



HAL
open science

Les déterminants de la qualité écologique du milieu aquatique: Influence des aménagements sur les peuplements de poissons

Evelyne Tales, Céline Le Pichon, Aurélia Mathieu, Amandine Zahm, Deborah Slawson, Marie-Bernadette Albert, Mathieu Girondin, Mathieu Roy, Romain Chevalier, Sarah Beslagic, et al.

► To cite this version:

Evelyne Tales, Céline Le Pichon, Aurélia Mathieu, Amandine Zahm, Deborah Slawson, et al.. Les déterminants de la qualité écologique du milieu aquatique: Influence des aménagements sur les peuplements de poissons. [Rapport de recherche] irstea. 2015, pp.74. hal-02604920

HAL Id: hal-02604920

<https://hal.inrae.fr/hal-02604920>

Submitted on 16 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Rapport de fin de phase 2011-2014

Programme PIREN-Seine – Phase 6

Axe 4 : « Ecologie & Ecotoxicologie »

*Les déterminants de la qualité
écologique du milieu aquatique*

Sommaire

1. Introduction et éléments de contexte.....	4
2. Influence des aménagements sur les peuplements de poissons	8
2.1. <i>Analyse rétrospective de l'évolution des peuplements de poissons dans les cours d'eau du bassin de la Seine depuis le 18^e siècle</i>	<i>12</i>
2.1.1. Evolution à long terme des peuplements de poissons.....	12
2.1.1.1. Méthodes et analyses	13
2.1.1.2. Principaux résultats.....	15
2.1.1.3. Discussion.....	22
2.1.2. Evolution contemporaine des peuplements de poissons dans la Seine	23
2.1.2.1. Méthodes et analyses	24
2.1.2.2. Principaux résultats.....	24
2.1.3. Conclusion	28
2.2. <i>Vers la restauration efficace des cours d'eau : évaluer les conséquences écologiques des opérations de restauration</i>	<i>31</i>
2.2.1. Choix des seuils à restaurer.....	31
2.2.2. Etat des lieux initial : suivi avant restauration des compartiments hydromorphologique et écologique des cours d'eau.....	34
2.2.2.1. Caractéristiques hydromorphologiques et dynamiques des cours d'eau aux abords des deux seuils	34
2.2.2.2. Etat initial des peuplements de macroinvertébrés benthiques	37
2.2.2.3. Etat initial du peuplement de poissons.....	38
2.2.3. Etude des déplacements de truite avant restauration	42
2.2.3.1. Matériel et méthodes	42
2.2.3.2. Résultats du suivi des déplacements de truite	44
2.2.4. Modélisation des effets du rétablissement de la continuité écologique sur les populations de truite de la Mérentaise	50
2.2.4.1. Modélisation des probabilités de recolonisation des frayères à truite potentielles suite à la restauration de la continuité écologique de la Mérentaise.....	51
2.2.4.2. Modélisation de la viabilité des populations de truites sur la Mérentaise	54
2.2.5. Conclusion	57
2.3. <i>Conclusion générale et perspectives.....</i>	<i>59</i>
2.4. <i>Références bibliographiques.....</i>	<i>61</i>
Annexes	
Annexe 1. Fiches hydromorphologiques des stations de l'Aulne et de la Mérentaise	67

1. Introduction et éléments de contexte

Alain Geffard¹ et Evelyne Talès²

¹ *UMR-I 02 INERIS-URCA-ULH Stress Environnementaux et Biosurveillance des milieux aquatiques (SEBIO), Université de Reims Champagne-Ardenne, Reims, France*

² *UR Hydrosystèmes et bioprocédés (HBAN), Equipe Hydroécologie fluviale, Irstea, Antony, France*

* Contact : Alain Geffard (alain.geffard@univ-reims.fr)

Les organismes vivants dans le milieu aquatique sont soumis à de multiples pressions combinées : chimique, hydro-morphologique, thermique, trophique (matière organique, eutrophisation...), qui impactent, et éventuellement perturbent leur fonctionnement. La santé des individus qui composent la biocénose peut aussi être altérée par ces différentes pressions. S'il est possible de faire des relations causales entre une pression et une réponse biologique, l'enjeu aujourd'hui est de pouvoir prédire les conséquences sur les différentes composantes de la biocénose de l'ensemble des pressions qui interagissent. L'observation des organismes vivants, à différents niveaux d'organisation (la cellule, l'organe, l'organisme, la population, ou la communauté) est proposée depuis plusieurs années pour renseigner sur l'état de santé des organismes, des communautés (bio-indication de type DCE), sur l'état écologique global du milieu, ou sur l'impact des contaminants chimiques (biomarqueurs en écotoxicologie).

Au cours de la phase 6 PIREN-Seine, nous avons étudié à la fois comment les observations faites sur la biocénose peuvent nous renseigner sur les impacts des différentes pressions, y compris la pression chimique (domaine de l'écotoxicologie), mais aussi comment la multiplicité de ces pressions (caractéristique d'un bassin versant très anthropisé comme l'est celui de la Seine), ou les modifications de ces pressions, impactent le vivant.

Ces recherches résolument pluridisciplinaires se sont articulées autour de 3 « blocs » :

- Le premier a porté sur l'évolution des communautés vivantes, particulièrement les peuplements de poissons, en réponse aux modifications du cours d'eau : il permet de donner des informations sur l'impact de la restauration à venir et sur l'analyse rétrospective des modifications passées.
- Le second se focalise plus particulièrement sur l'évaluation de la pression chimique et son impact sur les organismes du milieu. Ce bloc a considéré la complexité du milieu par l'étude de trois sites ateliers (Marnay, Bougival et Triel) durant trois campagnes de prélèvement. Suite à une caractérisation physico-chimique du milieu, le potentiel écotoxique a été évalué par des approches *in situ* et en conditions contrôlées à partir de réponses mesurées du niveau moléculaire à la communauté.
- Enfin un troisième bloc a eu pour objectif d'appliquer un panel d'outils sur un grand nombre de sites (20) couvrant le bassin versant de la Seine, pendant trois années, pour comparer les bioindicateurs classiquement utilisés et différents biomarqueurs. Il s'agissait de proposer une approche intégrée de l'état écologique des cours d'eau du bassin de la Seine. Ce travail a fait l'objet d'un projet, BioMarqu'Indic, intégralement soutenu par l'agence de l'eau Seine Normandie (piloté par l'Irstea Antony). Ainsi les résultats seront présentés en 2016 dans le rapport final du projet et ne sont pas intégrés au présent rapport de la phase 6.

Le présent document synthétise l'ensemble des travaux réalisés dans le cadre de l'axe 4 « Ecologie et écotoxicologie – Les déterminants de la qualité écologique du milieu aquatique » de cette phase 6. Il est ainsi organisé en deux grands chapitres intitulés « *Influence des aménagements sur les peuplements de poissons* » et « **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** », correspondants respectivement aux principaux résultats et enseignements issus des études menées autour des premier et second blocs présentés ci-dessus.

2. Influence des aménagements sur les peuplements de poissons

(Bloc 1)

Evelyne Talès*, Céline Le Pichon, Aurélia Mathieu, Amandine Zahm, Deborah Slawson, Marie-Bernadette Albert, Mathieu Girondin, Mathieu Roy, Romain Chevalier, Sarah Beslagic, Olivier Delaigue, et Jérôme Belliard

UR Hydrosystèmes et bioprocédés (HBAN), Equipe Hydroécologie fluviale, Irstea, Antony, France

* Contact : Evelyne Talès (evelyne.tales@irstea.fr)

L'influence des aménagements des cours d'eau sur les peuplements de poissons est abordée par deux voies. Tout d'abord elle est étudiée dans une perspective historique, de manière à évaluer comment cette influence à évoluer sur le long terme, et quelles conséquences écologiques elle a entraînées. L'état écologique actuel est le fruit de cette évolution. Par ailleurs, contrairement aux situations passées où les aménagements des cours d'eau étaient essentiellement conçus pour répondre aux développements des activités humaines (maîtrise des crues et des étiages, adaptation des voies d'eau à la navigation, exploitation de l'énergie hydraulique par exemple), de nouveaux types d'aménagements sont à l'œuvre actuellement, en lien avec les nouvelles orientations en matière de politique de l'eau (Directive cadre européenne sur l'eau notamment). Ces aménagements consistent donc dorénavant à intervenir sur les cours d'eau pour restaurer leur état écologique. Initialement conçus dans ce but, leur efficacité n'est cependant pas toujours avérée. Les conséquences écologiques d'opérations de restauration en cours, visant à rétablir leur continuité (effacement de seuils et petits barrages), sont étudiées dans cet objectif d'évaluation de leur efficacité.

2.1. Analyse rétrospective de l'évolution des peuplements de poissons dans les cours d'eau du bassin de la Seine depuis le 18^e siècle

Dans ce travail, l'état écologique des cours d'eau est abordé par l'examen des peuplements de poissons. Il peut être défini à un moment donné, mais il est en tout cas conditionné par des événements et des processus passés. En étudiant l'évolution des peuplements de poissons à deux échelles de temps, sur le long terme depuis la fin du 18^e siècle et sur le moyen terme depuis les années 1970, il est possible de reconstituer la trajectoire d'évolution passée de l'état écologique. La connaissance de cette évolution à long terme vise un double objectif : (i) mieux anticiper les devenir possibles des cours d'eau dans les prochaines décennies en comprenant mieux les processus en jeu et leur vitesse de mise en œuvre et, (ii) contribuer au débat sur la notion de situations de référence à la base des logiques actuelles d'évaluation et de gestion des cours d'eau.

2.1.1. Evolution à long terme des peuplements de poissons¹

L'objectif du présent travail est de rendre compte des mécanismes d'évolutions de la distribution des espèces piscicoles sur le temps long en interaction avec les différentes actions anthropiques sur le cours d'eau².

Le contexte géographique dans lequel s'inscrit ce travail est celui du bassin de la Seine. Espace largement anthropisé et ce depuis de nombreux siècles, le bassin de la Seine se prête à une telle étude. Par ailleurs, de nombreuses recherches écologiques sur les poissons sont réalisées actuellement. Il a donc semblé évident, étant donné le manque de données se rapportant aux poissons sur le temps long (notamment dans les cours d'eau et contrairement aux étangs qui font déjà l'objet d'études), qu'un travail croisant deux types d'approches, historique et écologique, avait ici sa place.

Quant au choix de l'échelle temporelle, nous nous sommes limités aux deux derniers siècles. D'abord parce que les sources écrites plus anciennes sont à la fois plus rares, plus difficiles d'accès et plus complexes à analyser; il est évident, par exemple, que plus on remonte dans le temps, plus la dénomination des espèces, avant l'adoption d'une nomenclature scientifique standardisée, est floue et sujette à interprétation. Ensuite, étant donné le nombre important de documents à traiter et le temps imparti pour ce travail, il a fallu se limiter à un intervalle chronologique précis. Ainsi avons-nous choisi de ne prendre en compte que les données postérieures à la révolution française. Historiquement, on se place dans la période contemporaine qui couvre les 19^e et 20^e siècles.

¹ Des éléments plus détaillés portant sur l'évolution des peuplements de poissons de la Seine sont notamment disponibles dans les documents suivants :

Beslagic, S., Belliard, J., and Petit, C. (2013a). Apport des données historiques dans la compréhension de l'évolution des peuplements piscicoles : le bassin de la Seine au cours des deux derniers siècles. *Revue du Nord - Hors Série Collection "Art et Archéologie"*, 19, 31-39.

Beslagic, S., Marival, M.-C., and Belliard, J. (2013b). CHIPS: A database of historic fish distribution in the Seine River basin (France). *Cybium*, 37(1-2), 75-93.

Beslagic, S. (2013). Histoire des interactions entre les sociétés humaines et le milieu aquatique durant l'Anthropocène : évolutions des peuplements piscicoles dans le bassin de la Seine. *Thèse de doctorat*, p. 335. Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, Paris.

² Au-delà du Programme PIREN-Seine ce travail a également bénéficié d'un soutien financier de l'ONEMA, notamment pour tout ce qui concerne la phase de recueil de données.

2.1.1.1. Méthodes et analyses

2.1.1.1.1. Les sources

Ce travail se base essentiellement sur la collecte de données issues des sources écrites. Ce sont, ainsi, des milliers de documents qui ont été consultés au sein des Archives nationales et départementales ainsi que dans diverses bibliothèques. Sur ces sources potentielles, 282 ont pu être exploitées (il est à noter que beaucoup d'archives recèlent des données sur les cours d'eau en général mais celles qui livrent des informations sur les espèces de poissons présentes dans un cours d'eau sont généralement éparses et beaucoup moins nombreuses). Parmi ces 282 sources, une moitié est composée de documents imprimés, l'autre moitié de sources manuscrites dont une importante proportion de documents administratifs (e.g. rapports).

Plus précisément, ces sources manuscrites ont été versées par les ministères de l'Agriculture et des Travaux publics. Ce sont des documents d'enquête ministériels, produits par des institutions de l'État tels que les Ponts et Chaussées et les Eaux et Forêts, deux grands corps techniques en charge de l'aménagement du territoire pour la période qui nous intéresse.

En tenant compte de la nature de ces sources, de leur provenance et du contexte dans lequel elles ont été produites, nous avons pu estimer que près de 90 % des données recueillies sont fiables et 9 % semblent en partie certaines. La part des renseignements qui apparaissent comme douteux semble être minime : il s'agit bien souvent de simples témoignages qui n'ont pu être vérifiés et recoupés.

Les données recueillies ont permis l'élaboration d'une base de données historiques, la base de données CHIPS (Catalogue HIstorique des Poissons de la Seine ; Beslagic *et al.*, 2013b) qui recense les observations (présence ou absence) d'espèces piscicoles entre la fin du 18^e siècle et le début du 20^e siècle. Ces informations sont accompagnées de renseignements sur l'introduction ou la disparition de certaines espèces, les dates et lieux de fraye, les dates de remontées et de descentes des migrateurs, ainsi que les limites amont des remontées. Des données supplémentaires concernant l'abondance des espèces sont également parfois disponibles.

La majeure partie des informations ont été relevées dans les cours d'eau (80 %), le reste étant réparti entre les canaux et les plans d'eaux (étangs, lacs)

Les cours d'eau les mieux documentés sont d'abord la Seine, qui comptabilise 25 % des références, puis les affluents directs : l'Yonne, la Marne, l'Oise, ainsi que d'autres cours d'eau de la Bourgogne et de la Haute-Normandie — régions assez bien documentées du point de vue historique.

La plupart des espèces identifiées sont assez communes dans le bassin de la Seine (**Figure 2.1**). Ce sont également des espèces préférentiellement capturées par les pêcheurs pour la consommation. En termes de nombre d'observations, la truite est l'espèce la plus citée, suivie du saumon atlantique, de la perche, du brochet et de l'anguille. Ces poissons, très prisés des pêcheurs, ont fait également l'objet d'une attention particulière au cours des siècles passés de la part des institutions en charge de la protection du poisson (enquêtes sur la disparition de certaines espèces, tentatives de repeuplement, etc.). Viennent ensuite des espèces telles que le chevaine, le goujon, la brème commune et la tanche. Les cyprinidés, notamment les différentes sortes de carpes qui n'ont pu être différenciées, représentent également un nombre important d'observations.

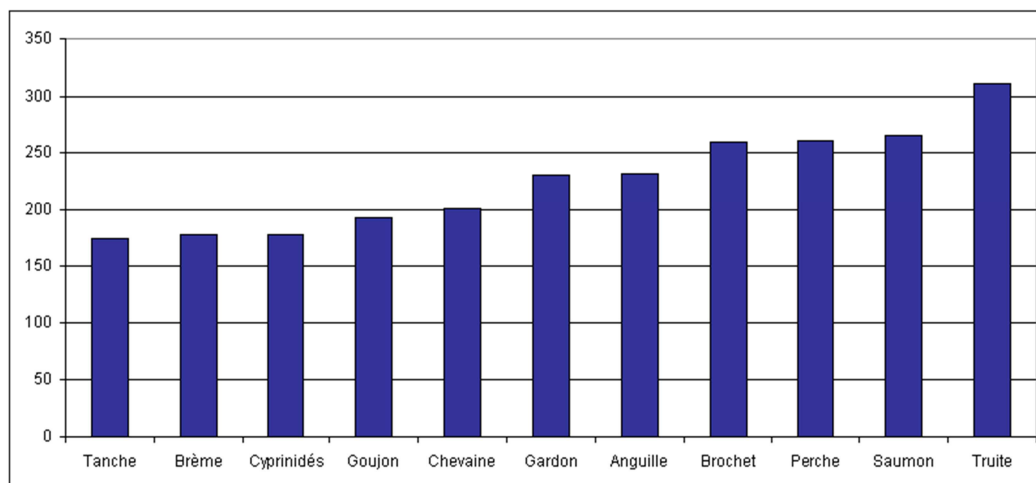


Figure 2.1 : Principales espèces piscicoles mentionnées dans les sources historiques (nombre total d'observations pour chaque espèce)

2.1.1.1.2. Sélection de secteurs de cours d'eau

Afin de rendre compte de la trajectoire temporelle des peuplements, nous avons sélectionné des secteurs de cours d'eau sur lesquels la présence de poissons pouvait être décrite en considérant des intervalles de temps de 10 ans, à la fois pour la période « historique » (avant 1950) mais également pour la période actuelle (après 1990).

Les données anciennes étant relativement hétérogènes et/ou incomplètes, nous avons sélectionné des cours d'eau pour lesquels des données relativement précises et exhaustives existent. Par ailleurs, pour certaines grandes rivières, compte tenu de l'hétérogénéité spatiale potentielle des peuplements piscicoles, nous avons été amenés à distinguer plusieurs secteurs de cours d'eau.

Nous avons identifié les secteurs de cours d'eau pour lesquels étaient disponibles à la fois, un certain nombre d'observations de poissons, mais également des précisions quant à leur localisation géographique, c'est-à-dire le nom du département ou le nom de la localité où le poisson a été observé. Dans un second temps, nous avons vérifié si la composition des peuplements pouvait être décrite précisément et avons complété ces données par des éléments plus récents recensés dans les enquêtes et les inventaires d'espèces réalisés par la Société centrale d'Aquiculture et de Pêche, réalisés à la fin des années 1960. Nous avons vérifié que ces données n'étaient pas biaisées (non prise en compte systématique de certaines espèces) et avons notamment rejeté celles axées uniquement sur les espèces commerciales ou halieutiques. Enfin, pour certains secteurs nous avons eu recours aux données des cartes piscicoles anciennes, datées des années 1960-1980.

Nous avons ensuite vérifié si des données de présence actuelles existaient pour les secteurs retenus afin de pouvoir effectuer un exercice de comparaison entre les périodes anciennes et la période actuelle. Ces données sont issues des opérations de pêche électrique menées par l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA). Pour la période actuelle, nous disposons de 3795 opérations de pêche, effectuées entre juin 1981 et mai 2010, et réparties sur 1384 stations de pêches sur le bassin de la Seine.

Au final, 31 secteurs de cours d'eau, situés dans des contextes géographiques différents, ont été retenus. Ils couvrent une large partie du bassin de la Seine, depuis les zones relativement rurales, situées en amont (en Bourgogne principalement) jusqu'à l'estuaire (Haute-Normandie) en passant par des zones plus urbanisées et densément peuplées (Ile-de-France ; **Figure 2.2**). Une description des assemblages de poissons existent sur chacun de ces secteurs pour au moins une période ancienne et une période récente. Par ailleurs, certaines données (historiques ou actuelles) peuvent couvrir différentes périodes.

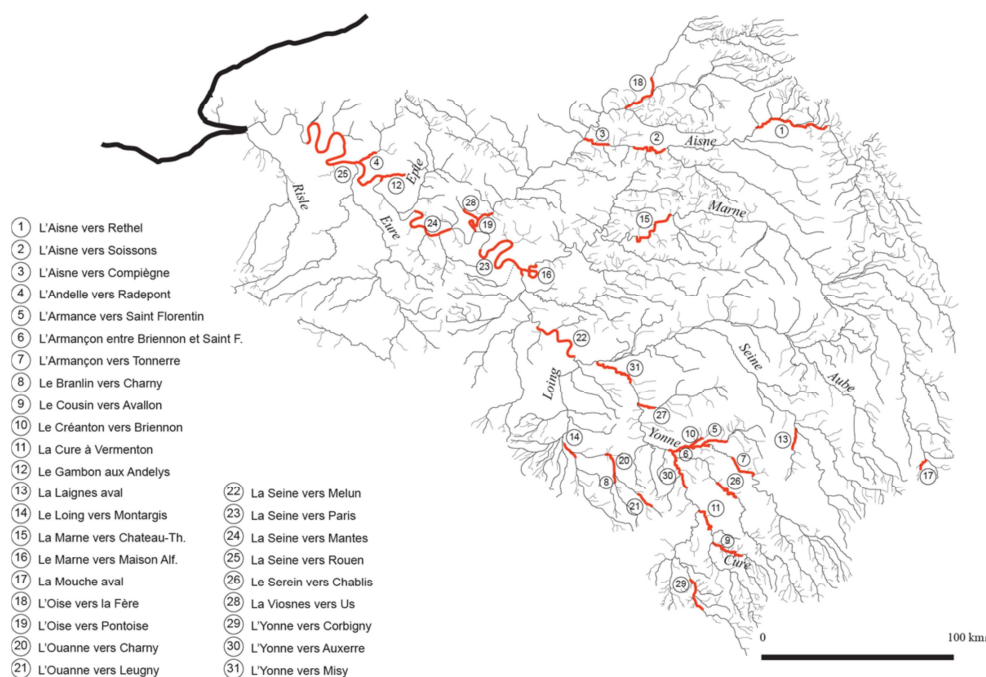


Figure 2.2 : Les différents secteurs de cours d'eau du bassin de la Seine retenus pour l'analyse

En fonction des données disponibles, nous avons découpé les grandes rivières en plusieurs secteurs (c'est notamment le cas de la Seine, de l'Yonne, de l'Aisne), tandis que les plus petits cours d'eau ne comptent qu'un seul secteur. Le découpage a été effectué en fonction des caractéristiques écologiques et hydro-morphologiques (pente, vitesse du courant, présence d'une confluence, etc.) des secteurs considérés.

2.1.1.1.3. Analyse statistique de trajectoires temporelles

Nous avons ensuite procédé à une analyse factorielle des correspondances (AFC) afin de définir un cadre d'analyse permettant d'interpréter les trajectoires temporelles des peuplements de poissons sur les différents secteurs considérés. Pour construire ce cadre d'analyse, nous avons utilisé l'ensemble des relevés spécifiques des opérations de pêches actuelles disponibles sur le bassin de la Seine, soit 1384 relevés répartis sur l'ensemble du bassin. Cette AFC résume la manière dont s'organisent les peuplements sur le bassin, selon un gradient d'association d'espèces conforme aux schémas théoriques de la zonation de Huet (Huet, 1949) avec la succession classique des zones à truite, ombre, barbeau, et brème.

Pour chacun de nos secteurs d'étude, en projetant les différents relevés temporels dans cette analyse (projection en « individus supplémentaires »), on va donc pouvoir reconstituer une « trajectoire » fonction de la manière dont les peuplements piscicoles se sont modifiés au cours du temps.

2.1.1.2. *Principaux résultats*

2.1.1.2.1. Cas des migrateurs sur l'ensemble du bassin

Pour certaines espèces de migrateurs, nous avons réalisé des cartes illustrant l'évolution de leur aire de répartition dans le bassin de la Seine. Les deux espèces illustrées ici sont le saumon atlantique et la grande alose (**Figure 2.3**) mais des tendances temporelles comparables pourraient être obtenues pour d'autres espèces comme par exemple l'aloise finte ou la lamproie marine.

Grâce à ces données, nous pouvons mettre en évidence les principaux axes migratoires actifs du saumon atlantique et de l'aloise au cours du 19^e siècle ; les cours d'eau où leur présence était plus sporadique ainsi qu'un certain nombre de zones de repeuplement déjà mises en place au 19^e siècle.

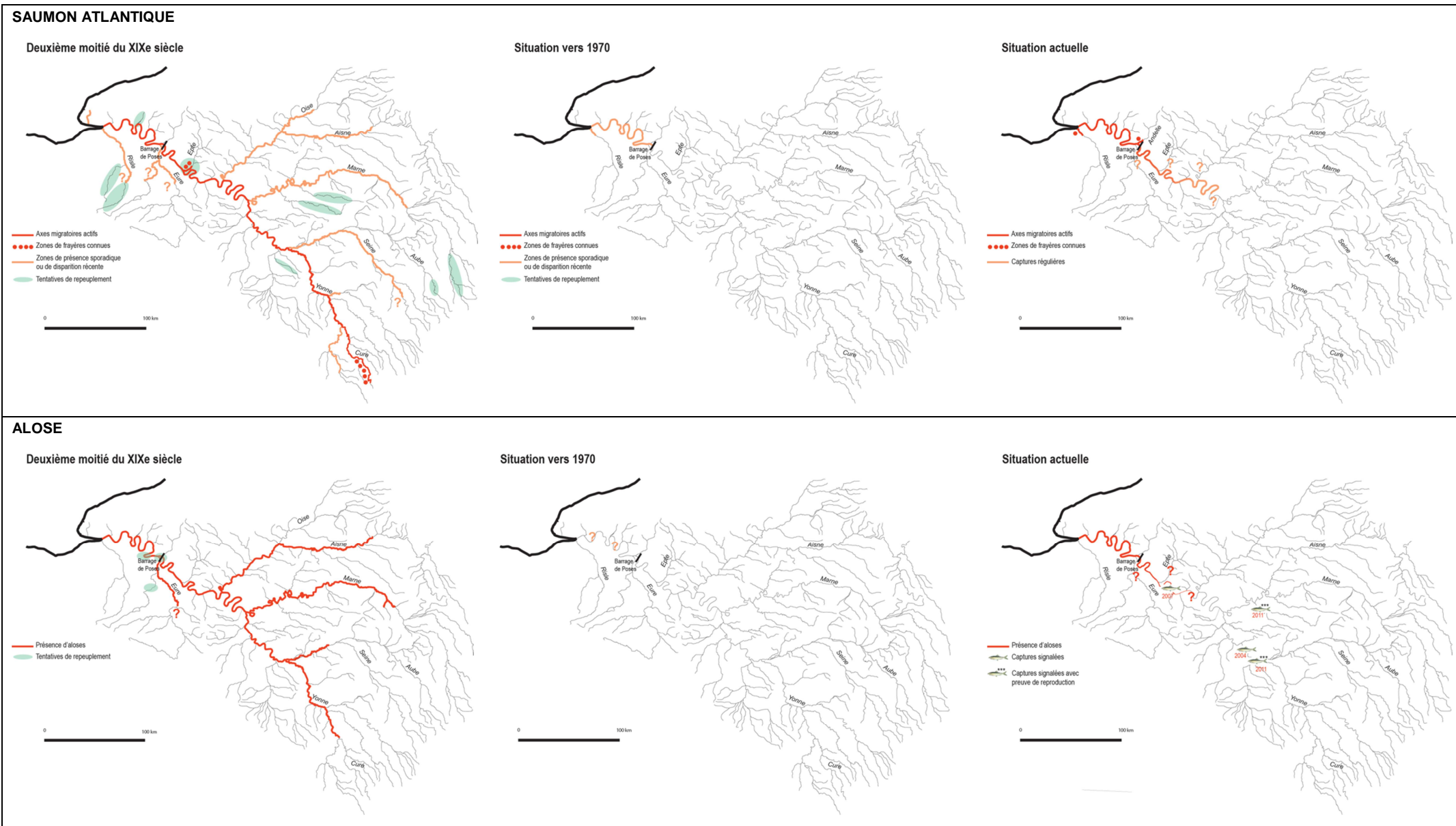


Figure 2.3 : Évolutions des répartitions du saumon atlantique et de l'aloise dans le bassin de la Seine depuis le 19e siècle

Pouvoir suivre sur le temps long et à différents pas de temps la distribution des espèces dans le bassin de la Seine permet d'avoir une image plus précise des phénomènes ayant eu une action sur la répartition des poissons. Par exemple, dans le cas des migrateurs et en particulier du saumon, la construction des barrages en zone aval de la Seine a été l'un des facteurs majeurs dans le phénomène de raréfaction jusqu'à sa disparition complète au milieu des années 1950. Le barrage de Poses mis en service en 1885, est à l'origine de cette chute de la représentation des espèces migratrices dans les cours d'eau. Dans la première décennie du 20^e siècle, on ne capture plus que quelques dizaines de kilogrammes de saumons dans la Seine alors que ce chiffre s'élève à 57 tonnes pour le bassin de la Loire (Euzenat *et al.*, 1992). Ne pouvant plus accéder aux zones de frayères situées en amont du bassin, l'espèce disparaît. Plus tard, dans les années 1970, d'importantes crises anoxiques ont lieu à l'aval de la station d'épuration d'Achères qui sont responsables de la disparition des migrateurs au cours de cette période (Rochard *et al.*, 2007). Aujourd'hui, le saumon semble de nouveau remonter la Seine, au moins jusqu'en aval de Paris. Des captures sont régulièrement réalisées : en 2008, par exemple, 159 saumons ont franchi la passe à poissons du barrage de Poses. Concernant l'alose, elle semble avoir déserté le bassin de la Seine au cours de la première moitié du 20^e siècle. On ne relève alors plus sa présence dans les cours d'eau qu'elle fréquentait encore à la fin du 19^e siècle, comme l'Oise, l'Aisne, la Marne, l'Aube ou encore l'Yonne. Aujourd'hui, la situation semble avoir quelque peu évolué puisque l'alose recolonise, bien que timidement, le bassin de la Seine. Elle est présente dans la Seine, depuis l'estuaire jusqu'en aval du barrage de Poses. Par ailleurs, des captures sont signalées dans le grand Morin et plus en amont dans la Seine, ainsi que des preuves de reproduction ; signe que cette espèce pourrait peut-être recoloniser le bassin de façon "durable" (Belliard *et al.*, 2009).

2.1.1.2.2. Trajectoires temporelles du peuplement de poissons de quatre secteurs de la Seine

A partir du cadre d'interprétation constitué par les plans de l'AFC réalisée sur les données actuelles concernant les peuplements de poissons sur 1384 stations du bassin de la Seine, quelques exemples de trajectoires temporelles sur certains secteurs du bassin de la Seine vont être présentés par projection des données concernant les secteurs sélectionnés.

Les deux premiers graphiques représentent l'évolution des peuplements de poissons sur la Seine vers Paris et Rouen (**Figure 2.4**). Au niveau de Paris, plusieurs décennies d'observation ont été prises en compte depuis 1870 jusqu'à 2010. Par rapport à la fin du 19^e siècle, les peuplements actuels de poissons aux alentours de la capitale sont représentés par une plus large proportion d'espèces limnophiles, situées à gauche du plan. Cependant au milieu du 20^e siècle, les peuplements semblent avoir connu une évolution singulière marquée par un caractère paraissant moins limnophile. Cette situation correspond en fait à une diminution de la richesse en espèces dans ce secteur, observée durant les périodes où les niveaux de pollution étaient les plus intenses (Talès *et al.*, 2015). Durant ces périodes (et notamment vers les années 1950), les dernières espèces qui subsistent sur ce secteur (notamment gardon, perche et chevaine) sont des espèces très tolérantes aux pollutions et qui sont par ailleurs positionnées en situation intermédiaire sur le gradient de rhéophilie/limnophilie. Les espèces limnophiles moins tolérantes ont alors disparu ou se sont considérablement réduites. Il est remarquable de constater que le secteur de la Seine aval qui a connu globalement le même type d'évolution des conditions environnementales, montre des trajectoires d'évolution des peuplements très similaires.

D'autres exemples que nous avons choisi de montrer concernent la partie plus amont du bassin. Le premier montre la trajectoire des peuplements sur une petite rivière en contexte rural : il s'agit du Créanton, un petit affluent de l'Armançon d'une longueur de 18 km et qui se jette dans ce dernier à Brienon-sur-Armançon (**Figure 2.5**). Sur le Créanton, on constate un déplacement des peuplements depuis la zone à barbeau pour la période ancienne (1890-1900) vers des peuplements plus typiques de la zone à truite pour la période actuelle. L'évolution de la trajectoire temporelle est ici tout à fait originale. Elle diffère de la tendance générale visible en aval du bassin de la Seine, qui est celle de l'augmentation de la représentation des espèces d'eaux calmes.

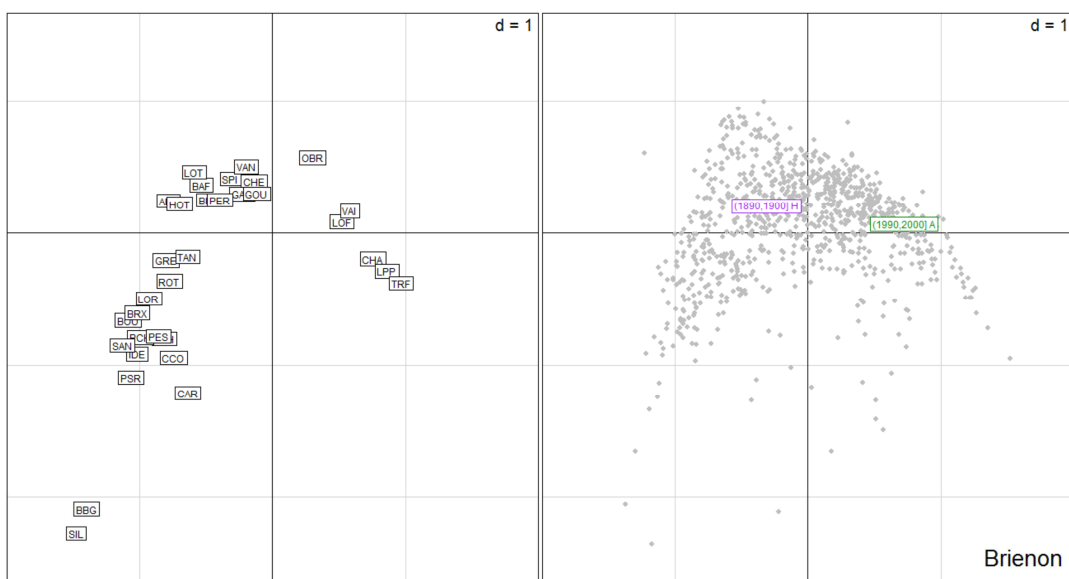
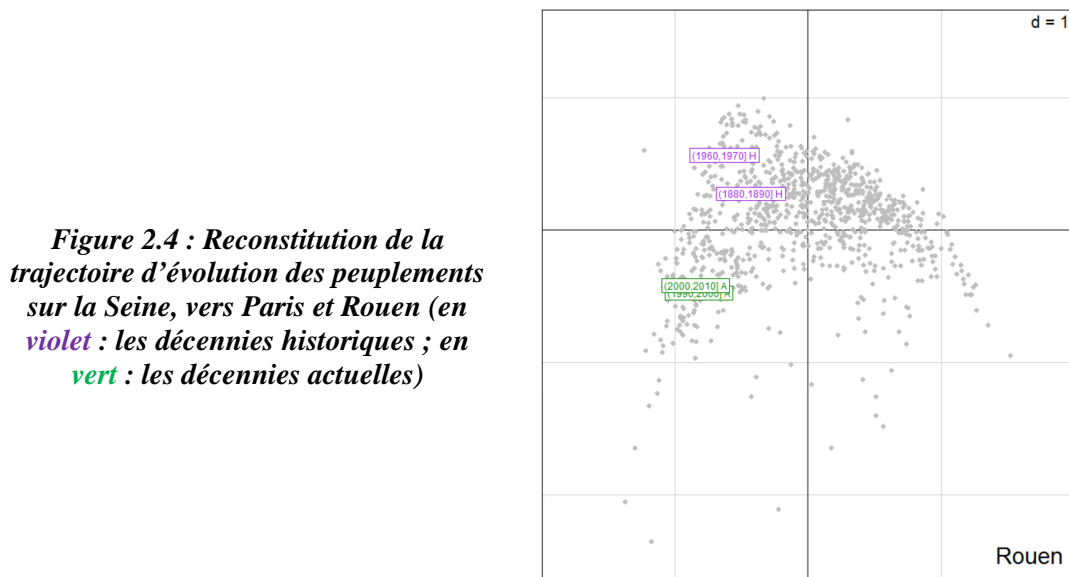
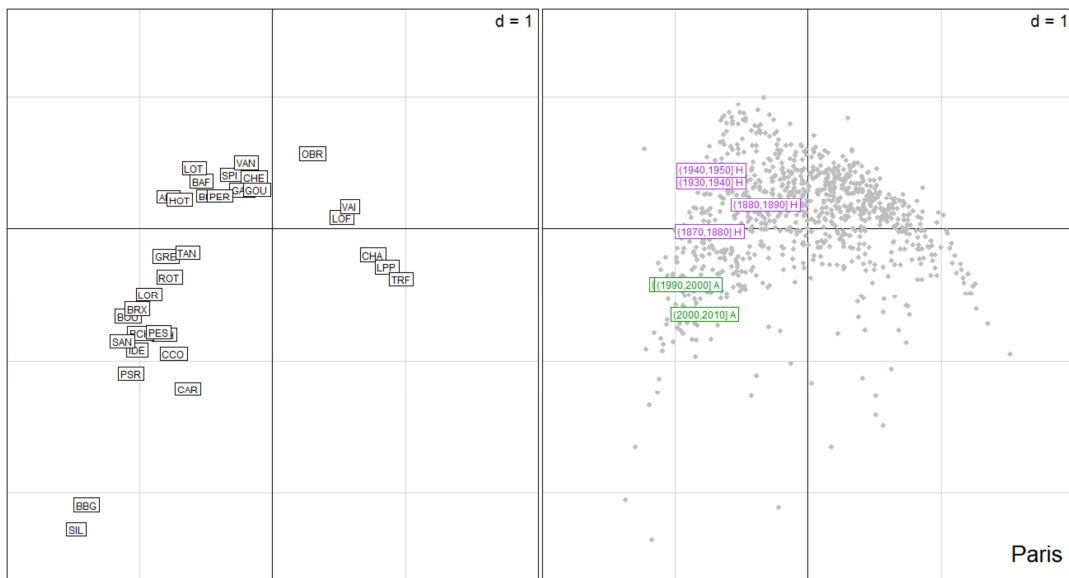


Figure 2.4 : Reconstitution de la trajectoire d'évolution des peuplements sur la Seine, vers Paris et Rouen (en violet : les décennies historiques ; en vert : les décennies actuelles)

Figure 2.5 : Reconstitution de la trajectoire d'évolution des peuplements sur le Créanton, vers Briennon-sur-Armançon (en violet : la décennie historique ; en vert : la décennie actuelle)

Le second concerne la Viosne, petit bassin du nord-ouest de l’Ile de France qui a connu une profonde mutation au cours des six dernières décennies. Vers les années 1940-1950, la Viosne est un bassin essentiellement rural, les peuplements piscicoles qu’elle abrite sont typiques des zones apicales et constitués de truites et de petites espèces d’accompagnement. Quelques décennies plus tard, la zone urbaine parisienne s’est pleinement étendue à ce bassin. Dans le même temps les communautés de poissons ont connu une transformation majeure marquée par une réduction drastique des populations de salmonidés et l’implantation massive d’espèces d’eaux calmes (**Figure 2.6**) sans doute favorisées par l’aménagement physique de la rivière et la dégradation de la qualité d’eau.

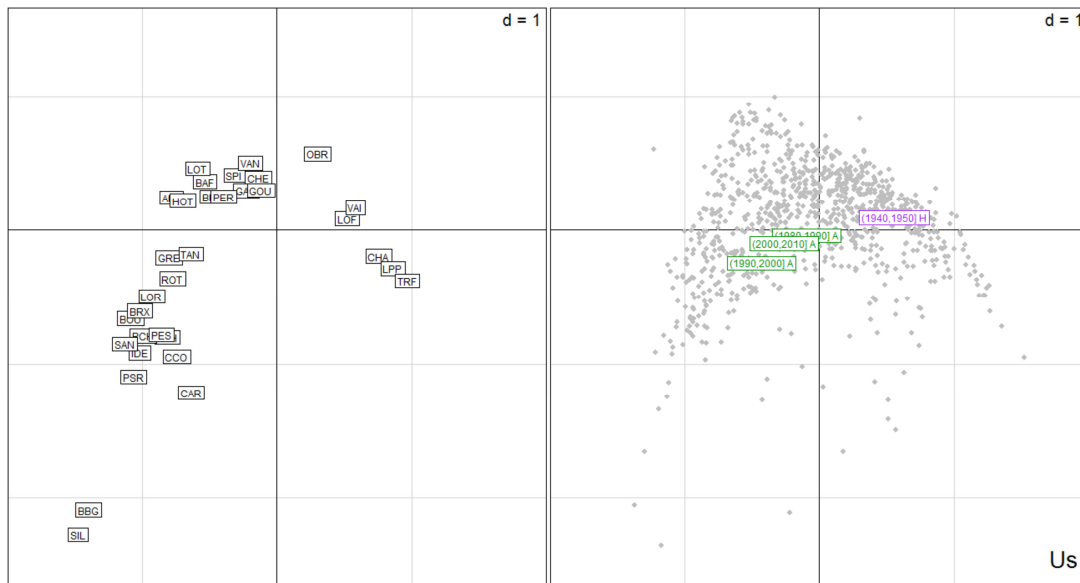


Figure 2.6 : Reconstitution de la trajectoire d’évolution des peuplements sur la Viosne à Us (en violet : la décennie historique ; en vert : la décennie actuelle)

Enfin, sur l’Armançon, au niveau des villes de Briennon-sur-Armançon et de Saint-Florentin, les peuplements de poissons ne semblent pas avoir fortement évolué entre la fin du 19^e siècle et la période actuelle et sont plutôt caractérisés par une majorité d’espèces de type limnophile (**Figure 2.7**).

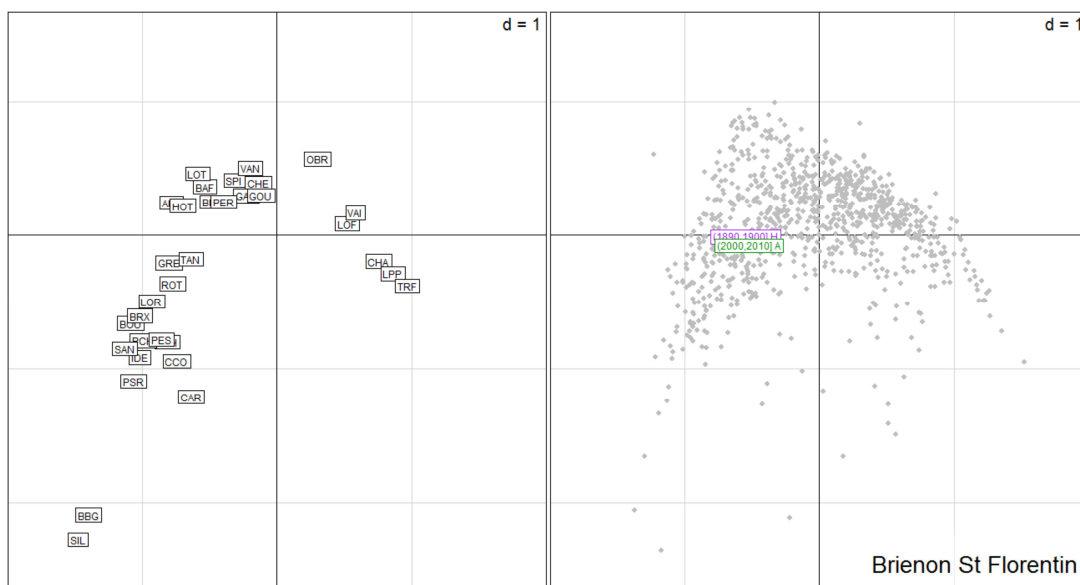


Figure 2.7 : Reconstitution de la trajectoire d’évolution des peuplements sur l’Armançon, vers Briennon-sur-Armançon et Saint-Florentin (en violet : la décennie historique ; en vert : la décennie actuelle)

Ces exemples montrent que divers cas de figures peuvent être rencontrés sur le bassin de la Seine, à savoir une augmentation des espèces d'eaux calmes sur les secteurs de grande rivière et des évolutions plus contrastées sur les petits cours d'eau selon les régions du bassin considérées. Il s'agit maintenant de comprendre les raisons de ces modifications.

2.1.1.3. Discussion

Sur la Seine, les résultats de l'analyse menée sur les deux secteurs de Paris et de Rouen montrent des situations assez similaires au niveau de ces agglomérations. La très nette tendance à l'augmentation de la représentation des espèces limnophiles sur ces deux secteurs est probablement à mettre en relation avec la dégradation de la qualité de l'eau du fleuve dans son parcours à l'aval de Paris.

Il est ainsi intéressant de constater un déplacement original des peuplements de poissons durant la première moitié du 20^e siècle vers des espèces dites tolérantes. Les eaux de la Seine ont en effet été marquées durant les années 1950-1970 par des épisodes de pollution ayant entraîné des conditions anaérobies sur une centaine de kilomètres à l'aval de Paris (Boët *et al.*, 1999). Au cours de cette période, seules quelques espèces supportant de faibles taux d'oxygène dans l'eau, telles que la perche, le gardon, la brème ou le chevaine, étaient encore présentes dans la rivière.

Si les peuplements de la Seine, dans sa partie aval, ont toujours été marqués par la domination d'espèces de type limnophile, on remarque toutefois une accentuation de cette représentation depuis au moins les vingt dernières années. Le déplacement que l'on constate pour les périodes récentes est probablement à mettre en relation, au moins en partie, avec l'augmentation des espèces introduites. Si certaines de ces espèces ont été introduites au 20^e siècle (Beslagic *et al.*, 2013b), la plupart ne se sont massivement implantées sur le bassin que dans la seconde moitié du 20^e siècle. Dans la mesure où il s'agit plutôt d'espèces d'eaux calmes (e.g. le silure, la perche-soleil, le black-bass, etc.), elles viennent gonfler la représentation des limnophiles sur ces secteurs.

Toutefois, certaines rivières présentent des schémas d'évolution différents. Ainsi, la situation des peuplements ne semble guère avoir évolué sur l'Armançon (un affluent de l'Yonne) entre la fin du 19^e siècle et aujourd'hui, puisque pour chacune des décennies d'observation (1890-1900 et 2000-2010), les peuplements se situent en positions très voisines. Si les peuplements paraissent avoir été stables pendant tout ce temps, c'est sans doute dû au fait que cette rivière a été aménagée très tôt, non seulement pour la navigation mais également pour le flottage du bois. La navigation sur la rivière de l'Armançon est attestée très anciennement. Déjà au 12^e siècle, elle était naviguée sur sa partie aval, de Briennon-sur-Armançon à la confluence avec l'Yonne. Puis la navigation s'est étendue et jusqu'au 16^e siècle, l'Armançon était navigué jusqu'à Tonnerre, soit plus d'une trentaine de kilomètres en amont de Briennon-sur-Armançon (Quantin, 1888). Plus tard, l'activité de flottage du bois est apparue. Celle-ci était pratiquée sur l'Armançon depuis au moins le 18^e siècle, soit bien avant les plus anciennes données d'observation qui ont été utilisées dans cette analyse. Selon Ravinet (1824), le flottage du bois sur l'Armançon n'était pratiqué que depuis son entrée dans le département de l'Yonne. Des pertuis destinés à l'activité de flottage étaient présents sur la rivière ; un au niveau de Briennon-sur-Armançon et le second au niveau de Cheny. Les aménagements sur cette rivière sont donc relativement anciens et ont probablement impacté très tôt la faune piscicole. C'est sans doute la raison pour laquelle aucun changement significatif n'est perceptible sur ce secteur et que le résultat de notre analyse montre une situation stable depuis la fin du 19^e siècle jusqu'à aujourd'hui.

Il serait possible que des données d'observation de poissons antérieures à ces aménagements puissent nous offrir une image différente du peuplement ancien sur cette rivière.

Pour terminer, la situation sur le Créanton semble différer complètement de ce que l'on a pu constater sur la Seine ou la Viosne. Depuis la fin du 19^e siècle, il semblerait en effet que l'on assiste à la réduction des espèces d'eaux calmes tout en conservant un cortège important d'espèces apicales (typiquement rhéophiles) sur ce cours d'eau. Le Créanton est une petite rivière d'une vingtaine de kilomètres qui était autrefois classée comme rivière navigable. Au 19^e siècle, ce cours d'eau était notamment emprunté pour le flottage du bois, à bûches perdues, sur une longueur de 9 km entre Turny et Briennon-sur-Armançon (Ravinet, 1824). À l'heure actuelle, le flottage du bois a cessé. Il est possible que l'arrêt de ces activités ait eu un impact sur les espèces de poissons et que cela ait pu modifier l'attractivité du secteur pour certaines espèces d'eaux calmes.

Par ailleurs, il semblerait que la qualité de l'eau se soit nettement améliorée ces dernières années sur certains secteurs situés à l'amont du bassin de la Seine, en particulier en contexte rural confortant ainsi certaines espèces rhéophiles souvent exigeantes en matière de qualité d'eau. La diminution des populations humaines sur ces secteurs, ainsi que le changement de pratiques agricoles (les activités de culture ont succédé à l'élevage) ont permis de réduire certains types de pollution (notamment le phosphore et l'azote), dans les rivières (Passy *et al.*, 2013), tout comme l'amélioration des procédés de traitement des eaux usées qui a permis une diminution de la pollution d'origine organique dans les petits cours d'eau de cette partie du bassin (Billen *et al.*, 2007). D'une manière générale, des améliorations sont aujourd'hui perceptibles en zone amont du bassin sur certains petits cours d'eau, en lien probablement avec une déprise démographique dans ces régions qui accompagne également une déprise agricole.

2.1.2. Evolution contemporaine des peuplements de poissons dans la Seine

L'axe Seine étudié, long de près de 400 km, est compris entre Marnay sur Seine à l'amont (Aube) et Caudebec, à l'aval (Seine Maritime ; **Figure 2.8**). La période d'études s'étend entre 1975 et 2008. Ce secteur est relativement homogène concernant ses caractéristiques géomorphologiques car il est aménagé pour la navigation quasiment dans son intégralité, cet aménagement étant antérieur à la période étudiée. Excepté trois stations, les plus en amont, l'ensemble des stations est donc altéré du fait de cet aménagement.

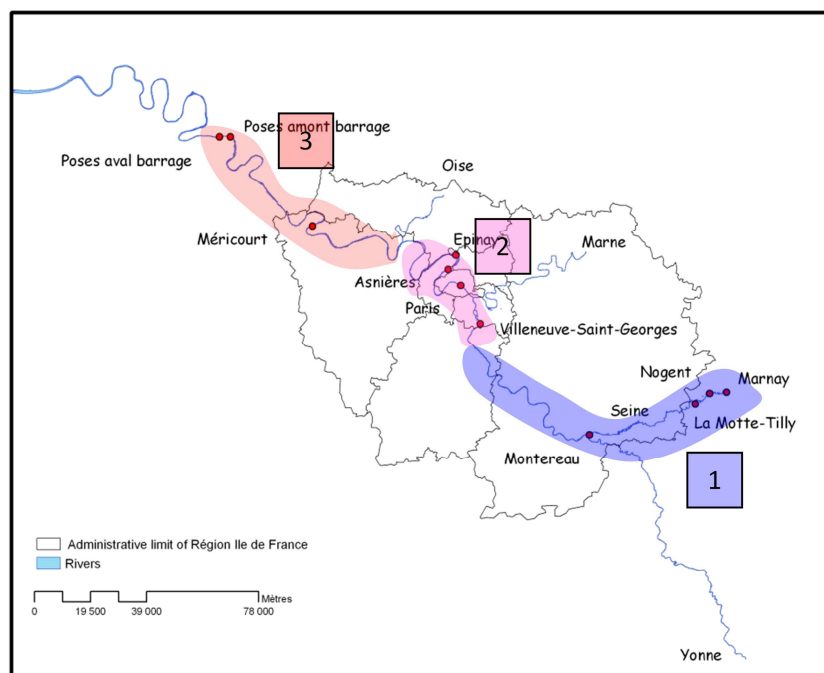


Figure 2.8 : Localisation des principales stations sur l'axe Seine et des trois secteurs d'étude

En revanche, il existe un gradient de dégradation de la qualité physico-chimique en liaison avec la présence de l'agglomération parisienne. C'est pourquoi trois secteurs correspondant à ce gradient seront particulièrement considérés dans l'analyse (**Figure 2.8**). Cette situation a toutefois évolué au cours de la période étudiée. Dans les années 1970, l'agglomération parisienne compte 10 millions d'habitants, dont les rejets d'eaux usées ne sont que partiellement traités à la station d'épuration d'Achères (Seine aval), ce qui entraîne la désoxygénation de la Seine notamment à l'aval de Paris. Au cours de la période étudiée, la collecte et le traitement des eaux usées ont beaucoup progressé, améliorant ainsi la teneur en oxygène de la Seine (Billen *et al.*, 2009). De nouvelles stations d'épuration ont été mises en service, notamment Seine

amont en 1987 (sur la Seine en amont de la confluence avec la Marne) et Seine centre en 1998, contribuant naturellement à cette amélioration. Toutefois, des surverses des égouts se rejetant dans la Seine persistent, notamment en aval proche de Paris, et peuvent par moment continuer à altérer l'oxygénation de la Seine (Even *et al.*, 2007).

2.1.2.1. Méthodes et analyses

Les données utilisées sont issues de bases de données d'échantillonnage des peuplements de poissons réalisés par le Cemagref et l'Onema, entre 1975 et 2008. Au total, le peuplement de poissons a été échantillonné dans 57 stations, lors de 494 opérations de pêche (une opération de pêche correspond à une station pêchée à une date donnée). La méthode d'échantillonnage utilisée, la pêche électrique en bateau, est identique pour toutes les stations. Dans ce type de grand cours d'eau, en général, seules les berges sont prospectées depuis le bateau.

Pour quantifier l'évolution temporelle des peuplements de poissons dans ce secteur de la Seine, la richesse spécifique et la composition en espèces sont observées, ainsi qu'un bioindicateur récemment développé à l'échelle européenne, l'indice poisson européen EFI+ (EFI+ Consortium, 2009). C'est un indice multimétrique qui a été développé pour répondre aux objectifs d'évaluation de la qualité des cours d'eau de la directive cadre européenne. Comme tous les indices compatibles avec la DCE, sa valeur mesure un écart entre la situation observée et la situation de référence établie par modélisation. Il varie potentiellement de 0 à 1. Il inclut la détermination de 2 métriques liées à la préférence d'habitat de reproduction des espèces: le nombre d'espèces rhéophiles et la densité d'espèces lithophiles.

Le calcul d'EFI+ se fait automatiquement grâce à une application logicielle accessible sur la page web du projet (<http://efi-plus.boku.ac.at/software>).

2.1.2.2. Principaux résultats

Un total de 114 749 individus représentant 45 espèces a été capturé pour l'ensemble des 57 stations jalonnant le secteur d'étude au cours de la période étudiée 1975-2008 (**Tableau 2.1**).

La richesse spécifique est très variable selon les opérations de pêche. Comprise entre 1 et 22 espèces par opération de pêche, elle est en moyenne de 10 espèces. Il en est de même pour les valeurs de EFI+ qui varient de 0,17 à 1 avec une moyenne de 0,57 par opération de pêche.

2.1.2.2.1. Evolution longitudinale des peuplements de poissons

A effort de pêche équivalent, on constate une diminution de la richesse spécifique de l'amont vers l'aval de la Seine, indiquant une dégradation du peuplement de poissons. Cette diminution est significative entre les secteurs. De manière analogue, les valeurs de EFI+ ont tendance à décliner de l'amont vers l'aval (**Figure 2.9**), confirmant ce gradient de dégradation.

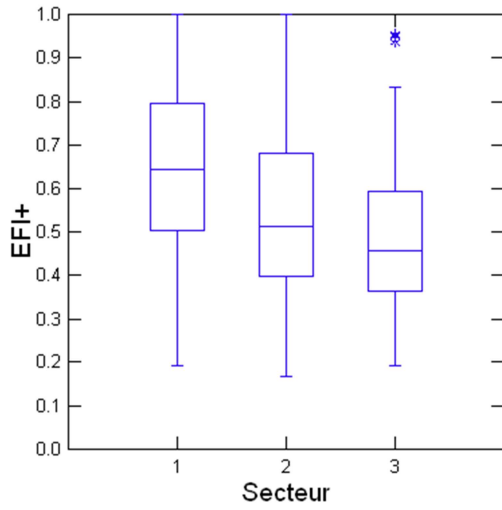


Figure 2.9 : Evolution longitudinale des valeurs de EFI+ dans les trois secteurs : 1 amont (n = 184), 2 Paris (n = 181) et 3 aval (n = 94)

Tableau 2.1 : Occurrence et effectifs des espèces capturées sur l'axe Seine entre 1975 et 2008

Famille	Nom scientifique	Nom commun	Occurrence	Effectifs
Espèces d'eau douce				
Cyprinidae	<i>Abramis brama</i>	Brème	282	1978
	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Spirilin	36	291
	<i>Alburnus alburnus</i>	Ablette	354	19638
	<i>Barbus barbus</i>	Barbeau	123	590
	<i>Blicca bjoerkna</i>	Brème bordelière	188	1787
	<i>Carassius carassius</i>	Carassin	23	80
	<i>Chondrostoma nasus</i>	Hotu	164	1195
	<i>Cyprinus carpio carpio</i>	Carpe	133	297
	<i>Gobio gobio</i>	Goujon	294	4265
	<i>Leucaspis delineatus</i>	Able	2	2
	<i>Leuciscus idus</i>	Ide	3	5
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Vandoise	139	972
	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Vairon	15	892
	<i>Pseudorasbora parva</i>	Pseudorasbora	2	4
	<i>Rhodeus amarus</i>	Bouvière	104	1566
	<i>Rutilus rutilus</i>	Gardon	479	50087
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotengle	318	2325
<i>Squalius cephalus</i>	Chevesne	412	8062	
<i>Tinca tinca</i>	Tanche	169	618	
Esocidae	<i>Esox lucius</i>	Brochet	218	1686
Cobitidae	<i>Cobitis taenia</i>	Loche de rivière	43	89
Balitoridae	<i>Barbatula barbatula</i>	Loche franche	58	776
Siluridae	<i>Silurus glanis</i>	Silure	26	81
Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i>	Poisson chat	71	1245
Gadidae	<i>Lota lota</i>	Lote	59	231
Gasterosteidae	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Epinoche	29	290
	<i>Pungitius pungitius</i>	Epinochette	3	10
Percidae	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Grémille	81	329
	<i>Perca fluviatilis</i>	Perche	421	6266
	<i>Sander lucioperca</i>	Sandre	123	507
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i>	Perche soleil	156	1079
	<i>Micropterus salmoides</i>	Black bass	6	10
Cottidae	<i>Cottus gobio</i>	Chabot	59	700
Petromyzonidae	<i>Lampetra planeri</i>	Lamproie de Planer	10	41
Salmonidae	<i>Salmo trutta fario</i>	Truite fario	20	122
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	6	6
	<i>Thymallus thymallus</i>	Ombre	1	2
Espèces diadromes				
Petromyzonidae	<i>Lampetra fluviatilis</i>	Lamproie fluviatile	1	1
Salmonidae	<i>Salmo trutta trutta</i>	Truite de mer	1	1
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguille	421	6867
Pleuronectidae	<i>Platichthys flesus</i>	Flet	18	134
Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i>	Mulets	2	4
	<i>Liza ramada</i>		5	250
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i> *	Bar	2	2
Gobiidae	<i>Pomatoschistus minutus</i> *	Gobie	4	61

(*) espèces exclusivement estuariennes

2.1.2.2.2. Evolution temporelle des peuplements de poissons

Le gradient longitudinal précédemment observé implique donc d'étudier l'évolution temporelle des peuplements de poissons en tenant compte des trois secteurs identifiés.

La richesse spécifique a tendance à augmenter sur les trois secteurs (*Figure 2.10*), mais l'augmentation la plus marquante est observée pour le secteur 1, amont.

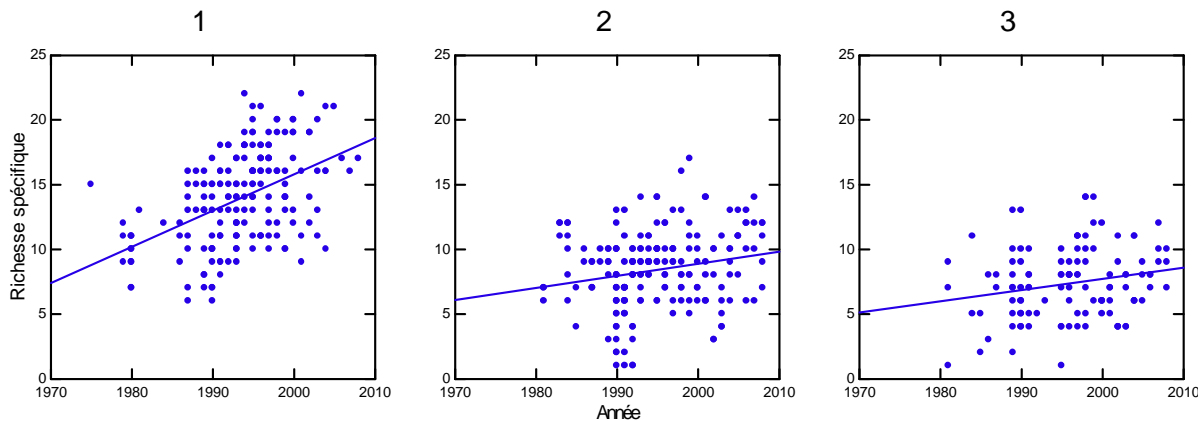


Figure 2.10 : Evolution de la richesse spécifique au cours du temps dans les trois secteurs. Les droites figurent les tendances

Aux trois secteurs, la richesse spécifique est corrélée positivement et significativement avec le temps. Dans le secteur 3, cette relation a été réexaminée en écartant les espèces strictement estuariennes présentes uniquement dans les stations les plus aval: la tendance demeure à l'augmentation, mais la relation positive n'est alors que marginalement significative ($p = 0,052$).

A l'origine de cette augmentation de richesse, il y a plusieurs espèces qui voient leur occurrence s'accroître au cours de la période étudiée, diversement selon le secteur considéré. La perche soleil par exemple est plus occurrente à partir des années 1990 sur le secteur 1 amont, et plutôt à partir de 1995 sur les secteurs 2 et 3. L'occurrence du silure augmente à partir des années 2000, sauf sur le secteur 3 dans lequel l'espèce n'est jamais capturée au cours de la période étudiée.

Dans le secteur amont, plusieurs espèces ont tendance à être plus occurrentes sur la fin de la période étudiée, expliquant ainsi la progression notée de la richesse spécifique, particulièrement sur ce secteur. L'occurrence de l'anguille augmente très rapidement juste avant 1990, année à partir de laquelle elle est systématiquement recensée dans chaque pêche. Trois autres espèces, le spiralin, le chabot et la bouvière, voient leur occurrence augmenter plus progressivement sur la décennie 1990-2000.

Ce sont d'autres espèces qui progressent dans les secteurs 2 et 3 aval comme par exemple le barbeau, dont l'occurrence a tendance à augmenter à partir de 1996. Pour autant, la situation de cette espèce n'est pas stabilisée car en dépit de cette progression, elle n'est pas du tout observée dans les pêches certaines années.

En revanche, les tendances d'évolution des valeurs de EFI+ sont contrastées selon le secteur considéré. Dans les secteurs 1 et 2, ces valeurs semblent diminuer dans un premier temps puis se stabiliser à partir des années 1990, sans que cette tendance soit significative, ce qui est cohérent avec la dispersion de ces valeurs (*Figure 2.11*). En revanche, pour le secteur 3, les valeurs de EFI+ augmentent significativement au cours de la période étudiée, indiquant une amélioration des peuplements de poissons qui reste toutefois d'ampleur relativement modeste.

Ces tendances peuvent être interprétées au regard des deux métriques composant l'indice. Dans le secteur 1, les deux métriques semblent diminuer au cours du temps sans que cette tendance ne soit significative. Dans le secteur 2, tandis que la métrique "richesse en espèces rhéophiles" augmente, la métrique "densité des espèces lithophiles" diminue. Les 2 tendances sont significatives mais s'opposent. Dans le secteur 3 enfin, les deux métriques augmentent significativement au cours du temps.

Les tendances d'évolution des valeurs de EFI+ et des deux métriques qui le composent indiquent donc qu'il n'y a pas d'évolution du peuplement de poissons au cours de la période étudiée dans le secteur 1. Dans le secteur 3, à l'inverse, son amélioration est notable. Dans le secteur 2, l'agglomération parisienne, si des changements semblent avoir eu lieu dans la composition des peuplements de poissons, conformément à ce qu'indiquent les variations des deux métriques, les valeurs de l'indice global ne permettent pas de caractériser ces changements.

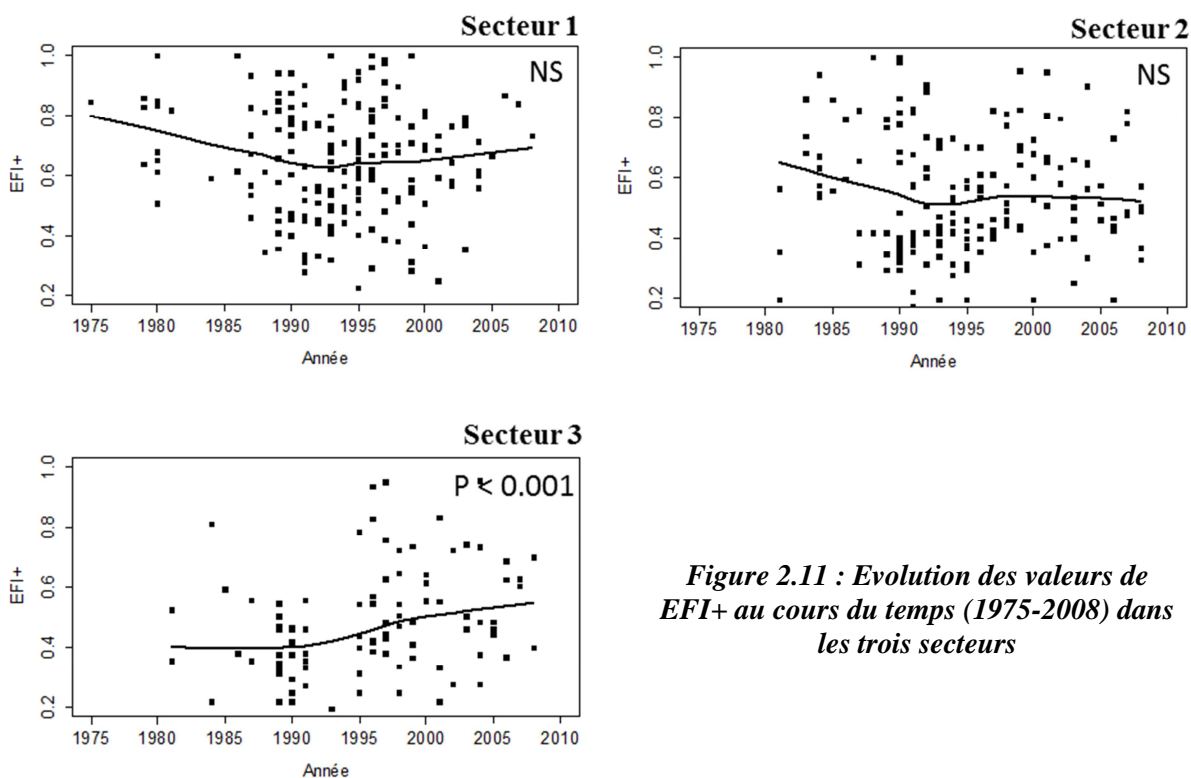


Figure 2.11 : Evolution des valeurs de EFI+ au cours du temps (1975-2008) dans les trois secteurs

2.1.3. Conclusion

Le recours aux données historiques nous a permis de reconstituer des évolutions des peuplements de poissons sur le temps long. L'intérêt est de pouvoir mettre en évidence certains changements intervenus et de constater leur ancienneté. En effet, contrairement à ce qui est souvent présumé, les transformations de la faune piscicole ont, semble-t-il, une origine parfois très ancienne. Qu'il s'agisse de la qualité de l'eau ou de la dégradation des conditions de vie (transformations de l'habitat, difficulté d'accès aux frayères, etc.), les activités humaines sont responsables de nombreux bouleversements au sein de la faune piscicole du bassin de la Seine depuis au moins les cent cinquante dernières années. D'où l'intérêt d'avoir recours à ce type de données afin de saisir au mieux l'incidence à long terme des aménagements anthropiques sur les rivières et des futures opérations de restaurations actuellement envisagées.

Aux deux échelles de temps appréhendées, des tendances d'évolution sont désormais dégagées. Sur le temps long par exemple, la répartition de certaines espèces migratrices dans les cours d'eau du bassin semble être actuellement dans une phase d'expansion après avoir connu une réduction drastique. De manière analogue, depuis les années 1990, les peuplements de poissons de l'aval de l'agglomération parisienne en particulier s'améliorent. Ces tendances à une certaine « récupération » récente (mais d'ampleur encore limitée) faisant suite à une dégradation majeure restent toutefois essentiellement circonscrites à la Seine en aval de Paris et ne constitue en aucun cas un schéma transposable à l'ensemble du bassin.

Dans les parties plus apicales du bassin, les évolutions constatées témoignent de situations extrêmement variables. La trajectoire de la Viosne, marquée par une dégradation notable de ses peuplements au cours des six dernières décennies, est conforme aux idées reçues qui conçoivent une dégradation continue de la situation des cours d'eau du bassin de la Seine et une érosion de leur biodiversité. La situation du Créanton, qui montre au contraire des signes d'amélioration (progression de la part des espèces rhéophiles et oxyphiles) est plus inattendue. Ces différences majeures dans les trajectoires des peuplements coïncident avec des contextes anthropiques opposés : dégradation incontestable sur la Viosne en phase d'urbanisation généralisée, des signaux d'amélioration sur le bassin du Créanton qui, sur le plus long terme, connaît une diminution continue de sa population humaine. Reste que les moteurs précis de l'évolution à long terme des peuplements sont encore largement à préciser.

Ces évolutions changeantes au cours du temps posent le problème de la validité du choix de l'état de référence, corollaire de l'état écologique dans la DCE et des cibles visées en matière de restauration. Une vision « naïve », largement véhiculée par le texte de la DCE et les documents techniques associés, considère en effet que les données historiques du 19^e siècle constituent des bases pertinentes pour fonder les évaluations des objectifs de gestions actuels. Cette position repose sur l'hypothèse que, au 19^e siècle, l'industrie reste encore peu développée, l'agriculture peu intensive, et que leurs impacts sur les cours d'eau et leurs biocénoses sont par conséquent réduits. De ces premiers résultats, il peut être déduit qu'un tel raisonnement atteint rapidement ses limites et que, selon la période de référence choisie, les peuplements de poissons diffèrent et de fait, l'état écologique qu'ils contribuent à qualifier aussi. Finalement, caractériser les trajectoires et les différents stades d'évolution des peuplements à l'aide de données historiques permet d'avantage de situer dans un contexte plus large un état donné à un instant t et contribue à envisager de manière plus réaliste comment les peuplements piscicoles sont susceptibles d'évoluer à l'avenir.

2.2. Vers la restauration efficace des cours d'eau : évaluer les conséquences écologiques des opérations de restauration

En cherchant à maîtriser les débits, les phénomènes d'érosion et de crue, à faciliter le transport par voie navigable ou simplement pour occuper l'espace, l'Homme a profondément modifié la morphologie des cours d'eau et par conséquent leur fonctionnalité. Avec l'adoption de la Directive cadre sur l'eau (DCE) en 2000, l'Europe s'est fixé des objectifs de préservation et de restauration de l'état écologique des masses d'eau. Or, il apparaît que pour 50 % des masses d'eau de surface française, la canalisation des cours d'eau et les obstacles à l'écoulement constituent un « risque de Non Atteinte du Bon Etat ».

Afin de répondre aux problèmes de fragmentation des cours d'eau, la LEMA de 2006 (Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques) impose un classement avant le 1^{er} janvier 2014 des ouvrages hydrauliques suivant leur impact sur la continuité. Le Grenelle de l'environnement de 2007 a permis la mise en place d'un outil d'aménagement du territoire, baptisé "Trame Verte et Bleue" (TVB). Ce dernier vise à reconstituer un réseau écologique cohérent, à l'échelle du territoire national, afin de permettre aux espèces animales et végétales d'assurer leur survie.

Actuellement de nombreux plans de restauration de la continuité écologique des cours d'eau se mettent en place. Les acteurs locaux commencent à engager des études pour gérer, aménager ou effacer ces obstacles. Pourtant, l'efficacité de ces actions reste peu documentée, faute de suivis avant/après restauration (Feld *et al.*, 2011). Le rétablissement de la continuité écologique, défini en milieu aquatique par la circulation des espèces et le bon déroulement du transport des sédiments, nécessite la mise en place d'un suivi avant et après restauration afin d'évaluer l'impact des opérations sur l'écosystème.

C'est dans ce contexte que le Parc Naturel Régional de la Haute Vallée de Chevreuse (PNRHVC) mène un vaste projet de restauration de la continuité écologique de ses rivières. Un protocole de suivi de ces restaurations a été établi, qui comprend l'étude des compartiments hydromorphologique, hydraulique et biologique.

Concernant les volets hydromorphologique et hydraulique, il s'agit d'étudier l'évolution des caractéristiques hydromorphologiques suite à la restauration de seuils : restauration de la pente, diversification des faciès d'écoulement, rétablissement de la dynamique fluviale du cours d'eau par une reprise du transport solide, évolution des régimes hydrauliques. Enfin, le volet biologique comprend un inventaire des peuplements de macroinvertébrés benthiques et de poissons. Ces derniers font l'objet d'une attention particulière : notamment, un suivi par télémétrie de la population de truites a été réalisé pour évaluer l'effet des discontinuités sur leur comportement de migration et donc leur distribution spatiale dans les cours d'eau. Grâce à ce suivi avant/après restauration, ce projet devrait permettre de qualifier la trajectoire que prendra l'écosystème suite aux travaux de restauration.

2.2.1. Choix des seuils à restaurer

Les cours d'eau situés dans le Parc Naturel Régional de la Haute Vallée de Chevreuse sont tous en tête de bassin versant. La détermination des ouvrages à restaurer en priorité s'est faite en fonction d'une espèce patrimoniale caractéristique de ces cours d'eau en tête de bassin versant à savoir la Truite de rivière (*Salmo trutta fario*). La truite constitue un indicateur de la qualité des cours d'eau, compte tenu de ses exigences en matière de teneur en oxygène et de sa sensibilité vis-à-vis de nombreux facteurs physiques et chimiques (température, turbidité, polluants divers...). De plus, pendant la reproduction, cette espèce migre vers l'amont pour frayer dans des zones qui répondent à des critères bien spécifiques : graviers grossiers non colmatés,

courant vif, eau de bonne qualité et bien oxygénée etc. Dans un cas de suppression d'obstacle, cette espèce constitue donc un bon indicateur de restauration de la continuité écologique.

Sur le territoire du PNR HVC, deux cours d'eau prioritaires pour l'espèce cible choisie, l'Aulne et la Méranlaise, appartenant au bassin versant Orge-Yvette (**Figure 2.12**), ont été identifiés à partir de résultats d'inventaires piscicoles, de frayères et d'obstacles. Les limites amont de remontée des truites ont ainsi été localisées.

Sur l'Aulne, affluent de la Rémarde, en amont du moulin de Béchereau, aucune truite et frayère n'ont été recensées alors qu'elles sont bien présentes à l'aval. Malgré le faible nombre de truites pêchées sur la partie aval du moulin de Béchereau (8 en 2010), ce secteur semble être un lieu de fraie important (31 frayères recensées en 2009), attestant ainsi de la présence de géniteurs.

Sur la Méranlaise, affluent de l'Yvette, entre le moulin des Vassaux et le moulin d'Ors, 13 truites ont été pêchées en 2010 et 9 frayères recensées en 2008 et en 2009. Malgré le grand linéaire prospecté à l'amont du moulin d'Ors, aucune truite et frayère n'ont été recensées. Cet obstacle marque donc la limite amont de remontée de la truite sur ce cours d'eau.

Drainant un bassin versant d'une superficie de l'ordre de 60 km², l'Aulne est un cours d'eau de rang 3, selon la classification de Strahler, qui prend sa source à Auffargis sur le plateau de Saint Benoît. Il alimente ensuite la Rémarde qui rejoint l'Orge, affluent de la Seine. Le bassin versant de la Méranlaise s'étend sur 31 km². Ce cours d'eau de rang 1 selon Strahler, rejoint l'Yvette, puis l'Orge.



Figure 2.12 : Localisation des cours d'eau dans le bassin Orge-Yvette

Sur l'Aulne, 8 ouvrages ont été recensés au total, dont 7 sont qualifiés d'infranchissables par la faune piscicole. C'est le cas du moulin de Béchereau, qui comporte dans son bief une chute d'eau de 2,30 mètres de hauteur (**Figure 2.13**). Aujourd'hui, le moulin de Béchereau est transformé en maison d'habitation et n'est plus fonctionnel.



Figure 2.13 : Chute sur le bief du moulin de Béchereau

La Mérentaise est une rivière jalonnée par de nombreux ouvrages hydrauliques du fait de son anthropisation forte et ancienne. Ces aménagements sont des moulins pour la plupart, accompagnés d’infrastructures diverses comme des systèmes de vannes ou des chutes (seuil).

Sont dénombrés actuellement sur 4,5 km de linéaire, 12 ouvrages hydrauliques entre Les Vassaux et Mérançy, dont 8 sont jugés infranchissables ou partiellement franchissables par les espèces de poissons. Le seuil d’Ors, d’une hauteur de chute de 1,30 m, se trouve dans l’axe de l’ancien bras de décharge du moulin, aujourd’hui cours principal de la rivière (**Figure 2.14**). Ce seuil est infranchissable et constitue la limite de colonisation amont de la truite de rivière.

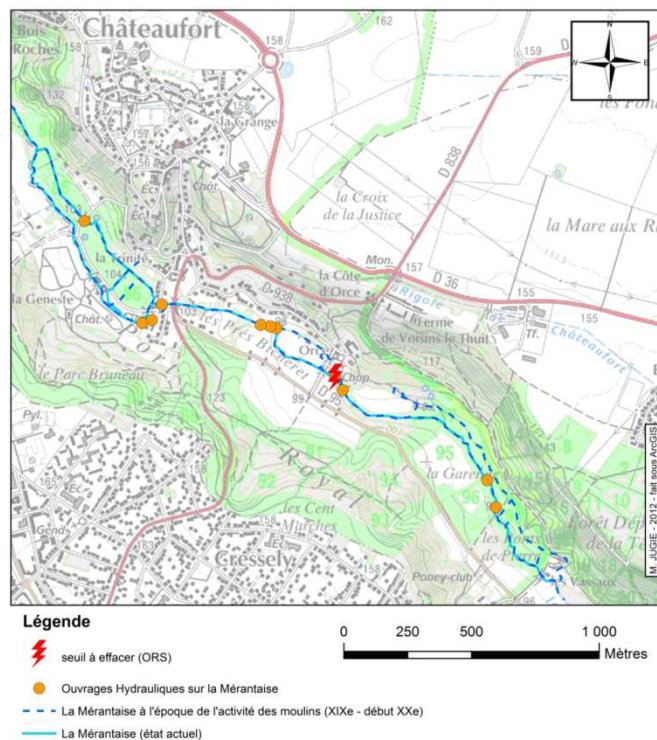


Figure 2.14 : Evolution des tracés de la Mérentaise depuis le 19^e siècle

2.2.2. *Etat des lieux initial : suivi avant restauration des compartiments hydromorphologique et écologique des cours d'eau*

2.2.2.1. *Caractéristiques hydromorphologiques et dynamiques des cours d'eau aux abords des deux seuils*

D'un point de vue hydromorphologique, deux questions apparaissent lors de la réflexion sur les enjeux d'un projet d'effacement de seuil : quel est le rôle de ce seuil et quels en sont les impacts actuels ? Pour identifier les altérations physiques et biologiques causés par un ouvrage hydraulique, il est préconisé de réaliser un suivi hydromorphologique par une approche stationnelle en amont et aval du seuil, permettant de mettre en évidence une éventuelle modification de la géométrie du lit suite à l'effacement de l'ouvrage. L'objectif de la restauration étant la continuité écologique, l'échelle de réponse attendue du milieu est assez large. Le suivi est ainsi complété par un profil longitudinal du fond du lit sur une longueur permettant de mettre en évidence une éventuelle modification de l'équilibre dynamique du lit (stockage dans la retenue, incision à l'aval, etc.). Les seuils ayant un effet net d'homogénéisation des faciès en amont, le suivi sera complété par une cartographie des faciès hydro-géomorphologiques sur l'ensemble du tronçon étudié. La mesure en continu de la hauteur d'eau et de la température fournit des variables complémentaires pour la compréhension de la dynamique du cours d'eau et des réponses biologiques.

A l'échelle stationnelle, un protocole de mesures de type CarHyce (Gob *et al.*, 2014) est appliqué pour dresser l'état d'altération de l'hydromorphologie locale. Ces mesures vont permettre par la suite d'analyser aussi la dynamique des cours d'eau, en termes de granulométrie, de faciès et de régime de débit.

L'ensemble de ces mesures est synthétisé sous forme de fiche par station (*Annexe 1 ; page 67*), comportant trois volets :

- **Les caractéristiques générales du site.** La pente du fond correspond à la pente moyenne du fond du cours d'eau calculée suite au levé topographique, elle est visible sur le graphique du profil en long. Le D50 concerne la granulométrie, il correspond au diamètre en dessous duquel se trouve 50% de l'échantillon prélevé. Quelques valeurs caractéristiques à plein bord calculées à partir des données topographiques mesurées sur le site sont également présentées.
- **Le profil en long et la morphologie de la station.** Les abréviations utilisées sont identiques à celles de la carte. On peut notamment y voir le profil du fond du cours d'eau (courbe « Z fond »), ainsi que la ligne de plein bord « moyenne » (Linéaire PB) qui correspond à la droite de régression sur les points « bord de berge » les plus bas. Un profil en travers figure sur chaque fiche à titre d'exemple.
- **La carte effectuée avec les données topographiques** relevées sur le terrain ainsi que des photos du site étudié.

Les données de débit ont été obtenues grâce aux capteurs de mesures en continu de la hauteur d'eau installés sur les deux cours d'eau (chroniques du 27 février 2012 au 09 juin 2013 soit une période d'environ 15 mois) ainsi qu'aux jaugeages réalisés sur le terrain. Des courbes de tarage ont été établies permettant d'obtenir des chroniques de débit à partir de celles des hauteurs d'eau.

A partir de ces mesures, il est possible d'estimer le potentiel dynamique des cours d'eau sur les stations amont et aval des seuils étudiés (*Tableau 2.2*).

Globalement, le débit critique Q_c susceptible de mobiliser les sédiments en place est inférieur, voire largement inférieur au débit de plein bord. Dans ce cas, la période de retour du Q_c est relativement faible. L'existence de débits potentiellement morphogènes à même de mobiliser régulièrement la charge sédimentaire du lit tend à montrer que ces cours d'eau ont la capacité d'adapter leur morphologie sur ces stations. Seule la station aval du seuil d'Ors peut ne pas avoir la capacité de s'adapter en érodant la charge du lit parce que le débit qui peut mobiliser cette charge est rarement atteint. Dans ce cas, des ajustements prendront place plutôt dans l'axe latéral.

Tableau 2.2 : Analyses de la compétence des débits calculés à mobiliser la charge du lit

Cours d'eau	Station	Débit à plein bord (Q_{pb})	Taille critique des sédiments mobilisables à Q_{pb}	D84	Débit Q_c de mobilisation des sédiments D84
		calculé			
		m^3/s	mm	mm	m^3/s (% par rapport au Q_{pb})
Aulne	Béchereau amont	1	12 gravier moyen	0,22 sable fin	Tous les débits (0 %)
Aulne	Béchereau aval	2	42 gravier très grossier	20 gravier grossier	≈ 0,4 (20 %)
Mérantaise	Ors amont	4	33 gravier très grossier	19 gravier grossier	≈ 0,5 (12.5 %)
Mérantaise	Ors aval	3,5	37 gravier très grossier	29 gravier très grossier	≈ 3,1 (89 %)

Les chroniques de débit obtenues permettent de constater que le débit à plein bord (Q_{PB}) a été atteint à plusieurs reprises sur l'Aulne sur la période de l'étude (en décembre 2012, février et juin 2013) ; contrairement à la Mérantaise pour laquelle aucune des deux valeurs de Q_{PB} (amont et aval) n'est atteinte (**Figure 2.15**).

Des profils en long étendus ont été réalisés : 3 700 m de linéaire sur l'Aulne, et 2 100 m sur la Mérantaise. Ils permettent de caractériser d'autres obstacles présents sur le cours d'eau (par exemple, sur l'Aulne, le seuil de la Galetterie, chute de 0,83 m, à l'aval du seuil de Béchereau), d'indiquer les limites des zones de retenue générées par ces obstacles, et les changements de pente indiquant d'éventuelles zones d'incision ou de dépôts.

Enfin, les faciès d'écoulement ont été cartographiés en 2012 sur les secteurs de cours d'eau suivis par ailleurs alors qu'un inventaire complet avait été réalisé par le PNR en 2011. Ils sont le reflet à long terme des contraintes exercées par la géologie, la morphologie terrestre, la couverture végétale et le climat. La diversité des faciès est mise à profit par la flore et la faune aquatique qui y rencontrent les différents habitats nécessaires à l'accomplissement de leurs cycles vitaux. La typologie utilisée est celle mise en place par Malavoi et Souchon en 2002.

Cet état des lieux actuel permettra d'évaluer l'évolution dynamique des cours d'eau après intervention par analyse des modifications des faciès observés.

Les cartes des faciès inventoriés par IRSTEA sur les secteurs suivis ont par ailleurs été utilisées pour réaliser une analyse de l'hétérogénéité locale des habitats piscicoles à l'aide d'une méthode d'analyse cartographique en fenêtre glissante, implémentée à l'aide du logiciel Chloe 2012 (Baudry *et al.*, 2005).

Un exemple de cette analyse pour la Mérantaise (**Figure 2.16**) révèle les secteurs où la diversité locale des faciès est forte (valeurs élevées d'hétérogénéité) et ceux qui sont homogènes.

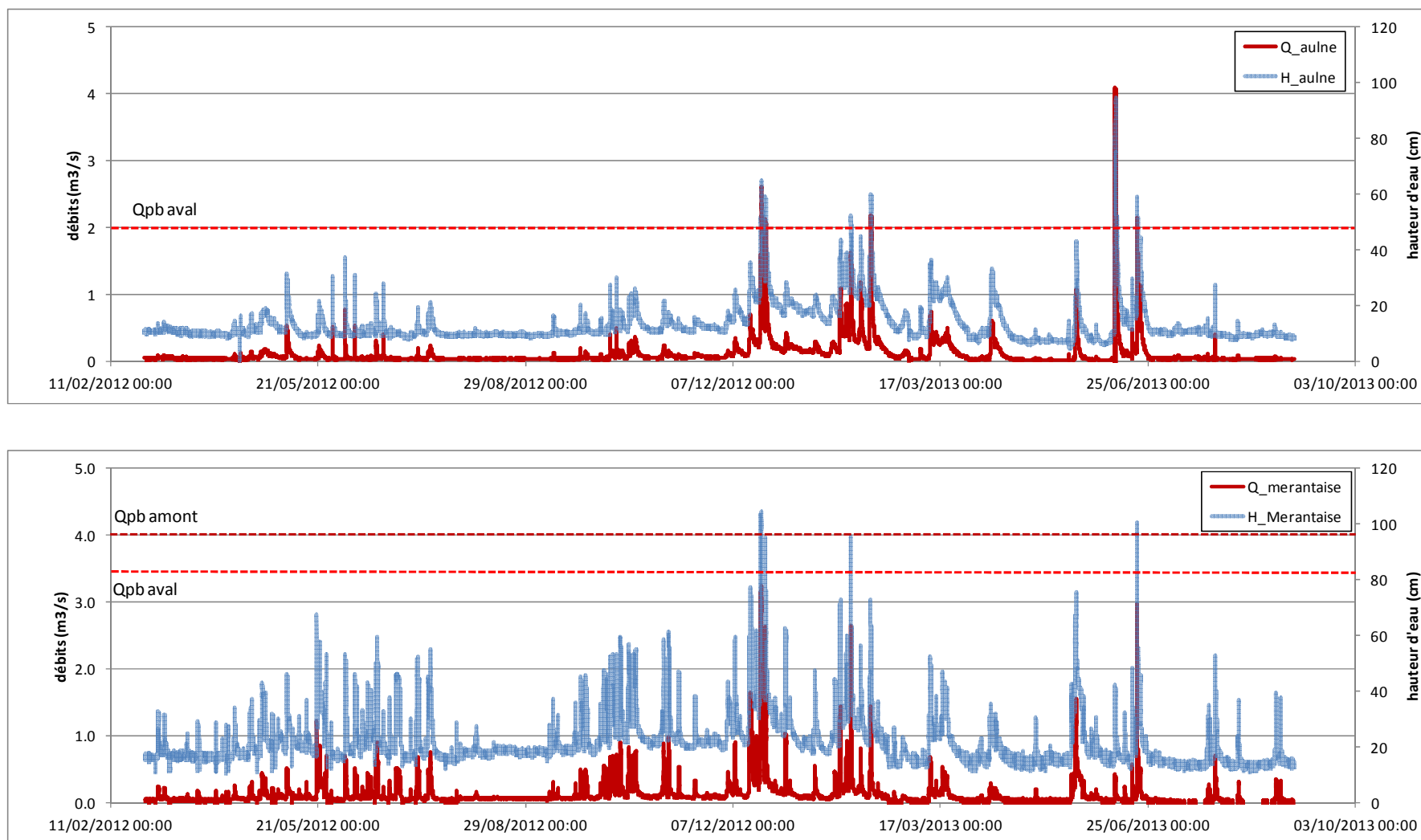


Figure 2.15 : Variation des hauteurs d'eau et des débits sur l'Aulne (pont de Béchereau) et la Mérantaise (passerelle du pré Bicheret)

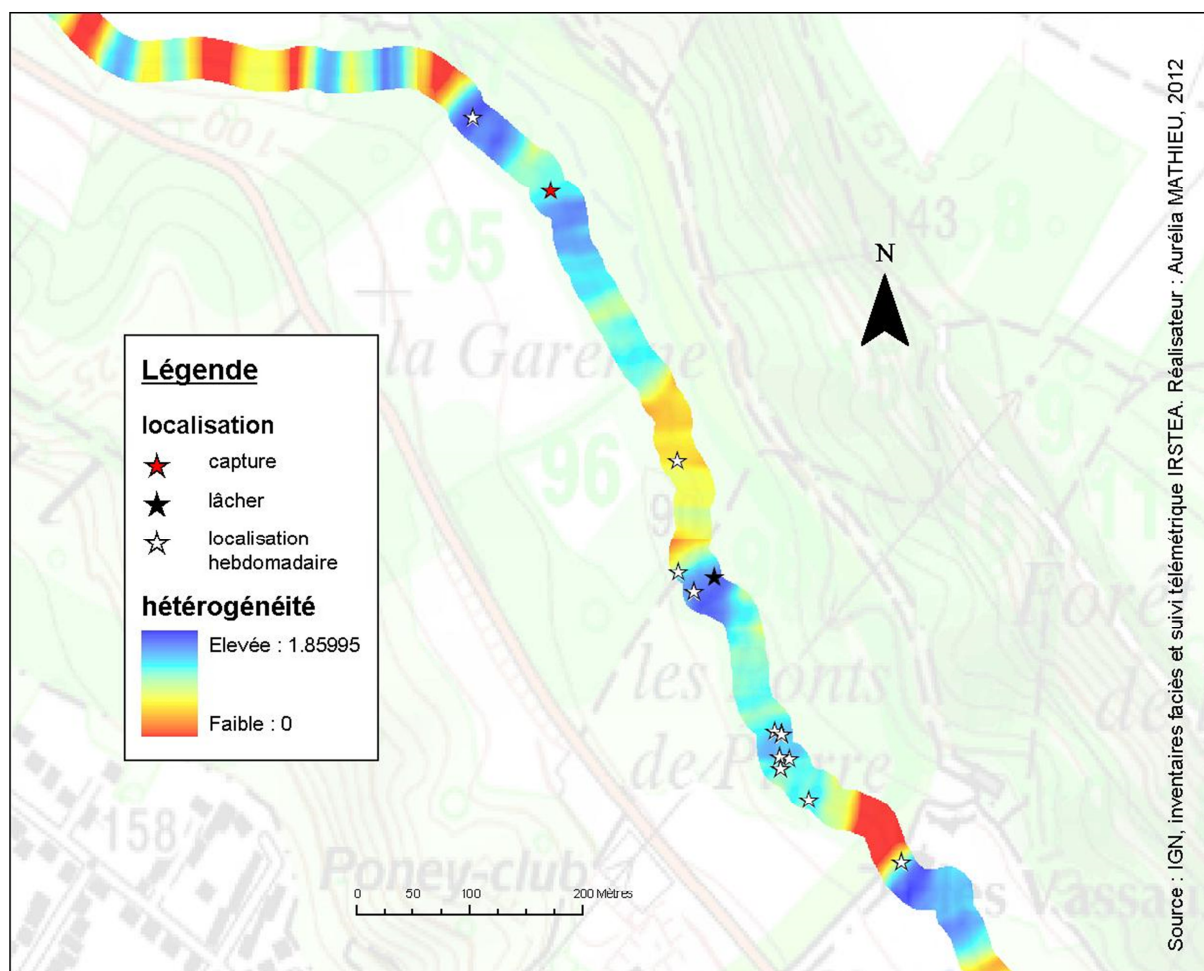


Figure 2.16 : Carte d'hétérogénéité de l'habitat sur un secteur de la Mérantaise (logiciel Chloé 2012) et localisation d'une truite suivie individuellement du 3 avril au 31 août. (Pour des questions de visualisation, le cours d'eau a été grossi 8 fois)

2.2.2.2. Etat initial des peuplements de macroinvertébrés benthiques

Les macro-invertébrés benthiques sur l'Aulne et la Mérantaise ont été échantillonnés selon le protocole mis en place pour le réseau de contrôle et de surveillance (RCS) (Norme XP T 90-333 ; AFNOR, 2009). Les 4 stations, définies pour réaliser les mesures hydromorphologiques, sont utilisées comme stations de prélèvement des invertébrés. Deux campagnes de prélèvement ont eu lieu, les 6-7 juin 2011 et 4-5 juin 2013.

Globalement, les notes calculées indiquent une qualité biologique des deux cours d'eau moyenne à bonne. Seule la note de 9 sur l'Aulne amont en 2013 indique une situation plus dégradée (**Tableau 2.3**).

Sur la Mérantaise, le groupe indicateur est le même à l'amont et à l'aval du seuil, et également lors des deux années. Il s'agit du groupe indicateur n°7 dont le niveau de sensibilité à la pollution est élevé.

Sur l'Aulne, les groupes indicateurs varient du n°6 à 3, ce qui explique en partie la plus grande variabilité des notes d'indices (de 9 à 15 pour les deux stations et les deux années). Le gradient observé est inverse par rapport à la situation de la Mérantaise puisque la station aval du seuil est de meilleure qualité que celle de l'amont.

Tableau 2.3 : Résultats des calculs d'indice IBG-DCE sur les 4 stations étudiées

Groupe indicateur	2011				2013			
	Aulne		Mérantaise		Aulne		Mérantaise	
	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval
Psycho.	4	6	7	7	3	6	7	7
Nombre de taxons	30	35	31	26	22	26	23	20
Nombre de taxons >2 individus	20	29	22	24	17	19	15	15
% EPT	0,6	7,0	24,8	7,5	6,1	14,4	25,8	11,3
% Chironomidae	25,4	59,2	15,0	31,0	12,9	9,2	26,0	36,6
% Oligochètes	56,0	14,0	6,5	4,0	39,7	21,6	14,0	4,2
Note IBG-DCE	12	15	15	14	9	13	13	12
	Moyen	Bon	Bon	Bon	Médiocre	Moyen	Moyen	Moyen

Abréviations : Psycho., Psychomidae ; Ephe., Ephemerae ; Gloss., Glossosomatidae ; Hydro., Hydropsychidae.

Les notes sont généralement meilleures en 2011, en raison notamment de la variété taxonomique qui est plus importante qu'en 2013 à toutes les stations. L'année 2013 a été singulière d'un point de vue hydrologique car les niveaux d'eau ont été importants durant tout le printemps. L'analyse des données de débit a d'ailleurs démontré que le débit à pleins bords a été dépassé à plusieurs reprises sur l'Aulne. Il est possible que cette situation ait entraîné une réduction du nombre de taxons présents sur les sites en 2013.

Ce constat est cohérent avec la qualité de l'eau connue sur l'Aulne. L'Aulne à la Galetterie présente d'une manière générale des eaux en « bon » à « très bon » état physico-chimique. Elles se dégradent en « moyen » voire « mauvais » état dès que les précipitations augmentent significativement la charge en MES et véhiculent des intrants agricoles qui accroissent la concentration en ammonium. Le bassin versant, à la fois urbain et agricole est propice à ce genre de phénomène.

Globalement, les deux cours d'eau sont de qualité biologique comparable du point de vue des peuplements de macroinvertébrés benthiques. La situation de la Mérantaise semble toutefois moins sujette aux variations interannuelles puisque la composition qualitative et quantitative des peuplements de macroinvertébrés est plus stable.

2.2.2.3. Etat initial du peuplement de poissons

2.2.2.3.1. Echantillonnage des poissons par pêche électrique

Le protocole de pêche électrique est réalisé de façon à pouvoir détecter les effets des discontinuités dans les cours d'eau sur la distribution spatiale des espèces de poissons. Il a été adapté du protocole d'échantillonnage des poissons par pêche électrique réalisé sur les petits cours d'eau de tête de bassin (ordre 1-3, largeur 2-5m) pour répondre à cette problématique de l'étude de l'influence des discontinuités. Ainsi, un échantillonnage ponctuel d'abondance (EPA) a été préféré à une prospection classique sur station. Cette méthode, réalisée à l'aide du matériel portable de pêche électrique « Martin pêcheur », permet de prospecter des linéaires plus importants (plusieurs kilomètres) et surtout difficilement accessibles.

Nous avons choisi de réaliser dans ce type de cours d'eau, un point de pêche EPA tous les 20 m le long du continuum fluvial, chaque point de pêche étant disposé de façon aléatoire transversalement au cours d'eau (rive droite, rive gauche, chenal). Cette distance est choisie pour éviter d'influencer les points de pêches entre eux. Ainsi, des segments de 600 m, représentant 30 EPA ont été répartis en amont et aval des deux seuils étudiés (**Figure 2.17**). Les pêches ont été réalisées les 30 et 31 août 2011 et les 26 et 27 août 2013.



Figure 2.17 : Localisation des stations amont et aval du moulin de Béchereau (en jaune) et position des échantillonnages par pêche électrique selon la méthode des EPA (points orange)

Les poissons capturés sont identifiés et mesurés individuellement in situ, puis remis à l’eau. Chaque point de pêche est localisé au GPS (+/-5 m). Parmi les espèces caractéristiques des têtes de bassin, on retrouve la présence des truites sur les deux cours d’eau (**Tableau 2.4**). Cependant l’abondance est plus élevée sur l’aval du seuil d’Ors que sur l’aval du seuil de Béchereau, et l’espèce est effectivement absente en amont, confirmant de précédentes prospections.

Tableau 2.4 : Effectifs capturés par cours d’eau et par année (en grisé les espèces typiques de ces cours d’eau)

	Moulin de Béchereau				Moulin d’Ors			
	Aval		Amont		Aval		Amont	
	2011	2013	2011	2013	2011	2013	2011	2013
Truite fario	1	1			13	10		
Chabot	7	19	12	13				
Loche franche	6	2	18	10	42	3	20	9
Gardon	5	2			1			
Perche commune	10	1	10					
Rotengle			7					
Perche soleil					3	1		
Epinochette			2		13		10	4
Epinoche					13	1	7	22
Anguille					1			
Brochet	1	1						
Goujon					1			
Nombre d’espèce	6	6	5	2	8	4	3	4

Deux espèces d'accompagnement de la truite, la loche franche et le chabot, sont bien implantées sur l'Aulne alors que le chabot est absent de la Mérantaise. Sur l'Aulne, l'implantation des espèces d'eaux calmes comme la perche, le gardon, le rotengle est favorisée par les aménagements qui entraînent le ralentissement des écoulements et l'augmentation des habitats profonds. Sur la Mérantaise, ce sont plutôt la perche-soleil, l'épinoche et l'épinochette qui sont abondantes, peuplant généralement des secteurs de cours d'eau ayant fait l'objet de recalibrage, où la végétation aquatique se développe.

Dans le cas de ces petits bassins versants, l'anthropisation et la présence d'aménagement entraînent donc une augmentation du nombre d'espèces et une modification de la composition des peuplements, avec généralement une augmentation des espèces d'eaux calmes, en lien avec le ralentissement des écoulements.

La répartition spatiale des truites fario est présentée (*Figures 2.18* et *2.19*). Les individus capturés en 2011 sur la Mérantaise sont principalement des jeunes de l'année (0+), mesurant fin août environ 100 mm.

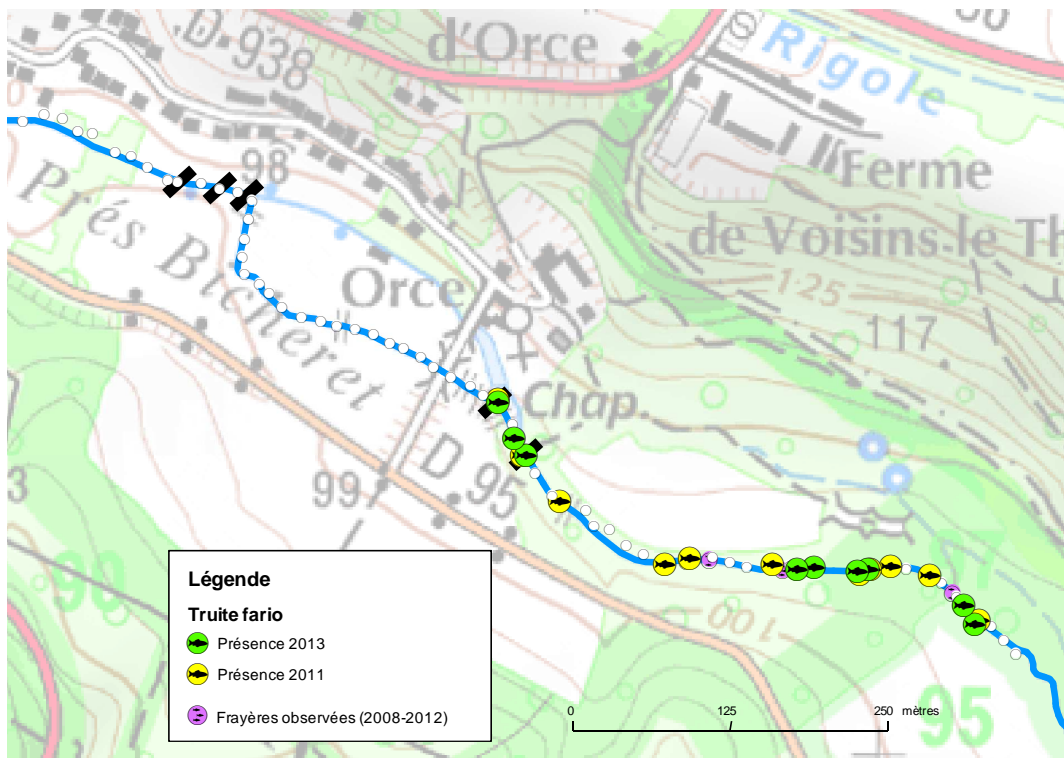


Figure 2.18 : Distribution spatiale des truites capturées par pêche électrique en août 2011 et 2013 sur la Mérantaise ; 600 m en amont et en aval du seuil du moulin d'Ors

Une partie des individus sont situés sous la chute du seuil d'Ors ainsi qu'à l'aval de la chute générée par un collecteur d'eaux usées (*Figure 2.18*). Le secteur échantillonné inclut des frayères observées lors de recensements antérieurs. Ce n'est pas le cas pour l'Aulne, où les frayères sont situées plus en aval que les échantillonnages (*Figure 2.19*).

Des échantillonnages spécifiques de juvéniles de truite (0+ et 1+) par pêche électrique ont été mis en œuvre les 17 et 18 octobre 2013. Le protocole utilisé est celui de Prévost et Baglinière (1993). Ce protocole a également été utilisé auparavant, en juillet 2011, par le PNR HVC, sur des secteurs proches.

Sur la Mérantaise, la présence des juvéniles est principalement concentrée sur un secteur de 450 m, entre l'aval d'Ors et l'amont des Ponts de pierre, secteur dans lequel de nombreuses mouilles assez profondes sont présentes. Ce ne sont quasiment que des jeunes de l'année, 0+ (taille entre 60 et 70 mm).

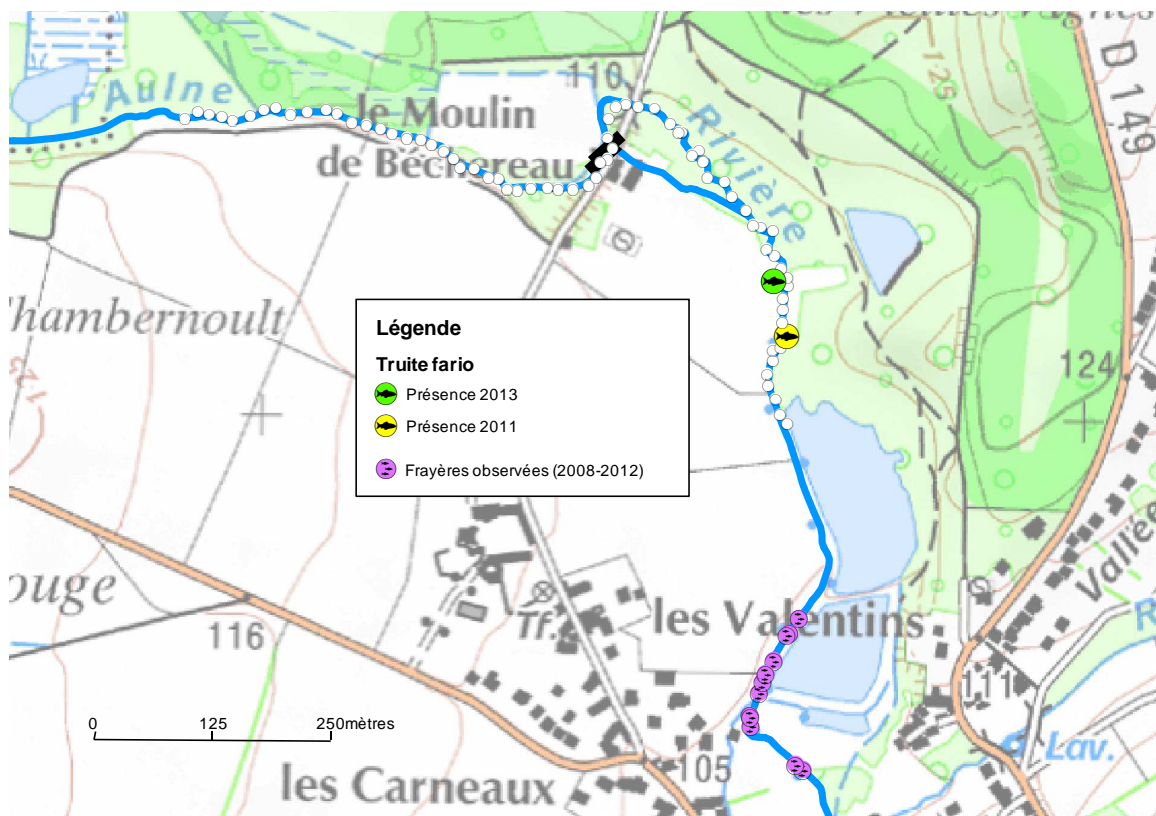


Figure 2.19 : Distribution spatiale des truites capturées par pêche électrique en août 2011 et 2013 sur l’Aulne ; 600 m en amont et en aval du seuil du moulin de Béchereau

Sur l’Aulne, un seul jeune de l’année, 0+, a été observé en amont de la Galetterie ; les autres individus étant des 1+ (taille entre 100 et 180 mm). Sur les radiers à l’aval de la Galetterie, aucun 0+ n’a été observé en 2013 ; alors qu’une vingtaine d’individus 0+ avaient été échantillonnés en 2011. Cette absence, quasi-totale, de jeunes de l’année sur ce secteur de l’Aulne est probablement en partie liée à l’hydrologie de l’hiver 2012. Plusieurs crues dépassant le débit de plein bord ont été observées fin décembre et fin janvier. Ces crues peuvent aussi avoir été dommageables lors de l’émergence des alevins (fin janvier-février).

2.2.2.3.2. Inventaire des frayères à truite de 2008 à 2012

Le recensement hivernal des frayères creusées par les géniteurs de truite fario est proposé comme un paramètre permettant d’évaluer leur présence et leur activité sur les cours d’eau étudiés. Le suivi de leur nombre et de leur localisation peut être préconisé comme indicateur des actions entreprises sur les cours d’eau, notamment lors des projets de restauration.

La ponte s’effectue sur un substrat de petits galets ou de graviers, présentant des interstices pour l’oxygénation des œufs, avec des hauteurs d’eau de 15 à 50 cm et des vitesses de 40 et 80 cm/s. En général, on trouve les frayères en « tête » de radier (amont du radier et aval d’une mouille). La durée totale d’incubation et du développement embryonnaire dans la frayère est variable, de 3 à 4 mois après la ponte.

Ainsi, chaque année, un inventaire des localisations des frayères fonctionnelles de truite est réalisé par le PNR Haute Vallée de Chevreuse. La prospection des cours d’eau est faite à pied, en longeant la berge. Chaque frayère (nid creusé correspondant à la dépose des œufs) est géolocalisée.

Ces frayères attestent de l’activité de reproduction des truites matures présentes dans le secteur. La maturité est observée pour des individus à partir de 2 à 3 ans. Compte tenu du linéaire prospecté, on observe en moyenne sur les 4 années 3,4 frayères/km sur la Mérantaise et 4,9 frayères/km sur l’Aulne, valeurs classiquement observées dans ce type de cours d’eau.

Il est important de préciser que l'inventaire sous-estime très certainement le nombre de frayères. En effet, les inventaires ont lieu en octobre-novembre (sauf 2011 où l'inventaire s'est fait fin janvier 2012) alors que la reproduction peut s'étaler jusqu'à fin janvier.

2.2.2.3.3. Conclusions

L'état initial relatif aux peuplements de poissons, et à la situation de la truite en particulier confirme que cette espèce est en mesure de se développer dans ces cours d'eau : les inventaires et mesures effectuées témoignent de la présence de populations se reproduisant (présence de frayères et de jeunes issus de la reproduction d'individus matures). Néanmoins, ce développement est limité dans chaque cours d'eau par la présence de seuils infranchissables. Les interventions consistant à supprimer l'effet de ces seuils peuvent donc potentiellement permettre aux espèces de poissons de reconquérir les secteurs de cours d'eau actuellement cloisonnés, voire plus largement l'ensemble d'un bassin versant.

2.2.3. Etude des déplacements de truite avant restauration

2.2.3.1. Matériel et méthodes

Les déplacements des truites sont suivis dans cette étude par télémétrie : des individus adultes sont capturés et équipés d'émetteurs. Ces émetteurs envoient une onde de fréquence connue et unique pour chaque individu. Des récepteurs de marque ATS (Advanced Telemetry System) installés en poste fixe au bord des cours d'eau ou portatifs en utilisation manuelle, permettent de capter ces ondes et ainsi de localiser avec précision le poisson (**Figure 2.20**). Ainsi, il est possible de retracer durant l'étude, les déplacements en temps réel de chaque individu suivi sur le linéaire étudié.

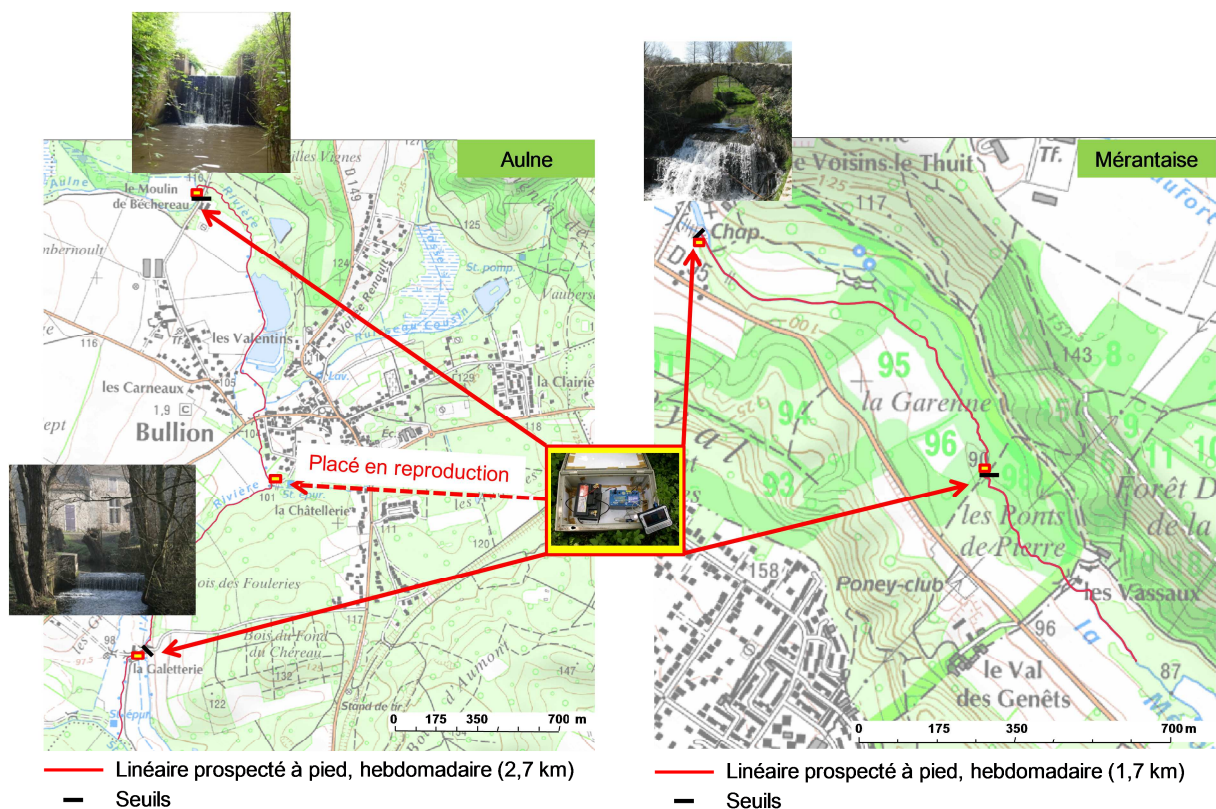


Figure 2.20 : Position des récepteurs fixes et linéaire prospecté en utilisation manuelle

La capture des individus en vue de leur marquage se fait par pêche électrique. Les coordonnées GPS du lieu de capture des poissons sont notées, de même que celles du lieu de lâcher après équipement d'émetteur. Tant que l'animal est endormi pour l'introduction de l'émetteur dans la cavité péritonéale, il est pesé et mesuré. Un échantillon de nageoire et quelques écailles sont récoltés afin de réaliser ultérieurement des analyses génétiques et de déterminer l'âge de l'individu.

Sur l'Aulne, les sessions de marquage ont eu lieu le 13 mars et le 3 avril 2012, 16 truites ont été marquées. Sur la Mérantaise les marquages ont eu lieu le 16 mars et le 5 avril 2012, 23 truites ont été marquées.

Sur la Mérantaise, 4 truites ont été retrouvées mortes le lendemain du marquage et 4 n'ont plus été localisées par la suite. Sur l'Aulne, seule une truite n'a pas été retrouvée.

Les déplacements de chaque individu sont ensuite analysés en utilisant les données des récepteurs, enregistrées de manière automatique sur les postes fixes, et à fréquence hebdomadaire sur les récepteurs portatifs.

L'objectif ici est d'utiliser ces deux sources de données pour tracer la trajectoire effectuée par le poisson lors de la période de suivi. Le logiciel Anaqualand 2.0 (Le Pichon *et al.*, 2006) permet de calculer des distances hydrographiques, c'est-à-dire la distance entre deux points en suivant le réseau hydrographique (et non une distance euclidienne qui n'a aucun sens biologique dans cette étude).

La **Figure 2.21** illustre les mouvements effectués par un poisson depuis le jour et le lieu de lâcher. Sur le graphe de trajectoire, les valeurs positives symbolisent des mouvements vers l'amont du lieu de lâcher et celles négatives, des mouvements effectués à l'aval du lieu de lâcher.

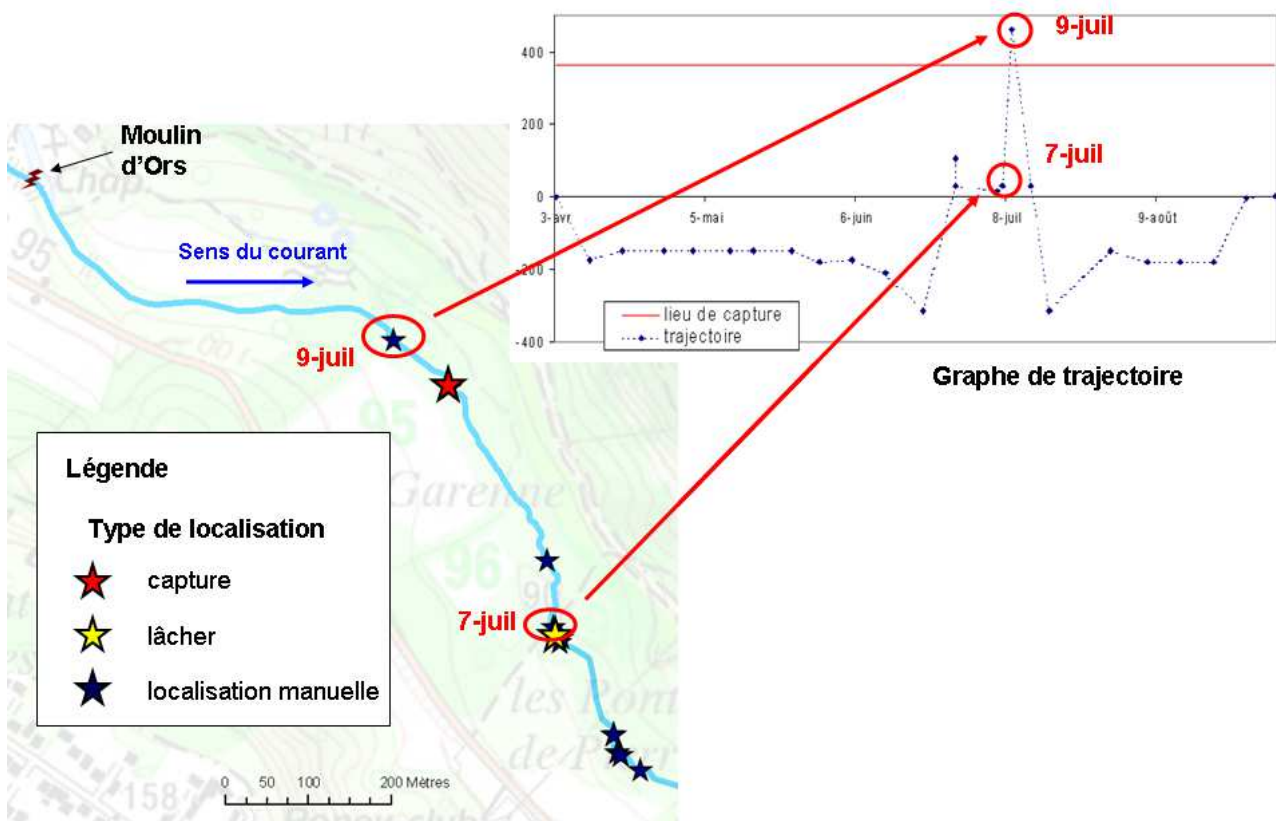


Figure 2.21 : Localisation spatiale hebdomadaire d'un poisson et graphe de trajectoire correspondant

2.2.3.2. *Résultats du suivi des déplacements de truite*

2.2.3.2.1. Caractéristiques générales des individus échantillonnés pour cette étude

Au regard du peu d'individu prélevés, il n'est pas possible de déterminer d'éventuelles différences entre les individus de l'Aulne et de la Mérantaise. Toutefois, une différence significative est observée sur le poids, les truites de l'Aulne semblant les plus grosses (Approximative Wilcoxon Mann-Whitney Rank Sum Test : p -value = 0,0238), différence peut être due tout simplement au hasard d'échantillonnage.

La détermination de l'âge par lecture d'écaille des truites étudiées, fait apparaître une forte croissance de l'ensemble des individus. La croissance des truites dépend de la nature géologique du bassin versant, du régime thermique du cours d'eau (l'optimum de croissance est situé entre 7 et 19 °C selon les populations), de la disponibilité en nourriture et du sexe du poisson. De telles croissances sont généralement observées sur des cours d'eau calcaire, assez tamponnés thermiquement. Le substrat est ici constitué principalement des sables de Fontainebleau, mais le régime thermique est sans doute très favorable avec une saison de croissance assez longue. Il est aussi probable qu'une légère charge en matière organique, lié aux rejets anthropiques, soit aussi favorable à la croissance. Pour 10 individus, il a été possible d'identifier les marques de reproduction, parmi lesquels 8 montrent une reproduction dès l'âge de 2 ans.

L'étude des déplacements faisant intervenir une notion de comportement des individus, il était important de connaître les caractéristiques génétiques des truites étudiées et de mettre en évidence des éventuels croisements avec des souches issues de pisciculture. L'Aulne et la Mérantaise semblent ne pas avoir connues de repeuplement récent mais l'existence de nombreux étangs et quelques pêcheurs pourraient expliquer la présence de truites domestiques dans ces cours d'eau.

L'analyse s'est faite sur les microsatellites au niveau de 12 marqueurs. Les microsatellites sont des séquences d'ADN nucléaire, composées de motifs répétés en tandem de 1 à 6 nucléotides (Tóth *et al.*, 2000). Ces microsatellites sont très abondants dans le génome et présentent un haut niveau de variabilité en raison d'un taux de mutation élevé. Ils permettent ainsi d'analyser de façon très fine la diversité intra et inter populations (Tautz, 1989), de détecter et résoudre des problèmes écologiques liés à la fragmentation d'habitat et les flux de gènes (Rodriguez *et al.*, 2000) et de façon plus générale de retracer l'histoire récente des populations.

Cette analyse a été effectuée par le laboratoire Génindexe sur 23 truites de la Mérantaise, 16 de l'Aulne et 6 truites issues de piscicultures, servant de témoin. L'analyse consiste ensuite à comparer les génotypes des truites témoins à celles des cours d'eau du Parc. L'interprétation des résultats, réalisée par M. Berrebi, Directeur de recherche au CNRS, passe par une analyse d'assignation (logiciel STRUCTURE) qui évalue la probabilité de chaque individu d'appartenir à une entité génétique distincte.

Cette analyse (**Figure 2.22**) montre clairement 3 entités génétiques différentes : les truites issues de la Mérantaise (en vert) diffèrent de celles de l'Aulne (en rouge) qui toutes diffèrent de celles issues de pisciculture (en bleu). Certaines truites du PNR portent cependant des marques d'hybridation avec des truites domestiques (marques bleues). Ainsi les individus 11 et 17 possèdent environ 25 % de gènes domestiques et les truites 2 et 22, près de 10%.

Ainsi, l'Aulne et la Mérantaise ont probablement été peuplées par la même lignée de truite après le dernier réchauffement glaciaire (-15 000 ans). L'absence de migration d'individus a ensuite engendré une dérive génétique neutre. Sur les deux cours d'eau, l'introggression par des souches domestiques reste négligeable. Les comportements observés peuvent donc être considérés comme des comportements "sauvages". Cependant, une attention particulière sera portée aux déplacements des individus introgressés.

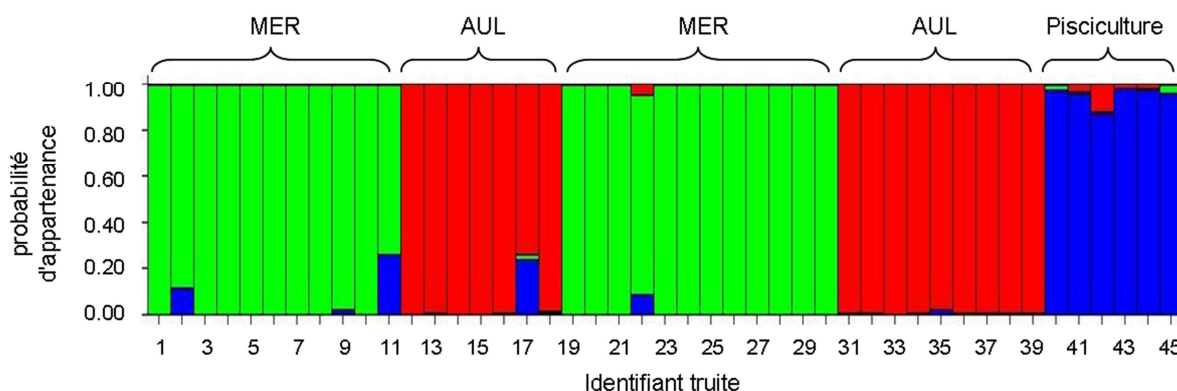


Figure 2.22 : Résultats de l'analyse d'assignation. Abréviations : MER, M é r a n t a i s e ; AUL, Aulne

2.2.3.2.2. Types de comportements observés

Les analyses qui suivent portent finalement sur 25 individus, 12 sur l'Aulne et 13 sur la M é r a n t a i s e, une fois éliminés les individus perdus sur la durée de l'étude, ou très peu mobiles (déplacements <20 m).

Comportement post marquage

Afin d'étudier les déplacements et comportements liés au marquage, une période dite "post marquage" (ou PM) a été déterminée pour chaque poisson. Elle correspond au temps entre le jour du lâcher et le jour où le poisson effectue un mouvement supérieur à 20 m. Bien qu'un mouvement de 20 m n'illustre pas forcément une fin systématique d'influence du marquage, il montre néanmoins que l'individu est rétabli des suites de l'opération chirurgicale et est capable de se déplacer.

En moyenne, les comportements semblent être influencés par le marquage pendant 7,79 jours (SD = 10,92 ; min = 0,11 ; médiane = 5,19 ; max = 43,76). Durant cette période les individus parcourent en moyenne 111,57 m (SD = 94,15 ; min = 29,18 ; médiane = 111,70 ; max = 352,75). Ces déplacements sont effectués uniquement vers l'amont par 17 poissons, uniquement vers l'aval par 7 poissons et un seul montre des déplacements amont et aval. Aucune différence de distance post marquage n'est observée entre les deux cours d'eau ($p = 0,2641$).

Comportements généraux

Parmi les 25 individus suivis, on peut constater trois comportements distincts, hors période de reproduction (**Figure 2.23**) :

- les truites qui regagnent leur lieu de capture (= phénomène de homing) et s'y sédentarisent : 11 individus
- les truites qui ne regagnent pas leur lieu de capture mais se sédentarisent sur un site : 8 individus
- les truites qui ne regagnent pas leur lieu de capture et adoptent une tactique d'exploration (plusieurs mouvements supérieurs à 50 mètres) : 6 individus.

Le phénomène de homing est potentiellement observé ici car les truites marquées ont été relâchées sur le lieu de marquage et non sur le lieu de capture. Sur les 25 truites étudiées, 11 ont montré un retour sur leur lieu de capture, témoignant d'une forme de fidélité à ce lieu.

En moyenne le temps de retour au lieu de capture est de 19,12 jours (SD = 22,33 ; min = 3,86 ; médiane = 6,78 ; max = 62,96) ; 54,5 % des individus rejoignent leur lieu de capture en moins d'une semaine. Pendant cette période les poissons effectuent en moyenne 412,95 mètres (SD = 248,79 ; min = 38,09 ; médiane = 428,92 ; max = 986,73).

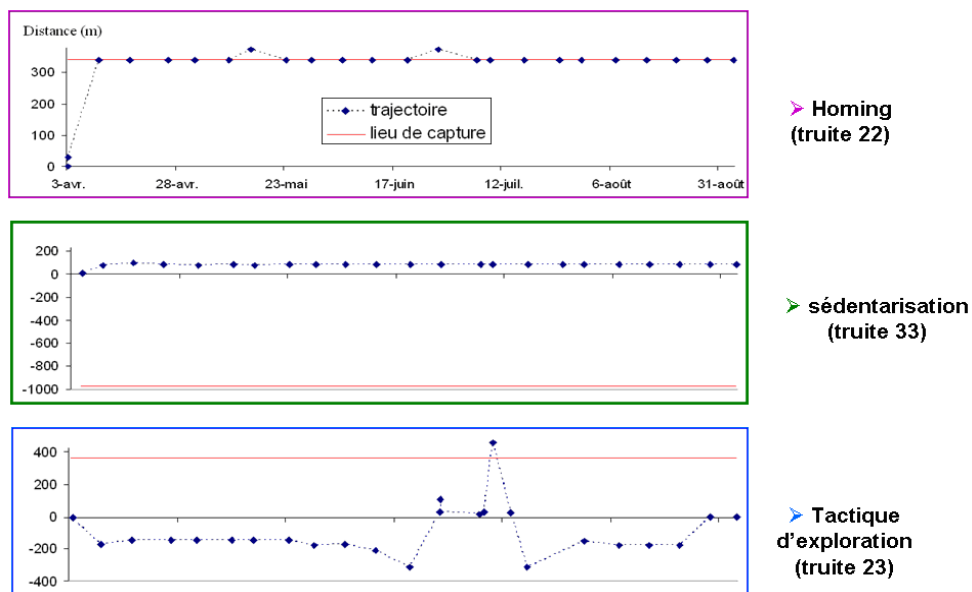


Figure 2.23 : Types de comportements observés chez l'ensemble des truites suivies par télémétrie radio

Certains temps de retour vers le lieu de capture peuvent s'expliquer par les conditions du milieu. Par exemple l'individu 16 est resté bloqué par un embâcle pendant presque un mois avant de continuer sa montaison pour retourner précisément à son lieu de capture. En revanche, ces temps et distances ne semblent pas dépendre de la taille des individus.

Sur l'ensemble des poissons étudiés dans cette étude, le homing est plus probable en direction de l'amont.

Le comportement de sédentarisation semble associé à l'existence de gîtes préférés. Un gîte est considéré comme préférés lorsque l'individu est localisé au même endroit par au moins 3 localisations manuelles hebdomadaires. La plupart des individus ont entre 1 et 2 gîtes préférés dans lesquels ils vont se sédentariser successivement. Seulement 3 truites semblent posséder de 3 à 5 gîtes. Parmi les 9 truites ayant pu être suivies après la période de reproduction, 7 d'entre elles retrouvent leurs gîtes préférés après la reproduction, les deux autres s'installant sur un nouveau gîte après la période de reproduction.

Comportements par rapport aux obstacles présents sur le secteur

Durant cette étude, il a été possible d'observer les comportements de quelques individus face aux obstacles d'origine anthropique (seuil) et naturelle (embâcle).

L'individu 18 a été capturé sur l'Aulne, 300 m en aval du seuil de Béchereau et relâché en amont du seuil de la Galetterie (**Figure 2.24**). Il effectue une dévalaison mi-mai sous la chute de la Galetterie, puis franchit ce seuil à la faveur d'une montée des eaux. Il s'est écoulé 15h entre le moment où cet individu se trouve à l'aval du seuil et le moment où il le franchit. Les enregistrements du récepteur fixe indiquent que l'individu se serait présenté à 4 reprises devant l'obstacle avant de le franchir. Il semble se sédentariser ensuite sur son lieu de capture, jusqu'en octobre.

Puis, cet individu effectue une exploration plus amont, est détecté sous le seuil de Béchereau, infranchissable. Il redescend alors sur son lieu de capture.

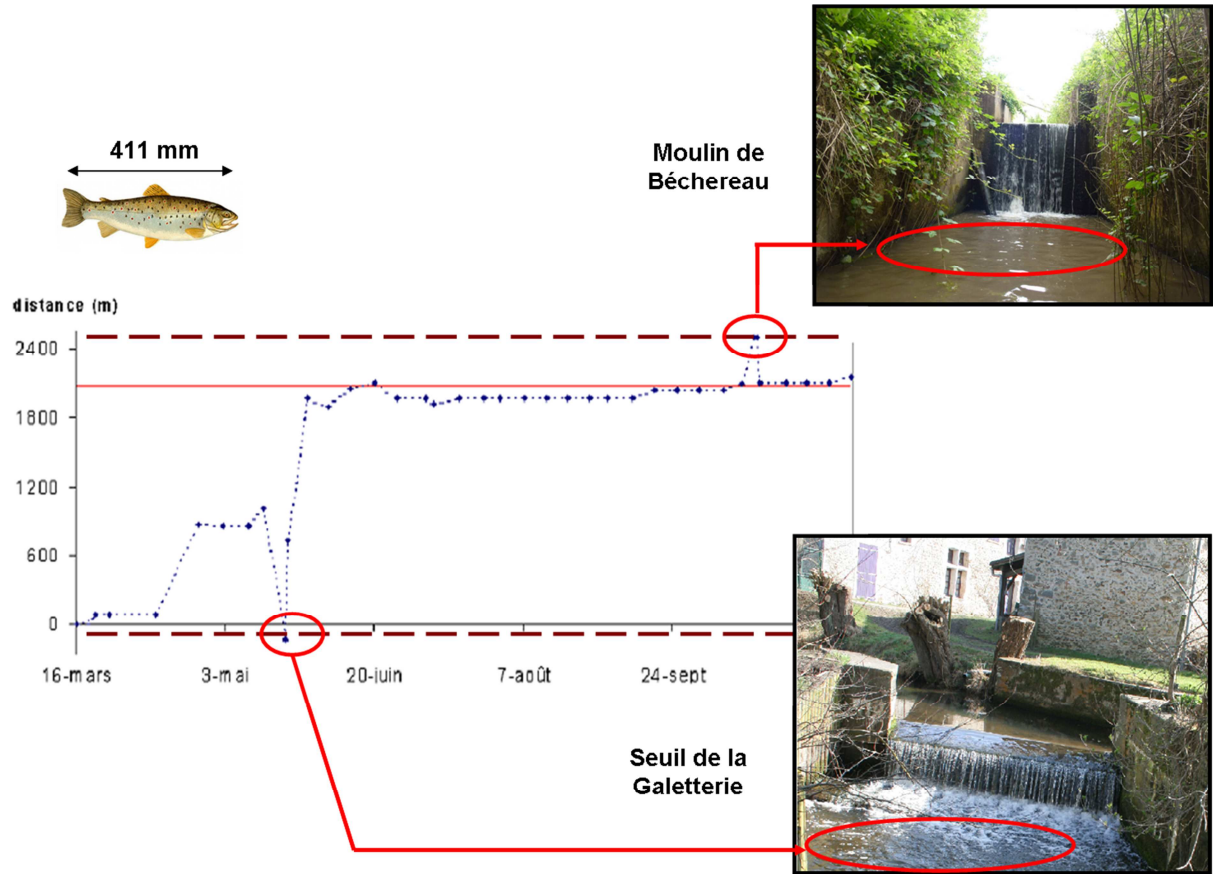


Figure 2.24 : Graphe de trajectoire de la truite 18 (lieu de capture en rouge, position des seuils en pointillés marron)

Sur ce même secteur, nous avons pu aussi étudier le comportement de certains individus face à une large zone d'embâcle pouvant constituer un obstacle, située 100 m en amont du lieu de lâcher. Suite au lâcher post marquage, 4 individus se sont retrouvés à l'aval de cet embâcle (Figure 2.25).

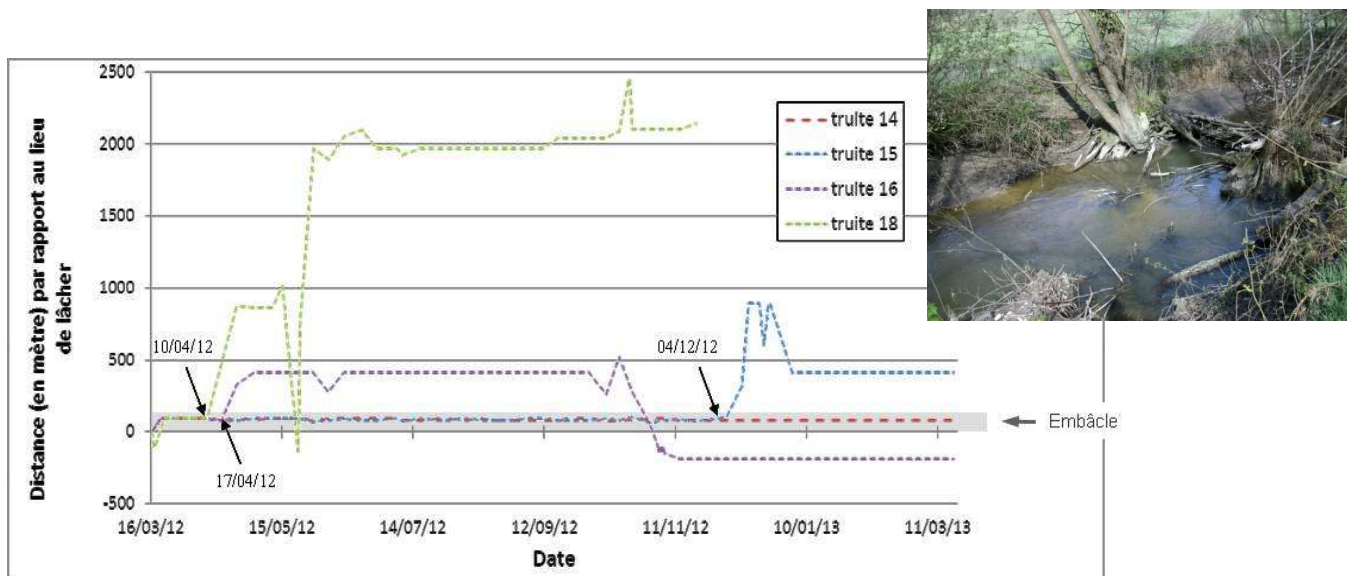


Figure 2.25 : Graphe de trajectoire des truites 14, 15, 16 et 18 et position de l'embâcle. Photo de la zone d'embâcle et mouille en aval

Les individus 16 (taille : 350 mm) et 18 (taille : 411 mm), après avoir passé environ 1 mois sous la zone d'embâcle, l'ont franchie entre le 10 avril et le 24 avril. Durant cette période, le niveau d'eau maximal a été de 18,6 cm (le niveau d'eau médian sur ce cours d'eau et pendant la durée d'étude étant de 11,3 cm). L'individu 15 (400 mm) quant à lui, est resté presque 9 mois à l'aval de cette zone avant de la franchir entre le 4 et le 11 décembre (niveau d'eau maximal durant cette période : 25,8 cm). On peut penser qu'il s'agit là d'une migration de reproduction pour rejoindre des sites de fraie en amont. Enfin, l'individu 14 (342 mm), capturé sous l'embâcle, est revenu sur son lieu de capture suite au marquage et ne semble plus avoir bougé sur la durée du suivi.

Ces observations illustrent la variabilité comportementale individuelle en réponse à la présence d'obstacles. En effet, pour un même scénario et des mêmes conditions environnementales, les comportements de franchissement d'embâcle sont très différents.

2.2.3.2.3. Périodes d'activité journalière

A côté de la caractérisation des déplacements saisonniers, cette étude a aussi permis d'appréhender quantitativement le rythme d'activité journalière des truites en analysant les enregistrements du récepteur fixe des Ponts de Pierre qui, situé sur le linéaire de la Mérintaise, a enregistré uniquement des passages rapides de truites. Au total, 10 individus ont pu être pris en compte dans cette analyse. Les rythmes d'activité ont été observés en période de reproduction et hors période de reproduction.

La période de reproduction a été fixée du 20 septembre 2012 au 23 février 2013 selon différents critères :

- Date de fraie : le début de la fraie a été estimé aux alentours du 8 novembre 2012 et de nouvelles frayères ont été aperçues jusqu'au 23 janvier 2013,
- Température : à partir du 20 septembre, la température de l'eau commence à descendre en dessous de 10 °C,
- Etude des trajectoires : certaines truites au comportement sédentaire hors période de reproduction semblent débuter des déplacements dès fin septembre-début octobre. Il peut s'agir là de recherche de zone de fraie ou bien de confection du nid en vue de la reproduction.

Il est donc essentiel que ces déplacements soient compris dans la période de reproduction déterminée.

La période d'activité des truites se situe classiquement plutôt la nuit que ce soit au moment de la reproduction, ou en dehors (**Figure 2.26**). Cependant, l'amplitude horaire d'activité est plus importante en période de reproduction. A cette période, l'activité migratrice est élevée de 17h à 6h du matin alors que hors période de reproduction elle s'opère principalement entre 23h et 3h du matin. De façon générale, on remarque une activité migratrice nettement plus importante pendant la période de reproduction. Entre 16h et 22h, l'activité en période de reproduction est au moins 3 fois supérieure à celle enregistrée hors période de reproduction.

Par ailleurs, les déplacements effectués semblent plus importants en période de reproduction, là encore avec une variabilité individuelle avérée.

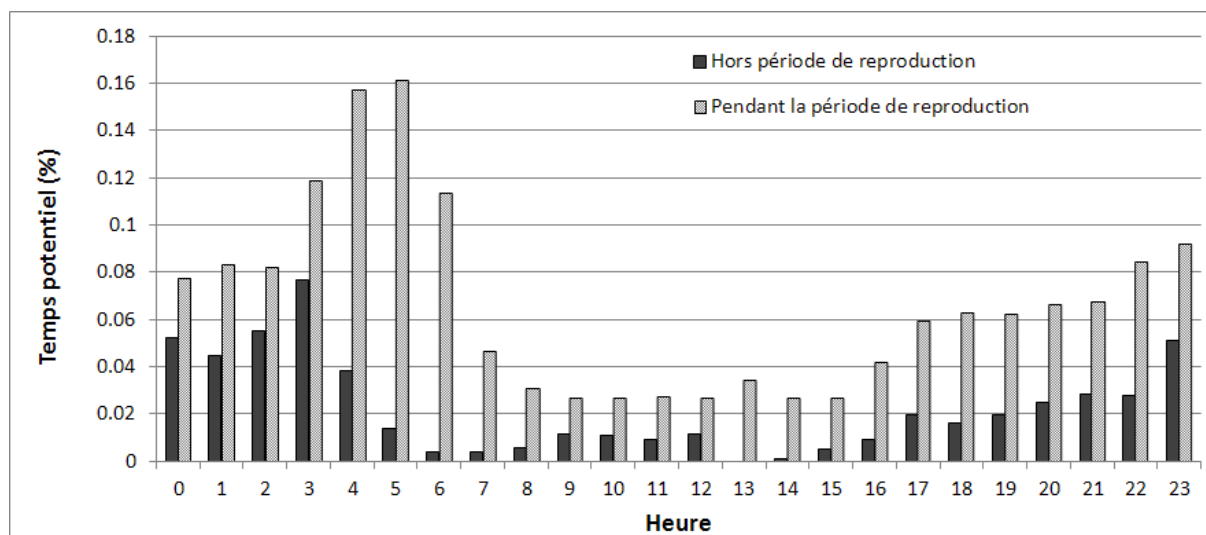


Figure 2.26 : Temps potentiel d'enregistrement de passage (ratio durée de passage sur durée totale de fonctionnement du récepteur) de tous les poissons par le récepteur fixe des Ponts de Pierre en fonction de l'heure et de la période

2.2.3.2.4. Relations entre mouvements et variables environnementales

L'analyse des trajectoires individuelles a indiqué que certains individus se sont déplacés à la faveur de variations du niveau d'eau, en lien probablement avec l'approche de la saison de reproduction, qui correspond aussi à des variations de température de l'eau. Ainsi, sur l'Aulne, différentes phases de mouvement des 12 individus suivis ont pu être observées, en correspondance avec ces variations.

Des mouvements importants sont observés en phase 1, 2, 4 et 6 (**Figure 2.27**). A l'inverse les distances parcourues sont faibles en phase 3 et 5.

En phase 1 (et une partie de la phase 2), les mouvements observés sont très probablement liés au marquage (retour vers le lieu de capture, recherche d'un nouveau gite...).

Les phases 2 et 4 montrent de nombreux déplacements et de grandes distances parcourues (>100 m). Ces phases correspondent à des périodes où le niveau d'eau augmente et dépasse plusieurs fois 20 cm. Les températures sont ascendantes en phase 2 et descendantes en phase 4. Il est probable que la phase 4 illustre le déclenchement des mouvements de recherche de site de fraie avant la reproduction.

La phase 3 correspond à la période estivale avec de faibles niveaux d'eau et des températures élevées. Les mouvements des poissons sont plus rares et de faibles distances. La phase 5 correspond à la pleine période de reproduction, la première frayère ayant été aperçue le 8 novembre 2012 à l'aval de la Galetterie sur l'Aulne. Pourtant peu de grands déplacements sont observés. On remarque qu'à cette période très peu de pics de niveau d'eau ont lieu et que la baisse des températures marque un arrêt entre 7 et 10 °C.

La phase 6 expose de nombreux déplacements de très grande amplitude. Le début de cette phase est marqué par une reprise de la baisse des températures, qui sont alors nettement au-dessous de 10 °C et par de nombreux épisodes d'élévation du niveau d'eau. Durant cette phase, le niveau maximal de l'eau sur ce cours d'eau atteint 65,1 cm. La phase 6 correspond certainement aux déplacements effectués pendant et après la reproduction.

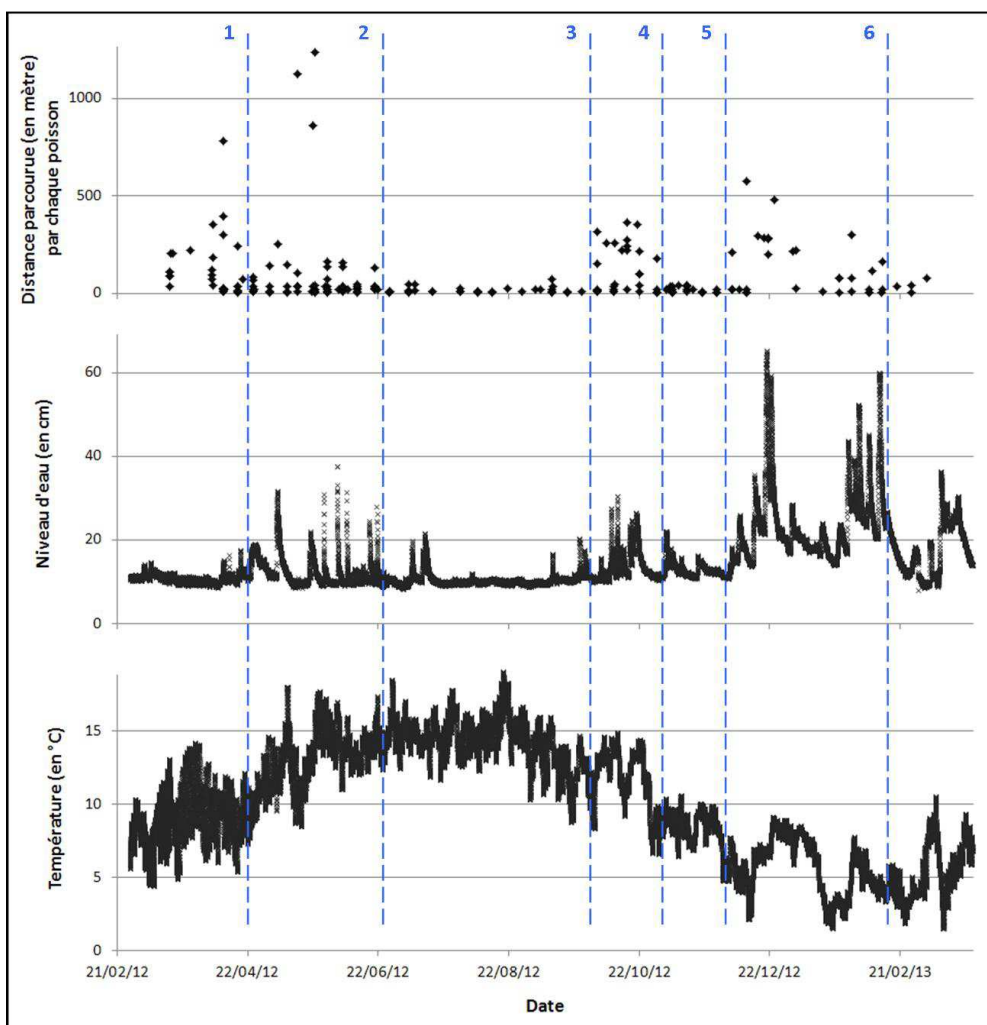


Figure 2.27 : Distance parcourue par tous les poissons sur l'Aulne en fonction des niveaux d'eau et de la température aux mêmes dates

2.2.4. Modélisation des effets du rétablissement de la continuité écologique sur les populations de truite de la Mérantaise

Les travaux de restauration de la continuité écologique sur les cours d'eau étudiés n'ayant pas encore démarré, un exercice de simulation d'effacement des ouvrages impactant la circulation des poissons sur la Mérantaise a été réalisé, afin d'évaluer l'effet potentiel de cette intervention. La fragmentation des milieux influence les communautés vivantes de plusieurs manières. A l'échelle individuelle, la présence des habitats nécessaires à l'accomplissement du cycle de vie d'un poisson ainsi que leur accessibilité est un prérequis pour sa survie. A l'échelle des populations, la connectivité contraint les échanges d'individus qui sont garants de la viabilité d'une population à long terme. L'exercice de simulation proposé tient compte de ces deux approches en modélisant 1) la connectivité des composantes du paysage subaquatique de la truite et 2) la viabilité des populations de truites.

2.2.4.1. Modélisation des probabilités de recolonisation des frayères à truite potentielles suite à la restauration de la continuité écologique de la Mérantaise

2.2.4.1.1. Démarche

A l'échelle des axes entiers de cours d'eau, souvent fragmentés par de nombreux ouvrages, la sélection des ouvrages prioritaires à l'aménagement pour rétablir la continuité doit se baser à la fois sur leur franchissabilité mais aussi sur leur effet cumulatif. Or, peu de méthodes opérationnelles de quantification de l'accessibilité des habitats nécessaires au cycle de vie des poissons sont disponibles pour établir un diagnostic fonctionnel préalable aux actions de restauration. Tenir compte des effets cumulatifs des ouvrages interconnectés est jugé essentiel pour hiérarchiser les contraintes environnementales et socio-économiques lors des décisions de restauration (Kemp et O'Hanley, 2010).

Le logiciel Anaqualand 2.0, développé depuis 2002, permet d'évaluer la connectivité dans les cours d'eau par le calcul de distances orientées (Le Pichon *et al.*, 2006). Il nécessite des données géolocalisées des différents types d'habitats utilisés par les espèces de poissons pour accomplir leur cycle de vie ainsi que des données relatives à leur capacité de déplacement. Il fournit en fin d'analyse une probabilité qu'un poisson d'une taille donnée atteigne un habitat cible ou l'habitat le plus proche, tenant compte de la difficulté du parcours (Le Pichon *et al.*, 2007). Les résultats finaux peuvent être représentés sous forme de cartes importables dans un Système d'Information Géographique.

Dans cet exercice de simulation, il s'agit d'évaluer la connectivité des habitats de la truite, une fois rétablie la continuité du cours d'eau, notamment comment l'accessibilité aux zones de frayères peut être améliorée. Les zones de frayères potentielles ont été identifiées par une prospection continue du linéaire de la Mérantaise, que le technicien rivière du PNR HVC réalise depuis 2008 à chaque période de reproduction. Elles ont donc pu être cartographiées dans le SIG (**Figure 2.28**).

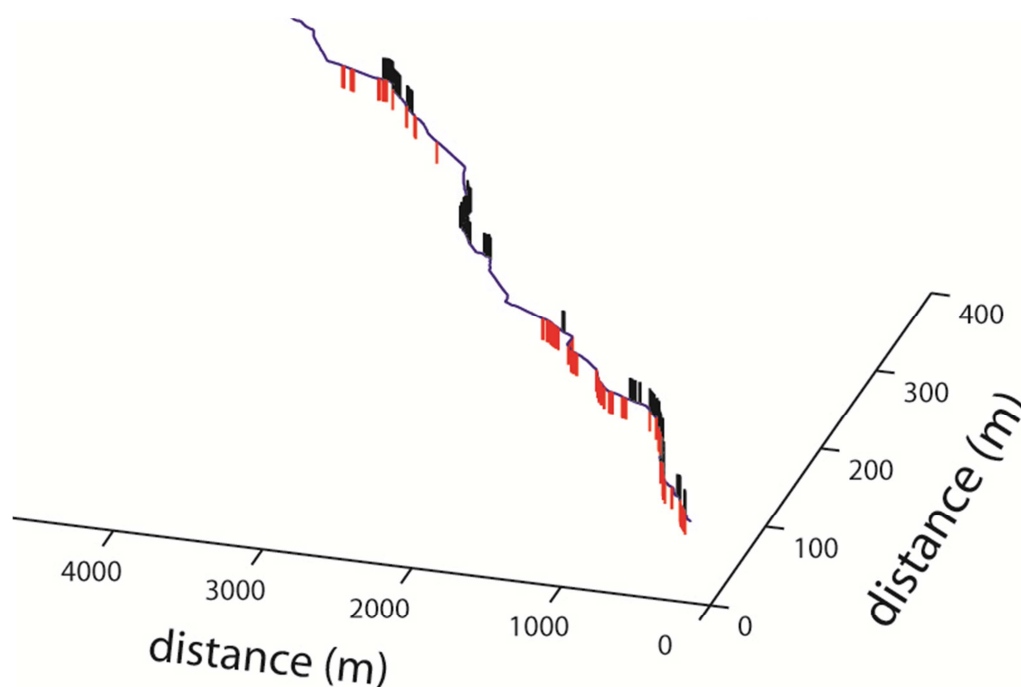


Figure 2.28 : Distribution longitudinale des frayères potentielles (noir) et des habitats journaliers (rouge) le long de la Mérantaise

Les habitats journaliers ont été définis comme les habitats favorables à la truite en dehors de la période de reproduction. La probabilité de présence modélisée des truites y dépasse 0,4 sur une échelle de 0 à 1. La probabilité de présence a été modélisée en croisant les données de localisation des truites par radio-télémetrie obtenues en dehors de la période de reproduction et des variables décrivant la proximité à des habitats clés, soit la distance à la mouille la plus proche (dM), au radier le plus proche (dR) et à l’abri le plus proche (dA).

Dans un premier temps, le logiciel Anaqualand 2.0 a été utilisé pour générer les cartes de ces trois distances. Ces variables ont été utilisées car elles se sont révélées être de bons descripteurs de la présence des truites dans une précédente étude réalisée dans des cours d’eau de tête de bassin en Île-de-France (Le Pichon *et al.*, 2013). La probabilité de présence des truites plus élevée dans les mouilles situées à proximité des radiers (de l’ordre d’une dizaine de mètres) s’explique par l’avantage de ces habitats de combiner la fonction de refuge et d’abri des mouilles et celle d’alimentation des radiers (Ovidio, 1999 ; Ovidio *et al.*, 2002).

Les cartes de résistance au déplacement des truites ont été construites en tenant compte des faciès hydromorphologiques (5 types), des obstacles (12) et des abris (présence/absence). Ces variables ont été considérées comme pertinentes car elles peuvent jouer un rôle pour faciliter ou restreindre la mobilité des truites et rendre compte des coûts énergétiques de nage et du risque de prédation.

Treize cartes de catégories de résistance ont été générées pour représenter les scénarios d’effacement successifs des 12 obstacles (effacement de l’obstacle1, puis des obstacles 1 et 2, puis des obstacles 1 à 3, etc.) et le scénario sans effacement. Le principe sur lequel repose ces scénarios est celui d’une restauration progressive partant de l’aval vers l’amont, pour décroisonner les têtes de bassin. Les paramètres de modélisation ne seront pas détaillés ici.

2.2.4.1.2. Principaux résultats et discussion

Afin de comparer les divers scénarios, un indicateur de connectivité a été calculé, représentant la somme des surfaces de chaque pixel (0,25 m²) de frayères/habitat journalier pondéré par sa probabilité d’accès.

La représentation longitudinale de chaque frayère à truite avec sa probabilité moyenne d’être atteinte depuis l’aval selon les scénarios d’effacement des seuils successifs permet d’évaluer leurs effets (**Figure 2.29**).

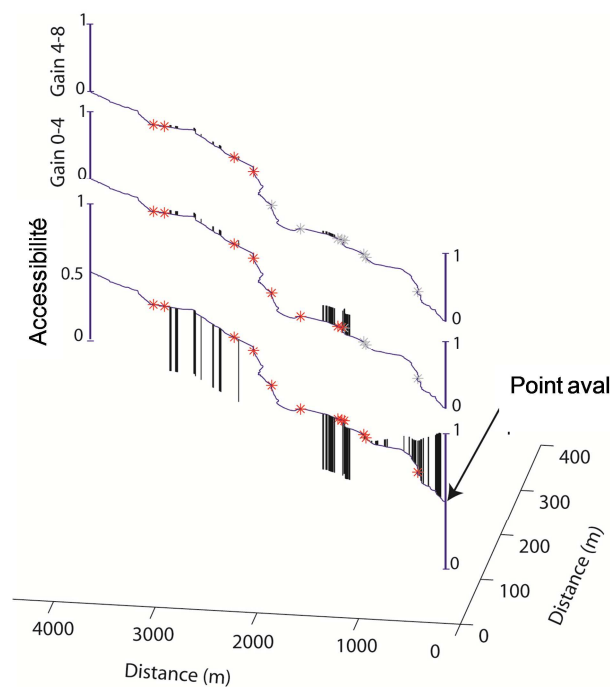


Figure 2.29 : Représentation longitudinale des frayères de la Mérantaise et de leurs valeurs d’accessibilité depuis l’aval dans le scénario actuel (en bas) et gain d’accessibilité obtenu avec l’effacement des 4 premiers obstacles (milieu), puis des 4 obstacles suivants (haut). Les astérisques indiquent la position des obstacles, en rouge : obstacle présent, en gris : obstacle effacé

La courbe du bas représente la situation actuelle : l'accessibilité décroît pour les frayères jusqu'à Ors ; en amont toute les frayères ont une accessibilité nulle. Avec l'effacement des 4 premiers obstacles (courbe du milieu), on observe un gain d'accessibilité pour le groupe de frayères situées juste en amont du seuil d'Ors. On remarquera des accessibilités non nulles pour les frayères situées en amont des obstacles 5 et 6, qui ne sont pas infranchissables. Un très léger gain est observé pour les frayères en amont de l'obstacle 10, qui n'est pas amélioré lors de la suppression des obstacles 5 à 8 (courbe du haut).

Cette analyse a permis d'identifier les seuils les plus pertinents à effacer compte tenu de la position des frayères dans le linéaire. Ainsi, l'aménagement prévu du seuil d'Ors est celui qui offre un bénéfice maximal à l'accessibilité des frayères dans le secteur amont.

Dans l'optique d'évaluer si les truites peuvent facilement compléter l'ensemble de leur cycle de vie selon les différents scénarios d'aménagement, la connectivité des frayères à partir des habitats journaliers a été modélisée (**Figure 2.30**). On observe que les frayères potentielles de la Mérantaise sont globalement bien connectées aux habitats journaliers (accessibilité > 0,5), sauf en amont du seuil d'Ors (accessibilité = 0). Lorsque ce seuil est effacé, l'accessibilité à ce groupe de frayères est améliorée.

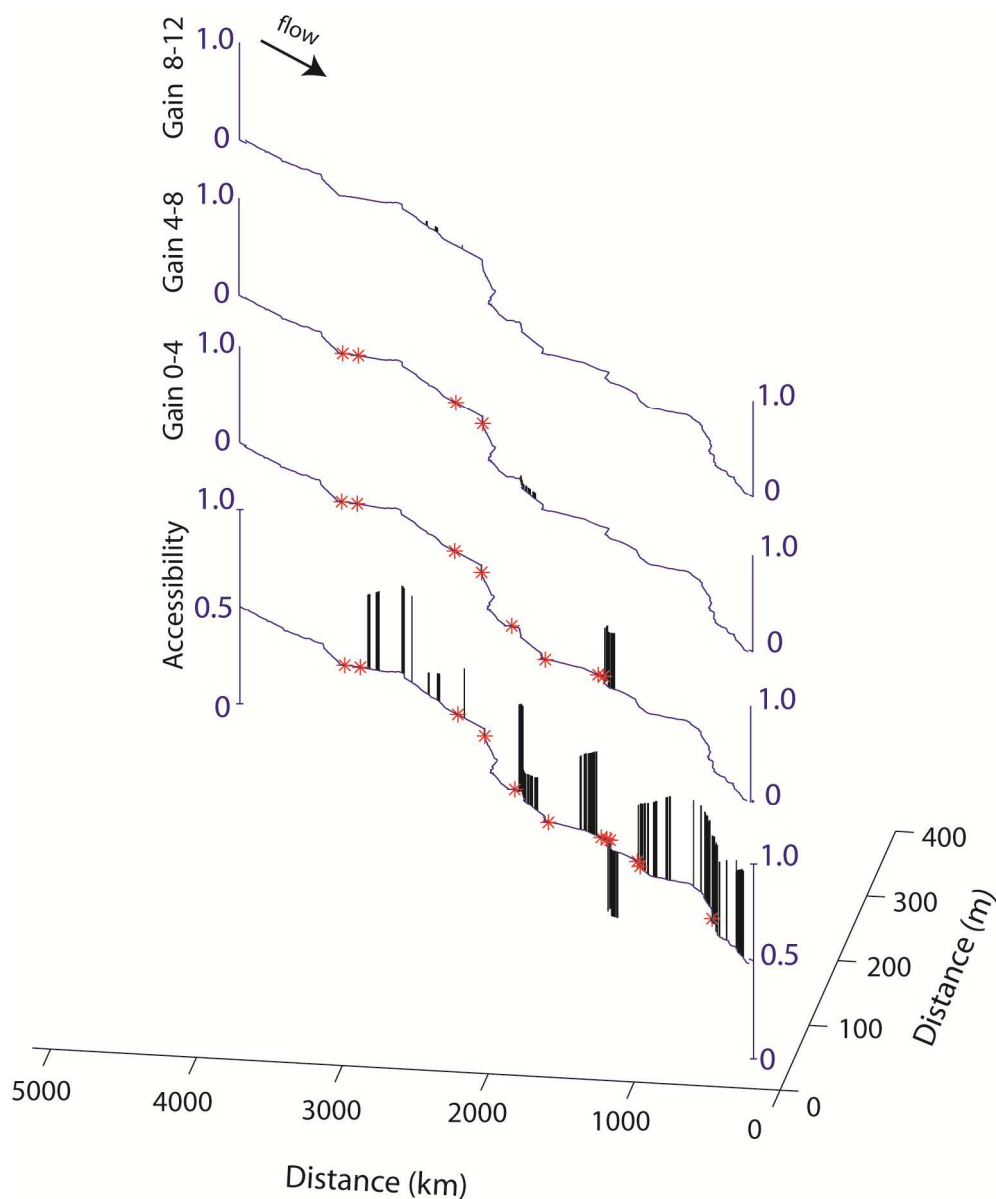


Figure 2.30 : Valeurs d'accessibilité des frayères depuis un habitat journalier dans le scénario actuel (bas) et gain d'accessibilité obtenu avec l'effacement des quatre premiers obstacles (milieu), puis des quatre obstacles suivants et des quatre derniers (haut). Les astérisques indiquent la position des obstacles en rouge

La méthode utilisée ici se révèle pertinente pour quantifier l’accessibilité des habitats nécessaires au cycle de vie des truites selon divers scénarios de rétablissement de la continuité écologique. Les résultats disponibles permettent d’établir un diagnostic fonctionnel préalable aux actions de restauration et fournissent une évaluation de l’effet cumulatif des obstacles. En termes de bilan sur le segment étudié de la Mérintaise, on constate que potentiellement les frayères sont assez bien connectées aux habitats journaliers et que l’effacement du seuil d’Ors permet de reconnecter tous ces habitats à l’aval du secteur qui est actuellement le seul occupé par des populations de truites.

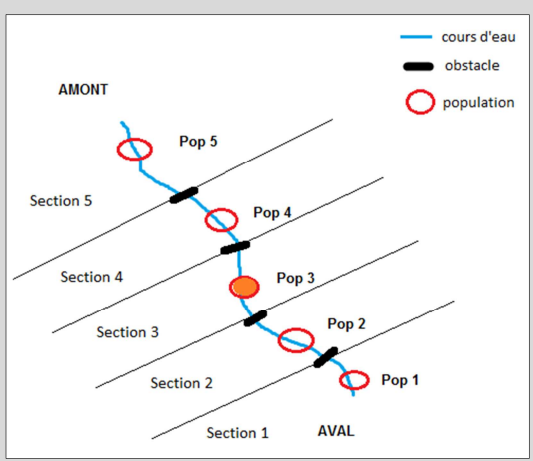
Sur la base de cet exercice de simulation, l’identification du seuil d’Ors comme ouvrage impactant la continuité de la Mérintaise est avérée. Ce seuil étant infranchissable, son effacement permet non seulement de rendre accessibles aux truites de l’aval des zones de frayère actuellement isolées, mais aussi d’élargir la distribution de cette espèce du fait de la connexion de ces frayères avec d’autres habitats vitaux. Cet effacement devrait donc permettre à la truite de reconquérir l’intégralité du cours d’eau.

2.2.4.2. Modélisation de la viabilité des populations de truites sur la Mérintaise

Des populations isolées de truite fario sont présentes sur certains secteurs du bassin, notamment sur l’Yvette amont et sur l’un de ses affluents, la Mérintaise. En utilisant une analyse de viabilité de population (PVA ; Akçakaya et Sjögren-Gulve, 2000) on a cherché à évaluer les bénéfices de travaux de restauration de la continuité écologique de ces cours d’eau sur la viabilité des populations de truites fario. Plusieurs scénarios ont été modélisés à l’aide du logiciel VORTEX (Lacy *et al.*, 2005), paramétrés à l’aide des connaissances sur les truites fario issues de la littérature. Des données de pêche électriques obtenues sur la Mérintaise, complétées par des données couvrant l’ensemble du bassin Seine Normandie, ont été utilisées pour définir des densités de truites et estimer les tailles actuelles de populations et les capacités de charge (taille maximum de population acceptable par le milieu ; **Tableau 2.5**).

Tableau 2.5 : Tailles de populations utilisées pour la modélisation de viabilité de la metapopulation sur la Mérintaise

N° Section	Longueur (m)	Largeur (m)	TPI	TCC
1	777,5	2,5	194,375	291,5625
2	848,1	2,5	212,025	318,0375
3	795,0	2,5	0	298,125
4	1175,8	2,5	0	440,925
5	1371,1	2,5	0	514,1625



Abréviations : TPI, taille de population initiale ; TCC, taille de population à capacité de charge

2.2.4.2.1. Scénarios testés

Un premier scénario correspond au suivi de la situation actuelle si aucune restauration n’est réalisée. On modélise l’évolution des populations de truites fario, plus ou moins isolées entre elles par les ouvrages hydrauliques, sur 100 ans. Afin d’étudier tout particulièrement l’impact de la fragmentation des populations, on répète la simulation en faisant varier les couples de valeurs de migration amont/aval entre deux populations. Un deuxième scénario vise à suivre la recolonisation amont des cours d’eau après effacement ou aménagement des obstacles. Enfin, un troisième scénario, correspondant à la réintroduction de truites fario

(translocation) dans les zones en amont de la limite actuelle de remontée des truites, et ce dans le cas où l'on n'aménage pas les obstacles.

2.2.4.2.2. Principaux résultats

Avec le scénario 1, on constate que, sur 100 ans, la taille des deux populations diminue à mesure que les pourcentages de migration (fonction de la capacité de franchissement de l'obstacle) entre les deux populations baissent. Plusieurs valeurs des taux de migration sont testées correspondant aux différentes courbes (amont/aval, c'est-à-dire individus montants et descendants ; **Figure 2.31**).

La diminution de la taille des populations plus significative apparaît pour un taux de migration de 2 % aval/ 1 % amont. Ces exemples peuvent illustrer quelques cas d'obstacles présents sur la Mérantaise, certains restants franchissables par les individus de plus grande taille. En revanche, le seuil d'Ors étant infranchissable, la truite n'est pas occurrente en amont, on est dans le cas 0 % aval/ 0 % amont. Compte tenu des tailles actuelles de populations, des populations de part et d'autre de ce seuil s'éteindraient à terme.

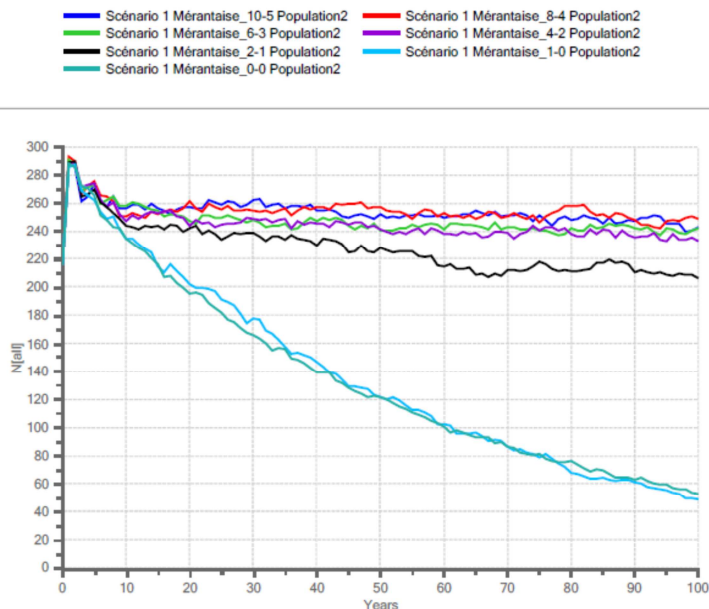


Figure 2.31 : Exemple d'évolution temporelle de la taille de la population en amont d'un obstacle (cas d'un effectif initial équivalent aux effectifs observés en aval) en fonction des valeurs de migration liées à la franchissabilité de cet obstacle

Le même exercice a été mené en simulant l'aménagement des obstacles de la Mérantaise (scénario 2) par modification progressive des taux de migration, les déplacements de truites étant facilités (**Figure 2.32**).

Plus la franchissabilité de l'obstacle de l'aval vers l'amont (montaison) est importante, plus les individus vont pouvoir coloniser l'amont du cours d'eau. La diminution de la taille de la métapopulation est nette lorsque les individus ne peuvent que très difficilement remonter le cours d'eau et franchir les obstacles.

Un troisième scénario a été modélisé, correspondant au cas où une réintroduction de truites fario dans les zones en amont sur la Mérantaise est privilégiée à un effacement des obstacles actuels. Le modèle simule la réintroduction de 25 truites fario dans chacun des trois secteurs en amont de l'aire de répartition actuelle de la truite sur le cours d'eau (secteurs 3, 4 et 5 dépourvus de truites). L'évolution en fonction du temps du nombre d'individus des différentes populations de la Mérantaise, indique que la viabilité des populations sur les secteurs en amont n'est pas assurée. En effet, la taille des populations tend à diminuer au cours du temps. Il y a une diminution progressive au cours du temps des effectifs des populations réintroduites. Cela se confirme si l'on observe la probabilité de survie de ces populations, qui est d'autant plus faible plus la population est située vers l'amont (**Figure 2.33**). Les populations de truites fario 1 et 2 ont une probabilité de

survie bien supérieure (respectivement 95 % et 88 %) à celle des populations 3, 4 et 5 où des réintroductions ont été effectuées (respectivement 70 %, 45 % et 18 %) Ce scénario met en évidence le fait que la réintroduction de truites fario est une option qui n’assure pas un maintien durable des populations. Dans un tel cas de figure, il serait nécessaire de répéter l’opération de réintroduction à intervalles de temps réguliers.

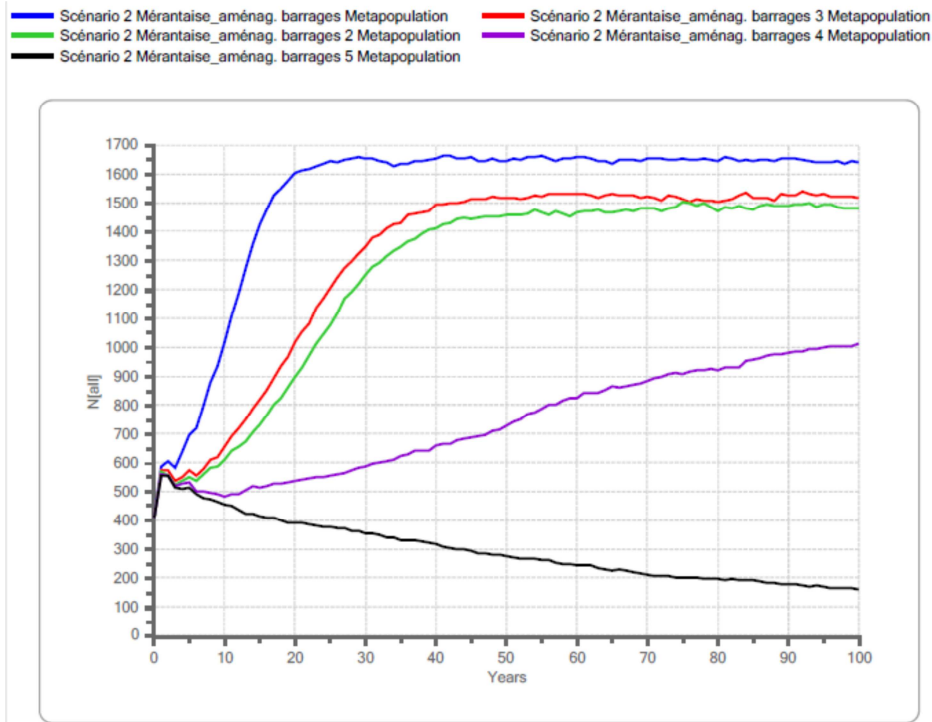


Figure 2.32 : Evolution de la taille de la métapopulation de truites fario sur la Mérintaise en fonction du degré d'aménagement des obstacles. En noir, pas d'aménagement des obstacles (situation actuelle) migration aval 0,5 % / migration amont 0 % ; en violet, aménagement tel que migration aval 1 % / migration amont 0,5 % ; en vert, aménagement tel que migration aval 2,5 % / amont 1,25 % ; en rouge, : aménagement tel que migration aval 5 % / amont 2,5 % ; en bleu, aménagement tel que migration aval 10 % / amont 5 %

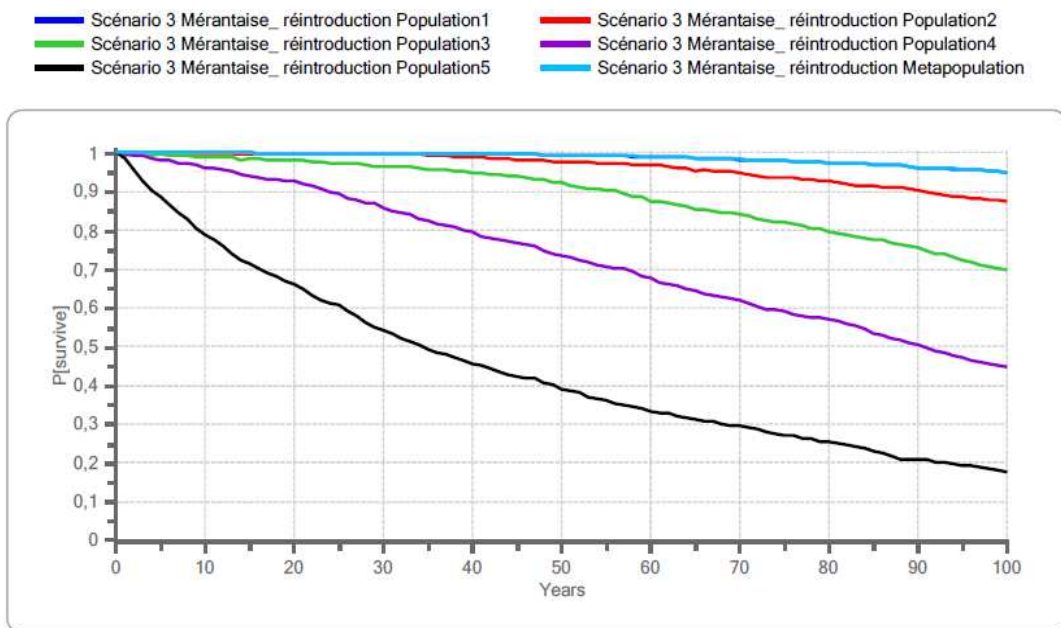


Figure 2.33 : Probabilité de survie des populations après réintroduction en fonction du temps

2.2.4.2.3. Discussion

Cette application d'analyse de viabilité aux populations de truites fario sur le bassin versant de la Mérintaise a permis de mettre en avant l'impact de l'isolement des populations par de nombreux obstacles transversaux. La fragmentation des cours d'eau peut être clairement préjudiciable au maintien de la métapopulation, la dynamique de dispersion des individus entre les populations étant déterminante pour leur persistance.

La modélisation sous VORTEX de la dynamique des populations de truite fario et des différents scénarios de gestion de réhabilitation de la continuité écologique des cours d'eau a mis en évidence les bénéfices d'un aménagement, voire d'une suppression des obstacles pour les populations. Les sorties du modèle pour les différents scénarios ont montré que le maintien des populations est fortement dépendant des possibilités de migration entre les populations.

Les obstacles transversaux sur le lit du cours d'eau limitent la taille des populations et les dynamiques de dispersion et de migration des individus entre les zones d'habitat et les zones de frayère. Plus la fragmentation de l'habitat est importante et les populations isolées entre elles, plus la taille de ces populations diminue. Les populations sont alors plus vulnérables aux menaces de catastrophes (pollution, événements majeurs : étiage sévère, inondation, ...).

D'après les résultats du modèle, sur la base de la situation actuelle, le maintien des populations pour les 100 prochaines années est fort probable. Cependant, les populations sont de taille relativement réduites et sont isolées, une tendance à la diminution des effectifs des populations ressort sur le long terme, ce qui ne fait pas de la situation actuelle une situation favorable à la viabilité des populations de truite.

Les différents scénarios modélisés sous VORTEX ont permis d'estimer l'efficacité des choix de gestion sur la viabilité des populations de truite fario. Tout d'abord, l'aménagement des obstacles actuels par abaissement de la hauteur de seuil ou leur suppression semblent être des options préférables à la réintroduction de truites fario dans les zones qui ne lui sont plus accessibles (en amont), les résultats du modèle de réintroduction de truites ne permettant pas un maintien des populations dans les zones en amont.

2.2.5. **Conclusion**

Le suivi, avant travaux, des deux projets de restauration de la continuité écologique sur l'Aulne et la Mérintaise comprend un état initial hydromorphologique et biologique réalisé sur les années 2011-2013. Les protocoles de mesures hydromorphologiques, autour de deux approches complémentaires : une approche stationnelle et une approche longitudinale ont permis de caractériser l'état hydromorphologique des deux cours d'eau à des échelles différentes.

Les protocoles d'évaluation biologique se sont avérés très complémentaires pour comprendre la dynamique de présence de la truite, notamment l'inventaire des frayères, le suivi des mouvements d'individus matures et l'échantillonnage en fin de saison des jeunes de l'année.

L'analyse complémentaire des faciès, du profil en long et des distributions spatiales des individus et leurs mouvements met en évidence les secteurs les plus favorables à l'espèce : (i) habitat des jeunes de l'année, (ii) distribution spatiale des frayères et (iii) gîtes de croissance des adultes. L'analyse des mouvements par télémétrie permet de préciser l'ampleur de la migration de reproduction mais aussi le comportement face aux obstacles naturels, de type embâcle, ou artificiels comme les deux seuils étudiés.

La multidisciplinarité des approches souligne nettement l'influence de la morphologie et de l'hydrologie sur le compartiment biologique : les distributions des adultes de truites, la réussite du recrutement de l'année et la composition des peuplements d'invertébrés.

A l'issue de cet état initial, il apparaît que les cours d'eau choisis pour les opérations de restauration présentent un bon potentiel. Leur qualité écologique et hydromorphologique n'est pas très dégradée, si ce n'est localement par la présence des ouvrages. Leur dynamique potentielle semble intacte, ce qui suggère qu'une intervention permettant de supprimer les principaux obstacles à l'écoulement entraînerait des

processus autonome de restauration des cours d'eau. Seule la portion aval de la Mérantaise semble trop dégradée pour pouvoir générer de manière autonome ce type de dynamique. Les populations de truite présentes devraient ainsi pouvoir reconquérir ces cours d'eau une fois rétablie la continuité.

Les simulations réalisées à partir des scénarios d'aménagement ou d'effacement des ouvrages fragmentant ces cours d'eau semblent indiquer par ailleurs que les seuils choisis sont les plus impactant. Ces résultats sont encourageants pour poursuivre la démarche engagée vers la restauration de la continuité écologique de ces deux cours d'eau.

2.3. Conclusion générale et perspectives

Ce travail a porté sur l'évolution dans le temps de l'état écologique des cours d'eau du Bassin de la Seine. D'une part, l'analyse de l'évolution à long terme des biocénoses en place, notamment des peuplements de poissons, a permis de dresser l'évolution passée et d'autre part, l'étude d'opérations de restauration en cours peut révéler comment agir pour faire évoluer l'état écologique à l'avenir.

L'analyse des peuplements de poissons des cours d'eau du bassin de la Seine depuis le 18^e siècle indique que globalement, ils ont évolué avec *i*) une réduction des espèces les plus exigeantes en matière d'habitat et de qualité d'eau (espèces migratrices ou certaines espèces rhéophiles par exemple et, *ii*) l'installation progressive de nouvelles espèces. Elle a dégagé des trajectoires d'évolution différentes selon les cours d'eau considérés. Il faut préciser tout d'abord que des pressions anthropiques se sont exercées très tôt sur les cours d'eau et les biocénoses qu'ils hébergent. Les évolutions différentes constatées peuvent être nuancées selon le type de cours d'eau.

Dans les grands axes du bassin, telle la Seine aval, la situation s'améliore lentement après une détérioration de grande ampleur qui semble avoir connu son paroxysme dans les années 1950-1970. Notamment, la faune migratrice, après avoir en grande partie disparue, semble reconquérir, bien qu'encore timidement, les grandes voies de circulation. Dans les petits cours d'eau du bassin en revanche la situation est plus variable, certains étant en voie de dégradation alors que d'autres s'améliorent simultanément. Ces trajectoires temporelles contrastées semblent être le résultat du contexte local, un compromis entre la taille du cours d'eau et l'évolution de la densité de population sur le bassin versant. Ce constat peut être lié au fait que différentes pressions subies par les milieux d'eaux courantes, s'exercent sans doute différemment selon le contexte territorial. Cette analyse historique permet aussi de resituer le contexte actuel dans une perspective plus large : alors que l'état actuel de l'axe Seine, par exemple, continue de présenter un gradient longitudinal de dégradation, nos résultats indiquent pourtant que ce secteur est sur une trajectoire d'amélioration de sa qualité appréhendée par les peuplements de poissons.

A l'issue de ce travail, il apparaît que l'état écologique des cours d'eau a évolué différemment et est de qualité variable selon les zones géographiques considérées. En conséquence, pour l'améliorer ou le préserver selon le contexte, les pratiques de gestion, notamment les mesures de restauration, devront être adaptées.

Cette problématique de la restauration a été abordée via l'étude d'opérations en cours, concernant plus particulièrement la restauration de la continuité écologique dans des petits cours d'eau situés dans le territoire du Parc Naturel Régional de la Haute Vallée de Chevreuse.

L'évolution du peuplement de poissons de ces petits cours d'eau est conforme à celle précédemment décrite, à savoir un peuplement de zone apicale enrichi par des espèces tolérantes du point de vue de leurs exigences écologiques, en raison des aménagements passés. Il s'agissait de suivre scientifiquement ces opérations de manière à évaluer leurs conséquences écologiques et leur efficacité. Les travaux n'ayant pas encore eu lieu à ce jour, les conclusions ne sont que partielles.

Cette étude a permis d'avancer sur la connaissance des comportements de déplacements des poissons, de la truite en particulier, espèce emblématique des têtes de bassin versant, aux abords d'obstacles et plus globalement dans des secteurs de cours d'eau fragmentés. Il est ainsi avéré que les truites, notamment au moment de la reproduction, période à laquelle elles sont particulièrement mobiles et en recherche d'habitats spécifiques, sont limitées voire bloquées dans leurs déplacements par les obstacles jalonnant les cours d'eau. Des simulations par modélisation de l'effacement ou de l'aménagement des ouvrages en travers dans ces cours d'eau indiquent un bénéfice pour les poissons en termes d'accès à des habitats auparavant isolés. Plus largement, ce décloisonnement potentiel serait le garant de la viabilité des populations de truites à long terme sur ces cours d'eau. Le suivi mis en œuvre sera poursuivi après la réalisation des travaux pour juger de l'efficacité réelle de cette intervention, en comparaison avec les résultats des modélisations menées.

Ce travail pose plus largement la question de la définition de l'état écologique à atteindre, et de la voie à emprunter pour ce faire. L'efficacité des mesures de restauration dépend de la validité du diagnostic de l'état écologique et de la définition précise des objectifs à atteindre qui s'ensuit. La mise en perspective historique peut contribuer à cette démarche en fournissant un cadre d'évolution temporelle de l'état écologique.

Il est vraisemblable aussi que la connaissance actuelle de l'état écologique des cours d'eau soit le reflet d'une période antérieure, les altérations actuelles étant sans doute difficilement mesurables avec les outils dont les gestionnaires disposent. Des approches plus fonctionnelles sont à développer, prenant en compte un ensemble plus large de gammes de pressions.

2.4. Références bibliographiques

- AFNOR. (2009). Qualité écologique des milieux aquatiques - Qualité de l'eau - Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes. *Association française de normalisation*, XP T90-333.
- Akçakaya, H.R., and Sjögren-Gulve, P. (2000). Population viability analyses in conservation planning: An overview. *Ecological Bulletins*, 48, 9-21.
- Baudry, J., Boussard, H., and Schermann, N. (2005). Chloé 3.0: Freeware of multi-scales analyses on ASCII raster files. INRA, (ed.), *SAD-Armorique*, Rennes. URL: <https://www6.rennes.inra.fr/sad/Outils-Produits/Outils-informatiques/Chloe>.
- Belliard, J., Marchal, J., Ditché, J.M., Talès, E., Sabatié, R., and Baglinière, J.-L. (2009). Return of adult anadromous allis shad (*Alosa alosa* L.) in the river seine, France: A sign of river recovery? *River Research and Applications*, 25(6), 788-794. DOI: 10.1002/rra.1221.
- Beslagic, S. (2013). Histoire des interactions entre les sociétés humaines et le milieu aquatique durant l'Anthropocène : évolutions des peuplements piscicoles dans le bassin de la Seine. *Thèse de doctorat*, p. 335. Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, Paris.
- Beslagic, S., Belliard, J., and Petit, C. (2013a). Apport des données historiques dans la compréhension de l'évolution des peuplements piscicoles : le bassin de la Seine au cours des deux derniers siècles. *Revue du Nord - Hors Série Collection "Art et Archéologie"*, 19, 31-39.
- Beslagic, S., Marinval, M.-C., and Belliard, J. (2013b). CHIPS: A database of historic fish distribution in the Seine River basin (France). *Cybium*, 37(1-2), 75-93.
- Billen, G., Garnier, J., Némery, J., Sebilo, M., Sferratore, A., Barles, S., Benoit, P., and Benoit, M. (2007). A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *Science of the Total Environment*, 375(1-3), 80-97. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.12.005.
- Billen, G., Silvestre, M., Barles, S., Mouchel, J.-M., Garnier, J., Curie, F., and Boët, P. (2009). Le bassin de la Seine - Découvrir les fonctions et les services rendus par le système Seine. *Fascicule PIREN-Seine*, AESN, p. 52. URL: http://www.sisyphes.upmc.fr/piren/?q=webfm_send/816.
- Boët, P., Belliard, J., Berrebi-dit-Thomas, R., and Talès, E. (1999). Multiple human impacts by the City of Paris on fish communities in the Seine river basin, France. *Hydrobiologia*, 410, 59-68. DOI: 10.1023/a:1003747528595.
- EPI+ Consortium. (2009). Manual for the application of the new European Fish Index – EFI+. A fish-based method to assess the ecological status of European running waters in support of the Water Framework Directive. J. Solana, D. Garcia de Jalon, D. Pont *et al.*, (eds.), p. 45. URL: <http://efi-plus.boku.ac.at/software/doc/EFI+Manual.pdf>.
- Euzenat, G., Pénil, C., and Allardi, J. (1992). Migr'en Seine – Stratégie pour le retour du saumon en Seine. SIAAP et CSP, (eds.), p. 38.
- Even, S., Mouchel, J.-M., Servais, P., Flipo, N., Poulin, M., Blanc, S., Chabanel, M., and Paffoni, C. (2007). Modelling the impacts of combined sewer overflows on the river Seine water quality. *Science of the Total Environment*, 375(1-3), 140-151. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.12.007.
- Feld, C.K., Birk, S., Bradley, D.C., Hering, D., Kail, J., Marzin, A., Melcher, A., Nemitz, D., Pedersen, M.L., Pletterbauer, F., Pont, D., Verdonschot, P.F.M., and Friberg, N. (2011). From natural to degraded rivers and back again. A test of restoration ecology theory and practice. *Advances in Ecological Research*, 44, 119-209. DOI: 10.1016/b978-0-12-374794-5.00003-1.

- Gob, F., Bilodeau, C., Thommeret, N., Belliard, J., Albert, M.-B., Tamisier, V., Baudoin, J.-M., and Kreutzenberger, K. (2014). Un outil de caractérisation hydromorphologique des cours d'eau pour l'application de la DCE en France (CARHYCE). *Géomorphologie : Relief, Processus, Environnement*, 1/2014, 57-72. DOI: 10.4000/geomorphologie.10497.
- Huet, M. (1949). Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 11(3-4), 332-351. DOI: 10.1007/bf02503356.
- Kemp, P.S., and O'Hanley, J.R. (2010). Procedures for evaluating and prioritising the removal of fish passage barriers: A synthesis. *Fisheries Management and Ecology*, 17(4), 297-322. DOI: 10.1111/j.1365-2400.2010.00751.x.
- Lacy, R.C., Bordat, M., and Pollak, J.P. (2005). VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.50. *Chicago Zoological Society*, Brookfield, IL.
- Le Pichon, C., Gorges, G., Faure, T., and Boussard, H. (2006). Anaqualand 2.0: freeware of distances calculations with frictions on a corridor. Cemagref et INRA, (eds.), *Cemagref*, Antony (France). URL: <https://www6.rennes.inra.fr/sad/Outils-Produits/Outils-informatiques/Anaqualand>.
- Le Pichon, C., Gorges, G., Baudry, J., Boussard, H., Goreaud, F., Faure, T., and Boët, P. (2007). Méthodes et outils d'analyse spatiale des habitats des poissons en contexte fluvial anthropisé. *Revue EAT normal – Ingénieries*, 50, 21-33. URL: <http://www.set-revue.fr/sites/default/files/archives/2007/DG2007-PUB00023149.pdf>.
- Le Pichon, C., Talès, E., Clément, F., Leclerc, N., Gorges, G., and Zahm, A. (2013). Effet des discontinuités physiques sur la distribution spatiale des poissons en tête de bassin : cas de l'Orgeval. In: *L'observation long terme en environnement : exemple du bassin versant de l'Orgeval*. Editions Quae, Versailles (France), pp. 199-212.
- Malavoi, J.R., and Souchon, Y. (2002). Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques | [Standardized description of streams and rivers channel geomorphic units: Qualitative description key and physical measurements]. *BFPP - Bulletin Français de la Pêche et de la Protection des Milieux Aquatiques*(365-366), 357-372. DOI: 10.1051/kmae:2002040.
- Ovidio, M. (1999). Cycle annuel d'activité de la truite commune (*Salmo trutta* L.) adulte : Étude par radiopistage dans un cours d'eau de l'Ardenne Belge | [Annual activity cycle of adult brown trout (*Salmo trutta* L.) : A radio-telemetry study in a small stream of the Belgian Ardenne]. *BFPP - Bulletin Français de la Pêche et de la Protection des Milieux Aquatiques*, 72(352), 1-18. DOI: 10.1051/kmae:1999017.
- Ovidio, M., Baras, E., Goffaux, D., Giroux, F., and Philippart, J.C. (2002). Seasonal variations of activity pattern of brown trout (*Salmo trutta*) in a small stream, as determined by radio-telemetry. *Hydrobiologia*, 470, 195-202. DOI: 10.1023/a:1015625500918.
- Passy, P., Gypens, N., Billen, G., Garnier, J., Thieu, V., Rousseau, V., Callens, J., Parent, J.Y., and Lancelot, C. (2013). A model reconstruction of riverine nutrient fluxes and eutrophication in the Belgian Coastal Zone since 1984. *Journal of Marine Systems*, 128, 106-122. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2013.05.005.
- Prévost, E., and Baglinière, J.L. (1993). Présentation et premiers éléments de mise au point d'une méthode simple d'évaluation en eau courante, du recrutement en juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'année. In: *Les recherches françaises en évaluation quantitative et modélisation des ressources et des systèmes halieutiques : actes du colloque*, D. Gascuel, J. L. Durand, et Alain Fonteneau (eds.), ORSTOM, Paris, 1995, pp. 39-48.
- Quantin, M. (1888). Recherches historiques sur la rivière d'Armançon, le flottage des bois des comtes de Tonnerre au XVIe siècle. *Impr. de G. Rouillé*, Auxerre (France). p. 23.
- Ravinet, T. (1824). Dictionnaire hydrographique de la France. Suivi de la collection complète des tarifs des droits de navigation. Tome 1^{er}, *Bachelier*, Paris (France). p. 360.
- Rochard, E., Croze, O., Béguier, M., Gazeau, C., Lassalle, G., Marchal, J., Ombredane, D., Baglinière, J.L., Menvielle, E., and Pellegrini, P. (2007). Identification éco-anthropologique d'espèces migratrices, emblématiques de la reconquête d'un milieu fortement anthropisé, la Seine. *Rapport final pour le*

Programme Seine-Aval, Thème 2 : Halieutique, habitats et restauration des fonctionnalités biologiques. Etude Cemagref n° 114, Cemagref EPBX - Rennes Agrocampus et Muséum d'histoire Naturelles (eds.), GIP Seine-Aval, p. 144. URL: http://seine-aval.crihan.fr/web/attached_file/componentId/kmelia63/attachmentId/17070/lang/fr/name/Rochard_II-2005-05_rapport-2006_P.pdf.pdf.

- Rodriguez, H., Geistlinger, J., Berlyn, G., Kahl, G., and Weising, K. (2000). Characterization of novel microsatellite loci isolated from the tropical dioecious tree *Simarouba amara*. *Molecular Ecology*, 9(4), 498-500. DOI: 10.1046/j.1365-294X.2000.00871-7.x.
- Talès, E., Belliard, J., Beslagic, S., Stefani, F., Tartari, G., and Wolter, C. (2015). Réponse des peuplements de poissons à l'urbanisation et aux altérations anthropiques à long terme des fleuves. In: *Comment les métropoles ont sacrifié leurs rivières : Berlin, Bruxelles, Milan et Paris (1850-2010)*. L. Lestel et C. Carré (eds.), Editions Quae. A paraître.
- Tautz, D. (1989). Hypervariability of simple sequences as a general source for polymorphic DNA markers. *Nucleic Acids Research*, 17(16), 6463-6471. DOI: 10.1093/nar/17.16.6463.
- Tóth, G., Gáspári, Z., and Jurka, J. (2000). Microsatellites in different eukaryotic genomes: Surveys and analysis. *Genome Research*, 10(7), 967-981. DOI: 10.1101/gr.10.7.967.

Annexes

Annexe 1. Fiches hydromorphologiques des stations de l'Aulne et de la Mérantaise

L'Aulne à Bullion (amont)

Département : 78

Coord (Lamb II ét.): 573931.312-2403581.876

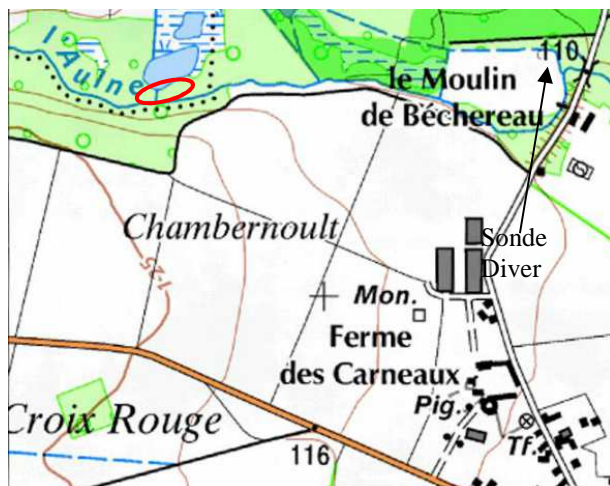
Taille BV: 32,2 km²

Pente fond : 0,19 %

Distance entre transects : 4 m

D₅₀ : 0,17 mm

Station hydro : sonde Diver installée au niveau du pont de Béchereau



Caractéristiques à plein bord :

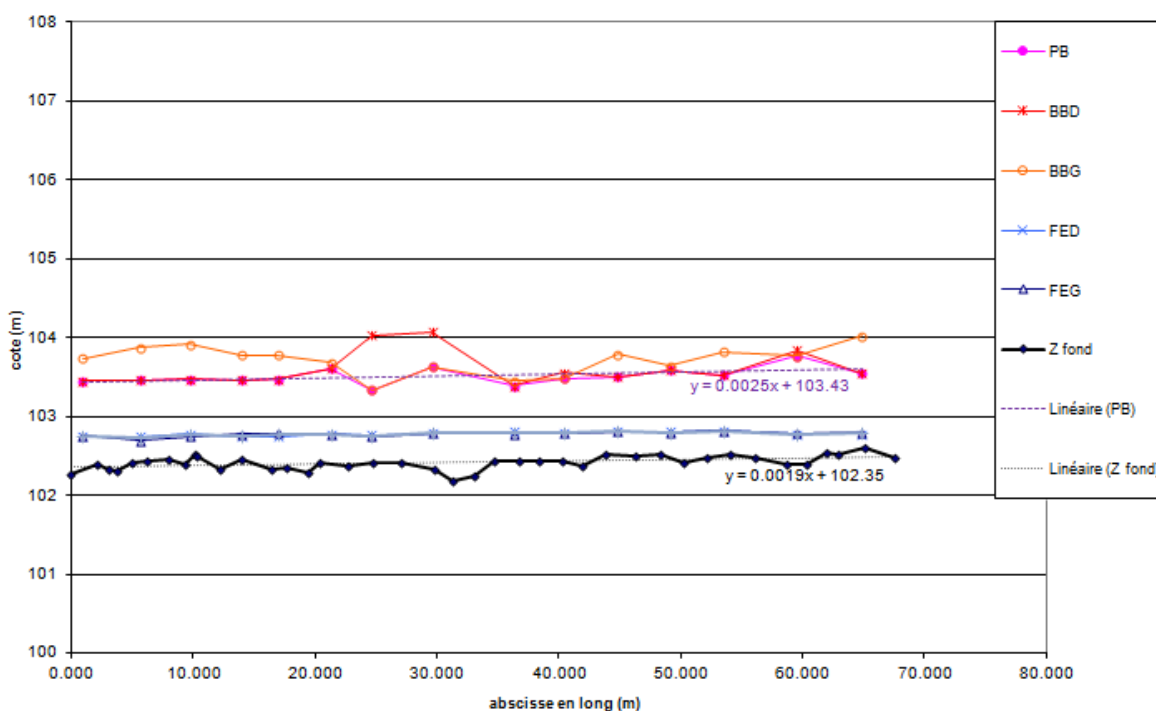
Q : 1 m³/s

Largeur au miroir: 4,8 m

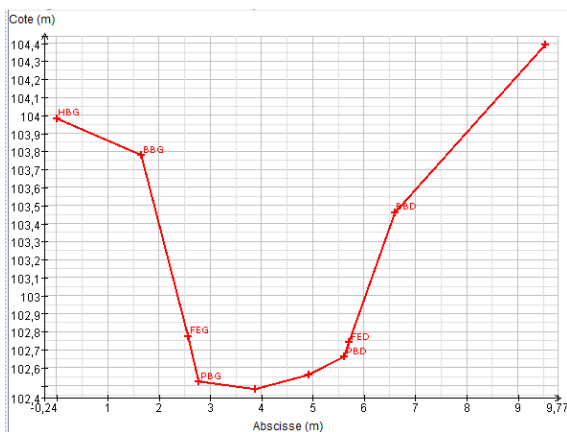
Hauteur d'eau moyenne : 0,70 m

Profil en long et morphologie de la station :

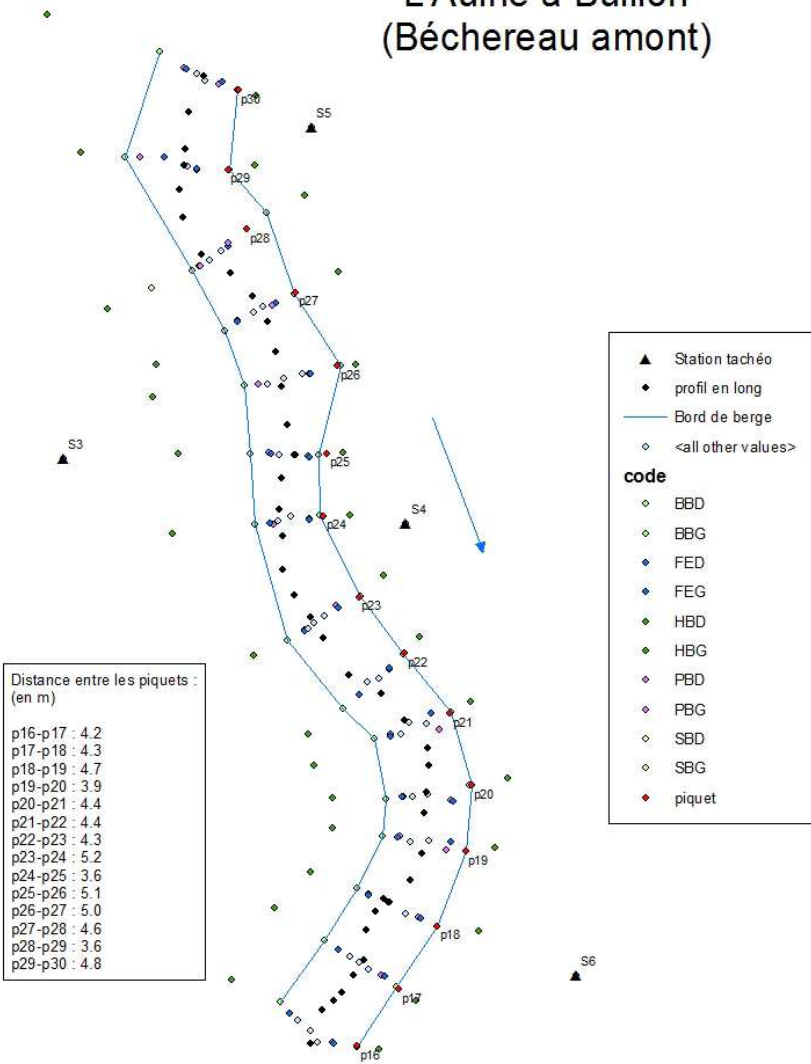
Observé le 05/12/2011 à Q = 0,055



Le profil en travers numéro 19 :



L'Aulne à Bullion (Béchereau amont)



L'Aulne à Béchereau (aval)

Département : 78

Coord (Lamb II ét.): 574533.284-2403524.133

Taille BV: 36,3 km²

Pente fond : 0,75 %

Distance entre transects : 4 m

D₅₀ : 0,5 mm

Station hydro : sonde Diver installée au niveau du pont de Béchereau



Caractéristiques à plein bord :

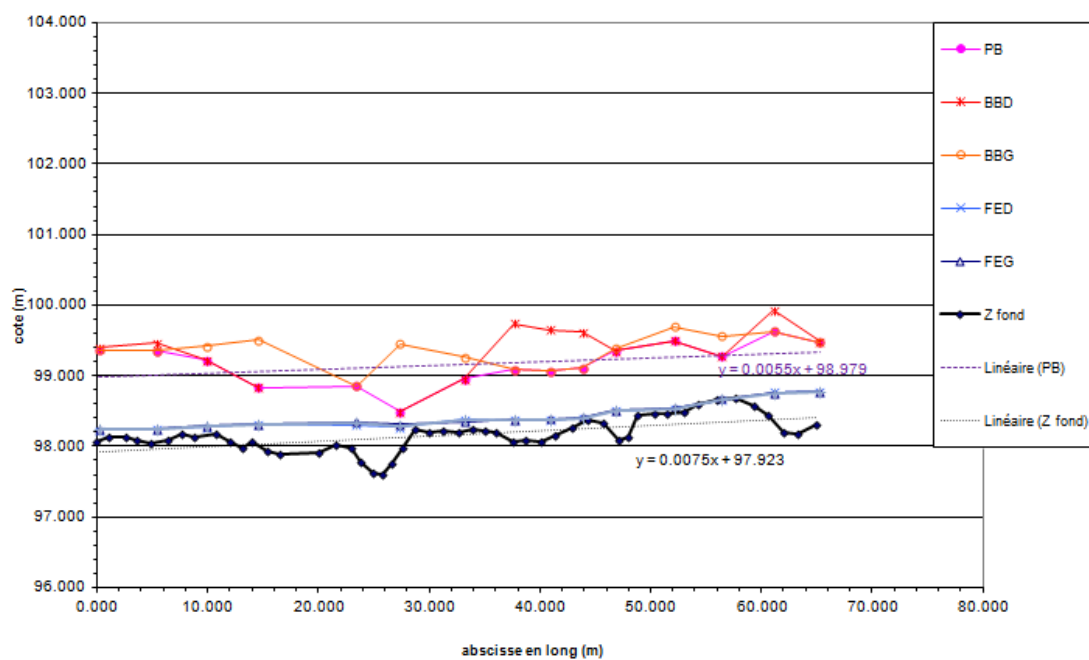
Q : 2 m³/s

Largeur au miroir : 5,2 m

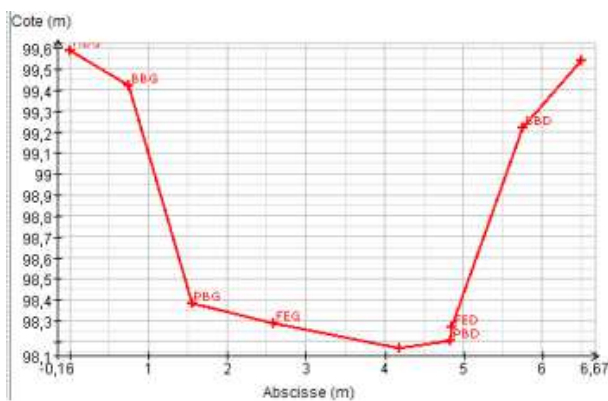
Hauteur d'eau moyenne : 0,70 m

Profil en long et morphologie de la station :

Observé le 22/11/2011 à Q = 0,030 m³/s

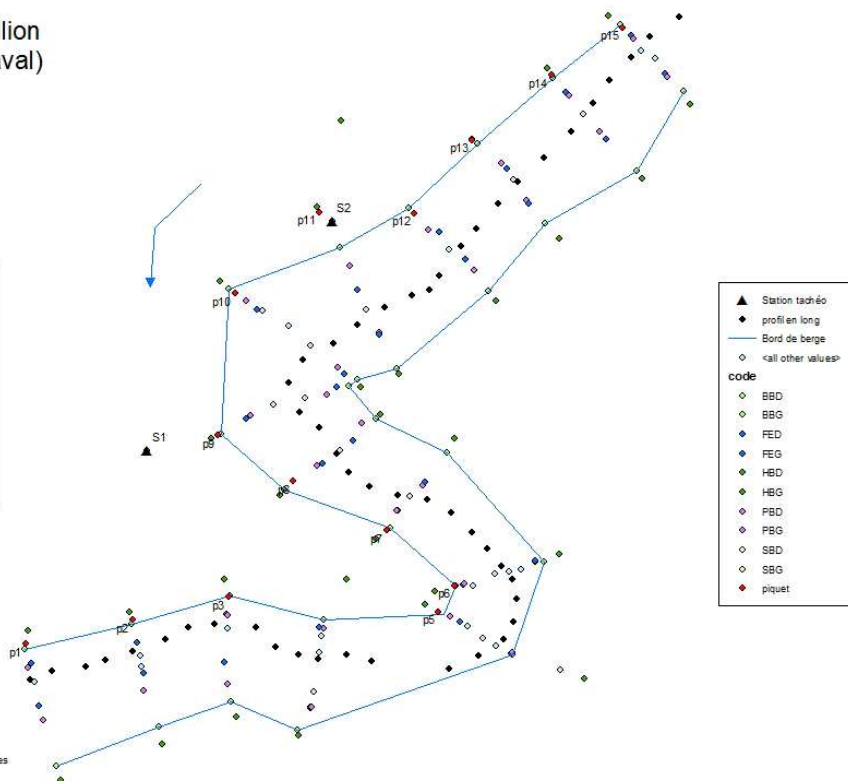


Le profil en travers numéro 03 :



**L'Aulne à Bullion
(Béchereau aval)**

Distance entre les piquets : (en m)	
p1-p2 :	5.2
p2-p3 :	4.7
p5-p6 :	1.5
p6-p7 :	4.1
p7-p8 :	5.0
p8-p9 :	4.2
p9-p10 :	6.7
p10-p11 :	5.5
p11-p12 :	4.5
p12-p13 :	4.4
p13-p14 :	4.7
p14-p15 :	4.2



La Mérantaise à Chateaufort (amont Ors)

Département : 78

Coord (Lamb II ét.): 582438.967-2414632.596

Taille BV: 23,1 km²

Pente fond : 0,41 %

Distance entre transects : 5 m

D₅₀ : 0,9 mm

Station hydro : sonde Diver installée sur le pont des Prés Bicheret



Caractéristiques à plein bord :

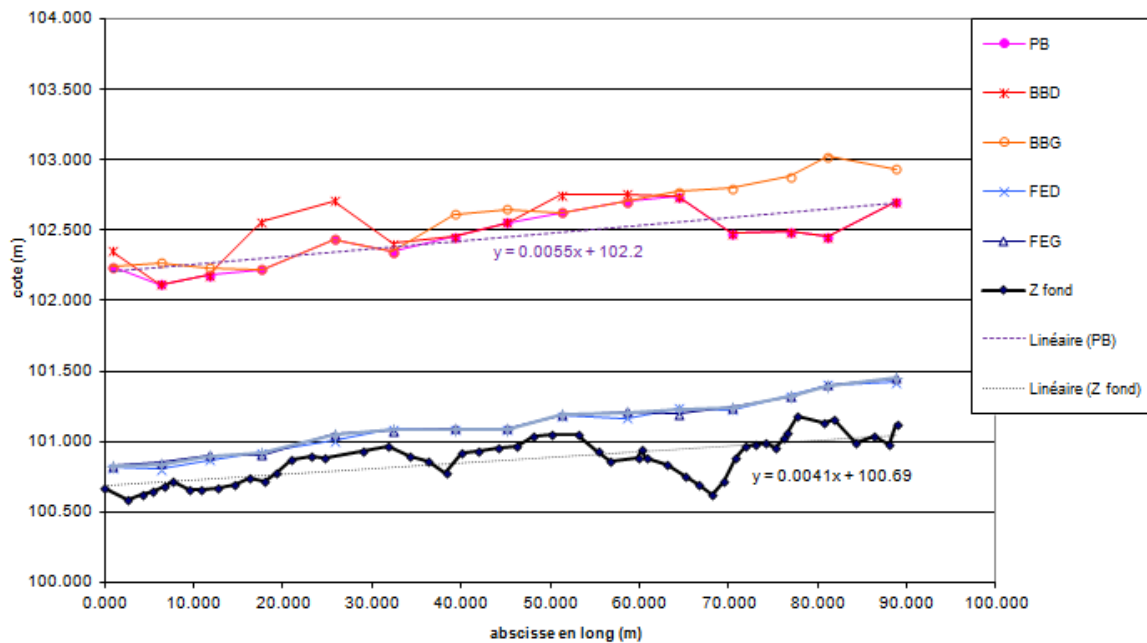
Q : 4 m³/s

Largeur au miroir : 6,1 m

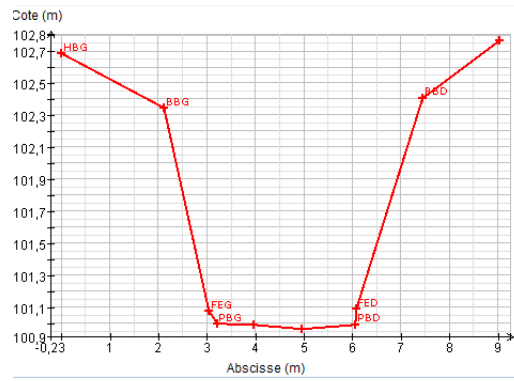
Hauteur d'eau moyenne : 1,0 m

Profil en long et morphologie de la station :

Observé le 17/11/2011 à Q = 0,053 m³/s



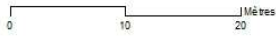
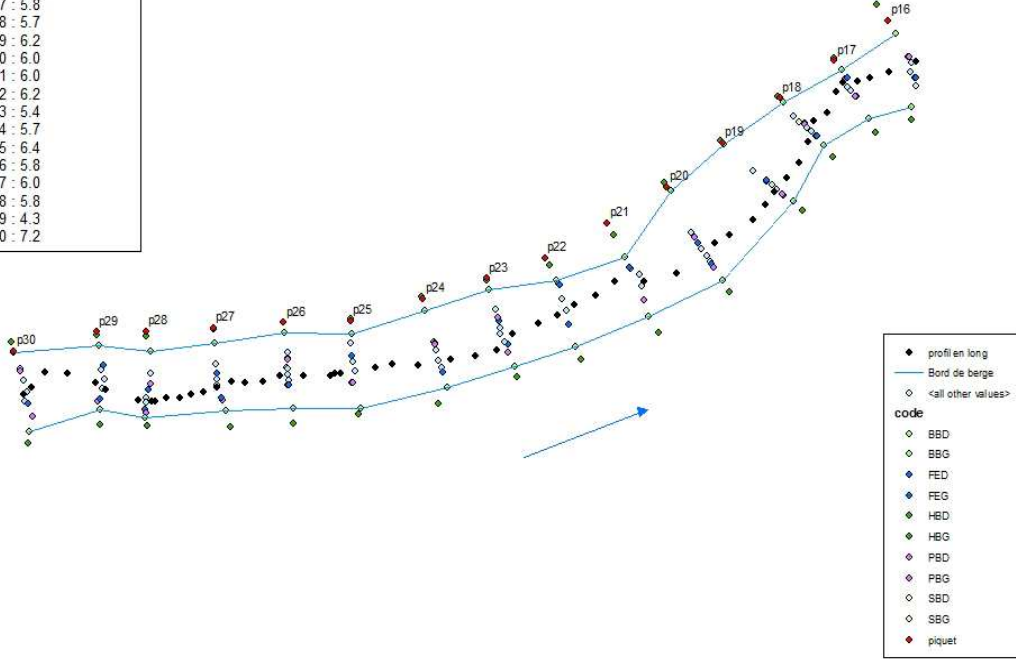
Le profil en travers numéro 19 :



La Mérantaie à Chateaufort (Ors amont)

Distance entre les piquets :
(en m)

- p16-p17 : 5.8
- p17-p18 : 5.7
- p18-p19 : 6.2
- p19-p20 : 6.0
- p20-p21 : 6.0
- p21-p22 : 6.2
- p22-p23 : 5.4
- p23-p24 : 5.7
- p24-p25 : 6.4
- p25-p26 : 5.8
- p26-p27 : 6.0
- p27-p28 : 5.8
- p28-p29 : 4.3
- p29-p30 : 7.2



La Mérantaise à Chateaufort (aval Ors)

Département : 78

Coord (Lamb II ét.): 582825.239-2414410.801

Taille BV: 23,1 km²

Pente fond : 0,43 %

Distance entre transects : 5 m

D₅₀ : 0,93 mm

Station hydro : sonde Diver installée sur le pont des Prés Bicheret



Caractéristiques à plein bord :

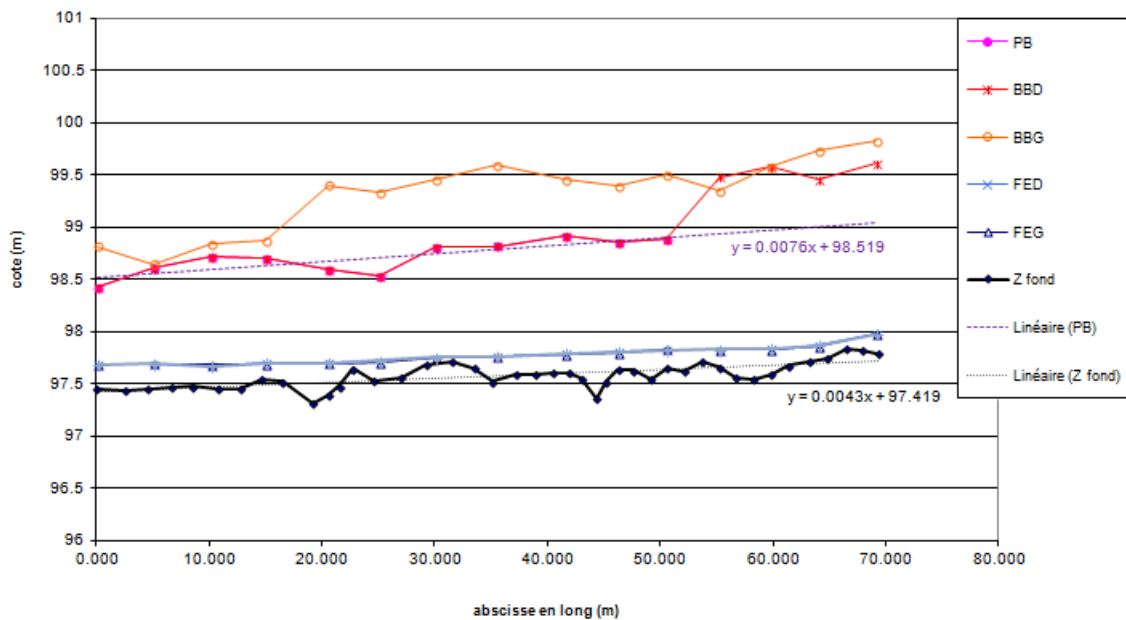
Q : 3,5 m³/s

Largeur au miroir : 6,0 m

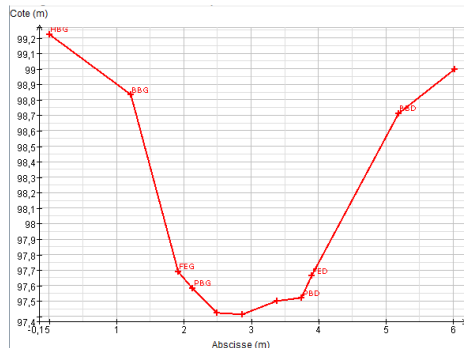
Hauteur d'eau moyenne : 0,9 m

Profil en long et morphologie de la station :

Observé le 15/11/2011 à Q = 0,061 m³/s



Le profil en travers numéro 3 :



La Mérantaise à Chateaufort (Ors aval)

Distance entre les piquets : (en m)

p1-p2 :	5.1
p2-p3 :	4.4
p3-p4 :	4.9
p4-p5 :	4.4
p5-p6 :	4.8
p6-p7 :	5.0
p7-p8 :	4.9
p8-p9 :	5.0
p9-p10 :	5.0
p10-p11 :	5.0
p11-p12 :	4.9
p12-p13 :	5.1
p13-p14 :	4.4
p14-p15 :	5.1

