectoires quantifiées. 1, Cartographie générale à moyenne échelle du territoire français ; 2, cartographie générale à échelle fine établie pour raison fiscale (cadastre) ; 3, cartes et cartes produites par les ingénieurs des Ponts & Chaussées pour les rivières naviguées ; 4, autres documents locaux et profils bathymétriques. * Documents géoréférencés et numérisés en libre accès disponibles sur IGN-Geoportail. ** Documents ArchiSeine.*

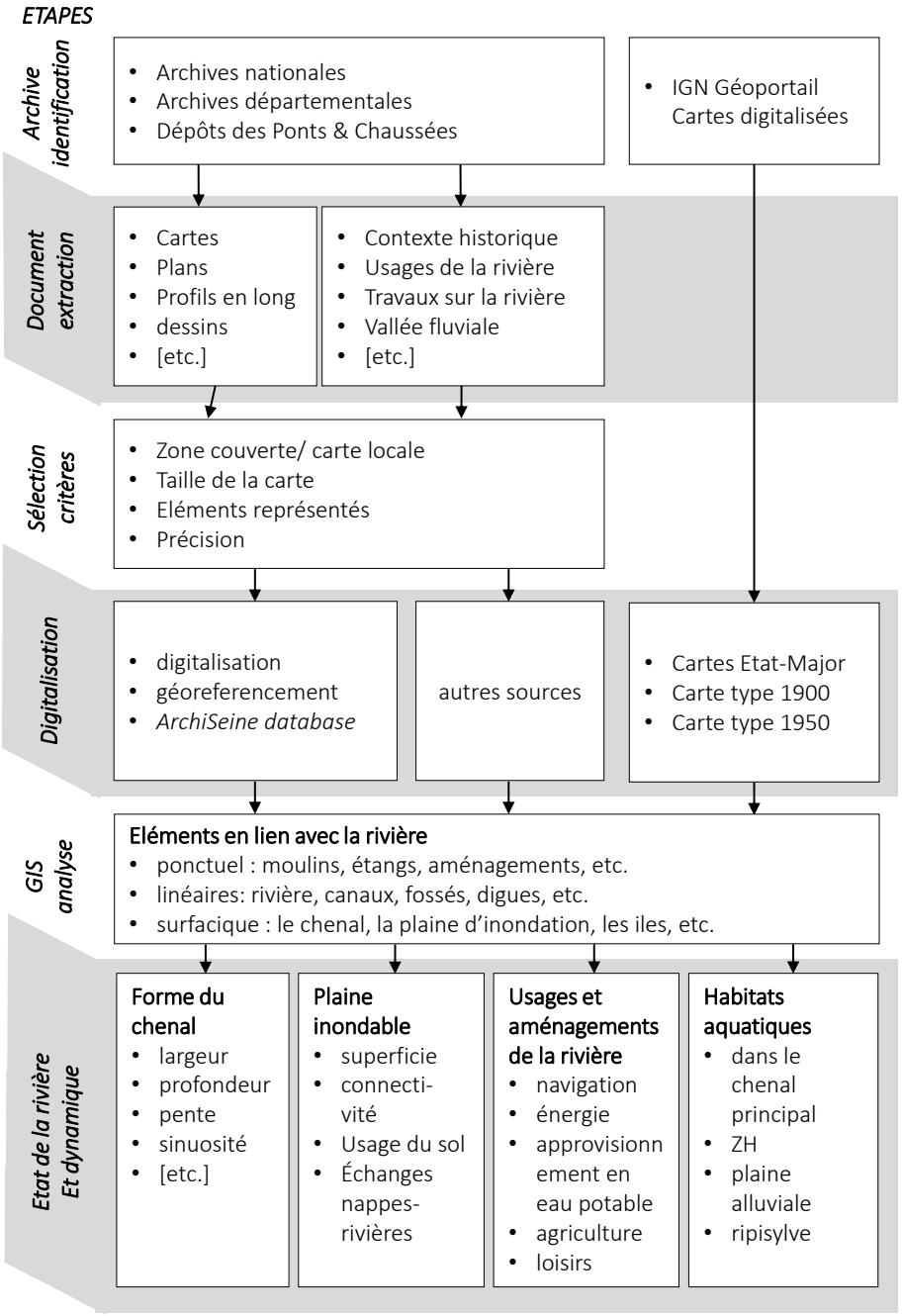


Figure 3. Étapes schématiques de l'analyse des documents cartographiques historiques concernant les rivières pour quantifier leur morphologie, leurs usages ainsi que ceux de la plaine alluviale, ainsi que les habitats aquatiques et leur évolution.

2.2. Traitement des cartes

Les documents cartographiques historiques fournissent des informations à l'échelle d'une région, qui ne sont pas disponibles dans les archives classiques. Ils représentent des objets liés au fleuve tels que les îles, les interfaces fleuve-terre, les réseaux hydrologiques, les infrastructures artificielles, les usages du fleuve, le statut réglementaire du fleuve, etc. ainsi que le territoire (relief, routes et habitats) à proximité du réseau fluvial. Leur analyse nécessite une succession d'opérations détaillées en

Figure 3. La première étape consiste au récolement de ces cartes par ouverture des cartons d'archives aux Archives Nationales et enregistrement des informations les concernant (dimension, date de production, objectif de la carte, techniques de production, producteurs, etc.). Les documents cartographiques sont tous scannés puis ensuite sélectionnés en fonction de leur échelle, de l'emprise spatiale, des éléments représentés.

Ils sont géoréférencés et tous les éléments liés au fleuve (ponctuels, linéaires, surfaciques) sont digitalisés sous SIG. Enfin, l'analyse de ces éléments donne des informations quantitatives sur l'état du fleuve et des masses d'eau associées et sur la dynamique de leurs transformations au cours des deux derniers siècles (*Figure 3*). Plusieurs domaines de recherche peuvent bénéficier de cette analyse spatio-temporelle quantifiée : l'hydro-morphologie, l'hydro-écologie, les usages socio-économiques du territoire fluvial, la gestion du fleuve et sa restauration.

Les documents géoréférencés relatifs aux cours d'eau du bassin de la Seine ont été mis en ligne dans une base de données en libre accès (ArchiSeine, http://archiseine.sisyphe.jussieu.fr/site/) (Lestel et al., 2019). La *Figure 4* indique la succession d'opérations effectuées après la numérisation des cartes pour, par comparaison des informations, quantifier les changements, lents ou rapides, observables sur les cours d'eau.

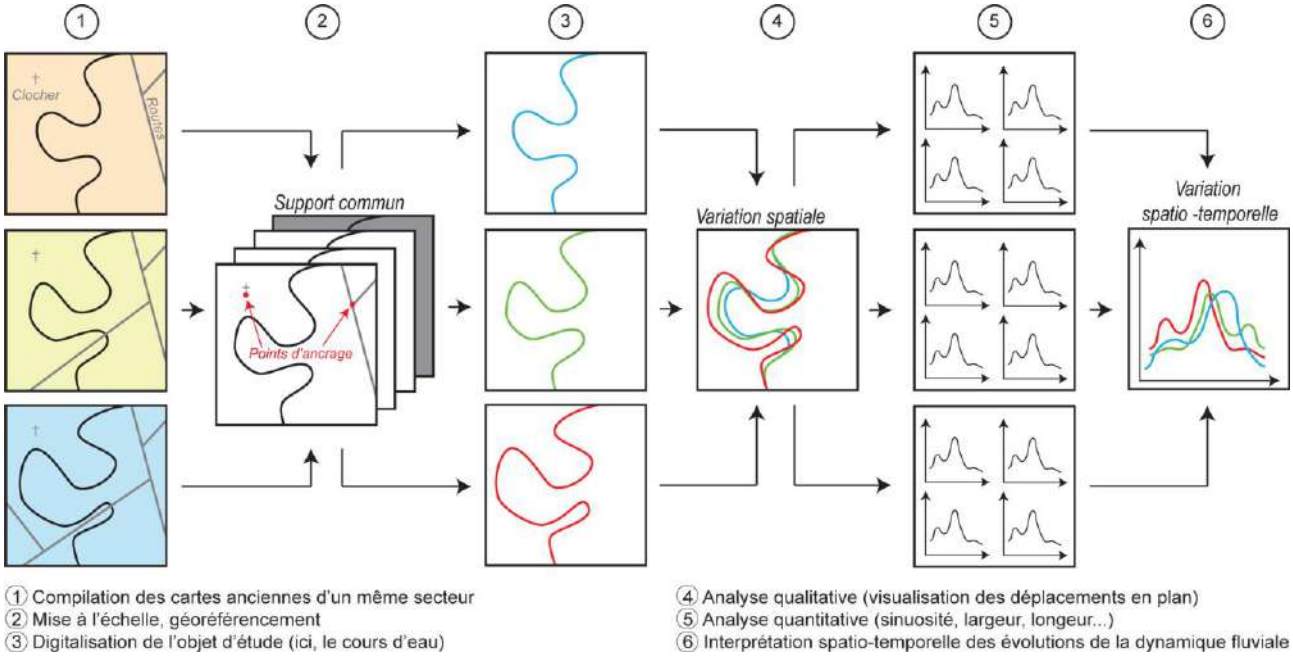


Figure 4 Approche méthodologique pour le traitement et l'analyse des archives cartographiques concernant les cours d'eau. Schéma simplifié, adapté de la chaîne de traitement développée par Miramont et al, 1998. 1, Compilation de cartes successives pour un même secteur ; 2, mise à l'échelle, géoréférencement ; 3, numérisation ; 4, analyse qualitative (visualisation des changements latéraux) ; 5, analyse quantitative (sinuosité, largeur, longueur, etc.) ; 6, interprétation spatiotemporelle des changements fluviaux.

2.3. Utilisation des cartes pour documenter les changements environnementaux de la rivière

Les éléments cartographiques spécifiques des rivières sont très divers (*Tableau 1*). La *Figure 5*a-e présente une sélection de ces éléments à partir de cartes d'origines et de périodes diverses. Chacun d'entre eux fournit des informations spécifiques sur l'état du réseau hydrographique et sur ses changements potentiels en termes d'hydro-morphologie, d'écologie, d'hydrologie, de ressources aquatiques, d'utilisation et de fonctionnement bio(géo)-chimique des rivières. Il est important de noter que cet état est le résultat des transformations naturelles et anthropiques cumulées qui ont façonné le territoire : toute carte reflète les héritages des dynamiques passées.

De nombreux **éléments naturels** (*Tableau 1*, A à E) et anthropiques (F à Q) ont été représentés pour la navigation : réseau fluvial (A1) (voir Fig. 5a) et chenal de navigation (I) (Fig. 5b,c,e), profondeur du fleuve (C) et profils topographiques (K) (Fig. 5d), obstacles (B, D, Fig. 5c), ports (G) et écluses (J) (Fig. 5e), ou témoignant de la régulation du fleuve : barrage (L), surfaces inondables (A2). D'autres cartes

montrent les lieux de production d'énergie (moulins à eau, F), des étangs (Q) et les zones de mise à l'eau pour le flottage du bois (H) (Fig. 5a), des éléments liés à l'agriculture (fossés sur des cartes à très fine résolution (P), *Figure 6*) et la production alimentaire (pêche, N, Fig. 5b).

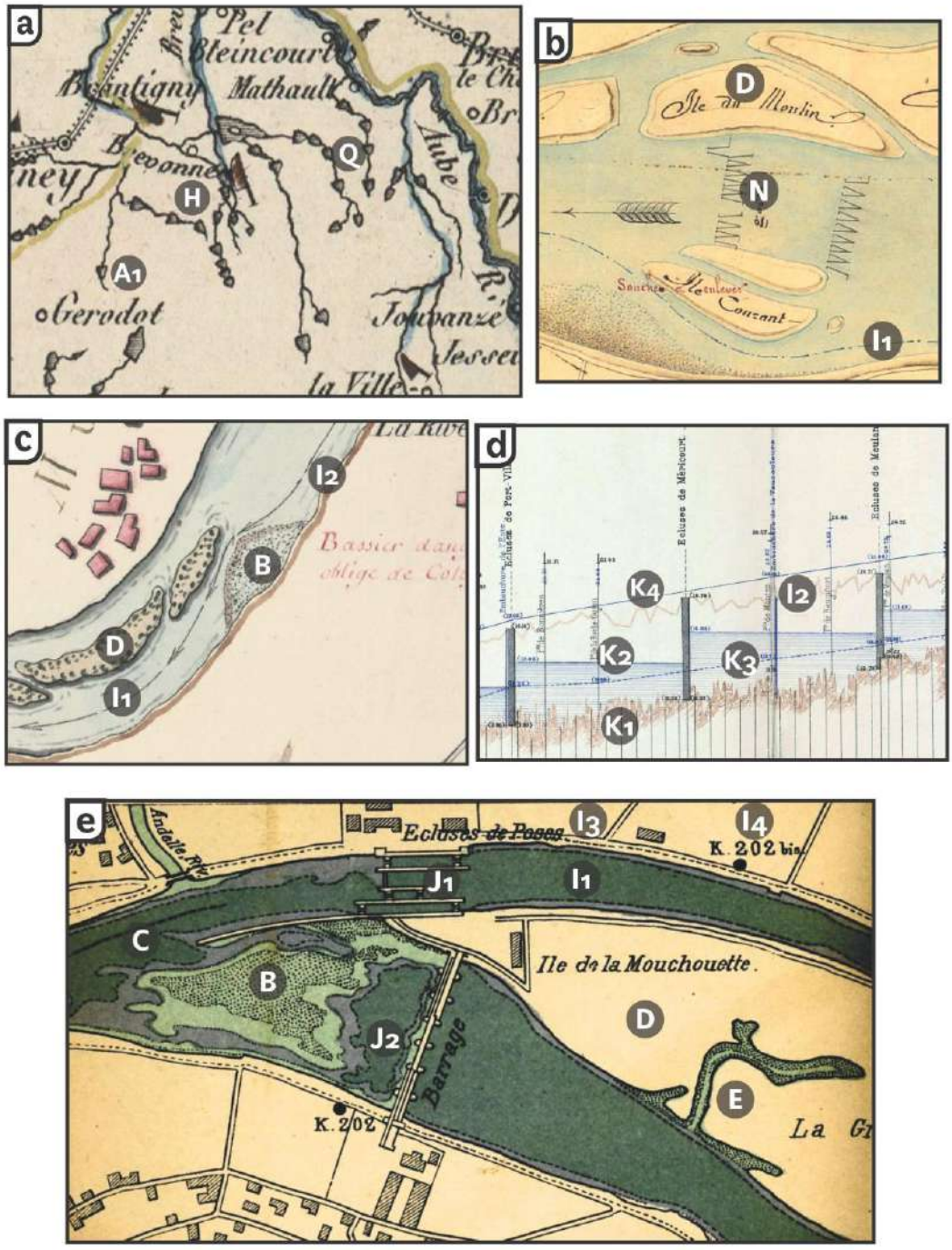


Figure 5 : Exemples d'éléments fluviaux représentés sur des cartes historiques et énumérés dans le tableau 1 (A-Q). 4a. Le flottage du bois en 1828 : ports (H), étangs (Q), cours d'eau d'ordre 1 (A1) [Source : AN CP/F/14/10078, dossier 1, 67a]. 4b. Pêcheries sur la Seine en 1843 (N), îles (D), chenal de navigation (I1) [AN F/14/6577, dossier 5, 4]. 4c. Hauts-fonds (B), chemin de halage (I2) en 1766 sur une carte de Buache [AN CP/F/14/10078, fichier 1, 2h]. 4d. 1883 Profil de la rivière par Lagrené et Caméré : lit de la rivière (K1), niveau régulé (K2), niveau bas (K3), niveau haut (K4) [AN CP/F/14/10078, dossier 2, 51a]. 4e. Écluse (J1) et barrage (J2), isobathe (C), chenal déconnecté (E), digues (I3) et marque de navigation (I4) en 1899 sur une carte de navigation de Vuillaume [Musée de la Batellerie et des voies navigables].

L'**état physique et la dynamique du cours d'eau** peuvent être étudiés par de nombreux éléments : identification du type et de la configuration du chenal à partir de la présence et de la forme des iles (Downs et al., 2004), modification des flux (dérivations de moulins à eau sur un canal latéral (0.1-1 km) alors que le cours d'eau principal n'est laissé actif qu'à débit élevé) et modifications du régime fluvial par les barrages éclusés ; identification de zones de dragage (chenal de navigation et ports) ; perte de connectivité latérale due à l'artificialisation des berges et à leur élévation pour créer des chemins de halage ; modification des échanges nappes/rivières en raison du changement du niveau d'eau de la rivière (barrages éclusés) et de la présence de gravières (O) ; érosion des berges dans les tronçons dédiés au flottage du bois (Poux et al., 2011) ; piégeage des sédiments dans les lacs réservoirs (L) ; déconnexion des canaux latéraux (E) ; délimitation des zones de crue (A2); étangs (Q).

L'état écologique de la rivière peut être abordé en particulier par ses habitats de poissons. La présence d'îles (D), de chenaux latéraux et de bras morts déconnectés (E) offre des refuges potentiels, des frayères et des aires d'alimentation pour les poissons (Amoros et al., 1996). L'approfondissement de la rivière et le reprofilage des berges observés sur les cartes bathymétriques (C) (p. ex. Vuillaume, Fig. 5e) entraînent la perte de zones d'habitat et de diversité des poissons. Les moulins à eau (F) et les barrages éclusés (J) et les barrages (L) sont des obstacles à la migration des poissons. Dans les années 1890, les déversoirs de la Basse Seine (Fig. 5d,e) étaient équipés d'échelles à poissons, mais ils n'étaient pas suffisamment efficaces pour permettre aux saumons, autrefois communs dans le bassin de la Seine (Belliard et al., 2018), d'atteindre leurs frayères à 400 km en amont dans le cours supérieur du bassin. La connectivité et l'écologie des zones humides fluviales sont également affectées par les ouvrages fluviaux, principalement les digues (I) et plus récemment les gravières.

Les exemples d'éléments fluviaux représentés sur les cartes historiques permettent d'analyser les **usages socio-économiques du fleuve**, les conflits potentiels liés à l'eau et les risques d'inondation : le réseau fluvial (A1) indique où accéder aux ressources en eau de surface ; les moulins à eau (F) indiquent où l'eau a été utilisée et l'emplacement de conflits hydriques potentiels ; les ouvrages fluviaux facilitent la navigation (barrages éclusés) et le franchissement du fleuve (ponts). Les emplacements des réservoirs (L) et les zones d'érosion (H) entraînent des pertes de propriété pour les riverains ; en revanche, la chenalisation des cours d'eau (I) et la déconnexion/remplissage des bras morts entraînent un gain possible de propriété pour les propriétaires fonciers riverains. Les digues (I) étaient considérées jusqu'à récemment comme une protection efficace contre les inondations, ce qui permettait de développer l'urbanisation et des zones industrielles à proximité du fleuve. Ce " effet de digue " positif (White, 1945) est actuellement remis en cause (Di Baldassare et al., 2013, Guerrin et al., 2014, Auerswald et al., 2019) car, si les digues empêchent l'inondation gravitaire de la plaine inondable, elles limitent également la possibilité de stocker de l'eau dans ces plaines en cas d'inondation et augmentent donc le risque d'inondation pour les établissements en aval.

Enfin, certains **effets chimiques** sur les rivières peuvent être liés à des éléments fluviaux décris sur les cartes. Les moulins à eau (F), les barrages (L) et les barrages éclusés (J) ont des effets de réoxygénation en aval mais de désoxygénation en amont dans les réservoirs, qui sont également plus affectés par l'eutrophisation. Le flottage du bois (H) peut libérer des tanins. Les gravières exposent les eaux souterraines à la contamination de surface. Les berges, les bras latéraux déconnectés et les zones inondées (A2) sont des zones de stockage de polluants qui peuvent être analysées pour reconstituer les niveaux et les tendances des pollutions antérieures (Ayrault et al., 2019).

De plus, la comparaison des cartes levées à des périodes successives permet de mieux comprendre la dynamique du système fluvial (*Tableau 2*). Des exemples de ces dynamiques et de la méthodologie utilisée pour quantifier ces changements sont présentés en partie 4. Cette analyse diachronique peut être effectuée par des comparaisons planimétriques (évolution surfacique) ou verticales (évolution en profondeur) (partie 4.2). Le réseau fluvial et le chenal fluvial peuvent être complètement modifiés, depuis les plus petits ordres de cours d'eau, pouvant entraîner des changements dans la forme et la taille du bassin versant (partie 4.1), jusqu'au fleuve navigué où de nombreuses transformations peuvent être quantifiées : disparition ou modification des îles, souvent pour faciliter la navigation (partie 4.3), la rectification du chenal par travaux et les ajustements naturels qui s'en suivent en amont ou en aval d'un ouvrage technique.

Tableau 1 Eléments naturels et artificiels des cours d'eau représentés sur les cartes et plans historiques, ainsi que leurs propriétés et fonctionnalités déduites.

Eléments représentés *Eléments associés*	*Objectifs de représentation*	Conséquences potentielles sur les masses d'eau			
		Physiques	Ecologiques	Socio-économiques	Chimiques
Entités naturelles					
A. Réseau fluvial (A1) et zones inondables (A2)	protection contre les risques d'inondation	Recharge des eaux souterraines/zone de dépôt des sédiments	Interface terre-eau, zones humides, frayères	Ressources en eau	Stockage de carbone, dénitrification, archivage de contaminants
B. Gués	Franchissement de rivière	Accumulation de matériaux grossiers	frayères	Franchissement de rivière, obstacle à la navigation	
C. Cartes et profils bathymétriques *Isobaths*	Navigation	Zone de dragage, chenal fluvial	Cartographie de l'habitat du poisson (refuges, reproduction, alimentation)	Réduction des risques de navigation	
D. Iles ou bancs de sables	Navigation	Type de chenal	Diversité des habitats		
E. Chenaux latéraux déconnectés *Eau lentique*	Propriété	Piégeage de sédiments	Habitats du poisson (frayères, refuges)		archivage de contaminants
Entités anthropiques et ouvrages techniques					
F. Moulins à eau *Canal de dérivation local, déversoir*	Production d'énergie	Écoulement modifié, échange nappe/rivière modifié	Obstacle au déplacement du poisson modification de l'habitat	Conflits liés à la gestion de l'eau	Ré-oxygénation
G. Waterway port Docks	Navigation	Artificialisation des berges, dragage	Destruction de l'habitat du poisson	Amélioration de l'accès au fleuve (+)	Dépôt de contaminants particulaires
H. Flottage du bois	Bois de construction/de chauffage	Modifications hydrologiques et érosion des berges (Poux et al., 2011)	Destruction des berges, modification de l'habitat du poisson	Perte de terres due à l'érosion	Relargage de tanin
I. Chenal de navigation (I1), chemin de halage (I2), digues (I3), marques de navigation (I4)	Navigation	Stabilisation/artificialisation des berges, déconnexion des chenaux latéraux	Modification de l'habitat du poisson et de la végétation riparienne. Perte de la diversité des habitats	"Effet de digue" (Guerrin et al, 2014 ; Auerwald et al, 2019) Protection des berges, gain de propriété	
J. Ecluses (J1) et barrages (J2)	Navigation	Modifications en amont et en aval du débit et des échanges nappe/rivière	Modification de l'habitat du poisson et simplification de la végétation riparienne modifiée	Perte insulaire, perte de propriété	Ré-oxygénation
K1–K4. Profils topographiques	Navigation	Régulation des pentes	Augmentation de la profondeur/réduction de la pénétration de la lumière	Modification de la nappe phréatique/impact sur les puits adjacents	
L. Barrages et réservoirs	Régulation des cours d'eau	Modification du régime fluvial, piégeage des sédiments,	Remplacement de population piscicole, introduction d'espèces non	Atténuation des inondations, perte de propriété, nouvelles aires de loisir (+)	

		modification de la dynamique des eaux de surface et des eaux souterraines, évaporation	indigènes. Obstacle à la migration des poissons		
M. Ponts	Franchissement de rivière	Modification hydraulique, érosion en aval	Possible obstacle pour les poissons		
N. Pêcheries	Ressource alimentaire		Présence de poissons (+)		
O. Gravières	Construction, travaux oublics	Changements dans les échanges nappes/rivière, évaporation	Transformation de l'habitat terrestre en habitat aquatique	Changement des paysages. Nouvelles aires de loisir (+)	Exposition des eaux souterraines
P. Fossés *Drainage agricole*	Agriculture	Augmentation du transfert d'eau et de sédiments fins	Perte d'habitats en zones humides	Augmentation de la surface des terres cultivées	
Q. Etangs	Ressource alimentaire/Energie	Piégeage des sédiments	Faciès lentique. Source d'espèces non indigènes	Production alimentaire	

Tableau 2 Dynamique quantitative du système fluvial et de ses utilisations extraites de la comparaison des cartes historiques

Eléments comparés	Dynamiques physiques	Dynamiques écologiques	Questions socio-économiques
Modification des rivières d'ordre 1	Taille et forme du bassin versant		Disponibilité des ressources en eau
Modification des îles (arasement, rattachement aux berges)	Accélération locale du débit	Perte de la diversité des habitats	Amélioration de la navigation
Correction artificielle du chenal de navigation	Déconnexion des bras secondaires (découplage hydraulique)	Perte de liens entre les rivières et les plaines inondables ; perte d''habitat	Modification des risques d'inondation
Ajustement naturel du chenal	Réponses des chenaux, érosion latérale ou alluvionnement après travaux	Changements dans la répartition de l'habitat fluvial	Changements des propriétés foncières
Profils bathymétriques (rapportés sur un même repère altitudinal)	Zones d'érosion (incision), variations du niveau d'eau, impacts du dragage	Végétation riparienne asséchée. Perte de la diversité des habitats	Modification des risques d'inondation
Agriculture intensive (changement de l'érosion des sols) (amélioration de la concassabilité des sols)	Augmentation du ruissellement par temps de pluie, ravinement		Compétition entre les usagers de l'eau
Evolution des surfaces en gravières	Echanges nappe phréatique/rivière		Exposition des eaux des nappes à la pollution
Changement d'affectation des sols en milieu urbain (imperméabilisation des sols)	Augmentation du ruissellement par temps de pluie, érosion du lit ("syndrome des cours d'eau urbains" (Walsh et al, 2005)) ; augmentation de la variabilité du débit	Artificialisation de l'habitat	

La comparaison des cartes fournit également des informations sur l'évolution de l'occupation des sols dans les bassins versants et l'impact possible de cette évolution sur les caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau : par exemple l'évolution de l'agriculture vers des pratiques plus intensives, notamment dans les cours d'eau de premier ordre, peuvent conduire à des conflits pour l'utilisation des eaux ; le développement de l'exploitation de gravières dans la plaine alluviale qui en modifie la dynamique

hydraulique (partie 4.2) ; ou l'imperméabilisation des sols urbains, qui entraîne le "syndrome du cours d'eau urbain", c'est-à-dire l'augmentation du ruissellement pluvial et de l'érosion du lit des rivières (Walsh et al., 2005, Jugie et al., 2018).
Les réponses écologiques aux changements de la dynamique fluviale peuvent être évaluées par des changements dans la distribution de l'habitat du poisson de rivière. Elles peuvent varier de l'immédiat (effet d'un barrage sur la remontée des poissons migrateurs) à la décennie (effets de l'approfondissement du lit mineur sur la dynamique des eaux souterraines de la plaine inondable et son écologie).
La visualisation et la quantification de ces changements peuvent également aider à comprendre les conflits reportés dans les archives, tels que les problèmes de ressources en eau, les conflits de propriété ou les risques accrus d'inondation.

3. Evolutions physiques de rivières du bassin de la Seine : exemples

L'application de l'utilisation des cartes historiques est illustrée ici par trois exemples : (i) L'alimentation en eau de Versailles et le plateau de Saclay (ordres 1 à 3 de cours d'eau), (ii) la plaine alluviale de la Bassée (ordre 6), et (iii) le secteur de Poses (ordre 7) qui marque la limite entre la Seine aval et l'estuaire. Toutes les études de cas illustrent une transformation importante du système fluvial naturel par l'homme au cours des 200 à 300 dernières années.

3.1. Modification du réseau hydrographique du plateau de Saclay (1670-1860)

Le plateau de Saclay est l'un des exemples les plus anciens et les mieux documentés d'impacts urbains sur les cours d'eau locaux. Ces impacts sont liés à la construction à la fin du XVIIe siècle du château de Versailles, de ses jardins et de ses fontaines, et de sa ville éponyme. À l'époque, la région était dépourvue de ressources en eau suffisante, conduisant les ingénieurs de Louis XIV à exploiter deux sources d'eau principales : (i) les eaux de la Seine qui étaient remontées jusqu'à Versailles par la Machine de Marly (*Figure 6*) et (ii) la dérivation de toutes les eaux des plateaux du Saclay et de Rambouillet vers Versailles qui, au lieu de se déverser vers les rivières de l'Yvette ou de la Bièvre, sont amenées vers Versailels par un réseau complexe de fossés, d'étangs et aqueducs, appelé Eaux Blanches, en exploitation depuis 290 ans. La carte d'alimentation en eau de Versailles de 1861 de La Vallée illustre ces dérivations, totalisant 135 km de long et couvrant 192 km^2. Le débit du Ru de Gally, ruisseau d'ordre 1 qui prend naissance dans les Jardins de Versailles, en a été multiplié par trois puisqu'il recevait toutes les eaux usées du château et de la ville, non traitées jusque dans les années 1950 (Dmitrieva et al., 2018).

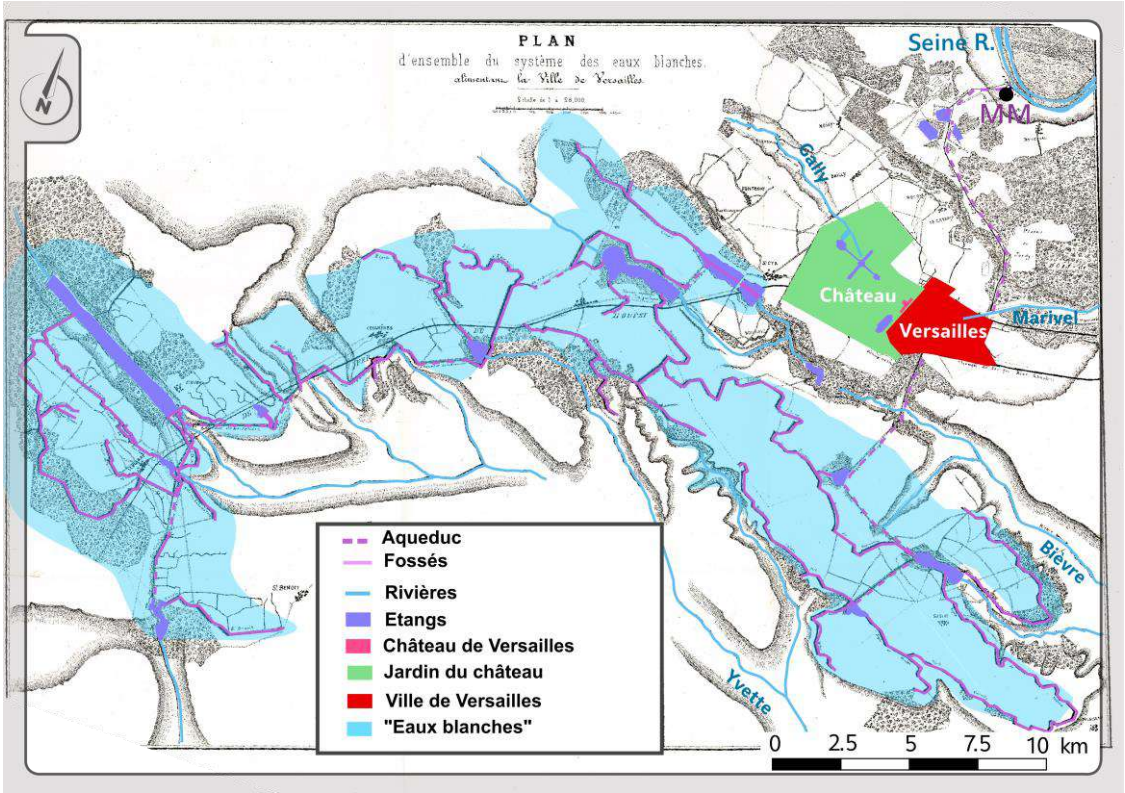


Figure 6 Modifications du réseau de cours d'eau du plateau de Saclay pour l'alimentation en eau du château de Versailles, des fontaines et de la ville à partir de 1670. Réseaux numérisés à partir de la carte de 1861 de La Vallée. MM, Machine de Marly et réseau d'aqueducs et de réservoirs remontant les eaux de la Seine ; en bleu et violet, réseaux des Eaux Blanches sur le plateau.

3.2. L'hétérogénéité anthropique d'une plaine alluviale : chenalisation de la Seine et gravières dans la plaine de la Bassée

La plaine alluviale étudiée présente une longueur de 43 km, une largeur de 3 à 5 km pour un total de 14 828 ha (*Figure 7*).

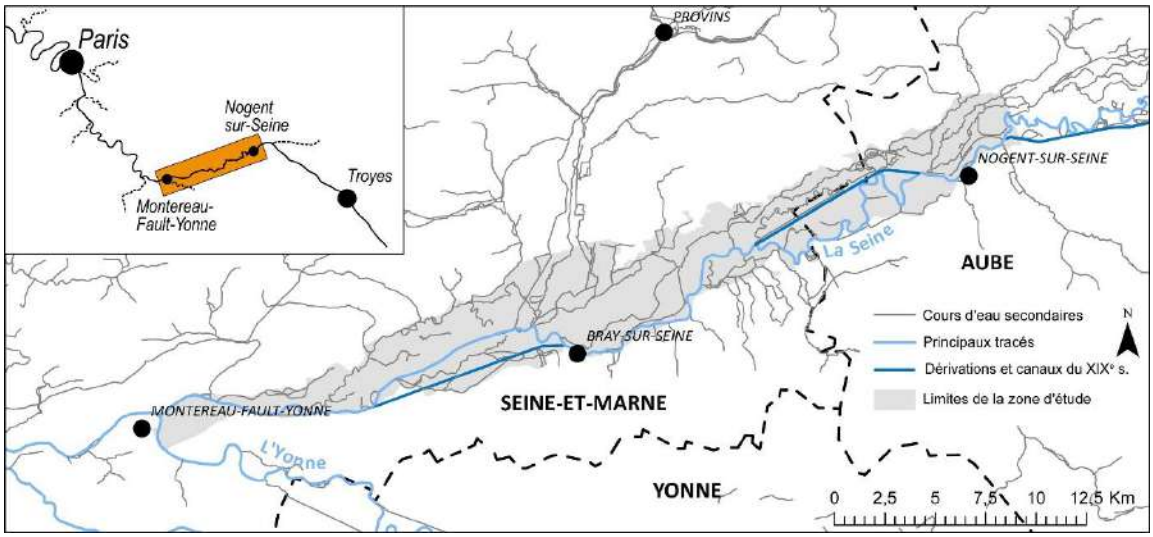


Figure 7 Localisation de la zone d'étude (en gris) de la Bassée entre Nogent-sur-Seine et Montereau-Fault-Yonne.

3.2.1. Modifications surfaciques

Les sources d'archives montrent que des travaux sporadiques avaient déjà été entrepris dans le secteur de la Bassée avant le XVIIe siècle pour améliorer la navigation et le flottage du bois (Dzana, 1997). Dans la seconde moitié du XIXe siècle, le transport fluvial est à nouveau favorisé par la construction de digues, puis de canaux de navigation, d'une dizaine de kilomètres de long, creusés dans la plaine alluviale (canal de Beaulieu-Villiers en 1885 et canal de Bray-La Tombe en1899). Le canal de Bray à la Tombe a été abandonné en 1979, lorsque le canal dit de Grand Gabarit (4,8 m de tirant d'eau) creusé entre La Grande Bosse et Montereau et qui recoupe les méandres de la Seine a été terminé (*Figure 8*).

La *Figure 9* montre l'évolution de la Seine et de la plaine alluviale adjacente dans un des secteurs de la Bassée en aval de Bray-sur-Seine, telle que représentée sur une carte de 1839 par rapport à la situation actuelle. Cette carte de 1839 au 1/5000e couvre la plaine alluviale entre Nogent-sur-Seine et Montereau-Fault-Yonne. Elle a été dessinée par les ingénieurs des Ponts et Chaussées en préparation de la première phase des travaux pour l'aménagement de la Seine dans ce secteur. La situation actuelle est celle de la carte au 1/25 000e Scan 25© de l'IGN.

La précision de la carte de 1839 permet de quantifier les changements lents de la Seine comme la dynamique naturelle séculaire des méandres selon la méthodologie décrite en
Figure 4. La rectification de la Seine sur l'ensemble de la Bassée a entraîné une diminution de la longueur du thalweg de 66,7 km à 63,0 km. Dans le même temps, le lit de la Seine s'est approfondi et la largeur moyenne de la Seine est passée de 79,2 m à 59,4 m. La migration naturelle des méandres de la Seine était d'environ 5 m/100 ans entre 1839 et le milieu du XXe siècle, ce qui est cohérent avec la caractéristique de la Seine d'être une rivière à faible énergie (Amoros et al, 1996).

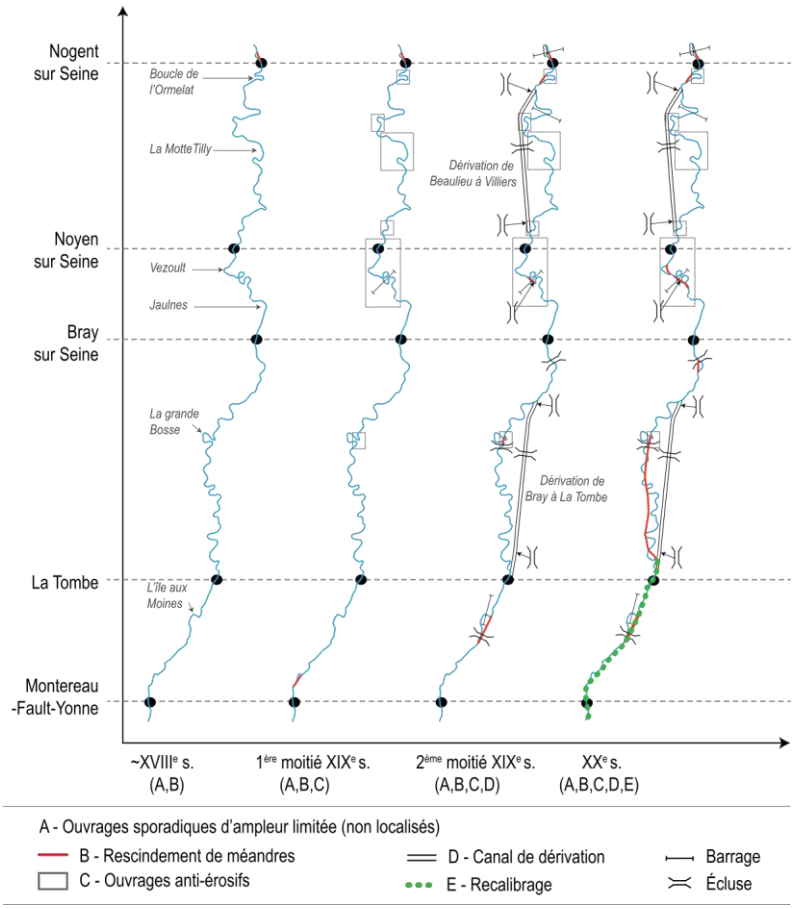


Figure 8 Chronologie des principaux aménagements entre Nogent-sur-Seine et Montereau-Fault-Yonne (Bassée aval), adaptée, complétée et modifiée de Dzana (1997).

Aujourd'hui, la Bassée reste une zone humide majeure, selon la définition de l'UE, mais une grande partie de la plaine alluviale a été morcelée par la mise en grand gabarit (partie aval de la Bassée) et l'extraction intensive de granulats. Des dizaines de gravières ont été ouvertes dans la plaine alluviale

provoquant une réduction importante de la forêt riparienne et une contrainte majeure sur le fonctionnement hydrogéologique de la Bassée (Jost et al, 2017).
À partir des années 1950, la plaine alluviale de la Bassée a été exploitée comme gravière, avec une moyenne de 37 ha transformés en gravières chaque année depuis lors (BRGM, 1995). Elles couvrent généralement entre quelques hectares et 100 ha, ont quelques mètres de profondeur, et la plupart d'entre elles sont remplies par les eaux de l'aquifère alluvial, qui se trouve entre 0,5 et 1,25 m du niveau du sol dans la plupart des endroits (Fustec et al, 1998).

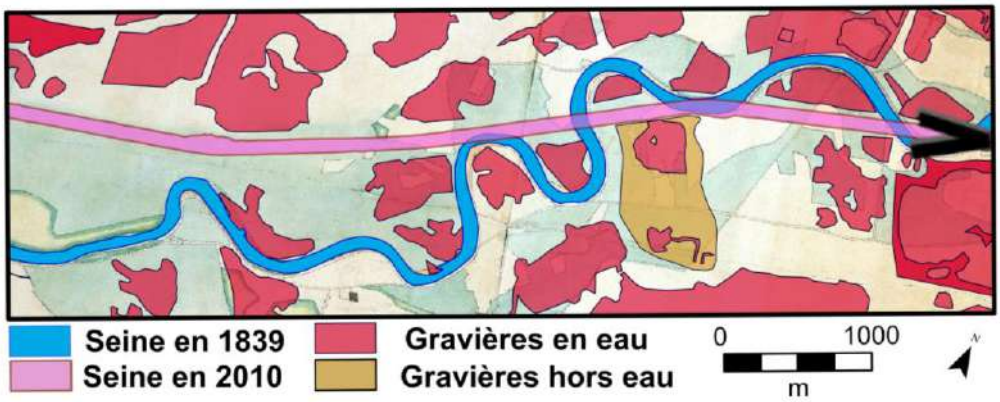


Figure 9 Exemple des transformations de la plaine alluviale de la Bassée entre 1839 et 2010, montrant l'importance des masses d'eau artificielles (rose = Seine au Grand Gabarit et rouge = gravières) sur un secteur fluvial de 6 km de long (même secteur que la Figure 10). La flèche noire indique le point de vue de la photographie aérienne (Fig. 10).

Figure 10 Photographie aérienne de la plaine inondable de la Bassée, en amont de la confluence Seine-Yonne, montrant les multiples gravières, généralement remplies d'eaux, et le chenal de navigation rectifié et/ou approfondi par dragage avec ses digues. Un ancien méandre de la Seine, aujourd'hui un plan d'eau déconnecté, est visible sur le centre droit de l'image. Il ne reste que des parcelles de la forêt riparienne originale entre les gravières et les surfaces agricoles. [© La Pérouse 2005]

Entre 1839 et 2010, le paysage alluvial de la Bassée a été complètement transformé : en 1839, le chenal naturel de la Seine couvrait 400 ha, les autres plans d'eau représentant environ 70 ha. En 2010, le chenal navigable artificiel représente 340 ha, les anciens chenaux fluviaux et les plans d'eau naturels associés représentent 360 ha et les gravières en eau 1783 ha. Dans l'ensemble, la surface en eau a été multipliée par cinq dans ce secteur. Cette tendance devrait se poursuivre dans les années à venir car il est prévu une

extension des zones de gravières et la construction de 10 compartiments artificiels permettant le stockage des excédents de crues sur près de 2300 ha (http://www.seinegrandslacs.fr/le-projet-global-damenagement).
Dans les années 1970, la dynamique hydrologique de la Bassée a également été affectée par la mise en place de deux grands réservoirs (Réservoirs de l'Aube et de la Seine) qui participe au soutien des débits d'étiage de la Seine en été.
Dans son ensemble, cette grande zone humide naturelle a été profondément transformée pour la navigation (rectification du chenal de navigation), la construction (gravières) et, à l'avenir, pour la lutte contre les inondations (compartiments artificiels de stockage d'eau) : la mosaïque d'anciens plans d'eau naturels, de forêts inondées et de zones humides a été remplacée par une autre mosaïque de plans d'eau artificiels, de chenaux de navigation et de sablières, avec des profondeurs plus importantes, des pentes souvent raides, une végétation aquatique limitée et une exposition directe de la nappe phréatique (qui peut entraîner une détérioration de la qualité des eaux souterraines utilisées comme source d'eau potable). Au cours des 25 dernières années, des efforts ont été faits pour "renaturaliser" ces masses d'eau artificielles, en particulier par la mise en place de refuges d'oiseaux.

3.2.2. Modifications verticales de la Seine naviguée

La carte de 1839 était accompagnée d'un profil en long de la rivière très détaillé avec en moyenne un point de levé tous les 27 m, comprenant le profil du fond du cours d'eau, des sommets des berges et celui de la ligne d'eau à l'étiage (*Figure 11*). Dressé avant les premiers grands aménagements, ce profil en long reflète la morphologie de la Seine à l'état naturel telle qu'elle était naviguée en 1839. Hauts fonds (107 gués) et basses eaux rendaient la navigation impossible une partie de l'année.

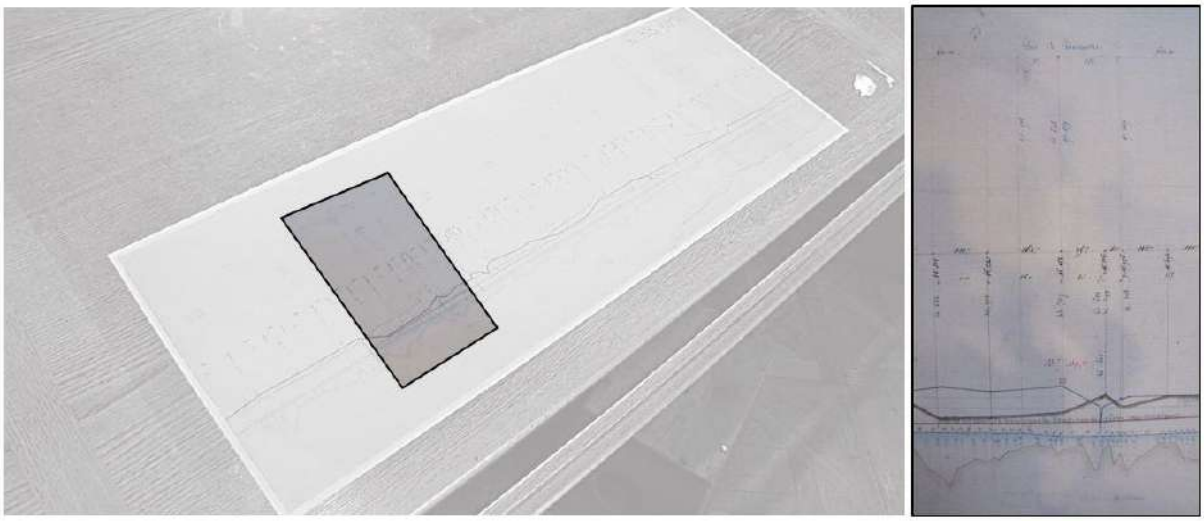


Figure 11 À gauche : une partie du profil en long levé en 1839. À droite : détail du tracé. (BnF GeBB988)

Ce profil a été comparé au profil en long contemporain de la Seine naviguée, extrait des données bathymétriques recueillies entre 2009 et 2015 par VnF (*Figure 12*). Deux changements majeurs apparaissent : (1) la ligne d'eau, maintenue artificiellement par les barrages-écluses a été rehaussée de 5 m en moyenne ; (2) les opérations de recalibrage, menées entre Bray et Montereau, ont lissées les irrégularités naturelles du fond du lit de 1839. Ces modifications sont volontaires et visent à augmenter le tirant d'eau pour accueillir les bateaux à grands gabarits dans ce secteur.

Dans la *Figure 13*, les informations verticales de 1839 ont été superposées aux données actuelles pour améliorer la visualisation des évolutions. Cette comparaison permet de mettre en évidence l'impact indirect des aménagements sur le cours d'eau, à savoir une forte érosion régressive qui s'étend depuis l'aval de Bray vers Nogent. Entre Bray et Montereau, on observe les conséquences cumulées de la simplification du tracé et du recalibrage (mise à grand gabarit) sur le profil en long de la Seine naviguée : le fond du lit a été creusé et « lissé », et la ligne d'eau a été rehaussée. Si ces aménagements permettent de faciliter la navigation des grands gabarits au moins jusqu'à Bray, ils amplifient considérablement l'encaissement du

cours d'eau, comme dans le secteur situé à l'aval de Bray où la position de la ligne d'eau actuelle correspond au fond du chenal de 1839.

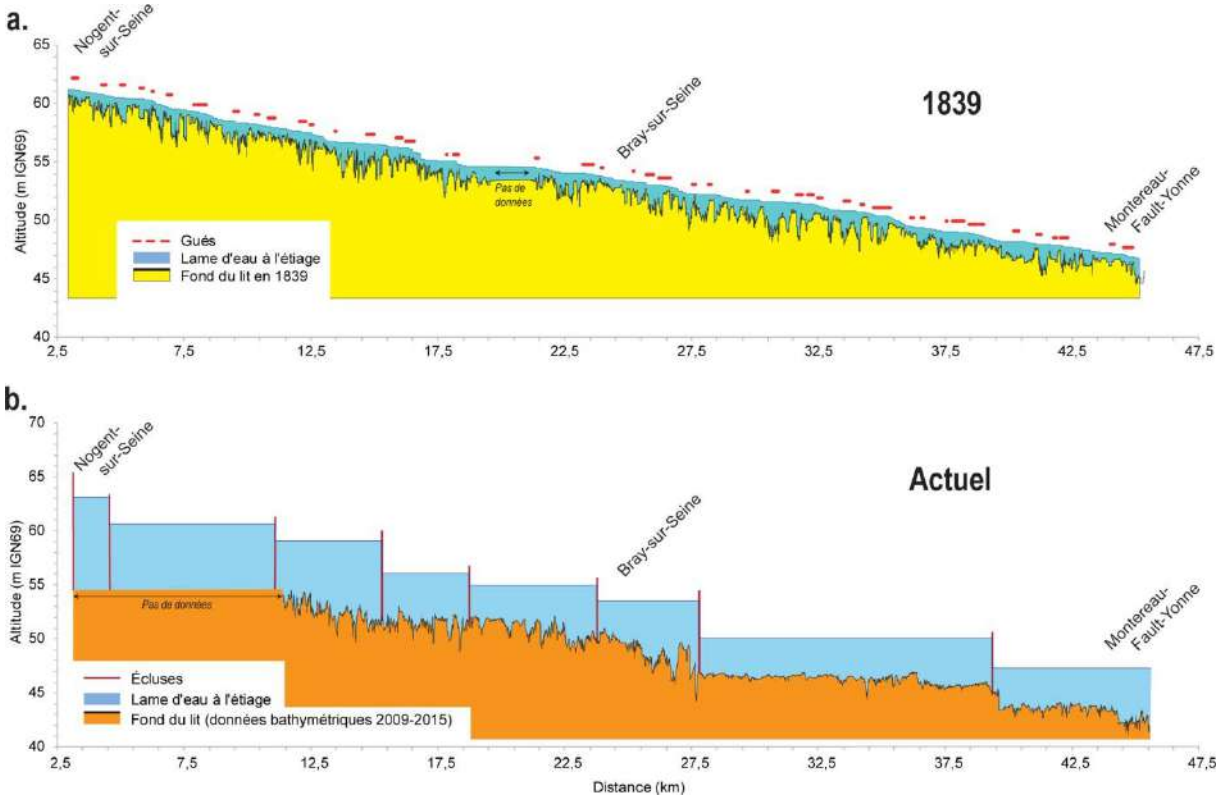


Figure 12 a. Profil en long du fond et de la ligne d'eau en 1839. b. Profil en long actuel déterminé sur la base d'une compilation des données bathymétriques couvrant la période 2009 – 2015.

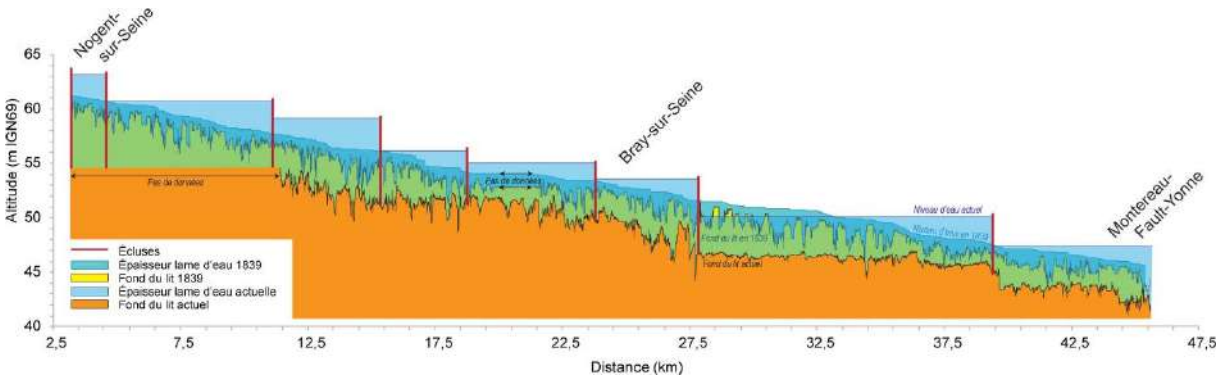


Figure 13 Évolution du fond du lit et de la lame d'eau à l'étiage entre 1839 et 2015.

3.3. Simplification du chenal de la Seine et disparition d'îles

Au cours des 200 dernières années, la navigation sur la Seine a conduit à la simplification, l'approfondissement et la régulation du chenal de navigation par des écluses. La lecture des cartes montre également que la plupart des îles ont disparues ou ont été connectées aux berges. Entre les années 1830 et aujourd'hui, 405 îles ont été reconnectées le long des 340 km de cours d'eau allant de la confluence Seine-Yonne à Rouen (Lescure et al., 2011). L'histoire de ces îles, de leurs peuplements et de leurs usages, est

rarement racontée dans les archives classiques car ces parties de rivière sont rarement habitées (Charbit, 2016).
Les archives cartographiques, ainsi que des informations historiques sur les aménagements de la rivière, peuvent être utilisées pour reconstituer leur histoire. La *Figure 14* montre la Seine à Poses en 1795 et la *Figure 15* montre les modifications du lit du fleuve dans ce secteur entre 1846 (carte Ponts et Chaussées) et 2015 (carte IGN).

Figure 14 Plan du cours de la Seine depuis Pont-de-l'Arche jusqu'à Port-Pinché montrant de nombreuses îles. Clément, 1795. AN, CP/F/14/10078/1, pièce 24

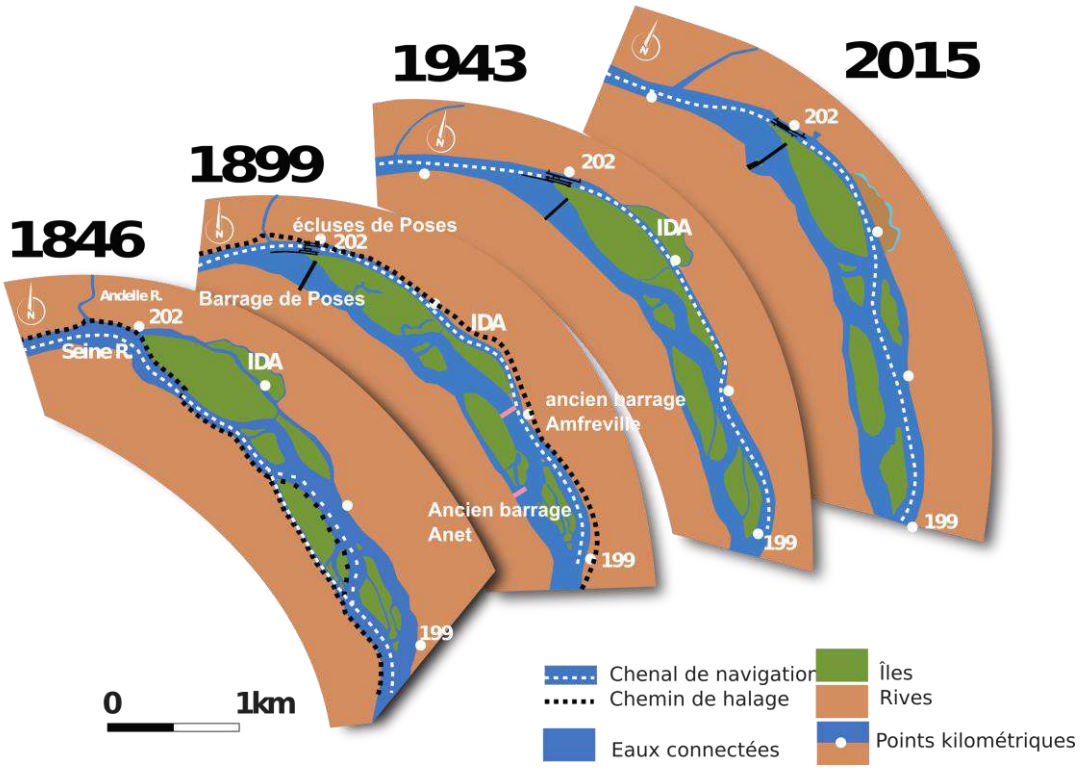


Figure 15 Evolution du cours de la Seine à Poses à partir de documents cartographiques géoréférencés et numérisés (1846-2015), montrant les trajectoires de la morphologie fluviale et des îles, du chemin de halage et du chenal de navigation. Les points kilométriques actuels servent de points de référence. IDA : Ile des Deux Amants.

En 1846, l'île des Deux Amants (*Figure 15*, IDA) était déjà reconnectée à la rive droite. Puis son toponyme a rapidement disparu des cartes. Le chemin de halage passe des rives aux îles, ce qui implique des manœuvres complexes d'hommes et de chevaux pour traverser le fleuve. En 1852, les premiers barrages éclusés furent établis à Anet et Amfreville, le chemin de halage courant alors sur la seule rive droite. Le temps de navigation entre Rouen et Paris en a donc été raccourci (Merger, 1994). En 1886, les écluses ont été déplacées en aval vers Poses. En 1899, la carte de Vuillaume montre la fusion de plusieurs îles et la simplification du chenal navigué. L'état de 1943 est basé sur la carte de navigation publiée par l'IGN. Les photos aériennes (Geoportail, IGN) montrent que les îles en amont des écluses ont été coupées en 1963-1964, pour créer un nouveau chenal de navigation. Le barrage de Poses a de nouveau été reconstruit en 1967, ce qui a entraîné un rehaussement de la chute d'eau (entre 5,4 et 8 m, selon l'amplitude des marées). Ce seuil a été considéré comme l'obstacle essentiel à la remontée des poissons migrateurs, tels que le saumon, la lamproie, la truite de mer et l'alose (Alosa alosa) jusqu'à l'installation de deux passes à poissons en 1991 et 2018.

Ces changements dans la configuration des îles étaient essentiellement d'origine anthropique et on ne peut supposer qu'ils résultent d'un dépôt naturel de sédiments. Ici, les iles étaient souvent fusionnées par dépôt de matériaux dragués dans le chenal de navigation dans un bras non navigué. Ces modifications d'îles ont eu de multiples conséquences : les surfaces en eaux relativement immobiles des bras secondaires, utilisés comme aires de repos, refuges lors des inondations, frayères et/ou zones de pêche pour certaines espèces de poissons, ont diminué. La longueur totale des berges par kilomètre de cours d'eau a également sensiblement diminué (environ 30 % entre 1880 et 2010) ainsi que l'hétérogénéité des habitats fluviaux.

4. Conclusion

Dans les fleuves d'Europe occidentale, les changements physiques ont affecté les petits cours d'eau depuis le Moyen Âge, et parfois plus tôt, comme le démontre l'archéogéologie (Lespez, 2012). Les héritages de ces changements, ainsi que les éléments culturels associés (moulins, étangs, etc.), sont représentés avec exactitude et précision depuis le début du XIXe siècle dans divers documents cartographiques pour le bassin de la Seine. Puis les besoins d'amélioration de la navigation, pour alimenter Paris, ont conduit à des modifications des rivières de plus grands ordres à partir du milieu du XIXe siècle.

Les documents cartographiques analysés représentent principalement les visions qu'ont eues les habitants de ces régions à chaque époque, souvent ici la représentation de l'ingénieur des Ponts & Chaussées. Mais elles peuvent aussi servir à reconstituer, grâce à nos connaissances contemporaines et nos moyens techniques (SIG), l'évolution sur 200 ans du réseau fluvial : le chenal fluvial dans ses trois dimensions - longitudinale, latérale et verticale - et sa plaine d'inondation, ainsi que les éléments naturels et culturels associés au fleuve. Nos interprétations contemporaines de ces documents doivent être prudentes : la fiabilité de ces documents anciens doit être évaluée. Le contexte et l'objectif de la réalisation de la carte doivent être établis, ainsi que sa précision (ou son imprécision) et sa pertinence par rapport aux objectifs de notre recherche (Grosso, 2010).

Ces documents cartographiques ont été utilisés pour effectuer des analyses géo-historiques quantifiées selon deux approches principales : i) l'analyse de l'état du fleuve à une période donnée et ii) la comparaison de deux états, qui fournit des repères pour suivre et mesurer les changements dans le temps et l'espace.
Les applications de l'analyse des documents cartographiques historiques sont nombreuses : ces cartes peuvent être utilisées pour étudier l'hydromorphologie, l'écologie, les ressources en eau et l'histoire des usages des rivières, ainsi que pour leur gestion et leur restauration. Ces changements naturels et/ou anthropiques entraînent de nouvelles conditions hydrauliques et hydrodynamiques qui finissent par remodeler le cours du fleuve et le milieu aquatique, comme en témoigne l'évolution des paramètres morphométriques. Le biote aquatique s'adapte à son tour à ces nouvelles conditions. Dans le cas des aménagements fluviaux, les ajustements correspondants fournissent les temps de réponse du milieu aquatique aux pressions qui s'exercent sur lui. Comme ces réponses sont généralement à l'échelle décennale ou pluridécennale, l'analyse d'archives et la prise en compte du temps long sont essentiels.

Les modifications physiques rapportées ici concernent tous les cours d'eau, des plus petits d'ordre 1 (plateau de Saclay, Morvan pour le flottage du bois) à l'ordre 7 (la Seine naviguée). Plusieurs facteurs en sont responsables, façonnant ainsi les trajectoires de ces cours d'eau :

Le **développement urbain**, ici illustré par le château, les jardins et la ville de Versailles, se traduit par des transformations majeures des cours d'eau d'ordres 1-3 depuis le XVIIe siècle. Aux XIXe et XXe siècles, l'expansion spatiale et démographique de Paris et de ses environs a également engendré des changements majeurs dans les cours d'eau urbains de taille moyenne (ordres 2-4) (Lestel et al., 2017).

L'intensification de l'**agriculture** a largement modifié les cours d'eau de premier ordre, transformés en fossés qui servent de déversoirs aux réseaux de drainage.

Les aménagements liés à la **navigation** se poursuivent depuis 1830, entraînant de multiples transformations du chenal navigué dans les ordres 5-7. La demande pour de nouveaux travaux d'aménagements est largement portée par le développement urbain de Paris et par l'exportation des produits agricoles du bassin de la Seine.

La **demande en sable et en graviers**, extraits des plaines alluviales de la Seine, de la Marne et de l'Oise, a été générée par le développement urbain et en infrastructures après 1950 et a remodelé le paysage de ces plaines alluviales.

La **régulation des débits et la gestion du risque de crues** ont conduit à la construction de grands réservoirs capables de doubler ou tripler le débit naturel de la Seine à Paris en été et de réduire le risque de crues.

Contrairement à de nombreuses pollutions résultant de rejets par la région parisienne, qui ont diminué ou ont été traités depuis les années 1960-1970, les modifications physiques du réseau fluvial, du chenal de navigation et de la plaine d'inondation, et des habitats piscicoles qui s'y rapportent, qui ont eu lieu au cours des 200 dernières années, sont pour la plupart irréversibles, au moins pour les rivières d'ordre 5-7.
Aujourd'hui, de nombreux acteurs - usagers des cours d'eau et de l'eau, décideurs et citoyens - sont concernés par l'équilibre entre biodiversité fluviale et bon état écologique, maîtrise des risques d'inondation, usages récréatifs et usages économiques : certains de ces usages contrôlent l'avenir des cours d'eau, d'autres nécessitent de s'adapter. Pour ces raisons, le bassin de la Seine et sa société sont un exemple typique d'un

territoire de l'époque anthropocène, où la société a progressivement et durablement contrôlé une grande partie du système naturel (Meybeck et al, 2017). Des études spécifiques, basées sur la même méthodologie d'analyse quantitative des cartes historiques, seront réalisées dans la prochaine phase du projet PIREN Seine (2020-2023) pour décrire les trajectoires du corridor fluvial dans son ensemble, en particulier dans le secteur de la Bassée.

Bibliographie

Amoros C, Petts GE (1996) Hydrosystèmes fluviaux Chapman and Hall, London

Archives Nationales (2009) Etat général des fonds. F/14. Travaux publics. http://www.archivesnationales.culture.gouv.fr/chan/chan/series/pdf/F14-2011.pdf.

Arnaud F, Piégay H, Schmitt L et al (2015) Historical geomorphic analysis (1932–2011) of a by-passed river reach in process-based restoration perspectives: The Old Rhine downstream of the Kembs diversion dam (France, Germany). Geomorphology 236: 163-177

Auerswald K, Moyle P, Seibert SP et al (2019) HESS Opinions: Socio-economic and ecological trade-offs of flood management–benefits of a transdisciplinary approach. Hydrol Earth Syst Sc 23(2): 1035-1044

Ayrault S, Meybeck M, Mouchel JM et al (2019) Sedimentary archives reveal the concealed history of micropollutant contamination in the Seine River basin. In: Flipo N, Labadie P, Lestel L (eds) Trajectories of the Seine River basin, Springer, New York.

Barles S (2015) The main characteristics of urban socio-ecological trajectories: Paris (France) from the 18th to the 20th century. Ecol Econ 118: 177-185

Belliard J, Beslagic S, Delaigue O et al (2018) Reconstructing long-term trajectories of fish assemblages using historical data: the Seine River basin (France) during the last two centuries. Environ Sci Pollut R 25(24): 23430-23450

Bendjoudi H, Weng P, Guérin R et al (2002) Riparian wetlands of the middle reach of the Seine river (France): historical development, investigation and present hydrologic functioning. A case study. J Hydrol 263(1): 131-155

Beyer A (2016) Les grands jalons de l'histoire des voies navigables françaises. Pour mémoire. halshs-01664447

Billen G, Barles S, Garnier J et al (2009) The food-print of Paris: long-term reconstruction of the nitrogen flows imported into the city from its rural hinterland. Reg Environ Change 9(1): 13-24

Boët P, Belliard J, Berrebi Dit Thomas R et al (1999) Multiple anthropogenic impacts induced by Paris on fish populations in the Seine Basin, France. Hydrobiologia 410: 59–68

Braga G, Gervasoni S (1989) Evolution of the Po river: an example of the application of historical maps. In: Petts GE, Möller H, Roux AL (eds) Historical Change of Large Alluvial Rivers: Western Europe, John Wiley & Sons, Chichester, pp 113-126

Bravard JP (2010) La valorisation de la cartographie historique des rivières d'Europe, de la recherche sur la dynamique des paysages à la gestion des eaux. In: Bravard, JP, Gaydou P (2015) Historical development and integrated management of the Rhône River floodplain, from the Alps to the Camargue Delta, France. In: Hudson PF, Middlekoop H (eds) Geomorphic Approaches to Integrated Floodplain Management of Lowland Fluvial Systems in North America and Europe. Springer, New York, pp 289-320

Bravard JP, Piegay H (2000) L'interface Nature - Sociétés dans les hydrosystèmes fluviaux. Géocarrefour 75(4): 273-274

Buchotte (1722) Les règles du dessein et du lavis. Chez Claude Jombert, Paris.

Castonguay S, Evenden M. (2012) Urban Rivers. Remaking Rivers, Cities, and Space in Europe and North America. Univ. Pittsburgh Press, Pittsburgh

Charbit M (2016) Îles de la Seine. Edition du Pavillon de l'Arsenal, Paris

Cioc M (2002) The Rhine, an eco-biography, 1815-2000. Univ. Washington Press, Seattle and London

Coic, Duleau (1830) Reconnaissances de la Seine, de Rouen à Saint-Denis, en 1829 et 1830, et travaux proposés pour rendre cette partie de la Seine facilement navigable. Paris

Cotte M (2002) L'amélioration de la navigation sur les rivières françaises au XIXe siècle : le cas de la Haute-Seine et de l'Yonne. In : Hilaire-Pérez L., Massounie D., Serna V (eds) Archives, objets et images des constructions de l'eau du Moyen Âge à l'ère industrielle. SFHST, ENS éditions, Paris, pp 265-279

Di Baldassarre GD, Viglione A, Carr G et al (2013) Socio-hydrology: conceptualis-ing human-flood interactions. Hydrol Earth Syst Sc 17(8): 3295-3303

Dmitrieva T, Lestel L, Meybeck M et al (2018) Versailles facing the degradation of its water supply from the Seine River: governance, water quality expertise and decision making, 1852–1894. Water History 10(2-3): 183-205

Dzana JG (1997) Le lit de la Seine de Bar à Montereau : étude morphologique et rôle des aménagements. Thèse de doctorat en géographie, Univ. Paris 1, Paris

Guerrin J, BouleauG (2014) Remparts ou menaces? Trajectoires politiques de l'endi-guement en France, aux Pays-Bas et aux Etats-Unis. Rev Int Polit Comp 21(1): 89-109

Downs PW, Gregory KJ (2004). River channel management: towards sustainable catchment hydrosystems. Arnold, London

Eschbach, D., Schmitt, L., Imfeld, G., Preusser, F., Payraudeau, S., May, J.-H., Trauerstein, M., Skupinski, G., 2018. Long-term trajectories of rivers to perform functional restorations: an interdisciplinary case study on the Rhine River (Rohrschollen Island, France). Hydrology and earth system sciences. 22 pp. 2717–2737. doi:https://doi.org/10.5194/hess-22-2717-2018

Fustec E, Greiner I, Schanen O et al (1998) Les zones humides riveraines : des milieux divers aux multiples fonctions. In: Meybeck M, de Marsily G, Fustec E (eds) La Seine en son bassin. Elsevier, Paris, pp 211-262

Gregory KJ (2006) The human role in changing river channels. Geomorphology 79(3-4): 172-191

Grosso E (2010) Integration of historical geographic data into current geo-referenced frameworks: a user-centered approach. In: Proceedings of the 5th International Workshop on Digital Approaches in Cartographic Heritage (Vienna 2010), pp.107-117

Guerrini MC, Mouchel JM, Meybeck M et al (1998) Le bassin de la Seine : la confrontation du rural et de l'urbain. In: Meybeck M, de Marsily G, Fustec E (eds) La Seine en son bassin. Elsevier, Paris, p 29

Guillerme A (1990) Le testament de la Seine/The legacy of the Seine. Géocarrefour 65(4): 240-250

Gurnell AM, Piery JL, Petts GE (2003) Using historical data in fluvial geomorphology. In: Kondolf M., Piégay H. (eds) Tools in fluvial geomorphology, Wiley.

Harley JB, Gould P, Bailly A et al (1995) Le Pouvoir des cartes: Brian Harley et la cartographie. Anthropos.

Hohensinner S, Lager B, Sonnlechner C et al (2013) Changes in water and land: the reconstructed Viennese riverscape from 1500 to the present. Water History 5(2): 145-172

Houbrechts G, Levecq Y, Vanderheyden V et al (2011) Long-term bedload mobility in gravel-bed rivers using iron slag as a tracer. Geomorphology 126: 233-244

Jacob-Rousseau N (2009) Géohistoire/géo-histoire : quelles méthodes pour quel récit ? Géocarrefour 84(4): 211-216

Jost A, Wang S, Labarthe B, Flipo N (2017). Impacts hydrodynamiques des gravières dans la plaine alluviale de la Bassée. Rapport PIREN.

Jugie M, Gob F, Virmoux C et al (2018) Characterizing and quantifying the discontinuous bank erosion of a small low energy river using Structure-from-Motion Photo-grammetry and erosion pins. J Hydrol 563: 418-434

Knoll M, Lübken U, Schott D (2017) River lost, rivers regained. Rethinking City-River Relations. Univ Pittsburgh Press, Pittsburgh

Lagarde L (1987) Philippe Buache, ou le premier géographe français, 1700-1773. Mappemonde 2: 26-30

Lescure S, Arnaud-Fassetta G, Cordier S (2011) Sur quelques modifications hydro-morphologiques dans le Val de Seine (Bassin Parisien, France) depuis 1830: quelle part accorder aux facteurs hydrologiques et anthropiques ? EchoGéo 18

Lespez L (ed) (2012) Paysages et gestion de l'eau: sept millénaires d'histoire des vallées et des plaines littorales en Basse-Normandie. Presses univ. Caen, Caen

Lestel L, Carré C (eds) (2017) Les rivières urbaines et leur pollution. Quae, Paris

Lestel L, Eschbach D, Steinmann R et al (2019) ArchiSEINE : une approche géohistorique du bassin de la Seine, vol 18. PIREN-Seine, Paris. https://www.piren-seine.fr/fr/fascicules/archiseine-une-approche-géohistorique-du-bassin-de-la-seine.

Le Sueur B (2015) Le domaine public des rivières et de canaux. Histoire culturelle et enjeux contemporains. L'Harmattan, Paris

Lukas MC (2014) Cartographic reconstruction of historical environmental change. Cartographic Perspectives, (78):5-24

Masotti L (ed) Il pae-saggio dei tecnici, Attualità della cartographia storica per il governo delle acque. Marsiolio, Bolognia.

Mauch C, Zeller T (eds) (2008) Rivers in history. Perspectives on waterways in Europe and North America. Univ. Pittsburgh Press, Pittsburgh

Merger M (1994) La canalisation de la Seine (1838-1939). In La Seine et son his-toire en Ile-de-France, Paris et Ile-de-France Mémoires. Vol 45. Editions du CTHS, Paris, pp 107-124

Meybeck M, Lestel L (2017) A Western European River in the Anthropocene. The Seine, 1870-2010. In: Kelly JM, Scarpino P, Berry H et al (eds) Rivers of the anthropocene, Univ. California Press, Oakland, pp 84-100

Miramont C, Jorda M, Pichard G (1998) Évolution historique de la morphogenèse et de la dynamique d'une rivière méditerranéenne: l'exemple de la moyenne Durance (France du sud-est). Geogr Phys Quatern 52(3): 381-392

Mouchel JM, Boet P, Hubert P et al (1998) Un bassin et des hommes : une histoire tourmentée ; In : Meybeck M, de Marsily G, Fustec E (eds) La Seine en son bassin. Elsevier, Paris, pp 77-125

Passy P, Garnier J, Billen G et al (2012) Restoration of ponds in rural landscapes: modelling the effect on nitrate contamination of surface water (the Seine watershed, France). Sci Tot Environ 430: 280-290

Petts GE, Möller H, Roux AL (1989) Historical change of large alluvial rivers: Western Europe. John Wiley & Sons, Chichester

Poux AS, Gob F, Jacob-Rousseau N (2011) Reconstitution des débits des crues artificielles destinées au flottage du bois dans le massif du Morvan (centre de la France, XVIe-XIXe siècles) d'après les documents d'archive et la géomorphologie de terrain. Geomorphologie 17(2): 143-156

Robert S (2011) Sources et techniques de l'archéogéographie planimétrique Presses univ. Franche-Comté, Besançon

Rouillard J, Benoit P, Morera R (2011). L'eau dans les campagnes du bassin de la Seine avant l'ère industrielle, vol 10. PIREN-Seine, Paris. https://www.piren-seine.fr/fr/content/l'eau-dans-les-campagnes-du-bassin-de-la-seine-avant-l'ère-industrielle.

Touzery M, Ladurie ELR (1995) Atlas de la généralité de Paris au XVIIIe siècle: un paysage retrouvé. Comité pour l'Histoire économique et financière, Paris

Costa L, Robert S, Foucault M (eds) (2009) Guide de lecture des cartes anciennes : illustrations dans le Val d'Oise et le Bassin parisien. Errance, Paris

Verdier N (2009) Les plans et cartes du XIXe siècle. Introduction. In: Costa L, Ro-bert S, Foucault M (eds) Guide de lecture des cartes anciennes. Illustrations dans le Val d'Oise et le Bassin parisien. Errance, Paris, pp 7-9

Walsh CJ, Roy AH, Feminella JW et al (2005) The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. J N Am Benthol Soc 24(3):706-723

White GF (1945) Human Adjustments to Floods, Department of Geography Research, Paper no. 20, 29, University of Chicago.

Conséquences des aménagements sur le transport sédimentaire et la biodiversité aquatique

Jérôme Belliard[1], Vincent Tamisier[2], Axel Flinck[1], Frédéric Gob[2*], Céline Le Pichon[1], Evelyne Tales[1*], Gaëlle Tallec[1], Amandine Zham[1], Emmanuèle Gautier[2], Geoffrey Houbrechts[3]

[1] Irstea, UR HYCAR, 1 rue Pierre Gilles de Gennes, 92761 Antony cedex
[2] Laboratoire de Géographie Physique, CNRS UMR8591, 1 Place Aristide Briand, 92195 Meudon cedex
[3] Laboratoire d'Hydrographie et Géomorphologie fluviatile, Université de Liège, Clos Mercator 3, 4000 Liège, Belgique

[*] frederic.gob@univ-paris1.fr
[*] evelyne.tales@irstea.fr

Résumé

Il est important d'évaluer les conséquences des aménagements sur les cours d'eau avant d'envisager de les restaurer. Deux aspects sont abordés dans ce chapitre : le premier concerne l'étude du transport solide en lien avec les aménagements passés et actuels ; le second, plus méthodologique, examine la possibilité d'utiliser un nouvel outil, l'ADNe, pour suivre la biodiversité piscicole dans un bassin versant.

Des éléments de connaissance concernant la dynamique sédimentaire sur le temps long de plusieurs rivières à charge caillouteuse de faible à moyenne énergie de la partie amont du bassin de la Marne (Rognon, Blaise et Blaiseron), de la Risle (Risle et Charentonne) et de l'Eure (Avre et Iton). sont proposés. Les compétences effectives de ces cours d'eau ont pu être évaluées grâce à la présence de nombreuses macroscories dans leur charge de fond. En effet, les scories de la métallurgie ancienne (XIVème à la fin du XIXème siècle) ont été rejetées en grande quantité par les usiniers dans ces rivières, et soumis à de nombreuses crues mobilisatrices. De ce fait, elles font partie de la charge de fond au même titre que les particules naturelles. Elles peuvent donc être considérées comme un marqueur représentatif de la compétence effective de ces rivières. Des relations entre la compétence effective et, d'une part, la puissance de la crue bisannuelle et, d'autre part, le diamètre relatif ont été établies. Les vitesses de progression de la charge de fond ont ainsi été calculées. Les valeurs obtenues sont comprises entre 1 et 2,4 km par siècle en Normandie et 1,8 et 2,8 km par siècle en Haute Marne. Ces résultats ont été complétés par des mesures du transport actuel de la charge de fond grâce à l'introduction de 450 particules marquées sur un ancien site de métallurgie du Rognon. Elles confirment la franchissabilité du seuil de moulin mais montre que ce dernier n'est pas complétement transparent.

Les variations spatiotemporelles de l'ADNe ont été étudiées de 2016 à 2018 dans les cours d'eau du bassin de l'Orgeval. Un suivi temporel de 18 mois a mis en évidence des variations, éventuellement liées aux conditions hydroclimatiques, et permis de définir la meilleure période pour réaliser des échantillons d'ADNe, d'avril à septembre

Pour citer cet article : Belliard, J. et al., *Conséquences des aménagements sur le transport sédimentaire et la biodiversité aquatique*, dans Restaurer le fonctionnement écologique des cours d'eau du bassin de la Seine, Lestel, L. & Gob, F. (eds.), Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 7, 2019.

Une comparaison a ensuite été menée entre des échantillonnages « classiques » par pêche électrique et par analyse de l'ADNe sur un ensemble de neuf stations en septembre 2018. L'ADNe tend à détecter un peu plus d'espèces que l'échantillonnage par pêche électrique aussi bien à l'échelle locale de la station que globale pour l'ensemble du bassin. Cette situation s'explique par le caractère intégrateur de la méthode, le transport des molécules d'ADN permettant de détecter des espèces occupant l'amont du réseau hydrographique. Notre étude suggère que ce processus de transport de l'ADNe serait détectable sur des distances de quelques kilomètres (1,5 à 3 km). L'ADNe peut être un bon proxy de l'abondance relative des espèces, mais le nombre de séquences détectées semble davantage lié à l'effectif des espèces qu'à leur biomasse.

.

Points clefs

- Les scories de la métallurgie ancienne ont permis de déterminer la compétence effective et les vitesses de déplacement de la charge de fond de plusieurs affluents de la Seine.
- Grâce aux scories ete au marquage de la charge de fond, le rôle des seuils de moulina sur la continuité sédimentaire a pu être évalué.
- L'analyse de l'ADN environnemental peut être un outil de monitoring des peuplements de poissons dans un bassin versant. Le caractère intégratif de la méthode est cependant susceptible de modifier sensiblement les patterns spatiaux de biodiversité tels qu'ils sont appréhendés par les méthodes d'échantillonnage classiques basées sur la capture des individus.-

Sommaire

1. Etude du transport de la charge de fond sur le temps long à partir des scories de la métallurgie ancienne 34

1.1. Introduction 34

1.2. Sites d'études 34

1.3. Matériels et Méthodes 37

1.4. Résultats 39

1.5. Conclusion 47

2. Variations spatiales et temporelles de l'ADN environnemental pour l'évaluation des espèces piscicoles sur le bassin versant de l'Orgeval 48

2.1. Introduction 48

2.2. Matériel et méthodes 49

2.3. Résultats et discussion 53

2.4. Conclusions et perspectives 69

Bibliographie 70

1. Etude du transport de la charge de fond sur le temps long à partir des scories de la métallurgie ancienne

1.1. Introduction

La continuité écologique est considérée comme un des éléments structurant le bon état écologique des cours d'eau. A ce titre, les réglementations européennes et françaises imposent le rétablissement de la libre circulation des espèces et le bon déroulement du transport des sédiments. Elle est ainsi au centre d'un nombre croissant de projets de restauration via le démantèlement total ou partiel d'ouvrages en travers. Depuis le début des années 2000, ce sont ainsi des dizaines de barrages, seuils de moulin et obstacles à l'écoulement de plus petite taille (gués bétonnés, buses, etc.) qui ont été retirés des cours d'eau.

A l'échelle du bassin de la Seine, l'état des lieux de 2013 réalisé par l'Agence de l'eau Seine-Normandie dans le cadre de l'Application de la DCE signale la présence de plus de 10000 ouvrages transversaux susceptibles d'altérer la continuité (AESN, 2014). Cela correspond en moyenne à un ouvrage tous les 5 km et, dans certaines régions du bassin, à un ouvrage tous les 500 m. Devant de tels chiffres, il est bien entendu illusoire d'imaginer supprimer la totalité de ces ouvrages et une meilleure connaissance de leur origine et de leurs impacts sur le milieu est essentiel pour prioriser les actions. Le rôle des grands barrages sur l'interruption du transit sédimentaire est de mieux en mieux connu, mais l'impact des petits ouvrages en travers, type seuil de moulin, reste en effet à préciser. Si la taille de ces derniers peut laisser croire qu'ils laissent passer une partie substantielle de la charge de fond, la fermeture des lits par pavage, armurage ou colmatage, a souvent été décrite dans les rivières à faible énergie tendant ainsi à prouver le contraire. Si un nombre croissant d'études montrent que ces rivières ont une dynamique sédimentaire altérée par des siècles d'anthropisation de leur cours et de leur régime hydrologique (pour la navigation, l'industrie, l'agriculture et par les extractions de sédiment et la modification de leur tracé), aucune étude n'a pu quantifier précisément l'impact des ouvrages transversaux sur le transport sédimentaire de ces systèmes relativement peu dynamiques.

Les objectifs de cette étude sont d'apporter des éléments de connaissance concernant la dynamique sédimentaire des cours d'eau de faible à moyenne énergie du bassin de la Seine et d'évaluer l'impact des petits ouvrages transversaux sur le transport des sédiments afin de proposer un cadre référentiel aux opérations de restauration de la continuité sédimentaire. Ce travail se décline en deux volets correspondant à deux approches spatiales et temporelles distinctes : (i) l'évaluation de la dynamique sédimentaire sur des tronçons de cours d'eau de plusieurs dizaines de kilomètres à l'échelle de plusieurs siècles. Cette analyse est rendue possible grâce à un marqueur anthropique que sont les scories de la métallurgie ancienne. Ces résidus de la production de fonte sont présents en quantité importante dans la charge de fond de certaines rivières du bassin de la Seine, depuis leur rejet à proximité des cours d'eau. Si les lieux d'injection sont précisément localisés et les périodes de fonctionnement des hauts-fourneaux datées, les scories peuvent constituer un bon marqueur de la charge de fond (Sluse et Petit, 1998 ; Houbrechts et Petit, 2003 ; Houbrechts *et al.*, 2011) ; et (ii) l'évaluation de la dynamique sédimentaire actuelle et de l'impact des petits ouvrages sur des tronçons de quelques kilomètres de long à l'échelle de 2 ou 3 saisons hydrologiques, ceci à partir de la mise en place et du suivi de sédiments équipés de PIT tags, de sondes de mesures de hauteur d'eau et de mesures topo-bathymétriques autours de barrages.

1.2. Sites d'études

Dans ce travail nous présentons des résultats concernant le transport de la charge de fond de huit rivières du bassin de la Seine situées sur les marges orientales et occidentale du bassin parisien, en Haute Marne (Blaise, Rognon, Blaiseron, Rognon, Seuillon) et en Normandie (Avre, Charentonne, Iton, Risle) (*Figure* et *Figure 2*). Ces deux régions constituent un secteur privilégié pour notre étude du fait qu'elles ont connu un développement précoce des activités métallurgiques, en particulier en ce qui concerne la production de la fonte dans des hauts fourneaux par le procédé de réduction indirecte. Un tel développement a été rendu possible par la disponibilité et l'abondance sur ces territoires des ressources en bois et en minerais de fer ainsi que par leur important un potentiel hydraulique. Les premiers hauts fourneaux y ont été mis en place dès la fin du XVème siècle, et certains d'entre eux ont pu fonctionner jusqu'au début du XXème siècle. En Haute Marne la croissance de l'activité sidérurgique est constante jusqu'à son apogée au

XIXème siècle, et la plupart des installations mises en place quelques siècles plus tôt ont perduré au moins jusqu'à cette période. En Normandie, la production de fonte atteint son maximum plus tôt, entre le XVIème et le XVIIème siècle. Au XVIIIème siècle, même si cette région est encore la troisième région sidérurgique française les créations d'unité de production ne font que compenser les disparitions. Les scories de haut fourneau, résidus de la production de fonte, étaient soit déposées sur la plaine alluviale à proximité du lit mineur et remaniées par érosion latérale, soit rejetées directement dans la rivière. Pour cette raison, ces dernières présentent une quantité importante de scories dans leur charge de fond.

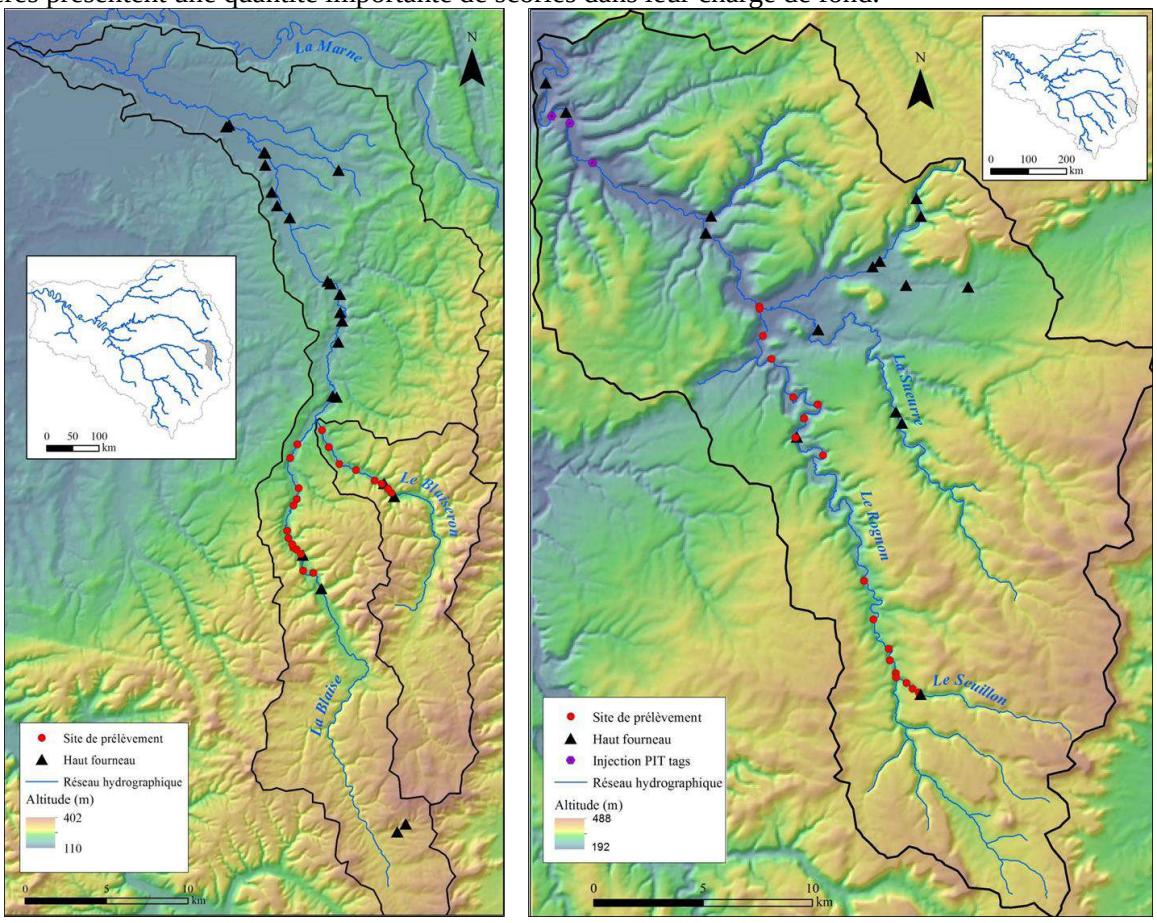


Figure 1: Cartes de localisation des tronçons étudiés en Haute Marne. A gauche, les bassins versants de la Blaise et du Blaiseron. A droite le bassin versant du Rognon. Sur chacune des cartes, ces bassins versants sont localisés au sein du bassin de la Seine.

Principalement caillouteuse, la charge de fond des cours d'eau que nous avons étudiés est pour l'essentiel composée de silex hérités des dernières périodes froides pour la Normandie et de calcaires pour la Haute Marne (*Tableau*). Avec des puissances spécifiques à plein bord allant de 15 à plus de 50 $W.m^{-2}$ et des pentes comprises entre 1 et 3‰, ils peuvent être qualifiés de cours d'eau de faible à moyenne énergie.
Ils présentent aujourd'hui un taux d'équipement proche de 0,8 ouvrage par kilomètre. Il s'agit pour la plupart de seuils mis en place dans le cadre des activités métallurgiques (forge, haut-fourneau, fonderie, etc.) qui dans leur grande majorité n'ont aujourd'hui plus d'usage économique. Ils présentent des états de détérioration variable, sont tous équipés de vannes levantes et leurs hauteurs de chute varient entre 0,5m et 2,5m. Il n'a pas été possible de dater leur mise en place de manière exhaustive, cependant nous avons pu retrouver la trace de certains d'entre eux dans les archives, et d'autres sont bien documentés dans des études historiques.

Tableau 1. Caractéristiques des tronçons étudiés.

Région	Rivières	Superficie du bassin versant (km^2)	D_{50} (mm)	D_{90} (mm)	Pente ($m.m^{-1}$)	Largeur à pleins bords (m)	Q2 ($m^3.s^{-1}$)	ω_{Q2} ($W.m^{-2}$)
Haute Marne	**Blaise**	149,9	20,9	38,7	0,0026	11,2	14	31,8
	Blaiseron	109,5	18	29	0,0041	7,3	NA	NA
	Rognon amont	64,6	15,5	25,6	0,0028	9,4	7,8	23,8
	Rognon inter.	170,4	23	37,4	0,0026	10,3	20	51
Normandie	**Avre amont**	19,3	24,5	45,6	0,005	5,1	1,7	16,3
	Avre inter.	465,3	24	40,5	0,0017	14	11	13
	Charentonne	9,4	54	84,5	0,0045	9,43	6 ,2	29
	Iton	284,6	47,8	73,6	0,0013	11,85	10	10,7
	Risle amont	149	52	68,3	0,0019	9,054	13	26,7
	Risle inter.	366	57,4	87	0,0022	13,88	19	37
	Risle aval	462	47	81,6	0,0021	11,52	20	37

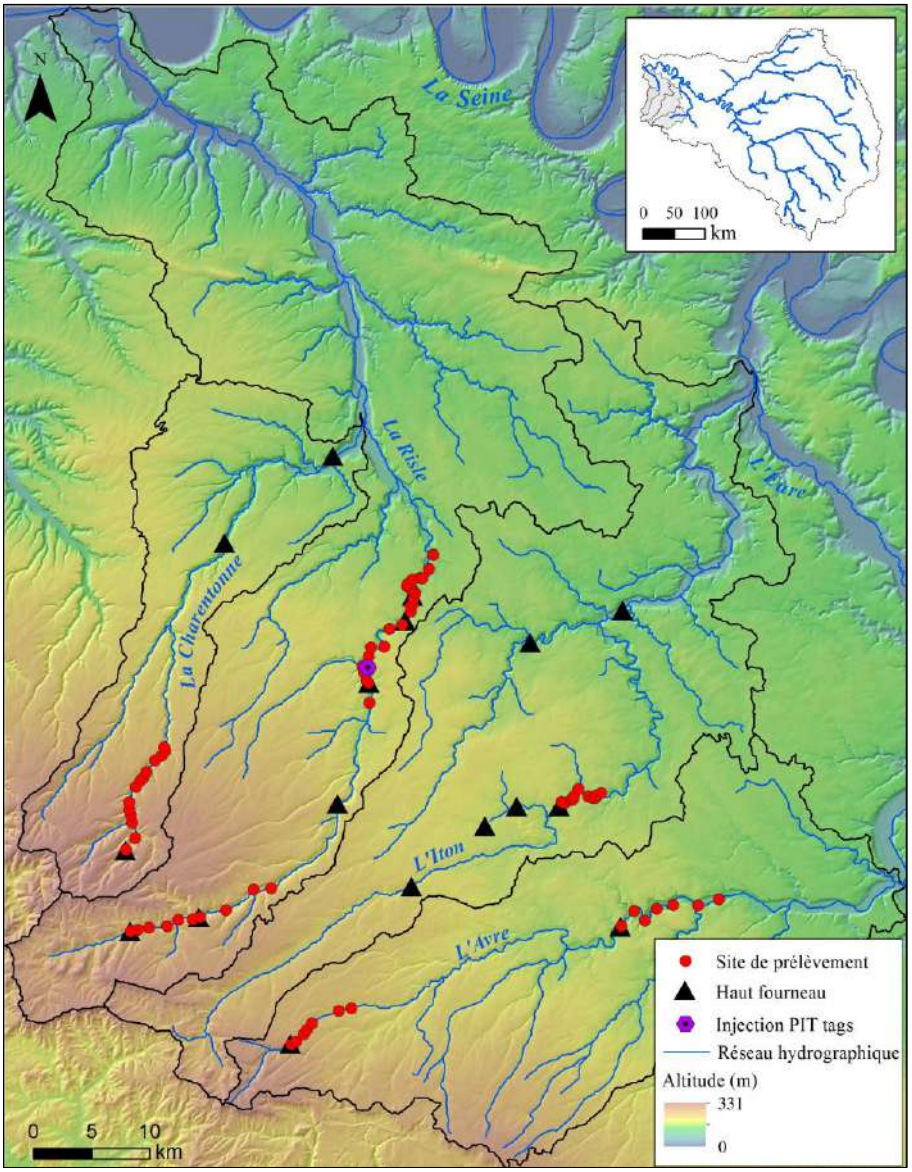


Figure 2 : Carte de localisation des tronçons étudiés en Normandie. Les bassins versants de ces cours d'eau sont localisés au sein du bassin de la Seine.

1.3. Matériels et Méthodes

1.3.1. Dynamique sédimentaire sur le temps long

A l'échelle pluri-séculaire, les scories de haut fourneau sont utilisées comme traceurs de la charge de fond afin de caractériser l'influence des barrages sur le transfert de cette charge grossière, pour déterminer sa vitesse de déplacement et pour estimer la compétence effective des cours d'eau étudiés. Celle-ci est définie comme la taille maximale des sédiments qu'une rivière est capable de transporter sur de longues distances et pour toute la gamme des crues (Bravard et Petit, 2000). La méthode utilisée a été initialement proposée par Sluse et Petit (1998) et depuis, largement utilisée sur les cours d'eau d'Ardenne (Houbrechts et Petit, 2003 ; Houbrechts, 2005 ; Houbrechts *et al*., 2011). Elle repose sur le postulat qu'une fois introduites dans le cours d'eau et à densité équivalente, les scories progressent à la même vitesse que la charge de fond naturelle. Présentes depuis plusieurs siècles dans la charge de fond, les scories sont ainsi assujetties aux mêmes conditions hydrologiques et de piégeage que les particules naturelles. Elles ont pu être piégées dans des formes fluviales (bancs, seuils, etc.) et immobilisées pendant de longues périodes, mais ont aussi été soumises à une gamme d'évènements mobilisateurs variée. Par rapport aux méthodes fréquemment utilisées dans les études concernant le transport de la charge de fond (galets peints, PIT-tag, etc.), l'utilisation des scories comme marqueur du transport de la charge de fond permet donc d'intégrer le caractère discontinu du transport de la charge grossière.

La mise en œuvre de cette méthode consiste dans un premier temps à reconstituer l'histoire des activités métallurgiques afin de localiser précisément les sites de production et de cerner temporellement les périodes de production. Il s'agit ensuite de caractériser l'évolution longitudinale de la taille des plus grosses scories depuis les sites d'injection. Pour ce faire, les scories ont été prélevées sur les seuils, puis leur diamètre (axe intermédiaire ou axe B) mesuré au pied à coulisse et leur densité déterminée à l'aide d'un pycnomètre. Le diamètre moyen des dix plus grandes scories est alors calculé (M_{10}). Cet indicateur est considéré comme proche du D95 des scories et peut être assimilé à la compétence effective des rivières à condition que les scories présentent des densités similaires à celles des sédiments naturels. Une de nos hypothèses de travail est qu'en cas d'interruption de la continuité sédimentaire par les barrages, le M_{10} devrait être plus élevé à l'amont des retenues qu'à l'aval (*Figure 3*). Enfin, en connaissant la date de mise en fonctionnement d'un haut fourneau et en localisant le front de progression des scories, il est également possible de calculer leur vitesse de progression, assimilable à celle de la charge de fond.

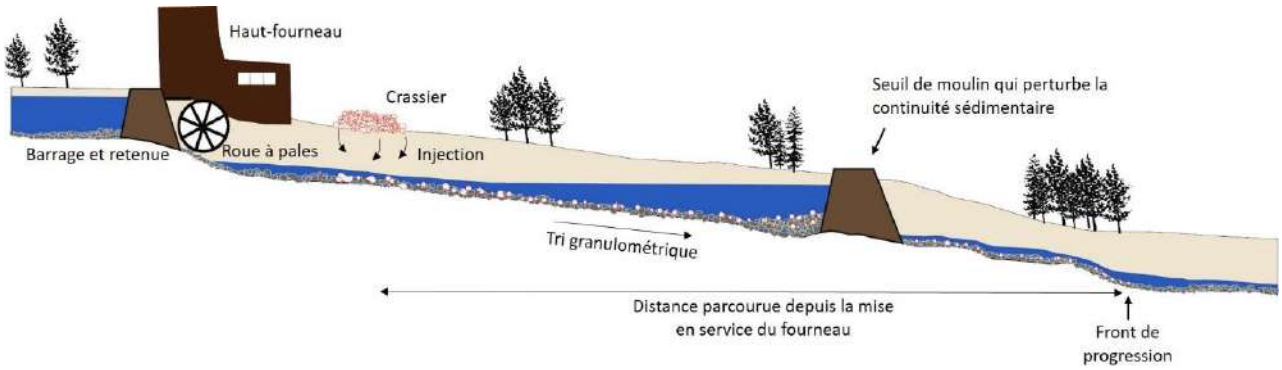


Figure 3 : Représentation schématique de la dispersion longitudinale des scories depuis leur injection dans le cours d'eau.

Les caractéristiques morphologiques et hydrologiques des tronçons de rivières étudiées ont permis de calculer les puissances spécifiques associées. Elle représente la quantité de travail que la rivière peut produire (ω exprimée en W/m²) et s'écrit sous la forme suivante :

$$\omega = (g \rho Q S) / w$$

avec Q le débit (en $m^3.s^{-1}$), w la largeur du lit (en m), S la pente longitudinale (en $m.m^{-1}$), ρ la masse volumique du fluide (en $kg.m^{-3}$) et g l'accélération de la pesanteur (en $m.s^{-2}$).

Les pentes longitudinales ont été calculées dans un logiciel S.I.G. à partir des cartes topographiques (1:25 000, équidistance de 5m) et de la BD Carthage de l'IGN. A défaut de valeur de débit plein bord pour l'ensemble des tronçons étudiés, nous utilisons le débit de crue de récurrence 2 ans, qui, là où nous avons pu l'observer, est assez proche du débit de plein bord. Les bassins versants sont extraits du MNT de la BD Alti (IGN) au pas de 25 m et calés sur le Réseau Hydrographique Théorique français (RHT ; Pella *et al.*, 2012). La méthode utilisée pour la délimitation des bassins est celle du D8 (O'Callaghan & Mark, 1984), en forçant les écoulements le long du réseau RHT. Les largeurs à pleins bords ont été mesurées directement sur le terrain, 10 mesures ont été effectuées puis moyennées afin de minimiser les variations locales. La granulométrie de surface des seuils a été déterminée sur les différents tronçons étudiés en prélevant et mesurant 100 particules sur chaque site, suivant la méthodologie décrite par Wolman (1954).

1.3.2. Dynamique sédimentaire actuelle

Afin de mieux comprendre les modalités du transport actuel de la charge de fond autour des seuils anthropiques, un tronçon d'étude a été sélectionné sur le Rognon à Doulaincourt-Saucourt (Haute-Marne). Sur ce tronçon une dérivation du cours principal du Rognon a été mise en place pour faire fonctionner une forge depuis le début du XVIIème siècle. Le bras de dérivation est alimenté par une retenue générée par la présence d'un seuil maçonné de 2,5 m de haut et de 30 m de long positionné en oblique sur le chenal naturel. Pour étudier l'impact potentiel de cet ouvrage sur le transport de la charge de fond nous avons mis en place un suivi des particules naturelles à l'aide de la technologie RFID (*Radio Frequency Transpondeur*). Nous avons utilisé des transpondeurs passifs (PIT tag, *Passive Integrated Transpondeur*) de la marque *Texas*

Instrument avec un système de détection de la marque CIPAM. Ce sont des PIT tags de type ampoule de verre, fonctionnant à basse fréquence, et mesurant 32, 23 ou 12 mm. Pour chaque site de suivi, nous avons équipé de PIT tags des particules réparties équitablement en six classes de taille allant de 16 mm à 128 mm (Bunt et Apt, 2001). Au sein de ce tronçon de plus de trois kilomètres de long, 4 sites ont été choisis pour y réinjecter les particules préalablement équipées: deux sites de contrôle, non influencés par le barrage, un en amont et un en aval ; un site dans la retenue du barrage, et un en amont direct du barrage (*Figure 4*). Au total, 450 particules naturelles ont été prélevées puis équipées de PIT tags. Cinq sondes de mesures de hauteur d'eau ont également été mises en place afin de mesurer les pentes de ligne d'eau en crue et estimer les débits des différents bras de la rivière. Pour la localisation des particules équipées de PIT tags lors de l'injection et des campagnes de suivi, un GPS différentiel RTK a été utilisé. Les campagnes de suivi concernant la retenue de l'ouvrage ont été effectuées à partir d'un bateau pneumatique, en couplant le système de détection de PIT tags au GPS différentiel afin d'enregistrer automatiquement la localisation des particules détectées. Deux relevés ont été effectués suite à plusieurs épisodes de crue compris entre 0,2 et 0,8 fois le débit à pleins bords.

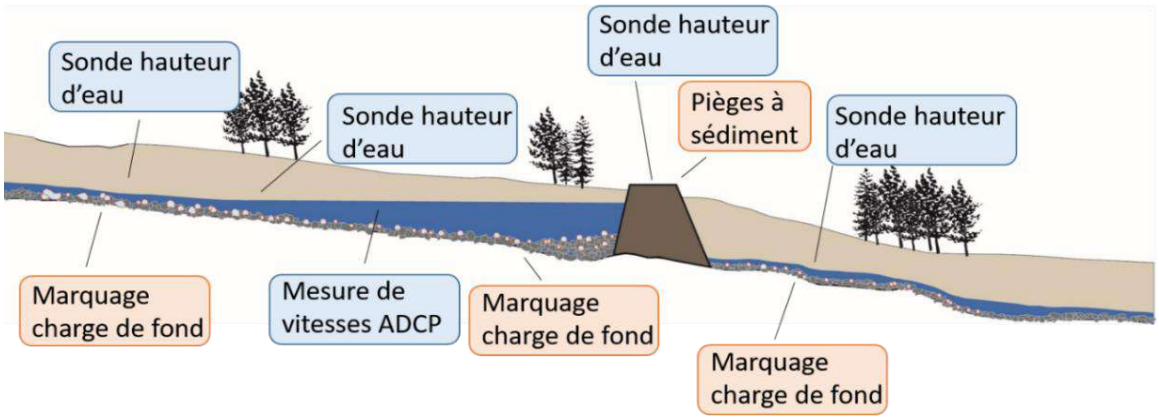


Figure 4. Schéma de l'instrumentation déployée dans le cadre du suivi actuel de la charge de fond.

1.4. Résultats

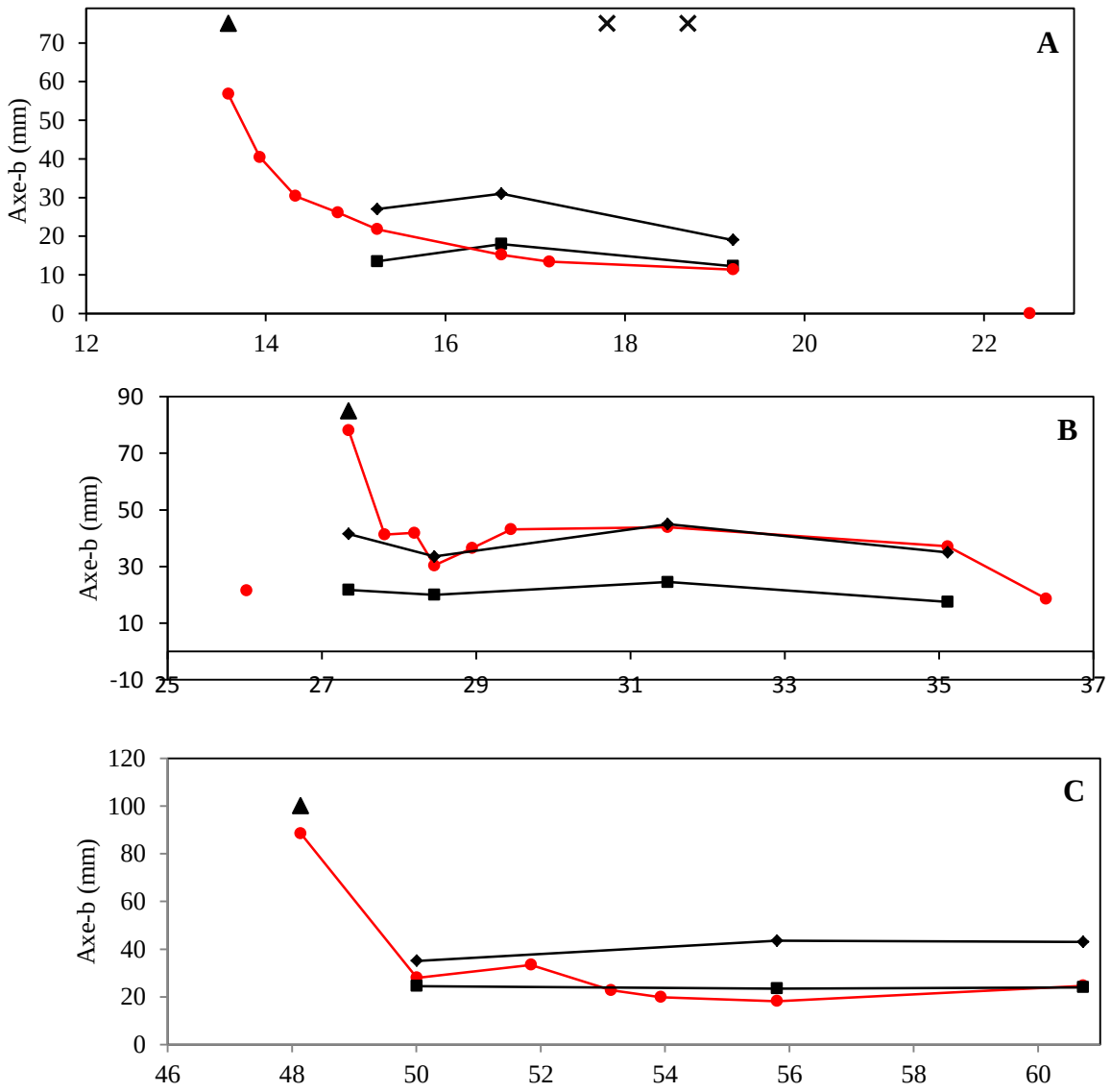
1.4.1. Evolution longitudinale de la taille des scories

Pour chaque tronçon de rivière étudié, nous avons construit un graphique représentant l'évolution longitudinale de la taille moyenne des scories (M_{10}) et des sédiments naturels (D_{50} et D_{90}) à l'aval du site d'injection (ancien haut fourneau). La *Figure 5* correspond aux graphiques établis pour quatre des tronçons étudiés, deux en Haute Marne (Rognon amont, Blaise) et deux en Normandie (Avre intermédiaire, Risle Intermédiaire). Les données relatives à l'ensemble des tronçons d'étude sont présentes dans le tableau 2. Chacune des courbes de ces graphiques peut être divisées en deux tronçons distincts. Le premier correspond au tri hydraulique des scories (résultant d'un transport moins important des plus grosses particules) et se manifeste très rapidement depuis les sites d'injection. La distance sur laquelle ce tri a lieu varie d'un tronçon à l'autre mais reste dans une gamme comprise entre quelques centaines de mètres pour la Blaise, le Blaiseron et l'Avre amont, jusqu'à un peu moins de 2 kilomètres pour le Rognon amont, l'Avre intermédiaire et la Risle aval. Les seconds, situés à l'aval immédiat des tronçons de tri et désignés sous le terme de plateau se caractérisent par une relative stabilisation de la taille des scories. Ces tronçons de plateau se terminent soit par une nouvelle injection soit par une absence de scories qui est alors assimilée à un front de progression. Nous avons pu localiser sept fronts de progression dont six en Normandie et un seul en Haute Marne (Rognon amont).

Les sites d'injection se caractérisent par des M_{10} proches de 80 mm, mis à part sur l'Iton (M_{10} : 33mm) le Seuillon (M_{10} : 64 mm) et la Risle intermédiaire (M_{10} : 123 mm). Les scories prélevées sur les sites d'injection n'ont jamais été mobilisées, et nous renseignent sur la taille maximale des éléments transportés depuis le début de l'activité du haut-fourneau, et donc sur la compétence maximale de la rivière sur le

tronçon considéré. En outre, les prospections de terrain nous ont permis, à travers la localisation de onze sites d'injections sur les tronçons étudiés, de déterminer avec précision l'emplacement des anciens hauts-fourneaux.

La stabilisation de la taille des scories qui est systématiquement observée à l'aval des tronçons de tri correspond aux tronçons de plateaux qui s'étendent sur plusieurs kilomètres. On constate que la taille moyenne des scories au sein de ces tronçons varie relativement peu entre les sites. Néanmoins, une légère décroissance est parfois observée et résulte probablement de l'abrasion que peuvent subir les scories lors du transport. La valeur retenue pour la compétence effective de chaque tronçon, correspond à la moyenne des M_{10} du tronçon de plateau. Cependant, pour que les scories puissent être utilisées comme des traceurs réellement représentatifs de la charge de fond, leur taille et densité doivent s'approcher le plus possible de celles des sédiments naturels (d : 2,6 g.cm^{-3}). C'est le cas pour la densité des scories prélevées sur les tronçons d'étude situés en Haute Marne avec une moyenne de 2,61 g.cm^{-3}. En revanche, la densité de celles prélevées sur les tronçons normands est bien moins importante avec des valeurs allant de 2,08 à 2,15 g.cm^{-3}. Si les valeurs de M_{10} obtenues sur les tronçons de Haute Marne peuvent donc bien être considérées comme représentatives de la compétence effective, celles obtenues sur les tronçons normands surestiment très probablement la compétence effective réelle. Afin de ramener la taille des scories normandes à celle des particules naturelles qui constituent la charge de fond de ces rivières, nous avons transformé le poids des scories en volume de sphère (Sluse et Petit, 1998 ; Bunt et Apt, 2001) nous permettant d'obtenir le diamètre équivalent sur la base duquel les M_{10} ont été recalculés (M_{10}^{*}, Tableau 2). Dans un souci de simplification du texte, dans la suite du chapitre, lorsque nous ferons référence aux M10 des rivières normandes, il s'agira du M_{10}^{*}.



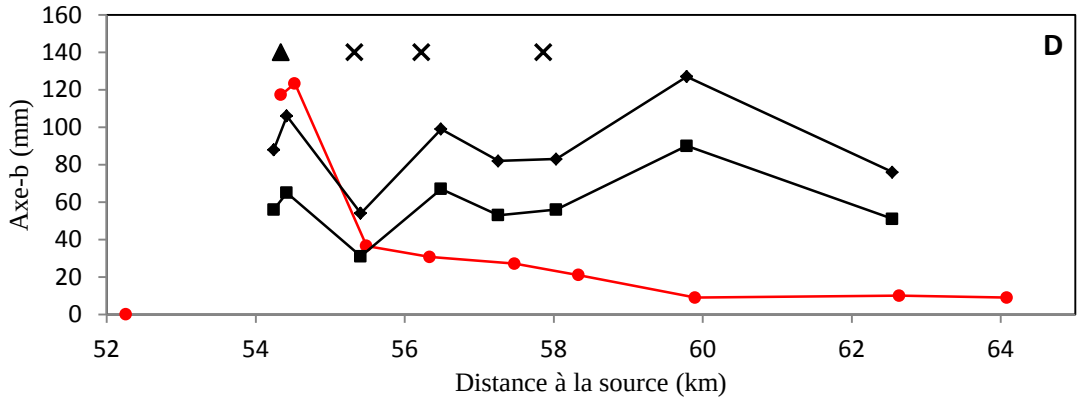


Figure 5 : Evolution longitudinale des 10 plus grosses scories (M10). A: Rognon amont (Haute Marne); B: Blaise (Haute Marne); C: Avre intermédiaire (Normandie); D: Risle intermédiaire (Normandie). Les cercles rouges représentent les M10 des seuils prospectés. La position longitudinale des sites d'injection (triangle noir) et des seuils de moulin (croix noire) est figurée en haut des graphiques. Les valeurs de D50 et D90 obtenues sont représentées respectivement par des carrés et des losanges noirs.

En Haute Marne, la taille des scories (M_{10}) présentes dans les tronçons de plateau est du même ordre de grandeur que celle des sédiments naturels mesurés sur les seuils. En effet, les valeurs de M_{10} sont souvent très proches du D_{50}, et globalement comprises entre le D_{50} et le D_{90} et suivent les mêmes tendances longitudinales que ces deux percentiles. Les valeurs de compétences effectives semblent donc bien correspondre à la taille du matériel naturel du fond du lit. Toutefois, sur le tronçon de la Blaise les valeurs de M_{10} sont très proches du D_{90}. Si la densité de ces scories est équivalente à celle des sédiments naturels, leur forme semble présenter des différences notables. La comparaison de l'indice de *Sneed and Folk* calculé sur ce tronçon pour les sédiments naturels et pour les scories montre une différence significative à l'échelle de ce tronçon. Les scories présentent un indice de sphéricité 36% plus important que celui calculé pour les matériaux naturels, expliquant probablement une taille relative (M_{10}/D_{50}) proche de 2, qui semble suggérer que, sur ce tronçon, la compétence effective est surestimée.

En revanche, les compétences effectives évaluées à partir du M_{10} sur la plupart des tronçons de cours d'eau situés en Normandie sont relativement faibles comparativement à la taille des sédiments du lit. Mise à part pour le tronçon de l'Avre intermédiaire, les valeurs de M_{10} sont 1,5 à près de cinq fois plus faible que le D_{50}. Ceci s'explique par le fait que les particules qui composent le lit de ces cours d'eau sont majoritairement des gros silex très peu mobiles hérités des dernières périodes froides. Sur la base d'un indice de mobilité construit à partir du niveau d'encroutement calcaire et de colonisation végétale des matériaux naturels de la Risle, Leprêtre (2014) a en effet montré que la fraction grossière supérieure à 32 mm ne bouge presque pas. En outre, 100 particules équipées de PIT tags ont été injectées dans le tronçon de la Risle intermédiaire et le suivi de leur déplacement a pu être effectué suite à une crue de plein bord. Il ressort de ce suivi que les particules qui ont parcouru les plus grandes distances lors de cet épisode de crue sont celles dont la taille est comprise entre 16 et 22 mm. Ces résultats sont convergents avec ceux obtenus à partir des scories, validant les valeurs de compétence effective obtenue et attestant que celles-ci sont nettement inférieures à la taille médiane des éléments de la charge de fond. La partie mobile de la charge de fond est donc soumise à des effets de masquage important sur l'ensemble de ces tronçons.

Tableau 2. Caractéristiques moyennes des tronçons de plateau

Région	Rivières	D_{50} (mm)	D_{90} (mm)	M_{10} (mm)	M_{10}^* (mm)	M_{10}/D_{50}	ω_{Q2} ($W.m^{-2}$)
Haute Marne	**Blaise**	20.9	38.7	36.1		1.8	31.8
	Blaiseron	18	29	21.3		1.2	NA
	Rognon amont	15.5	25.6	15.4		1	23.8
	Rognon intermédiaire	23	37.4	35.7		1.3	51
Normandie	**Avre amont**	24.5	45.6	16.1	13.6	0.6	16.3
	Avre intermédiaire	24	40.5	24.5	20.8	1	13
	Charentonne	54	84.5	18.7	15.9	0.3	29
	Iton	47.8	73.6	10.2	8.4	0.2	37
	Risle amont	52	68.3	19.9	16.9	0.4	26.7
	Risle intermédiaire	57.4	87	20.5	17.4	0.3	37
	Risle aval	47	81.6	20.4	17.3	0.4	37

1.4.2. Comparaison entre la taille des scories des secteurs de palier (M_{10}) et la puissance spécifique.

La puissance spécifique est un paramètre fréquemment utilisé dans l'analyse du transport de la charge de fond (Houbrechts et Petit, 2003 ; Petit *et al.*, 2005 ; Mao *et al.*, 2008 ; Houbrechts *et al.*, 2011 ; Houbrechts *et al.*, 2015). En première approche, nous avons voulu vérifier que les valeurs de compétences effectives évaluées à partir des scories (M_{10}^*) étaient bien corrélées aux puissances spécifiques calculées pour la crue biennale des différents tronçons de rivières considérés (Figure 6A). Lorsque l'on considère l'ensemble du jeu de données, même si une tendance semble exister, les points sont assez dispersés et le coefficient de détermination est plutôt bas (R^2 : 0,35, p-valeur : 0,07). Cependant, nous avons vu que sur une partie des tronçons étudiés les scories prélevées sur les secteurs de plateau sont en position de masquage avec des tailles relatives (M_{10}/D_{50}) pouvant aller jusqu'à 0,2, alors que sur d'autres elles sont relativement proches de la taille médiane des sédiments naturels. Or, la taille relative d'une particule est un des paramètres déterminant pour sa mise en mouvement (Andrews, 1983 ; Ashworth & Ferguson, 1989 ; Ferguson, 2005 ; Mao *et al.*, 2008 ; Gob *et al.*, 2010, Vázquez-Tarrío & Batalla, 2019). Afin d'examiner l'effet de la taille des éléments environnant sur les variations de compétence effective, nous avons ajusté deux relations distinctes entre la puissance spécifique à Q_2 et le M_{10}^*, une pour les scories en position de masquage ($0,2 < M_{10}/D_{50} < 0,6$) et une autre pour les scories présentant une taille relative supérieure à 1. A l'instar des résultats obtenus par Houbrechts et al. (2011), le fait de distinguer les scories en position de masquage des autres, nous permet d'améliorer la relation entre puissance spécifique et compétence de la rivière avec des coefficients de détermination un peu plus élevés (Eq. 1 et Eq. 2, *Figure 6*A). On peut constater que les points représentant les scories non soumises à un effet de masquage se positionnent sur le haut du graphique, ce qui signifie qu'à taille équivalente des puissances spécifiques moins importantes sont nécessaires pour leur mobilisation et leur transport. Il est toutefois à noter que ces deux relations sont construites avec un faible nombre d'observation et sont dès lors faiblement significatives ($0,05 >$ p-valeur $> 0,1$). Pour confirmer l'effet de la taille relative sur la variation de la compétence effective, nous avons ajusté une relation entre les valeurs de M_{10}^* et celles de M_{10}/D_{50} (Eq. 3, *Figure 6* B). Cette relation nous permet d'attester de l'importance de l'effet de masquage sur la compétence de rivière avec un R^2 de 0,66 et une p-valeur de 0,006.

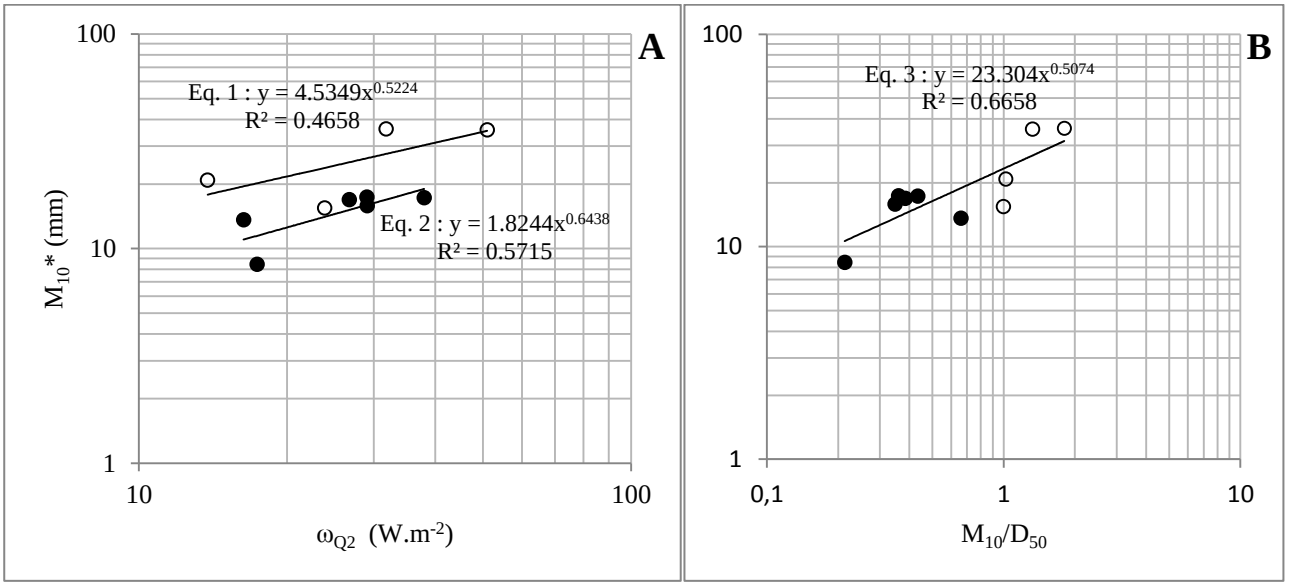


Figure 6. Relation entre la compétence effective corrigée par la densité (M10) et : A. La puissance spécifique à Q2 (ωQ2 enW.m^{-2}), et B. La taille relative (M10/D50). Les points noirs correspondent aux scories en position de masquage (M10/D50 ≤ 0,6) et les points blancs représentent celles qui ne le sont pas (M10/D50 > 1).*

Les deux variables que sont la puissance spécifique à Q_2 et la taille relative des particules mobilisées expliquent chacune pour partie les variations de compétence effective évaluée sur les différents tronçons de rivière étudiés. Nous avons donc utilisé la régression linéaire multiple pour construire un modèle qui intègre les relations entre la compétence des rivières et ces deux variables. Le critère d'information bayésien (BIC) a permis de valider la significativité statistique de ces deux variables explicatives dans la construction du modèle qui prend la forme suivante :

$$\text{Eq. 4 :}\quad M_{10}{}^{*} = 4.86 \times {\omega_{Q2}}^{0.48} \times (M_{10}/D_{50})^{0.45}$$

Ce modèle est très significatif (p-valeur < 0,001) et présente un coefficient de détermination élevé (R^2 : 0,88). Il permet donc de bien expliquer la compétence des rivières en intégrant ces deux facteurs de contrôle du transport de la charge de fond.

Comme nous l'avons vu précédemment, d'autres auteurs ont appliqué avec succès cette méthode de l'utilisation des scories de haut fourneau comme traceur de la charge de fond dans des contextes géomorphologiques différents : sur plusieurs rivières ardennaises de Belgique (Houbrechts *et al*., 2011) et plus récemment sur le Cher en France (Mesmin, 2019). Les valeurs de compétence effective de près de quarante tronçons de rivières ont ainsi pu être estimées. Houbrechts *et al.* (2011), ont validé les compétences effectives estimées à partir des scories, en les comparant aux résultats obtenus avec un suivi sur plusieurs années de particules équipées de PIT tags sur les mêmes tronçons, les valeurs de M_{10} des scories étant quasiment identiques à la moyenne de l'axe-b des dix particules naturelles ayant parcouru les plus grandes distances. Sur le Cher, Mesmin (2019) obtient un M_{10} de taille équivalente au D_{50} du lit, et cette valeur de compétence est validée par des travaux antérieurs (Dépret, 2014). Nous avons pu obtenir les valeurs de M_{10}, de taille relative et de puissance spécifique correspondantes aux différents tronçons de rivières étudiés par ces auteurs. Pour ce qui est de la puissance spécifique, pour le Cher, il s'agit de la puissance spécifique calculée pour Q_2 et pour les rivières ardennaises, il s'agit de la puissance spécifique calculée pour le débit à plein bord. La récurrence de ces débits à plein bord varie entre 1,3 et 2,06 ans suivant les calculs effectués sur les séries annuelles par Petit et Pauquet (1997) avec une récurrence moyenne de 1,64 ans. Afin de tester la validité du modèle (Eq.4), et par la même des valeurs de compétences effectives estimées dans notre étude, nous avons calculé les valeurs prédites par ce modèle à partir de taille relative et de la puissance spécifique calculées pour un tronçon du Cher et pour les différentes tronçons de rivière de l'Ardenne. Nous avons représenté sur la *Figure 7* les valeurs de M_{10} obtenues par Houbrechts *et al*. (2011), Mesmin (2019) et dans cette étude, en fonction des valeurs prédites par le modèle établi (Eq. 4).

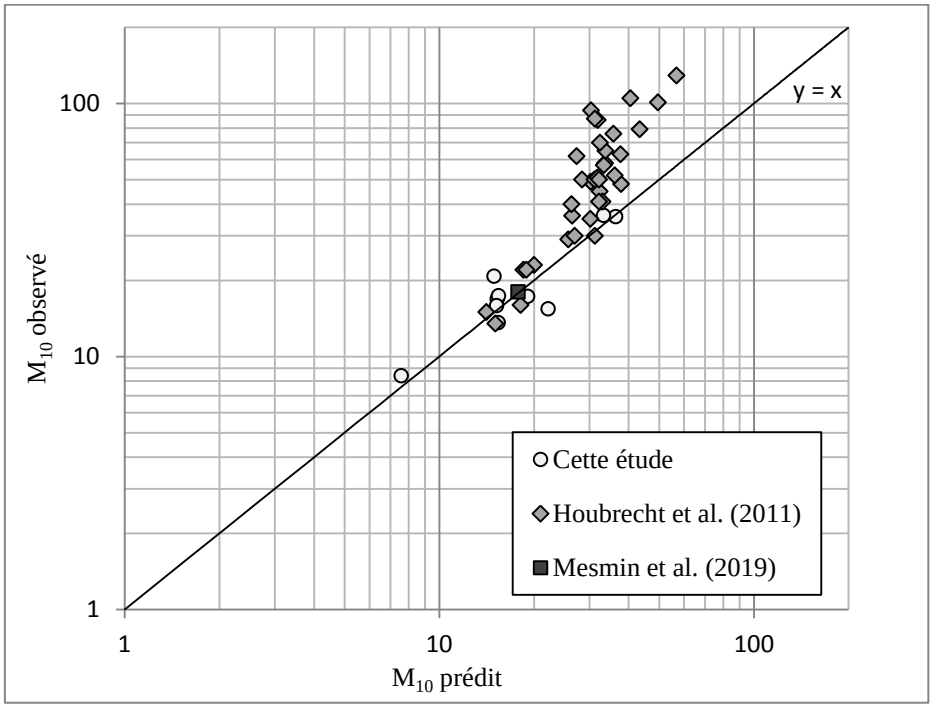


Figure 7. Relation entre les M10 mesurés et les valeurs de M10 prédites par l'Equation 4.

En observant la répartition des points par rapport à la droite d'égalité, on constate que le modèle est efficace pour les valeurs de M_{10} situées dans la gamme obtenues dans notre étude, c'est-à-dire jusqu'à presque 40 mm d'axe-b (Figure 7). En effet, sur le Cher, le M_{10} prédit par le modèle (17,8 mm) est très proche du M10 calculé par Mesmin (2019) qui est de 18,1 mm. Pour les tronçons de rivière ardennais dont la compétence estimée à partir des dix plus grosses scories est inférieure ou proche de 40 mm, l'écart moyen entre les M_{10} observés et les M_{10} prédits par le modèle est inférieur à 5 mm. Cette gamme de taille de M_{10} bien prédites par le modèle représente un peu plus du tiers du jeu de données correspondant aux tronçons de l'Ardenne. Au-delà de cette valeur seuil de 40 mm, le modèle sous-estime de manière importante les valeurs réelles de M_{10}. Cette sous-estimation montre que notre modèle n'est valide que pour la gamme de valeurs de compétences qui a servi à le construire. En effet, pour des puissances spécifiques et des tailles relatives équivalentes à celles calculées sur les tronçons des rivières normandes ou haut-marnaises, certains tronçons des rivières de l'Ardenne présentent des valeurs de compétence effective qui peuvent être jusqu'à 3 fois plus importantes. L'explication de ces écarts réside probablement, d'une part dans les différences de régime des crues (durée, fréquence et intensité des évènements compétents) et d'autre part dans les différences potentielles de densités des scories puisque cette information n'est que partiellement disponible pour les données de Houbrechts *et al*. (2011). Pour améliorer le modèle construit, il apparait donc important d'intégrer dans les paramètres explicatifs la puissance spécifique critique nécessaire à la mise en mouvement des particules de la taille du M_{10}, ainsi qu'un indicateur des caractéristiques du régime des crues tel que celui développé par Gilet (2019). Néanmoins, ces résultats permettent de valider la méthode de l'utilisation des scories de la métallurgie ancienne comme traceur de la charge de fond, mais aussi les données produites dans le cadre de cette étude ainsi que l'importance de la taille relative comme facteur déterminant de la mobilisation et du transport des sédiments.

1.4.3. Estimations des vitesses de la charge de fond.

Comme évoqué précédemment, la fin des tronçons de plateau se manifeste soit par l'absence de scories sur le fond du lit de la rivière, soit par la réinjection de nouvelles scories (présence d'un autre haute fourneau ou apport d'un affluent). Dans le premier cas, le dernier seuil sur lequel des scories sont présentes est considéré pour positionner le front de progression. Grâce à la date de mise en fonctionnement du haut fourneau responsable de l'injection des scories, il est alors possible de calculer leur vitesse de progression (exprimée en kilomètre par siècle). Dans le deuxième cas, lorsque les tronçons de pallier sont tronqués par une nouvelle injection, une vitesse minimale de progression est calculée. C'est le cas de figure qui se présente sur les

tronçons de la Blaise, du Blaiseron, du Rognon intermédiaire et de la Risle intermédiaire pour lesquels les injections de scories sont trop rapprochées et qui présentent des vitesses minimales variant entre 1,7 et 2,7 km.s^{-1} (*Tableau 3*). Pour les autres tronçons, nous avons pu localiser les fronts de progression des scories et les études historiques nous ont permis de cerner la durée de fonctionnement des hauts fourneaux (Bulard, 1904 ; Beguinot, 1979 ; Belhoste *et al*., 1991 ; Alvès *et al.*, 1997). Les vitesses de progression des scories ont donc pu être calculées ; elles s'échelonnent entre un peu moins de 1 km.s^{-1} jusqu'à 2,4 km.s^{-1}. Sur l'Avre intermédiaire, même si le tronçon de palier n'est pas tronqué par une nouvelle injection, le front de progression n'a pas pu être identifié précisément, du fait de la présence d'une agglomération suffisamment étendue pour rendre difficile les conditions de prospection de terrain. La vitesse évaluée sur ce tronçon (2,4 km.s^{-1}) est donc considérée comme une vitesse de progression minimale.

Tableau 3. Vitesses de progression de la charge de fond déterminées à partir des scories.

Région	Rivières	ω_{Q2} (W.m^{-2})	M_{10}/D_{50}	Vitesse de la charge de fond (km/siècle)
Haute Marne	**Blaise**	31,8	1,8	>2,5
	Blaiseron	NA	1,2	>1,7
	Rognon amont	23,8	1	1,8-2,8
	Rognon intermédiaire	51	1,3	>2,7
Normandie	**Avre amont**	16,3	0,6	1,14 – 1,6
	Avre intermédiaire	13	1	>2,4
	Charentonne	29	0,3	2,25-2,4
	Iton	10,7	0,2	0,96-1,06
	Risle amont	26,7	0,4	0,98-1,5
	Risle intermédiaire	37	0,3	>1,83
	Risle aval	37	0,4	1,03-1,22

Au regard de ces données, une première analyse peut être effectuée à l'échelle régionale. En intégrant toutes les valeurs de vitesse, y compris les vitesses minimales, on peut considérer que la progression globale des scories à cette échelle de temps est plus rapide dans les rivières de Haute Marne que dans les rivières normandes. En effet, la vitesse moyenne est de l'ordre de 1,5 km.s^{-1} en Normandie pour 2,5 km.s^{-1} en Haute Marne. Cette considération est d'autant plus valable que les vitesses évaluées dans cette dernière région sont essentiellement des vitesses minimales, et que la densité des scories Normandes est bien moins importante que celle des scories présentes dans les rivières haut-marnaises. Cette différence de vitesse peut s'expliquer par plusieurs paramètres : (i) d'abord, la moyenne des puissances spécifiques à Q_2 calculée pour les tronçons haut-marnais est 1,5 fois plus forte que celle calculée pour ceux de Normandie, avec respectivement des valeurs de 35,5 W.m² et 22,8 W.m². (ii) ensuite, la taille relative moyenne des scories en Haute Marne est près de trois fois plus importante que celle calculée en Normandie, avec respectivement des valeurs de taille relative de 1,38 et de 0,48, ce qui indique un fort effet de masquage ralentissant le transport des scories en Normandie, et ce malgré des densités plus faibles. (iii) enfin, les premières analyses concernant le régime des crues des cours d'eau de ces deux régions, semblent montrer que la durée des crues est plus importante en Haute Marne qu'en Normandie (rôle des nappes de la craie).

Les cours d'eau normands sur lesquels nous avons pu localiser le plus grand nombre de front de progression présentent une relative homogénéité en termes de régime hydrologique et de caractéristiques géomorphologiques des bassins. Nous y avons calculé des vitesses de progression des scories de l'ordre de 1 km.siècle^{-1} pour les tronçons les plus soumis aux effets de masquages. La Charentonne et l'Avre intermédiaire font exception. La première a des vitesses plus de deux fois plus importantes que le reste des rivières normandes alors que les scories présentes dans le lit ont une taille relative de 0,3. Sur le tronçon de l'Avre intermédiaire, la vitesse de progression des scories est équivalente à celle estimée sur la Charentonne, malgré une puissance spécifique à Q_2 deux fois moins importante mais un effet de masquage moins marqué (M_{10} équivalent au D_{50} du lit). La vitesse évaluée sur l'Avre est également assez proche de celle obtenue sur le tronçon du Rognon amont en Haute Marne. La taille relative calculée pour ces deux tronçons est identique, mais la puissance spécifique est presque deux fois plus importante sur le tronçon du Rognon, on peut alors supposer que la densité plus faible des scories sur le tronçon de l'Avre compense la plus faible puissance spécifique.

A l'échelle de ces deux régions, aucune relation statistiquement significative n'a pu être établie entre les vitesses de progression des scories (vitesses minimales exclues) et les trois facteurs de contrôle que sont la puissance spécifique, l'effet de masquage et la densité. Ceci pourrait s'expliquer par le nombre relativement faible d'observation dont nous disposons mais également pour des raisons hydrologiques. En effet, comme évoqué dans le paragraphe précédent, il est probable que l'explication de la variation de ces vitesses, nécessite la prise en compte du débit critique de mise en mouvement des particules dont la taille correspond au M_{10}. Ceci permettrait alors de considérer les différentes caractéristiques du régime de crue : fréquence, durée et intensité des évènements mobilisateurs.

L'ordre de grandeur des vitesses de la charge de fond obtenu dans cette étude à partir de l'utilisation des scories, est tout à fait comparable avec celles estimées sur des rivières de gamme d'énergie similaire. Sur certaines rivières de l'Ardenne en Belgique, Sluse et Petit (1998) et Houbrechts et Petit (2003) ont estimé des vitesses de progressions de la charge de fond avec la même méthode que celle présentée ici. Les valeurs de vitesse obtenues varient entre 1,8 et 3,3 km.siècle^{-1} pour des tronçons de rivière dont la puissance spécifique à plein bord s'échelonne entre 30 et 70 W.m^{-2}, avec une charge mobile soumis à des effets de masquage ($0{,}33 > D_i/D_{50} > 0{,}68$).

1.4.4. Impact des ouvrages transversaux

A l'échelle actuelle

Nous présentons ici les résultats issus des premières campagnes de suivi de la charge de fond sur le tronçon du Rognon à Doulaincourt-Saucourt. Deux campagnes de suivis des particules équipées de PIT tags ont pu être effectuées à la suite de deux séries d'évènements hydrologiques compris entre 0,2 et 0,8 fois le débit de plein bord. Le taux de retour des PIT tags varie entre 70 et 90 % en fonction des sites et des campagnes de suivi. L'impact du barrage sur le transport de la charge de fond est évalué d'une part en contrôlant sa franchissabilité par les particules naturelles et d'autre part en comparant les taux de mobilisation, la taille des particules mobilisées et les distances qu'elles parcourent entre les sites non influencés et la retenue. Suite à ces différents épisodes de crues, 40% des particules équipées mises en place en amont direct du barrage ont passé le barrage. Le D_{50} et le D_{90} des particules ayant franchi le barrage, respectivement 35,5 mm et 60 mm, sont légèrement inférieurs à ceux des particules mobilisées dans la section non influencée, respectivement 39 et 44 mm et 73,6 et 83,6 mm. Le taux de mobilisation dans le remous (62,4%) est bien inférieur à ceux constatés sur les sections non influencées (81,2% et 83,3 %) mais il n'y a pas de différence notable sur la compétence de ces épisodes entre les sections non influencées le remous (D_{50} et de D_{90} des particules mobilisées dans le remous de 38,8 mm et 71 mm). Les distances moyennes parcourues dans le remous sont de 30 m alors qu'au sein des tronçons témoins, elles atteignent 80 m et 89 m (*Figure 8*). Ces premiers résultats indiquent que dans les conditions actuelles de fonctionnement et pour des crues de faible magnitude, le barrage laisse passer la charge de fond mais il ralentit sensiblement le transport.

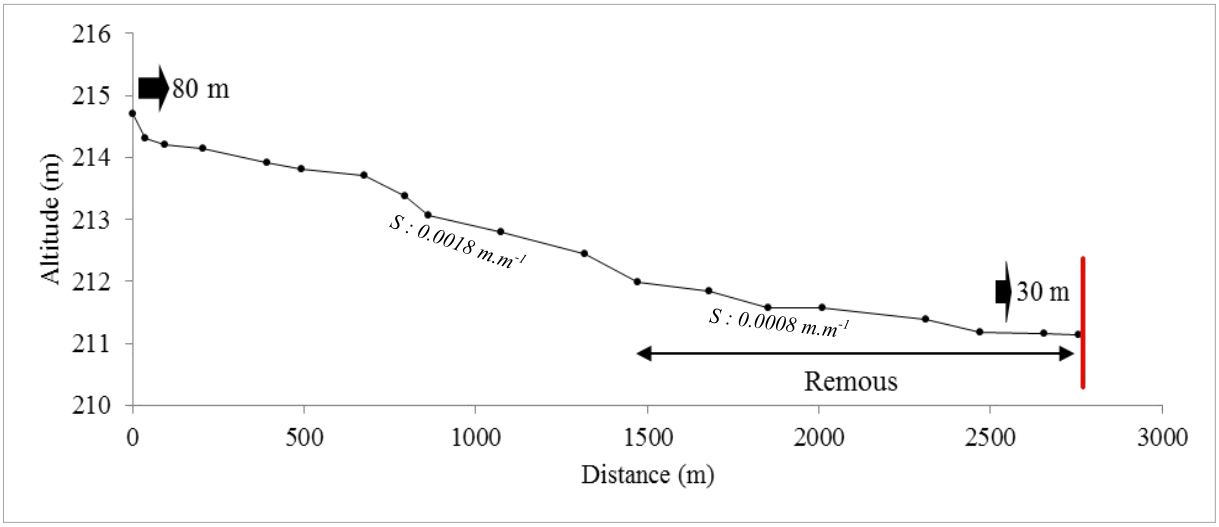


Figure 8: Déplacement moyen des particules équipées de PIT tags dans le tronçon du Rognon étudié. Les flèches noires matérialisent les distances moyennes parcourues à partir des points d'injections, les valeurs associées sont indiquées en mètre. Le profil en long est aussi représenté, et les points noirs correspondent à l'altitude maximum des seuils présents sur le tronçon. La position longitudinale et la hauteur du barrage sont matérialisées par le trait rouge.

A l'échelle pluriséculaire

L'évaluation de l'impact potentiel des ouvrages en travers à partir de l'étude de la dispersion des scories repose sur l'hypothèse qu'en cas d'interruption de la continuité sédimentaire, le M_{10} devrait être plus élevé à leur amont qu'à leur aval. Sur certains tronçons de cours d'eau, la mise en place des seuils situés à l'aval des sites d'injections de scories est contemporaine du début de fonctionnement des hauts fourneaux. C'est le cas d'un tronçon sur la Risle et d'un autre sur le Rognon. Les valeurs de M_{10} obtenues à l'amont et à l'aval direct de ces seuils ne présentent pas de différences significatives. Ces résultats tendent à montrer que ces ouvrages sont transparents vis-à-vis du transport de la charge de fond à l'échelle de plusieurs siècles. Sur les autres tronçons pour lesquels nous avons obtenu les dates de mise en place des seuils, l'installation des seuils est nettement postérieure à celle de début d'activité des hauts fourneaux, et la dispersion des scories dans le lit des rivières à probablement dû se faire avant l'installation de ces ouvrages.

1.5. Conclusion

Les résultats présentés dans cette étude apportent des éléments de connaissance concernant la dynamique sédimentaire de plusieurs cours d'eau de faible à moyenne énergie du bassin de la Seine à l'échelle de temps actuelle et à l'échelle de plusieurs siècles. L'utilisation des scories comme marqueur du transport de la charge de fond a pu être validée sur les cours d'eau étudiés. L'application de cette méthode nous a permis de déterminer la compétence effective et la compétence maximale de dix tronçons de cours d'eau. En analysant les relations entre la taille des dix plus grosses scories sur les tronçons de plateau d'une part, et la puissance spécifique et la taille relative d'autre part, nous avons pu mettre en évidence l'influence de la taille des matériaux qui compose le lit de la rivière sur la compétence de la rivière par des effets de masquage. La localisation de plusieurs fronts de progression nous a permis d'estimer la vitesse de la charge de fond qui est comprise entre 1 et 2,4 kilomètres par siècle pour sept des rivières étudiées.

Les résultats obtenus concernant l'impact des petits ouvrages transversaux semble indiquer que ces derniers ont un effet de ralentissement du transit de la charge de fond, mais dans la configuration actuelle des lits ne bloque pas complétement son transport. Ce type d'ouvrage ne constituant pas un réel obstacle à la continuité sédimentaire, la question de leurs démantèlements doit se poser au regard des impacts potentiels qu'ils pourraient engendrer sur les autres composantes de la continuité écologique.

2. Variations spatiales et temporelles de l'ADN environnemental pour l'évaluation des espèces piscicoles sur le bassin versant de l'Orgeval

2.1. Introduction

Caractériser les communautés piscicoles, diversité et abondance des espèces, est important dans le cadre des plans de conservation et de l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau. Hier, nous avions besoin d'indicateur permettant d'évaluer l'atteinte DCE du bon état écologique. Aujourd'hui, les indicateurs doivent aussi permettre i) l'analyse détaillée des causes de non atteinte du bon état et ii) le suivi précis de l'effet des mesures mises en place pour y revenir. En France, de nombreux travaux sont maintenant orientés vers la mise au point d'indicateurs multi-métriques (Ex : I2M2, IPR+), indicateur global d'évaluation de l'état du système, devant répondre à ces nouveaux besoins. S'il existe déjà un large éventail de méthodes classiques d'inventaire du milieu aquatique (pêches électriques, hydroacoustique, etc.), une nouvelle méthode de détection des espèces, basée sur l'ADN environnemental, se développe depuis quelques années.

L'ADN environnemental (ADNe) est défini comme l'ADN pouvant être extrait d'un échantillon environnemental (sol, eau, air ou contenu stomacal) sans avoir à isoler l'organisme cible en amont (Taberlet et al., 2012). Il se caractérise par un mélange d'ADN intracellulaire de cellules vivantes et d'ADN extracellulaire de cellules dont la structure a été dégradée (Taberlet et al., 2012). La méthodologie appliquée à l'ADNe en milieu aquatique consiste à filtrer une quantité d'eau pour récupérer les molécules d'ADNe et à analyser cet échantillon en laboratoire avec des techniques spécifiques de biologie moléculaire. L'ADNe peut se caractériser par un nombre de paires de base très faible (molécule courte < 100 pb) du fait de sa dégradation et nécessite de fait, un protocole particulier (Taberlet et al., 2012). En laboratoire, l'ADNe est d'abord sélectionné à l'aide d'un primer spécifique qui permet de cibler un groupe taxonomique particulier, puis il est amplifié et séquencé. La séquence obtenue est ensuite comparée à une base de données. Lorsque l'on utilise un primer spécifique à une espèce on parle de barcoding. Lorsque l'on utilise un primer spécifique à un ensemble d'espèces (par exemple les poissons téléostéens) on parle de métabarcoding. Aujourd'hui, cette méthode de métabarcoding se base sur des connaissances techniques et scientifiques solides et a montré sa fiabilité et son efficacité pour la détection des espèces présentes dans les milieux aquatiques (poissons et amphibiens) (Ficetola et al., 2008 et 2015 ; Biggs et al., 2014 ; Goldberg et al., 2016 ; Valentini et al., 2016). Ses potentialités comme indicateur de biodiversité, intégratif et déployable à l'échelle européenne, la rendent incontournable à brève échéance ; sa mention comme « variable de biodiversité essentielle » est déjà clairement faite par les instances nationales et européennes (FRB et GEO-BON). Cette nouvelle méthode permet potentiellement :

- la démultiplication des échantillonnages pour un suivi à large échelle tant spatial que temporel,
- d'englober en quelques échantillons l'ensemble de la biodiversité aquatique d'une station (poissons, amphibiens, odonates, zooplancton…) et d'avoir un indicateur global de biodiversité,
- de mieux suivre les espèces rares ou invasives de par sa sensibilité accrue.

Toutefois, il est important de noter que l'ADNe n'est pas une mesure directe d'inventaire du milieu. De ce fait, des biais spécifiques ou non à la méthode peuvent exister (Darling & Mahon, 2011). L'ADNe peut provenir d'une contamination en laboratoire ou sur le terrain. On parle ici de faux positifs ; une espèce est dite présente alors qu'elle ne se trouve pas en réalité dans le milieu. A l'inverse, il existe des faux négatifs dus par exemple, à une trop faible quantité d'ADNe présent dans l'échantillon ou à la présence d'inhibiteurs de l'amplification moléculaire. Si l'amélioration des techniques d'échantillonnage et d'analyse de l'ADNe permettent aujourd'hui de déjouer ces biais (Ficetola et al., 2015 ; Goldberg et al., 2016), l'analyse du signal dans l'environnement doit être accompagnée d'une connaissance préalable du site et du groupe taxonomique considéré. Si l'ADNe n'est pas, au vu des techniques actuelles un outil de mesure quantitative, il peut, d'après certaines études, être corrélé aux estimations d'abondance des suivis effectués par les méthodes classiques (Evans et al., 2017 ; Hänfling et al., 2016 ; Port et al., 2016 ; Andruszkiewicz et al., 2017 ; O'Donnell et al., 2017 ; Tillotson et al., 2018). Il peut donc potentiellement être un outil au moins semi-quantitatif (Evans et al., 2017).

Toutefois l'ADNe est avant tout un outil intégratif. Ainsi il peut être conditionné quantitativement par l'espèce considérée (déchets organiques, déplacement, reproduction, etc.) et qualitativement par les facteurs environnementaux (Strickler et al., 2015 ; Civade et al., 2016). On comprend ici qu'une espèce peut produire des quantités d'ADNe variables suivant son métabolisme, son activité ou le nombre d'individus présents (Goldberg et al., 2016 ; Buxton et al., 2018). Lorsqu'il se retrouve dans le milieu aquatique, l'ADNe est

également soumis à différents processus de dégradation, transport, rétention ou resuspension (Dejean et al., 2011 ; Barnes et al., 2014 ; Shogren et al., 2017). Pour évaluer la significativité de ce signal dans le milieu, ses variations spatiales et temporelles doivent être définies au mieux.
Si l'évaluation de la variabilité temporelle est cruciale pour déterminer la répétabilité des méthodes basées sur l'ADNe, elle a été peu explorée jusqu'à présent (Sigsgaard et al., 2017 ; Tillotson et al., 2018). Certaines études ont également montré que les distances de détection d'ADNe depuis sa source sont très variables, allant de quelques mètres à plusieurs kilomètres (Laramie et al., 2015 ; Jane et al., 2015 ; Civade et al., 2016 ; Shogren et al., 2017). Ainsi, si l'ADNe peut fournir une description précise des communautés aquatiques, il n'est pas distribué de manière homogène dans le temps ou dans l'espace (O'Donnell et al., 2017 ; Stoeckle et al., 2017).
Pour concevoir un programme de surveillance le plus efficace possible basé sur l'ADNe, il nous reste encore à explorer certaines questions, notamment à l'échelle du bassin versant. Par exemple, comment les estimations d'abondance de l'ADNe se comparent-elles à celles des méthodes classiques de pêche, comment la distribution de l'ADNe varie-t-elle au cours du temps et dans l'espace ?
Le travail proposé ici se base sur des connaissances techniques et scientifiques solides développées par la société Spygen, avec laquelle collabore Irstea. Dans cette étude, Irstea s'est intéressé aux espèces piscicoles du bassin versant de l'Orgeval (Observatoire ORACLE/BVRE Orgeval, 77).
Nous avons suivi mensuellement, sur une période de 18 mois, l'ADNe à l'exutoire du bassin versant, à la station du Theil. Nous avons également réalisé une campagne de mesure de l'ADNe sur un ensemble de neuf stations réparties sur le réseau hydrographique de l'Orgeval, suivie, aux mêmes stations, d'une campagne par pêche électrique. L'ensemble de ces campagnes nous a permis d'évaluer la significativité d'un suivi ADNe, en comparaison d'un suivi par pêche électrique et d'analyser les variations spatiales et temporelles de la mesure d'ADNe au regard de différents facteurs environnementaux et écologiques.

2.2. Matériel et méthodes

2.2.1. Site d'étude

Notre site d'étude est le bassin versant de l'Orgeval, sur lequel l'Observatoire ORACLE / BVRE Orgeval suit sur le long-terme l'ensemble des compartiments hydrométéorologiques et la qualité de l'eau. Le bassin versant de l'Orgeval, de 104 km^2, est situé à 70 km à l'est de Paris, sur le plateau de la Brie. Le ru de l'Orgeval d'une longueur de 1,7 km, est un affluent de rive droite du Grand Morin. Il est constitué par la réunion de deux ruisseaux principaux : le ru de Rognon (grossi du ru de Courgy), d'une longueur de 15,6 km et drainant un bassin de 57 km², et le ru des Avenelles, d'une longueur de 11,2 km et drainant un bassin de 46 km². Il existe, par ailleurs, des petits bassins de rétention des eaux de ruissellement à usage d'irrigation répartis sur le bassin et un étang de pêche notable sur la commune d'Aulnoy directement relié au ru de Rognon. A la confluence des deux principaux ruisseaux se situe la station hydrologique du Theil (*Figure 9*).

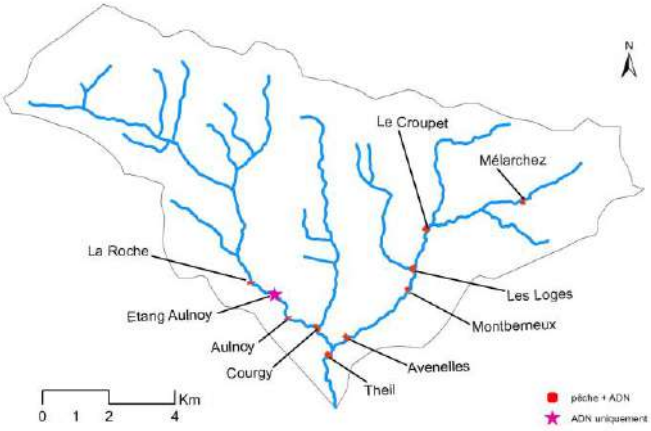


Figure 9: Répartition des neuf stations ayant fait l'objet de prélèvements d'ADNe et de pêches électriques complètes sur le bassin de l'Orgeval pour la campagne de suivi spatiale (septembre 2018).

L'ensemble des données hydro-thermiques mesurées par Irstea à cette station et utilisées dans cette étude, débit et températures de l'eau au pas de temps horaire, sont tirées de la base de données BDOH de l'observatoire (https://bdoh.irstea.fr/ORACLE/).
Des échantillonnages ont été réalisés sur neuf stations réparties sur l'ensemble du réseau dans l'objectif de recenser les espèces de poissons des cours d'eau du bassin de l'Orgeval, à l'aide de deux méthodes, l'échantillonnage par pêche électrique et l'analyse de prélèvements d'ADN environnemental dans l'eau, déployées selon un plan spatiotemporel.
Les stations ont été localisées le long des axes principaux est et ouest, et sur la partie aval des petits affluents (ru de Courgy et ru des loges). Un repérage préalable à cette campagne a été mené de manière à inventorier les étangs proches et en connexion avec les cours d'eau : en cas de connexion permanente, des espèces présentes seulement dans les étangs pourraient être source d'ADNe apporté au cours d'eau, en aval de l'exutoire. Seul l'étang de pêche d'Aulnoy étant en connexion permanente avec le réseau hydrographique, des prélèvements d'ADNe y ont été réalisés.

2.2.2. Prélèvement d'ADNe

L'ensemble des prélèvements d'ADNe effectués dans cette étude qu'ils soient temporels ou spatiaux suivent le même protocole, développé par Spygen. Pour chaque prélèvement, trois filtrations d'eau de rivière sont effectuées à l'aide d'une pompe péristaltique, de 30 min chacune, à travers une capsule de filtration stérile à usage unique (kit VigiDNA RW) (*Figure 10*). A l'issue de la filtration, les capsules sont remplies d'une solution tampon et envoyées au laboratoire Spygen pour analyse. Au cours de chaque prélèvement sont aussi effectuées, i) une mesure de débit en sortie de filtre lors de la première filtration, et ii) une mesure de la qualité de l'eau (pH, conductivité, oxygène dissous, température) à l'aide d'un analyseur portable WTW, MultiLine® Multi 3620 IDS.
Pour chaque capsule de filtration, le laboratoire Spygen donne, le nombre de réplicas PCR positifs sur les 12 effectués et donne le pourcentage relatif de séquences ADN correspondant. On note également que lors de l'analyse, des contrôles négatifs pour la PCR sont réalisés pour détecter une éventuelle contamination. Des tests d'inhibition de PCR, due à la présence d'acide humique dans l'échantillon, sont également effectués.

Figure 10. Prélèvement d'ADNe sur le bassin versant de l'Orgeval (source : Irstea)

2.2.3. Suivi temporel

Des prélèvements d'ADNe uniquement ont été réalisés à l'exutoire du bassin versant à la station du Theil. Un prélèvement d'ADNe (correspondant à 3 filtrations d'eau de rivière) a été effectué une fois par mois de septembre 2016 à février 2018. L'objectif de ce suivi temporel est d'évaluer la variabilité saisonnière éventuelle du signal ADNe.

2.2.4. Suivi spatial

Campagnes de mesures

Pour notre étude spatiale**,** une campagne de mesure d'ADNe, suivie d'une campagne de pêche électrique spécifique, ont été réalisées du 12/09/2018 au 19/09/2018 sur les neuf stations, depuis l'aval du réseau vers l'amont *(Figure 9).* L'objectif de cette campagne étant de connaitre l'ensemble du peuplement de poissons,

nous avons effectué des pêches dites complètes. Les pêches électriques ont été réalisées grâce à un matériel de type "Martin pêcheur" à l'aide d'une à deux anodes selon la largeur du cours d'eau prospecté. Sur chaque station, deux passages successifs sans remise ont été effectués, permettant le cas échéant d'estimer l'effectif total de poissons présents. Les poissons capturés ont été identifiés, mesurés individuellement et pesés *in situ*, puis remis à l'eau. Chaque station de pêche, localisée au GPS, a fait l'objet d'une mesure de surface et d'une description rapide de ses caractéristiques d'habitat local.

Traitement des données spatiales

Sur un territoire donné, la diversité de communautés biologiques peut être appréhendée à plusieurs échelles spatiales. Whittaker (1972) a défini un cadre conceptuel, aujourd'hui largement adopté, formalisant ces différentes échelles de perception et qui distingue trois composantes de la diversité. La diversité α correspond à la diversité des espèces rencontrées à l'échelle d'une localité. La diversité γ correspond à la diversité des espèces à l'échelle régionale, cumulant l'ensemble des communautés locales. Enfin la diversité β mesure le turn-over des espèces entre les localités, et rend donc compte de la plus ou moins grande hétérogénéité des communautés locales à l'intérieur de la région (*Figure 11*).

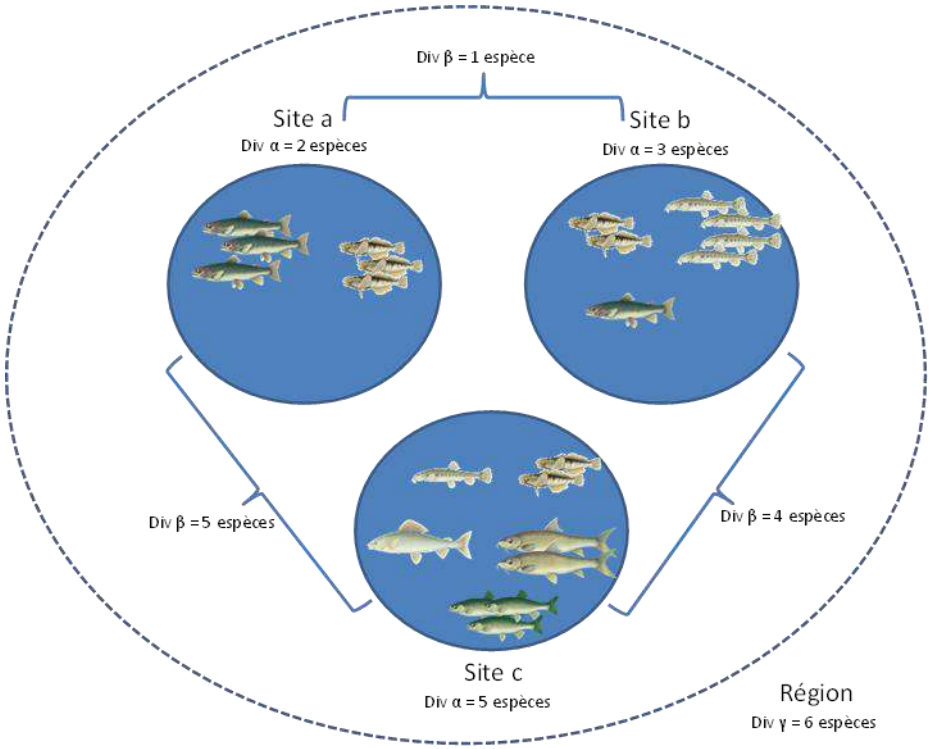


Figure 11. Les différentes composantes de la diversité

Pour les cours d'eau, l'approche classiquement mise en œuvre pour appréhender la diversité des communautés de poissons repose sur l'échantillonnage par pêche à l'électricité. Déployé sur un ensemble de stations réparties sur un bassin, l'échantillonnage par pêche électrique permet ainsi d'estimer les différentes composantes α, β, γ de la diversité de communautés de poissons. Du fait des possibilités de transport des molécules d'ADN le long du réseau hydrographique, l'ADNe peut potentiellement détecter sur un site donné des espèces représentées par des populations situées plus en amont. Cependant, la distance de détection de l'ADNe vers l'aval semble dépendre de très nombreux facteurs biologiques et environnementaux susceptibles de varier dans l'espace et dans le temps (Wilcox et al 2016, Pont et al 2018). Cette propriété d'intégration spatiale des échantillons d'ADNe peut constituer un atout quand l'objectif du travail est de réaliser un inventaire global de la biodiversité à l'échelle d'un territoire. En revanche, dans une perspective d'analyse plus fine, cette propriété d'intégration de l'ADNe (par ailleurs plus ou moins « élastique » selon le contexte environnemental) est susceptible de brouiller ou d'effacer les patterns de biodiversité tels qu'ils

peuvent être mis en évidence par les approches d'échantillonnage classiques dont l'emprise spatiale est clairement maîtrisée.
Pour mieux comprendre les possibilités mais aussi les limites d'une approche basée sur l'ADNe pour suivre la diversité des communautés de poissons d'un bassin hydrographique, nous avons comparé sur un ensemble de sites répartis sur le réseau hydrographique de l'Orgeval, les résultats obtenus par échantillonnages classiques par pêche électrique et ceux obtenus par analyse de l'ADNe. Dans cette comparaison, nous nous sommes particulièrement attachés à déterminer dans quelle mesure les deux approches fournissaient des évaluations cohérentes du point de vue des différentes composantes α, β, γ de la diversité de communautés de poissons.
Nous avons notamment évalué :

- si la diversité β mesurée sur les données ADNe est cohérente avec celle mesurée sur les données de pêches électriques (a priori les plus « proches » de la réalité),
- les liens entre (dis)similarité des communautés (via les pêches et/ou l'ADNe) et différents paramètres rendant compte de la distance / la (dis)continuité spatiale entre sites.

Nos hypothèses sont les suivantes :

- la diversité β (différence inter-sites des compositions des communautés) est plus élevée pour les pêches que pour les prélèvements ADNe (en lien avec le transport des molécules d'ADNe de l'amont vers l'aval pouvant conduire à des détections sur des sites aval liées à des présences effectives dans le réseau plus en amont)
- malgré ces phénomènes de transport potentiel de l'ADNe, Il existe un lien entre diversité β vue par les pêches et diversité β vue par l'ADNe ; en d'autres termes, la (dis)similarité des profils ADNe entre sites est corrélée à la (dis)similarité de composition des assemblages appréciée par pêche électrique classique
- les liens diversité β / métriques spatiales s'expriment de manière différente selon que cette diversité est appréciée par les pêches ou par l'ADNe ; on suppose que les facteurs spatiaux expliquent plus de variation de cette diversité dans le cas de l'ADNe en lien avec ces phénomènes de diffusion.

La diversité β peut être mesurée sur la base de la présence/absence des espèces uniquement (données d'occurrences issues des pêches électriques ou des détections ADNe) ou en tenant compte de leur abondance (densité d'individus capturés pour 100 m^2 échantillonnés, ou nombre de séquences d'ADNe détectées par volume filtré). Nous avons évalué la diversité β en considérant ces deux types de données à partir d'indicateurs classiquement utilisés pour mesurer la différence de composition entre communautés à savoir l'indice de dissimilarité de Jaccard (J), pour les données de présence/absence et l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis (BC) pour les données d'abondance.

$$J = \frac{S_{1,1}}{S_{1,1} + S_{1,0} + S_{0,1}}$$

où $S_{1,1}$ est le nombre d'espèces communes aux deux communautés, $S_{1,0}$ est le nombre des espèces observées dans la première communauté mais pas dans la seconde et, inversement, $S_{0,1}$ est le nombre des espèces observées dans la seconde communauté mais pas dans la première.

$$BC = \frac{\sum_s |n_{s,1} - n_{s,2}|}{\sum_s (n_{s,1} + n_{s,2})}$$

où $n_{s,1}$ et $n_{s,2}$ sont le nombre d'individus de l'espèce *s* dans la première et la seconde communauté.

Pour analyser les liens entre différences de composition des communautés mesurées sur la base des pêches ou des analyses d'ADNe ou entre différences de composition des communautés et relations spatiales entre sites nous avons mis en œuvre des tests de Mantel simples ou partiels (Legendre & Legendre, 1998). Le test simple permet d'évaluer la corrélation entre deux matrices de distance et/ou de dissimilarité. Le test partiel permet d'évaluer la corrélation entre deux matrices, en contrôlant l'effet d'une troisième matrice (par exemple on étudie le lien entre la dissimilarité des profils ADNe et la distance entre sites via le réseau hydrographique, connaissant la dissimilarité des communautés locales évaluée grâce aux pêches électriques). Enfin pour mieux comprendre l'emprise des liens spatiaux entre composition des communautés locales ou profils ADNe nous avons mis en œuvre des corrélogrammes de Mantel (Legendre & Legendre, 1998).

2.3. Résultats et discussion

2.3.1. Evolution temporelle de la richesse spécifique

La campagne de suivi temporel de l'ADNe à la station du Theil nous montre une richesse spécifique variable sur le bassin de l'Orgeval, allant de 3 à 21 espèces entre septembre 2016 et février 2018 (Figure 12). Nous avons pris en compte pour le calcul de la richesse spécifique, le cumul des 22 espèces retenues ayant donc au moins 5% de réplicas PCR positifs sur les 36 effectués par prélèvement. Si la richesse spécifique est en moyenne de 16 espèces sur l'ensemble du suivi, nous notons 4 mois consécutifs de prélèvements singuliers d'octobre 2016 à janvier 2017. Lors de cette période particulière, nous retrouvons principalement la truite commune et ses espèces accompagnatrices (Déc-16 et Janv-17, Figure 13). En novembre 2016, seuls le chabot et le vairon sont détectés en nombre significatif (Figure 13). Ces variations peuvent être dues à des problèmes d'échantillonnage et d'analyse ou à des facteurs environnementaux susceptibles de dégrader le signal ADNe ou d'influencer le comportement et la physiologie des espèces piscicoles (Goldberg et al., 2016 ; Strickler et al., 2015 ; Jane et al., 2015).

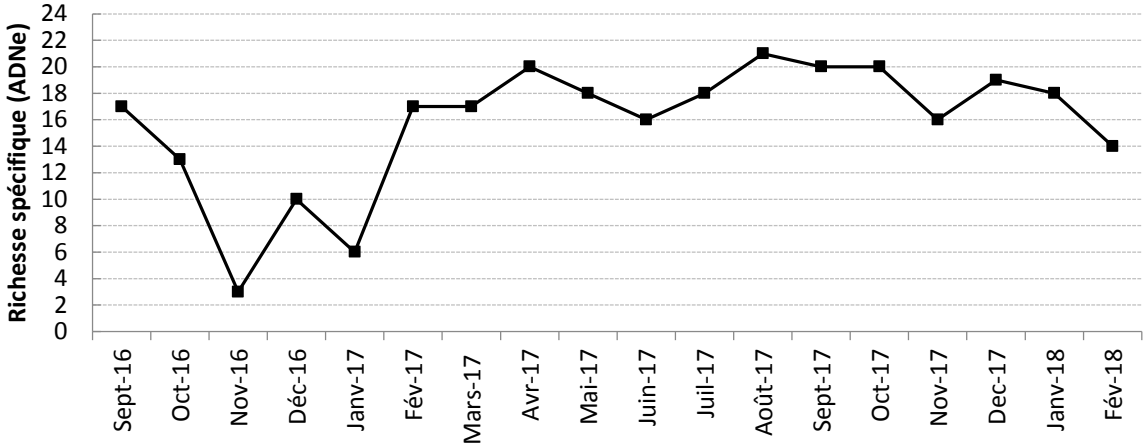


Figure 12. Evolution de la richesse spécifique du peuplement de poissons sur l'Orgeval à la station du Theil de septembre 2016 à février 2018 par prélèvement d'ADNe

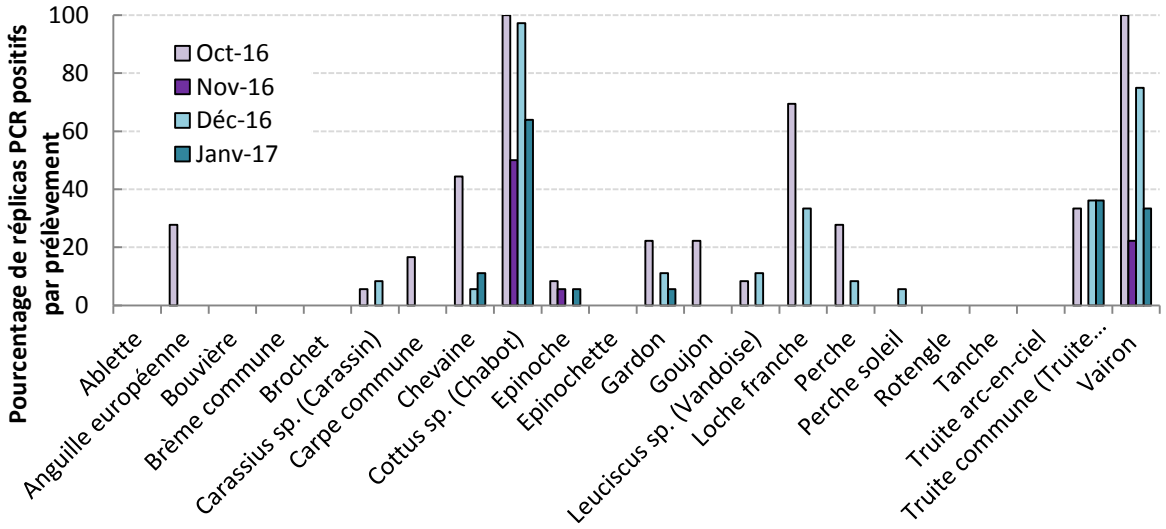


Figure 13. Pourcentage de réplicas PCR positifs par prélèvement pour chaque espèce sur la période d'octobre 2016 à janvier 2017.

Lors des trois filtrations réalisées pour chaque prélèvement du suivi temporel, le temps de filtration ainsi qu'une estimation du débit filtré est effectuée. Le temps de filtration pour l'ensemble des prélèvements est de 25 ± 06 min en moyenne à un débit moyen de 0.72 ± 0.20 l/min. Sur la période particulière d'octobre 2016 à

janvier 2017, le temps moyen de filtration a été de 28 ± 03 min, avec un débit moyen de 0.84 ± 0.17 l/min. La forte baisse de richesse spécifique ne s'explique donc pas ici par l'étape de filtration. On sait également que les acides humiques (en quantité plus importante lors de la chute automnale de feuilles) peuvent être inhibiteurs de la PCR lors de l'analyse moléculaire (Jane et al., 2015). Toutefois, un contrôle PCR permet d'évaluer cette inhibition potentielle, qui n'a pas été observée par le laboratoire Spygen sur ces échantillons particuliers. Cette forte baisse de détection d'espèce ne serait donc pas a priori due à un biais lié au prélèvement ou à l'analyse.

D'un point de vue hydrologique, on note une période sèche inhabituelle de septembre 2016 à janvier 2017, et une période hydrologique à fort débit de novembre 2017 à février 2018 (*Figure 14*). Pour évaluer l'effet du débit sur la richesse spécifique, nous avons testé plusieurs types de corrélation (*Tableau 4*). La meilleure corrélation entre le débit et la richesse spécifique correspond au coefficient de variation des débits de la semaine précédant le prélèvement (R^2 = 0.451, y = 2,4 ln(x) + 9,0). La richesse spécifique estimée par le signal ADNe augmente quand le débit est plus variable. Jane et al. (2015), qui ont travaillé sur la persistance du signal ADNe, montrent que celui-ci serait indépendant du débit lorsqu'il est important. Ils n'observent pas de dégradation du signal ; ce dernier étant faible dès le départ par effet de dilution. Nous constatons également que les plus fortes pluies et débits survenus d'octobre 2017 à janvier 2018 n'ont pas entrainé de diminution de détection des espèces (*Figure 14*). Jane et al. (2015) notent également que le signal ADNe diminue lorsqu'il s'éloigne de sa source avec de faibles débits, en raison probablement d'un processus de décantation. Les mécanismes affectant la détection de l'ADNe sur cette période de novembre 2016 à janvier 2017, peuvent être effectivement liés à différents processus de sédimentation, dégradation ou rétention (Dejean et al., 2011 ; Barnes et al., 2014 ; Jane et al., 2015 ; Shogren et al., 2017). D'autres facteurs tels que la chimie de l'eau et la température peuvent également influencer ces processus (Goldberg et al., 2016). Strickler et al. (2015) ont mené une expérience pour déterminer les effets des rayons UV-B, de la température et du pH sur le taux de dégradation de l'ADNe. Ils montrent que l'ADNe a une durée de vie plus longue dans des conditions froides, sombres et alcalines. Les processus sur la période considérée, plutôt froide, seraient donc plus liés à de la sédimentation qu'à de la dégradation. Le faible nombre d'espèces trouvé sur la période de novembre 2016 à janvier 2017, peut aussi être le fait d'une production moindre d'ADNe. Sur cette période on remarque que les espèces détectées souvent sur 100% des réplicas PCR, tel que le chabot et le vairon, ne le sont plus que sur 20 à 50% des réplicas PCR. La source d'ADNe est variable suivant le métabolisme, l'activité ou le nombre d'individus présents (Goldberg et al., 2015 ; Buxton et al., 2018). Laramie et al. (2015) ont examiné plusieurs facteurs susceptibles d'influencer les concentrations d'ADNe, dont la température de l'eau en relation avec les préférences et la tolérance de l'habitat chez le saumon. Ils montrent que les concentrations d'ADNe diminuent de façon exponentielle lorsque la température de l'eau dépasse 18° C (R^2 = 0,87) pour le saumon. La détection de l'ADNe peut être reliée aux préférences de températures de l'espèce considérée. Les poissons se déplacent en réponse à la lumière du jour, à la température et à la saison; pour éviter la capture ou la prédation; et par rapport à d'autres facteurs à court et à long terme (Stoeckle et al., 2017).

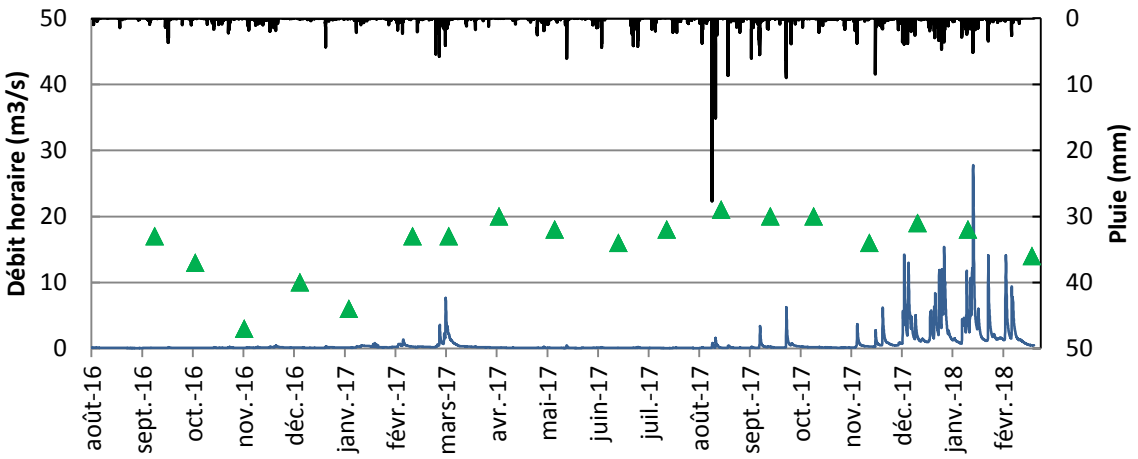


Figure 14. Débit à la station du Theil (trait bleu) et pluie (trait noir) au pas de temps horaire d'aout 2016 à février 2018.Les triangles représentent la richesse spécifique aux dates de prélèvement.

Tableau 4. Coefficient de corrélation (R^2) entre la moyenne (moy) et le coefficient de variation (cv) du débit horaire et la richesse spécifique.

Débits testés		**R^2**
Débits horaires sur le jour du prélèvement	moy	0.010
	cv	0.11
Débits horaires sur le jour précédant le prélèvement	moy	0.061
	cv	0.295
Débits horaires sur le mois correspondant au mois de prélèvement	moy	0.029
	cv	0.117
Débits horaires sur le mois précédant le mois de prélèvement	moy	0.047
	cv	0.224
Débits horaires sur les 3 semaines précédant le prélèvement	moy	0.065
	cv	0.214
Débits horaires sur la semaine précédant le prélèvement	moy	0.105
	cv	0,451

Si l'on regarde les températures de l'eau, on observe des valeurs inférieures à 4°C pour les mois de novembre 2016 à janvier 2017, avec des écarts très importants pour le mois de novembre 2016 (*Figure 15*). Ces variations importantes et ces valeurs de températures basses sont singulières par rapport à l'ensemble de la période, avec le mois de février 2018.

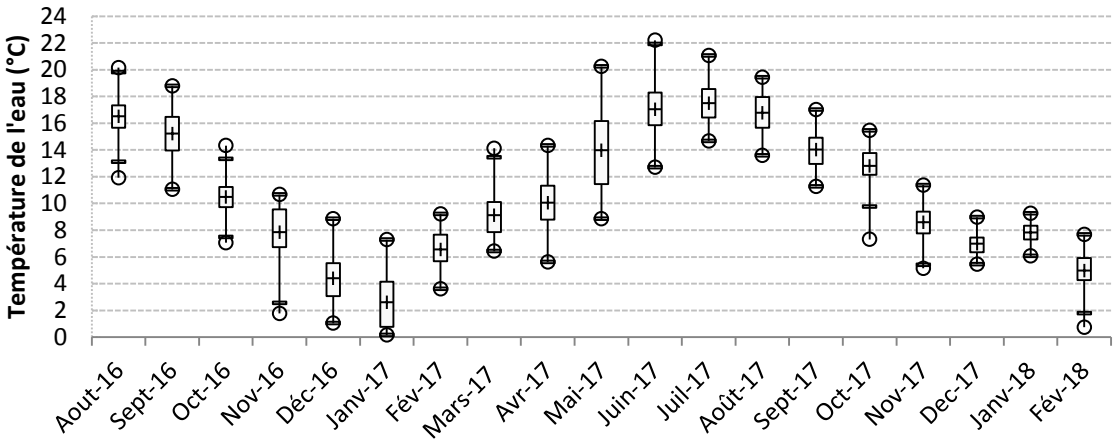


Figure 15. Box plot des températures horaires de l'eau observées au Theil d'Août 2016 à Février 2018 : moyenne (croix), 25e et 75e percentile (boite), 9e et 91e percentile (tiret), maximum et minimum (rond).

Pour évaluer l'effet de la température, nous avons testé plusieurs types de corrélation de ce paramètre avec la richesse spécifique (*Tableau 5*). Si ces résultats sont peu significatifs, on constate une tendance ; la variation de température dans la période proche précédant le prélèvement a un effet négatif sur la richesse spécifique. La variation des températures jouerait un rôle plus important que la température elle-même. Si la molécule d'ADNe est sensible à la température, elle aurait tendance à être mieux conservée aux températures les plus faibles (Strickler et al., 2015). Ainsi, cette relation à la température s'expliquerait mieux avec le comportement et la physiologie des espèces piscicoles qu'avec les processus de dégradation.

Tableau 5. Coefficient de corrélation (R^2) entre la moyenne (moy) et le coefficient de variation (cv) de la température de l'eau horaire et la richesse spécifique.

Températures testées		**R^2**
Températures horaires sur le mois précédant le mois de prélèvement	moy	0.119
	cv	0.084
Températures horaires sur les 3 semaines précédant le prélèvement	moy	0.134
	cv	0.166
Températures horaires sur la semaine précédant le prélèvement	moy	0.269
	cv	0.268

Chaque espèce possède des préférences thermiques propres. Il faut noter que ces préférences diffèrent notablement d'un stade de vie à un autre (Souchon & Tissot, 2012). Souchon et Tissot (2012) ont inventorié pour différents stades, les températures optimales des principales espèces piscicoles qui nous intéressent. Dans le cadre de ces gammes de températures dites optimales, le poisson est dans ses conditions idéales de développement. Au-delà ou en-deçà des températures optimales, le poisson peut se déplacer vers un habitat mieux adapté (mais les distances parcourues seront proportionnelles à la taille et à l'espèce) ou ralentir son activité, voire mourir. On note qu'il y a des écarts entre les températures optimales de développement et les températures optimales pour la reproduction. (*Figure 16*).

Sur l'Orgeval, il existe des espèces thermophiles, comme la carpe, et des espèces intermédiaires, comme le vairon, le goujon ou encore le chevaine. Il existe aussi des espèces privilégiant les faibles températures, telles que la loche franche et le chabot. On constate, à travers les préférences thermiques, que la majorité des espèces recensées sont adaptées aux températures du bassin de l'Orgeval, à l'exception de l'ablette dont le preferendum thermique est en dehors de l'enveloppe de variation de la température moyenne du bassin (*Figure 16*).

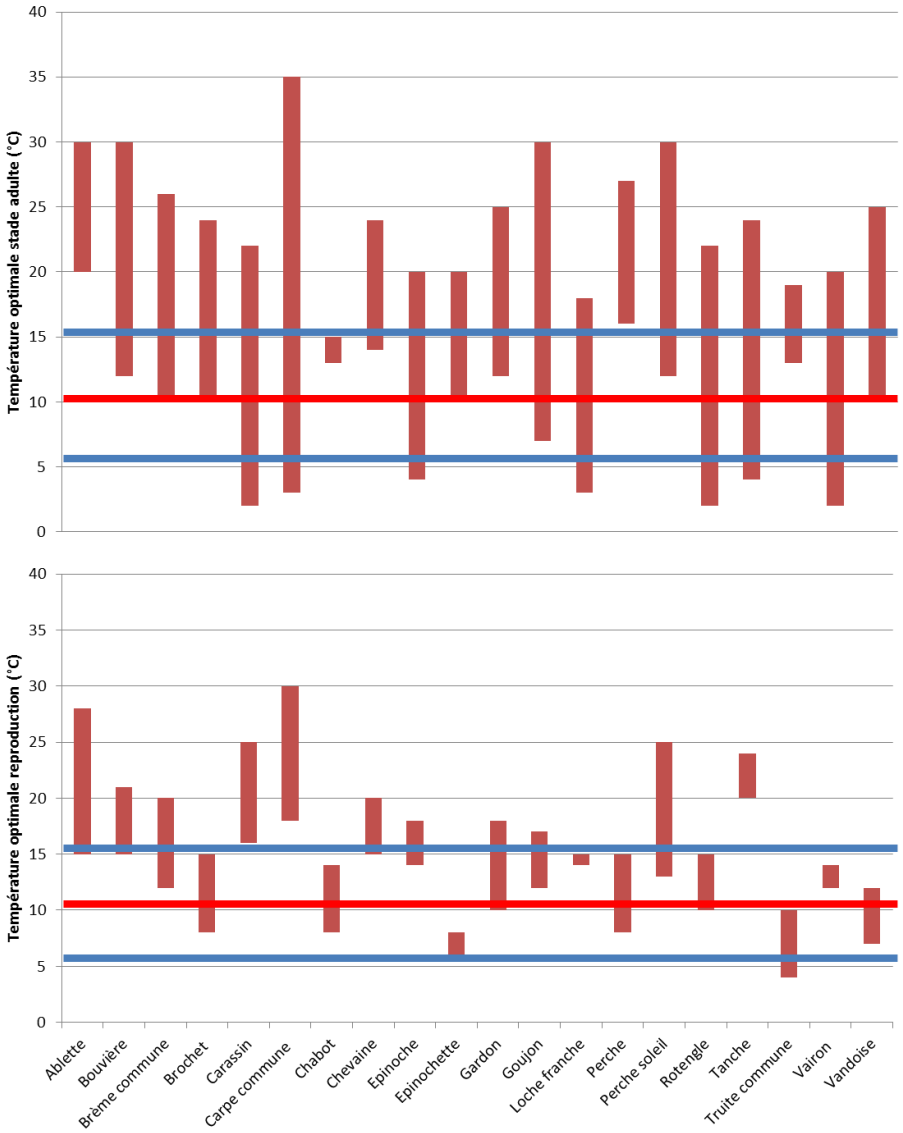


Figure 16. Gammes de température optimale des différentes espèces pour le stade adulte (en haut) et la reproduction (en bas) et température mensuelle moyenne de l'eau (trait rouge) et écart type (trait bleu) sur l'ensemble de la période.

D'après nos résultats, le débit aurait un effet plus immédiat sur le signal de l'ADNe, au contraire de la température. Cela peut s'expliquer par un effet direct du débit sur la probabilité d'échantillonnage de la molécule d'ADNe (Goldberg et al, 2016) et par un effet indirect de la température sur le comportement et la physiologie des espèces piscicoles. Si certains auteurs ont mis en relation un certain nombre de facteurs influençant les résultats d'ADNe, il est encore difficile de les relier tous convenablement (Stoeckle et al., 2017).

2.3.2. Variations spatiales de la diversité

Echelle régionale du bassin –diversité γ

Les analyses ADNe menées sur les 9 sites cours d'eau et sur l'étang d'Aulnoy ont donné lieu à la détection de 29 espèces de poissons au total (*Tableau 6*). Cependant deux espèces marines ont été détectées, la sardine et le maquereau, ce qui confirme que les résultats ADNe peuvent être affectés par des contaminations qui trouvent notamment leur origine dans la consommation humaine, phénomène déjà constaté dans d'autres contextes géographiques (Nakagawa et al. 2018, Pont et al. 2018). Par ailleurs deux autres espèces, le sandre et le silure ont été détectées uniquement dans l'étang d'Aulnoy. Les espèces d'eau douce détectées par l'ADNe sur les cours d'eau du bassin sont donc au nombre de 23. Sur les mêmes sites, les pêches électriques ont donné lieu à la capture de 20 espèces.

*Tableau 6. Nombre de sites cours d'eau où les espèces ont été détectées par l'ADNe et/ou par les pêches électriques lors du suivi spatial en 2018 et dans les pêches antérieures. * : espèce marine. E : espèce détectée uniquement dans l'étang d'Aulnoy.*

Espèce	Nbre de sites avec détection par ADNe	Nbre de sites avec détection par pêche	**Nbre de sites avec détection par ADNe ET pêche**	Espèce présente dans les pêches antérieures (2007-2009)
Able de Heckel	0	2	**0**	
Ablette	2	0	**0**	
Anguille	7	6	**6**	x
Bouvière	3	0	**0**	
Brème bordelière	2	1	**0**	x
Brème commune	3	1	**1**	
Brochet	4	3	**2**	x
Carassin sp	3	2	**1**	
Carpe commune	7	1	**1**	
Chabot	9	9	**9**	x
Chevaine	4	2	**2**	x
Epinoche	2	0	**0**	x
Epinochette	3	2	**2**	x
Gardon	6	3	**2**	x
Goujon	6	3	**3**	x
Loche franche	9	8	**8**	x
Maquereau*	1	0	**0**	
Perche commune	6	4	**4**	x
Perche soleil	8	6	**6**	
Pseudorasbora	0	1	**0**	
Rotengle	3	0	**0**	
Sandre[E]	0	0	**0**	
Sardine*[E]	0	0	**0**	
Silure[E]	0	0	**0**	
Spirlin	1	0	**0**	
Tanche	2	1	**1**	
Truite fario	4	2	**2**	x
Vairon	9	9	**9**	x
Vandoise	2	1	**1**	x

Si on se limite aux neuf stations sur cours d'eau (et abstraction faite des espèces marines signant des contaminations manifestes) 25 espèces ont été détectées sur le bassin par l'une ou l'autre des méthodes, et 17 espèces ont été détectées conjointement par les deux méthodes. Deux espèces (Pseudorasbora et able de Heckel) ont été détectées uniquement par pêche électrique et dans les deux cas il s'agit d'espèces représentées par de très faibles effectifs. Cinq espèces ont été détectées par ADNe uniquement (ablette, bouvière, épinoche, rotengle et spirlin) avec des occurrences pouvant aller jusqu'à 3 stations pour les espèces les mieux représentées. Pour la plupart, il s'agit d'espèces qui ont déjà été capturées sur le bassin de l'Orgeval. Par ailleurs toutes les espèces ont été détectées par ADNe lors du suivi temporel à la station du Theil à l'exception du pseudorasbora et du spirlin. La détection du spirlin est surprenante dans la mesure où les populations connues les plus proches (partie amont du bassin de la Marne) sont très éloignées et a priori sans possibilité de connexion avec le bassin de l'Orgeval. Dans ces conditions, la détection du spirlin pourrait constituer un faux positif et résulter d'une contamination dont l'origine reste à élucider. Cette hypothèse est par ailleurs renforcée par le fait que le profil ADNe du site sur lequel le spirlin a été détecté

présente d'autres « anomalies » au regard des caractéristiques environnementales du cours d'eau et des espèces qui y ont été capturées (nous reviendrons sur ce point ultérieurement).
A l'échelle du bassin, on constate qu'il existe une corrélation très étroite entre les occurrences des espèces détectées par pêche électrique et celle détectées par ADNe (rho de Spearman = 0.78 ; p<0.0001). On peut noter cependant que, en dehors des deux espèces détectées seulement via les pêches et du chabot et du vairon détectés par les deux techniques sur toutes les stations, les autres espèces présentent systématiquement des occurrences plus élevées à partir des analyses ADNe qu'à partir des pêches électriques (*Figure 17*). Cette situation est cohérente avec le fait que l'emprise spatiale de l'échantillon d'ADNe est a priori plus étendue que la stricte portion de cours d'eau échantillonnée en pêche électrique. A cet égard on peut souligner le cas extrême de la carpe capturée sur une seule station lors des pêches mais détectées à 7 reprises par l'ADNe.

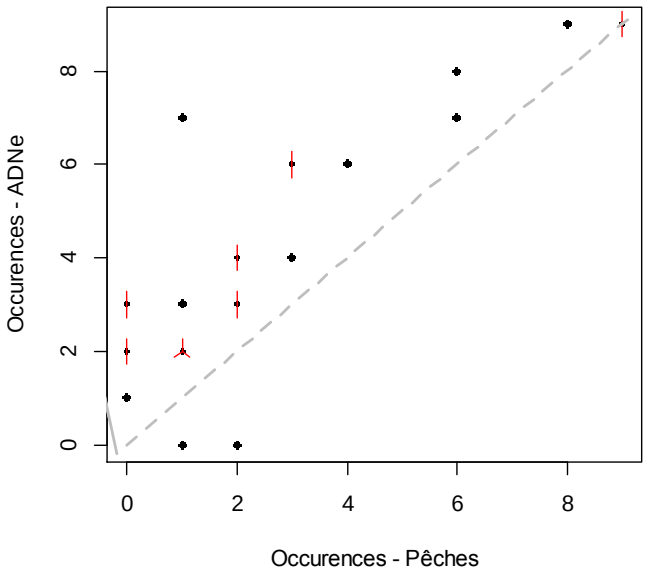


Figure 17. Nombre d'occurrences détectées par pêche électrique vs nombre d'occurrences détectées par analyse de l'ADNe pour les 25 espèces inventoriées sur les 9 sites (chaque point représente une espèce). Les cas où plusieurs points se superposent sont représentés par des étoiles dont le nombre de branches est égal au nombre de points concernés.

Sur un plan plus quantitatif, en cumulant les résultats de l'ensemble des sites, on constate que le nombre de séquences d'ADNe détectées (ramené au volume filtré) par espèce est fortement corrélé au nombre d'individus (rho de Spearman = 0.708 ; p<0.0001) ou à la biomasse (rho de Spearman = 0.682 ; p<0.0001) capturée pour 100 m^2 (*Figure 18*). Ceci suggère qu'à l'échelle globale du bassin, à partir d'un ensemble de sites, le nombre de séquences ADNe pourraient constituer un proxy de l'abondance des espèces.

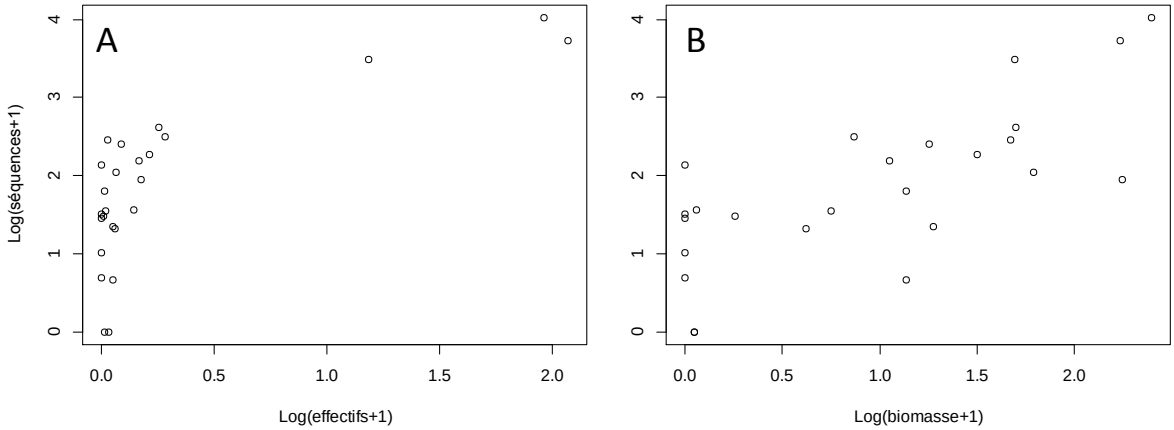


Figure 18. Variations du nombre de séquences d'ADNe détectées (par litre d'eau filtré) en fonction de l'effectif (A) et de la biomasse (B) capturés (pour 100 m2 échantillonné) par pêche électrique pour les 25 espèces recensées sur le bassin et en cumulant l'ensemble des sites échantillonnés. Les variables ont préalablement été transformées (Log(x+1)).

En résumé à l'échelle globale du bassin, les analyses ADNe fournissent une évaluation légèrement supérieure de la diversité γ par rapport à celle estimée par pêches électriques, les listes d'espèces détectées par chacune des deux méthodes étant largement cohérentes. A l'échelle du bassin, le nombre de séquences d'ADNe détectées par espèces semble refléter assez étroitement leur abondance.

Quelques exemples de distribution spatiale par espèce à l'aide des deux méthodes sont donnés. La distribution de la truite fario est limitée à l'aval du bassin, mais des détections par l'ADNe sont cependant notées en amont des limites de capture par pêche électrique (*Figure 19*).

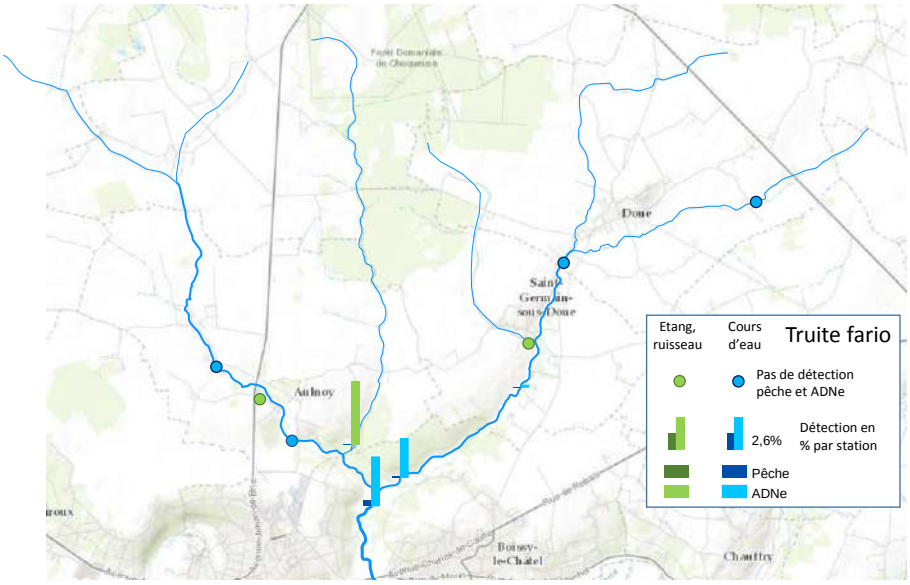


Figure 19 . Distribution spatiale de la truite fario selon les deux méthodes.

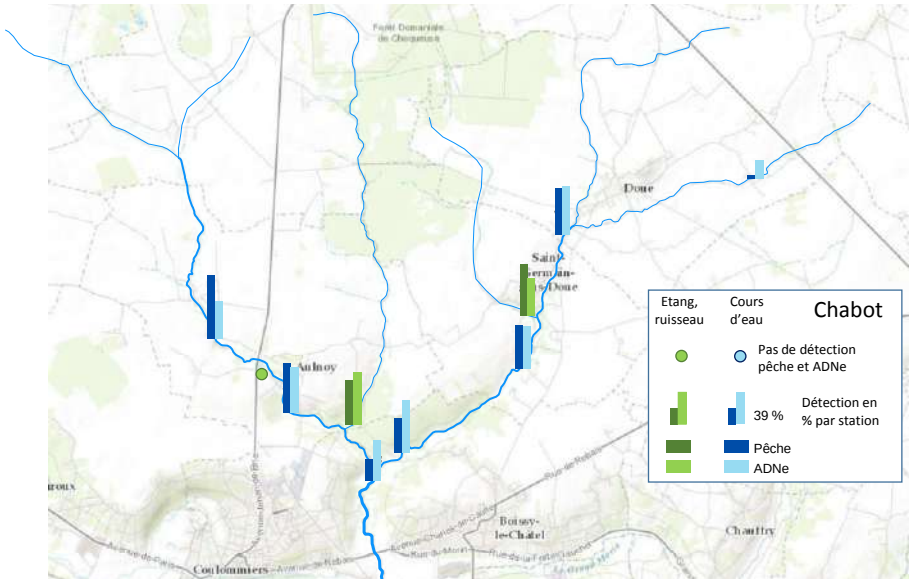


Figure 20. Distribution spatiale du chabot selon les deux méthodes.

Le chabot, espèce d'accompagnement de la truite, est en revanche largement distribué sur l'ensemble des stations (*Figure 20*). Il est notable que selon les stations, la détection de cette espèce est meilleure soit par pêche électrique, soit par l'ADNe.
Une espèce comme la perche soleil, qui est atypique dans le bassin de l'Orgeval, a une distribution assez sporadique (*Figure 21*). Sur la partie est du bassin, elle est notamment détectée par la présence d'ADNe.

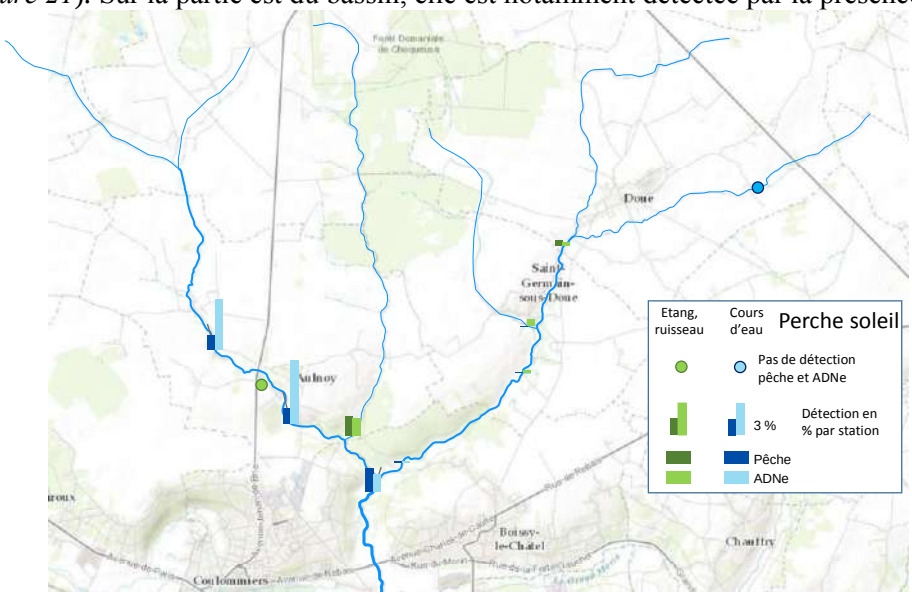


Figure 21. Distribution spatiale de la perche soleil selon les deux méthodes.

Echelle local du site –diversité α

A l'échelle du site on constate qu'il existe une corrélation positive entre la richesse en espèces capturées par pêche électrique et la richesse en espèces évaluée à partir de l'ADNe mais qui reste non significative (rho de Spearman = 0.521, p = 0.15) (*Figure 22*). Cette corrélation se renforce et devient significative quand le site du ru des Loges est exclu (rho de Spearman 0.721, p 0.043). Il convient de noter que la richesse en espèces perçue par l'ADNe est toujours supérieure (ou égale dans 2 cas), et parfois de manière assez importante, à la richesse observée par pêche électrique. Si on admet que les pêches électriques à deux passages sur ce type de milieu fournissent une vision exhaustive de la liste des espèces réellement présentes sur chaque site, on peut donc affirmer que les données ADNe surévaluent la diversité α.

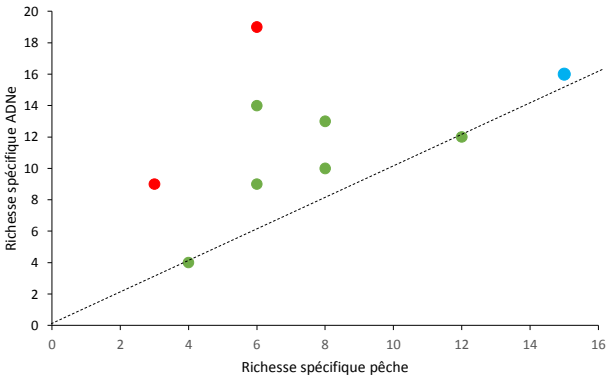


Figure 22. Variations de la richesse spécifique obtenue par ADNe en fonction de celle obtenue par pêche électrique sur chaque station du suivi spatial. Les points rouges correspondent à des sites localisés sur des petits affluents. Le point bleu correspond au site le plus aval, la station du Theil.

Pour 4 stations sur les 9 inventoriées, les pêches ont donné lieu à la capture d'espèces non détectées par l'ADNe. Dans tous les cas, il s'agit d'un phénomène qui touche peu d'espèces (une ou deux espèces selon les sites) et qui concerne des populations de faible taille (2 ou 3 individus capturés au plus). La non détection par l'ADNe reste un phénomène assez limité mais dont les raisons nous échappent et restent à élucider : ADNe en trop faible quantité en lien avec la rareté des espèces concernées ou localisation du point de prélèvement d'ADNe n'englobant pas totalement la section de pêche ?

Les cas inverses de détection d'espèces par l'ADNe en l'absence de captures sont en revanche beaucoup plus nombreux à la fois du point de vue du nombre de sites concernés (8 sites sur 9) et du nombre d'espèces impliquées (3 à 12 espèces supplémentaires pour les sites concernés). L'hypothèse la plus plausible pour expliquer un tel écart repose sur l'existence de processus de transport d'ADNe (sur des distances qui restent à préciser) et qui permettraient la détection d'espèces absentes localement mais possédant des populations localisées dans le bassin versant amont. A cet égard, il est intéressant de noter que la seule station pour laquelle l'ADNe n'a pas donné lieu à la détection d'espèce nouvelle est le site de Mélarchez qui est le site le plus proche de la source donc celui dont les milieux aquatiques en amont sont potentiellement les plus restreints. Un autre constat remarquable concerne le fait que les espèces supplémentaires détectées par l'ADNe sont, dans la très grande majorité des cas, des espèces d'eau calme pour lesquelles le réseau hydrographique de l'Orgeval, constitué majoritairement de portions de cours d'eau courantes et peu profondes, propose les conditions d'habitat qui leur sont peu favorables. On peut donc émettre l'hypothèse que ces détections d'ADNe traduisent les liens existant entre milieux stagnants comme des mares ou étangs, habitats favorables aux espèces d'eaux calmes, et le réseau fluvial. Reste à savoir si l'ADNe détecté provient des poissons qui se développent dans les milieux stagnants via des flux d'eau et de particules plus ou moins importants, ou d'individus issus de ces plans d'eau mais qui auraient pu coloniser localement le réseau hydrographique comme cela avait été suggéré lors de travaux précédents menés sur le bassin (Le Pichon et al., 2012).

Le site du ru des Loges apparait comme un point singulier dans la mesure où la richesse en espèces évaluée par l'ADNe est considérablement plus forte que celle observée grâce à la pêche électrique (19 espèces détectées par ADNe contre 6 espèces capturées) et ce sans commune mesure avec ce qui est constaté sur les autres sites. Le ru des Loges est un très petit cours d'eau dont les caractéristiques environnementales sont plutôt compatibles avec une faible richesse en espèces, ce qui est le cas au regard des résultats de la pêche électrique réalisée sur le site. Dans ce contexte, et même si on a vu précédemment que les milieux stagnants semblaient contribuer à augmenter la détection de certaines espèces, les 13 espèces « supplémentaires » identifiées grâce aux analyses ADNe constituent un élément assez surprenant qui contribue à alimenter les doutes sur le profil ADNe obtenu sur cette station.

Abondance des espèces et nombre de séquences détectées

En cumulant l'ensemble des sites et des espèces, on constate qu'il existe une corrélation assez importante entre l'abondance des espèces et le nombre de séquences d'ADNe détectées. Cette relation abondance locale des espèces / nombre de séquences détectées apparait plus étroite quand l'abondance est caractérisée par

l'effectif pêché (nombre d'individus pour 100 m^2) (rho de Spearman = 0.673, pvalue = 5.621e-16) (*Figure 23*) que par la biomasse (g pour 100 m^2) (rho de Spearman = 0.482, pvalue = 8.615e-08) (*Figure 24*).

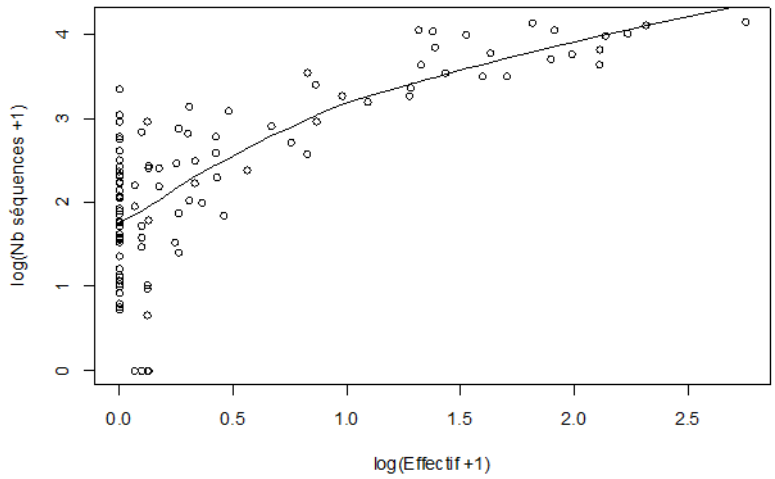


Figure 23. Variations du nombre de séquences d'ADNe détectées par espèce (par litre d'eau filtré) en fonction de l'effectif capturé par pêche électrique (pour 100m2) pour l'ensemble des 9 sites échantillonnés. Chaque point correspond à une espèce recensée (par pêche et/ou analyse ADNe) sur un site. Les variables ont été préalablement transformées en Log(x+1).

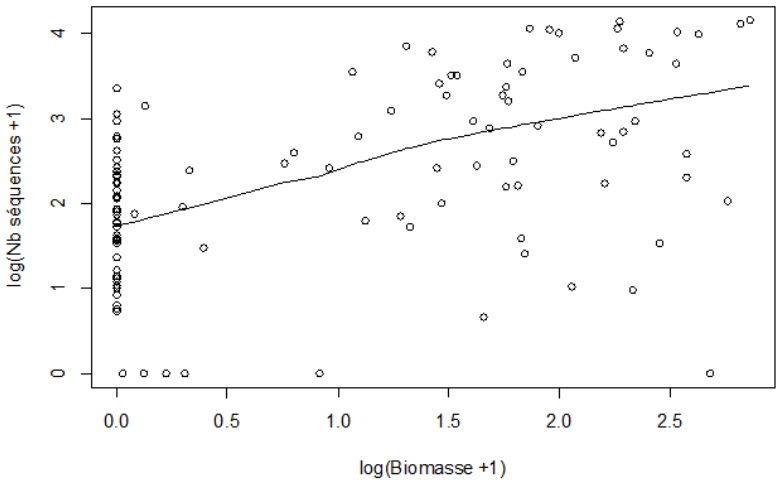


Figure 24. Variations du nombre de séquences d'ADNe détectées par espèce (par litre d'eau filtré) en fonction de la biomasse capturée par pêche électrique (pour 100m2) pour l'ensemble des 9 sites échantillonnés. Chaque point correspond à une espèce recensée (par pêche et/ou analyse ADNe) sur un site. Les variables ont été préalablement transformées en Log(x+1).

La relation entre les deux variables (effectif et nombre de séquences) est très étroite pour les situations de forte densité, mais plus variable pour les faibles densités (*Figure 23*). Comme cela a déjà été évoqué précédemment, on constate quelques cas où une espèce capturée en pêche électrique n'est pas détectée par l'ADNe (*Tableau 6*). Ces situations correspondent toujours à des espèces avec de très faibles densités. A l'inverse, un nombre beaucoup plus conséquent de cas correspond à une détection par ADNe en l'absence de capture par pêche le nombre de séquence ADNe pouvant être (très) important. Cette situation suggère que l'ADNe, en étant transporté vers l'aval, permet de détecter des populations (potentiellement de grande taille) situées plus en amont.

L'exclusion de la station du ru des Loges semble améliorer légèrement ces relations entre abondance locale et nombre de séquences ADNe à la fois quand l'évaluation se base sur les effectifs (rho = 0.715 contre

0.673), et, dans une moindre mesure, sur la biomasse (rho = 0.493 contre 0.481) (les données ne sont pas montrées ici).
Lorsqu'on considère chaque site séparément, on retrouve une corrélation positive assez forte entre l'abondance des espèces capturées lors de la pêche et le nombre de séquences ADNe détectées (*Tableau 7 ;Figure 23*). On peut noter à nouveau que le lien est meilleur quand l'abondance est exprimée sous forme d'effectif (nombre d'individus pour 100 m^2) (rho de Spearman entre 0.541 et 1) que sous forme de biomasse (g pour 100m^2) (rho de Spearman entre 0.203 et 0.8). Le lien entre effectif et nombre de séquence ADNe est significatif au seuil de 5% pour 6 sites sur 9 (*Tableau 7*). L'existence de liens non significatif doit par ailleurs être relativisé du fait que le faible nombre d'espèces sur certains sites réduit la possibilité d'atteindre le seuil de significativité (voir par exemple de site de Mélarchez où, en dépit d'une corrélation de 1, la probabilité associée atteint seulement 0.08, *Tableau 7*).

Tableau 7. Corrélation à l'échelle de chaque site entre le nombre de séquences d'ADNe détectées par espèce (par litre d'eau filtrée) et l'abondance exprimée en effectif (nombre d'individus pour 100 m2) ou biomasse (g pour 100m2).

	Effectif		**Biomasse**	
Station	**rho**	**p**	**rho**	**p**
Aulnoy	0.726	0.003	0.203	0.487
Avenelles	0.705	0.015	0.679	0.022
Courgy	0.564	0.113	0.564	0.113
Croupet	0.932	< 0.001	0.746	0.021
Loges	0.465	0.052	0.390	0.110
Melarchez	1	0.083	0.800	0.333
Montberneux	0.541	0.037	0.504	0.056
Roche	0.835	< 0.001	0.463	0.111
Theil	0.743	< 0.001	0.457	0.056

Ces résultats indiquent donc que globalement les espèces à forts effectifs sont celles qui donnent lieu au plus grand nombre de détections de séquences ADNe et inversement. Cependant ces relations entre les 2 variables restent soumises à d'assez fortes variations du fait notamment des espèces détectées par l'ADNe mais non présentes localement. Le nombre de séquences ADNe détectées peut donc être considéré comme un proxy de l'abondance locale des espèces mais qui reste imparfait du fait de l'influence probable de populations situées plus en amont.

Différences intersites –diversité β

La diversité β est la composante de la diversité qui mesure la variabilité de composition entre les différentes communautés vivantes sur un territoire donné. Nous avons cherché à évaluer dans quelle mesure les données de pêches électriques ou celles issues des analyses ADNe fournissaient des patterns de diversité β cohérents. Au-delà nous avons examiné les relations entre la diversité β (évaluée à partir des deux sources de données) et la proximité des sites dans le réseau hydrographique en cherchant notamment à déterminer si les potentiels processus de transports d'ADNe depuis l'amont étaient susceptibles d'affecter ces relations.

Composition locale des communautés vs. profils ADNe

Sur la base des données de présence/absence d'espèces on constate qu'il existe une corrélation de Mantel modeste (r = 0.274) entre la matrice de dissimilarité des communautés locales évaluées par pêche électrique et la matrice de dissimilarité des profils d'ADNe (*Figure 25*). Cette corrélation n'est cependant pas significative (p = 0.084). La non prise en compte du site du ru des Loges renforce sensiblement cette corrélation qui devient proche alors du seuil de significativité de 5% (r = 0.3745, p = 0.062).

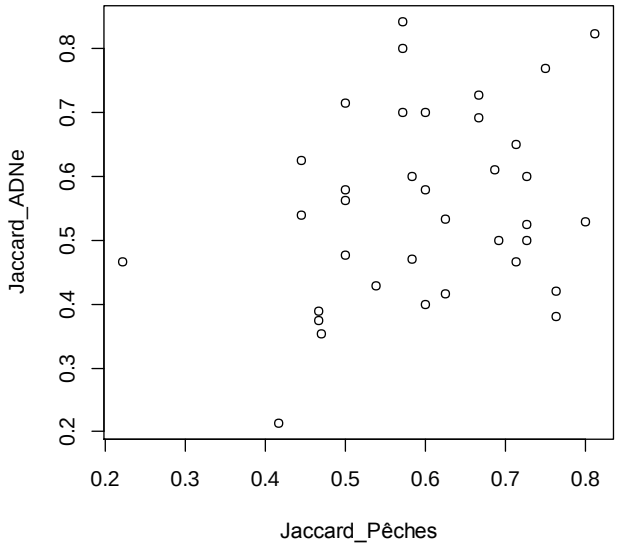


Figure 25. Relation entre l'indice de Jaccard évalué sur les profils ADNe et l'indice de Jaccard évalué sur la base des données de pêches électriques. Chaque point représente une paire de sites.

Le test de Mantel effectué sur les matrices de dissimilarité évaluées sur les données d'abondances montre un niveau de corrélation plus fort et nettement significatif (r = 0.618, p = 0.015) (*Figure 26*). Là encore, le fait d'éliminer le ru des Loges contribue à améliorer la corrélation de Mantel (r = 0.6408, p = 0.005).
Il existe donc une cohérence globale entre la diversité β évaluée sur la base de la composition locale des communautés (évaluée par pêche électrique) et celle mesurée à partir des analyses d'ADNe. La concordance des patterns de diversité β obtenu à partir des deux sources de données n'est cependant pas parfaite.

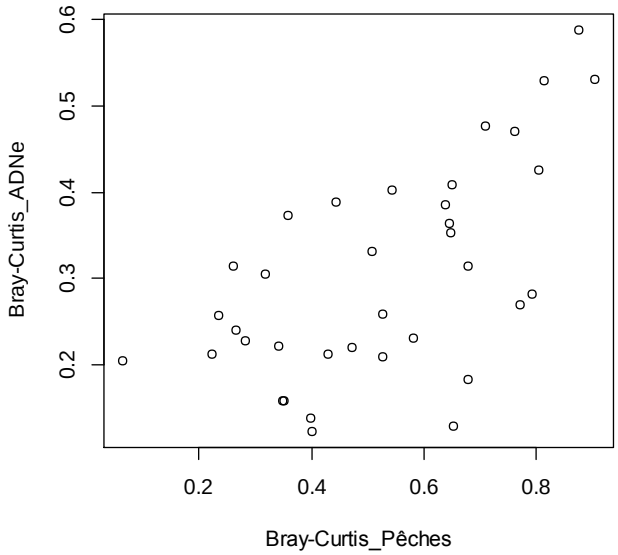


Figure 26. Relation entre l'indice de Bray-Curtis évalué sur le nombre de séquences ADNe et l'indice de Bray-Curtis évalué sur les abondances par espèce (nombre d'individus pour 100 m^2) échantillonnées par pêche électrique. Chaque point représente une paire de sites.

Liens entre dissimilarité des communautés ou des profils ADNe et la position spatiale des sites

Les tests de Mantel simples montrent des liens extrêmement ténus si ce n'est inexistants entre la matrice de dissimilarité de Jaccard mesurée sur les données de pêches électriques d'une part et les matrices évaluant les relations spatiales entre sites d'autre part (*Tableau 8*).

En revanche, le test de Mantel simple entre la matrice de dissimilarité de Jaccard mesurée sur les données d'ADNe et la matrice de distance entre sites montre une corrélation forte et très significative (*Tableau 8*). Ce résultat indique donc que, sur la base des analyses ADNe, deux sites montrent des listes d'espèces d'autant plus similaires qu'ils sont situés à proximité dans le réseau hydrographique. On constate également une valeur de corrélation de Mantel relativement élevée entre la matrice de dissimilarité de Jaccard mesurée sur les données d'ADNe et la matrice indiquant la nécessité de déplacements vers l'amont pour joindre les sites. Ceci suggère que deux sites dans une continuité amont aval, présentent globalement des listes d'espèces plus similaires que deux sites situés sur des branches différentes du réseau hydrographique. Ce constat est compatible avec l'hypothèse de l'existence de processus de transport de molécules d'ADNe de l'amont vers l'aval. Toutefois, cette relation entre matrices n'est pas significative au seuil de 5%.

Tableau 8. Résultats des tests de de Mantel entre matrices de dissimilarité de Jaccard évaluées sur les données de pêches ou d'ADNe et les matrices indiquant les relations spatiales entre sites.

Relations spatiales entre sites	Données de Pêches		Données d'ADNe	
Distance totale via le réseau hydrographique (m)	r de Mantel	0.2244	r de Mantel	0.6272
	p-value	0.124	p-value	0.004
Déplacements amont (0 /1)	r de Mantel	-0.0674	r de Mantel	0.2678
	p-value	0.6	p-value	0.122

Des tests de Mantel partiels permettent de préciser et d'affiner ces résultats (*Tableau 9*). Le premier test examine les liens entre indices de Jaccard évalués sur les données ADNe et distances inter sites connaissant les indices de Jaccard évalués sur les données de pêche. Il confirme la corrélation positive forte et significative entre la matrice de dissimilarité des profils d'ADNe et la matrice de distance entre sites une fois prise en compte la composition locale des communautés. Le second test examine les liens entre indices de Jaccard évalués sur les données ADNe et la nécessité de déplacements vers l'amont connaissant les distances inter sites. Dans ce cas la corrélation entre la matrice de dissimilarité des profils d'ADNe et la matrice indiquant la nécessité de déplacements vers l'amont s'affaiblit très sensiblement et s'écarte franchement du seuil de significativité statistique.

Tableau 9. Résultats des tests partiels de Mantel entre matrice de dissimilarité de Jaccard évaluée sur les données d'ADNe et la matrice entre les sites via le réseau ou la matrice rendant compte des déplacements potentiels vers l'amont en tenant compte respectivement de la composition locale des communautés (données de pêches) ou de la distance entre sites.

	Indice de Jaccard (données ADNe)	
Distance totale via le réseau (m) | dissimilarité données de pêches	r de Mantel	0.6036
	p	0.007
Déplacements amont (0 /1) | Distance totale via le réseau	r de Mantel	0.115
	p	0.331

Le graphique représentant les variations de l'indice de Jaccard mesuré sur les profils ADNe en fonction de la distance inter sites (*Figure 27*) confirme que les listes d'espèces issues des analyses ADNe divergent d'autant plus entre les sites qu'ils sont éloignés dans le réseau hydrographique. Il suggère également que les valeurs d'indice de Jaccard les plus faibles correspondent à des sites positionnés dans une continuité amont aval, c'est-à-dire dans les cas où le transport d'ADNe peut s'effectuer par simple dérive. Mais cette situation s'observe essentiellement dans le cas de sites relativement proches (distance < 4000 m environ) et s'estompe au-delà.

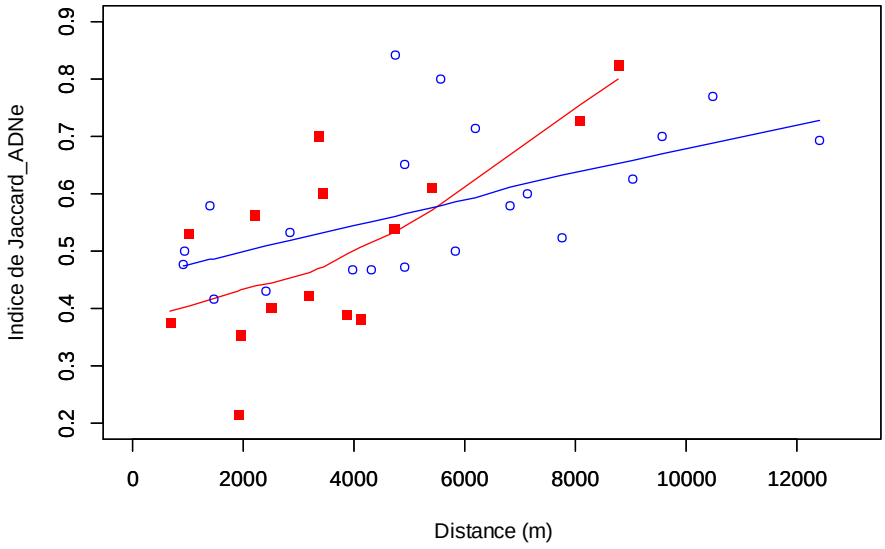


Figure 27. Variation de l'indice de Jaccard évalué sur les données ADNe en fonction de la distance entre sites. Les situations où les sites sont dans une continuité amont-aval sont figurées en rouge. Celles où les sites sont localisés sur des branches différentes du réseau sont figurées en bleu. Les courbes de tendance pour chacun des deux groupes de points sont représentées.

Les tests de Mantel simples réalisés sur les données quantitatives (nombre d'individus pêchés sur 100m^2 ou nombre de séquences ADNe détectées par litre d'eau filtré) et utilisant les indices de dissimilarité de Bray-Curtis aboutissent à des résultats en partie concordants. Concernant les données de composition des communautés locales estimée par pêche électrique, on constate qu'il existe une corrélation forte et très significative entre la matrice de dissimilarité entre communautés et la matrice de distance inter sites, en revanche, on ne détecte pas de lien significatif entre matrice de dissimilarité de communautés et matrice indiquant le sens des potentiels déplacements (*Tableau 10*). En d'autres termes, deux sites proches présenteront des communautés de compositions plus similaires que s'ils sont éloignés, mais le fait que ces sites soient situés dans une continuité amont aval ou au contraire sur deux branches différentes du réseau hydrographique ne semble pas influencer la différence entre leurs communautés.
Concernant les données d'ADNe, on constate qu'il existe une corrélation forte et significative entre la matrice de dissimilarité des profils d'ADNe et la matrice de distance inter sites (*Tableau 10*). Il existe par ailleurs une corrélation entre matrice de dissimilarité des profils d'ADNe et matrice indiquant le sens des potentiels déplacements avec un niveau de significativité assez proche du seuil de 5% (*Tableau 10*), suggérant que les sites en continuité amont aval présentent des profils ADNe plus similaires que des sites situés sur des branches différentes du réseau.

Tableau 10. Résultats des tests de de Mantel entre matrices de dissimilarité de Bray Curtis évaluées sur les données de pêches ou d'ADNe et les matrices indiquant les relations spatiales entre sites.

Relations spatiales entre sites	**Données de Pêches**		**Données d'ADNe**	
Distance totale via le réseau (m)	r de Mantel	0.6145	r de Mantel	0.7108
	p	0.001	p	0.001
Déplacements amont (0 /1)	r de Mantel	0.1951	r de Mantel	0.3157
	p	0.193	p	0.081

De manière intéressante, la mise en œuvre d'un test de Mantel partiel permet de confirmer la corrélation significative entre la matrice de dissimilarité des profils d'ADNe et la matrice de distance inter sites une fois prise en compte la matrice de dissimilarité basée sur les communautés locales évaluées à partir des pêches électriques (*Tableau 11*). Ceci suggère que la corrélation entre dissimilarité entre profils ADNe et la distance entre sites n'est pas seulement le résultat de processus de déplacement d'individus (comme peut le laisser penser la corrélation entre dissimilarité des communautés et distance intersites) mais également de processus de transport de molécules d'ADNe. En revanche la corrélation entre matrice de dissimilarité des profils d'ADNe et matrice indiquant le sens des potentiels déplacements n'apparait plus significative une fois prise en compte la distance intersites (*Tableau 11*).

Tableau 11. Résultats des tests partiels de Mantel entre matrice de dissimilarité de Bray Curtis évaluée sur les données d'ADNe et la matrice entre les sites via le réseau ou la matrice rendant compte des déplacements potentiels vers l'amont en tenant compte respectivement de la composition locale des communautés (données de pêches) ou de la distance entre sites.

	Indice de Bray-Curtis (données ADNe)	
Distance totale via le réseau (m)	r de Mantel	0.5337
Dissimilarité données de pêches	p	0.001
Déplacements amont (0 /1)	r de Mantel	0.1624
Distance totale via le réseau (m)	p	0.313

Le graphique représentant les variations de l'indice de Bray-Curtis mesuré sur données ADNe en fonction de la distance inter sites (*Figure 28*) illustre ces résultats en montrant que les profils ADNe divergent d'autant plus que les sites concernés sont éloignés dans le réseau hydrographique. Les paires de sites dans un contexte de continuité amont-aval semblent présenter en moyenne une plus grande homogénéité de leur profils ADNe en comparaison avec les paires de sites situés sur des branches différentes du réseau hydrographique mais uniquement lorsque les distances intersites en jeux sont très faibles (< 3000 m environ).

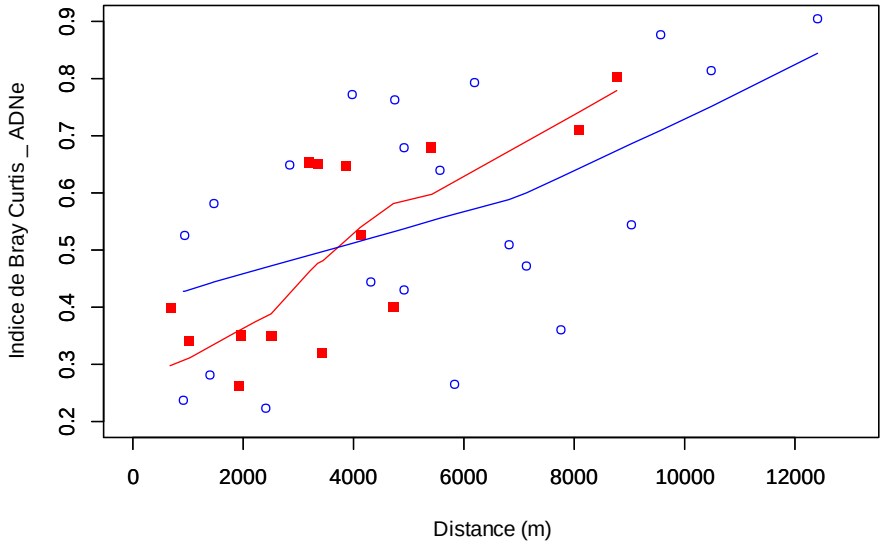


Figure 28. Variation de l'indice de Bray-Curtis évalué sur les données ADNe en fonction de la distance entre sites. Les situations où les sites sont dans une continuité amont-aval sont figurées en rouge. Celles où les sites sont localisés sur des branches différentes du réseau sont figurées en bleu. Les courbes représentent les courbes de tendance pour chacun des deux groupes de points.

La mise en œuvre de corrélogrammes de Mantel permet de visualiser et de tester l'autocorrélation spatiale au niveau des profils d'ADNe (*Figure 29*). Cette approche est cependant limitée dans notre cas du fait du nombre très réduit de sites pris en compte. Que l'on considère uniquement l'occurrence des taxons ou également le nombre de séquences ADNe, les corrélations spatiales positives significatives s'expriment uniquement dans les tous premiers kilomètres (environ 1500 à 3000 m selon les corrélogrammes). Ces éléments fournissent un ordre de grandeur de la distance à laquelle les transports de fragments d'ADNe pourraient s'opérer et influencer les analyses d'ADNe sur le bassin. Ces valeurs de l'ordre de 1 à 3 km sont cohérentes avec les observations ou les expérimentations menées sur de petits cours d'eau de tailles comparables à ceux du bassin de l'Orgeval et qui évoquent des distances de détection de l'ADNe de quelques centaines de mètres à quelques kilomètres (Jane et al. 2015, Civade et al. 2016, Wilcox et al. 2016).

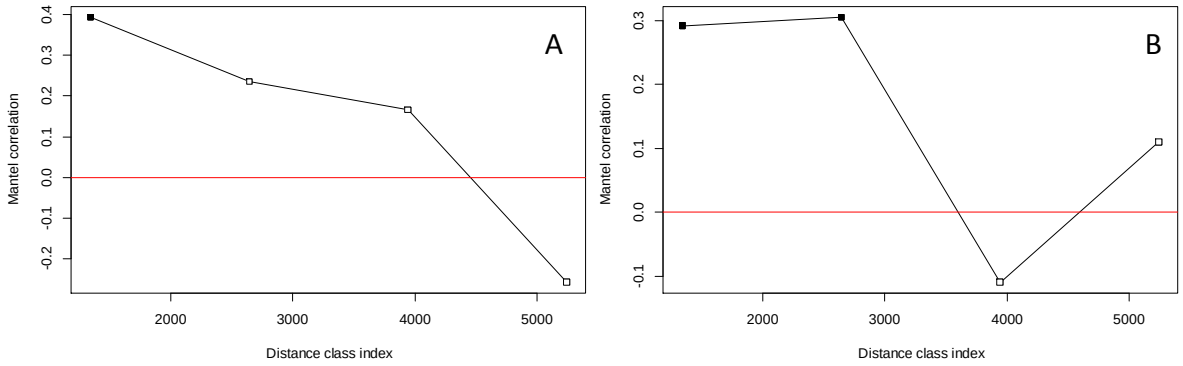


Figure 29. Corrélation de Mantel entre la dissimilarité des profils ADNe évaluée par l'indice de Jaccard sur présence/absence des espèces (A) ou par l'indice de Bray-Curtis sur le nombre de séquences détectées (B) et la distance intersites. Les points noirs indiquent les situations où la corrélation est significative.

2.4. Conclusions et perspectives

Le suivi temporel du signal ADNe, nous montre qu'il existe une variabilité de la mesure due à différents facteurs. Nos résultats montrent que le signal semble lié, sur l'Orgeval, au coefficient de variation du débit sur la semaine précédant le prélèvement et à la physiologie et au comportement piscicole liés au coefficient de variation des températures de l'eau sur la période précédant le prélèvement.

Si les protocoles d'échantillonnage (efficacité de la filtration et précaution contre la contamination) et les méthodes d'analyse en laboratoire (sensibilité, contamination et inhibition) ont été largement développés depuis ces dernières années, les facteurs environnementaux demandent encore à être étudiés. Ces derniers sont soit site-dépendants, soit espèces-dépendants et comme on l'a vu dans cette étude peuvent également interagir. Nos résultats montrent également que ces facteurs peuvent avoir une temporalité différente. De ce fait, l'estimation de la biomasse par métabarcoding ne peut être aujourd'hui réaliste, même si certaines études permettent d'avancer dans ce sens (Evans et Lamberti, 2017 ; Stoeckle et al. ,2017).

Enfin, ce suivi temporel indique que la période la plus favorable pour inventorier les espèces de poissons dans le bassin de l'Orgeval à l'aide de l'ADNe est comprise d'avril à septembre en l'absence de variations hydro-climatiques majeures.

Les analyses spatiales d'ADNe fournissent des évaluations des différentes composantes (α, β, γ) de la diversité des communautés de poissons de l'Orgeval assez comparables avec celles évaluées à partir des méthodes d'échantillonnages classiques par pêche électrique basées sur la capture des individus occupants une portion de cours d'eau.

Aux échelles locales et régionales, les prélèvements d'ADNe donnent lieu à la détection de plus d'espèces que les échantillonnages par pêche électrique. Cette situation est liée au caractère intégrateur des prélèvements ADNe qui, en raison du transport des fragments d'ADN, permettent potentiellement de détecter des populations vivant plus en amont soit dans le réseau hydrographique lui-même, soit dans des milieux stagnants plus ou moins régulièrement connectés. Il convient de noter toutefois que, tant à l'échelle régionale que locale, certaines espèces capturées par pêches n'ont pas été détectées grâce à l'ADNe ; il s'agit néanmoins toujours d'espèces présentant de très faibles niveaux d'abondance.

Le nombre de séquences d'ADNe détectées par espèce reflète dans une large mesure leur abondance locale, les relations obtenues avec les effectifs étant meilleurs qu'avec la biomasse. Le nombre de séquences d'ADNe semble donc constituer un proxy (sans doute imparfait) de l'abondance relative des espèces aussi bien à l'échelle locale que régionale.
Il existe une corrélation positive entre la dissimilarité des profils ADNe entre sites et la distance intersites. Cette corrélation reste significative même après avoir écarté l'influence de la composition locale des communautés ce qui suggère que l'autocorrélation spatiale des profils ADNe pourrait résulter au moins en partie de processus de transport de fragments d'ADN le long du réseau hydrographique. Nos résultats suggèrent que cette autocorrélation spatiale des profils ADNe serait détectable sur des distances relativement courtes (de l'ordre de 1500 à 3000 m) compatibles avec les valeurs de distances de détection de molécules d'ADNe mises en évidence dans d'autres situations sur des cours d'eau de tailles comparables à ceux de l'Orgeval.
Globalement, les résultats de notre étude montrent que le métabarcoding peut être un outil efficace et fonctionnel pour le suivi de la richesse spécifique d'un bassin versant. Si cet outil semble plus sensible que les méthodes de pêches traditionnelles, il reste avant tout intégratif.

Bibliographie

AESN, 2014. Etat des lieux 2013 du bassin de la Seine et des cours d'eau côtiers normands. Agence de l'eau Seine Normandie, 330 p.
Alvès G., Andrés L., Bertrand P., Chevillot C., Isnard I., Perchet D., Philippe M., Robert-Dehault E., Verna C., 1997. La métallurgie de la Haute-Marne du Moyen Age au XXème siècle. Cahier du patrimoine, 305 p.
Andrews E.D., 1983. Entrainment of gravel from naturally sorted riverbed material. Geological Society of America Bulletin 94, 1225-1231.
Andruszkiewicz, E.A., Sassoubre, L.M. & Boehm, A.B. (2017). Persistence of marine fish environmental DNA and the influence of sunlight. Plos One, 12.
Ashworth P.J., Ferguson R.I., 1989. Size-selective entrainment of bed load in gravel bed streams. Water Resources Research 25 (4), 627-634.
Barnes, M.A., Turner, C.R., Jerde, C.L., Renshaw, M.A., Chadderton, W.L., Lodge, D.M, 2014. Environmental conditions influence eDNA persistence in aquatic systems. Environ. Sci. Technol. 48, 1819–1827.
Beguinot P., 1979. Une industrie haut-marnaise disparue : la fabrication de la fonte et du fer. 293 p.
Belhoste J-F., Lecherbonnier Y., Arnaux M., Arribet D., Awty B-G., Rioult M., 1991. La métallurgie normande XIIème-XVIIème siècles – La révolution du haut fourneau. Cahier de l'inventaire n°14, 323 p.Biggs, J., Ewald, N., Valentini, A., Gaboriaud, C., Dejean, T., Griffiths RA., Foster, J., Wilkinson J.W., Arnell A., Brotherton P., Williams P., Dunn F. (2014). Using eDNA to develop a national citizen science-based monitoring programme for the great crested newt (Triturus cristatus). Biological Conservation 183, 19-28.
Bravard J-P. et Petit F., 2000. Les cours d'eau. Dynamique du systeme fluvial. Armand Colin, Paris, 221 p.
Bulard M., 1904. L'industrie du fer dans la Haute-Marne. Premier article. Annales de Géographie, 13 (69), 223-242.
Bunte K. et Abt S., 2001. Sampling surface and subsurface paricle-size distributions in wadable gravel-and cobble-bed streams for analyses in sediment transport, hydraulics and streambed monitoring. General Technical Report, United States Department of Agriculture, Forest Service, 428 p.
Buxton A.S., Groombridge J.J., Griffiths R.A. (2018). Seasonal variation in environmental DNA detection in sediment and water samples. PLoS One 13(1): e0191737.
Civade, R., Dejean, T., Roset, N., Raymond, J.C., Bonin, A., Taberlet, P., Pont, D. (2016). Spatial representativeness of environmental DNA metabarcoding signal for fish biodiversity assessment in a natural freshwater system. .PLoS One, 11(6): e0157366.
Darling J.A., Mahon A.R. (2011).From molecules to management: Adopting DNA-based methods for monitoring logical invasions in aquatic environments. Environmental Research 111:978-988.
Dejean T., Valentini A., Duparc A., Pelllier-Cuit S., Pompanon F., Taberlet, P., Miaud, C. (2011). Persistence of environmental DNA in freshwater ecosystems. PLoS One, 6: e23398.

Dépret T., 2014. Fonctionnement morphodynamique actuel et historique des méandres du Cher. Thèse de doctorat, Université Paris 1 – Panthéon-Sorbonne, 514 p.
Evans N. T., Shirey P. D., Wieringa J. G., Mahon A. R. (2017) Comparative cost and effort of fish distribution detection via environmental DNA analysis and electrofishing. Fisheries, 42 (2): 90-99.
Evans, N. T., & Lamberti, G. A. (2017). Freshwater fisheries assessment using environmental DNA: A primer on the method, its potential, and shortcomings as a conservation tool. Fisheries Research, 60-66.
Ferguson R.I., 2005. Estimating critical stream power for bedload transport calculations in gravel-bed rivers. Geomorphology 70 (1–2), 33–41.
Ficetola, G.F., Miaud, C., Pompanon, F., Taberlet, P. (2008). Species detection using environmental DNA from water samples. Biology Letters, 4:423-425.
Ficetola, G.F., Pansu, J., Bonin, A., Coissac, E., Guiguet-Covex, C., De Barba, M., Gielly, L., Lopes C.M., Boyer F., Pompanon F., Rayé G., Taberlet P.(2015). Replication levels, false presences and the estimation of the presence/absence from eDNA metabarcoding data. Mol. Ecol. Resour. 15, 543–556.
Gilet L., 2019. Charriage et obstacles à la continuité sédimentaire sur les cours d'eau du Morvan. Thèse de doctorat, Université Paris 1 – Panthéon-Sorbonne
Gob F., Bravard, J.-P. Petit, F., 2010. The influence of sediment size, relative grain size and channel slope on initiation of sediment motion in boulder bed rivers: a lichenometric study. Earth Surface Processes and Landforms 35 (13), 1535–1547.
Goldberg C.S., Turner C.R., Deiner K., Klymus K.E., Thomsen P.F., Murphy M.A., Spear S.F., McKee A., Oyler-McCance S.J., Cornman R.S., Laramie M.B., MahonA.R., Lance R.F., Pilliod D.S., Strickler K.M., Waits L.P., Fremier A.K., Takahara T., Herder J.E., Taberlet P. (2016). Critical considerations for the application of environmental DNA to detect aquatic species. Methods in Ecology & Evolution,7, 1299 - 1307.
Goldberg, C. S., Strickler, K. M., & Pilliod, D. S. (2015). Moving environmental DNA methods from concept to practice for monitoring aquatic macroorganisms. Biological Conservation, 183, 1-3.
Hanfling, B., Handley, L.L., Read, D.S., Hahn, C., Li, J.L., Nichols, P. et al. (2016). Environmental DNA metabarcoding of lake fish communities reflects long-term data from established survey methods. Molecular Ecology, 25, 3101-3119.
Houbrechts G. et Petit F., 2003. Utilisation des scories métallurgiques en dynamique fluviale : détermination de la compétence effective des rivières et estimation des vitesses de progression de leur charge de fond. Géomorphologie : relief, processus, environnement, 1, 3-12.
Houbrechts G., 2005. Utilisation des macroscories et des microscories en dynamique fluviale: application aux rivières du massif ardennais. Thèse de doctorat, Université de Liège, Belgium, 328 pp.
Houbrechts G., Levecq Y., Peeters A., Hallot E., Van Campenhout J., Denis A.C., Petit F., 2015. Evaluation of long-term bedload virtual velocity in gravel-bed rivers (Ardenne, Belgium). Geomorphology 250, 308-320.
Houbrechts G., Levecq Y., Vanderheyden V., Petit F., 2011. Long-term bedload mobility in gravel-bed rivers using iron slag as a tracer. Geomorphology, 126, 233-244.
Jane, S.F., Wilcox, T.M., McKelvey, K.S., Young, M.K., Schwartz, M.K., Lowe, W.H., Letcher, B.H., Whiteley, A.R. (2014). Distance, flow and PCR inhibition: eDNA dynamics in two headwater streams. Molecular ecology resources, 15(1), 216-227.
Laramie, M. B., Pilliod, D. S., & Goldberg, C. S. (2015). Characterizing the distribution of an endangered salmonid using environmental DNA analysis. Biological Conservation, 183, 29-37.
Le Pichon C., Tales E., Belliard J., Gorges G., Zahm A., Clement F. (2012). La distribution spatiale des peuplements de poissons dans les petits bassins versants. Sciences Eaux and Territoires (spécial n° 3) 24-33.
Legendre P., Legendre L. (1998) Numerical Ecology. 2nd English Edition. Elsevier.
Leprêtre C., 2014. Etude de l'activité sidérurgique dans la vallée de la Risle. Utilisation des scories comme traceur de la propagation des sédiments de la Risle. Mémoire de Master 1 Géographie, Université Panthéon-Sorbonne, 80 p.
Mao L., Uyttendalle G.P., Iroumé A., Lenzi M.A., 2008. Field based analysis of sediment entrainment in two high gradient streams located in Alpine and Andine environments. Geomorphology 93, 368–383.
Mesmin E., 2019. Utilisation des scories issues de la sidérurgie ancienne pour l'étude des vitesses de la charge de fond du Cher. Mémoire Master 1, University Paris 1 – Panthéon-Sorbonne, 119 p.

Nakagawa H., Yamamoto S., Sato Y., Sado T., Minamoto T., Miya M. (2018) Comparing local- and regional-scale estimations of the diversity of stream fish using eDNA metabarcoding and conventional observation methods. Freshwater Biology 63: 569–580.
O'Callaghan J. & Mark D. (1984) – The extraction of drainage networks from digital elevation data, Computer vision, graphics and image processing, 28, 323-344.
O'Donnell, J.L., Kelly, R.P., Shelton, A.O., Samhouri, J.F., Lowell, N.C. & Williams, G.D. (2017). Spatial distribution of environmental DNA in a nearshore marine habitat. Peerj, 5.
Pella H., Lejot J., Lamouroux N., Snelder T., 2012. Le réseau hydrographique théorique (RHT) français et ses attributs environnementaux. Géomorphologie : relief, processus, environnement, 3, 317-336.
Petit F., Gob F., Houbrechts G., Assani A.A., 2005a. Critical specific stream power in gravel-bed rivers. Geomorphology 69, 92–101.
Petit F., Pauquet A., 1997. Bankfull discharge recurrence interval in gravelbed rivers. Earth Surface Processes and Landforms 22, 685–693.
Pont D., Rocle M., Valentini A., Civade R., Jean P., Maire A., Roset N., Schabuss M., Zornig H., Dejean T. (2018) Environmental DNA reveals quantitative patterns of fish biodiversity in large rivers despite its downstream transportation. Scientific Reports 8: 10361.
Port, J.A., O'Donnell, J.L., Romero-Maraccini, O.C., Leary, P.R., Litvin, S.Y., Nickols, K.J. et al. (2016). Assessing vertebrate biodiversity in a kelp forest ecosystem using environmental DNA. Molecular Ecology, 25, 527-541.
Robert-Dehault E., 2010. Dommartin-Le-Franc. Un haut-fourneau, un lieu, des hommes. Fontes, 64-65, 1-48.
Sadler, K. (1979). Effects of temperature on the growth and survival of the European eel, Anguilla anguilla L. Journal of fish biology, 15(4), 499-507.
Shogren A.J., Tank J.L., Andruszkiewicz E., Olds B., Mahon A.R., Jerde C.J., Bolster D. (2017). Controls on eDNA movement instreams: Transport, Retention, and Resuspension. Scientific Reports, 7(1), 5065.
Shogren, A.J., Tank, J.L., Andruszkiewicz, E., Olds, B., Mahon, A.R., Jerde, C.L. et al. (2017). Controls on eDNA movement in streams: Transport, Retention, and Resuspension. Scientific Reports, 7.
Sigsgaard, E. E., Carl, H., Møller, P. R. & Thomsen, P. F. (2015) Monitoring the near-extinct European weather loach in Denmark based on environmental DNA from water samples. Biol. Conserv. 183, 46–52.
Sigsgaard, E.E., Nielsen, I.B., Carl, H., Krag, M.A., Knudsen, S.W., Xing, Y.C. et al. (2017). Seawater environmental DNA reflects seasonality of a coastal fish community. Marine Biology, 164.
Sluse P. et Petit F., 1998. Evaluation de la vitesse de déplacement de la charge de fond caillouteuse dans le lit des rivières ardennaises au cours des trois derniers siècles, à partir de l'étude des scories métallurgiques. Géographie physique et Quaternaire, 52, 373–380.
Souchon Y., Tissot L. (2012) Synthesis of Thermal Tolerances of the Common Freshwater Fish Species in Large Western Europe Rivers. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, EDP sciences/ONEMA, 2012, 405 (3), 48 p.
Stoeckle, M.Y., Soboleva, L., CharlopPowers, Z. (2017). Aquatic environmental DNA detects seasonal fish abundance and habitat preference in an urban estuary. PLoS One 12(4): e0175186.
Strickler K. M., Fremier A. K., and Goldberg C. S. (2015). Quantifying effects of UVB, temperature, and pH on eDNA degradation in aquatic microcosms. Biological Conservation 183:85-92.
Taberlet, P., Coissac, E., Hajibabaei, M. & Rieseberg, L.H. (2012). Environmental DNA. Molecular Ecology, 21, 1789-1793.
Tillotson, M.D., Kelly, R.P., Duda, J.J., Hoy, M., Kralj, J. & Quinn, T.P. (2018). Concentrations of environmental DNA (eDNA) reflect spawning salmon abundance at fine spatial and temporal scales. Biological Conservation, 220, 1-11.
Valentini, A., Taberlet, P., Miaud, C., Civade, R., Herder, J., Thomsen, P. F., Bellemain E., Besnard A., Coissac E., Boyer F., Gaboriaud C., Jean P., Poulet N., Roset N., Copp G.H., Geniez P., Pont D., Argillier C., Baudoin JM., Peroux T., Crivelli A.J., Olivier A., Acqueberge M., Le Brun M., Møller P.R., Willerslev E., Dejean T. (2016). Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. Molecular Ecology, 25(4), 929-942.
Vázquez-Tarrío D., Batalla R.J., 2019. Assessing controls on the displacement of tracers in gravel-bed rivers. Water 11, 1598; doi:10.3390/w11081598.
Whittaker, R. H. (1972). Evolution and Measurement of Species Diversity. Taxon, 21, 213-251. doi:10.2307/1218190

Whittaker, R. J. et al. (2001). Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. Journal of Biogeography, 28, 453-470.
Wilcox T. M., McKelvey K. S., Young M. K., Sepulved A. J., Shepard B. B., Jane S. F., Whiteley A. R., Lowe W. H., Schwartz M. K. (2016) Understanding environmental DNA detection probabilities: A case study using a stream-dwelling char Salvelinus fontinalis. Biological Conservation 194: 209-216.
Wolman M.G., 1954. A method of sampling coarse bed material. American Geophysical Union, Transactions 35, 951–956.

Quelles pistes pour la restauration des milieux ?

Evelyne Tales[1]*, Louis Gilet[2], Mathieu Girondin[1], Frédéric Gob[2]*, Bernadeta Holota[1], Laurent Lespez[2], Lucile de Milleville[1, 2], Amandine Zahm[1], Emmanuèle Gautier[2], Clément Virmoux[2], Jonathan Touche[2],

[1] Irstea UR HYCAR, 1 rue Pierre-Gilles de Gennes, 92761 Antony cedex
[2] Laboratoire de Géographie Physique, CNRS UMR8591, 1 Place Aristide Briand, 92195 Meudon cedex, France.

*evelyne.tales@irstea.fr
*frederic.gob@univ-paris1.fr

Résumé

Le chapitre présenté ici fait la synthèse des études menées autour de la restauration écologique de deux systèmes fortement affectés par les activités anthropiques : la première concerne le rétablissement de la continuité sédimentaire de la haute Yonne autour du complexe hydro-électrique de la Pierre Glissotte ; la seconde s'intéresse à la restauration des cours d'eau fortement modifiés en milieux urbains et périurbains franciliens.
Jusqu'à son démantèlement en 2015, le barrage de la Pierre Glissotte (7,29 m de hauteur) constituait un obstacle à la continuité écologique et sédimentaire et sa retenue était presque entièrement comblée d'alluvions sablo-graveleux. Pour rétablir la continuité le barrage a été supprimé et sa turbine et son canal d'amené déplacés. Afin de limiter les conséquences de la déconstruction, les travaux ont été réalisés en deux phase : la première en juillet 2015 et la seconde en octobre 2017. Les ajustements hydro-morphosédimentaires consécutifs à la suppression d'un tel ouvrage ont été suivi grâce à une série de relevés topographiques et de marquage de la charge de fond effectués dans l'ancienne retenue et en aval du barrage.
A la suite de la première phase d'arasement (moins 3 mètres), une réponse morpho-sédimentaire très rapide a pu être observée: (i) façonnement d'un nouveau chenal dans le dépôt de l'ancien réservoir qui s'est ensuite incisé et élargit ; (ii) déplacement rapide des particules marquées qui s'est traduit par un accroissement rapide de la taille du substrat. Après une dizaine de mois, l'activité érosive s'est réduite et le nouveau chenal s'est stabilisé. Une ré-intensification des processus morphogènes a suivi la seconde phase d'arasement (moins 4 mètres), intervenue en octobre 2017. Les volumes érodés ainsi que les vitesses de charriage mesurées se sont avérés moins élevés qu'après la 1ère phase d'arasement. Quatre années après le début des travaux, des secteurs de l'ancienne retenue sont toujours en cours d'ajustement. En aval de l'ouvrage, la continuité sédimentaire a bien été rétablie mais aucune évolution morphologique remarquable n'a, pour l'instant, pu être mesurée.
Le fonctionnement écologique des cours d'eau urbains est encore assez méconnu, ce qui ne permet pas de mettre en œuvre des mesures de restauration efficaces pour améliorer leur état écologique. L'urbanisation est une altération d'autant plus difficile à caractériser qu'elle est de nature multifactorielle. Les cours d'eau de la région francilienne sont plus ou moins soumis au

Pour citer cet article : Tales E. et al., *Quelles pistes pour la restauration des milieux ?*, dans Restaurer le fonctionnement écologique des cours d'eau du bassin de la Seine, Lestel, L. & Gob, F. (eds.), Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 7, 2019.

développement urbain régional selon leur éloignement de Paris : ils constituent donc un terrain d'études idéal pour cette problématique. La caractérisation de l'impact de l'urbanisation sur ces cours d'eau a été menée sur la base d'une analyse multivariée de variables quantitatives telles que l'occupation des sols, la démographie, des caractéristiques hydromorphologiques à large échelle. Un gradient existe qui se traduit par une partition en quatre groupes des 138 petits bassins versants franciliens selon le degré d'urbanisation. Un focus est réalisé par la suite sur trois petits cours d'eau représentatifs de ce gradient, de manière à approfondir la connaissance sur l'impact de l'urbanisation 1/ sur les caractéristiques hydromorphologiques locales et 2/sur les relations entre qualité hydromorphologique et biodiversité dans un tel contexte.

Points clefs

- La réponse morpho-sédimentaire au démantèlement du barrage de Pierre Glissotte a été tout de suite très importante malgré l'absence de crue.
- Plusieurs phases d'ajustement ont été distinguées durant le démantèlement.
- Bien que globalement dans un état dégradé, les petits cours d'eau franciliens présentent des situations contrastées de leur qualité hydromorphologique et biologique, en lien avec leur degré d'urbanisation.

Sommaire

1. Retour d'expérience sur le suivi morpho-sédimentaire du démantèlement du barrage de Pierre Glissotte 76

1.1. Introduction 76

1.2. Le bassin supérieur de l'Yonne et le complexe de Pierre Glissotte 77

1.3. Le démantèlement du barrage 79

1.4. Méthodes 79

1.5. Résultats 81

1.6. Conclusion 89

2. Qualité biologique et hydromorphologique des petits cours d'eau franciliens 90

2.1. Introduction 90

2.2. Caractérisation des cours d'eau urbains 91

2.3. Qualité biologique et hydromorphologique de trois petits cours d'eau franciliens 96

Bibliographie 104

La problématique de la restauration des cours d'eau a été boostée par la mise en œuvre de la DCE (Morandi et al., 2017). Les opérations de restauration sont nombreuses, de différentes natures. S'est rapidement posée par la suite la question de l'efficacité des mesures de restauration : l'effet de ces mesures est-il sensible sur l'état écologique des cours d'eau ? Des travaux de synthèse ont montré par ailleurs que l'efficacité des mesures de restauration est influencée par la conception des projets : le diagnostic d'état préalable à l'éventuelle décision de mettre en œuvre une opération de restauration est une étape clé pour pouvoir choisir une mesure appropriée de restauration (Kail et al., 2015), la mesure de type « one size fits all » ayant montré ses limites. Il est donc important non seulement de suivre des opérations de restauration pour évaluer leur efficacité, mais aussi d'évaluer le potentiel des cours d'eau à être restauré selon leur état d'altération et en référence au contexte dans lequel ils se trouvent (Lespez et al., 2015).
Dans cet objectif, deux axes de travail ont été développés : l'évaluation de l'efficacité de la restauration de la continuité écologique et l'étude des altérations des petits cours urbains pour évaluer leurs potentialités de restauration.

1. Retour d'expérience sur le suivi morpho-sédimentaire du démantèlement du barrage de Pierre Glissotte

1.1. Introduction

Les très nombreux barrages et seuils installés de longue date sur les cours d'eau font l'objet de plus en plus d'attention de la part des gestionnaires et de la communauté scientifique. L'interruption de la continuité écologique et sédimentaire ainsi que l'étagement des cours d'eau consécutifs à la présence de ces obstacles transversaux sont en effet aujourd'hui reconnus comme des enjeux majeurs de leur gestion écologique. Encouragé par le cadre réglementaire (notamment la DCE) qui impose une attention particulière à la libre circulation des poissons et des sédiments, de plus en plus d'opérations de restauration se construisent autour du démantèlement total ou partiel de ces ouvrages. Ce mouvement a débuté il y a une trentaine d'années aux Etats-Unis, où plusieurs dizaines de barrages sont supprimés chaque année. En France, il ne s'intensifie que depuis quelques années (Barraud, 2011 ; Lespez et al., 2016) et demeure très ciblé. Les suppressions d'obstacles concernent essentiellement des seuils de petite dimension (inférieure à 2-3 m de hauteur) et l'effacement des barrages de plusieurs mètres de haut reste exceptionnel. Si cette politique de démantèlement semble aujourd'hui s'accélérer, le montage des projets est toujours compliqué et fait très souvent débat. La gestion de ces grands projets et les questions de représentation autour des notions de « nature » et de « paysage» sont en effet souvent au cœur de nombreux conflits opposant gestionnaires, propriétaires, et groupes de citoyens (Barraud, 2011 ; Germaine et Barraud, 2013 ; Lespez et al., 2016).
Du point de vue du fonctionnement hydrosédimentaire, les conséquences des obstacles transversaux ont été abondamment décrites et théorisées mais l'évolution du lit après l'effacement d'un ouvrage reste mal connue. Aux Etats-Unis, de nombreuses opérations de restauration ont fait l'objet de suivis de l'évolution du milieu pendant et après les travaux de restauration. On trouve ainsi dans la littérature scientifique un nombre grandissant d'études de cas qui ce se sont attachées à étudier le transit sédimentaire et les ajustements morphologiques consécutifs aux travaux eux-mêmes et à la libération des masses sédimentaires piégées dans la retenue (Pizutto, 2002; Doyle et al, 2003 ; Burroughs et al, 2009 ; Magilligan et al, 2016). D'autres publications proposent quant à elles un cadre méthodologique pour la réalisation des suivis (Bushaw-Newton et al., 2002 ; Darby et Sears, 2008 ; Kibler et al, 2010). Cependant, ce type d'étude est beaucoup plus rare en France et, compte tenu de la grande variabilité des réponses associées à la présence d'un barrage, il est encore bien délicat de pouvoir correctement anticiper la trajectoire que prendra le cours d'eau après le rétablissement de sa continuité sédimentaire. Celle-ci dépend en effet de la taille de l'ouvrage, de son mode de gestion, des caractéristiques hydrologiques et sédimentaires du cours d'eau sur lequel il a été installé et de la durée de fonctionnement de l'ouvrage.
Cette étude a pour objectifs d'alimenter cette base documentaire à partir d'un exemple français, l'arasement du barrage de la Pierre Glissotte sur l'Yonne, au droit de la ville de Château-Chinon. C'est un ouvrage de taille moyenne (7,5 m de hauteur) construit dans les années 1920 dont le démantèlement a débuté en juillet 2015. Ce cas d'étude est intéressant à plusieurs titres : (i) d'une part par la nature du montage du projet qui concilie les intérêts économiques du propriétaire et les intérêts écologiques défendus par les gestionnaires de bassin ; (ii) d'autre part car, avant le démantèlement, la retenue était entièrement comblée ce qui pose un certain nombre de questions sur la gestion de ce stock sédimentaire ; (iii) enfin, car ce démantèlement

s'inscrit dans une longue histoire d'aménagement du cours d'eau et de son bassin et offre l'opportunité de reconstruire la trajectoire hydrosédimentaire d'un hydrosystème fortement anthropisé

1.2. Le bassin supérieur de l'Yonne et le complexe de Pierre Glissotte

Le barrage de la Pierre Glissotte est situé sur l'Yonne en contrebas de la ville de Château-Chinon. Au franchissement du barrage, la rivière draine un bassin versant de 78 km² entièrement inscrit dans le massif cristallin du Morvan (Figure 1). Elle prend sa source à plus de 700 m d'altitude et draine des sommets qui dépassent 800 m d'altitude. L'Yonne est une rivière de moyenne montagne marquée par un régime pluvio-océanique avec des hautes-eaux centrées sur les mois d'hiver et des basses-eaux en août et septembre. Les sommets du Morvan reçoivent plus de 1600 mm de précipitation par an qui, conjugués à un substratum rocheux imperméable, confèrent un caractère très réactif à l'hydrologie du cours d'eau. Les crues y sont courtes mais rapides et les écoulements abondants. La station de Corancy située 3 km en aval de la Pierre Glissotte (bassin versant de 106 km²) enregistre un module de 2,8 m^3/s correspondant à un débit spécifique de 26 l/s/km². A cette même station, la crue biennale est de 20 m^3/s et la décennale de 29 m^3/s. L'Yonne est une rivière à pente relativement forte, en moyenne 0,02 m/m sur les 20 km qui séparent sa source et la station hydrométrique de Corancy. Elle charrie une charge caillouteuse grossière. Le D_{50} de son lit varie entre 30 et 70 mm et le D_{90} entre 75 et 120 mm (Poux et al., 2011).

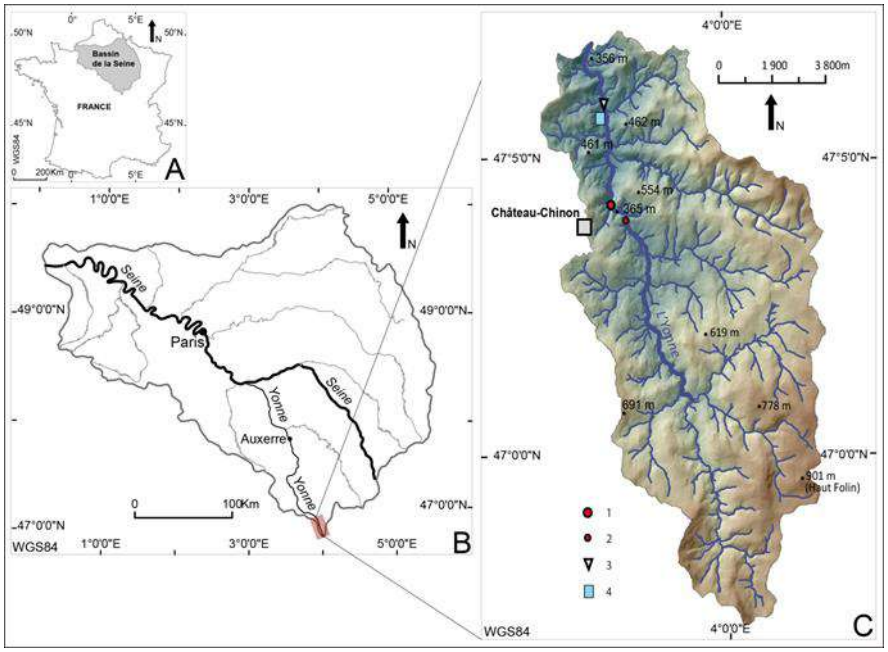


Figure 1. Situation géographique du bassin versant de l'Yonne supérieure en France et localisation du barrage de Pierre Glissotte. A : Bassin versant de la Seine à l'échelle nationale ; B : L'Yonne supérieure dans le bassin de la Seine ; C : Bassin versant de l'Yonne supérieure depuis ses sources jusqu'à la queue du reservoir de Pannecière. 1. Barrage de Pierre Glissotte ; 2. Barrage du moulin Blondelot ; 3. Station hydrométrique de Corancy ; 4. Pisciculture de Corancy.

Le Barrage de la Pierre Glissotte était un barrage de type poids construit entre 1923 et 1927 par la famille Gallois pour alimenter leurs usines (Figures 2 et 3). Les Usines Morvan ont compté plus de 600 employés dans les années 1950 et ont fonctionné jusqu'en 1978. Elles étaient spécialisées dans la fabrication de pièces techniques et semelles en caoutchouc. Pour sa production hydro-électrique, Louis Gallois a fondé en 1928 la Société Hydro-Electrique et Industrielle du Morvan, la SHEIM. L'usine hydro-électrique associée au barrage a fonctionné jusqu'à la seconde moitié des années 1950 lorsqu'elle a été détruite par une incendie. Le barrage est alors resté hors d'eau jusqu'à la reconstruction d'une nouvelle centrale en 1985. La première usine était située 200 m en aval du barrage et restituait le débit turbiné 450 m en aval. La plus récente a été construite au pied de la retenue et son canal de décharge ne faisait qu'une cinquantaine de mètres de long (Reilé, 2014). La puissance autorisée en 1984 pour 40 ans est de 400 kW pour un débit prélevé de 3,5 m^3/s mais elle n'était équipée que pour produire 150 kW.

Le site de la Pierre Glissotte était couplé à un barrage plus petit, le Moulin Blondelot, situé 1200 m en amont (Figures 2 et 3). La centrale associée a été créée à la fin du 19e siècle par la ville de Château-Chinon et comptait deux turbines qui produisaient de l'électricité jusqu'au début des travaux de restauration. Elle a été rénovée entre 1993 et 1997 pour y remplacer l'une des turbines, tandis que le barrage s'est vu doter d'un vannage (un clapet et une vanne secteur) et d'une passe à poisson. En 1983, la centrale fut autorisée à produire, pour 40 ans, une puissance brute de 340 kW bruts (Reilé, 2014). Son fonctionnement et celui de la centrale de la Pierre Glissotte sont indépendants l'un de l'autre. Le barrage du Moulin Blondelot est haut de 3,49 m. Lorsqu'il est fermé, il peut retenir un volume d'eau de 700 m^3 et permet de dériver une partie du débit de la rivière (jusqu'à 2,3 m^3/s) le long du versant vers une conduite forcée qui précipitait les eaux jusqu'à la centrale située une quinzaine de mètres plus bas. Le canal d'amenée est long de 720 m, laissant un tronçon court-circuité de la rivière de 820 m. Il est à noter que ce barrage a été installé à l'entrée d'un tronçon de l'Yonne dans lequel la vallée y est très étroite et la pente particulièrement forte (0,035 m/m).

Figure 2. Les barrages du complexe hydroélectrique de Pierre Glissotte. A : Le barrage du Moulin Blondelot ; B : Le barrage de Pierre Glissotte.

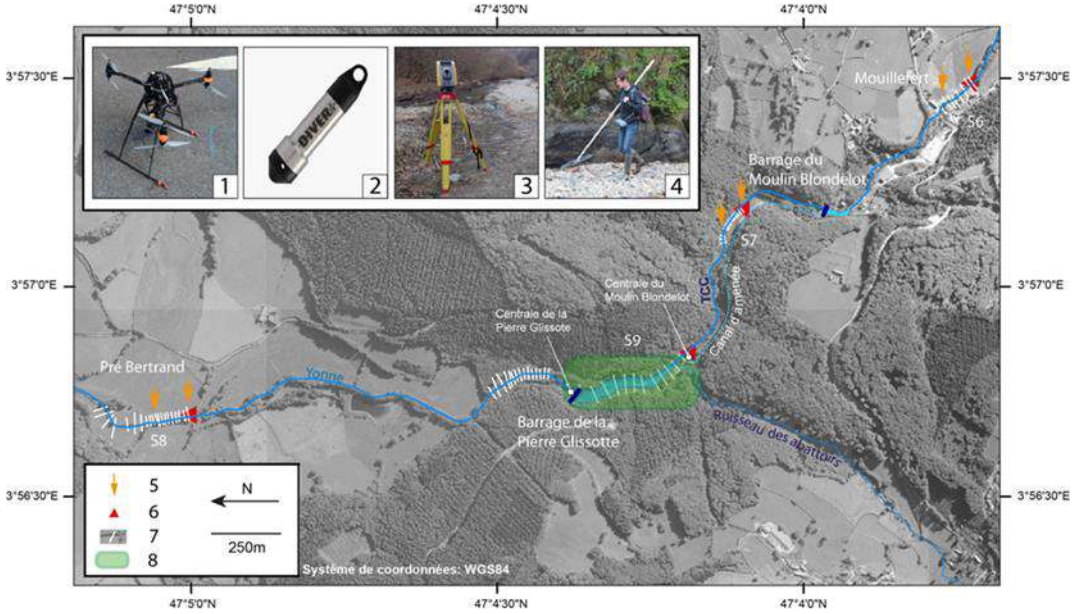


Figure 3. Localisation des sites d'étude et des instruments de mesure utilisés. 1. Drone hexacopter ; 2. Sonde de pression Diver (hauteur d'eau) ; 3. Station totale Trimble S6 ; 4. Antenne de détection des PIT tags ; 5. Position d'une sonde Diver ; 6. Injection de traceurs équipés de PIT tag ; 7. Profils topographiques ; 8. Survol par drone.

Le barrage de la Pierre Glissotte fonctionnait différemment puisque la centrale était implantée à l'aval immédiat d'un mur en pierres maçonnées de 7,29 m de hauteur, installé sur un seuil rocheux de 0,9 m de haut. Il créait une retenue d'environ 40000 m^3 qui remontait jusqu'au canal de fuite de la centrale du Moulin Blondelot située 340 m en amont. Le barrage a été équipé à sa construction de deux vannes de fond (2 m sur 2 m). L'une a cessé de fonctionner assez rapidement après sa mise en service et l'autre en 2002 suite à une crue qui a détérioré le système de vannage permettant son ouverture (Reilé, 2014). Le barrage était

également équipé d'une surverse de 12 m de large située en rive droite, une cinquante de centimètres sous la crête du barrage. Depuis l'arrêt de la seconde vanne de fond en 2002, les débits non turbinés s'écoulaient uniquement via ce déversoir de décharge. Avant la première phase de son démantèlement en juillet 2015, le réservoir du barrage de la Pierre Glissotte était presque entièrement comblé de sédiments, très grossiers dans la partie amont de la retenue et sablo-vaseux jusqu'au barrage.

1.3. Le démantèlement du barrage

Cette restauration est le résultat d'une co-construction entre l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN) et le propriétaire privé des deux barrages (Société Hydroélectrique de la Pierre Glissotte). Les discussions ont été amorcées suite à la volonté du propriétaire de moderniser la centrale de la Pierre Glissotte et de se mettre en conformité avec la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (2006). A l'origine, le plus grand des deux barrages ne devait pas être démantelé et seules des vannes de fond devaient être ré-ouvertes. Partant du principe que le propriétaire avait pour projet de moderniser ses installations et se devait de rétablir la libre circulation des poissons et des sédiments, les gestionnaires de l'AESN ont souhaité profiter de ces travaux pour proposer un projet plus ambitieux permettant la réouverture du linéaire. Les surcoûts engendrés par l'arasement du barrage ont été pris en charge à 95 % par l'Agence de l'Eau Seine Normandie, les 5 % restant étant à la charge du propriétaire. Le tout représente un budget de 133000 € comprenant la réalisation des travaux d'arasement, la pèche de sauvegarde et une étude de suivis post-travaux.
Le site de la Pierre Glissotte est très isolé et n'est pas accessible au public. Il est donc relativement peu connu et la population locale ne s'est jamais opposée à son démantèlement. La seule réelle opposition est venue de la pisciculture de Corancy, gérée par le Lycée agricole de Château-Chinon. Celle-ci craignait en effet que, durant les travaux, la concentration en matière en suspension de la rivière n'augmente drastiquement et menace en conséquence sa production. Pour minimiser ce risque, des solutions techniques ont été proposées (arasement en deux temps) et le calendrier des travaux a été ajusté en concertation avec la pisciculture. Le projet construit par la Société Hydroélectrique de la Pierre Glissotte et l'Agence de l'Eau Seine Normandie reposait finalement sur trois principaux éléments : (i) l'abandon de l'unité de production hydroélectrique du Moulin Blondelot et la modernisation de celle de la Pierre Glissotte, (ii) l'arasement du barrage de la Pierre Glissotte et (iii) le remplacement de la passe à poisson du barrage du Moulin Blondelot.

1.4. Méthodes

1.4.1. Suivi hydro-sédimentaire

Pour étudier les conséquences de la présence et de l'arasement du barrage de Pierre Glissotte du point du vue du transport grossier, un suivi individuel du mouvement des particules été mis place à l'aide de la technologie RFID (Radio Frequency IDentification). Le suivi du charriage par traçage RFID a largement été utilisé depuis une dizaine d'années (Liébault et al., 2012 ; Bradley et Tucker, 2012 ; Chapuis et al., 2014 ; Houbrecht et al., 2015, Depret et al., 2019). Nous avons utilisé des transpondeurs passifs (PIT tag, Passive Integrated Transponder) de la marque Texas Instruments et deux systèmes de détection : l'un configuré par l'entreprise CIPAM et l'autre par Technologie Aquartis senc. Il s'agit de PIT tags de type ampoule de verre, fonctionnant à basse fréquence (134.2 kHz), et mesurant 23 mm ou 32 mm de longueur (épaisseur de 3-4 mm). Sur chaque site de suivi, nous avons équipé de PIT tags des particules prélevées aléatoirement dans le lit suivant la méthode développée pour la granulométrie de surface par Wolman (1954). L'objectif était de disposer de particules marquées représentatives des alluvions présentes dans le lit. Il faut cependant préciser que la taille minimale des traceurs est de 20 mm d'axe b, les PIT tags utilisés ayant une longueur minimum de 23 mm. Malgré cette contrainte, les particules marquées présentent une taille médiane légèrement inférieure à celle du fond du lit (Tableau 1).

Tableau 1. Localisation et caractéristiques des sites de suivi.

Site	Position au barrage	Régime	Pente (m/m)	Largeur Q_b (m)	D_{50} du lit (mm)	D_{50} traceurs (mm)	Remarque
S6-Mouilleferts	amont	Non influencé	0,0073	9,5	74	59	
S7- TCC	amont	influencé	0,015	10,5	108	67	nombreux blocs
S8- Pré Bertrand	aval	Non influencé	0,0085	11,7	83,5	63,5	nombreux blocs
S9- Pierre Glissotte	retenue	influencé	En évolution	En évolution	En évolution	52 (1ère injection) 69 (2nde injection)	

En complément du site de l'ancienne retenue du barrage de Pierre Glissotte (S9), le transport de la charge grossière a également été suivi sur plusieurs sites non influencés par l'arasement de l'ouvrage. Ces sites ont été sélectionnés (Figure 3) de façon à représenter la diversité des situations hydrologiques existantes dans le secteur d'étude (Tableau 1) : deux sites (S6 et S8) ont été positionnés hors influence hydrologique des barrages, en amont et en aval de la zone étudiée, et un site a été choisi dans le TCC (S7).
Les sites S6, S7 et S8 sont équipés de 100 traceurs : les 50 premiers injectés en octobre 2014 et les 25 autres en novembre 2015. Dans l'ancienne retenue, le site S9 a été équipé de 200 traceurs en juillet 2015, juste avant le début de la vidange du réservoir. Une seconde série de 172 traceurs a été disposée en juillet 2017, quelques mois avant la seconde phase d'arasement (octobre 2017). Sur chaque site et à chaque injection, les traceurs ont été disposés le long de plusieurs lignes sub-perpendiculaires à l'écoulement. Au moins 1,20 m de distance sépare chaque traceur d'une même ligne, et un espacement minimum de 2 m a été respecté entre chaque ligne. Par la suite, un multi-décamètre a été déroulé sur la berge, d'amont en aval, et de la manière la plus identique possible lors de chaque relevé (utilisation de repères fixes pour contrôler) afin de renseigner la position « longitudinale » de chaque traceur. La position « en travers » de chaque particule est quant à elle approchée en divisant le lit en différents « couloirs » sur toute sa largeur (couloir de 1,50 à 2 m de large).

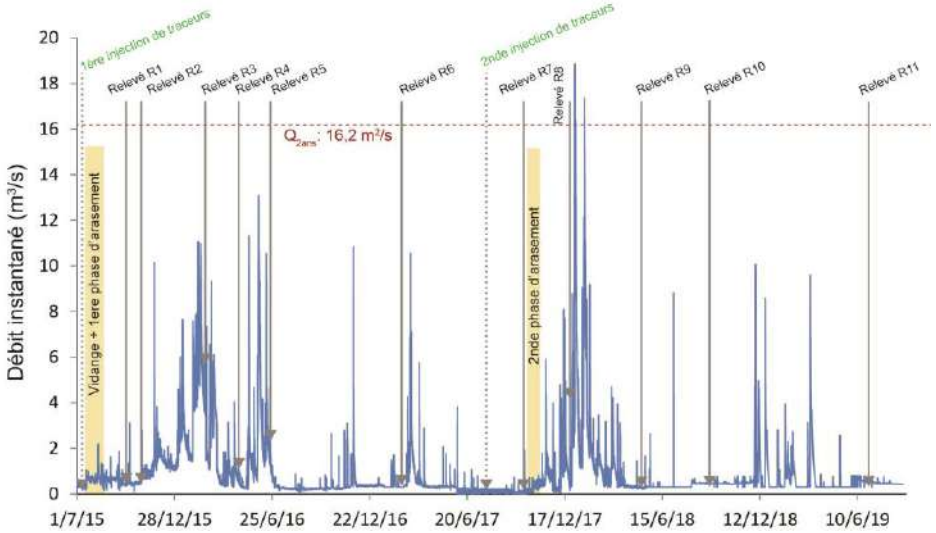


Figure 4. Hydrogramme et chronologie des injections et relevés PIT tag à Pierre Glissotte

Les déplacements des particules ont été relevés cinq (S6, S7, S8) et onze fois (S9) entre leur injection et juillet 2019 (Figure 4). Les débits de mise en mouvement de la charge de fond ont pu être approchés et la capacité de transport des différents sites étudiée. Les sites sont également équipés de sondes de pression de type Diver (Schlumberger) qui enregistrent la hauteur d'eau toutes les 15 minutes. Ces hauteurs ont été transformées en débit grâce à la station hydrométrique de Corancy située quelques kilomètres en aval (Figure1C). Cette dernière draine les 106 premiers km² du bassin versant de l'Yonne et n'est pas influencée par le complexe hydroélectrique de Pierre Glissotte.

1.4.2. Caractérisation morphologique du lit de l'Yonne

La morphologie de chaque site de suivi du charriage a été caractérisée à l'aide d'une station totale de marque Trimble S6. Sur les sites 6, 7 et 8, le profil en long et la géométrie en travers ont été mesurés à partir d'une série de profils en travers pour permettre une caractérisation fine de la géométrie du chenal. Plusieurs campagnes de levés topographiques (profil en long et profils en travers) ont été réalisées, dans l'ancienne retenue et en aval du barrage, afin d'évaluer l'évolution morphologique consécutive au démantèlement (Tableau 2). Les profils en travers ont été en réalisés sur un linéaire différent selon la zone levée (retenue, tronçon aval, sous-tronçons de ces zones) mais toujours en cherchant à effectuer la mesure tous les 1,5 x la largeur à pleins bords. Pour les secteurs de profil en long uniquement, un point a été levé en moyenne tous les 1,5 mètres.

Tableau 2. Récapitulatif des sessions de mesure topographique dans l'ancienne retenue de Pierre Glissotte et dans les tronçons en amont et aval immédiat.

Campagnes de levés topographiques (profils en long et en travers)	Retenue et tronçon amont	Aval du barrage	Déroulé du démantèlement
Juillet 2014	X	X	Avant démantèlement
Novembre 2014		X	Avant démantèlement
Octobre 15	X		Après 1ère phase
Mars 2016	X		Après 1ère phase
Novembre 2016		X	Après 1ère phase
Février 2017	X		Après 1ère phase
Juillet 2017	X	X	Après 1ère phase
Juillet 2019	X	X	Après 2nde phase

Afin d'évaluer avec plus de précision les volumes mis en jeu lors de la première phase d'arasement du barrage, une reconstruction 3D de l'ensemble de la retenue a également été réalisée à partir de photographies aériennes prises par drone. Au total, cinq sessions de survol du site été conduites, en avril 2016, février 2017, novembre 2017, mai 2018 et juillet 2019. La reconstruction est basée sur la méthode de photogrammétrie Structure from Motion (SfM). Le logiciel Photoscan a été utilisé pour le traitement des photographies. Il permet d'obtenir un nuage de points en 3D (une dizaine de millions de points conservés après décimation du nuage de points) duquel est extrait un modèle numérique de surface (MNS) à très haute résolution (0,05 m). 17 cibles levées sur le terrain à la station totale Trimble ont servi de points de contrôle pour évaluer la qualité de la reconstruction via le calcul de l'erreur- type (RMSE). Celle-ci est centimétrique en z et de l'ordre de la dizaine de centimètres en plan. Ne disposant pas de la topographie de la retenue juste avant la vidange, la topographie pré-arasement a été reconstituée en comblant virtuellement le chenal nouvellement ouvert. Pour ce faire, la pente de la vallée a été annulée en utilisant la pente moyenne du fond du chenal et un plan dont l'altitude correspond à celle du niveau à pleins bords a été créé (Thommeret *et al.*, 2016). En soustrayant ce niveau à pleins bord du MNS sans pente, le volume de sédiment évacué entre juillet 2015 et avril 2016 a pu être calculé. Pour les levés suivants, le MNS réalisé à l'année T ont été soustrait à celui de l'année T-1 et les zones de dépôt et d'érosion ont ainsi pu être localisées et les volumes correspondants calculés.
A partir des MNT obtenus après chaque session de photographie aérienne par drone, le profil en long de la rivière a pu être reconstitué chaque année entre 2015 et 2019 (Figure 6) Ce profil est essentiellement construit à partir de la surface de l'eau. Au vu des périodes de réalisation (basses eaux) et de la configuration en TCC du barrage depuis mars 2016, on peut considérer que le profil est proche de celui du fond du lit.

1.5. Résultats

1.5.1. La situation pré-démantèlement

Le comblement de la retenue de Pierre Glissotte

Le barrage était en cours de comblement depuis une vingtaine d'années au moment où ont commencé les travaux d'arasement. Suite à la première phase du démantèlement du barrage, un chenal s'est rapidement

créé en incisant les dépôts de l'ancienne retenue. Les coupes ainsi dégagées ont permis de caractériser la nature des sédiments piégés dans le réservoir. Quatre principaux types de dépôt ont pu être identifiés (Fig. 5A-C) : (1), principalement des alluvions très grossières (galet, gravier et sable grossier) en queue de retenue (non visible sur la Figure); (2) des niveaux de sable fin à grossier (D_{50} = 175 µm) sur une épaisseur croissante d'amont vers l'aval et entrecroisés avec des dépôts (3) beaucoup plus fins (D_{50} = 21 µm) et très riches en matière organique (feuille, brindille) ; (4) sous ces dépôts, des sédiments plus fins encore (D_{50} = 14 µm) et très compacts. Les dépôts 2 et 3 reposent sur le niveau 4 à la surface duquel on trouve de nombreuses souches d'arbres coupés à leur base. Ces dernières indiquent que ce niveau correspond au toit des dépôts mis en place lors de la première phase de fonctionnement du barrage (1927-1955). Entre 1955 et 1985, l'ancienne retenue s'est en effet entièrement reboisée et les arbres ont dû être coupés lors de la remise en eau du réservoir. Le Modèle Numérique de Surface réalisé à l'aide du drone a été utilisé pour relever l'altitude de ce dépôt, de même que l'altitude du toit du remplissage sédimentaire de la seconde phase de fonctionnement du barrage (1985-2015). L'épaisseur ainsi obtenue, rapportée à la surface de la retenue, a alors permis de calculer que, depuis 1985, 18600 m^3 de sédiments et de matière organique (MO) ont été piégés dans la retenue. Parmi ce volume de sédiments, il a été estimé qu'environ 40 % du remplissage correspondaient au sable (2) et le reste aux matériaux de décantation très riches en matière organique (3). La teneur en MO de ces derniers a été mesurée par perte au feu. Elle est supérieure à 25 % du poids de l'échantillon.

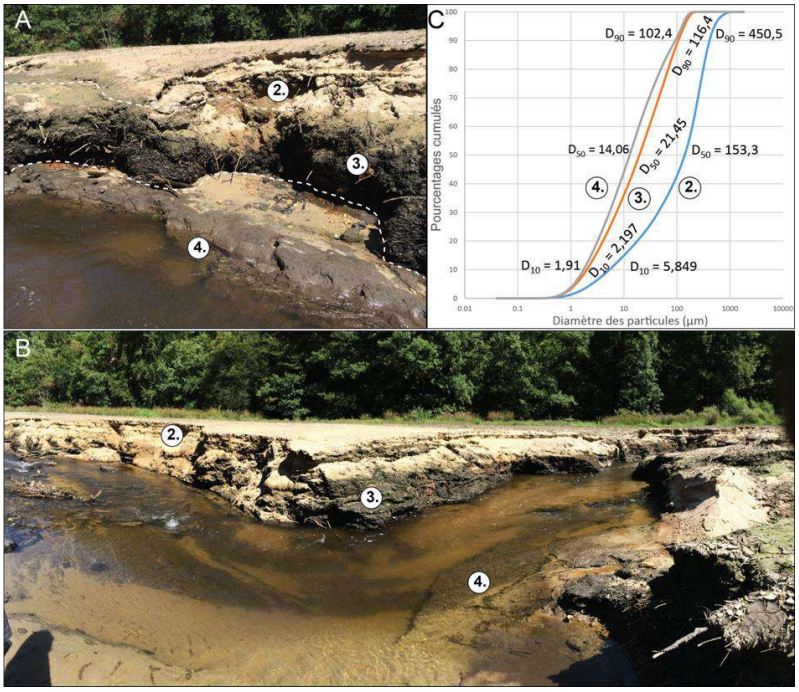


Figure 5. Composition granulométrique du remplissage de la retenue du barrage de Pierre Glissotte. A-B : Différents types de dépôts formant les séquences (2), (3), et (4) dans l'ancienne retenue de Pierre Glissotte ; C : Distribution granulométrique des dépôts échantillonnés dans les séquences (2), (3), et (4).

La charge de fond piégée dans la retenue provient bien sûr de l'Yonne, mais également du Ruisseau des Abattoirs qui se jette juste à l'aval du canal de décharge de la centrale du Moulin Blondelot (Figure 3). Cet affluent a un bassin versant de 0,8 km² et une pente moyenne de 0,12 m/m. Il présente toutes les caractéristiques d'un déséquilibre hydromorphologique très actif. Son lit s'est fortement incisé dans la couverture superficielle du versant (colluvions grossières et arène granitique d'altération) pour former une ravine qui peut atteindre 4,6 m de profondeur et 11,5 m de largeur (Harrache, 2013). Ce déséquilibre est la conséquence des rejets d'eau pluviale de la ville de Château-Chinon. D'après les photographies aériennes, le ravinement apparaît dans le courant des années 1990 et serait la conséquence de plusieurs aménagements de la ville (création d'un lycée agricole et d'un lotissement au début de la décennie, puis d'un parking et de plusieurs lotissements au début des années 2000). En 2013, 44 profils en travers ont été réalisés le long des 1200 m que compte ce petit affluent (Harrache, 2013). La comparaison de ces profils avec une géométrie « pré ravinement » estimée, nous amène à évaluer à 7700 m^3 le volume de sédiments qui a été érodé et évacué vers le réservoir de Pierre Glissotte depuis les années 1990. Une partie de ce volume (2050 m^3) a été

mécaniquement retirée du réservoir et stockée sur le versant (Harrache, 2013). Depuis la seconde moitié des années 1990, ce sont donc 5650 m^3 de sédiments provenant du Ruisseau des Abattoirs qui ont contribué au comblement de la retenue. Cette valeur surestime probablement légèrement le volume effectivement érodé puisqu'elle ne tient pas compte du volume du chenal existant avant le début de l'incision de la rivière faisant suite à l'augmentation des entrées d'eau de pluie en provenance de l'agglomération de Château-Chinon.

Les conséquences de la retenue de Pierre Glissotte sur l'évolution du profil en long

La Figure 6 présente l'évolution verticale du profil longitudinal de la rivière autour du barrage de Pierre Glissotte. Si l'on décompose le profil, on constate tout d'abord un atterrissement de 300 m de long qui s'est déposé en queue de retenue. Il est composé de charge grossière ayant transité par le TCC du Moulin Blondelot et dépasse par endroit 1 m d'épaisseur. A l'aval de la retenue de Pierre Glissotte, les profils en long de l'Atlas des forces hydraulique datant de 1933 et celui 2015 sont très proches, la rivière ne semble avoir enregistré aucune évolution apparente. Dans la retenue, le niveau de comblement relevé par photogrammétrie a été figuré ainsi que le toit de la sédimentation de 1955. Le calcul du volume de la partie supérieure du remplissage décrit plus haut est de 18600 m^3. De la même manière, l'utilisation du profil en long historique a permis de reconstituer le volume de sédiment stocké entre 1933, soit 10 ans après l'installation du barrage, et 1955. On obtient ainsi un volume d'environ 20000 m^3. Ce dernier est sans doute surestimé car, à sa construction, le barrage a été installé sur plusieurs seuils rocheux difficiles à localiser avec précision.

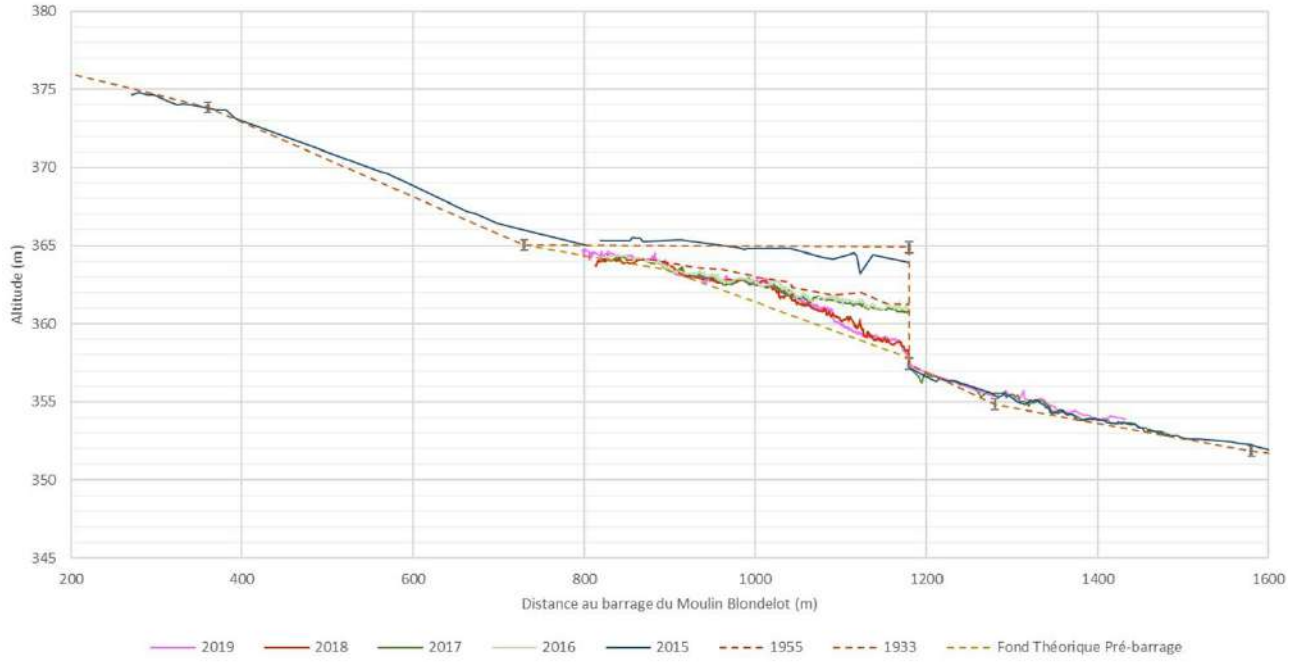


Figure 6. Évolution du profil en long de l'Yonne depuis 1933.

1.5.2. Bilan des évolutions morpho-sédimentaires pendant et après le démantèlement

Ajustements dans l'ancienne retenue

Au sein du réservoir, le suivi a mis en évidence des changements de rythme dans les dynamiques de réajustement mesurées et une distinction dans les processus moteurs qui les ont gouvernées. Différentes phases ont ainsi pu être distinguées.

Phase 1a : juillet 2015 (travaux 1ere phase) - juin 2016

Le suivi a d'abord mis en évidence la rapidité de réponse de la rivière à la première phase d'arasement intervenue en juillet-août 2015. La vidange du réservoir, pourtant effectuée à un faible débit, a emporté une importante quantité de sédiment fins (sables et limons). A peine plus d'une semaine après l'abaissement du

niveau d'eau, une première rupture de pente abrupte (knickpoint) était identifiable une quarantaine de mètres en amont du barrage. En huit jours, l'incision avait déjà creusé un chenal de plus d'1,50 m de profondeur en aval du knickpoint. Une incision plus légère avait également entamé les dépôts du réservoir en amont du knickpoint (en moyenne 0,45 m) sur environ 160 m (Figure 7).
Le suivi RFID a montré que la charge grossière (cailloux et galets) stockée en queue de retenue a été très rapidement remise en mouvement, et ce, sans élévation remarquable du débit. Dans la littérature, cette érosion par simple déstabilisation morphologique engendrée par l'abaissement du niveau de base et la migration d'un knickpoint vers l'amont avait jusqu'ici plutôt été soulignée pour les remplissages de retenue par des sédiments fins (Bushaw-Newton, 2002 ; Pizutto, 2002). Dans notre cas, les deux premiers relevés de déplacements des traceurs, effectués environ deux et trois mois après le début des travaux, ont révélé des vitesses d'avancée de la charge de fond très élevées (138 m/an et 347 m/an) (Figure 8). Ce déplacement très rapide observé malgré l'absence de crue a été favorisé par le fait que le chenal en formation avait un lit sableux pendant les premiers mois qui ont suivi l'arasement. Les distances enregistrées au troisième relevé, effectué en février de l'année suivante, ont quant à elles été calculées à la suite de plusieurs évènements de crue. Les vitesses d'avancée restent très importantes (326 m/an) et témoignaient d'un contexte d'instabilité encore favorable aux processus érosifs ; malgré la transformation du lit redevenu caillouteux ($D_{50} \approx 37$ mm) dès le mois de février (Figure 9). L'activité morphogène singulière des neuf premiers mois ayant suivi la première phase d'arasement s'affiche clairement quand on compare les résultats du charriage à Pierre Glisssotte avec ceux des sites non perturbés (Figure 8). De manière attendue compte tenu de la taille médiane des particules présentes dans le lit en amont et en aval du site, le substrat a ensuite continué à augmenter jusqu'en août 2016 confirmant ainsi le rétablissement progressif du transport de la charge grossière au moins sur le linéaire (environ 340 m) situé en amont immédiat du barrage.

Figure 7. Evolution du chenal en formation dans l'ancienne retenue de la Pierre Glissotte (vue du barrage vers l'amont).

Cette réponse rapide et intense de la rivière à la suite de la première phase d'arasement s'est traduite par la remobilisation d'une quantité importante de sédiments. Neuf mois environ après le début des travaux, environ 23 % du volume de sédiments contenu dans le réservoir ont été érodé, soit 9600 m^3 de matériaux principalement sableux (Figure 10). La comparaison avec d'autres études a montré que la vitesse d'érosion était assez importante pour un démantèlement séquencé, et également par rapport à des réservoirs de composition granulométrique proche (Doyle *et al.*, 2003). Le volume érodé lui-même est également supérieur à ce qui aurait pu être prédit par certains indicateurs, notamment le ratio fondé sur la différence de largeur entre le chenal amont et la largeur du dépôt remplissant le réservoir (Sawaske et Freyberg, 2012).

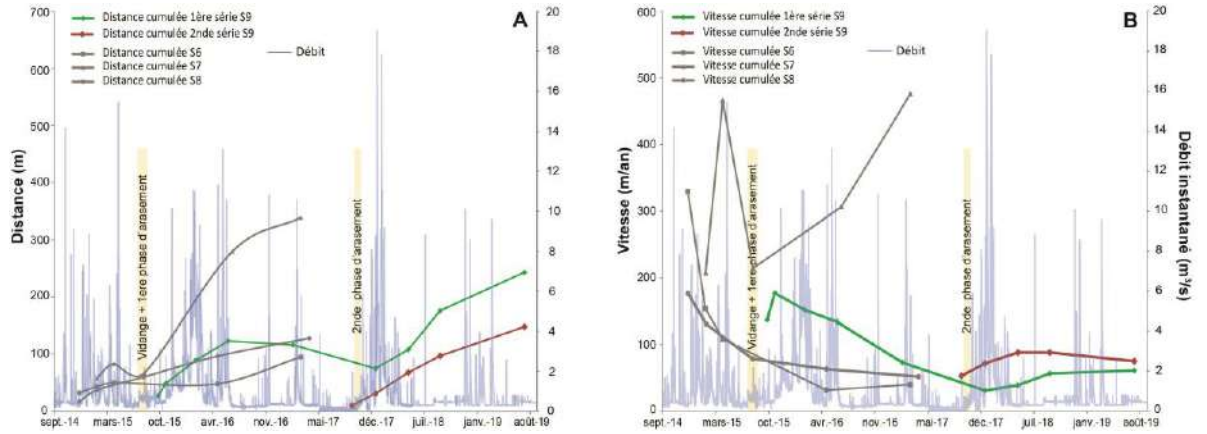


Figure 8. A. Distance cumulée parcourue par les traceurs sur le site de Pierre Glissotte et sur les sites non influencés. B. Vitesse de déplacement des particules sur les mêmes sites.

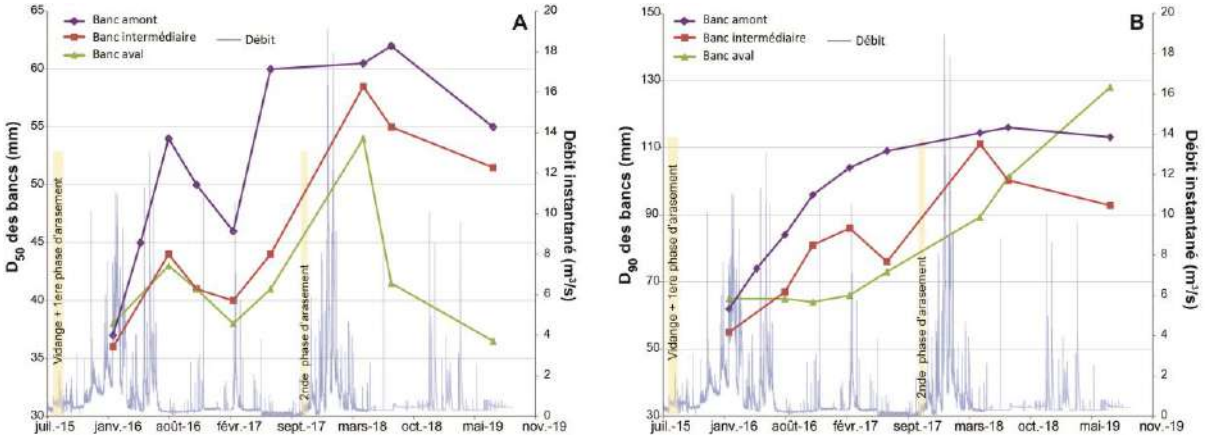


Figure 9. Evolution granulométrique de trois bancs caillouteux situés dans l'ancienne retenue de Pierre Glissotte (A.Evolution du D_{50} ; B. Evolution du D_{90}).

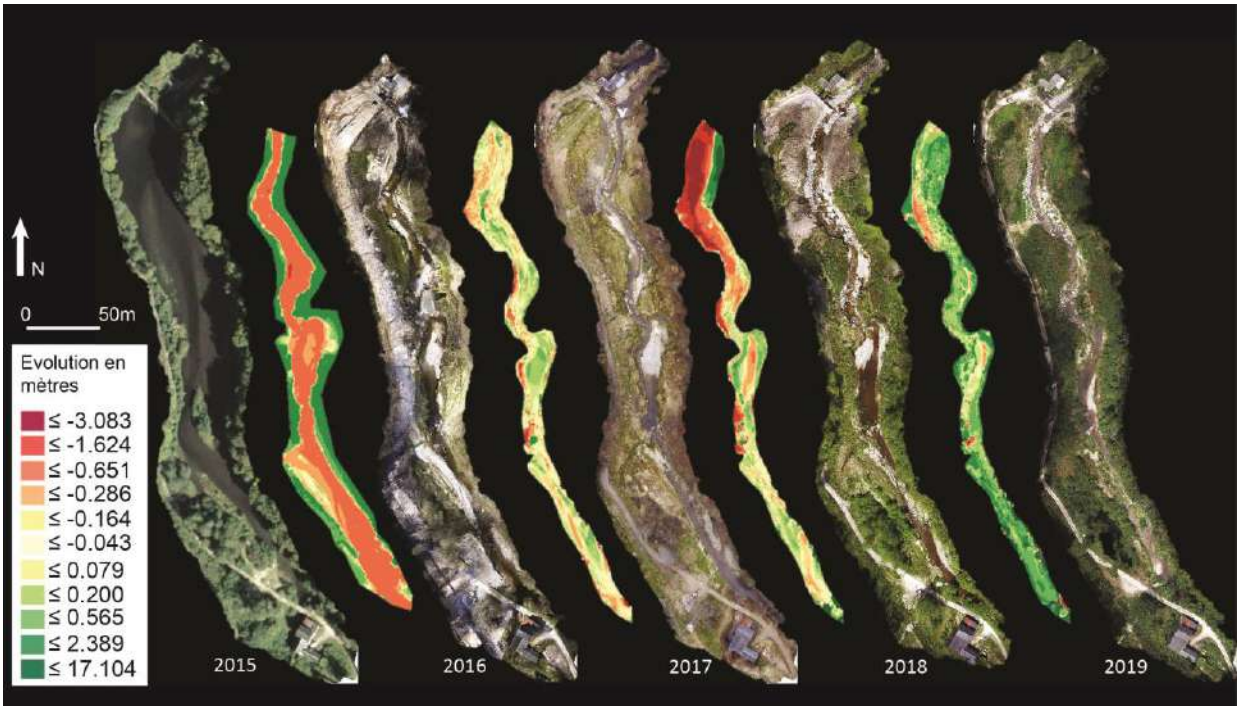


Figure 10. Evolution planimétrique de l'ancienne retenue (MNT) entre chaque campagne d'orthophotographie aérienne par drone (sauf 2015, bd ortho)

Ces ajustements très rapides peuvent s'expliquer par plusieurs facteurs ayant favorisé les processus érosifs : l'instabilité générale engendrée par l'abaissement du niveau d'eau, qui bien que progressif, n'est pas négligeable ; la faible cohésion des dépôts médians et supérieurs du remplissage, les nombreux évènements de crue de l'hiver et du printemps qui ont suivis la première phase de l'arasement. Il faut également ajouter à cela la morphologie de la vallée, assez étroite et pentue à hauteur du site, et de manière générale, le charriage relativement actif sur l'Yonne. Par ailleurs, il est à relever que les réajustements observés dans le réservoir au cours des premiers mois correspondent assez justement aux quatre premières phases du modèle d'évolution du chenal proposé par Doyle et al., 2003 : l'abaissement du niveau d'eau et apparition d'un nouveau lit, suivi par une incision, puis par une incision couplée à un élargissement.

Phase 1b : juin 2016-octobre 2017

Les processus caractérisant la phase 1b semblent être devenus dominants à partir de la fin du printemps-été 2016. Elle consiste après une dizaine de mois de forte instabilité, en un ralentissement de l'intensité des processus érosifs et une progressive stabilisation des nouvelles conditions morphologiques et sédimentaires façonnées dans la retenue (Figure 8, 9 et 10). Elle se marque tout d'abord par une diminution des vitesses de déplacement des traceurs entre février et juin 2016 (97,5 m/an). Durant cette période, l'élargissement du chenal s'est poursuivi principalement par érosion latérale et sapement des berges. Un relai dans la prédominance des moteurs de l'action érosive semble alors s'être opéré. D'un processus érosif conduit principalement par l'instabilité morphologique (*process-driven system*) générée par l'abaissement du niveau d'eau et l'incision résultante, on semble passer progressivement à un fonctionnement plus classique avec un rôle prépondérant des épisodes hydrologiques (*event-driven system*) (Pizzuto, 2002 et Pearson et al., 2011).
Ce changement dans les mécanismes conducteurs reflète une stabilisation des conditions morphologiques (pente, retour à un D_{50} caillouteux plus classique pour l'Yonne) qui est à même de fixer davantage le substrat du lit. L'atteinte d'un profil d'équilibre transitoire a également été favorisée par la mise au jour d'affleurements de roche-mère et de blocs pluri-décimétriques qui ont favorisé la stabilisation verticale et latérale du lit (Gartner et al., 2015 ; Warrick et al., 2015 ; Ibisate et al., 2016). Dans certains secteurs non contraints, l'élargissement s'est toutefois poursuivi lentement et, combiné à la diminution de la pente, la capacité de transport de l'Yonne, le D_{50} du lit (Figure 9) et la vitesse de déplacement des traceurs (Figure 8) ont fortement diminués.
La réduction de l'intensité morphogénique au sein de l'ancienne retenue a été confirmée par le calcul du volume de sédiment évacués entre avril 2016 et mars 2017, 600 m^3, bien inférieur aux 9600 m^3 érodés dans les neuf premiers mois suivant la première phase d'arasement (Figure 10). Le calcul des volumes a même montré la formation et la stabilisation de certains dépôts (170 m^3 de dépôts de sédiments accumulés par rapport à avril 2016). A partir d'août 2016, en plus de la végétation herbacée déjà bien établie sur les dépôts perchés suit à l'incision du lit, il a pu être observé un début de végétalisation des bancs caillouteux et sableux formés dans le nouveau chenal. Cette végétation pionnière s'est bien maintenue durant l'hiver 2016-2017 et a continué son développement à partir du printemps 2017. Certains de ces dépôts végétalisés, constitués de sables et cailloux sont adjacents à des dépôts de berges (effondrées ou glissées), eux aussi en cours de végétalisation. Au droit de ces dépôts, à proximité de la berge opposée, encore soumise à l'érosion (élargissement), une incision locale peut se poursuivre. Le processus se retrouve notamment dans les propositions de variantes du modèle d'évolution du chenal de Doyle *et al.* (2003) suggérées par Evans (2007).

Phase 2 : octobre 2017 (2nde phase d'arasement) - juillet 2019

En octobre 2017, la seconde phase d'arasement du barrage a marqué une nouvelle étape dans l'évolution des ajustements au sein de l'ancienne retenue. Si le nouveau chenal créé suite à la première phase d'arasement avait atteint une certaine stabilité plusieurs mois avant la reprise des travaux, ces derniers ont rétabli la dynamique hydro-sédimentaire. La charge de fond a de nouveau été fortement mobilisée provoquant une érosion verticale et latérale importante bien visible dans la Figure 6.
Sept mois après la deuxième phase des travaux, environ 2800 m^3 de sédiments gravelo-sableux ont été évacués (Figure 10). Une part importante résulte de l'action de la rivière et des mouvements de masse agissant sur les berges mais une part non négligeable (mais non quantifiée) a été mécaniquement extrait du lit lors des travaux. La Figure 10 montre que l'érosion s'est particulièrement concentrée sur environ 170 m à

l'amont immédiat de l'ancien barrage. On note toutefois plusieurs petits secteurs où l'érosion est importante dans la partie médiane de l'ancienne retenue.
Les traceurs réinjectés dans le chenal quelques semaines avant l'ouverture complète du barrage ont été mobilisés et ont pour certains parcouru plusieurs centaines de mètres en une douzaine de mois (Figure 8). Les vitesses (140 m/an en moyenne pour les traceurs de la seconde injection, et 79 m/an pour ceux de la première) ont donc de nouveau augmenté, bien que restant largement inférieures à celles enregistrées après la première phase. Un dernier relevé effectué en juillet 2019 ne montre pas de ralentissement du transport (209,5 m mètres parcourus en moyenne par les traceurs mobilisés depuis août 2018, deux séries d'injection confondues), comme cela avait été constaté dans la deuxième année suivant la première phase. Suite à la seconde phase, l'évolution de la taille des particules composant les bancs du lit est moins uniforme (Figure 9) ; l'accroissement du D_{50} s'est globalement maintenu jusqu'en mai 2018 (août 2018, dans la partie amont), ensuite, les bancs échantillonnés enregistrent une diminution de leur D_{50} jusqu'en juillet 2019. Cela rappelle cette fois la diminution mesurée à partir de l'été 2016, environ 10 mois après le début de la phase 1. La vitesse de déplacement des traceurs mobilisés de la seconde série injectée a atteint 211 m/an (mai à août 2018) et 237 m/an (août 2018 à juillet 2019) durant cette nouvelle phase d'affinement de la granulométrie médiane des bancs. Il est à noter que cette diminution du diamètre médian est particulièrement forte pour le banc aval (Figure 9) alors que son D_{90}, qui n'avait que très peu évalué lors de la première phase de travaux, augmente très rapidement depuis septembre 2017. Ce banc aval semble donc gagner en hétérogénéité, probablement suite au départ de sa fraction granulométrique intermédiaire.
L'évolution de la taille des sédiments qui demeure toujours inférieure au D_{50} des sites non influencés entourant l'ancienne retenue (Tableau 1), les vitesses de charriage enregistrées au printemps- été 2018 et à l'été 2019 et l'érosion de certains bancs stabilisés avant la seconde phase de travaux sont autant d'indicateurs suggérant que le lit n'était pas encore stabilisé à l'été 2019. Cette phase d'ajustement active est moins « spectaculaire » mais dure plus longtemps que celle mesurée suite à la première phase d'arasement. Cela peut s'expliquer par plusieurs facteurs : (i) la proportion de sédiments fins peu cohésifs disponibles est bien moindre car les dépôts de l'ancienne retenue toujours en place sont à présent en partie végétalisés (Figure 10), (ii) le substrat du chenal est de plus en plus grossier (Figure 9), et (iii) de nombreux gros blocs, pour certains pluri-métriques, et plusieurs affleurements rocheux empêchent l'érosion verticale. Ces points durs, mis à jour par l'incision dès la première phase d'arasement, ont assurément contribué à stabiliser le lit et expliquent la faible incision de la partie amont de la retenue (Figue 6). La comparaison à une échelle plus fine entre les profils de 2018 et 2019 montre néanmoins que le lit n'est pas complètement figé avec des secteurs en incisions et d'autres en aggradation. Les différences altimétriques restent toutefois modérées (quelques dizaines de centimètres). Cela concorde avec les données de charriage et de granulométrie, qui signalent un lit encore en recherche d'équilibre.

Evolution du tronçon aval

En juillet 2015, le départ massif de sables et limons dès le début de la vidange du réservoir a entrainé un écoulement très concentré en particules fines. Cela a significativement affecté les biocénoses sur au moins 3,5 km en aval, et probablement jusqu'au lac de Pannecière situé environ 6 km plus loin. Des dépôts jusqu'à une quarantaine de centimètres d'épaisseur se sont ainsi constitués le long du linéaire, en priorité sur les marges du chenal. Ils semblent néanmoins avoir été rapidement évacués au cours des hautes-eaux de l'automne, de l'hiver et du printemps suivant. En juin 2016, ils avaient pratiquement disparu ou leur épaisseur était fortement réduite.
Le rétablissement de la continuité sédimentaire s'est opéré rapidement puisque dès juin 2016, une dizaine de traceurs injectés dans l'ancienne retenue étaient retrouvés en aval du barrage, dispersés sur plus de 100 m à l'aval de l'ancien barrage (Figure 11). Le nombre de traceurs retrouvés en aval a ensuite peu augmenté jusqu'à la seconde phase d'arasement. Après celle-ci et la relance de la dynamique sédimentaire qu'elle a impulsé, un nombre grandissant de traceurs ont continué à être détectés dans le tronçon aval. Au final, en août 2018, au moins 29 traceurs avaient dépassé l'ancien barrage, répartis sur un linéaire allant de 4 à 420 m en aval de l'ancien ouvrage. Ce chiffre atteint un minimum de 53 traceurs en juillet 2019 sur un linéaire étendu jusqu'à 850 mètres en aval du barrage (Figure 11). Ces traceurs se sont répartis de manière plutôt homogène. Aucune zone de stockage préférentielle n'émerge réellement, hormis un secteur assez localisé situé 90 m en aval du barrage à l'aval immédiat de la confluence avec le canal de fuite de l'usine hydroélectrique. Le lit s'élargit alors et est séparé en deux bras sur une trentaine de mètres par une petite île

étroite. En dehors de quelques traceurs qui semblent bloqués derrière des blocs, les particules qui franchissent l'ancienne retenue restent très mobiles et ne se fixent pas à l'aval de l'ouvrage.

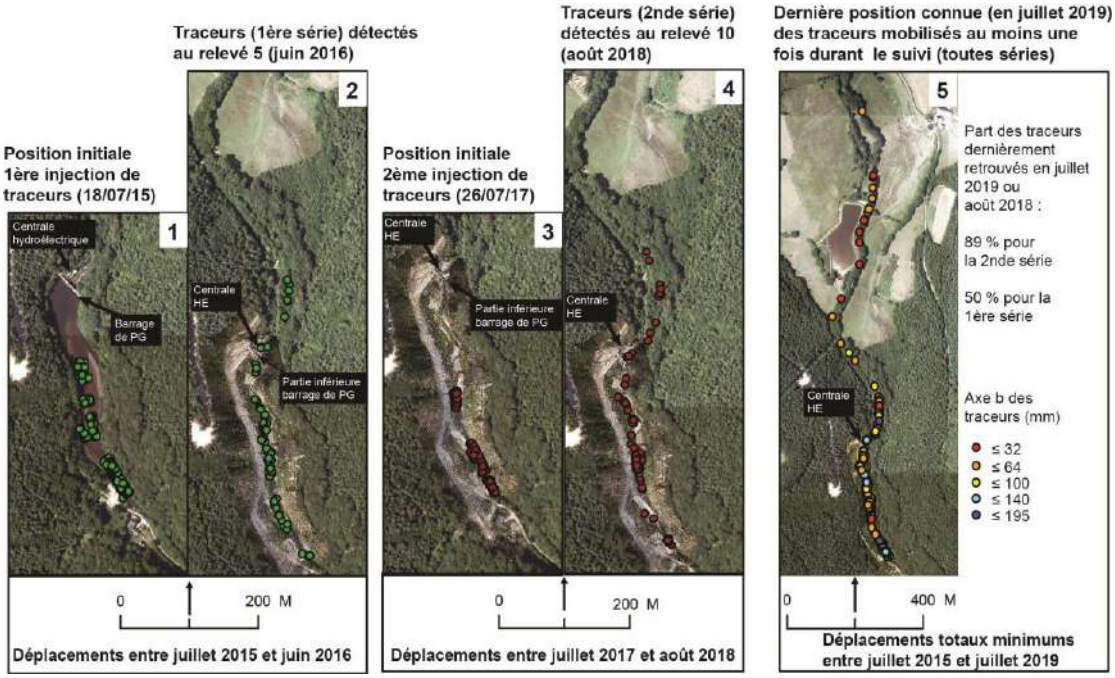


Figure 11. Positions des traceurs RFID à différentes périodes du démantèlement du barrage de Pierre Glissotte

La comparaison du profil en long pré-démantèlement avec ceux levés en 2017 (post 1ère phase) et 2019 (post 2nde phase), effectuée sur une longueur de 315 m environ à partir de l'ancien barrage confirme cette absence d'exhaussement généralisé du lit (Figure 6). Les variations verticales sont plutôt positives témoignant de la mise en place de petits dépôts caillouteux mais elles restent pour le moment assez limitées (< 30 cm). On observe toutefois qu'elles sont plus présentes entre 2017 et 2019 que suite à la première phase de l'opération de restauration. De nouvelles campagnes de levés topographiques seront donc nécessaires pour savoir si la tendance identifiée se poursuit ou si elle reste mesurée. La comparaison de profils en travers levés en 2014 et en 2017 confirme ces observations (Figure 12). Dans l'ensemble, peu de changements morphologiques sont à signaler à l'exception de quelques secteurs en aggradation (>30 cm) mais sur une portion très limitée de la largeur. Du point de vue du substrat, la comparaison de deux campagnes granulométriques de surface opérées environ 150 m en aval de l'ancien barrage en septembre 2018 et octobre 2019, tend à souligner le caractère encore limité des ajustements texturaux : passage d'un D_{50} de 73.5 à 79.5 mm, d'un D_{90} de 250 à 241 mm.

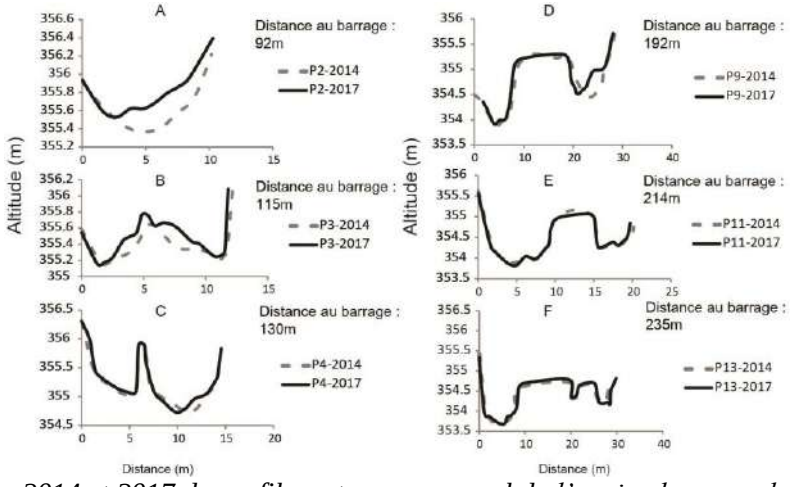


Figure 12. Séries 2014 et 2017 de profils en travers en aval de l'ancien barrage de Pierre Glissotte

La continuité semble donc bien rétablie, mais ne s'accompagne pas, pour le moment, d'un engraissement sédimentaire du lit à l'aval de l'ancien ouvrage. Ce transit de la charge de fond, sans mise en place de réel dépôt interroge sur la capacité de la rivière à retrouver à une situation pré-barrage. Une telle situation a également été signalée suite aux démantèlements de l'Elwha River (Warrick et al., 2015 ; Ritchie et al., 2018) ou à la fracturation du Barlin dam (Tullos et Wang, 2014).

1.6. Conclusion

Les divers changements morphologiques relevés dans l'ancienne retenue durant ces quatre années de suivi ont souligné le caractère évolutif des ajustements, de leur rythme et de leurs mécanismes de contrôle. Tout au long du processus d'ouverture de la retenue, on observe en effet une certaine variabilité de l'évolution granulométrique des bancs échantillonnés, des vitesses de charriage et de l'évolution verticale du chenal (incision et exhaussement). Le processus de déstabilisation initiale associée à l'érosion régressive et à la remontée du knickpoint engendre des réajustements très rapides. La mise à jour par l'incision de nouvelles conditions (points-durs, dépôts inférieurs plus cohésifs, …) et l'atteinte de conditions d'équilibre plus ou moins provisoires conduisent à un ralentissement des changements morphologiques. Cette évolution est conforme à ce qui a été observé par ailleurs dans les arasements d'ouvrages qui ont fait l'objet de suivi. Au vue de la Figure 13, on peut toutefois noter qu'à Pierre Glissotte une part importante du remplissage du réservoir a été évacuée très rapidement. Pour les arasements en plusieurs étape, il apparait assez exceptionnel que 25% des sédiments piégés aient été réinjectés dans le système au terme de la première année de la restauration. Ceci est sans doute lié à la nature du remplissage (sables et vases peu consolidés et relativement peu anciens) et au caractère assez puissant de l'Yonne. La réintroduction de charge grossière dans le système a contribué à ralentir les ajustements morphologiques sans toutefois complètement stabiliser le système. On l'a vu, l'abaissement total du barrage lors de la deuxième phase de travaux a ravivé la dynamique d'ajustement qui, près de deux ans après, est toujours d'actualité.

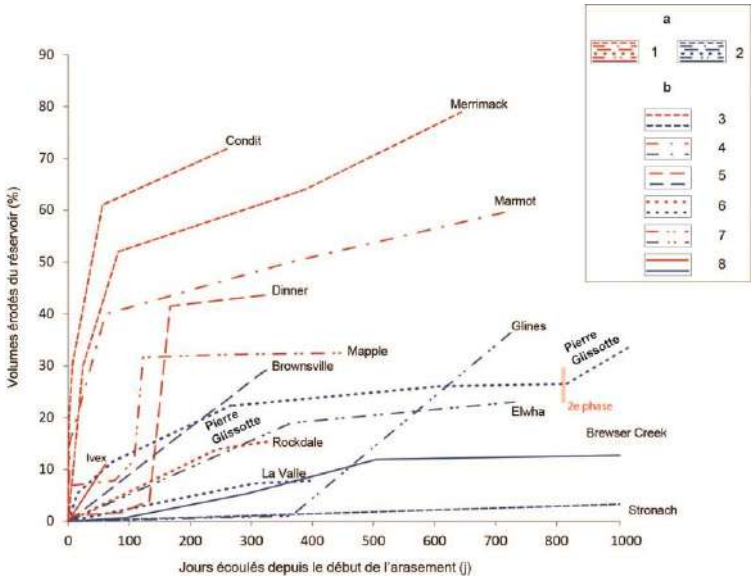


Figure 13. Comparaison des rythmes d'érosion des dépôts de réservoir après un arasement (d'après : Doyle et al., 2003 ; Stewart, 2006 ; Evans, 2007 ; Straub 2007 ; Burroughs et al., 2009 ; Walter et Tullos., 2010 ; Pearson et al., 2011; Major et al., 2012 ; Wilcox et al. 2014 ; Randle et al., 2015). a. Type d'arasement : 1. Arasement rapide; 2. Arasement en plusieurs étapes ; b. Composition sédimentaire principale du réservoir : 3. Sables dominants; 4. Mixtes non-cohésifs (sables et grossiers); 5. Grossiers (> 2mm); 6. Fins mixtes (sables, vase); 7. Mixtes (vase, sables et grossiers); 8. Vase.

Dans cette optique, l'absence d'évolution morphologique majeure en aval du barrage, quatre ans après le début des travaux est assez surprenante. Elle témoigne de la possibilité qu'un rétablissement largement effectif de la continuité sédimentaire caillouteuse ne s'accompagne pas de réajustement morphologique significatif en aval, ou au moins, dans le tronçon situé immédiatement à l'aval. L'exemple est d'autant plus

probant alors que nos travaux ont montré que le charriage était particulièrement actif sur l'Yonne (dans l'ancienne retenue et sur les sites environnants, voir Gilet *et al*., 2018), et la charge sédimentaire relativement conséquente. La charge est donc bien parvenue à ce tronçon aval mais sans véritablement s'y fixer.
Le rétablissement de la continuité sédimentaire a notamment pour objectif de combler les déficits. A l'aval de la Pierre Glissotte, les secteurs du tronçon en situation de pavage témoignant d'un déficit de charge moyenne ne sont pas très étendus sur le plan linéaire et par conséquent l'absence d'évolution morphologique n'est sans doute pas particulièrement préoccupante, notamment du point de vue écologique (habitats des macro-invertébrés, substrat et hydraulique des zones de frai …). Toutefois, quand les tronçons en déséquilibre sont plus étendus, cette absence de reconfiguration morpho-sédimentaire peut s'avérer problématique écologiquement. Et cela pousse à étendre la réflexion à d'autres types d'objectifs visés par une restauration du transit de la charge de fond, y compris à une échelle plus large que le chenal. Par exemple, l'absence d'un rééquilibrage vertical suite à une incision antérieure peut empêcher d'atteindre l'objectif d'améliorer la connectivité avec le lit majeur.

2. Qualité biologique et hydromorphologique des petits cours d'eau franciliens

2.1. Introduction

Les cours d'eau en zone urbaine ou péri-urbaine ont longtemps été négligés avec peu d'intérêt porté de la part des sciences de l'environnement (Carré et al. 2011) et tenus à l'écart des études écosystémiques étant considérés comme définitivement dégradés. L'accroissement de l'intérêt porté à ces cours d'eau urbains est en grande partie lié au fait que la population humaine devient de plus en plus urbaine. Il est par conséquent nécessaire de s'intéresser à ces milieux à la fois pour des problèmes de qualité de ressources en eau pour la population urbaine mais aussi de qualité de vie.
L'entrée en vigueur de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), qui établit un nouveau cadre d'action communautaire, a modifié largement la considération des cours d'eau urbains dans le domaine de la politique de l'eau. L'objectif principal exige de parvenir à un bon état écologique, ou dans le cas des masses d'eau fortement modifiées (MEFM), qui comprend de nombreux systèmes urbanisés, atteindre un «bon potentiel écologique».
Les cours d'eau urbains doivent faire l'objet d'opérations de restauration de leur état écologique mais avant il est nécessaire de comprendre leur fonctionnement, et les pressions exercées sur ces milieux. Il s'agit donc de considérer les cours d'eau urbains comme des écosystèmes à part entière, susceptibles d'héberger de la biodiversité aquatique (Francis 2012).
Les altérations du fonctionnement des cours d'eau liées à l'urbanisation sont assez bien décrites dans une revue de Walsh et collaborateurs (Walsh et al. 2005) et réunies sous le terme de « syndrome du cours d'eau urbain ». Elles sont relatives aux processus physiques (hydrologie, qualité d'eau et géomorphologie), à la biodiversité aquatique et aux processus écosystémiques (cycle de nutriments, production et respiration à l'échelle globale). L'urbanisation se traduit donc par des pressions multiples sur les écosystèmes d'eau courante, auxquelles répond une diversité des mécanismes de changement du fonctionnement écologique (Roy et al 2016). Toutefois, si les effets de l'urbanisation sur les cours d'eau sont connus qualitativement, et plus particulièrement dans le cas de cours d'eau impactés par des grandes villes (ex : impact de Paris sur la Seine, Boët et al. 1999, Tales et al. 2017), ils sont rarement quantifiés.
Les effets de l'urbanisation sur la biodiversité aquatique sont également plus ou moins sensibles selon l'histoire du cours d'eau et des usages de son bassin versant (Cuffney et al 2010). Par ailleurs, même quand l'urbanisation semble limitée (par exemple, les cours d'eau dont les bassins versants ont moins de 10% de leur surface artificialisée), des effets variables se font ressentir en lien avec la configuration de l'imperméabilisation (Baruch et al 2018).
Cependant, pour restaurer ce type de milieu, les gestionnaires doivent connaître les causes précises de leur dégradation pour identifier les leviers à leur disposition et se fixer des objectifs de qualité atteignables.
L'objectif de ce travail est donc de caractériser l'impact de l'urbanisation sur le fonctionnement écologique des cours d'eau urbains afin de développer les connaissances nécessaires pour proposer des scénarios de restauration efficace. Cette approche encore préliminaire est basée 1/ sur une caractérisation régionale des cours d'eau franciliens dans l'objectif d'obtenir un gradient d'urbanisation et 2/ sur un focus de trois cas d'étude sur lesquels les relations état du milieu - biodiversité en milieu urbain sont examinées plus en détail.

2.2. Caractérisation des cours d'eau urbains

2.2.1. Eléments bibliographiques

L'existence du syndrome du cours d'eau urbain est réaffirmée et précisée, donnant lieu à une série de questions pour identifier quels sont les mécanismes à l'œuvre (Wenger, Roy et al. 2009). L'urbanisation des bassins versants entraîne une cascade de changements des écosystèmes d'eaux courantes. Les facteurs de stress sont variés, s'exercent à l'échelle des bassins versants comme à l'échelle du cours d'eau : modification de l'occupation des sols, altération des débits, de la qualité de l'eau, de la géomorphologie. La réponse écologique à ces modifications est à la fois structurelle (impact sur la biodiversité : poissons, invertébrés, etc.) et fonctionnelle (production primaire, respiration, assimilation des nutriments, décomposition des litières). L'urbanisation est donc de nature multistresseurs, alors même que les études se limitent la plupart du temps à une seule source de stress. Un autre modèle conceptuel des impacts de l'urbanisation sur les cours d'eau, proposé par Coleman et collaborateurs (Coleman, Miller et al. 2011), tient compte de cette complexité tout en la ramenant à une variable, l'augmentation de l'imperméabilisation du bassin versant, comme indicateur général de la dégradation des cours d'eau en lien avec l'urbanisation.
Enfin, la caractérisation du syndrome des cours d'eau urbains vise à décrire ce qu'ils ont en commun relativement aux autres cours d'eau. Il ne faudrait pas pour autant négliger le fait qu'il existe des différences au sein d'un ensemble de cours d'eau urbains, qu'il est maintenant nécessaire d'approcher pour promouvoir leur restauration écologique (Booth et al. 2016).

Modifications de l'occupation des sols

Globalement, les mesures de modification de l'occupation des sols les plus courantes pour caractériser l'urbanisation sont les taux de surfaces imperméables et de surfaces urbaines (Booth, Karr et al. 2004). L'imperméabilisation des bassins versants n'agit pas directement, mais par modification de la capacité d'infiltration (Nelson, Palmer et al. 2009, Chen, Chuang et al. 2014), induisant des modifications hydrologiques, l'augmentation de la variance du débit des cours d'eau et l'altération du chenal (Miltner, White et al. 2004).
Les autres modes d'occupation des sols, agricole et forestier, peuvent également être pris en compte. Le couvert forestier affecte par exemple la température de l'eau et les apports organiques (Nelson, Palmer et al. 2009). Il peut être tenu compte aussi plus spécifiquement de l'occupation des sols dans la zone riveraine des cours d'eau (de l'ordre de 30 à 100 m aux abords des cours d'eau) (Roy, Rosemond et al. 2003, Laub, Baker et al. 2012).
Globalement donc, les variables retenues pour qualifier l'occupation des sols dans les bassins versants urbains correspondent aux pourcentages des principaux modes d'occupation des sols (urbains, agricoles et forestiers) en mettant l'accent plus particulièrement sur la prise en compte des surfaces imperméables et éventuellement sur l'occupation des sols dans une zone plus rapprochée des cours d'eau (zone riveraine ou zone tampon).

Altérations de la géomorphologie

Vietz et collaborateurs (Vietz, Rutherfurd et al. 2016) proposent un modèle d'évolution globale de la géomorphologie d'un cours d'eau en voie d'urbanisation. Tout d'abord, les bassins versants ont été modifiés pour un usage agricole, et les cours d'eau, rectifiés avec une stabilisation des berges pour permettre d'augmenter les terres exploitables. Dans un second temps, comme le bassin versant évolue d'une utilisation agricole vers une utilisation à prédominance urbaine (y compris péri-urbain), les activités menées sur le bassin versant peuvent entraîner un élargissement et une rectification du chenal (pour réduire le risque d'inondation) et le pavage du lit (pour augmenter la résistance hydraulique à l'augmentation du débit). Cette évolution du cours d'eau jusqu'à l'urbanisation de son bassin versant a donc des effets sur sa géomorphologie, qui se manifestent par une réduction de la complexité du chenal ainsi que du transport des sédiments.
La complexité du chenal, basée sur les attributs géomorphologiques à l'échelle des tronçons, (Laub, Baker et al. 2012) est une propriété importante des cours d'eau. Le développement urbain entraîne la perte de la complexité du chenal en raison de plus fréquentes crues érosives qui causent son incision et l'érosion des berges (Walsh, Roy et al. 2005). L'impact de l'urbanisation altère donc le fonctionnement géomorphologique global des cours d'eau, même si les mesures déployées concernent surtout l'échelle locale.

Hydrologie

Les modifications du régime hydrologique sont probablement les changements les plus évidents qui affectent les cours d'eau urbains qui tendent à se comporter de manière très subite (« flashy ») (Walsh, Roy et al. 2005). L'augmentation de cette instantanéité est un indicateur utile pour décrire les effets hydrologiques de l'occupation du sol en milieu urbain (Walsh, Roy et al. 2005).

Coleman et collaborateurs (Coleman, Miller et al. 2011) confirment dans leurs analyses hydrologiques le rôle de l'imperméabilisation des sols. Les changements hydrologiques observés se traduisent par l'augmentation du ruissellement des eaux pluviales (provoquée par la diminution de l'infiltration), l'augmentation de la fréquence et de la gravité des inondations, la réduction des débits pendant les périodes de temps sec, et une plus grande vitesse d'écoulement pendant les événements pluvieux.

Plus récemment, une étude sur un bassin versant périurbain français a confirmé l'intérêt de prendre en compte les infrastructures d'assainissement (réseaux d'égouts, dispositifs de déversoir d'égouts) pour évaluer l'impact de l'urbanisation sur son régime hydrologique (Braud et al, 2013). L'urbanisation croissante conduit à une augmentation du ruissellement de surface, au détriment des débits de sub-surface et de base, même si le débit moyen annuel reste assez stable. Dans la mesure où le ruissellement de surface transite par le réseau d'assainissement unitaire avant d'arriver à la rivière via les déversoirs d'orage, cela pose des problèmes de qualité de l'eau, surtout en été où le débit de base est très faible. De la même manière, Baruch et ses collaborateurs (2018) font appel à la notion de connectivité hydrologique influencée par la densité des réseaux souterrains et des réseaux de route : la configuration de ces réseaux modifie les impacts de l'urbanisation sur les cours d'eau. Konrad et Booth (2005) ont identifié que ce sont les variations et les extrêmes du débit qui, modifiés par l'urbanisation, semblent impacter le compartiment écologique des cours d'eau en contexte urbain.

Cependant, l'impact de l'urbanisation sur l'hydrologie des cours d'eau ne semble pas faire consensus. Une analyse récente menée sur 172 bassins versants aux Etats Unis, dont 104 bassins versants urbains, a montré que pour partie il n'y avait pas de tendance significative d'évolution pour les trois caractéristiques hydrologiques concernées, le coefficient d'écoulement, l'indice d'écoulement de base et le débit biennal. Par ailleurs, même dans le cas de tendance significative, ces caractéristiques peuvent augmenter ou diminuer en contexte urbain (Salavati et al 2015).

Qualité de l'eau

En plus des pressions physiques, les rivières urbaines sont sujettes à une altération de qualité d'eau, provoquée par le ruissellement en zones urbaines et les rejets ponctuels directs (Moggridge, Hill et al. 2014). L'augmentation des concentrations du phosphore total, du carbone organique dissous, de l'ammonium ainsi que de la conductivité dans les cours d'eau urbains, semble corrélée avec une augmentation de l'imperméabilité des sols (Hatt, Fletcher et al. 2004). Walsh et collaborateurs (Walsh, Roy et al. 2005) ont observé l'augmentation de la température, des éléments nutritifs et des substances toxiques liés à l'augmentation de la croissance de l'urbanisation.

Il est important de quantifier et de comprendre comment les changements de l'occupation du sol affectent les processus de qualité de l'eau (Roy, Rosemond et al. 2003). Cela est essentiel pour déterminer comment minimiser les impacts sur les écosystèmes fluviaux. Les eaux de ruissellement des surfaces urbanisées ainsi que les rejets municipaux et industriels peuvent conduire à une forte contamination par diverses substances telles que les pesticides, les métaux lourds, les contaminants organiques (Calizza, Costantini et al. 2012). Ils peuvent également avoir des effets significatifs sur les régimes thermiques des rivières urbaines (la température des eaux de ruissellement tend à augmenter au contact des surfaces pavées et bétonnées).

Synthèse

L'effet de l'urbanisation sur les cours d'eau a beaucoup été étudié aux Etats Unis ou en Australie, alors que c'est un sujet encore peu abordé en Europe. Alors que la pression urbaine est reconnue comme étant de nature multifactorielle, les études se limitent la plupart du temps à un compartiment de l'écosystème (compartiment physique, hydrologie ou géomorphologie, ou physicochimie) ne permettant pas d'obtenir un diagnostic global de l'état des cours d'eau urbains. L'urbanisation est également quantifiée de différentes manières, ce qui explique dans une certaine mesure le manque de cohérence dans la variation des paramètres étudiés en réponse au processus d'urbanisation. Ce sont souvent les données d'occupation des sols qui permettent de qualifier un bassin d'urbain ou non a priori. Par exemple, Salavati et collaborateurs (2015) ont

choisi un seuil de 10 % pour la valeur du taux de surfaces urbaines, justifié par les valeurs retenues dans la littérature, au-delà duquel un bassin versant est considéré comme urbain. Stranko et collaborateurs (2012), dans une étude sur l'effet de la restauration de cours d'eau, choisissent un seuil de 60% pour cette même valeur. Le taux d'imperméabilisation est souvent utilisé ainsi que la densité de population avec des valeurs seuils également variables.

2.2.2. Sites d'étude

Les cours d'eau considérés pour ce travail sont ceux de la région francilienne (90 rivières de plus de 10 km de long et près de 300 cours d'eau de plus petite taille) (*Figure* 14). Compte tenu du mode d'urbanisation de la région, il existe un gradient relatif à l'éloignement progressif de Paris. Dans Paris et sa petite couronne, l'urbanisation est drastique alors qu'elle est moins prégnante dans la Grande Couronne (Carre et al. 2011). Seuls les « petits » cours d'eau sont considérés, de manière à ce que l'ensemble de leur bassin versant soit compris dans le territoire étudié. Dans un premier temps, la sélection de bassins versants a été effectuée à l'aide de ArcGIS et à partir du modèle Seneque développé dans le cadre du programme PIREN-Seine.

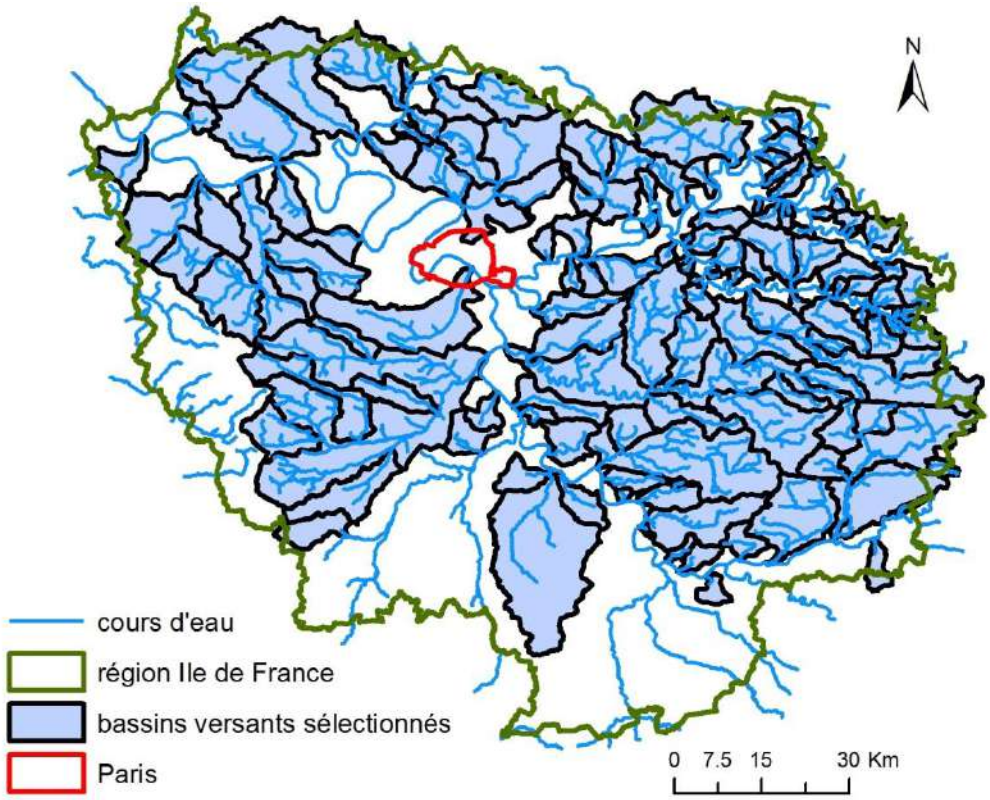


Figure 14. Carte présentant l'emprise totale des 138 bassins et sous bassins versants sélectionnés en Île-de-France

2.2.3. Données de caractérisation de l'urbanisation

Pour caractériser le plus grand nombre possible de cours d'eau, nous avons décidé de valoriser les données déjà acquises dans le cadre de réseau de surveillance de l'AESN, des réseaux complémentaires départementaux, des mesures réalisées par des syndicats de rivière, etc.

Des données relatives à l'occupation des sols et à la population, à l'hydromorphologie, à l'hydrologie et à la qualité des eaux des cours d'eau franciliens ont été collectées sous la forme de variables quantitatives, pour caractériser leur degré d'urbanisation. Pour cette caractérisation à large échelle, seules les données concernant le plus grand nombre de cours d'eau sont retenues, la plupart du temps, des données globales.

Occupation du sol

Les données du MOS (Mode d'Occupation du Sol) provenant de l'IAU (Institut d'Aménagement et d'Urbanisme) Île-de-France, en ligne sur le site Internet ont été utilisées[1], éventuellement complétées à l'aide de CORINE Land Cover (CLC).

Densité de population par bassin versant

Afin de calculer les valeurs de la densité de population, nous avons utilisé les données communales sur la population des ménages de 1962 à 2011 de l'Institut d'Aménagement et d'Urbanisme (IAU) de la Région Île-de-France. Par bassin versant, nous avons donc une valeur de densité de population en habitants par km^2 pour l'année 2011.

Caractéristiques hydromorphologiques

Les caractéristiques hydromorphologiques retenues sont calculables sur la base de données géographiques, accessibles via un SIG. Ce sont des caractéristiques à large échelle telles que la sinuosité qui peut être calculée en tout point du réseau hydrographique, ou les obstacles à l'écoulement qui constituent un autre type d'altérations de l'hydromorphologie (Référentiel national des Obstacles à l'Ecoulement (ROE)[2]).

Caractéristiques de l'hydrologie des cours d'eau urbains

Il n'était pas possible de disposer de données de débit dans un grand nombre de cours d'eau. En revanche, les données liées aux infrastructures d'assainissement qui influencent le régime hydrologique des cours d'eau sont disponibles (site internet du portail d'information sur l'assainissement communal (Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer, 2013).

Qualité de l'eau

Sur les 138 bassins versants sélectionnés dans notre étude, il n'y a que 59 stations de mesures physico-chimiques, en retenant les stations se situant aux exutoires ou, à défaut, les plus en aval du bassin versant, les données devant être analysées en regard des caractéristiques d'occupation des sols sur l'ensemble du bassin versant. Sur ces 59 stations, seuls trois paramètres mesurés sont communs à l'ensemble des stations : l'ammoniac, considéré comme un traceur des rejets d'eaux usées, les orthophosphates, les nitrates, qui proviennent principalement de l'agriculture (épandage d'engrais azotés et de lisier), et d'autres sources comme les industries et les stations d'épuration. Ces caractéristiques impliquent d'analyser à part les données physicochimiques.

2.2.4. Résultats

Recherche d'un gradient d'urbanisation

Les bassins versants étudiés sont plutôt de petite taille (ordre de Strahler de 1 à 4) (Tableau). Concernant l'occupation des sols, on constate une large variation de chacune des quatre caractéristiques, ce qui semble indiquer des situations assez contrastées. Il en est de même pour la densité de population et la densité d'obstacles à l'écoulement. La sinuosité en revanche reste très modérée puisque la gamme de valeurs correspond globalement à des cours d'eau de même catégorie, sinueux (<1.25). Huit des caractéristiques retenues sont analysées par ACP (Analyse en composantes principales), suivie d'une Classification Hiérarchique sur Composantes Principales (CHCP) pour obtenir des groupes de bassins versants. Les variables relatives aux types d'assainissement n'étant pas disponibles pour tous les bassins versants, elles sont traitées dans l'ACP comme variables illustratives, de manière à voir comment elles s'ajustent au modèle issu de l'analyse des huit autres variables.

[1] http://www.iau-idf.fr/liau-et-vous/cartes-donnees/mode-doccupation-du-sol-mos.html
[2] Version 6.0 du 7 Mai 2014 (http://www.eaufrance.fr/referentiel-des-obstacles)

Tableau 3. Valeurs minimales, maximales et moyennes des caractéristiques des 138 bassins versants (en gras les huit variables analysées en ACP).

		Code	Minimum	Maximum	Moyenne
Surface de bassin versant (km^2)			1,1	1019,3	71,4
Occupation des sols	**Taux d'imperméabilisation**	SurfImp	0,006	0,803	0,118
	Taux d'agriculture	SurfAgri	0,001	0,955	0,565
	Taux de forêt	SurfForet	0,003	0,672	0,218
	Taux d'urbanisation	SurfUrb	0,017	0,963	0,193
Densité de population (h/km^2)		DensPop	13,70	7794,00	513,80
Densité d'obstacles (ROE, nbe/km de cours d'eau)		ROE	0,00	2,56	0,20
Sinuosité dans le bassin versant	**Minimum**	SinMin	1,000	1,230	1,045
	Maximum	SinMax	1,010	1,340	1,111

L'analyse réalisée indique que les variables liées à l'occupation des sols et à la population contribuent majoritairement au premier plan de l'analyse (61.2% de l'information totale). Le taux de surface agricole dans le bassin versant est logiquement opposé au taux de zones urbaines et au taux d'imperméabilisation selon le premier axe. Le taux de surface en forêt correspond au deuxième axe de l'analyse, en situation intermédiaire entre le taux de surface agricole et les taux liés à l'urbanisation selon le premier axe. La corrélation de la densité de population avec le premier axe confirme que ce premier axe reflète un gradient d'urbanisation croissante. Les trois variables relatives à l'hydromorphologie ne contribuent qu'au troisième axe de l'analyse. Enfin, les caractéristiques liées au type d'assainissement ne semblent pas corrélées à l'axe « urbanisation ».

Les résultats de la classification indiquent une partition en quatre groupes des 138 bassins versants, identifiant des bassins versants plutôt agricoles (groupe 1 avec 54 bassins versants et groupe 2 avec 27 bassins versants) et les bassins versants les plus urbanisés (groupe 4 avec 19 bassins versants) en passant par les bassins versants pour lesquels le taux de forêt est important (groupe 3 avec 38 bassins versants). La différence entre les bassins versants des groupes 1 et 2 est liée aux variables hydromorphologiques (sinuosité et nombre d'obstacles).

Relation entre le gradient et la qualité de l'eau

Les 59 stations pour lesquelles nous disposons de données de qualité d'eau se répartissent de la manière suivante selon les 4 groupes traduisant le gradient d'urbanisation : 13 stations du groupe 1, 18 stations du groupe 2, 21 stations du groupe 3 et 7 stations du groupe 4.

L'évolution des moyennes des concentrations en ammonium, nitrates et orthophosphates est assez similaire, avec des concentrations plus élevées dans les bassins versants du groupe 1 que celles dans les autres groupes de bassins versants. Les concentrations en moyenne les plus faibles pour ces trois paramètres sont observées dans les bassins versants du groupe 4, soit le groupe des bassins versants à dominante urbaine. L'évolution de la concentration en ammonium est particulièrement surprenante puisque ce paramètre est censé être un marqueur de l'urbanisation.

Le test de l'effet « groupe » (test de rang non paramétrique de Kruskal-Wallis) sur les concentrations en ammonium, nitrates et orthophosphates indique que seule l'évolution des concentrations en nitrates est significativement influencée, avec les concentrations moyennes les plus faibles pour les bassins versants urbains. Cependant, ce résultat est à relativiser dans la mesure où les données de qualité d'eau ne sont disponibles que sur une fraction des bassins versants étudiés.

Conclusions

En première approche, nous avons réussi à obtenir un gradient préliminaire de caractérisation de l'urbanisation des cours d'eau franciliens. La démarche est singulière dans la mesure où :

- Elle combine des variables de différentes origines pour tenir compte de la nature multifactorielle de la pression urbaine

- Les variables prises en compte sont quantitatives ce qui permet d'avoir un diagnostic objectif et nuancé de l'état des cours d'eau considérés.

L'objectif d'avoir une approche globale de l'ensemble des cours d'eau franciliens pour obtenir des résultats plus généralisables nécessite de travailler sur la base de données déjà acquises. Le gradient d'urbanisation obtenu repose en grande partie sur la distinction des bassins versants en termes d'occupation des sols. Cependant, même avec ce petit nombre de variables, un gradient de situations est distingué, permettant de conclure que cet ensemble apparemment homogène de cours d'eau urbains et périurbains cache des disparités qu'il est nécessaire de prendre en compte dans des démarches de diagnostic d'état ou de restauration de ces milieux.

2.3. Qualité biologique et hydromorphologique de trois petits cours d'eau franciliens

2.3.1. Cours d'eau étudiés

Les bassins versants

Suite à la caractérisation globale de l'urbanisation des cours d'eau franciliens, il a été décidé de choisir des cas d'étude précis. Trois cours d'eau ont été retenus, représentant un compromis entre l'effort à réaliser pour recueillir des données sur le terrain (les cours d'eau sur lesquels des connaissances étaient disponibles ont été privilégiés) et la représentativité attendue du gradient mis en évidence précédemment : la Biberonne, la Mérantaise et le Morbras (*Figure 15*).

Ces trois cours d'eau sont de taille comparable (Tableau 4). Pour mémoire, ils sont situés dans une même hydroécorégion (HER 9 : tables calcaires) et de même type TP9 (très petits cours d'eau).

Figure 15. Localisation en Ile de France des trois cours d'eau étudiés. a) la Biberonne, b) la Mérantaise, c) le Morbras.

La Biberonne, située en Seine et Marne, s'écoule dans un contexte rural, à dominante agricole comme l'indique l'occupation des sols dans son bassin versant (Tableau 4). Elle est caractéristique du groupe 1. C'est un affluent de la Beuvronne, qui elle-même se jette dans la Marne en rive droite (Figure 16).
La Mérantaise (représentant le groupe 2), affluent de l'Yvette, prend sa source dans les Yvelines puis s'écoule en Essonne. Elle est l'exemple d'un cours d'eau soumis à l'urbanisation, mais dont certains secteurs du bassin versant restent indemnes : en témoignent les proportions équivalentes entre surfaces forestières (32.21%), espaces agricoles (37.36%) et surfaces artificialisées (28.12%). C'est sans doute l'exemple type d'un cours d'eau péri-urbain (Figure 17). De nombreux moulins étaient installés sur son linéaire, expliquant peut être que le nombre d'obstacles encore présents est supérieur à celui des deux autres cours d'eau (Tableau 4).
Le Morbras, petit affluent rive gauche de la Marne, s'écoule de la Seine et Marne vers le Val de Marne (Figure 18). C'est celui qui a connu une urbanisation plus importante, ce qui explique son appartenance au groupe 4 rassemblant les cours d'eau les plus urbanisés de la région francilienne.

Tableau 4. Caractéristiques des trois cours d'eau étudiés à l'échelle du bassin versant.

Cours d'eau	Surf. BV (km2)	Ordre Strahler	Occupation des sols (en %)					Densite Pop (hab/km2)	Nbe obstacles (par km (ROE))	Sinuosite		Groupe
			Forêts	Espaces semi-naturels	Espaces agricoles	Eau	Surfaces artificialisées			Min	Max	
BIBERONNE	54,96	2	6,41	3,72	75,40	0,24	14,23	224	0,00	1,03	1,10	1
MERANTAISE	30,66	1	32,21	1,74	37,36	0,57	28,12	846	2,21	1,08	1,08	2
MORBRAS	51,99	2	29,63	3,56	15,31	0,43	51,07	1956	0,46	1,05	1,15	4

Les stations

Sur les trois cours d'eau considérés, pour le compartiment biologique, huit stations ont été retenues, qui ont fait l'objet de campagnes de mesures en propre en 2016, ou sur lesquelles des données étaient déjà disponibles via notamment les réseaux de surveillance de l'AESN (données recueillies entre 2010 et 2016) (Tableau 5). Les stations ont été sélectionnées de manière à jalonner le cours d'eau de l'amont vers l'aval et de tenir compte d'éventuelles hétérogénéités locales.

Tableau 5. Caractéristiques des stations de prélèvement hydrobiologique.

Cours d'eau	Station	Source des données	Longueur de la station (m)	Bassin versant (km^2)	Largeur plein bord moyenne (m)
Biberonne	Villeneuve sous D.	Irstea	112	26,1	9,3
	Compans	AESN	90	54,8	4,5
Mérantaise	Magny le Village ¤	Irstea	81	8,1	5,2
	Villiers-le-Bâcle	AESN	83	24,6	3,0
	Gif-sur-Yvette	AESN	76	29,0	4,1
Morbras	Bois des Berchères	Irstea	51	12,0	3,5
	La Queue en Brie	Irstea	120	34,9	8,0
	Sucy-en-Brie	AESN	54	51,6	5,8

La qualité physico-chimique n'a pas explicitement fait partie de l'étude réalisée. Toutefois, il semblait important de tenir compte de cet aspect dans l'analyse globale pour évaluer dans quelle mesure les cours d'eau sont comparables de ce point de vue. Les données d'oxygène dissous de l'année 2016 ont été téléchargées grâce à l'application Qualit'eau[3] aux stations exutoires des trois cours d'eau : la Biberonne à Compans, la Mérantaise à Gif-sur-Yvette et le Morbras à Sucy-en-Brie. Vis-à-vis de ce paramètre, aux trois stations indiquées, les cours d'eau sont comparables, avec des teneurs en oxygène dissous qui varient globalement entre 8 et 12 mg/L au cours de l'année 2016 (jusqu'à 13.3 mg/L en janvier pour le Morbras). La synthèse des données qualité DCE de 2015 indique cependant un état mauvais à médiocre de la physico-

[3] http://qualiteau.eau-seine-normandie.fr/

chimie en 2012 et 2013 pour la Biberonne et le Morbras, non pas en raison du bilan d'oxygène, mais du fait du bilan nutriments.

2.3.2. Méthodes utilisées

Données biologiques

La qualité biologique de l'eau a été étudiée d'après la norme AFNOR NF T 90-333 (et son guide d'application GA T90-733) pour la partie prélèvement ; le protocole suivi en laboratoire, quant à lui, est tiré de la norme AFNOR XP T90-388 (et son guide d'application GA T90-788). A l'issue du dépouillement des échantillons en laboratoire, une liste faunistique par station est obtenue.

Ces protocoles permettent le calcul du bioindicateur I2M2 (Indice invertébrés multimétrique) à partir de cette liste. Il varie de 0 à 1. Cinq métriques concourent à son évaluation :

- L'indice de Shannon-Weaver permet de déterminer la diversité taxonomique.
- L' « Average Score Per Taxon » ASPT correspond au niveau de polluosensibilité moyen (0 à 10) de l'assemblage faunistique. Cet indice est particulièrement efficace dans les milieux affectés par une pollution organique et eutrophisée.
- La fréquence relative des taxons polyvoltins est une modalité du trait biologique « nombre de générations par an » (Tachet et al., 2010). Elle renseigne sur l'éventuelle instabilité d'un habitat, notamment à cause de pressions anthropiques. Ce trait biologique correspond à un avantage adaptatif car il permet de produire plus d'une génération au cours d'une année. Les taxons concernés sont donc peu sensibles aux perturbations du milieu par rapport aux espèces à cycle long.
- La fréquence relative des taxons ovovivipares concerne les espèces dont le développement embryonnaire a lieu dans l'abdomen de la femelle et l'éclosion des œufs dès lors l'expulsion dans le milieu aquatique. Cet indice rend compte des dégradations de l'habitat.
- La richesse taxonomique correspond à la somme des taxons identifiés dans l'ensemble des échantillons.

Figure 16. Vues de la Biberonne à Villeneuve sous Dammartin

Figure 17. Vue de la Mérantaise à Magny le Village.

Figure 18. Vues du Morbras au Bois des Berchères et à la Queue en Brie

L'utilisation des bioindicateurs permet d'avoir un diagnostic de la qualité biologique du cours d'eau sous forme d'une valeur d'indice. Cependant, pour estimer les tendances d'évolution des données faunistiques obtenues, indépendamment du diagnostic de qualité, une analyse multivariée (ACP Analyse en Composantes Principales) est réalisée.

Données hydromorphologiques

Par ailleurs, une étude hydrogéomorphologique a été menée sur les trois cours d'eau étudiés, sur six stations localisées en amont et en aval de chacun des cours d'eau (Tableau 6). Ces stations ont été retenues pour leur anthropisation « modérée », et en contexte géographique analogue, en milieu boisé, ou près d'une prairie ou d'une surface agricole. Elles ont été localisées dans la mesure du possible dans le même secteur que les stations d'hydrobiologie, moyennant les critères précédemment mentionnés.

Tableau 6. Caractéristiques des six stations de mesures hydromorphologiques.

Cours d'eau	Station	Longueur de la station (m)	Largeur plein bord moyenne (m)	Bassin versant (km^2)	Pente (%)
Biberonne	Moussy le Neuf	52	2	7,5	0,4
	Villeneuve sous D.	112	9,3	26,1	0,3
Mérantaise	Magny le Village	81	5,2	8,1	1,7
	Pont d'Ors	70	6,0	23,1	0,5
Morbras	Bois des Berchères	51	3,5	12,0	0,4
	La Queue en Brie	120	8,0	34,9	1,0

Les méthodes employées visent à caractériser la géométrie du chenal et la composition des berges à l'échelle des stations. Le protocole CARHYCE a été choisi pour réaliser les mesures de terrain (Gob et al, 2014 ; AFB, 2017). L'étude hydromorphologique ne sera pas détaillée dans ce rapport. Seules les conclusions sur le degré probable d'altération des six stations issues des analyses des mesures de terrain seront reprises.

2.3.3. Résultats

Caractérisation hydromorphologique

L'application Carhyce en ligne permet d'analyser les données recueillies en regard de modèles de référence régionalisés, établis sur la base de données recueillies dans des stations dites de référence par hydroécorégion. Ici, les modèles de référence sont ceux disponibles pour l'hydroécorégion HER9 Tables calcaires. Deux paramètres sont présentés ici: la largeur moyenne à plein bord et le rapport largeur/profondeur (L/P) (Figure 19). Les modèles sont construits par régression avec la surface de bassin versant, les deux paramètres augmentant vers l'aval .

Pour la Biberonne, la largeur à plein bord et le rapport largeur/profondeur traduisent une légère altération de l'hydromorphologie. Sur la Biberonne aval notamment, la largeur a tendance à s'écarter du modèle de référence : à surface de bassin versant équivalente, la largeur est plus importante, indiquant un élargissement du chenal. Le rapport L/P semble indiquer des processus d'incision en allant vers l'aval. Par ailleurs, la diversité des substrats relevés sur la Biberonne est faible avec une tendance à l'envasement.

Pour la Mérantaise, la largeur à plein bord des deux stations est légèrement supérieure à celle du modèle de référence régional. Le rapport L/P sur la Mérantaise aval semble indiquer des processus d'incision. Les substrats relevés sont diversifiés mais avec une absence de granulométrie intermédiaire (de type gravier) et d'autres substrats que minéraux.

Sur le Morbras, la largeur et le rapport L/P de la station aval sont conformes aux modèles de référence. En revanche, le rapport L/P de la station amont est faible et très écarté du modèle de référence ce qui traduit une forte incision du chenal. La diversité des substrats relevés à la station amont est faible, avec une absence de substrats additionnels.

Qualité biologique

Les valeurs des indices calculés sur l'ensemble des stations témoignent d'une qualité biologique mauvaise à médiocre (Tableau 7). Les valeurs extrêmes sont notées sur la Mérantaise, la station amont de Magny étant la plus dégradée (0,0002 pour l'I2M2), et la station de Villiers le Bacle en 2016 la mieux classée (0,2209). C'est à la station de Magny que la plus faible richesse taxonomique est observée avec seulement 11 taxons présents et aussi, le plus faible effectif total (1209 individus). Cet échantillon semble toutefois singulier comparé aux autres résultats pour la Mérantaise. Plus globalement, le niveau de richesse taxonomique le plus faible est noté sur le Morbras (de 14 à 19 taxons). L'effectif total atteint les valeurs les plus élevées sur les stations de la Biberonne (de 9718 à 16615 individus). Les valeurs du score ASPT sont globalement plus élevées sur les stations de la Mérantaise (station de Magny exceptée), témoignant de la présence de taxons plus sensibles.

Cependant, compte tenu de l'état de dégradation du peuplement de macroinvertébrés benthiques, les taxons les plus sensibles représentent les trichoptères et éphéméroptères dans les inventaires faunistiques (aucun plécoptère n'est observé) et les taxons occurrents, faiblement abondants, sont parmi les moins sensibles de ces deux groupes. Ces quelques nuances ne permettent pas toutefois de discerner globalement des situations différentes entre les trois cours d'eau uniquement sur la base des indices et des métriques.

Tableau 7. Valeurs de l'indice I2M2 et de ses métriques sur l'ensemble des stations.

Cours d'eau	Station	Année	Code Station	Effectif total	Valeurs brutes métriques					I2M2
					Shannon (B1B2)	ASPT (B2B3)	Polyvoltinisme (B1B2B3)	Ovoviviparite (B1B2B3)	Richesse (B1B2B3)	
Biberonne	VILLENEUVE sous D.	2016	BibVill16	9718	1,880	3,300	0,437	0,265	24	0,0766
	COMPANS	2010	BibComp10	13924	2,425	3,923	0,577	0,358	19	0,0504
	COMPANS	2016	BibComp16	16615	2,016	3,615	0,543	0,309	20	0,0257
Mérantaise	MAGNY le VILLAGE	2016	MerMagny16	1209	1,593	3,667	0,512	0,303	11	0,0002
	VILLIERS-LE-BACLE	2013	MerVill13	9578	1,005	4,286	0,429	0,247	27	0,0961
	VILLIERS-LE-BACLE	2016	MerVill16	6666	2,725	4,800	0,418	0,243	29	0,2209
	GIF-SUR-YVETTE	2012	MerGif12	4671	2,980	4,688	0,435	0,318	36	0,1903
Morbras	BOIS de BERCHERES	2016	MorRoi16	3134	2,181	3,636	0,562	0,426	17	0,0356
	LA QUEUE-EN-BRIE	2016	MorQue16	1678	3,006	3,769	0,448	0,328	14	0,0978
	SUCY-EN-BRIE	2010	MorSucy10	1666	1,949	3,200	0,516	0,354	19	0,0216

C'est pourquoi le tableau faunistique constitué par les abondances des 65 taxons échantillonnés (transformées en log (x+1)) a été soumis à une analyse multivariée (ACP). Le premier plan de l'analyse résume 61,2% de l'information du tableau (Figure 20).

Le long du premier axe de l'analyse s'opposent des taxons tels que Asellidae et Erpobdellidae dans les contributions négatives, à des taxons tels que Elmis, Limnius, Potamopyrgus et Hydropsyche dans les contributions positives. Cela signifie que ces deux groupes de taxons ne coexistent pas, certains étant abondants là où les autres ne le sont pas. Cet axe peut globalement correspondre à un gradient d'altération croissante, des taxons les plus résistants vers les taxons les plus sensibles présents dans les communautés étudiées. Il n'y a que des contributions positives significatives à l'axe 2, qui correspond fortement aux taxons Simuliidae et Baetis. Ces deux taxons partagent des traits écologiques, notamment concernant leurs préférences de substrat et de gamme de vitesse.

La projection des observations dans le premier plan de l'analyse indique une discrimination entre les stations. Le long du premier axe s'opposent globalement les stations de la Biberonne et du Morbras du côté négatif, aux stations de la Mérantaise, sur les coordonnées positives (Figure 20). La station de la Mérantaise à Magny (MerMagny16) est toutefois plus proche des stations des autres cours d'eau. Le deuxième axe de l'analyse distingue surtout la station aval de la Biberonne (La Biberonne à Compans, BibComp10 et 16).

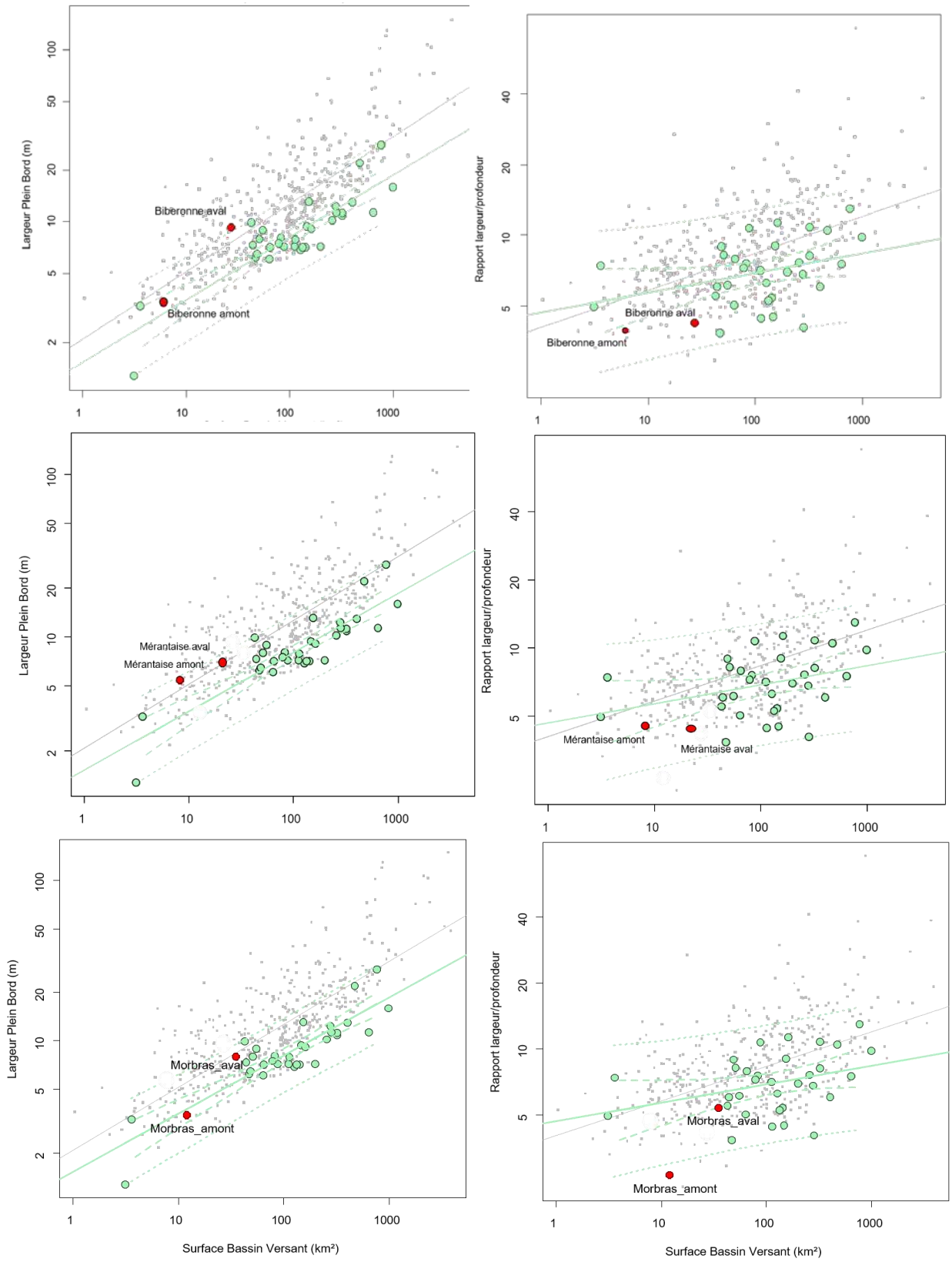


Figure 19. Position des stations amont et aval de la Biberonne, la Mérantaise et le Morbras dans les modèles de référence (points rouges) de la largeur plein bord et du rapport largeur/profondeur (réalisés par Tamisier, 2017).

Il semble donc qu'en dépit de peuplements de macroinvertébrés globalement dégradés, demeurent quand même des spécificités liées aux caractéristiques des cours d'eau puisque les stations sont différenciées. En revanche, l'opposition ne se fait pas entre cours d'eau à dominante agricole (la Biberonne) et cours d'eau urbain (le Morbras), ce qui suggère que la différenciation n'opère pas uniquement en raison de l'occupation des sols du bassin versant.

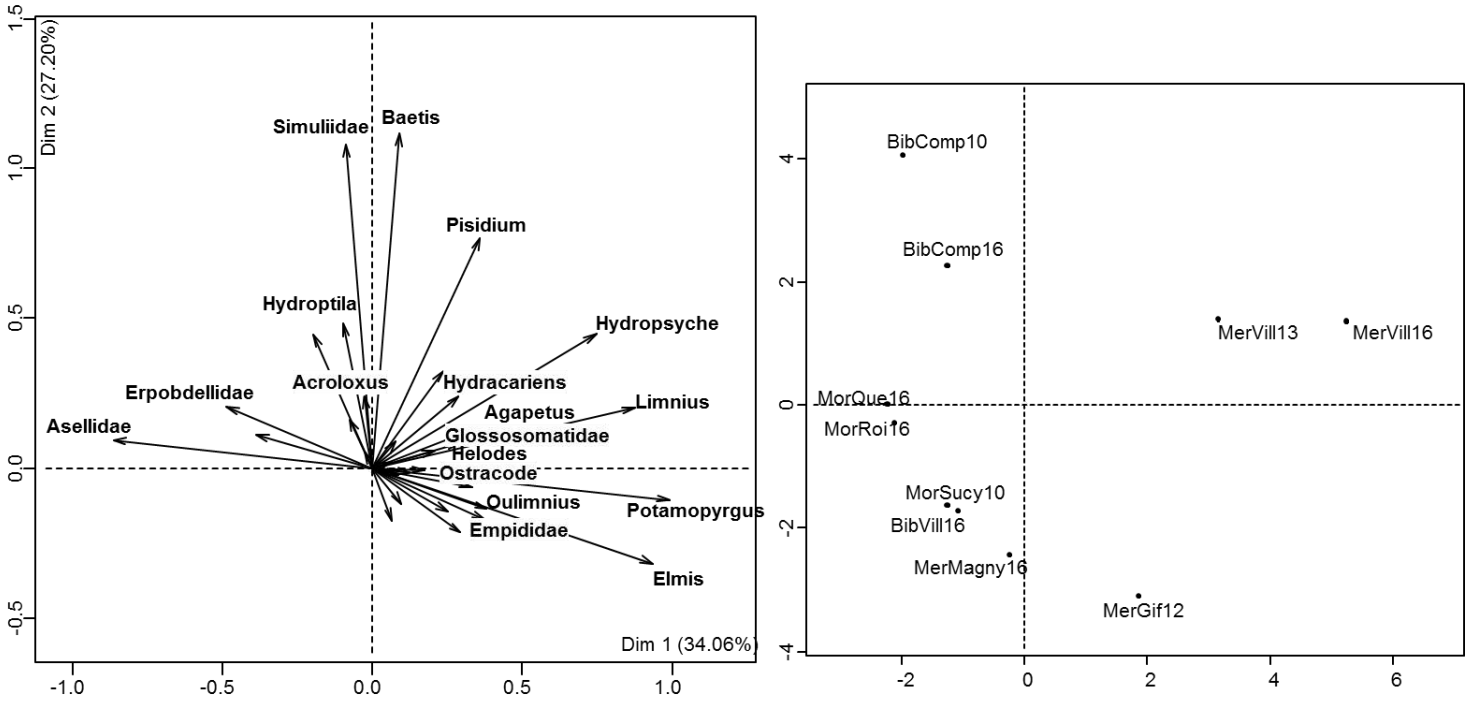


Figure 20. Premier plan de l'ACP : Projection des taxons dont la contribution est significative (p<0.05) et des 10 stations-dates (Les codes figurent dans le tableau de valeur des indices).

2.3.4. Discussion et conclusion

Le focus sur les trois cours d'eau franciliens étudiés confirme que bien que globalement dégradés, il existe des différences de situation de ces cours d'eau, caractérisés non seulement par la nature de l'occupation du bassin versant mais aussi par des paramètres plus locaux, potentiellement liés à l'hydromorphologie.

Les trois cours d'eau semblent assez proches relativement à leur qualité physicochimique (a minima le bilan d'oxygénation), plutôt dégradée quant au bilan concernant les nutriments. Toutefois, cette constatation est établie sur la base de données issues des réseaux de mesure, ce qui correspond à un faible nombre de mesures. Il est possible que notamment sur les cours d'eau les plus urbanisés, les altérations de la qualité de l'eau soient sous estimées du fait des événements liés à la météo, des précipitations ponctuelles, susceptibles d'entrainer des dégradations ponctuelles.

Les modifications de l'hydromorphologie des trois cours d'eau étudiés sont comparables, avec des processus d'incision plus ou moins marquée, et d'élargissements des chenaux. L'imperméabilisation des sols sur le bassin versant entraîne une incision qui peut être importante sur les petits cours d'eau périurbains (Grospretre, 2011). Les processus d'incision peuvent entraîner une altération des habitats pour les organismes aquatiques, en dégradant les substrats du lit des cours d'eau. Il est notable que dans les trois cours d'eau étudiés, aux stations de prélèvements biologiques, la diversité des substrats est faible.

Les peuplements de macroinvertébrés benthiques témoignent de cette situation dégradée puisque les indices calculés correspondent à un état qualifié de mauvais, au mieux médiocre selon les stations. Leur analyse directe indique cependant des spécificités puisqu'un gradient de peuplement apparait entre les trois cours d'eau. Pour confirmer ce gradient biologique, il faudra travailler sur un jeu de données élargi, comportant plus de cours d'eau. Une approche fonctionnelle basée sur la prise en compte non plus des taxons, mais de leurs traits biologiques pourrait également nuancer les caractéristiques des peuplements selon le cours d'eau,

voire les pressions subies. Notamment, il est possible que les différences observées entre les peuplements de macroinvertébrés soient plus liées aux conditions physiques locales de biotopes propres aux stations qu'aux cours d'eau eux-mêmes (Demars et al 2012). Il est difficile de savoir sur ces cours d'eau si ce sont les conditions locales (ex. la faible diversité d'habitat) ou les conditions du bassin versant (ex. évolution de l'occupation des sols) qui prédominent. C'est leur interaction qui conditionne la biodiversité présente dans les cours d'eau (Stoll et al, 2016). D'un point de vue pratique cependant, il est possible que ces trois cours d'eau n'aient pas le même potentiel pour récupérer si les pressions exercées sont levées par des interventions de restauration.

Les altérations résultant de la modification du régime hydrologique et thermique ne sont pas prises en compte. Les ajustements hydromorphologiques sont liés aux débits. Les peuplements de macroinvertébrés répondent également directement aux modifications de régime hydrologique. Ils sont également sensibles au régime thermique des cours d'eau, alors même qu'en cours d'eau urbain ce régime est perturbé (Lery et al, 2017). Ainsi, la dynamique temporelle des cours d'eau urbains, via l'altération du régime hydrothermique, peut constituer une pression supplémentaire pour les peuplements d'invertébrés, se cumulant avec une faible diversité d'habitats et une qualité d'eau dégradée.

Bibliographie

AFB, (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. 43p. et annexes.

Barraud R., 2011. Rivières du futur, wild rivers ? Vertigo, Hors-série 10.

Bartley R. & Rutherfurd I. (2005). Measuring the reach-scale geomorphic diversity of streams: Application to a stream disturbed by a sediment slug. River Research and Applications, 21, 39-59.

Baruch, E.M., Voss, K.A., Blaszczak, 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, 673-684.

Boet P., Belliard J., Berrebi-dit-Thomas R. & Tales E. (1999). Multiple human impacts by the City of Paris on fish communities in the Seine river basin, France. Hydrobiologia, 410, 59-68.

Booth D.B., Karr J.R., Schauman S., Konrad C.P., Morley S.A., Larson M.G. & Burges S.J. (2004). Reviving urban streams: Land use, hydrology, biology, and human behavior. Journal of the American Water Resources Association, 40, 1351-1364.

Booth D.B., Roy A.H., Smith B. & Capps K.A. (2016). Global perspectives on the urban stream syndrome. Freshwater Science, 35, 412-420.

Bradley N., Tucker G.E., 2012. Measuring gravel transport and dispersion in a mountain river using passive radio tracers. Earth Surface Processes and Landforms, 37, 1034-1045.

Braud I., Breil P., Thollet F., Lagouy M., Branger F., Jacqueminet C., Kermadi S. & Michel K. (2013). Evidence of the impact of urbanization on the hydrological regime of a medium-sized periurban catchment in France. Journal of Hydrology, 485, 5-23.

Burroughs B.A., Hayes D., Klomp K., Hansen J., Mistak J., 2009. Effects of Stronach Dam removal on luvial geomorphology in the Pine River, Michigan, United States. *Geomorphology*, 110, 96-107.

Bushaw-Newton K.L., Hart D.D., Pizzuto J.E., homson J.R., Egan J., Ashley J.T., Johnson T.E., Horwitz R.J., Keeley M., Lawrence J., Charles D., Gatenby C., Kreeger D.A., Nightengale T., homas R.L., Velinsky D.J., 2002. An integrative approach towards understanding ecological responses to dam removal: the Manatawny creek study. *Journal of the American Water Resources Association*, 38 (6) 1581-1599.

Calizza E., Costantini M.L., Rossi D., Carlino P. & Rossi L. (2012). Effects of disturbance on an urban river food web. Freshwater Biology, 57, 2613-2628.

Carre C., de Gouvello B., Deroubaix J.-F., Deutsch J.-C. & Haghe J.-P. (2011). Les petites rivières urbaines d'Ile de France. Agence de l'eau Seine Normandie, Fascicule 11 Programme Piren Seine, 85 p.

Chen R.S., Chuang W.N. & Cheng S.J. (2014). Effects of urbanization variables on model parameters for watershed divisions. Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques, 59, 1167-1183.
Chapuis M., Bright C.J., Hufnagel J., MacVicar B., 2014. Detection ranges and uncertainty of passive Radio Frequency Identification (RFID) transponders for sediment tracking in gravel rivers and coastal environments. Earth Surface Processes and Landforms, 39 (15), 2109-2120.
Coleman J.C., Miller M.C. & Mink F.L. (2011). Hydrologic disturbance reduces biological integrity in urban streams. Environmental Monitoring and Assessment, 172, 663-687.
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, 1384-1401.
Darby S., Sear D. (Eds.). 2008. River restoration, managing the uncertainty in restoring physical habitat. Wiley, Chichester, 315 p.
Demars, B.O.L., Kemp, J.L., Friberg, N., Usseglio-Polatera, P. & Harper, D.M. (2012). Linking biotopes to invertebrates in rivers: Biological traits, taxonomic composition and diversity. *Ecological Indicators*, 23, 301-311.
Depret T., Piégay H., Dugué V., Vaudor L., Faure J.B., Le Coz J., Camenem B., 2019. Estimating and restoring bedload transport through a run-of-river reservoir , Science of the Total Environment , 654 , 1146-1157.
Doyle M.W., Stanley E.H., Harbor Jon M., 2003. Channel adjustments following two dam removals in Wisconsin. *Water Resources Research*, 39 (1), 1011.
Evans J.E., 2007. Sediment impacts of the 1994 failure of IVEX Dam (Chagrin River, NE Ohio): A test of channel evolution models. *Journal of Great Lakes Research* 33 (sp2), 90-102.
Francis R.A. (2012). Positioning urban rivers within urban ecology. Urban Ecosystems, 15, 285-291.
Gartner J.D, Magilligan F.J, Renshaw C.E., 2015**.** Predicting the type, location and magnitude of geomorphic responses to dam removal: role of hydrologic and geomorphic constraints. Geomorphology 251, 20-30.
Germaine M-A. et 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. *Natures Sciences Sociétés*, 21(3), 373-384.
Gob F., Bilodeau C., Thommeret N., Belliard J., Albert M.B., Tamisier V., Baudoin J.M., Kreutzenberger K., (2014). A tool for the characterisation of the hydromorphology of rivers in line with the application of the European Water Framework Directive in France (CARHYCE). Géomorphologie : relief, processus, environnement, 1 : 57-72.
Gilet L., Gob F., Virmoux C., Touche J., Harrache S., Gautier E., Moës M., Thommeret N., Jacob-Rousseau N., 2018a. Suivi de l'évolution morphologique et sédimentaire de l'Yonne suite à la première phase du démantèlement du barrage de Pierre Glissotte (Massif du Morvan, France). *Géomorphologie, relief, processus, environnement*, 24 (1), p 7- 29.
Grospretre L. (2011) Etude et gestion des impacts hydrogéomorphologiques de la périurbanisation. L'exemple du bassin de l'Yzeron dans l'Ouest lyonnais. Géographie. Université Lumière – Lyon II, 302p.
Hatt B.E., Fletcher T.D., Walsh C.J. & Taylor S.L. (2004). The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. Environmental Management, 34, 112-124.
Harrache S. 2013. Les impacts des modifications hydrologiques engendrés par l'urbanisation. Mémoire de master 1, Université Pars 1 Panthéon Sorbonne, 171 p.
Houbrechts G., Levecq Y., Peeters A., Hallot E., Campenhout J.V., Denis A.C., Petit F., 2015. Evaluation of long-term bedload virtual velocity in gravel-bed rivers (Ardenne, Belgium). Geomorphology, 251, 6-19.
Ibisate A., Ollero A., Ballarín D., Horacio J., Mora D., Mesanza A., Ferrer-Boix C., Acín V., Granado D., et Martín-Vide J.-P., 2016. Geomorphic monitoring and response to two dam removals: rivers Urumea and Leitzaran (Basque Country, Spain). *Earth Surface Processes and Landforms*, 41, 2239–2255.

Kail, J., Brabec, K., Poppe, M. & Januschke, K. (2015). The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: A meta-analysis. *Ecological Indicators*, 58, 311-321.

Kibler K.M., Tullos D.D., Kondolf G.M. 2011. Learning from dam removal monitoring: Challenges to selecting experimental design and establishing significance of outcomes. River Research and Applications 27, 967-975.

Konrad C.P. & Booth D.B. (2005). Hydrologic changes in urban streams and their ecological significance. In: Effects of Urbanization on Stream Ecosystems (eds. Brown LR, Gray RH, Hughes RM & Meador MR), pp. 157-177.

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, 1076-1095.

Lery S., Bouarafa S., Chancibault K., Pineau L. (2017). Températures de cours d'eau urbain : mesures, interprétations et singularités. Congrès de la SHF Hydrométrie 2017, Lyon 14-15 mars 2017. 8p.

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, 251, 64-76.

Lespez L., Germaine M-A et Barraud R., 2016. L'évaluation par les services écosystémiques des rivières ordinaires est-elle durable ? Vertigo, Hors série 25, 1-22.

Liébault F., Bellot H., Chapuis M., Klotz S., Deschâtres M., 2012. Bedload tracing in a high-sediment-load mountain stream. Earth Surface Processes and Landforms, 37, 385-399.

Magilligan F.J., Nislow K.H., Kynard B.E., Hackman A.M. 2016. Immediate changes in stream channel geomorphology, aquatic habitat, and fish assemblages following dam removal in a small upland catchment. Geomorphology 252, 158-170.

Major J.J., O'Connor J.E., Podolak C.J., Keith M.K., Grant G.E., Spicer K.R., Pittman S., Bragg H.M., Wallick J.R, Tanner D.Q., Rhode A., Wilcock P.R., 2012. Geomorphic response of the Sandy River, Oregon, to removal of Marmot Dam. US. Geological Survey, Professional Paper 1792, 64 p.

Malavoi J.-R. & Bravard J.-P. (2010). Eléments d'hydromorphologie fluviale. Onema, 224 p.

Meyer J.L., Paul M.J. & Taulbee W.K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. Journal of the North American Benthological Society, 24, 602-612.

Miltner R.J., White D. & Yoder C. (2004). The biotic integrity of streams in urban and suburbanizing landscapes. Landscape and Urban Planning, 69, 87-100.

Moggridge H.L., Hill M.J. & Wood P.J. (2014). Urban Aquatic Ecosystems: the good, the bad and the ugly. Fundamental and Applied Limnology, 185, 1-6.

Morandi, B., Kail, J., Toedter, A., Wolter, C. & Piegay, H. (2017). Diverse Approaches to Implement and Monitor River Restoration: A Comparative Perspective in France and Germany. *Environmental Management*, 60, 931-946.

Nelson K.C., Palmer M.A., Pizzuto J.E., Moglen G.E., Angermeier P.L., Hilderbrand R.H., Dettinger M. & Hayhoe K. (2009). Forecasting the combined effects of urbanization and climate change on stream ecosystems: from impacts to management options. Journal of Applied Ecology, 46.

Pearson A.J., Snyder N.P., Collins M.J., 2011. Rates and processes of channel response to dam removal with a sand-illed impoundment. Water Resources Research, 47 (8), W08504.

Pizzuto J., 2002. Effects of dam removal on river form and process. Bioscience, 52 (8), 683-691.

Poux A.S., Gob F., Jacob-Rousseau N., 2011. Reconstitution des débits de crues artificielles destinées au flottage du bois dans le massif du Morvan (centre de la France, 16^{e}-19^{e} siècles) d'après les documents d'archive et la géomorphologie de terrain. Géomorphologie : relief, processus, environnement, 17 (2) 143-156.

Randle T.J., Bountry J.A., Ritchie A., Wille K., 2015. Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: Erosion of reservoir sediment. Geomorphology, 246, 709-728.

Reilé., 2014. Autorisation : Projet de réhabilitation du site Microcentrale hydroélectrique de la Pierre Glissotte Commune de CHÂTEAUCHINON (Campagne) – Rivière l'Yonne. Rapport, 337p.
Ritchie A.C., Warrick J.A., East A.E., Magirl C.S., Stevens A.W., Bountry J.A., Randle T.J., Curran C.A., Hilldale R.C., Duda J.J., Gelfenbaum G.R., Miller I.M., Pess G.R., Foley M.M., McCoy R., Ogston A.S., 2018. Morphodynamic evolution following sediment release from the world's largest dam removal. Scientific Reports 8 (1), 13279.
Roy A.H., Rosemond A.D., Paul M.J., Leigh D.S. & Wallace J.B. (2003). Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, USA). Freshwater Biology, 48, 329-346.
Roy, A.H., Capps, K.A., El-Sabaawi, R.W., Jones, K.L., Parr, T.B., Ramirez, A. *et al.* (2016). Urbanization and stream ecology: diverse mechanisms of change. Freshwater Science, 35, 272-277.
Salavati B., Oudin L., Furush C. & Ribstein P. (2015). Urbanization impact assessment on catchments hydrological response over 172 watersheds in USA. Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau, 51-57.
Sawaske S.R., Freyberg D.L., 2012. A comparison of past small dam removals in highly sediment-impacted systems in the US. Geomorphology, 151, 50-58.
Stewart G.B., 2006. Patterns and Processes of Sediment Transport following Sediment-illed Dam Removal in Gravel Bed Rivers. Ph.D thesis, Oregon State University, 100 p.
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 : 495-503.
Stranko S.A., Hilderbrand R.H. & Palmer M.A. (2012). Comparing the Fish and Benthic Macroinvertebrate Diversity of Restored Urban Streams to Reference Streams. Restoration Ecology, 20, 747-755.
Straub T.D., 2007. Erosion dynamics of a stepwise small dam removal, Brewster Creek Dam near St. Charles, Illinois. Ph.D thesis, Colorado State University, 161 p.
Tachet, H., Richoux, M., Bournaud, M. & Usseglio-Polatera, P., (2010). Invertébrés d'eau douce : Systématique, Biologie, Écologie. Paris, France : CNRS éditions. 607p.
Tales E., Belliard J., Beslagic S., Stefani 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: Les rivières urbaines et leur pollution (eds. Lestel L & Carre C). QUAE Editions p 242-252.
Thommeret N., Dunesme S., Gob F., Bilodeau C., Tamisier V., Virmoux C., Brunstein D., Kreutzenberger K., Raufast S., Gilet L., 2016. Adaptation du protocole Carhyce aux grands cours d'eau à partir de données LiDAR topo-bathymétrique. Actes de la Journée Technique « Avancées, apports et perspectives de la télédétection pour la caractérisation physique des corridors fluviaux », ONEMA et Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer, Nanterre, France, Mai 2016, p 34-40.
Vietz G.J., Rutherfurd I.D., Fletcher T.D. & Walsh C.J. (2016). Thinking outside the channel: Challenges and opportunities for protection and restoration of stream morphology in urbanizing catchments. Landscape and Urban Planning, 145, 34-44.
Walsh C.J., Roy A.H., Feminella J.W., Cottingham P.D., Groffman P.M. & Morgan R.P. (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. Journal of the North American Benthological Society, 24, 706-723.
Warrick J.A., Bountry J.A., East A.E., Magirl C.S., Randle T.J., Gelfenbauma G., Ritchie A.C., Pess G.R., Leung V., Duda J.J., 2015. Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: Source-to-sink sediment budget and synthesis. Geomorphology 246, 729-750.
Wenger S.J., Roy A.H., Jackson C.R., Bernhardt E.S., Carter T.L., Filoso S., Gibson C.A., Hession W.C., Kaushal S.S., Marti E., Meyer J.L., Palmer M.A., Paul M.J., Purcell A.H., Ramirez A., Rosemond A.D., Schofield K.A., Sudduth E.B. & Walsh C.J. (2009). Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. Journal of the North American Benthological Society, 28, 1080-1098.

Wilcox A.C., O'Connor J.E., Major J.J., 2014. Rapid reservoir erosion, hyperconcentrated low, and downstream deposition triggered by breaching of 38-m-tall Condit Dam, White Salmon River, Washington. Journal of Geophysical Research – Earth Surface, 119 (6), 1376-1394.

Rapport de synthèse

Phase 7
(2015-2019)

Retrouvez
les 7 autres
volumes sur :

www.piren-seine.fr