
Rapport de stage individuel

5^{ème} année

Réponses des macro-invertébrés et des poissons
à la restauration de la continuité écologique sur
deux cours d'eau de plaine de l'ouest de la France

Syndicat du JAVO
Rue Louis de Broglie
53810 Change



Tuteur entreprise :
Nicolas Boileau
Technicien

Loïc Le Hingrat
IMA
2019-2020

Tuteur académique :
Michel Bacchi

Table des matières

1)	Introduction.....	1
2)	Présentation de la structure.....	3
3)	Matériel et Méthodes.....	4
1)	Site d'étude.....	4
2)	Récupération des données et choix des sites d'études.....	5
3)	Définitions des variables biologiques et écologiques.....	6
4)	Analyses statistiques.....	8
4)	Résultats	9
1)	Macro-invertébrés	9
1)	Evolution temporelle des macro-invertébrés	10
2)	Réponses des macro-invertébrés à la restauration de la continuité écologique	11
2)	Poissons	11
1)	Evolution temporelle des poissons	12
2)	Réponses des poissons à la restauration de la continuité écologique	13
5)	Discussion	15
1)	Macro-invertébrés	15
2)	Poissons	16
3)	Cas de l'Anguille	18
6)	Conclusion	19

Index des figures

Figure 1 : Bassins versants du Vicoin et de la Jouanne montrant la localisation des obstacles à l'écoulement et des sites de prélèvements (I: Invertébrés, P: Poissons)	5
Figure 2 : Evolution des variables associées aux macro-invertébrés sur le Vicoin (A,C,E) et sur la Jouanne (B,D,F)	10
Figure 3 : Evolution des variables associées aux poissons sur le Vicoin (A, C) et sur la Jouanne (B, D).	13

Index des tableaux

Tableau 1 : Hydrographie et physico-chimie des cours d'eau étudiés.....	4
Tableau 2 : Présentation des variables associées à l'évolution de la continuité écologique.....	7
Tableau 3 : Combinaisons des variables testées pour réaliser les regroupements des sites	9
Tableau 4 : Valeurs moyennes des variables biologiques par rivière pour les macro-invertébrés. ...	9
Tableau 5 : Caractéristiques moyennes des variables biologiques par rivière pour les poissons. ...	12

Table des abréviations

A = Abondance

ACP = Analyse en Composante Principale

ANOVA = ANalyse de la VAriance

CE = Code de l'Environnement

DCE = Directive Cadre sur l'Eau

EPT = Ephéméroptère, Plécoptère et Trichoptère

GEMAPI = GEstion des Milieux Aquatiques et de la Prévention des Inondations

HSD = Honestly Significant Difference

IBGN = Indice Biologique Global Normalisé

ICE = Information sur la Continuité Ecologique

IPR = Indice Poisson Rivière

JAVO = Jouanne Affluent de Laval Vicoin Ouette

MES = Matières En Suspensions

NF = Norme Française

NGF = Nivellement général de la France

QMNA 5 = Débit mensuel moyen minimal sur 5 ans

OFB = Office Français de la Biodiversité

PPP = Pêche Par Points

Rsp = Richesse spécifique

SAGE = Schéma d'Aménagement de Gestion des Eaux

SNPN = Société Nationale de protection de la Nature

Remerciements

Je remercie chaleureusement mon maître de stage, Nicolas Boileau, pour tous ses conseils, son aide et le temps passé à la rédaction de l'article. Je remercie également Yoann Lucas, technicien au syndicat du JAVO pour l'aide à la réflexion autour de mon stage. Je remercie aussi Aurélie, secrétaire au syndicat du JAVO. Enfin, je remercie la direction du syndicat du JAVO sous la présidence de Robert Geslot pour m'avoir permis de réaliser ce stage.

Je remercie mon tuteur académique Michel Bacchi pour son aide au cours de mon stage.

Je remercie aussi toutes les personnes ayant participé à ce stage, m'ayant permis de récupérer un maximum de données, Marie-Laure Piau de la fédération de pêche de la Mayenne, Alexis Robert du conseil départemental de la Mayenne Fabrice Goubin et Thibault Vigneron de l'OFB et Sylvain Jolly et Marie-Andrée Praud de l'agence de l'eau Loire Bretagne.

Je remercie également l'ensemble des relecteurs de l'article ayant apporté un point de vue extérieur.

Enfin, je remercie ma famille et Marie pour ces 6 mois de quasi-confinement passé ensemble, ainsi qu'Alice, lapin de compagnie parti trop tôt.

1) Introduction

De nombreuses fonctionnalités sont associées aux écosystèmes aquatiques dont les cours d'eau en font parties (Loomis *et al.*, 2000 ; Postel & Richter, 2012). Ces cours d'eau sont des éléments importants du paysage, ils traduisent les activités réalisées sur le bassin versant qui leur sont associés (Allan, 2004). En conséquence, les cours d'eau figurent parmi les écosystèmes les plus affectés par l'Homme en particulier par les pollutions, l'artificialisation, la surexploitation ou l'assèchement (Pan *et al.*, 2016). Les espèces qu'ils abritent sont parmi les plus menacées de la planète (Dudgeon *et al.*, 2006 ; Nilsson *et al.*, 2007 ; Gozlan *et al.*, 2019 ; Deinet *et al.*, 2020). De nombreux éléments sont en causes pour expliquer ce déclin des populations faunistiques inféodées aux milieux aquatiques (Daufresne *et al.*, 2004 ; Fischnetz, 2004, Poulet *et al.*, 2013) parmi lesquels il y a la fragmentation des habitats (Tiemann *et al.*, 2004 ; Santucci *et al.*, 2005 ; Lake *et al.*, 2007 ; Marzin *et al.*, 2013 ; Kuczynski *et al.*, 2018). Cette fragmentation va avoir des effets directs : freins au brassage génétique (Yamamoto *et al.*, 2004 ; Raeymaekers *et al.*, 2009 ; Blanchet *et al.*, 2010) et blocage des accès à certaines zones de reproduction ou d'alimentation (Santucci *et al.*, 2005). Les effets indirects de la fragmentation concernent des changements dans les faciès d'écoulement modifiant les conditions de vie des espèces présentes.

En France, cette fragmentation des milieux est majoritairement créée par des obstacles transversaux qui affectent la continuité longitudinale tels que barrages, seuils, moulins. Le référentiel des obstacles français faisait encore état de 99 003 obstacles en 2019 en métropole (ROE, 2019). Plusieurs impacts vont être induits par ces obstacles : (1) géomorphologiques par modifications du substrat et l'incision du cours d'eau en aval (Kondolf, 1997 ; Skalak *et al.*, 2009) ; (2) hydrologique : baisse des vitesses du courant en amont et accélération en aval (Baxter, 1977) ; (3) physico-chimique : réchauffement des eaux (Chanderis *et al.*, 2019). Il existe également des obstacles à la continuité latérale comme les digues, les merlons et les berges artificialisées. Ces ouvrages bloquent ou limitent les interactions entre les cours d'eau et leurs annexes hydrauliques, qui jouent pourtant un rôle important pour le bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques : zones de frayères, zones de nourrissage pour de nombreuses espèces, recharge sédimentaire (Fryirs *et al.*, 2007 ; Lasne *et al.*, 2007 ; Paillex *et al.*, 2009).

Pour faire face à cet enjeu de restauration écologique, plusieurs réglementations sont mises en place, à l'échelle européenne (Directive cadre sur l'eau –DCE- en 2000) et à l'échelle nationale en application du Code de l'Environnement (Article L214-17 du CE relatif au classement des cours d'eau en Liste 2). Malgré des objectifs initiaux ambitieux, les résultats obtenus sont contrastés : seulement 44,2 % des masses d'eau françaises affichaient des indicateurs les classant comme ayant un bon ou très bon état écologique en 2015 (Aubel *et al.*, 2016).

Depuis 20 ans, de plus en plus de travaux d'aménagement et de restauration de cours d'eau sont entrepris pour essayer de répondre aux exigences de la DCE (Bœuf & Fritsch, 2016), mais ces derniers n'ont pas systématiquement les résultats attendus en termes de gain biologique (Muhar *et al.*, 2007 ; Sundermann *et al.*, 2011 ; Schmutz *et al.*, 2016). Lorsque ces travaux concernent (ou intègrent) l'amélioration de la continuité écologique, les gains biologiques et écologiques sont souvent plus importants (Bednarek, 2001 ; Zitek & Schmutz, 2004 ; Roni *et al.*, 2008 ; Pierce *et al.*, 2013). Le fait d'agir sur la restauration de la continuité écologique permet de réaliser à la fois une action à l'échelle du cours d'eau par l'ouverture du milieu mais aussi à une échelle plus petite par l'amélioration des habitats (Imhol *et al.*, 1996).

Malgré ces efforts, il existe des lacunes au niveau de la recherche en France sur le sujet de la restauration de la continuité écologique. Dans un premier temps car très peu de cours d'eau en France ont fait l'objet de travaux de réouverture de cours d'eau. Ensuite, dans une grande majorité des cas, les études sont basées sur la suppression d'un unique obstacle et l'étude se focalise sur l'aire d'influence de cet obstacle. Enfin, ces études sont majoritairement faites en Allemagne, aux Etats-Unis et parfois en Europe de l'est ou en Europe du Nord. Tous ces éléments ont motivé la rédaction d'un article à vocation d'être publié dans une revue écologique française de référence : La terre et la vie, gérée par la Société Nationale de Protection de la Nature (SNPN). Il s'agit d'une revue ayant un comité de lecture. Le manuscrit de l'étude réalisé durant ce stage sera envoyé à la revue La terre et la vie durant le courant de l'automne 2020.

Le but de cette étude est d'évaluer les conséquences sur la faune macro-invertébrée et piscicole des travaux de restauration de la continuité écologique sur des linéaires importants au sein de deux bassins versants de cours d'eau de plaine de l'Ouest de la France, en Mayenne, entre 2008 et 2019. Les travaux ont notamment porté sur l'arasement de seuils, la restauration de la morphologie des cours d'eau et la reconnexion de ruisseaux affluents au cours d'eau principal (Hydroconcept, 2019). Chez les macro-invertébrés benthiques, il est attendu une modification de la composition du peuplement avec une augmentation du nombre d'individus appartenant à des taxons rhéophiles ou lithophiles, souvent polluo-sensibles (ordre des Ephéméroptères, Trichoptères et Plécoptères ; ci-après EPT) (Strayer, 2006). Les changements dans la dynamique sédimentaire (Roiné & Boileau, 2017) devraient ainsi créer davantage d'habitats favorables aux espèces rhéophiles avec la suppression de la retenue d'eau en amont de l'obstacle qui devrait profiter aux espèces vivantes dans le courant (Strayer, 2006 ; Astorga *et al.*, 2014). De plus la suppression d'obstacles peut potentiellement permettre aux espèces de se déplacer plus librement notamment par le processus de dérivation (Townsend & Hildrew, 1976 ; Williams & Hynes, 1976).

Chez les poissons, les obstacles à la continuité écologique induisent plusieurs impacts négatifs : disparition des habitats courants, ralentissement des écoulements (Hart *et al.*, 2002 ; Helms *et al.*, 2011) et frein ou blocage à la circulation des espèces, (variable en fonction des espèces) (Ovidio & Philippart, 2002 ; Ovidio *et al.*, 2009). Ainsi, il est attendu un changement dans la composition de la population de poissons avec une augmentation du pourcentage d'individus d'espèces rhéophiles ainsi qu'une diminution de la proportion d'individu limnophile. De plus, l'amélioration des habitats et l'augmentation attendue des zones courantes devraient permettre une augmentation du pourcentage d'individus appartenant à des espèces accompagnatrices de la Truite fario (*Salmo trutta*) comme le Chabot (*Cottus gobio*), la Loche franche (*Barbatula barbatula*) et la Vandoise (*Leuciscus burdigalensis*). Le retrait des obstacles peut conduire à une diminution de la richesse spécifique par la suppression des effets de biefs liés à la canalisation des cours d'eau (Holcomb *et al.*, 2016). Une attention particulière sera également portée à l'Anguille européenne (*Anguilla anguilla*) dans cette étude. En effet, cette espèce catadrome est le seul poisson migrateur régulièrement présent dans les deux cours d'eau étudiés et son statut de conservation en danger critique d'extinction depuis 2008 (UICN, 2019) en fait un enjeu essentiel de la restauration de la continuité écologique.

2) Présentation de la structure

Le syndicat du JAVO (Jouanne, Affluent de Laval, Vicoin et Ouette) est situé dans le département de la Mayenne. Il est en charge de la compétence GEMAPI (d'après l'article L211-7 du code de l'environnement) sur 4 bassins hydrographiques : L'Ouette, « Affluents de Laval » ainsi que le Vicoin et la Jouanne, qui sont les deux cours d'eaux suivis dans cette étude. Le syndicat assure : La réduction de la vulnérabilité aux inondations ; la réduction de l'aléa inondation, la préservation, l'entretien et la restauration du fonctionnement des milieux aquatiques. En plus de la compétence GEMAPI, le syndicat réalise d'autres actions comme par exemple l'éducation à l'environnement avec une offre d'animation pédagogique créée avec l'association Mayenne nature environnement. La totalité de ces bassins hydrographiques est incluse dans le SAGE Mayenne. Ces cours d'eau présentent globalement les mêmes caractéristiques, c'est-à-dire des cours d'eau de plaines dans une région agricole bocagère avec un climat océanique, bien que le réseau hydrographique « Affluent de Laval » soit davantage urbanisé que les trois autres.

Le syndicat a été formé le 1^{er} Janvier 2019 par la fusion de trois anciens syndicats (syndicat du bassin de la Jouanne, syndicat du bassin du Vicoin et le syndicat du bassin de l'Ouette). La gestion du JAVO est assurée par le président Robert GESLOT et par 5 vices-présidents. Le service technique est composé de 2 techniciens tandis qu'une secrétaire et un comptable assurent le service administratif. Le syndicat du JAVO (et ceux avant sa création) ont fait de la continuité écologique une des actions prioritaires à effectuer sur leurs bassins versants. Une des reconnaissances des travaux réalisés par le syndicat du JAVO à ce sujet, est la remise du trophée de l'eau en 2017 (pour le Syndicat du bassin du Vicoin) par l'agence de l'eau Loire Bretagne.

Le syndicat du JAVO est un syndicat ambitieux cherchant à expérimenter de nouvelles méthodes afin d'améliorer la connaissance autour des cours d'eau dont ils assurent la gestion. Un des principaux exemples est l'installation d'un système Riverwatcher sur le Vicoin en 2019. Ce dispositif, unique en France, positionné au niveau d'une passe à poisson permet de filmer en continu et ainsi de suivre la migration et les mouvements des poissons sur cette portion de rivière. Ce stage s'intègre dans les efforts produits par le syndicat à propos de la restauration de la continuité écologique. Le but de cette étude, est l'analyse objective de l'effet des travaux de restauration de la continuité écologique, à l'échelle des deux bassins versants sur les cours d'eau qui ont été réouverts. Mais également d'aider potentiellement d'autres syndicats à avoir une vision des effets susceptibles de se produire sur l'écologie des cours d'eau à la suite de travaux de la restauration de la continuité écologique.

3) Matériel et Méthodes

1) Site d'étude

L'étude est réalisée sur deux cours d'eau de plaine (altitude moyenne 120 m NGF) situés en France dans le département de la Mayenne (53) dans une région agricole bocagère avec un climat océanique et des précipitations annuelles moyennes de 769 mm (station de Laval, période : 1981-2010) (<http://www.meteofrance.fr>). Ces cours d'eau, le Vicoin et la Jouanne, sont longs respectivement de 51 km et 71 km pour des superficies de bassins versants respectivement de 235 km² et 422 km². Ces bassins versants regroupent trois masses d'eau au sens de la DCE (FRGR0515, FRGR0516, FRFR0517). Les deux cours d'eau sont des affluents de la rivière Mayenne, en rive droite pour le Vicoin et en rive gauche pour la Jouanne (Fig. 1). Certaines caractéristiques concernant le débit et la physico-chimie de ces cours d'eau sont présentées en tableau I. Sur les deux bassins versants, les surfaces agricoles représentent respectivement 85,9% (33,5% de culture) sur la Jouanne et 83,9% (43,1% de culture) sur le Vicoin, les forêts 10 % et les surfaces urbanisées de 3,5 % pour la Jouanne et 5,5 % pour le Vicoin (CORINE Land Cover, 2012).

Tableau 1 : Hydrographie et physico-chimie des cours d'eau étudiés

	Vicoin	Jouanne
Débits		
Module (m ³ /s)	1,89	3,07
Débit spécifique (L/s/km)	8,10	7,49
Q5 ^a (m ³ /s)	47,0	56,6
QMNA5 ^a (m ³ /s)	0,05	0,11
Physico-chimie		
Température estivale de l'eau ^b (°C)	18,0	19,9
Concentration en Orthophosphates estivale ^b (mg/L)	0,13	0,57
Concentration en NO ₃ estivale ^b (mg/L)	6,81	6,90
Concentration des matières en suspension estivale ^b (mg/L)	11,7	10,9

Pour les débits, il s'agit de mesures journalières, et des prélèvements ponctuels mensuels sur les données de physico-chimie

^a Valeur extrêmes instantanées ^b Concerne les mois de Juillet à Septembre.

Source: DREAL, Conseil départemental de la Mayenne

Le cours de la Jouanne était aménagé jusqu'en 2007 par la présence de 35 ouvrages hydrauliques transversaux de type clapet oscillants et seuils bétonnés en partie associés à d'anciens moulins (N=18 pour le Vicoin) pour une moyenne d'un obstacle tous les 1,4 km pour le Vicoin et 1,3 km pour la Jouanne. De 2007 à 2019, des travaux d'effacement des ouvrages hydrauliques (N=35), de création de passes à poissons à macro-rugosité (N=14) et de passes à bassins successifs (N=2) ont permis de rendre franchissables respectivement 32 ouvrages sur la Jouanne (91 % des cas) et la totalité des ouvrages sur le Vicoin. Le résumé des travaux est présenté en annexe 1.

La réduction de la hauteur d'étagement ou hauteur de chute a été de 1,1 m en moyenne par obstacle pour la Jouanne (extrêmes : 0,6-2,05m) et 1,2m pour le Vicoin (extrêmes : 0,8-1,7 m). La hauteur d'étagement correspond à la hauteur de chute (en m) au droit des obstacles transversaux présents sur le cours d'eau au moment du prélèvement. Cette hauteur traduit l'influence des obstacles sur les conditions d'écoulement des eaux en amont de l'ouvrage.

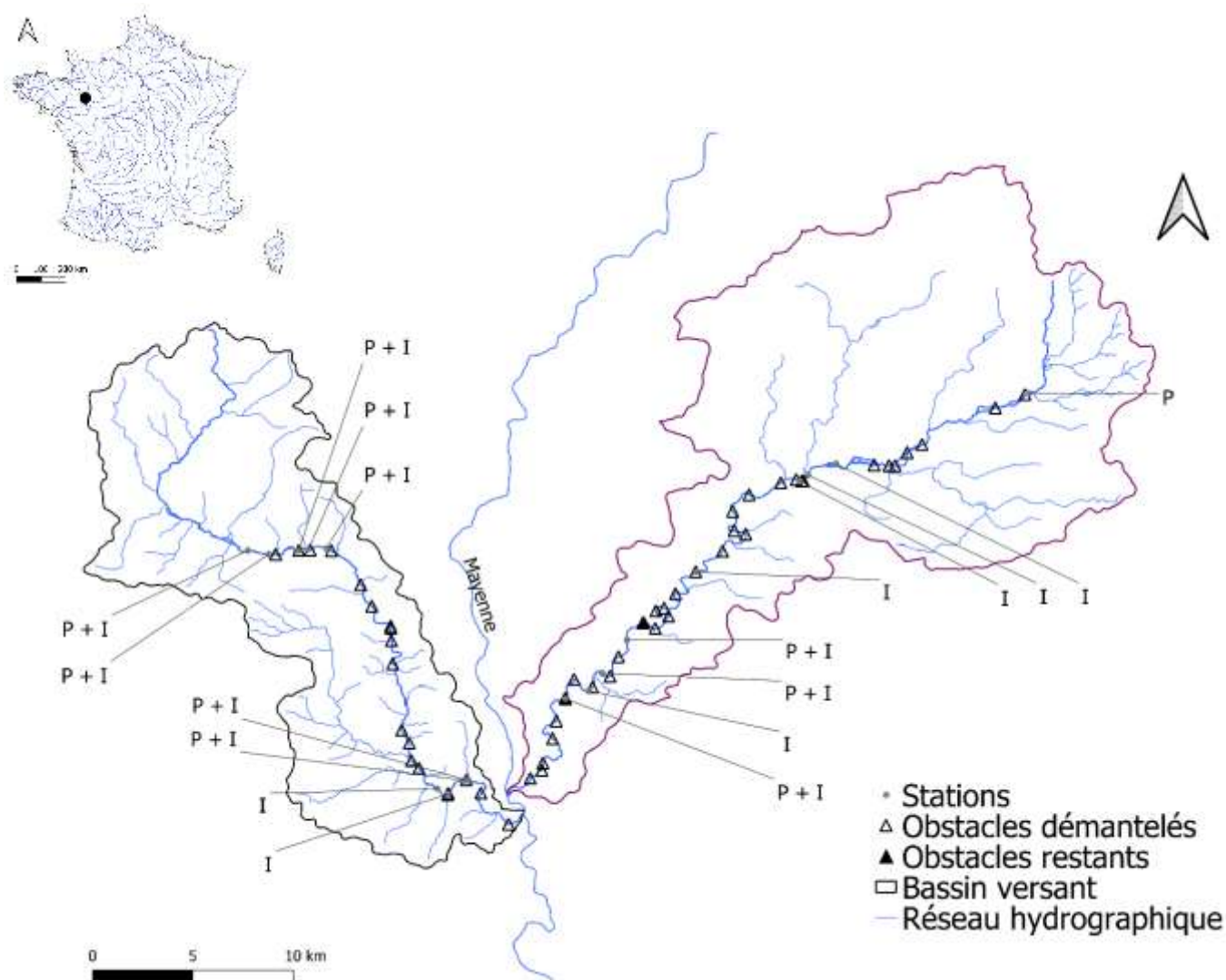


Figure 1 : Bassins versants du Vicoin et de la Jouanne montrant la localisation des obstacles à l'écoulement et des sites de prélèvements (I: Invertébrés, P: Poissons)

2) Récupération des données et choix des sites d'études

Les données nécessaires à cette étude concernant les poissons et les macro-invertébrés benthiques proviennent de prélèvements standardisés. Pour les macro-invertébrés benthiques, les prélèvements ont été réalisés suivant la norme NF T90-350 sur la détermination de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN ; AFNOR, 2004) ainsi que la norme NF T90-333 correspondant aux prélèvements de macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes (AFNOR, 2016). Tandis que pour les poissons, il s'agit de la norme NF T90-383 concernant la détermination de l'Indice Poisson Rivière (IPR ; AFNOR, 2011). La récupération de ces données a été faite sur la période allant de 2005 à 2019 en essayant de récupérer un maximum de prélèvements auprès des organismes susceptibles d'en posséder. Le syndicat du JAVO, la fédération de pêche de la Mayenne, l'agence de l'eau Loire Bretagne ainsi que l'OFB (Office Français de la Biodiversité) ont participé à la récolte des données. Néanmoins, une grande majorité des données proviennent soit des prélèvements réalisés par le syndicat du JAVO pour le suivi de leurs travaux (11 parmi les 18 sites retenus), soit par l'agence de l'eau Loire Bretagne lors des suivis mis en place dans le cadre des réseaux de surveillances/contrôles opérationnels de la DCE). Ces données ont été récupérées en partie sur le site <http://www.naiaides.eaufrance.fr> pour les macro-invertébrés benthiques et sur le site ALFRESCO (via

les bases de données WAMA) pour les données sur les poissons. En tout, 101 prélèvements ont été obtenus concernant les macro-invertébrés benthiques (N = 50 sur 10 sites sur le Vicoin et N= 51 répartis sur 11 sites sur la Jouanne) et 81 prélèvements pour les poissons (N = 45 sur 8 sites sur le Vicoin et N= 36 répartis sur 11 sites sur la Jouanne) entre les années 2008 et 2018. Ainsi, l'ensemble des prélèvements était réparti sur 25 sites d'études, correspondant à des sites de suivis de la qualité biologique dans le cadre de la DCE ou à des sites de suivis des travaux positionnés par le syndicat du JAVO. Parmi ces sites, 18 ont été conservés (9 sur chaque bassin versant). Une limite arbitraire de 4 prélèvements minimums (en dissociant macro-invertébrés et poissons) a été fixée pour sélectionner les sites d'études (voir Annexe 2). Parmi ces sites, 11 ont été volontairement positionnés à partir de 2008 à moins de 300m en amont d'ouvrages ayant été arasés (N=8) ou remplacés par une rampe à macro-rugosité (N=3). Dans un tiers des cas (N= 3), une restauration morphologique du cours d'eau par apport de granulats et création de banquettes en amont de l'obstacle retiré a été fait selon la longueur de la zone d'influence comprise entre 200 et 900 m (Hydroconcept, 2019) (Annexe 2). Les 7 sites restants étaient préexistants au programme de travaux commencé en 2008 et ne sont pas directement associés à des travaux sur ouvrages, néanmoins ces sites sont tous situés à moins de 2,5km de travaux de restauration de continuité ou de morphologie. En dépit de la normalisation des prélèvements, les méthodes de prospection pour les pêches peuvent varier : les sites les plus à l'aval nécessitent une prospection partielle en bateau (et non à pied), par PPP (Pêche Par Point) (Tomanova *et al.*, 2013). Mais dans notre cas, les méthodes de pêche ne varient pas sur un même site. Le biais apporté par le changement de méthode de prélèvement dans la comparaison entre les sites semble limité dans cette étude. Les prélèvements ont été réalisés après autorisation administrative par des bureaux d'études agréés et l'OFB.

3) Définitions des variables biologiques et écologiques

Les données sur les macro-invertébrés benthiques et les poissons sont ensuite utilisés pour calculer soit des variables caractéristiques des peuplements étudiés (Karr, 1981; Oberdorff *et al.*, 2002) soit des variables écologiques ou biologiques identifiées comme étant les plus susceptibles d'être impactées par les travaux portant sur la continuité écologique (Dole-Olivier *et al.*, 1997, Briand *et al.* 2006; Helms *et al.* 2011).

Les variables choisies pour caractériser les peuplements de poissons portent sur l'abondance totale A (exprimée en individus pour 100m²), la richesse spécifique Rsp (exprimée en nombre d'espèces pêchées par prélèvement) et la diversité spécifique caractérisée par l'indice de Shannon-Wiener H' (Shannon, 1948). Les poissons ont été étudiés en fonction de leurs groupes fonctionnels : espèces rhéophiles, limnophiles et omnivores selon Michel & Oberdorff (1995) ; Oberdorff *et al.*, (2002) et Philippart (2008). Ces variables sont exprimées en fréquences d'individus par groupe écologique par rapport au nombre total d'individus par prélèvement. Enfin, la proportion d'individus appartenant à des espèces qualifiées « d'accompagnatrices de la truite » a été calculé. Ainsi que le nombre d'anguilles (exprimé en individu pour 100m²), justifié par son statut de conservation (UICN, 2019) et de son cycle de vie caractéristique. Les détails de ces variables par prélèvements sont en annexe 3.

Pour les macro-invertébrés, les variables biologiques suivantes sont calculées : le nombre de diptères par prélèvement, la proportion d'individus par prélèvement appartenant au groupe EPT (Ephéméroptère, Plécoptère et Trichoptère) par rapport au nombre total d'individus prélevés (ci-après, % EPT), le nombre d'individus total appartenant au groupe EPT par prélèvement (ci-après, EPT) et enfin, le nombre d'individus par prélèvement du genre *Brachycentrus* (ordre des Trichoptères) caractéristique des eaux de bonne qualité (Tachet *et al.*, 2010). Ce taxon a été choisi car il s'agit du taxon le plus bioindicateur au sens de la méthode de calcul de l'IBGN (Indice biologique général

normalisé) présent en nombre suffisant (414 individus identifiés sur la Jouanne) et sur une majorité de prélèvements (plus de 50%).

Enfin, comme pour les poissons, l'indice de Shannon-Wiener H' et l'abondance totale A sont calculés. L'annexe 4 présente les variables définies pour les macro-invertébrés par prélèvement.

Pour chaque site de prélèvement, des variables caractérisant l'évolution de la restauration écologique sont calculées pour chaque année (Tab. 2). Ces variables définissent plusieurs caractéristiques de la réouverture du milieu : hauteur d'étagement, linéaire connecté et nombre d'affluents connectés (Lake *et al.*, 2007 ; Rice *et al.*, 2008 ; Huger & Schwab, 2011), ou recreation d'habitats associés aux travaux de reconnexion de la rivière (linéaire et surface restaurée) (Roni & al. 2008 ; Schmutz *et al.*, 2016). Ces variables sont calculées sur un linéaire de 2,5km (amont ou aval), distance maximale estimée pour qu'une population de macro-invertébrés colonise de nouveaux habitats (Sundermann *et al.*, 2011 ; Stoll *et al.*, 2013) mais aussi pour les poissons (Lorenz *et al.*, 2018). De plus, certaines variables intègrent la quantité de travaux réalisée sur les 5 dernières années, afin de différencier les premiers aménagements des derniers, puisque l'efficacité des travaux d'aménagement est variable dans le temps (Doyle *et al.*, 2005 ; Kail *et al.*, 2015; Schmutz *et al.*, 2016). L'évaluation de l'infranchissabilité par les poissons des obstacles (avant travaux) est considérée en application de la méthode et du référentiel ICE (Baudouin *et al.*, 2014). L'évolution annuelle des variables de la continuité écologique par site est présentée en annexe 5.

Tableau 2 : Présentation des variables associées à l'évolution de la continuité écologique

Variable	Description	Vicoïn	Jouanne
		Moyenne $\pm$ (Écart-type) (Min – Max)	
%CO_AM	% de linéaire sans obstacle infranchissable sur les 2,5 km à l'amont du site	66,7 $\pm$ 32,6 (1,16 – 100)	84,9 $\pm$ 30,0 (10,0 – 100)
%CO_AV	% de linéaire sans obstacle infranchissable sur les 2,5 km à l'aval du site	48,0 $\pm$ 40,1 (1,56 – 100)	50,3 $\pm$ 45,3 (1,00 – 100)
%CO_aj_AM	% de linéaire sans obstacle ajouté durant les 5 dernières années sur les 2,5 km à l'amont	13,6 $\pm$ 28,8 (0–98,80)	17,5 $\pm$ 27,6 (0,00 – 89,9)
%CO_aj_AV	% de linéaire sans obstacle ajouté durant les 5 dernières années sur les 2,5 km à l'aval	19,6 $\pm$ 36,6 (0,00 – 98,4)	27,5 $\pm$ 38,3 (0,00 – 95,5)
Aff	Nombre d'affluents connectés sur les 2,5km en amont et en aval du site	1,22 $\pm$ 1,31 (0,00 – 4,00)	0,84 $\pm$ 0,98 (0,00 – 3,00)
Aff_aj	Nombre d'affluents reconnectés pendant les 5 dernières années	0,52 $\pm$ 0,81 (0,00 – 2,00)	0,31 $\pm$ 0,60 (0,00 – 2,00)
HE_AM	Hauteur d'étagement (en m) sur les 2,5 km en amont	1,64 $\pm$ 1,27 (0,00 – 3,80)	0,95 $\pm$ 1,19 (0,00 – 3,70)
HE_AV	Hauteur d'étagement (en m) sur les 2,5km en aval	1,88 $\pm$ 1,48 (0,00 – 5,40)	0,92 $\pm$ 0,77 (0,00 – 2,70)
Lin_AM	Linéaire restauré (en km) sur les 2,5 km en amont	0,38 $\pm$ 0,54 (0,00 – 1,50)	0,38 $\pm$ 0,52 (0,00 – 1,50)
Lin_AV	Linéaire restauré (en km) sur les 2,5 km en aval	0,49 $\pm$ 0,59 (0,00 – 1,50)	0,68 $\pm$ 0,37 (0,00 – 1,37)
Sur_AM	Surface restaurée (en m ²) sur les 2,5km en amont	3064,0 $\pm$ 4593,0 (0,000 – 13470)	3910,0 $\pm$ 6905,0 (0,0000 – 21000)

Sur_AV	Surface restaurée (en m ²) sur les 2,5km en aval	4018,0 ± 5008,0 (0,0000 - 16620)	7041,0 ± 5255,0 (0,0000 - 16850)
--------	--	----------------------------------	----------------------------------

4) Analyses statistiques

L'ensemble des données ne sont pas transformées car elles sont déjà normalement distribuées (Test de Shapiro-Wilk ; Shapiro & Wilk, 1965). Les résultats des tests sont présentés en annexe 6. La moyenne, l'écart-type ainsi que les valeurs minimales et maximales sont présentées pour chaque variable d'étude, sauf précision contraire.

La relation entre les variables biologiques et l'évolution annuelle est calculé à partir d'une régression linéaire utilisant la méthode des moindres carrées. Lorsque la relation établie entre une variable biologique et les différentes années d'études est significative (seuil fixé à $p < 0,05$), des régressions de loess sont effectuées. Ces régressions sont non paramétriques mais permettent de produire des courbes permettant de mieux visualiser l'effet année (Cleveland & Devlin, 1988). Ces régressions permettent de mieux rendre compte visuellement de l'effet temporel mais ne donnent pas de coefficient de linéarité (elles ne sont pas associées à des équations de droites), d'où l'utilisation à la fois des régressions linéaires et des régressions de loess.

Ensuite les différentes relations pour les variables biologiques entre les deux cours d'eau ont été testées en utilisant des tests de variance ANOVA. Le but de cette comparaison est de voir si les cours d'eau sont comparables ou de détecter une différence dans les variables biologiques qui peut éventuellement être expliqué par un processus lié à la continuité écologique.

Afin de faciliter et d'augmenter la robustesse de l'analyse, les sites semblables d'un point de vue de l'évolution de la continuité écologique sont rassemblés. Pour cela, les variables liées à l'évolution de la continuité écologique (tab. 2) sont dans un premier temps regroupé en 9 différents groupes (tab. 3). Ces groupes ont été déterminés pour caractériser différents aspects en lien avec la réouverture des milieux en prenant également en compte l'année de la réouverture : la restauration de la continuité (en amont ou en aval), l'effet de la restauration de la continuité (baisse de la hauteur d'eau, reconnexion d'affluent) et les travaux associés à la réouverture du milieu. Certains des 9 groupes de variables liées à la restauration intègre plusieurs de ces paramètres. Ensuite chaque groupe est analysé par une ACP (Analyses en Composantes Principales) centrée-réduite. L'ACP est une méthode d'analyse de données multivariées qui va créer à partir d'un tableau de variables actives quantitatives, un cercle de corrélation où ces variables vont être répartis le long d'axe nouvellement créés synthétisant l'information dit « axes principaux ». Mais l'ACP va surtout créer un graphique des individus qui projette chaque individu en fonction des axes principaux. Chaque ligne du tableau de variables actives quantitatives correspond à un individu. Dans notre cas, un prélèvement correspond à un individu. Les individus sont ensuite liés en fonction de leurs appartenances à un site permettant de visualiser l'évolution des sites au cours de l'étude par rapport aux différents éléments étudiés. Ensuite, les sites montrant des évolutions similaires vont être associé entre eux. Ce travail est réalisé pour chaque combinaisons de variables. Le résultat de l'ensemble des ACP est disponible en annexe 7. Ainsi, 9 ACP ont été réalisés pour chaque cours d'eau qui permettent en moyenne de passer de 9 sites d'études à 4,6 groupes de sites sur le Vicoin et 4,9 sur la Jouanne. La différence entre chaque regroupement de sites est testée avec l'ensemble des variables biologiques (tab. 4 et 5) par des tests de variance ANOVA (Santucci *et al.*, 2005 ; Holcomb *et al.*, 2016 ; Lorenz *et al.*, 2018), et des tests post-hoc HSD (Honestly Significant Difference) de Tukey (Abdi & Williams, 2010). La totalité des tests post-hoc HSD de Tukey sont présentés en annexe 8. Ces derniers tests servent ensuite à définir les différences des variables biologiques entre les sites (dès

lors qu'au moins une comparaison de sites présente une différence significative) en fonction des variables associées à la restauration de la continuité écologique (tab. 3). Le seuil de significativité des tests est fixé à $p < 0,05$ après avoir réalisé un ajustement de Bonferroni (Bonferroni, 1936). L'ensemble des tests sont réalisés sur le logiciel Rstudio 1.2.5019. Le package ade4 (Thioulouse *et al.*, 2018) est utilisé pour la réalisation des ACP.

Tableau 3 : Combinaisons des variables testées pour réaliser les regroupements des sites

Définition de la combinaison	Variables combinées
Reconnexion amont	%CO_AM + %CO_aj_AM
Reconnexion aval	%CO_AV + %CO_aj_AV
Nombre d'affluents connectés (Affluents)	Aff + Aff_aj
Evolution de la hauteur d'étagement	HE_AM + HE_AV
Restauration (Linéaires + surfaces)	Lin_AM + Lin_AV + Sur_AM + Sur_AV
Reconnexion amont + Restauration	%CO_AM + %CO_aj_AM + Lin_AM + Sur_AM
Reconnexion aval + Restauration	%CO_AV + %CO_aj_AV + Lin_AV + Sur_AV
Reconnexion amont + Hauteur d'étagement	%CO_AM + %CO_aj_AM + HE_AM + HE_AV
Reconnexion aval + Hauteur d'étagement	%CO_AV + %CO_aj_AV + HE_AM + HE_AV

4) Résultats

1) Macro-invertébrés

Au total, 316 640 invertébrés ont été collectés et identifiés sur l'ensemble des 17 sites prélevés (254 taxons) sur une chronique de 10 années. Les ordres EPT regroupent 75 genres (29,5%). La famille la plus représentée est celle des chironomes (*Chironomidae*) avec 78 763 individus qui représentent 94 % de l'ordre des diptères sur le Vicoin et 85% sur la Jouanne. (Annexe 9)

Les deux cours d'eau présentent des différences significatives dans l'abondance des macro-invertébrés ($F=15,15$; $p < 0,001$), dans le nombre d'individus des taxons EPT ($F=22,73$; $p < 0,001$) et le nombre de diptères ($F=48,64$; $p < 0,001$; tab. 4). Les résultats des tests non significatifs sont présentés en annexe (annexe 10).

Tableau 4 : Valeurs moyennes des variables biologiques par rivière pour les macro-invertébrés.

Variables par prélèvement	Vicoin	Jouanne
	Moyenne $\pm$ Ecart-type (Min – Max)	
% d'EPT	17,9 $\pm$ 10,1 (1,50 – 41,2)	18,2 $\pm$ 12,1 (0,20 – 52,5)
EPT (Nb individus)	357,0 $\pm$ 283,0 (29,00 – 1478)	631,0 $\pm$ 868,0 (7,000 – 6040)
Diptères (Nb individus)	190,0 $\pm$ 192,0 (5,00 – 872)	995,00 $\pm$ 1778,0 (38,000 – 11404)
Diversité spécifique (H'i)	3,20 $\pm$ 0,60 (1,60 – 4,50)	3,40 $\pm$ 0,60 (2,20 – 4,50)
Abondance (Ai)	2145 $\pm$ 1180 (359,0 – 5268)	3959,0 $\pm$ 3080,0 (884,00 – 38772)
<i>Brachycentrus</i> (Nb individus)	-	8,00 $\pm$ 22,1 (0,00 – 122)

1) Evolution temporelle des macro-invertébrés

Sur le Vicoin, le nombre d'individus appartenant au groupe des EPT, tout comme leur proportion, augmentent significativement au cours de la période étudiée (EPT: +60,6 individus/an de moyenne annuelle par prélèvement; $F = 14,0$; $p < 0,001$ et %EPT : +3,3%/an ; $F = 33,16$; $p < 0,001$; Figure 2A et 2C). L'évolution du nombre de diptères n'est pas significative (Diptère : -4,97 ind/an; $F = 0,16$; $p = 0,694$).

Sur la Jouanne, la proportion d'espèces appartenant au groupe EPT et le nombre de diptères montrent une évolution significative (% EPT : +2,37% ; $F = 15,5$; $p < 0,001$; Diptère : -243 ind/an; $F = 5,15$; $p < 0,05$) (Figure 2B et 2D) alors que le groupe EPT ne montre aucune tendance (EPT : -32,0 ind/an; $F = 0,594$; $p = 0,55$). La diversité spécifique montre une augmentation significative sur les deux rivières entre 2008 et 2019 (H'_{vicoin} : +0,16/an ; $F = 7,68$; $p < 0,01$; H'_{jouanne} : +0,08 ; $F = 9,55$; $p < 0,01$; Figure 2E et 2F). Les autres résultats (non-significatifs) sont présentés dans l'annexe 11.

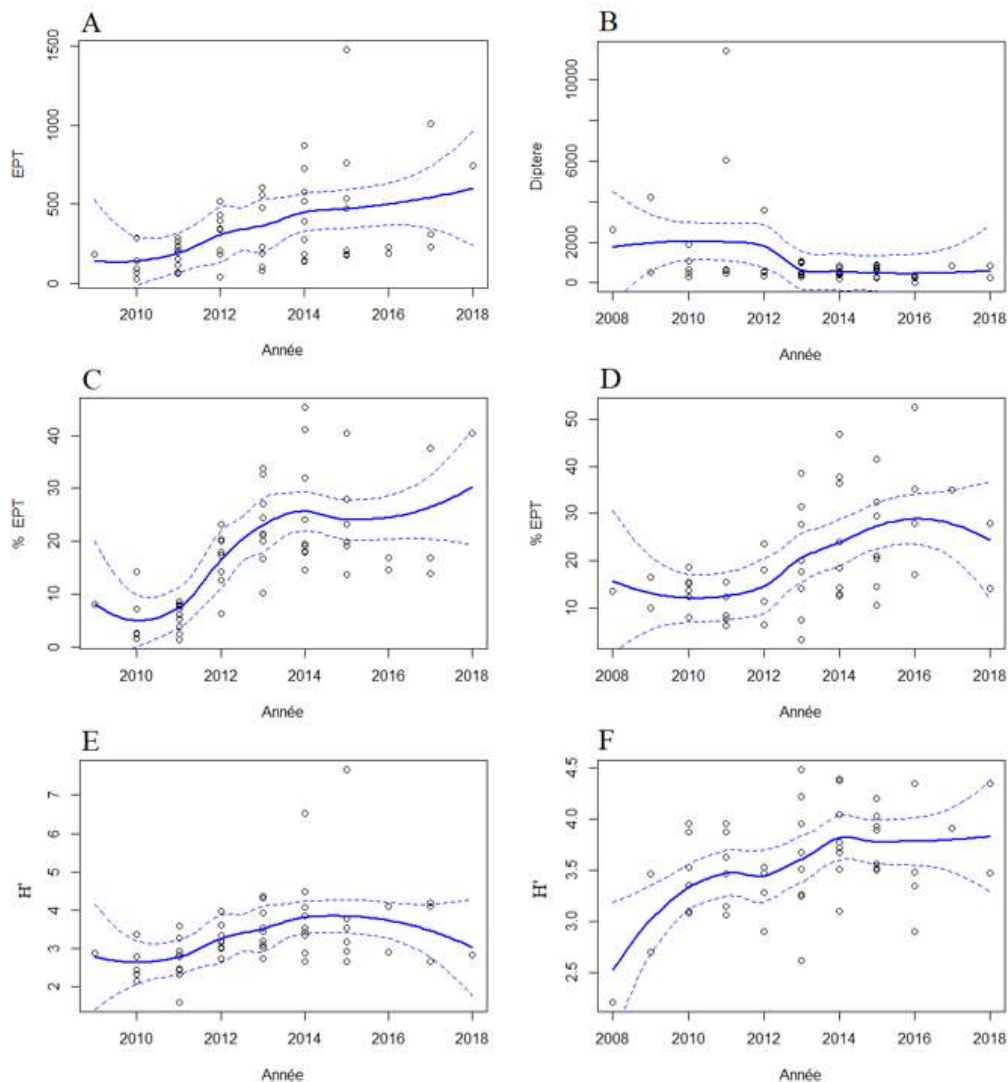


Figure 2 : Evolution des variables associées aux macro-invertébrés sur le Vicoin (A,C,E) et sur la Jouanne (B,D,F) .

Courbes centrales = Régression loess; courbes en pointillées = Régression loess avec intervalle de confiance 95%; Points = projection des variables. Diptère = Nombre d'individus. EPT= Nombre d'individus H' = Indice de Shannon-Wiener (Diversité spécifique)

Enfin, l'abondance présente une diminution sur les deux cours d'eau proche de la significativité ($Ai_{\text{Vicoïn}} : -127,5 \text{ ind/an}$; $F=0,741$; $p=0,07$ et $Ai_{\text{Jouanne}} : -661 \text{ ind/an}$; $F=0,854$; $p=0,06$).

2) Réponses des macro-invertébrés à la restauration de la continuité écologique

Sur le Vicoïn, la comparaison entre les regroupements de sites restaurés entre eux ou en comparaison avec les sites non restaurés montre que les invertébrés ne réagissent pas significativement aux travaux à l'exception des diptères. Ces derniers présentent une diminution significative de leur abondance pour les sites sur lesquels il y a eu une augmentation du linéaire reconnecté en amont associé à la baisse de la ligne d'eau ($F=7,03$; $p<0,002$). Ce résultat est néanmoins à relativiser dans la mesure où ils sont fortement dépendants de l'évolution du nombre de diptères sur un seul site (Nombre de diptères moyen = 401 ± 271 ; $N=7$ prélèvements). Ainsi, ce site présente une population de diptère beaucoup plus importante que celles des autres sites, ce qui explique la significativité du test. Aucune relation n'est significative si l'on retire ce site de l'analyse.

A contrario, sur la Jouanne, le %EPT montre une évolution positive significative associée aux variables relatives à la reconnexion de linéaires, seules ($F = 7,78$; $p<0,005$) ou elles-mêmes associés aux surfaces restaurées ($F = 8,99$; $p<0,01$). Les sites où ce % EPT a fortement augmenté présentent une augmentation considérable du linéaire reconnecté, passant de moins de 222m avant un obstacle ($N = 2$) à plus de 2 500m du linéaire du tronçon de cours d'eau. Ces sites présentent également des linéaires et des surfaces de travaux plus importants sur les 2,5km en aval ($17\,850 \text{ m}^2$, $N = 2$ sites) que sur la moyenne des autres sites (5645 m^2). L'abondance, le groupe EPT, le nombre de diptères ne montrent aucune différence significative entre sites, et pour aucune combinaison de variables de restauration écologique ($p > 0,05$).

Le taxon *Brachycentrus* sur la Jouanne montre des différences significatives entre regroupements de sites pour les combinaisons associant la reconnexion de cours d'eau à l'aval et les travaux de restauration ($F = 8,74$; $p < 0,05$). Les sites ayant une forte concentration de ce taxon sont les mêmes que ceux où le pourcentage d'individus EPT a fortement augmenté (Moyenne du nombre d'individus de 31,9 contre 0,11 en moyenne sur tous les autres sites).

2) Poissons

Pour les poissons, 64 prélèvements ont été effectués sur 10 sites comprenant 27 401 individus et 33 espèces (26 sur la Jouanne et 31 sur le Vicoïn) (Annexe 12)

Dix-huit espèces sont omnivores, 18 limnophiles et 10 rhéophiles. Seul le goujon (*Gobio gobio*) est présent sur tous les sites. Les autres espèces les plus présentes sont le chevaline (*Squalius cephalus*) et la Loche franche (*Barbatula barbatula*) présents dans 63 des 64 prélèvements.

La Jouanne et le Vicoïn montrent des différences significatives dans la proportion d'individus rhéophiles ($F = 4,61$; $p = 0,04$), limnophiles ($F = 6,16$; $p = 0,02$), omnivores ($F = 6,30$; $p = 0,01$); et accompagnateurs de la truite ($F = 33,3$; $p<0,001$). La diversité spécifique est également significativement différente ($F = 4,52$; $p = 0,04$; tab. 5). Le détail des résultats est présenté en annexe 13.

Tableau 5 : Caractéristiques moyennes des variables biologiques par rivière pour les poissons.

Variables par pêche	Vicoïn	Jouanne
	Moyenne $\pm$ Écart-type (min – max)	
% d'individus Rhéophiles	55,4 $\pm$ 19,0 (19,1 – 92,3)	57,9 $\pm$ 15,0 (22,0 – 78,6)
% d'individus Limnophiles	8,20 $\pm$ 11,0 (0,00 – 59,1)	5,00 $\pm$ 6,00 (0,00 – 20,8)
% d'individus Omnivores	39,0 $\pm$ 15,0 (10,7 – 87,4)	50,2 $\pm$ 18,0 (12,8 – 84,8)
Diversité spécifique (H'p)	2,63 $\pm$ 0,40 (1,12 – 3,19)	2,50 $\pm$ 0,48 (1,51 – 3,28)
Abondance (Ap)	53,8 $\pm$ 40,0 (5,22 – 198)	72,2 $\pm$ 107 (4,80 – 413)
Richesse spécifique (Rsp)	13,3 $\pm$ 2,9 (7,00 – 19,0)	10,5 $\pm$ 3,20 (3,00 – 17,0)
Nombre d'anguilles (Nb d'individus)	0,26 $\pm$ 0,25 (0,00 – 1,07)	0,36 $\pm$ 0,64 (0,00 – 2,50)
% d'individus accompagnateurs de la truite	42,2 $\pm$ 19,0 (10,0 – 83,2)	41,4 $\pm$ 16,0 (10,2 – 67,6)

1) Evolution temporelle des poissons

La richesse spécifique ($Rsp_{Vicoïn}$: +1,27 Ind/100m/an; $F=23,9$; $p < 0,001$) et le nombre d'Anguilles ($Anguille_{Vicoïn}$: +0,09 Ind/100m/an; $F= 29,47$; $p < 0,001$) montrent une évolution significative sur le Vicoïn (Fig. 3a et 3b). Concernant la Jouanne, deux variables montrent également des changements significatifs : l'abondance des poissons ($Ap_{Jouanne}$: -16,9 Ind/100m ; $F= 4,72$; $p = 0,04$) et la proportion de poissons limnophiles ($Limnophiles_{Jouanne}$: -3,65%; $F =6,67$; $p = 0,02$) (Fig. 3c et 3d). Les autres variables ne décrivent pas de tendances significatives au cours de la période étudiée (annexe 14).

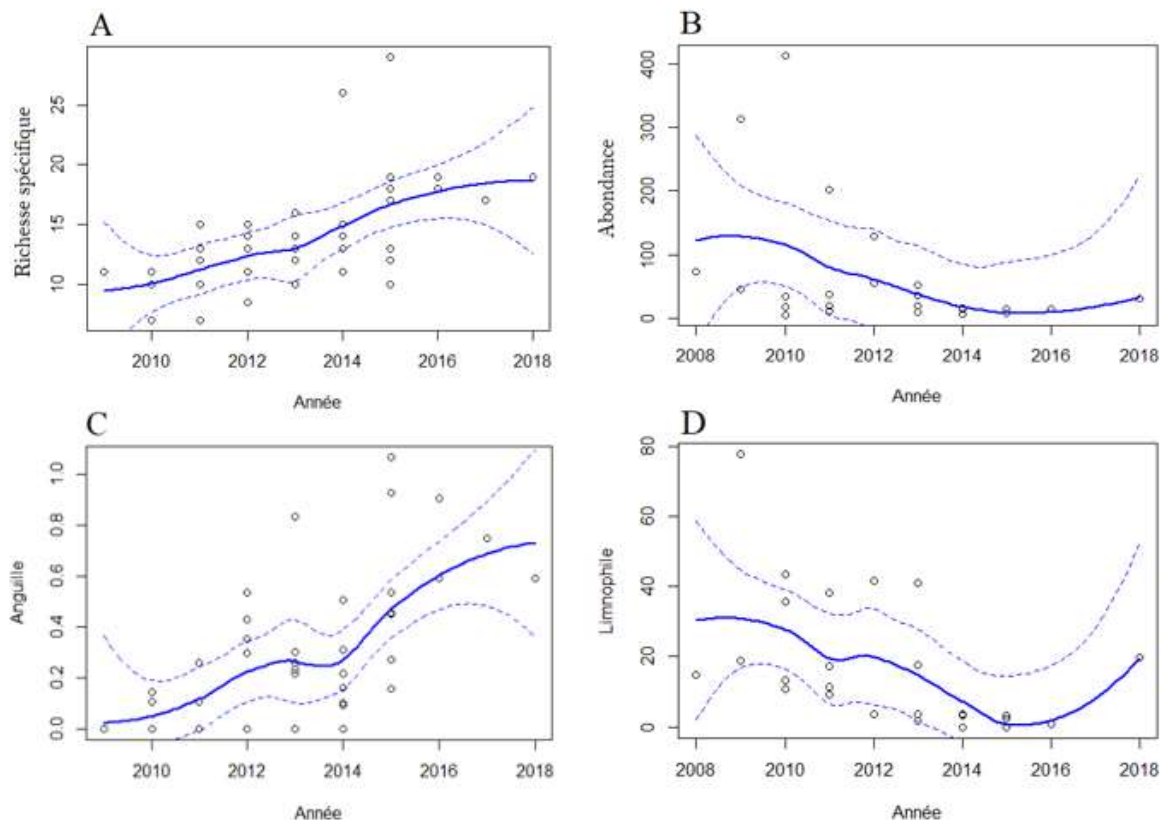


Figure 3 : Evolution des variables associées aux poissons sur le Vicoin (A, C) et sur la Jouanne (B, D).

Courbes centrales = Régression loess; courbes en pointillées = Régression loess avec intervalle de confiance 95%; Points = projection des variables. Richesse spécifique = nombre d'espèces. Anguille = nombre d'individus/100m. Abondance = nombre d'individus/100ml. Limnophile = % d'individus limnophiles.

2) Réponses des poissons à la restauration de la continuité écologique

Sur le Vicoin, l'évolution des proportions d'individus limnophiles et rhéophiles sont liées à la réalisation de travaux de restauration de la continuité écologique. Les deux groupes réagissent pour de nombreuses combinaisons de variables.

Les tests ont démontré qu'un site présentait des proportions en individu limnophile plus important que sur les autres sites (26,5 % -N=1- vs 5,26 % -N=4 en moyenne durant l'étude) pour les combinaisons de paramètres suivants : suppression des obstacles positionnés à l'aval des sites d'études seules ($F = 9,52$; $p < 0,005$), associées à la restauration d'habitat sur les sites ($F = 8,51$; $p < 0,005$) ou à la hauteur d'étagement ($F = 8,77$; $p < 0,001$) et avec les travaux de restaurations associés à l'ouverture du milieu en amont ($F = 6,59$; $p < 0,01$).

Ce site se différencie des autres sites par une faible connectivité à l'aval sans évolution (< 900m ; $N = 1$), un faible gain sur la ligne d'eau (0,9m ; $N = 1$) mais avec d'importantes restaurations des habitats (linéaire restauré = 1 km) qui montre une proportion d'individus limnophiles plus importante que sur le reste des sites.

La proportion d'individus d'espèces rhéophiles montre une augmentation significative pour la reconnexion aval seule ($F = 10,74$; $p < 0,001$), associée avec la hauteur d'étagement ($F = 10,97$; $p =$

0,001) et les travaux de restauration ($F = 11,25$; $p < 0,001$). A l'inverse des individus limnophiles, le site où la continuité écologique n'évolue pas (voir supra) présentent une proportion d'individus rhéophiles stable et faible (23% ; $N = 1$). Les sites présentant de forts gains de connectivité à l'aval (gain minimum de 975m et une baisse de la hauteur d'étagement minimum de 0,45m, $N = 5$) ont une proportion d'individus rhéophiles moyenne de 64% (avec des augmentations jusqu'à 37% en 10 ans sur un site). Le pourcentage d'individus rhéophiles varie également en fonction de la reconnexion à l'amont associés aux travaux de restauration ($F = 7,927$; $p < 0,001$). Cette différence s'explique surtout par la présence d'un fort pourcentage d'espèces rhéophiles sur des sites en amont du bassin versant où il n'y a pas eu de travaux de restauration car la connectivité était déjà assurée (100 % ; $N=2$, Rhéophiles=41 %). Enfin, deux sites présentant un gain linéaire supérieur à 1300 m et une surface restaurée de 13470 m² ont atteint des proportions d'espèces rhéophiles supérieures à 70 %.

Sur la Jouanne, la proportion de rhéophiles, d'espèces accompagnatrices de la truite et le nombre d'Anguilles ne réagissent pas avec la défragmentation du milieu. La richesse spécifique diminue significativement avec le nombre d'affluents connectés ($F_{\text{omnivores}}=25,8$; $F_{\text{RSp}}=21,1$; $p < 0,005$), avec l'évolution de la hauteur d'étagement ($F_{\text{omnivores}}=15,3$; $F_{\text{RSp}}= 12,0$; $p < 0,05$) et avec la reconnexion en amont ($F_{\text{omnivores}}=25,8$; $F_{\text{RSp}}=21,1$; $p < 0,005$). A l'inverse, la proportion d'omnivore augmente significativement. La variation s'explique par un site présent très en amont des autres sites avec une faible richesse spécifique ($R_{\text{sp}} = 8,0$ contre 13 en moyenne sur les autres sites) et une importante proportion d'omnivores (68% contre 40%).

Le pourcentage d'individus limnophiles, l'abondance et la diversité spécifique, varient négativement en fonction du nombre d'affluents connectés ($F_{\text{limnophiles}} = 51,5$; $F_{\text{abondance}} = 40,6$, $F_{\text{H'p}} = 22,7$; $p < 0,01$), de la hauteur d'étagement ($F_{\text{limnophiles}} = 24,8$; $F_{\text{abondance}} = 20,0$; $p < 0,005$), et de la reconnexion à l'amont qu'elle soit seule ou associée à d'autres paramètres comme la hauteur d'étagement ($F_{\text{limnophiles}} = 17,3$; $F_{\text{abondance}} = 9,5$; $F_{\text{H'p}} = 7,6$; $p < 0,01$) et les travaux de restauration ($F_{\text{limnophiles}} = 17,3$; $F_{\text{abondance}} = 12,8$; $F_{\text{H'p}} = 160,4$; $p < 0,01$). Les différences sont majoritairement expliquées, comme pour la richesse spécifique et le pourcentage d'omnivores, par la différence entre le site le plus amont (Limnophiles = 48%, $A_p = 222$; $H'p = 1,93$; $N=1$) et la quasi-totalité des autres sites (Limnophiles = 9,5%, $A_p = 22,5$ et $H'p = 2,74$; $N=3$).

5) Discussion

1) Macro-invertébrés

Dans un milieu non perturbé, les cours d'eau de plaine présentent une large gamme d'habitat permettant à la fois aux macro-invertébrés privilégiant les habitats graveleux, sableux et ceux vivants sur des substrats végétaux d'assurer leur cycle de vie (Tolkamp, 1982). Le Vicoin et la Jouanne ont des communautés d'invertébrés similaires aux cours d'eau de plaine de taille moyenne (pour une revue voir Stroot, 1984 ; Morley *et al.*, 2008).

Les macro-invertébrés sont des taxons qui montrent une réponse négative ou positive aux conditions du système (et donc à la suppression d'obstacles) très rapide (Orr *et al.*, 2008) mais aussi très locale (Carlson *et al.*, 2018). Or, une partie des sites d'études n'ont pas été positionnés spécifiquement pour étudier l'évolution du peuplement avant et après un obstacle (N=11/17 à moins de 300m d'un obstacle). Cela explique les différences entre les résultats de notre étude et les résultats obtenus dans les études analysant les effets en amont et aval direct d'anciens obstacles. Ces études décrivent un premier effet globalement négatif de « pulse disturbance » dans un court délai à la suite des perturbations créées par la suppression ou l'aménagement de l'obstacle (Doyle *et al.*, 2005 ; Van Looy *et al.*, 2014). D'après la méta-analyse réalisée par Carlson *et al.* (2018), il faut une durée comprise entre 15 et 20 mois pour que la densité totale et la densité EPT (que ce soit en aval ou en amont) de l'ancien barrage ne soit plus perturbée par les travaux. De plus, de nombreux autres paramètres (caractéristiques du bassin versant, rétablissement total ou non de l'écosystème, positionnement de(s) obstacle(s) sur le bassin versant) déterminent l'évolution des communautés d'invertébrés sur les sites ré-ouverts (Pollard & Reed, 2004 ; Doyle *et al.*, 2005 ; Carlson *et al.*, 2018).

Dans notre cas, seuls le %EPT, la diversité spécifique et le taxon *Brachycentrus* ont montré des différences associées à la réouverture des milieux pour les invertébrés. Ainsi, l'augmentation du pourcentage EPT ainsi que celle de la diversité spécifique, à la fois sur la Jouanne et sur le Vicoin, indique un changement des habitats et une plus grande diversité à l'échelle des sites. Néanmoins, les processus expliquant l'augmentation de la proportion EPT est différente entre la Jouanne et la Vicoin. Sur le Vicoin, c'est avant tout l'augmentation du nombre d'individus EPT qui permet cet accroissement tandis que sur la Jouanne, c'est une importante baisse du nombre de diptères qui l'explique. Davantage de linéaires (>1250 m) ont été réouverts sur le Vicoin à l'amont des sites comparativement à la Jouanne (5 vs 2), ce qui pourrait favoriser la dérive des invertébrés présent à l'amont vers les sites d'études (Brittain & Eikeland, 1988). En effet, la dérive est le principal processus de colonisation d'habitats pour les macro-invertébrés benthiques : 41 à 80% des macro-invertébrés benthiques présent sur un site y arrivent par dérive (Townsend & Hildrew, 1976 ; Williams & Hynes, 1976).

Concernant la plus forte abondance de diptères et la baisse significative sur la Jouanne (et non sur le Vicoin), cela peut s'expliquer par une proportion plus importante de matières en suspension (MES) sur la Jouanne (moyennes annuelles 2006-2019 de 15,9 mg/l sur la Jouanne et de 12,8 mg/L sur le Vicoin), d'autant plus que la quasi-totalité des diptères présent dans notre étude appartiennent à la famille des chironomidés. Cette quantité plus importante de MES, associée à un milieu lentique, va favoriser le colmatage du lit de la rivière. Or, le colmatage interstitiel est une source de pression importante pour les macro-invertébrés benthiques : les sédiments combler les interstices de la zone hyporhéique qui, en temps normal, a un rôle de refuge pour de nombreux invertébrés benthiques (Dole-Olivier *et al.*, 1997). A l'inverse, les chironomes qui représentent une part importante des diptères dans notre études sont des individus euryèces qui s'adaptent bien aux conditions de vie d'un cours d'eau colmaté (Armitage *et al.*, 2012). Or, la suppression des obstacles à l'écoulement a permis

de modifier profondément les habitats établis sur la Jouanne : importante reprise sédimentaire, réduction de la largeur du lit de 17 % (et par conséquent une augmentation des vitesses d'écoulements) ainsi que le commencement d'un décolmatage, processus s'étalant sur une durée estimée de 5 à 7 ans (Roiné & Boileau, 2017). Ainsi, l'évolution de ces paramètres ont fortement modifié les habitats des invertébrés dans l'ancienne zone d'influence des seuils (Bednarek, 2001 ; Hart *et al.*, 2002 ; Villeneuve *et al.*, 2017).

Malgré tout, il persiste encore des freins pour que la qualité des populations de macroinvertébrés benthique s'améliore davantage sur les cours d'eaux étudiés. Le principal facteur permettant la recolonisation d'un site par un taxon invertébré est la proximité géographique de celui-ci au site en question (Sundermann *et al.*, 2011 ; Tonkin *et al.*, 2014), or le pool de taxon à proximité reste probablement limité dans notre étude. De plus, L'amélioration des habitats est certainement incomplète sur certains sites à cause de longs processus encore inachevés : décolmatage, recolonisation des habitats par des mousses, ...) (Johnson *et al.*, 2003 ; Pedersen & Friberg, 2009 ; Haase *et al.*, 2013). Ensuite la qualité chimique du cours d'eau est également une source de pression résiduelle très importante (Sedell *et al.*, 1990 ; Rundle *et al.*, 1992 ; Sundermann *et al.*, 2013 ; pour une revue précise des valeurs limitantes voir Villeneuve *et al.*, 2017). Tout comme la qualité de la ripisylve (Bis *et al.*, 2000), sur le Vicoïn et la Jouanne, la réalisation de protocoles CARHYCE (CARactérisation HYdro-morphologique des Cours d'Eau) entre 2010 et 2014 ont montré une baisse de la densité de la ripisylve (annexe 15).

2) Poissons

A l'échelle française, les espèces d'eau froides se cantonnent de plus en plus à l'amont des cours d'eau tandis que l'aire de répartition des espèces exotiques et à tendance limnophile s'agrandit. La dégradation des habitats des espèces d'eaux froides ou encore le réchauffement climatique peuvent expliquer ce processus (Lasne *et al.*, 2007 ; Poulet *et al.*, 2013 ; Baptist et Séon-Massin, 2014 ; Kuczynski *et al.*, 2018). Cette tendance est visible sur le Vicoïn et la Jouanne mais pourrait être modérée par le caractère océanique tempéré du climat, moins sujet au réchauffement. En général, le niveau biotypologique calculé sur les stations d'études est théoriquement retrouvé plus en aval des cours d'eau, permettant ainsi de voir que ces cours d'eaux présentent une (ou plusieurs) altération d'ordre anthropique.

L'augmentation de la richesse spécifique sur le Vicoïn suit une tendance nationale (Poulet *et al.*, 2013). Cet accroissement peut être la conséquence de plusieurs facteurs (Sax & Gaines, 2003). L'aire de répartition plus grande pour les espèces généralistes comme la Brème commune (apparition après 2012 sur 83% des sites), la Brème bordelière (50%), la Carpe miroir ou la Carpe commune (33%) peut être associée au probable réchauffement des eaux (Baptist et Séon-Massin, 2014) ou au découloisonnement des biefs à la suite des suppressions d'ouvrages, même si la colonisation des cours d'eau pour ces espèces est surtout associée aux lâchers et à la présence de plans d'eau (Vigneron & Oberdoff, 2010). L'amélioration des habitats et la restauration de la continuité écologique (Kanehl *et al.*, 1997 ; Im *et al.*, 2011) peut expliquer un changement de distribution pour des espèces non limitées par la température (cas du Sandre : apparition après 2012 sur 33% des sites). En effet, la température de l'eau est probablement trop limitante pour certaines autres espèces (Hydroconcept, 2019). Enfin, l'apparition d'espèces invasives sur certains sites telles que le Pseudorasbora (50% des sites) et la Perche soleil (50% des sites) a été potentiellement favorisée par la réouverture du milieu (Sax & Gaines, 2003 ; McLaughlin *et al.*, 2013) mais cela demeure à démontrer pour le Pseudorasbora car l'espèce augmente fortement en France et notamment dans les Pays de la Loire (Poulet *et al.*, 2013).

A l'échelle du bassin versant de la Jouanne, l'augmentation de la richesse spécifique n'est en revanche pas visible. Cela peut provenir du fait que la réouverture en aval de 2 des 4 sites d'études a été réalisé tardivement (après 2015) et qu'un site n'a pas encore été rendu franchissable en aval. Cela illustre que la cinétique de recolonisation par les poissons est un processus pouvant nécessiter une durée importante (i.e. supérieure à 3 ans) avant d'avoir des résultats significatifs sur la composition spécifique de l'ichtyofaune (Doyle *et al.*, 2005 ; Maloney *et al.*, 2008). La baisse de l'abondance sur la Jouanne est couplée à une baisse de la proportion d'individus limnophiles de 2008 à 2018 (Fig. 3C et D). La baisse proportionnelle de limnophiles sur la Jouanne peut être une conséquence directe de l'ensemble des travaux effectués. En effet, de manière générale, les travaux de restauration de la continuité écologique font diminuer la proportion de ce groupe écologique par la suppression des zones d'écoulements lenticques (Hart *et al.*, 2002 ; Burroughs *et al.*, 2010). Parallèlement, la proportion d'habitats favorable aux espèces rhéophiles a augmenté ce qui participe à un remplacement d'espèces limnophiles par des espèces rhéophiles (Hart *et al.*, 2002 ; Poulos & Chernoff, 2017 ; Bellmore *et al.*, 2019). Sur la Jouanne, en dépit de conditions morpho-dynamique favorables à ces espèces (Roiné & Boileau, 2017), le taux d'ortho phosphates – trop élevé annuellement ($>0,5$ mg/L) – et surtout la température de l'eau – trop élevée l'été (> 20 °C) – créent une situation de stress empêchant le maintien et la croissance des individus de certaines espèces rhéophiles (Dorts *et al.*, 2012 ; Hydroconcept, 2020). D'ailleurs, sur la Jouanne, la proportion d'individus rhéophiles n'évolue pas significativement avec la réouverture du milieu au contraire du Vicoin. Sur la Jouanne, l'évolution des variables biologiques sur les sites s'expliquent davantage par un gradient amont-aval que par une évolution de la défragmentation (Huet, 1949).

Les effets des travaux obtenus sur l'ichtyofaune semblent également liés, comme pour les macro-invertébrés benthiques, à une diversification des habitats. Cette diversification a conduit à une modification des ressources alimentaires des poissons -notamment par une composition de macro-invertébrés plus diversifiée elle-même-, à la suite des travaux de restauration de la continuité écologique (Kanehl *et al.*, 1997; Catalano *et al.*, 2007; Kornis *et al.*, 2015). Cette restauration s'impose comme étant une des meilleures alternatives pour restaurer les cours d'eau avec des effets sur le long terme (Catalano *et al.*, 2007; Roni *et al.*, 2008). En effet, les travaux de restauration des habitats seuls ont pour conséquence, dans une majorité des cas, une augmentation de l'abondance des poissons (Roni, 2019) ou le changement des communautés piscicoles (Schmutz *et al.*, 2016). Cependant, ils ne permettent pas une augmentation de la richesse spécifique (Kail *et al.*, 2015; Roni, 2019), au contraire des travaux associant la restauration de la continuité écologique. En effet, les études se focalisant sur l'impact à l'amont et à l'aval direct d'anciens obstacles détectent une augmentation de la richesse spécifique (Kanehl *et al.*, 1997; Catalano *et al.*, 2007; Burroughs *et al.*, 2010; Kornis *et al.*, 2015). De plus, la réouverture des cours d'eaux pourrait permettre un meilleur brassage génétique de l'ichtyofaune ou encore favoriser la présence d'individus de plus grande taille (Blanchet *et al.*, 2010).

La réponse biologique à des travaux de restauration de la continuité écologique est également régie par un ensemble de paramètres physiques, biologiques et de boucles de rétroactions (Bellmore, 2019). Par exemple, une température de l'eau élevée, la qualité physico-chimique de l'eau et l'utilisation agricole du bassin versant vont fortement limiter l'efficacité des travaux (Kail *et al.*, 2015 ; Friberg *et al.*, 2016). Ces facteurs sont cruciaux pour l'ichtyofaune mais si ces pressions subsistent, les résultats des efforts de restaurations ne pourront pas être optimaux (Verneaux, 1973 ; Bernhardt & Palmer, 2011). C'est notamment ce qui peut expliquer en partie pourquoi les efforts de la restauration de la continuité écologique n'ont pas permis l'augmentation de la proportion d'individus associés à la truite dans notre étude, au moins sur la Jouanne (Hydroconcept, 2020).

Le pourcentage d'individus omnivores et la diversité spécifique ne varient pas avec la restauration de la continuité écologique dans notre étude. L'absence de modification de la proportion d'omnivores est contraire à ce qui est généralement observé : baisse des omnivores à la suite de la réouverture (Gottgens *et al.*, 2009 ; Dorobek *et al.*, 2015) mais ces études sont faites au droit d'anciens obstacles, ce qui diffère de notre cas. Une des raisons de cette absence de changement pourrait tenir au fait que les espèces omnivores occupent une large gamme de niches écologiques. Ce caractère ubiquiste leur confère une forte adaptabilité même dans des sites où les conditions de milieux ont évolué (Tullos *et al.*, 2009). Toutefois, l'absence d'évolution traduit peut être davantage que la modification des habitats n'est pas achevée ou est trop partielle sur de nombreux sites : 14 des 50 obstacles n'ont pas été supprimés mais seulement aménagés ce qui limite la modification des habitats (Doyle *et al.*, 2005).

La communauté d'espèce régionale est également un facteur clé pouvant déterminer ou non la réussite de recolonisation post restauration (Lake *et al.*, 2007 ; Stoll *et al.*, 2014, Schmutz *et al.*, 2016). Cette communauté est limitée dans notre cas. Le nombre d'espèces susceptibles de coloniser les cours d'eau depuis la Mayenne étant relativement faible (Vignerot & Oberdorff, 2010), cela pourrait expliquer l'absence d'évolution de la diversité spécifique malgré la restauration de la continuité écologique.

3) Cas de l'Anguille

Le bassin versant de la Mayenne, dont le Vicoin et la Jouanne constituent des sous-bassins versants, se situe dans la limite de la zone active de l'anguille européenne sur le bassin de la Loire (d'après le plan de gestion de l'anguille de la France). Sur la Mayenne, la population d'anguille estimée est inférieure à 1 ind./100m² (Chancerel, 1994) ce qui est similaire à la quantité sur le Vicoin et sur la Jouanne (tab. 5). Le bassin versant de la Mayenne accueille des anguilles d'une taille supérieure à 15,0 cm (Canal *et al.*, 2013) qui s'y sédentarisent pendant une période de 5 à 15 ans (Laffaille *et al.*, 2005) jusqu'à la maturation sexuelle et la phase de dévalaison. Cela est illustré par la taille moyenne des anguilles pêchées dans notre étude (Vicoin: 51,4 cm $\pm$ 14,8; min =24,0 max=84,0 et Jouanne: 52,2 cm $\pm$ 17,2; min=30,0 max=94,0). La présence de nombreux obstacles sur la Mayenne a été jusqu'en 2012, un frein au déplacement de l'anguille avec un des taux d'étagements les plus importants de la Loire moyenne avec en moyenne un obstacle tous les 3 km (Steinbach, 2010). Depuis 2012, 36 des 38 ouvrages de la Mayenne (dont 19 depuis la confluence de la Maine, jusqu'à la confluence avec le Vicoin et la Jouanne) ont été équipés de tapis-brosses et les turbines des centrales hydro-électriques sont arrêtées en période de dévalaison (Steinbach, 2012). Cette restauration de la continuité sur la Mayenne est d'autant plus importante que la majorité des obstacles entre la confluence de la Jouanne et la Mayenne et entre celle de la Mayenne et du Maine étaient répertoriés comme étant « difficilement franchissables » (Steinbach, 2010). L'aménagement de ces obstacles pourrait expliquer l'augmentation des effectifs d'anguilles sur le Vicoin et probablement dans une moindre mesure sur la Jouanne, même si cela n'a pas pu être mis en évidence sur ce cours d'eau. Cette différence entre les deux cours d'eau pourrait être liée à la présence d'un obstacle difficilement franchissable non aménagé en aval de la Jouanne (et de l'ensemble des sites d'étude) qui réduirait la remontée de l'espèce vers les sites d'études ; au contraire du Vicoin où la totalité des obstacles ont été rendus franchissables. L'autre explication serait induite par la distribution des sites d'études sur les cours d'eau : sur la Jouanne 3 des 4 sites sont situés dans la partie aval du cours d'eau. Avant la réouverture du milieu, ces sites faisaient partie des zones plus facilement atteignables pour les anguilles car il y avait moins d'obstacles à franchir. La réouverture du milieu crée de nouvelles zones accessibles plus en amont pour que les anguilles s'y sédentarisent (Laffaille *et al.*, 2005). Cette

redistribution spatiale des anguilles n'aurait pas été détectée par les pêches situées sur les sites en aval, au contraire du Vicoin où les sites sont mieux répartis longitudinalement.

6) Conclusion

En raison de nombreuses perturbations (régulation des débits, réchauffement climatique, présence d'obstacles, i.e. Tolkamp, 1982 ; Statzner *et al.*, 2001 ; Mueller *et al.*, 2011), les populations des macro-invertébrés sur les cours d'eau de plaine tendent à être dégradées et à perdre en diversité dont l'une des principales causes est l'homogénéisation des habitats (Bis *et al.*, 2000 ; Pedersen & Friberg, 2009 ; Labat, 2013). En conséquence, les travaux menés sur le Vicoin et la Jouanne entre 2008 et 2018 avaient pour objectif, outre la restauration de la continuité écologique, de restaurer une diversité d'habitats favorables à la vie biologique. Ces objectifs ont été, pour partie, atteints dans la mesure où des gains écologiques en lien avec la classe de qualité des eaux ont été observés depuis 2008 (Hydroconcept, 2019). Cela s'est vérifié chez les macro-invertébrés à l'échelle des sites suivis, notamment sur les taxons des ordres EPT avec une augmentation de leur proportion (Carlson *et al.*, 2018), soulignant une restauration d'habitats plus diversifiés à la suite de la modification de la morphologie du lit et des berges des cours d'eau (Roiné & Boileau, 2017). Cette amélioration est d'autant plus intéressante que les effets des travaux de restauration montrent, en général, une faible amélioration globale des communautés d'invertébrés et cela même sur le long terme (Haase *et al.*, 2013 ; Leps *et al.*, 2016 ; Lorenz *et al.*, 2018) et parfois même aucun effet (Hansen & Hayes, 2012 ; Renöfalt *et al.*, 2013), soulignant les fortes variabilités des résultats entre cours d'eau et le maintien de sources de pressions variées sur ces espèces (Villeneuve *et al.*, 2017).

Les travaux de restauration ont permis un changement des communautés piscicoles allant vers des communautés plus adaptées aux stations d'études avec une augmentation de classes d'état biologique sur 5 des 11 sites aménagés (Hydroconcept, 2019). Le changement de la communauté limnophile vers une communauté plus rhéophile est la principale raison de ce gain. Cela est une conséquence de l'amélioration des habitats, effet indirect de la réouverture du milieu. Les effets directs sont visibles uniquement par l'augmentation de la richesse spécifique sur le Vicoin. La défragmentation se révèle être un outil intéressant pour améliorer la qualité des habitats par suppression de l'effet succession de plan d'eau et cela même si la réponse est variable en fonction des caractéristiques des cours d'eau (Holcomb *et al.*, 2016 ; Foley *et al.*, 2017). Néanmoins la qualité physico-chimique et la température de l'eau du Vicoin et de la Jouanne -comme pour de nombreux autres cours d'eau (Kail *et al.*, 2015)- restent trop limitantes pour certaines espèces spécialistes même si des espèces comme le Spirlin *Alburnoides bipunctatus* et le Barbeau *Barbus barbus* seraient aptes à coloniser ces zones (Vigneron & Oberdoff, 2010).

Malgré les efforts de restauration consentis sur le Vicoin et la Jouanne mais aussi sur la Mayenne, le cycle de vie de l'anguille fait que le maintien d'un niveau stable d'individus sur ces cours d'eau reste dépendant de nombreux autres facteurs extérieurs à l'amélioration locale de la continuité des cours d'eau. Néanmoins, les efforts faits pour cette espèce sont concluants sur un des bassins versants d'études, ce qui contribue à la stabilisation de la population d'anguilles à l'échelle du bassin versant de la Loire (LOGRAMI, 2019) ; une tendance perçue au niveau national, dont le bassin de la Maine représente une importante surface d'habitats à reconquérir (Feunteun & Prouzet, 2020).

Pour conclure, la restauration de la continuité écologique ne peut à elle seule améliorer la qualité biologique des cours d'eau mais elle permet d'augmenter la résilience des écosystèmes (recréation d'habitat, régulation de la température, reconnexion avec des zones refuges, ...) (Palmer *et al.*, 2005), ce qui va devenir impératif pour compenser les effets, déjà visibles, du réchauffement

climatique (Floury *et al.*, 2012 ; Baptist & Séon-Massin, 2014 ; Kuczynski *et al.*, 2018 ; Baranov *et al.* 2020).

Bibliographie

- ABDI, H. & WILLIAMS, L. J. (2010).— Tukey's honestly significant difference (HSD) test. *Encyclopedia of Research Design*. Thousand Oaks, CA: Sage, 1-5.
- AFNOR (2004). — *Qualité de l'eau – Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN)*. NF T90-350.
- AFNOR (2011). — *Qualité de l'eau – Echantillonnage des poissons à l'électricité dans le cadre des réseaux de suivi des peuplements de poissons en lien avec la qualité des cours d'eau*. NF T90-383.
- AFNOR (2016). — *Qualité de l'eau – Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes*. NF T90-333
- ALLAN, J. D. (2004). — Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35 :257-284.
- ARMITAGE, P. D., PINDER, L. C. & CRANSTON, P. S. (2012). — *The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges*. Springer Science & Business Media.
- ASTORGA, A., DEATH, R., DEATH, F., PAAVOLA, R., CHAKRABORTY, M. & MUOTKA, T. (2014). — Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. *Ecol. Evol.*, 4(13) : 2693-2702.
- BAPTIST, F. & SEON-MASSIN, N. (2014).— *Les poissons d'eau douce à l'heure du changement climatique: état des lieux et pistes pour l'adaptation*. ONEMA, Paris.
- BARANOV, V., JOURDAN, J., PILOTTO, F., WAGNER, R. & HAASE, P. (2020).—Complex and nonlinear climate-driven changes in freshwater insect communities over 42 years. *Cons. Biol.* DOI: 10.1111/cobi.13477
- BAUDOIN J.M., BURGUN V., CHANSEAU M., LARINIER M., OVIDIO M., SREMSKI W., STEINBACH P. & VOGTLE B. (2014).— *Evaluer le franchissement des obstacles par les poissons. Principes et méthodes*. ONEMA, Paris.
- BAXTER, R. M. (1977).— Environmental effects of dams and impoundments. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 8(1) : 255-283.
- BEDNAREK, A. T. (2001).— Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. *Env. Manag.*, 27(6) : 803-814.
- BELLMORE, J. R., PESS, G. R., DUDA, J. J., O'CONNOR, J. E., EAST, A. E., FOLEY, M. & MAGIRL, C. S. (2019).— Conceptualizing ecological responses to dam removal: if you remove it, what's to come? *BioScience*, 69(1) : 26-39.
- BERNAHRDT, E. S. & PALMER, M. A. (2011).— River restoration: the fuzzy logic of repairing reaches to reverse catchment scale degradation. *Ecol. Appl.*, 21(6) : 1926-1931.
- BIS, B., ZDANOWICZ, A. & ZALEWSKI, M. (2000).— Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a lowland river. *Hydrobiologia*, 422/423 : 369-387.
- BLANCHET, S., REY, O., ETIENNE, R., LEK, S. & LOOT, G. (2010).— Species specific responses to landscape fragmentation: implications for management strategies. *Evol. Applic.*, 3(3) : 291-304.
- BŒUF, B. & FRITSCH, O. (2016).— Studying the implementation of the Water Framework Directive in Europe: a meta-analysis of 89 journal articles. *Ecol. Soc.*, 21(2) : 19.
- BONFERRONI, C. (1936).— Teoria statistica delle classi e calcolo delle probabilita. *Pubblicazioni del R Istituto Superiore di Scienze Economiche e Commerciali di Firenze*, 8 : 3-62.
- BRIAND, C., FATIN, D., FONTENELLE, G. & FEUNTEUN, E. (2006).— Effect of re-opening of a migratory axis for eel at a watershed scale (Vilaine river, Southern Brittany). *Bull. Franc. de Pêche et Pisciculture*, 378 : 67-86.
- BRITTAİN, J. E. & EIKELAND, T. J. (1988).— Invertebrate drift—a review. *Hydrobiologia*, 166(1) : 77-93.

- BURROUGHS, B. A., HAYES, D. B., KLOMP, K. D., HANSEN, J. F., & MISTAK, J. (2010).— The effects of the Stronach Dam removal on fish in the Pine River, Manistee County, Michigan. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 139(5) : 1595-1613.
- CANAL, J., BESSE, T., BAISEZ, A. & LAFFAILLE, P. (2013).— *Front de colonisation de l'Anguille européenne en Loire, année 2013*. LOGRAMI.
- CARLSON, P. E., DONADI, S. & SANDIN, L. (2018).— Responses of macroinvertebrate communities to small dam removals: Implications for bioassessment and restoration. *J. Appl. Ecol.*, 55(4) : 1896-1907.
- CATALANO, M. J., BOZEK, M. A. & PELLETT, T. D. (2007).— Effects of dam removal on fish assemblage structure and spatial distributions in the Baraboo River, Wisconsin. *North Am. J. Fish. Manag.*, 27(2) : 519-530.
- CATTANEO, F. (2005).— Does hydrology constrain the structure of fish assemblages in French streams? Local scale analysis. *Archiv für Hydrobiologie*, 164(3) : 345-365.
- CHANCEREL, F. (1994).— La répartition de l'anguille en France. *Bull. Franc. Pêche Pisciculture*, 335 : 289-294.
- CHANDERIS, A., VAN LOOY, K., DIAMOND, J.S. & SOUCHON, Y. (2019).— Small dams alter thermal regimes of downstream water. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 23 : 4509-4525.
- CORINE Land Cover (2012).— *CORINE Land Cover – France métropolitaine*. La Défense, France.
- CLEVELAND, W. S. & DEVLIN, S. J. (1988).— Locally weighted regression: an approach to regression analysis by local fitting. *J. Am. Stat. Assoc.*, 83(403) : 596-610.
- DAUFRESNE, M., ROGER, M. C., CAPRA, H. & LAMOUROUX, N. (2004).— Long term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhône River: effects of climatic factors. *Glob. Change Biol.*, 10(1) : 124-140.
- DEINET, S., SCOTT-GATTY, K., ROTTON, H., TWARDEK, W. M., MARCONI, & H., MCRAE, L., BAUMGARTNER, L. J., BRINK, K., CLAUSSEN, J. E., COOKE, S. J., DARWALL, W., ERIKSSON, B. K., GARCIA DE LEANIZ, C., HOGAN, Z., ROYTE, J., SILVA, L. G. M., THIEME, M. L., TICKNER, D., WALDMAN, J., WANNINGEN, H., WEYL, O. L. F. (2020).— *The Living Planet Index (LPI) for migratory freshwater fish* - Technical Report. World Fish Migration Foundation, The Netherlands.
- DOLE-OLIVER, M. J., MARMONIER, P., & BEFFY, J. L. (1997).— Response of invertebrates to lotic disturbance: is the hyporheic zone a patchy refugium? *Fresh. Biol.*, 37(2) : 257-276.
- DOROBK, A., SULLIVAN, S. M. P., & KAUTZA, A. (2015).— Short-term consequences of lowhead dam removal for fish assemblages in an urban river system. *Riv. Syst.*, 21(2-3) : 125-139.
- DORTS, J., GRENOUILLET, G., DOUXFILS, J., MANDIKI, S.N., MILLA, S., SILVESTRE, F. & KESTEMONT, P. (2012). — Evidence that elevated water temperature affects the reproductive physiology of the European bullhead *Cottus gobio*. *Fish Physiol. Biochem.*, 38 : 389-399.
- DOYLE, M. W., STANLEY, E. H., ORR, C. H., SELLE, A. R., SETHI, S. A., & HARBOR, J. M. (2005).— Stream ecosystem response to small dam removal: lessons from the Heartland. *Geomorphology*, 71(1-2) : 227-244.
- DUDGEON, D., ARTHINGTON, A. H., GESSNER, M. O., KAWABATA, Z. I., KNOWLER, D. J., LEVEQUE, C. & SULLIVAN, C. A. (2006).— Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.*, 81(2) : 163-182.
- European Commission. (2014). — *A water blueprint for Europe*. Publications Office of the European Union.
- FEUNTEUN, E., & PROUZET, P. (2020).— Forty years of decline and 10 years of management plan: Are European eels (*Anguilla anguilla*) recovering? Pp. 269-295 in: Ceccaldi, H.J., Hénocque, Y., Komatsu, T., Prouzet, P., Sautour, B., Yoshida, J. (eds). *Evolution of marine coastal ecosystems under the pressure of global changes*. Springer, Cham.
- FISCHNETZ (2004).— *Sur la trace du déclin piscicole*. Rapport final. EAWAG/OFEFP, Dübendorf, Bern.
- FLOURY, M., DELATTRE, C., FERREOL, M., VILLENEUVE, B., & SOUCHON, Y. (2012).— *Tendances d'évolution à long-terme des communautés de macro-invertébrés benthiques dans le contexte de changement global: exemple de la Loire moyenne sur une période de 30 ans*. Coll. IS Rivers, Lyon.

- FOLEY, M. M., MAGILIGAN, F. J., TORGERSEN, C. E., MAJOR, J. J., ANDERSON, C. W., CONNOLLY, P. J. & CRAIG, L. S. (2017).— Landscape context and the biophysical response of rivers to dam removal in the United States. *PLoS One*, 12(7): e0180107.
- FRIBERG, N., ANGELOPOULOS, N. V., BUIJSE, A. D., COWX, I. G., KAIL, J., MOE, T. F. & WOLTER, C. (2016).— Effective river restoration in the 21st century: from trial and error to novel evidence-based approaches. *Adv. Ecol. Res.*, 55 : 535-611.
- FRYIRS, K. A., BRIERLEY, G. J., PRESTON, N. J., & KASAI, M. (2007).— Buffers, barriers and blankets: the (dis) connectivity of catchment-scale sediment cascades. *Catena*, 70(1) : 49-67.
- GOTTGENS, J. F., ARCEO, A. I., & CRAIL, T. D. (2009). — *Impact of the removal of the Secor Road Dam on the fish community structure and composition in the Ottawa River, Ohio. Final Report*. Toledo Metropolitan Area Council of Governments Project, Tolédo.
- GOZLAN, R. E., KARIMOV, B. K., ZADEREEV, E., KUZNETSOVA, D., & BRUCET, S. (2019).— Status, trends, and future dynamics of freshwater ecosystems in Europe and Central Asia. *Inland Waters*, 9(1) : 78-94.
- GRENOUILLET, G., BROSSE, S., TUDESQUE, L., LEK, S., BARAILLE, Y. & LOOT, G. (2008). — Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. *Div. Distr.*, 14 : 592-603.
- HAASE, P., HERING, D., JAHNING, S. C., LORENZ, A. W. & SUNDERMANN, A. (2013).— The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia*, 704(1) : 475-488.
- HANSEN, J. F. & HAYES, D. B. (2012).— Long term implications of dam removal for macro-invertebrate communities in Michigan and Wisconsin rivers, United States. *River Res. Applic.*, 28(9) : 1540-1550.
- HART, D. D., JOHNSON, T. E., BUSHAW-NEWTON, K. L., HORWITZ, R. J., BEDNAREK, A. T., CHARLES, D. F. & VELINSKY, D. J. (2002).— Dam removal: challenges and opportunities for ecological research and river restoration. *BioScience*, 52(8) : 669-682.
- HELMS, B. S., WERNEKE, D. C., GANGLOFF, M. M., HARTFIELD, E. E. & FEMINELLA, J. W. (2011).— The influence of low-head dams on fish assemblages in streams across Alabama. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 30(4) : 1095-1106.
- HOLCOMB, J. M., NICHOLS, R. B. & GANGLOFF, M. M. (2016).— Effects of small dam condition and drainage on stream fish community structure. *Ecol. Fresh. Fish*, 25(4) : 553-564.
- 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.
- HUGER F., SCHWAB T., (2011).— *Note Technique: Les obstacles à l'écoulement: Identification des "points noirs" dans les études de restauration de la continuité*. ONEMA, Paris.
- HYDROCONCEPT (2019).— *Evaluation du volet milieu aquatiques du contrat territorial de la Jouanne et du Vicoin 2015-2019 et préparation du contrat 2020-2025*. Les Sables d'Olonne.
- HYDROCONCEPT (2020).— *Restauration d'habitat à salmonidés en partie aval de la Jouanne, mise en place d'un projet pilote*. Document A : Rapport phase 1. Les Sables d'Olonne.
- IM, D., KANG, H., KIM, K. H., & CHOI, S. U. (2011).— Changes of river morphology and physical fish habitat following weir removal. *Ecol. Engineering*, 37(6) : 883-892.
- IMHOL, J. G., FITZGIBON, J., & ANNABELE, W. K. (1996).— A hierarchical evaluation system for characterizing watershed ecosystems for fish habitat. *C. J. Fish. Aquatic Sci.*, 53(S1) : 312-326.
- JOHNSON, L. B., BRENNEMAN, D. H., & RICHARDS, C. (2003). Macro-invertebrate community structure and function associated with large wood in low gradient streams. *River research and applications*, 19(3) : 199-218.
- KAIL, J., BRABEC, K., POPPE, M., & JANUSCHKE, K. (2015).— The effect of river restoration on fish, macro-invertebrates and aquatic macrophytes: A meta-analysis. *Ecol. Indic.*, 58 : 311-321.
- KANEHL, P. D., LYONS, J., & NELSON, J. E. (1997).— Changes in the habitat and fish community of the Milwaukee River, Wisconsin, following removal of the Woolen Mills Dam. *North Am. J. Fish. Manag.*, 17(2) : 387-400.
- KARR, J. R. (1981).— Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6) : 21-27.

KONDOLF, G. M. (1997).— PROFILE: hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Env. Manag.*, 21(4) : 533-551.

KORNIS, M. S., WEIDEL, B. C., POWERS, S. M., DIEBEL, M. W., CLINE, T. J., FOX, J. M., & KITCHELL, J. F. (2015).— Fish community dynamics following dam removal in a fragmented agricultural stream. *Aquatic Sci.*, 77(3) : 465-480.

KUCZYNSKI, L., LEGENDRE, P. & GRENOUILLET, G. (2018).— Concomitant impacts of climate change, fragmentation and non-native species have led to reorganization of fish communities since the 1980. *Global Ecol. Biogeogr.*, 27 : 213–222.

LABAT, F. (2013).— Le macrobenthos du bassin de la Dordogne. 4ème note: la rivière Dordogne, répartition des Éphéméroptères et des Trichoptères [Ephemeroptera, Trichoptera]. *Ephemera*, 13(2) : 129-136.

LAFFAILLE, P., ACOU, A. & GUILLOUËT, J.J. (2005). —The yellow European eel (*Anguilla anguilla* L.) may adopt a sedentary lifestyle in inland freshwaters. *Ecol. Fresh. Fish*, 14 (2) : 191-196.

LAKE, P. S., BOND, N. & REICH, P. (2007).— Linking ecological theory with stream restoration. *Fresh. Biol.*, 52(4) : 597-615.

LASNE, E., LEK, S., & LAFFAILLE, P. (2007).— Patterns in fish assemblages in the Loire floodplain: the role of hydrological connectivity and implications for conservation. *Biol. Cons.*, 139(3-4) : 258-268.

LEPS, M., SUNDERMANN, A., TONKIN, J. D., LORENZ, A. W., & HAASE, P. (2016).— Time is no healer: Increasing restoration age does not lead to improved benthic invertebrate communities in restored river reaches. *Sci. Tot. Env.*, 557 : 722-732.

LOGRAMI (2019). — *Recueil de données biologiques sur les populations de poissons grands migrateurs du bassin de la Loire en 2018*. Saint-Pourçain sur Sioule.

LOOMIS, J., KENT, P., STRANGE, L., FAUSCH, K., & COVICH, A. (2000).— Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecol. Economics*, 33(1) : 103-117.

LORENZ, A. W., HAASE, P., JANUSCHKE, K., SUNDERMANN, A. & HERING, D. (2018).— Revisiting restored river reaches – Assessing change of aquatic and riparian communities after five years. *Sci. Tot. Env.*, 613 : 1185-1195.

MALONEY, K. O., DODD, H. R., BUTLER, S. E. & WAHL, D. H. (2008).— Changes in macroinvertebrate and fish assemblages in a medium-sized river following a breach of a low-head dam. *Fresh. Biol.*, 53(5) : 1055-1068.

MARZIN, A., VERDONSCHOT, P. F. & PONT, D. (2013).— The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macro-invertebrate assemblages in French rivers. *Hydrobiologia*, 704(1) : 375-388.

MORLEY, S. A., DUDA, J. J., COE, H. J., KLOEHN, K. K. & MCHENRY, M. L. (2008).— Benthic invertebrates and periphyton in the Elwha River basin: current conditions and predicted response to dam removal. *Northwest Science*, 82(sp1) : 179-196.

MICHEL, P. & OBERDORFF, T. (1995).— Feeding habits of fourteen European freshwater fish species. *Cybum*, 19(1) : 5-46.

MUELLER, M., PANDER, J. & GEIST, J. (2011).— The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *J. Appl. Ecol.* 48(6) : 1450-1461.

MUHAR, S., JUNGWIRTH, M., UNFER, G., WIESNER, C., POPPE, M., SCHMUTZ, S. & HABERSACK H. (2007).— Restoring riverine landscapes at the Drau River: successes and deficits in the context of ecological integrity. *Dev. Earth Surface Process.*, 11 : 779-803.

NILSSON, C., JANSSON, R., MALMQVIST, B. & NAIMAN, R. J. (2007).— Restoring riverine landscapes: the challenge of identifying priorities, reference states, and techniques. *Ecol. Soc.*, 12(1) : 16.

OBERDORFF, T., PONT, D., HUGUENY, B. & PORCHER, J. P. (2002).— Development and validation of a fish based index for the assessment of 'river health' in France. *Fresh. Biol.*, 47(9) : 1720-1734.

ORR, C. H., KROISS, S. J., ROGERS, K. L., & STANLEY, E. H. (2008).— Downstream benthic responses to small dam removal in a coldwater stream. *River Res. Applic.* 24(6) : 804-822.

- OVIDIO, M. & PHILIPPART, J. C. (2002).— The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. Pp 55-69. *In*: Thorstad E.B., Fleming I.A., Næsje T.F. (eds) *Aquatic Telemetry. Developments in Hydrobiology*, vol 165. Springer, Dordrecht.
- OVIDIO, M., PHILIPPART, J. C., ORBAN, P., DENOEL, P., GILLIQUET, M. & LAMBOT, F. (2009).— Bases biologiques et éco-hydrauliques pour la restauration de la continuité piscicole en rivière : premier bilan et perspectives. *Forêt Wallonne*, 101 :18-29.
- PAILLEX, A., DOLEDEC, S., CASTELLA, E., & MERIGOUX, S. (2009).— Large river floodplain restoration: predicting species richness and trait responses to the restoration of hydrological connectivity. *J. Appl. Ecol.*, 46(1) : 250-258.
- PALMER, M. A., BERNAHRDT, E. S., ALLAN, J. D., LAKE, P. S., ALEXANDER, G., BROOKS, S., & GALAT, D. L. (2005).— Standards for ecologically successful river restoration. *J. Appl. Ecol.*, 42(2) : 208-217.
- PAN, B., YUAN, J., ZHANG, X., WANG, Z., CHEN, J., LU, J. & XU, M. (2016).— A review of ecological restoration techniques in fluvial rivers. *Int. J. Sed. Res.*, 31(2) : 110-119.
- PEDERSEN, M. L., & FRIBERG, N. (2009).— Influence of disturbance on habitats and biological communities in lowland streams. *Fund. Appl. Limnol./Archiv für Hydrobiologie*, 174(1) : 27-41.
- PHILIPPART, J. C. (2008).— Biodiversité et caractéristiques physiques des cours d'eau. Pp. 17-26. *In Actes du Colloque de Namur La gestion physique des cours d'eau: bilan d'une décennie d'ingénierie écologique*. DGRNE, Région Wallonne.
- PIERCE, R., PODNER, C. & CARIM, K. (2013).— Response of wild trout to stream restoration over two decades in the Blackfoot River Basin, Montana. *T. Am. Fish. Soc.*, 142(1) : 68-81.
- POLLARD, A. I. & REED, T. (2004).— Benthic invertebrate assemblage change following dam removal in a Wisconsin stream. *Hydrobiologia*, 513 (1-3) : 51-58.
- POSTEL, S. & RICHTER, B. (2012).— *Rivers for life: managing water for people and nature*. Island Press, Washington D.C., U.S.A.
- POULET N., BEAULATON L. & DEMBSKI, A. (2013).— Tendances évolutives des populations de poissons de 1990 à 2009. *Eau France*, 7 : 1-13.
- POULOS, H. M., & CHERNOFF, B. (2017).— Effects of dam removal on fish community interactions and stability in the eightmile river system, Connecticut, USA. *Env. Manag.*, 59(2) : 249-263.
- RAEYMAEKERS, J. A., RAEYMAEKERS, D., KOIZUMI, I., GELDOF, S. & VOLCKAERT, F. A. (2009).— Guidelines for restoring connectivity around water mills: a population genetic approach to the management of riverine fish. *J. Appl. Ecol.*, 46(3) : 562-571.
- RICE, S. P., KIFFNEY, P., GREENE, C., & PESS, G. R. (2008).— The ecological importance of tributaries and confluences. Pp 209-242. *in*: Rice, S. P., Roy, A. G. & Rhoads, B. L. (eds) *River Confluences, Tributaries and the Fluvial Network*. John Wiley and Sons.
- ROE (2019).— Nombre d'obstacles à l'écoulement : janvier 2019. OFB. Disponible sur <http://www.eaufrance.fr> (consulté le 8 juillet 2020).
- ROINE, A., & BOILEAU, N. (2017).— La suppression des barrages sur la rivière la Jouanne (Mayenne) I. Effets sur la ripisylve, les berges et la granulométrie. *Biotopes 53 & Bull. Mayenne Sci.*, 33 : 75-85.
- RONI, P., HANSON, K. & BEECHIE, T. (2008).— Global review of the physical and biological effectiveness of stream habitat rehabilitation techniques. *North Am. J. Fish. Manag.*, 28(3) : 856-890.
- RONI, P. (2019).— Does river restoration increase fish abundance and survival or concentrate fish? The effects of project scale, location, and fish life history. *Fisheries*, 44(1) : 7-19.
- RUNDLE, S. D., CLARE LLOYD, E., & ORMEROD, S. J. (1992).— The effects of riparian management and physicochemistry on macroinvertebrate feeding guilds and community structure in upland British streams. *Aquatic. Cons. Mar. Fresh. Ecosyst.*, 2(4) : 309-324.
- SANTUCCI J., GEPHARD, S. R., & PESCIPELLI, S. M. (2005).— Effects of multiple low-head dams on fish, macro-invertebrates, habitat, and water quality in the Fox River, Illinois. *North Am. J. Fish. Manag.*, 25(3) : 975-992.

SAX, D. F., & GAINES, S. D. (2003).— Species diversity: from global decreases to local increases. *TREE*, 8(11) : 561-566.

SCHMUTZ, S., JURAJDA, P., KAUFMANN, S., LORENZ, A. W., MUHAR, S., PAILLEX, A. & WOLTER, C. (2016). Response of fish assemblages to hydromorphological restoration in central and northern European rivers. *Hydrobiologia*, 769(1) : 67-78.

SEDELL, J. R., REEVES, G. H., HAUER, F. R., STANFORD, J. A., & HAWKINS, C. P. (1990).— Role of refugia in recovery from disturbances: modern fragmented and disconnected river systems. *Env. Manag.*, 14(5) : 711-724.

SHANNON, C. E. (1948).— A mathematical theory of communication. *Bell system technical journal*, 27(3) : 379-423.

SHAPIRO, S. S., & WILK, M. B. (1965).— An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3/4) : 591-611.

SKALAK, K., PIZZUTO, J. & HART, D. D. (2009).— Influence of Small Dams on Downstream Channel Characteristics in Pennsylvania and Maryland: Implications for the Long-Term Geomorphic Effects of Dam Removal 1. *JAWRA*, 45(1) : 97-109.

STATZNER, B., BIS, B., DOLEDEC, S. & USSEGLIO-POLATERA, P. (2001).— Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Bas. Appl. Ecol.*, 2(1) : 73-85.

STEINBACH, P. (2010).— *Evaluation des conditions de circulations de l'anguille, démarche mise en oeuvre dans le bassin Loire-Bretagne, zoom sur le sous bassin de la Mayenne*. Disponible sur: <http://bit.ly/3iG13CM> (consulté le 08/07/2020).

STEINBACH, P. (2012).— *Continuité écologique pour les poissons migrateurs: prise en compte des enjeux et notions d'efficacité à l'échelle des grands axes, illustration dans le bassin de la Loire*. Disponible sur: <http://bit.ly/205ub8n> (consulté le 08/07/2020).

STOLL, S., SUNDERMANN, A., LORENZ, A. W., KAIL, J., & HAASE, P. (2013).— Small and impoverished regional species pools constrain colonisation of restored river reaches by fishes. *Fresh. Biol.*, 58(4) : 664-674.

STOLL, S., KAIL, J., LORENZ, A. W., SUNDERMANN, A., & HAASE, P. (2014).— The importance of the regional species pool, ecological species traits and local habitat conditions for the colonization of restored river reaches by fish. *PloS One*, 9(1). e84741.

STRAYER, D. L. (2006).— Challenges for freshwater invertebrate conservation. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 25(2) : 271-287.

STROOT, P. (1984).— Faunistique et répartition longitudinale des Trichoptères dans une rivière salmonicole de basse montagne, en Belgique. *Hydrobiologia*, 108(3) : 245-258.

SUNDERMANN, A., STOLL, S., & HAASE, P. (2011).— River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecol. Applic.*, 21(6) : 1962-1971.

SUNDERMANN, A., GERHARDT, M., KAPPES, H., & HAASE, P. (2013).— Stressor prioritisation in riverine ecosystems: which environmental factors shape benthic invertebrate assemblage metrics? *Ecol. Indic.*, 27 : 83-96.

TACHET, H., RICHOUX, P., BOURNAUD, M., & USSEGLIO-POLEATERA, P. (2010).— *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie* (Vol. 15). CNRS éditions, Paris.

THIOULOUSE, J., DRAY, S., DUFOUR, A. B., SIBERCHICOT, A., JOMBART, T. & PAVOINE, S. (2018).— *Multivariate analysis of ecological data with ade4*. Springer, New York, Dordrecht, London, Heidelberg.

TIEMANN, J. S., GILLETTE, D. P., WILDHABER, M. L. & EDDS, D. R. (2004). Effects of lowhead dams on riffle-dwelling fishes and macroinvertebrates in a midwestern river. *T. Am. Fish. Soc.*, 133(3) : 705-717.

TOLKAMP, H. H. (1982).— Microdistribution of macroinvertebrates in lowland streams. *Hydrobiological bull.*, 16(2-3) : 133-148.

TOMANOVA, S., TEDESCO, P. A., ROSET, N., BERREBI, R., & BELLARD, J. (2013). Systematic point sampling of fish communities in medium and large sized rivers: sampling procedure and effort. *Fisheries Management and Ecology*, 20(6) : 533-543.

- TONKIN, J. D., STOLL, S., SUNDERMANN, A. & HAASE, P. (2014).— Dispersal distance and the pool of taxa, but not barriers, determine the colonisation of restored river reaches by benthic invertebrates. *Fresh. Biol.*, 59(9) : 1843-1855.
- TOWNSEND, C. R. & HILDREW, A. G. (1976).— Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. *J. Anim. Ecol.* 45(1) : 759-772.
- TULLOS, D. D., PENROSE, D. L., JENNINGS, G. D., & COPE, W. G. (2009).— Analysis of functional traits in reconfigured channels: implications for the bioassessment and disturbance of river restoration. *J. North Am. Benth. Soc.*, 28(1) : 80-92.
- UICN (2019).— *La Liste rouge des espèces menacées en France- Chapitre Poissons d'eau douce de France métropolitaine*. Paris, France.
- VAN LOOY, K., TORMOS, T., & SOUCHON, Y. (2014).— Disentangling dam impacts in river networks. *Ecol. Indic.*, 37 :10-20.
- VERNEAUX, J. (1973).— *Cours d'eau de Franche-Comté (massif du Jura): recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs: essai de biotypologie* . Doctoral dissertation, Institut des Sciences Naturelles, Paris.
- VIGNERON, T. & OBERDOFF, T. (2010).— *Peuplements de poissons et anthropisation du milieu : Le cas des systèmes potamiques du bassin de la Loire*. ONEMA.
- VILLENEUVE, B., PIFFADY, J., VALETTE, L., SOUCHON, Y. & USSEGLIO-POLATERA, P. (2017).— Direct and indirect effects of multiple stressors on stream invertebrates across watershed, reach and site scales: A structural equation modelling better informing on hydromorphological impacts. *Sci. Tot. Env.*, 612 : 660-671.
- WILLIAMS, D. D. & HYNES, H. B. N. (1976).— The recolonization mechanisms of stream benthos. *Oikos*, 27(1) : 265-272.
- YAMAMOTO, S., MORITA, K., KOIZUMI, I. & MAEKAWA, K. (2004).— Genetic differentiation of white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) populations after habitat fragmentation: spatial-temporal changes in gene frequencies. *Cons. Genetics*, 5(4) : 529-538.
- ZITEK, A. & SCHMUTZ, S. (2004).— Efficiency of restoration measures in a fragmented Danube/tributary network. Pp 1-5. in: ISE. *Proceedings of the fifth international conference on ecohydraulics-aquatic habitats: analysis and restoration* (12.-17. IX.04), Madrid.

Annexe

TABLE DES ANNEXES

Annexe 1 : Récapitulatif des obstacles à l'écoulement qui ont été supprimés ou aménagés.

Annexe 2 : Localisation et nomination des sites d'études sélectionnés

Annexe 3 : Evolution des caractéristiques des variables d'études poissons par prélèvement

Annexe 4 : Evolution des variables d'études macro-invertébrés par prélèvement

Annexe 5 : Variables caractéristiques de l'évolution annuelle de la continuité écologique par site

Annexe 6 : Résultats des tests de Shapiro-Wilk

Annexe 7: Résultats des ACP réalisés et des associations de sites effectués en lien avec ces ACP.

(Dans les tableaux « Associations réalisées », les sites notés en verts = sites où seuls les macro-invertébrés ont été prélevés, en rouge = seuls les poissons ont été prélevés).

Annexe 8 : Résultats des tests post-hoc HSD de Tukey

Annexe 9 : Récapitulatif des prélèvements de macro-invertébrés*

Annexe 10 : Résultats des ANOVAs comparant les variables liées aux macro-invertébrés entre le Vicoin et la Jouanne.

Annexe 11 : Résultats des régressions linéaires étudiant l'évolution des variables liées aux macro-invertébrés

Annexe 12 : Récapitulatif des prélèvements de poissons

Annexe 13 : Résultats des ANOVAs pour les variables liées aux poissons comparant le Vicoin et la Jouanne.

Annexe 14 : Résultats des régressions linéaires étudiant l'évolution des variables liées aux poissons

Annexe 15 : Evolution de la ripisylve selon le protocole CARHYCE entre 2010 et 2014 sur 4 sites du Vicoin et 2 de la Jouanne.

Pour l'ensemble des annexes

HE = Hauteur d'égagement

% Truite = % d'individu appartenant à des espèces accompagnatrices de la Truite.

Annexe 1 : Récapitulatif des obstacles à l'écoulement qui ont été supprimés ou aménagés.

A) Vicoin

Nom	Coordonnées (Lambert 93)		Hauteur chute en 2006	Dénivelé restant	Date aménagement	Linéaire écoulement restauré	Surface habitats restauré
	X	Y	en m	en m		en km	en m ²
Régereau	421104,69	6770591,08	2	0,7	2009	0,7	7000
Thuboeuf	419725,87	6772134,56	1,7	0,65	2011	0,4	4000
La Roche	419003,11	6772789,41	1,75	0,7	2010	0,5	5000
Station DREAL	418099,82	6772125,26	0,3	0,3	2018	0	0
Le Bourg de Nuillé	418069,45	6772067,25	1,6	1,2	2011	0,6	5700
Le Bigot	416640,6	6773379,92	1,6	0,4	2015	0,635	2700
Les Prés	415267,31	6773758,66	1,55	0,8	2014	0,62	5000
La Roche Montigné	416157,78	6774625,94	1,75	0,4	2010	0,745	5000
Guérangeot	415782,39	6775273,54	1,7	0	2010	0,9	720
Le Pontalain	415331,8	6778573,35	1,6	0,4	2018	0,3	2400
Moulin aux Moines	415266,07	6779731,3	1,6	0	2010	0,37	3000
Aval Coupeau	415245,06	6780343,53	1,05	0,2	2013	0,139	1000
Coupeau	415229,68	6780457,29	1,8	0	2008	0,9	7200
Les Brosses	414291,27	6781444,12	2	0,6	2013	0,632	3790
Raffray	413738,95	6782514,04	1,55	0	2008	0,5	3500
Painchaud	412277,89	6784211,67	1,4	0	2010	0,45	3150
Station d'épuration	411218,15	6784244,65	1,6	0	2010	0,6	4200
Prés secs	410652,81	6784221,99	1,8	0	2010	0,9	9270
Le Bas Coudray	409498,68	6784035,8	2	2	2019	0	0

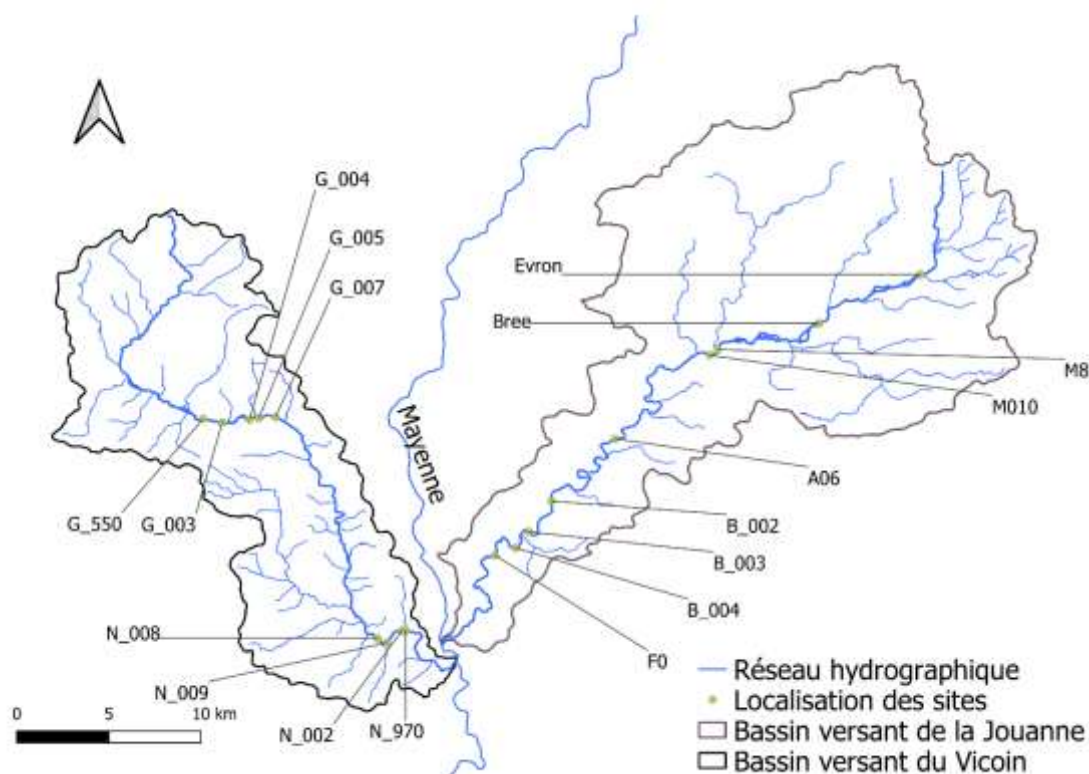
B) Jouanne

Nom	Coordonnées (Lambert 93)		Hauteur chute en 2006	Dénivelé restant	Date aménagement	Linéaire écoulement restauré	Surface habitats restauré
	X	Y	en m	en m		en km	en m ²
Voisinière	446840,53	6791984,93	1,3	0,4	2018	0,15	825
Grand pommauger	445365,49	6791313,78	1,4	0	2009	0,7	3850
Neau	441709,12	6789495,9	1,3	0	2010	0,56	3920
Cour de tramblay	440967,19	6789090,5	1,6	0	2011	1,1	6050
Les levées	440368,03	6788441,98	1,6	0	2011	0,8	4400
Château de la Courbe	440065,13	6788446,1	0,6	0	2011	0,38	2090
Les bordeaux	439319,6	6788478,65	1,4	0,7	2011	0,3	3000
Plan eau	435790,99	6787694,91	1,3	0	2013	0,3	3900

montsurs							
Petite poulie	435717,4	678767698	1	0	2013	0,065	520
Gué des barres	435445,56	6787751,18	1,4	0	2013	0,32	3200
Ils	434673	6787587,82	2,1	0	2010	0,75	9750
Etoyères	433090,71	6786993,97	1,4	0,35	2010	0,7	9100
Le pont	432275,35	6786168,9	1,35	0,6	2011	0,55	4400
La valette	432348,97	6785212,89	1,6	0	2013	0,72	5040
Les fourneaux	432924,81	6785025,52	0,7	0	2012	0,35	3500
Grenusse	431767,41	6784185,67	1,4	0	2010	1,5	21000
Montbesnard	430439,62	6783161,87	1,85	0	2010	0,615	8610
La roche	429424,31	6782068,11	1,5	1,5	2018	0	0
Plan eau	428857,99	6781349,98	2,05	0	2018	1,65	23100
La basse place	428451,81	6781214,57	1,2	0	2010	0,6	8400
Montaigu	429082,8	6780944,42	1,4	0	2013	0,6	9000
Moulin neuf	428411,26	6780337,38	2,1	1	2019	0,33	4950
Ermitage	427827,25	6780624,95	1,6	1,6	non aménagé	0	0
Pochard	426582,11	6778927,85	1,6	0	2011	0,9	13500
Porée	426163,49	96777957,98	1,8	0	2013	1,65	24750
Chéré	425287,65	6777408,34	0,4	0,4	2019	0	0
Formusson	424368,57	6777798,94	1,7	0,4	2013	1	0
Station dreal	423934,36	6776847,47	1	1	non aménagé	0	14000
Souffrette	423485,1	6775729,82	1,40	0,8	2010	0,6	8400
Mazure	423298,12	6774856,9	1,8	0	2010	1,5	22500
La roche	422816,7	6773628,61	1,85	0	2015	1,5	22500
Molaiserie	422766,19	6773274,29	1,00	1	2014	0,05	400
Bélier	422190,03	6772871,98	1,40	0	2014	1,17	17550

En rouge = obstacles non aménagés

Annexe 2 : Localisation et nomination des sites d'études sélectionnés



Nom des sites	Coordonnées*		Prélèvement	
	X	Y	Macro-invertébrés	Poissons
Vicoin				
G_550	408114,2	6784216,7	X	X
G_003	409154,9	6784029,2	X	X
G_004	410632,2	6784184,0	X	X
G_005	411139,6	6784271,8	X	X
G_007	412032,0	6784327,0	X	X
N_008	417560,0	6772350,0	X	
N_009	418085,0	6772092,0	X	
N_002	418911,7	6772775,7	X	X
N_970	419093,6	6772775,2	X	X
Jouanne				
Evron	447031,0	6792044,0		X
Bree	441519,0	6789397,0	X	
M010	435613,0	6787661,0	X	
M8	436031,0	6787968,0	X	
A06	430468,0	6783141,0	X	
B_002	427007,7	6779764,2	X	
B_003	425767,9	6778104,6	X	X
B_004	425085,2	6777231,8	X	X
F0	423941,7	6776834,5	X	X

*Coordonnées exprimées en Lambert 93.

Annexe 3 : Evolution des caractéristiques des variables d'études poissons par prélèvement

A) Vicoin

Année	Site	Rhéophile	Limnophile	Omnivore	Shannon (H'p)	Abondance (Ap)	Richesse spé (Rsp)	Anguille	% Truite
		%	%	%	-	ind/100m²	Nb d'espèces	Ind/100m²	%
2011	G_003	27,08	29,69	54,69	2,94	20,47	13,00	0,11	3,52
2013	G_003	26,15	18,35	39,91	2,91	23,25	13,00	0,21	5,44
2014	G_003	20,58	11,43	45,32	2,70	47,72	13,00	0,10	6,55
2015	G_003	18,84	14,08	32,51	2,73	43,51	18,00	0,27	7,48
2010	G_550	72,41	2,30	11,49	2,43	12,54	11,00	0,14	8,07
2011	G_550	68,12	2,54	18,84	2,09	39,77	10,00	0,00	25,65
2012	G_550	50,00	0,42	38,24	2,83	35,03	13,00	0,29	12,66
2013	G_550	38,91	7,53	40,17	3,05	35,94	16,00	0,30	9,47
2014	G_550	53,66	7,32	45,12	2,94	37,82	13,00	0,31	13,53
2011	G_004	70,47	19,17	49,74	2,50	20,32	10,00	0,11	9,68
2013	G_004	52,56	9,56	39,93	3,02	24,91	14,00	0,26	9,44
2014	G_004	91,91	0,13	14,89	1,78	71,14	11,00	0,09	59,00
2015	G_004	80,45	0,28	25,98	2,31	39,96	10,00	0,45	27,79
2011	G_005	40,87	6,72	55,13	2,34	129,83	13,00	0,00	45,99
2013	G_005	40,44	21,33	56,00	2,95	52,39	12,00	0,23	12,46
2014	G_005	65,28	5,43	39,40	2,60	158,08	14,00	0,51	79,63
2015	G_005	77,78	0,53	23,28	2,61	57,01	12,00	0,45	38,61
2011	G_007	81,86	0,00	13,27	1,81	41,17	7,00	0,00	33,70
2012	G_007	69,96	0,00	19,94	2,16	30,60	8,50	0,00	22,66
2013	G_007	58,06	0,00	26,61	2,51	20,03	10,00	0,00	11,63
2014	G_007	34,11	0,33	55,74	2,90	84,89	14,00	0,00	28,95
2014	G_007	34,24	0,77	53,00	2,45	82,46	12,00	0,16	28,23
2015	G_007	44,44	1,81	26,61	2,76	50,79	17,00	0,39	22,57
2015	G_007	68,92	1,59	17,53	2,47	44,74	12,00	0,53	30,84
2016	G_007	53,61	0,78	30,02	2,93	60,71	19,00	0,59	32,54
2011	N_002	78,22	5,90	25,26	2,28	61,19	12,00	0,00	42,43
2013	N_002	53,01	11,37	40,36	2,82	17,71	10,00	0,00	7,15
2014	N_002	70,63	9,57	25,08	2,44	32,32	13,00	0,00	21,65
2015	N_002	53,59	15,04	36,60	2,69	60,87	17,00	0,53	29,10
2009	N_970	78,41	1,83	32,30	2,39	135,44	11,00	0,00	85,25
2010	N_970	78,41	1,83	32,30	2,39	135,44	11,00	0,00	85,25
2011	N_970	45,12	8,45	60,60	2,62	98,46	15,00	0,26	30,22
2013	N_970	41,92	15,72	38,86	3,19	15,92	16,00	0,83	4,73
2014	N_970	66,92	11,13	32,48	2,85	70,93	15,00	0,21	39,04
2015	N_970	53,08	21,30	41,47	3,02	44,99	19,00	1,07	18,02

B) Jouanne

Année	Site	Rhéophile	Limnophile	Omnivore	Shannon (H'p)	Abondance (Ap)	Richesse spé (Rsp)	Anguille	% Truite*
		%	%	%	-	ind/100m ²	Nb d'espèces	Ind/100m ²	%
2009	Evron	22,35	77,65	78,88	1,55	314,04	7,00	0,00	13,63
2010	Evron	56,67	43,33	61,71	1,84	413,46	8,00	0,00	43,72
2011	Evron	61,35	38,04	59,92	1,97	202,23	7,00	0,00	57,67
2012	Evron	56,45	41,61	65,81	2,01	129,17	8,00	0,00	54,52
2013	Evron	58,89	41,11	72,78	2,27	52,33	10,00	0,00	48,33
2010	B_002	64,44	13,33	40,00	2,83	4,80	10,00	0,00	40,00
2011	B_002	26,61	17,43	27,52	2,68	11,32	13,00	0,31	19,27
2013	B_002	24,18	17,58	54,95	3,10	9,71	14,00	0,11	16,48
2014	B_002	60,66	3,28	13,11	2,66	6,51	10,00	0,43	54,10
2015	B_002	47,62	3,17	50,79	2,90	6,72	11,00	0,96	34,92
2010	B_003	50,97	10,65	45,16	3,38	33,05	17,00	0,64	21,94
2011	B_003	62,03	9,09	19,79	2,74	19,68	12,00	0,32	48,13
2013	B_003	67,42	1,87	43,82	3,09	18,57	16,00	0,21	42,32
2014	B_003	74,68	0,00	37,66	2,62	16,42	11,00	0,21	42,21
2015	B_003	75,36	0,00	45,65	2,82	14,71	10,00	0,00	55,07
2008	F0	28,32	14,74	48,32	2,46	73,11	15,00	0,32	0,58
2009	F0	29,66	18,87	44,78	2,57	45,52	13,00	0,53	2,93
2010	F0	35,12	35,71	30,36	2,67	17,93	11,00	0,75	12,50
2011	F0	28,86	11,52	42,71	2,31	36,61	12,00	0,48	4,52
2012	F0	26,83	3,67	46,72	1,95	55,28	13,00	0,21	1,93
2013	F0	34,30	3,66	47,56	2,45	35,01	14,00	0,16	10,82
2014	F0	62,32	3,62	50,72	2,94	14,73	14,00	0,11	44,20
2016	F0	63,91	0,75	40,60	2,72	14,19	10,00	0,21	46,62

Annexe 4 : Evolution des variables d'études macro-invertébrés par prélèvement

A) Vicoin

Année	Site	% EPT	Diptère	EPT	Shannon (H'i)	Abondance (Ai)
		%	Nb d'individus	Nb d'individus	-	Nb d'individus
2011	G_003	2,56	69,00	34,00	2,33	2694,00
2013	G_003	21,12	227,00	78,00	3,11	1075,00
2014	G_003	14,70	277,00	145,00	2,88	1884,00
2015	G_003	19,92	205,00	20,00	3,17	1029,00
2010	G_550	2,64	88,00	328,00	2,17	3339,00
2011	G_550	7,72	212,00	479,00	3,58	2745,00
2012	G_550	17,45	344,00	369,50	3,97	2248,50
2013	G_550	27,17	476,00	260,00	4,35	1752,00
2014	G_550	19,18	183,00	227,00	3,55	954,00
2011	G_004	6,19	264,00	132,00	2,92	4264,00
2013	G_004	33,80	604,00	346,00	4,31	1787,00

2014	G_004	18,01	577,00	328,00	3,34	3204,00
2015	G_004	28,06	1478,00	114,00	2,67	5268,00
2011	G_005	5,27	113,00	8,00	2,84	2144,00
2013	G_005	19,98	560,00	89,00	3,21	2803,00
2014	G_005	41,16	517,00	135,00	4,06	1256,00
2015	G_005	13,67	473,00	161,00	2,94	3459,00
2010	G_007	1,70	29,00	47,00	2,79	1701,00
2011	G_007	1,51	64,00	88,00	2,78	4229,00
2012	G_007	6,28	37,00	5,00	2,75	589,00
2013	G_007	10,26	104,00	16,00	2,73	1014,00
2014	G_007	27,73	611,00	213,00	3,98	2203,00
2014	G_007	17,60	259,00	58,00	2,55	1472,00
2015	G_007	21,04	247,00	125,00	3,17	1174,00
2015	G_007	19,45	290,00	205,00	4,49	1491,00
2016	G_007	14,54	191,00	197,00	2,91	1314,00
2018	G_007	40,40	745,00	39,00	2,84	1844,00
2011	N_008	3,99	152,00	17,00	1,61	3814,00
2012	N_008	17,88	207,00	48,00	3,01	1158,00
2013	N_008	16,74	188,00	100,00	3,03	1123,00
2014	N_008	18,06	145,00	13,00	2,67	803,00
2017	N_008	13,92	312,00	14,00	2,66	2242,00
2011	N_009	8,68	193,00	369,00	2,48	2223,00
2012	N_009	23,26	517,00	603,00	3,17	2223,00
2013	N_009	24,54	477,00	354,00	3,53	1944,00
2014	N_009	24,04	389,00	94,00	3,86	1618,00
2017	N_009	37,65	1012,00	214,00	4,19	2688,00
2011	N_002	7,20	289,00	239,00	2,45	4014,00
2013	N_002	21,45	77,00	44,00	3,93	359,00
2014	N_002	19,52	138,00	16,00	3,44	707,00
2015	N_002	19,96	178,00	34,00	2,93	892,00
2009	N_970	8,12	181,00	74,00	2,88	2229,00
2010	N_970	14,20	144,00	319,00	3,36	1014,00
2011	N_970	8,18	236,00	770,00	3,27	2886,00
2013	N_970	32,71	559,00	197,00	3,44	1709,00
2014	N_970	31,97	729,00	453,00	4,48	2280,00
2015	N_970	23,19	764,00	872,00	3,79	3295,00

B) Jouanne

Année	Site	% EPT	EPT	Diptères	Shannon (H'i)	Abondance (Ai)	Brachycentrus
		%	Nb d'individus	Nb d'individus	-	Nb d'individus	Nb d'individus
2009	Bree	10,01	214,00	502,00	3,47	2138,00	0,00
2010	Bree	15,16	427,00	294,00	3,35	2817,00	0,00
2011	Bree	7,52	458,00	599,00	3,46	6088,00	0,00
2013	Bree	7,52	207,00	994,00	3,27	2754,00	0,00
2014	Bree	14,24	644,00	519,00	3,10	4522,00	0,00

2015	Bree	21,09	534,00	706,00	3,89	2532,00	0,00
2016	Bree	17,00	246,00	339,00	3,34	1447,00	0,00
2011	A06	15,58	6040,00	11404,00	3,15	38772,00	0,00
2012	A06	6,34	199,00	519,00	2,90	3137,00	0,00
2013	A06	3,37	109,00	1005,00	2,62	3237,00	1,00
2014	A06	12,85	265,00	455,00	3,51	2063,00	1,00
2017	A06	34,99	956,00	859,00	3,91	2732,00	0,00
2018	A06	14,10	634,00	863,00	3,48	4496,00	2,00
2010	M010	13,72	471,00	1910,00	3,09	3434,00	1,00
2012	M010	11,45	267,00	318,00	3,48	2332,00	7,00
2013	M010	38,58	596,00	277,00	3,67	1545,00	122,00
2014	M010	46,82	581,00	404,00	3,71	1241,00	40,00
2015	M010	32,43	637,00	758,00	3,52	1964,00	8,00
2016	M010	52,46	660,00	38,00	2,90	1258,00	20,00
2010	M8	18,57	312,00	458,00	3,10	1680,00	0,00
2012	M8	23,48	382,00	587,00	3,53	1627,00	5,00
2013	M8	31,41	463,00	535,00	3,25	1474,00	22,00
2014	M8	37,76	626,00	570,00	3,67	1658,00	71,00
2015	M8	41,51	1228,00	899,00	3,57	2958,00	72,00
2016	M8	35,14	669,00	380,00	3,49	1904,00	15,00
2010	B_002	15,59	596,00	472,00	3,88	3823,00	0,00
2011	B_002	15,59	596,00	472,00	3,88	3823,00	0,00
2013	B_002	17,76	375,00	430,00	4,48	2112,00	0,00
2014	B_002	18,48	1026,00	728,00	4,37	5552,00	0,00
2015	B_002	14,47	364,00	235,00	4,20	2515,00	0,00
2010	B_003	12,36	847,00	636,00	3,96	6855,00	0,00
2011	B_003	12,36	847,00	636,00	3,96	6855,00	0,00
2013	B_003	19,99	405,00	279,00	4,22	2026,00	0,00
2014	B_003	36,44	1709,00	224,00	4,39	4690,00	0,00
2015	B_003	29,46	1814,00	826,00	3,93	6157,00	0,00
2011	B_004	6,32	195,00	614,00	3,63	3084,00	0,00
2013	B_004	14,04	192,00	406,00	3,95	1368,00	0,00
2014	B_004	12,61	513,00	414,00	4,04	4067,00	0,00
2015	B_004	10,51	590,00	275,00	3,51	5615,00	0,00
2008	F0	13,51	556,00	2627,00	2,22	4115,00	0,00
2009	F0	16,43	1310,00	4191,00	2,70	7972,00	0,00
2010	F0	7,92	499,00	1075,00	3,53	6301,00	0,00
2011	F0	8,36	1643,00	6046,00	3,06	19650,00	0,00
2013	F0	27,75	669,00	1077,00	3,51	2411,00	0,00
2014	F0	24,04	562,00	851,50	3,77	2324,00	0,00
2015	F0	20,34	455,00	626,00	4,03	2237,00	0,00
2016	F0	27,83	356,00	253,00	4,34	1279,00	0,00

Annexe 5 : Variables caractéristiques de l'évolution annuelle de la continuité écologique par site

A) Vicoin

Année	Site	%CO_AM	%CO_AV	%Co_aj_AM	%CO_aj_AV	Aff	Aff_aj	HE_AM	HE_AV	Lin_AM	Line_AV	Sur_AM	Sur_AV
		%	%	%	%	Nb	Nb	M	M	Km	Km	M²	M²
2005	G_550	100,00	64,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2006	G_550	100,00	64,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2007	G_550	100,00	64,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2008	G_550	100,00	64,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2009	G_550	100,00	64,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2010	G_550	100,00	64,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2011	G_550	100,00	64,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2012	G_550	100,00	64,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2013	G_550	100,00	64,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2014	G_550	100,00	64,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2015	G_550	100,00	64,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2005	G_003	100	16,76	0	0	0	0	0	5,4	0	0	0	0
2006	G_003	100	16,76	0	0	0	0	0	5,4	0	0	0	0
2007	G_003	100	16,76	0	0	0	0	0	5,4	0	0	0	0
2008	G_003	100	16,76	0	0	0	0	0	5,4	0	0	0	0
2009	G_003	100	16,76	0	0	0	0	0	5,4	0	0	0	0
2010	G_003	100	16,76	0	0	0	0	0	2	0	1,5	0	13470
2011	G_003	100	16,76	0	0	0	0	0	2	0	1,5	0	13470
2012	G_003	100	16,76	0	0	0	0	0	2	0	1,5	0	13470
2013	G_003	100	16,76	0	0	0	0	0	2	0	1,5	0	13470
2014	G_003	100	16,76	0	0	0	0	0	2	0	1,5	0	13470
2015	G_003	100	16,76	0	0	0	0	0	2	0	1,5	0	13470
2005	G_005	23,16	3,32	0	0	1	0	1,9	3	0	0	0	0
2006	G_005	23,16	3,32	0	0	1	0	1,9	3	0	0	0	0
2007	G_005	23,16	3,32	0	0	1	0	1,9	3	0	0	0	0
2008	G_005	23,16	3,32	0	0	1	0	1,9	3	0	0	0	0
2009	G_005	23,16	3,32	0	0	1	0	1,9	3	0	0	0	0
2010	G_005	81,52	100	58,36	96,68	2	1	1	0	0,9	1,05	4200	7350
2011	G_005	81,52	100	58,36	96,68	2	1	1	0	0,9	1,05	4200	7350
2012	G_005	81,52	100	58,36	96,68	2	1	1	0	0,9	1,05	4200	7350
2013	G_005	81,52	100	58,36	96,68	2	1	1	0	0,9	1,05	4200	7350
2014	G_005	81,52	100	58,36	96,68	2	1	1	0	0,9	1,05	4200	7350
2015	G_005	81,52	100	0	0	2	1	1	0	0,9	1,05	4200	7350
2005	G_007	33,4	10,88	0	0	0	0	2,7	1,4	0	0	0	0
2006	G_007	33,4	10,88	0	0	0	0	2,7	1,4	0	0	0	0
2007	G_007	33,4	10,88	0	0	0	0	2,7	1,4	0	0	0	0
2008	G_007	33,4	10,88	0	0	0	0	2,7	1,4	0	0	0	0

2009	G_007	33,4	10,88	0	0	0	0	2,7	1,4	0	0	0	0
2010	G_007	100	100	66,6	89,12	2	2	1	0	1,5	0,45	13470	3150
2011	G_007	100	100	66,6	89,12	2	2	1	0	1,5	0,45	13470	3150
2012	G_007	100	100	66,6	89,12	2	2	1	0	1,5	0,45	13470	3150
2013	G_007	100	100	66,6	89,12	2	2	1	0	1,5	0,45	13470	3150
2014	G_007	100	100	66,6	89,12	2	2	1	0	1,5	0,45	13470	3150
2015	G_007	100	100	0	0	2	2	1	0	1,5	0,45	13470	3150
2016	G_007	100	100	0	0	2	2	1	0	1,5	0,45	13470	3150
2017	G_007	100	100	0	0	2	2	1	0	1,5	0,45	13470	3150
2018	G_007	100	100	0	0	2	2	1	0	1,5	0,45	13470	3150
2005	N_008	71,84	32,68	0	0	4	0	3,3	3,65	0	0	0	0
2006	N_008	71,84	32,68	0	0	4	0	3,3	3,65	0	0	0	0
2007	N_008	71,84	32,68	0	0	4	0	3,3	3,65	0	0	0	0
2008	N_008	71,84	32,68	0	0	4	0	3,3	3,65	0	0	0	0
2009	N_008	71,84	32,68	0	0	4	0	3,3	3,65	0	0	0	0
2010	N_008	71,84	32,68	0	0	4	0	1,775	2,6	0	0,5	0	5000
2011	N_008	71,84	35,32	0	2,64	4	0	1,775	2,2	0	1,1	0	9000
2012	N_008	71,84	35,32	0	2,64	4	0	1,775	2,2	0	1,1	0	9000
2013	N_008	71,84	35,32	0	2,64	4	0	1,775	2,2	0	1,1	0	9000
2014	N_008	71,84	35,32	0	2,64	4	0	1,4	2,2	0,62	1,1	5000	9000
2015	N_008	100	35,32	28,16	2,64	4	0	0,8	2,2	1,255	1,1	7700	9000
2016	N_008	100	35,32	28,16	0	4	0	0,8	2,2	1,255	1,1	7700	9000
2017	N_008	100	35,32	28,16	0	4	0	0,8	2,2	1,255	1,1	7700	9000
2005	N_009	1,16	1,56	0	0	0	0	4,1	2,05	0	0	0	0
2006	N_009	1,16	1,56	0	0	0	0	4,1	2,05	0	0	0	0
2007	N_009	1,16	1,56	0	0	0	0	4,1	2,05	0	0	0	0
2008	N_009	1,16	1,56	0	0	0	0	4,1	2,05	0	0	0	0
2009	N_009	1,16	1,56	0	0	0	0	4,1	2,05	0	0	0	0
2010	N_009	1,16	1,56	0	0	0	0	2,575	1	0	0,5	0	5000
2011	N_009	100	1,56	98,84	0	2	2	2,375	1	0,6	0,5	5700	5000
2012	N_009	100	1,56	98,84	0	2	2	2,375	1	0,6	0,5	5700	5000
2013	N_009	100	1,56	98,84	0	2	2	2,375	1	0,6	0,5	5700	5000
2014	N_009	100	1,56	98,84	0	2	2	2	1	0,6	0,5	5700	5000
2015	N_009	100	1,56	98,84	0	2	2	1,4	1	1,235	0,5	8400	5000
2016	N_009	100	1,56	0	0	2	2	1,4	1	1,235	0,5	8400	5000
2017	N_009	100	1,56	0	0	2	2	1,4	1	1,235	0,5	8400	5000
2005	N_002	48,36	3,64	0	0	0	0	2,525	3,45	0	0	0	0
2006	N_002	48,36	3,64	0	0	0	0	2,525	3,45	0	0	0	0
2007	N_002	48,36	3,64	0	0	0	0	2,525	3,45	0	0	0	0
2008	N_002	48,36	3,64	0	0	0	0	2,525	3,45	0	0	0	0
2009	N_002	48,36	3,64	0	0	0	0	2,525	3,45	0	0	0	0
2010	N_002	48,36	68	0	64,36	1	1	2,525	2,4	0	0,5	0	0
2011	N_002	48,36	100	0	96,36	1	1	2,325	1,35	0,6	0,9	5700	5000
2012	N_002	48,36	100	0	96,36	1	1	2,325	1,35	0,6	0,9	5700	9000
2013	N_002	48,36	100	0	96,36	1	1	2,325	1,35	0,6	0,9	5700	9000
2014	N_002	48,36	100	0	96,36	1	1	1,95	1,35	0,6	0,9	5700	9000

2015	N_002	48,36	100	0	32	1	1	1,35	1,35	0,6	0,9	5700	9000
2005	N_970	3,6	60,84	0	0	1	0	3,4	1,7	0	0	0	0
2006	N_970	3,6	60,84	0	0	1	0	3,4	1,7	0	0	0	0
2007	N_970	3,6	60,84	0	0	1	0	3,4	1,7	0	0	0	0
2008	N_970	3,6	60,84	0	0	1	0	3,4	1,7	0	0	0	0
2009	N_970	3,6	60,84	0	0	1	0	3,4	1,7	0	0	0	0
2010	N_970	56,2	60,84	52,6	0	1	0	2,875	1,7	0,5	0	5000	4000
2011	N_970	56,2	100	52,6	39,16	1	0	2,675	0,65	1,1	0,65	10700	4000
2012	N_970	56,2	100	52,6	39,16	1	0	2,675	0,65	1,1	0,65	10700	4000
2013	N_970	56,2	100	52,6	39,16	1	0	2,675	0,65	1,1	0,65	10700	4000
2014	N_970	56,2	100	52,6	39,16	1	0	2,3	0,65	1,1	0,65	10700	4000
2015	N_970	56,2	100	0	39,16	1	0	1,7	0,65	1,1	0,65	10700	4000
2016	N_970	56,2	100	0	0	1	0	1,7	0,65	1,1	0,65	10700	4000
2017	N_970	56,2	100	0	0	1	0	1,7	0,65	1,1	0,65	10700	4000
2005	G_004	55,48	1,64	0	0	0	0	1	4,8	0	0	0	0
2006	G_004	55,48	1,64	0	0	0	0	1	4,8	0	0	0	0
2007	G_004	55,48	1,64	0	0	0	0	1	4,8	0	0	0	0
2008	G_004	55,48	1,64	0	0	0	0	1	4,8	0	0	0	0
2009	G_004	55,48	1,64	0	0	0	0	1	4,8	0	0	0	0
2010	G_004	55,48	100	0	98,36	2	2	1	0	0	1,95	0	16620
2011	G_004	55,48	100	0	98,36	2	2	1	0	0	1,95	0	16620
2012	G_004	55,48	100	0	98,36	2	2	1	0	0	1,95	0	16620
2013	G_004	55,48	100	0	98,36	2	2	1	0	0	1,95	0	16620
2014	G_004	55,48	100	0	98,36	2	2	1	0	0	1,95	0	16620
2015	G_004	55,48	100	0	0	2	2	1	0	0	1,95	0	16620
2016	G_004	55,48	100	0	0	2	2	1	0	0	1,95	0	16620
2017	G_004	55,48	100	0	0	2	2	1	0	0	1,95	0	16620
2018	G_004	55,48	100	0	0	2	2	1	0	0	1,95	0	16620

B) Jouanne

Site	Année	%CO_AM	%CO_AV	%CO_aj_AM	%CO_aj_AV	Aff	Aff_aj	HE_AM	HE_AV	Lin_AM	Lin_AV	Sur_AM	Sur_AV
		%	%	%	%	Nb	Nb	M	M	Km	Km	M²	M²
Evron	2005	100	7,64	0	0	3	0	0	2,7	0	0	0	0
Evron	2006	100	7,64	0	0	3	0	0	2,7	0	0	0	0
Evron	2007	100	7,64	0	0	3	0	0	2,7	0	0	0	0
Evron	2008	100	7,64	0	0	3	0	0	2,7	0	0	0	0
Evron	2009	100	7,64	0	0	3	0	0	1,3	0	0,7	0	3850
Evron	2010	100	7,64	0	0	3	0	0	1,3	0	0,7	0	3850
Evron	2011	100	7,64	0	0	3	0	0	1,3	0	0,7	0	3850
Evron	2012	100	7,64	0	0	3	0	0	1,3	0	0,7	0	3850
Evron	2013	100	7,64	0	0	3	0	0	1,3	0	0,7	0	3850
Evron	2014	100	7,64	0	0	3	0	0	1,3	0	0,7	0	3850
Evron	2015	100	7,64	0	0	3	0	0	1,3	0	0,7	0	3850
Evron	2016	100	7,64	0	0	3	0	0	1,3	0	0,7	0	3850
Evron	2017	100	7,64	0	0	3	0	0	1,3	0	0,7	0	3850

Evron	2018	100	100	0	92,36	3	0	0	0,4	0	0,85	0	4675
Bree	2005	100	84,44	0	0	1	0	1,4	1,3	0	0	0	0
Bree	2006	100	84,44	0	0	1	0	1,4	1,3	0	0	0	0
Bree	2007	100	84,44	0	0	1	0	1,4	1,3	0	0	0	0
Bree	2008	100	84,44	0	0	1	0	1,4	1,3	0	0	0	0
Bree	2009	100	84,44	0	0	1	0	1,4	1,3	0	0	0	0
Bree	2010	100	84,44	0	0	1	0	1,4	1,3	0	0	0	0
Bree	2011	100	84,44	0	0	1	0	0,7	1,3	0,3	0	3900	0
Bree	2012	100	84,44	0	0	1	0	0,7	1,3	0,3	0	3900	0
Bree	2013	100	100	0	15,56	1	0	0,7	0	0,3	0,62	3900	7100
Bree	2014	100	100	0	15,56	1	0	0,7	0	0,3	0,62	3900	7100
Bree	2015	100	100	0	15,56	1	0	0,7	0	0,3	0,62	3900	7100
Bree	2016	100	100	0	15,56	1	0	0,7	0	0,3	0,62	3900	7100
Bree	2017	100	100	0	15,56	1	0	0,7	0	0,3	0,62	3900	7100
Bree	2018	100	100	0	0	1	0	0,7	0	0,3	0,62	3900	7100
M8	2005	100	9,92	0	0	1	0	0	4,8	0	0	0	0
M8	2006	100	9,92	0	0	1	0	0	4,8	0	0	0	0
M8	2007	100	9,92	0	0	1	0	0	4,8	0	0	0	0
M8	2008	100	9,92	0	0	1	0	0	4,8	0	0	0	0
M8	2009	100	9,92	0	0	1	0	0	4,8	0	0	0	0
M8	2010	100	9,92	0	0	1	0	0	2,7	0	0,75	0	9750
M8	2011	100	9,92	0	0	1	0	0	2,7	0	0,75	0	9750
M8	2012	100	9,92	0	0	1	0	0	2,7	0	0,75	0	9750
M8	2013	100	100	0	90,08	2	1	0	0	0	1,37	0	16850
M8	2014	100	100	0	90,08	2	1	0	0	0	1,37	0	16850
M8	2015	100	100	0	90,08	2	1	0	0	0	1,37	0	16850
M8	2016	100	100	0	90,08	2	1	0	0	0	1,37	0	16850
M8	2017	100	100	0	90,08	2	1	0	0	0	1,37	0	16850
M8	2018	100	100	0	0	2	1	0	0	0	1,37	0	16850
M010	2005	10,12	4,48	0	0	0	0	1,3	3,5	0	0	0	0
M010	2006	10,12	4,48	0	0	0	0	1,3	3,5	0	0	0	0
M010	2007	10,12	4,48	0	0	0	0	1,3	3,5	0	0	0	0
M010	2008	10,12	4,48	0	0	0	0	1,3	3,5	0	0	0	0
M010	2009	10,12	4,48	0	0	0	0	1,3	3,5	0	0	0	0
M010	2010	10,12	4,48	0	0	0	0	1,3	1,4	0	0,75	0	9750
M010	2011	10,12	4,48	0	0	0	0	1,3	1,4	0	0,75	0	9750
M010	2012	10,12	4,48	0	0	0	0	1,3	1,4	0	0,75	0	9750
M010	2013	100	100	89,88	95,52	2	2	0	0	0,3	1,07	3900	12950
M010	2014	100	100	89,88	95,52	2	2	0	0	0,3	1,07	3900	12950
M010	2015	100	100	89,88	95,52	2	2	0	0	0,3	1,07	3900	12950
M010	2016	100	100	89,88	95,52	2	2	0	0	0,3	1,07	3900	12950
M010	2017	100	100	89,88	95,52	2	2	0	0	0,3	1,07	3900	12950
M010	2018	100	100	0	0	2	2	0	0	0,3	1,07	3900	12950
A06	2005	85,24	0	0	0	0	0	1,4	3,35	0	0	0	0
A06	2006	85,24	0	0	0	0	0	1,4	3,35	0	0	0	0
A06	2007	85,24	0	0	0	0	0	1,4	3,35	0	0	0	0

A06	2008	85,24	0	0	0	0	0	1,4	3,35	0	0	0	0
A06	2009	85,24	0	0	0	0	0	1,4	3,35	0	0	0	0
A06	2010	100	94,76	14,76	94,76	1	1	0	1,5	1,5	0,615	21000	8610
A06	2011	100	94,76	14,76	94,76	1	1	0	1,5	1,5	0,615	21000	8610
A06	2012	100	94,76	14,76	94,76	1	1	0	1,5	1,5	0,615	21000	8610
A06	2013	100	94,76	14,76	94,76	1	1	0	1,5	1,5	0,615	21000	8610
A06	2014	100	94,76	14,76	94,76	1	1	0	1,5	1,5	0,615	21000	8610
A06	2015	100	94,76	0	0	1	1	0	1,5	1,5	0,615	21000	8610
A06	2016	100	94,76	0	0	1	1	0	1,5	1,5	0,615	21000	8610
A06	2017	100	94,76	0	0	1	1	0	1,5	1,5	0,615	21000	8610
A06	2018	100	100	0	5,24	1	1	0	1,5	1,5	0,615	21000	8610
B_002	2005	53,76	46,6	0	0	0	0	3,7	1,6	0	0	0	0
B_002	2006	53,76	46,6	0	0	0	0	3,7	1,6	0	0	0	0
B_002	2007	53,76	46,6	0	0	0	0	3,7	1,6	0	0	0	0
B_002	2008	53,76	46,6	0	0	0	0	3,7	1,6	0	0	0	0
B_002	2009	53,76	46,6	0	0	0	0	3,7	1,6	0	0	0	0
B_002	2010	53,76	46,6	0	0	0	0	3,7	1,6	0	0	0	0
B_002	2011	53,76	100	0	53,4	0	0	3,7	0	0	0,9	0	13500
B_002	2012	53,76	100	0	53,4	0	0	3,7	0	0	0,9	0	13500
B_002	2013	53,76	100	0	53,4	0	0	3,7	0	0	0,9	0	13500
B_002	2014	53,76	100	0	53,4	0	0	3,7	0	0	0,9	0	13500
B_002	2015	53,76	100	0	53,4	0	0	3,7	0	0	0,9	0	13500
B_002	2016	53,76	100	0	0	0	0	3,7	0	0	0,9	0	13500
B_002	2017	53,76	100	0	0	0	0	3,7	0	0	0,9	0	13500
B_002	2018	53,76	100	0	0	0	0	3,7	0	0	0,9	0	13500
B_003	2005	67,6	46,84	0	0	0	0	1,6	2,1	0	0	0	0
B_003	2006	67,6	46,84	0	0	0	0	1,6	2,1	0	0	0	0
B_003	2007	67,6	46,84	0	0	0	0	1,6	2,1	0	0	0	0
B_003	2008	67,6	46,84	0	0	0	0	1,6	2,1	0	0	0	0
B_003	2009	67,6	46,84	0	0	0	0	1,6	2,1	0	0	0	0
B_003	2010	67,6	46,84	0	0	0	0	1,6	2,1	0	0	0	0
B_003	2011	100	46,84	32,4	0	0	0	0	2,1	0,9	0	13500	0
B_003	2012	100	46,84	32,4	0	0	0	0	2,1	0,9	0	13500	0
B_003	2013	100	46,84	32,4	0	0	0	0	0,8	0,9	1	13500	0
B_003	2014	100	46,84	32,4	0	0	0	0	0,8	0,9	1	13500	0
B_003	2015	100	46,84	32,4	0	0	0	0	0,8	0,9	1	13500	0
B_003	2016	100	46,84	0	0	0	0	0	0,8	0,9	1	13500	0
B_003	2017	100	46,84	0	0	0	0	0	0,8	0,9	1	13500	0
B_003	2018	100	46,84	0	0	0	0	0	0,8	0,9	1	13500	0
B_004	2005	10	40,2	0	0	0	0	0,4	2,7	0	0	0	0
B_004	2006	10	40,2	0	0	0	0	0,4	2,7	0	0	0	0
B_004	2007	10	40,2	0	0	0	0	0,4	2,7	0	0	0	0
B_004	2008	10	40,2	0	0	0	0	0,4	2,7	0	0	0	0
B_004	2009	10	40,2	0	0	0	0	0,4	2,7	0	0	0	0
B_004	2010	10	40,2	0	0	0	0	0,4	2,7	0	0	0	0
B_004	2011	10	40,2	0	0	0	0	0,4	2,7	0	0	0	0

B_004	2012	10	40,2	0	0	0	0	0,4	2,7	0	0	0	0
B_004	2013	10	100	0	59,8	0	0	0,4	1,4	0	1	0	0
B_004	2014	10	100	0	59,8	0	0	0,4	1,4	0	1	0	0
B_004	2015	10	100	0	59,8	0	0	0,4	1,4	0	1	0	0
B_004	2016	10	100	0	59,8	0	0	0,4	1,4	0	1	0	0
B_004	2017	10	100	0	59,8	0	0	0,4	1,4	0	1	0	0
B_004	2018	10	100	0	0	0	0	0,4	1,4	0	1	0	0
F_0	2005	52,52	0	0	0	0	0	2,7	1,4	0	0	0	0
F_0	2006	52,52	0	0	0	0	0	2,7	1,4	0	0	0	0
F_0	2007	52,52	0	0	0	0	0	2,7	1,4	0	0	0	0
F_0	2008	52,52	0	0	0	0	0	2,7	1,4	0	0	0	0
F_0	2009	52,52	0	0	0	0	0	2,7	1,4	0	0	0	0
F_0	2010	52,52	0	0	0	0	0	2,7	0,8	0	0,6	0	8400
F_0	2011	52,52	0	0	0	0	0	2,7	0,8	0	0,6	0	8400
F_0	2012	52,52	0	0	0	0	0	2,7	0,8	0	0,6	0	8400
F_0	2013	100	0	47,48	0	0	0	1,4	0,8	1	0,6	0	8400
F_0	2014	100	0	47,48	0	0	0	1,4	0,8	1	0,6	0	8400
F_0	2015	100	0	47,48	0	0	0	1,4	0,8	1	0,6	0	8400
F_0	2016	100	0	47,48	0	0	0	1,4	0,8	1	0,6	0	8400
F_0	2017	100	0	47,48	0	0	0	1,4	0,8	1	0,6	0	8400
F_0	2018	100	0	0	0	0	0	1,4	0,8	1	0,6	0	8400

Annexe 6 : Résultats des tests de Shapiro-Wilk

	Vicoïn	Jouanne
Macro-invertébrés		
% EPT	0,147	0,018
EPT	0,012	0,051
Diptère	0,376	0,294
Shannon (H'i)	0,412	0,549
Abondance (Ai)	0,028	0,041
Brachycentrus	-	0,008

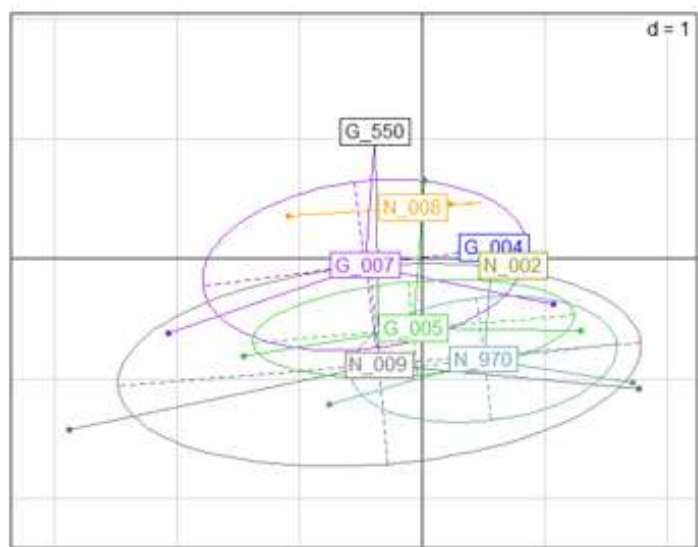
	Vicoïn	Jouanne
Poisson		
% Rhéophile	0,421	0,443
% Limnophile	0,075	0,317
% Omnivore	0,106	0,194
Shannon (H'p)	0,105	0,082
Abondance (Ap)	0,184	0,246
Richesse spécifique (Rsp)	0,133	0,066
Anguille	0,018	0,085
% Truite	0,049	0,785

Annexe 7: Résultats des ACP réalisés et des associations de sites effectués en lien avec ces ACP.

(Dans les tableaux « Associations réalisées », les sites notés en verts = sites où seuls les macro-invertébrés ont été prélevés, en rouge = seuls les poissons ont été prélevés).

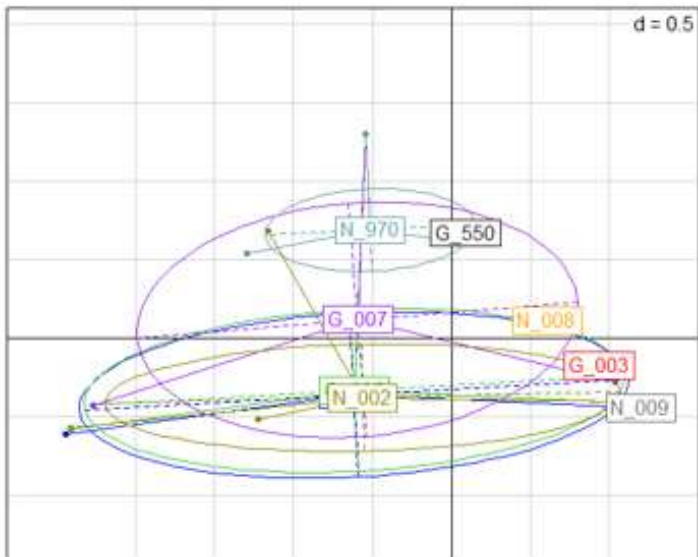
A) Vicoin

Reconnexion amont



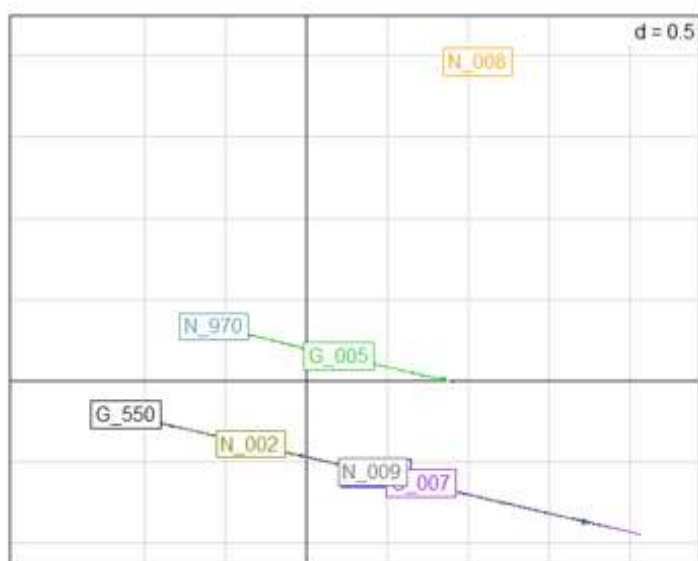
Associations réalisées
G_550 / G_003
N_002 / G_004
N_008
N_009 / G_005 / N_970 / G_700

Reconnexion aval



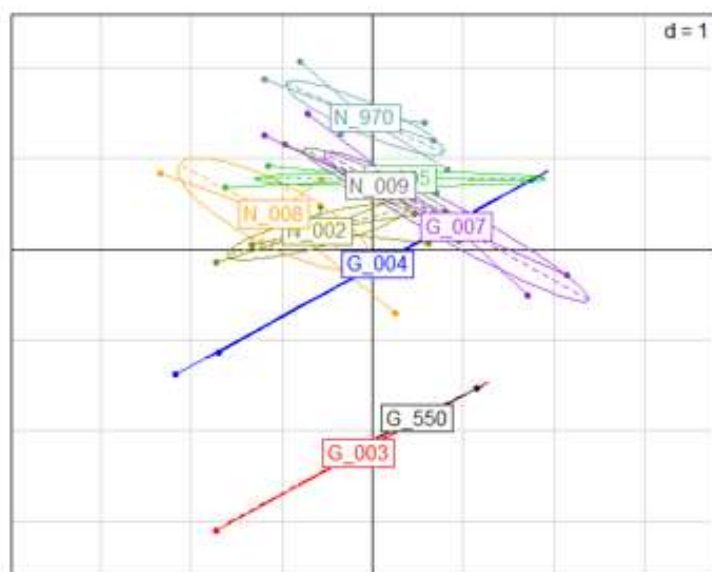
Associations réalisées
G_550
G_003 / N_008 / N_009
G_005 / G_007 / N_002 / G_004
N_970

Affluents



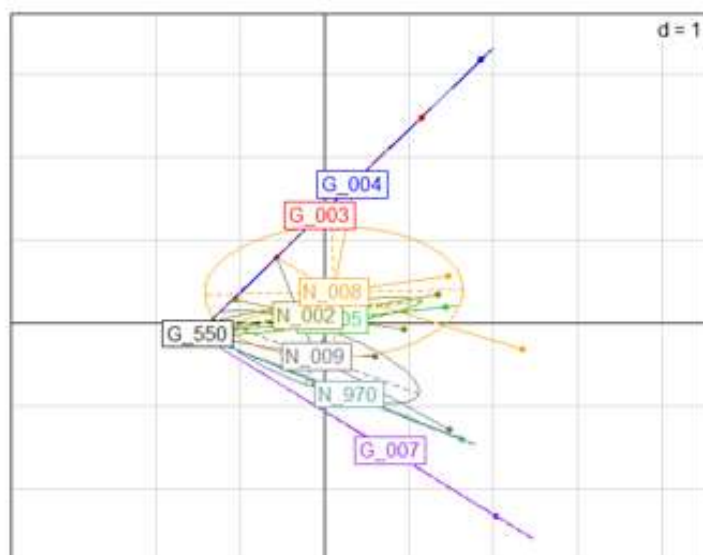
Associations réalisées	
N_008	
N_970	
N_002 / G_005	
G_007 / N_009	
G_550 / G_003 / G_004	

Hauteur d'étagement



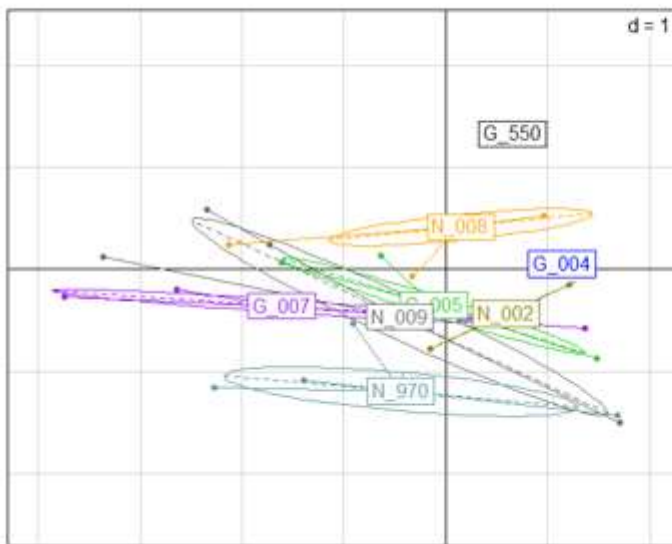
Associations réalisées	
G_550 / G_003	
G_005	
N_008 / N_970 / N_009 / G_007	
N_002 / G_004	

Restauration



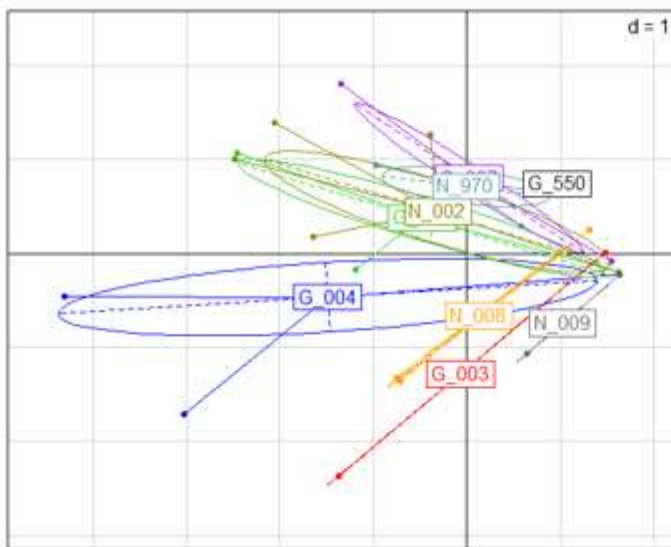
Associations réalisées	
G_550	
G_003 / G_004	
G_007 / N_970 / N_009	
N_002 / G_005 / N_008	

Reconnexion amont + restauration amont



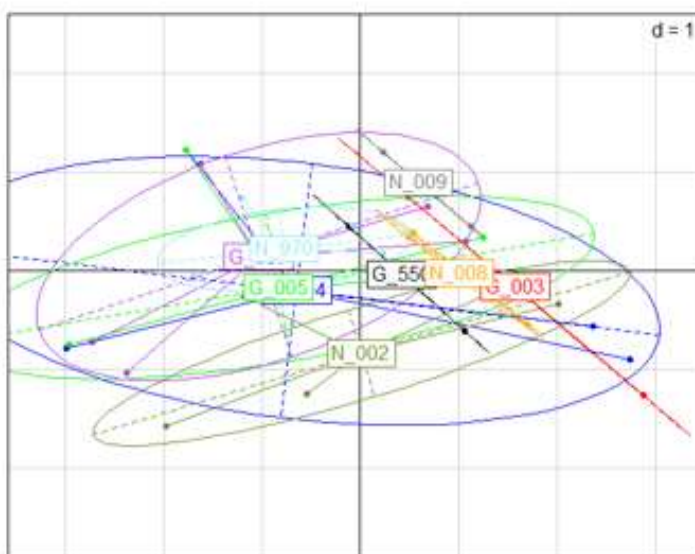
Associations réalisées
G_550 / G_003
G_004
G_005 / N_009 / N_002
G_007
N_008
N_970

Reconnexion aval + restauration aval



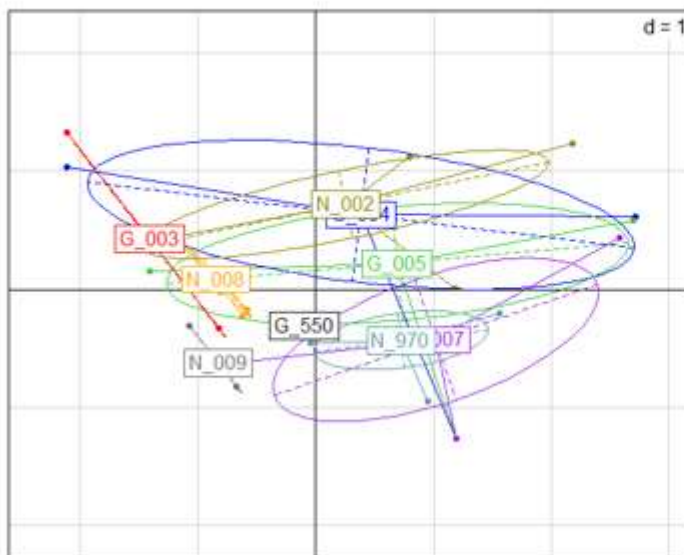
Associations réalisées
G_550
G_003 / N_008 / N_009
G_004
N_002 / N_970
G_007 / G_005

Reconnexion amont + Hauteur d'étagement amont



Associations réalisées
G_550 / G_003 / N_009 / N_008
G_005 / G_004 / G_007
N_970
N_002

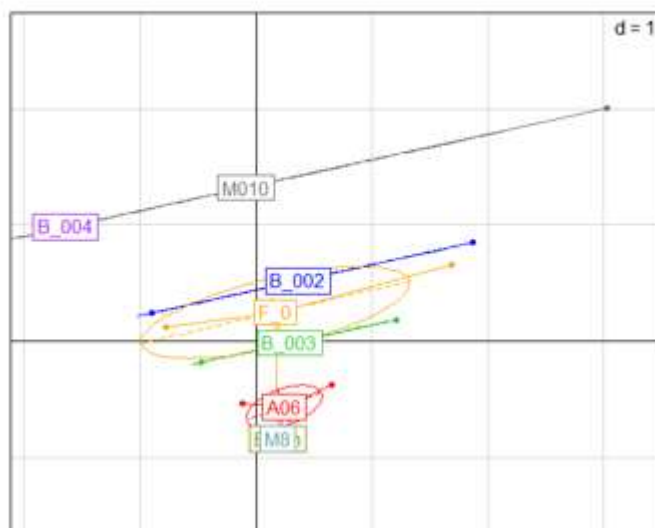
Reconnexion aval + Hauteur d'étagement aval



Associations réalisées
G_003 / N_008 / N_009
N_002 / G_004 / G_005
G_550
N_970 / G_007

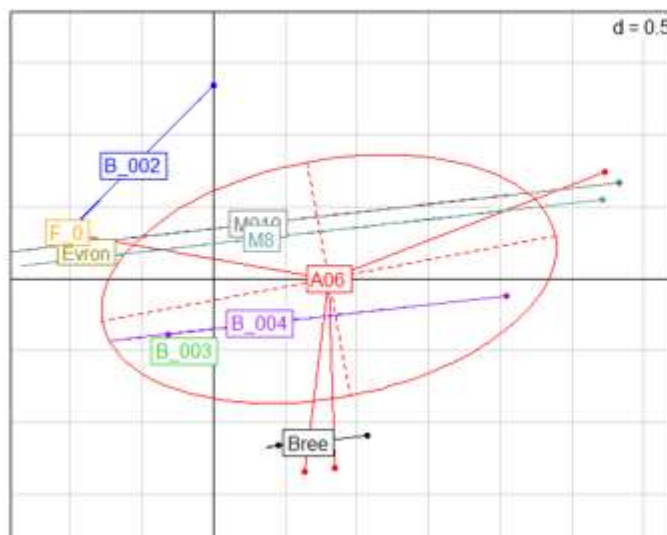
B) Jouanne

Reconnexion amont



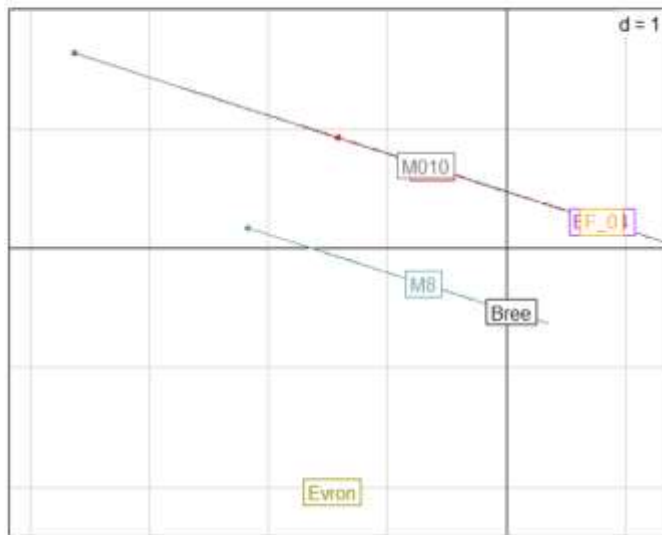
Associations réalisées
Evron / Bree / M8
M010
A06
B_002 / B_003 / F0
B_004

Reconnexion aval



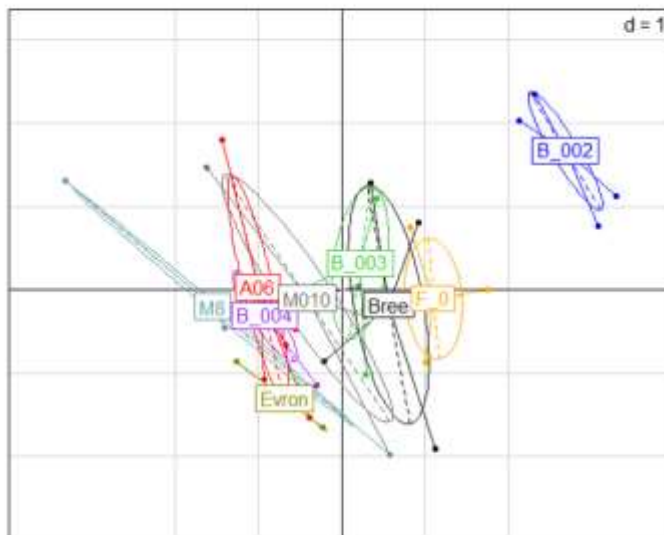
Associations réalisées
Evron / B_002 / F0
Bree / B_004
M8 / M010
A06
B_003

Affluents



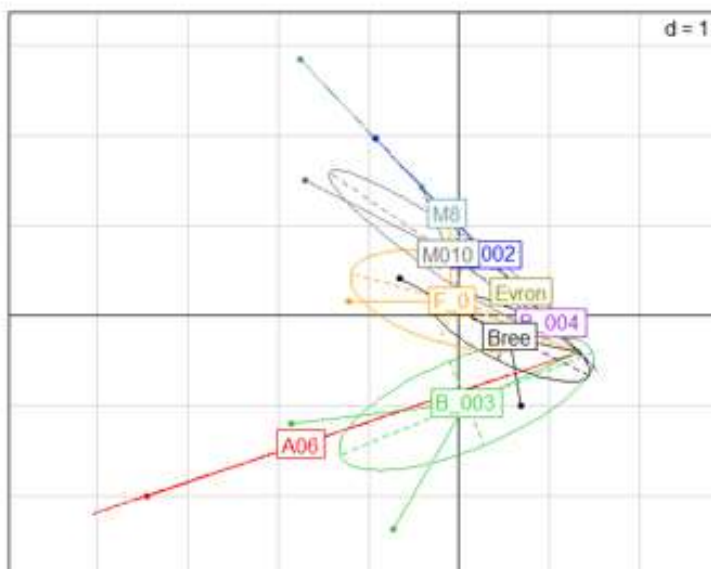
Associations réalisées
Evron
M8 / Bree
M010 / A06
F0 / B_002 / B_003 / B_004

Hauteur d'étagement



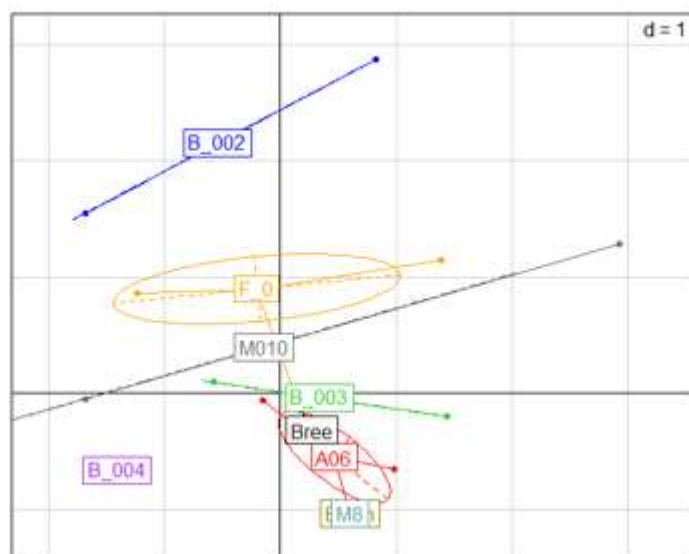
Associations réalisées
Evron
Bree
M8 / M010 / A06 / B_003 / B_004 / F0
B_002

Restauration



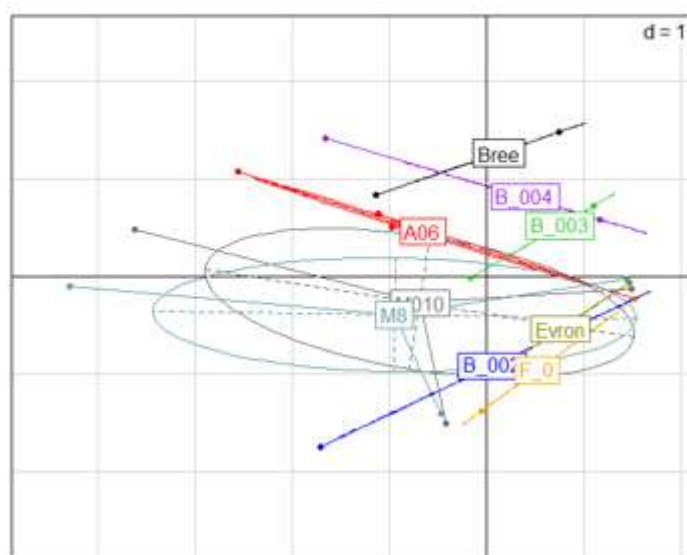
Associations réalisées
B_002 / Evron / B_004
M8
F0 / Bree / M010
A06
B_003

Reconnexion amont + restauration amont



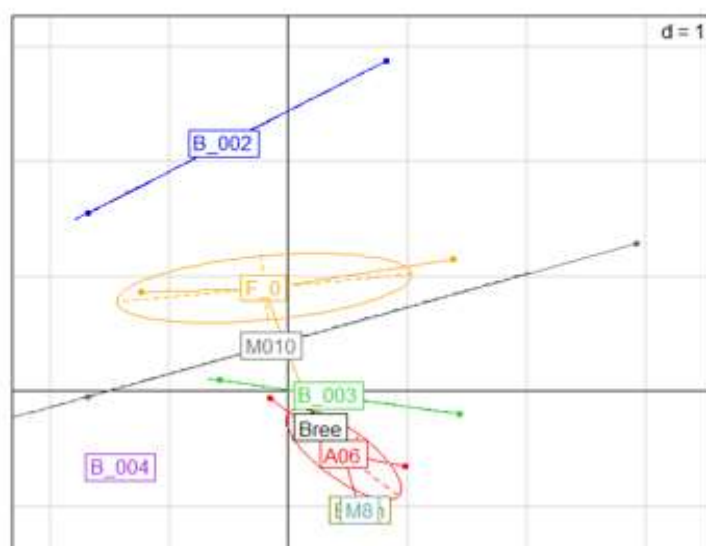
Associations réalisées
Evron / Bree / M8
M010 / B_002
A06
B_003
B_004
F0

Reconnexion aval + restauration aval



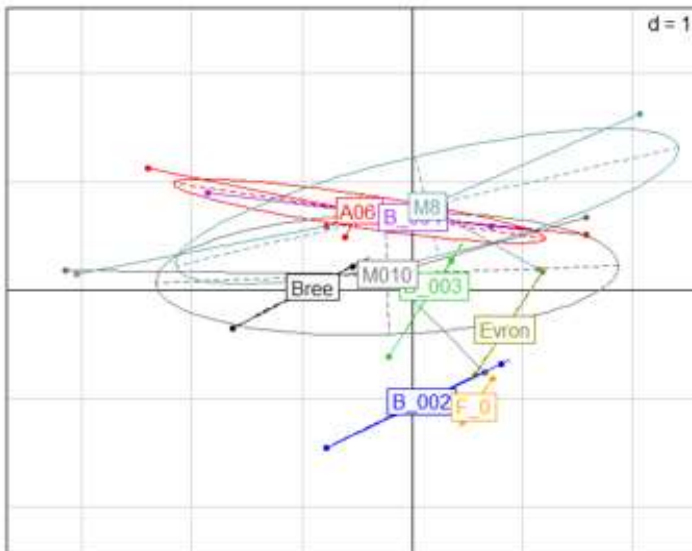
Associations réalisées
M8 / M010
B_002 / F0 / Evron
A06 / B_004
Bree / B_003

Reconnexion amont + Hauteur d'étagement amont



Associations réalisées
Bree / B_003
M010 / A06
B_002
B_004
F0
Evron / M8

Reconnexion aval + Hauteur d'étagement aval



Associations réalisées
B_002 / F0 / Evron
Bree
M010
M8 / A06 / B_004
B_003

Annexe 8 : Résultats des tests post-hoc HSD de Tukey

A) Vicoin

Reconnexion Amont

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Abondance			Shannon		
A	B	0,854	A	B	0,327	A	B	0,982	A	B	0,375	A	B	1,000
C	B	0,404	C	B	0,228	C	B	0,890	C	B	0,945	C	B	0,658
D	B	1,000	D	B	1,000	D	B	0,389	D	B	0,997	D	B	0,663
C	A	0,924	C	A	1,000	C	A	0,655	C	A	0,515	C	A	0,697
D	A	0,927	D	A	0,485	D	A	0,565	D	A	0,458	D	A	0,637
D	C	0,667	D	C	0,440	D	C	0,113	D	C	0,925	D	C	0,162

Poissons

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Limnophile			% Rhéophile			% Omnivore			Anguille			% Truite		
A	B	0,954	A	B	0,873	A	B	0,897	A	B	0,263	A	B	0,344	A	B	0,880	A	B	0,998	A	B	0,425
C	B	0,425	C	B	0,907	C	B	0,373	C	B	0,072	C	B	0,230	C	B	0,911	C	B	0,158	C	B	0,138
C	A	0,107	C	A	0,583	C	A	0,160	C	A	0,894	C	A	0,917	C	A	0,601	C	A	0,178	C	A	0,062

A =	Pas de changement ; connectivité des sites = 48% et 54%																					
B =	Connectivité à 100%																					
C =	Gain de connectivité <50% au début de l'étude (avant 2011)																					
D =	Gain de connectivité de 30% tard dans l'étude (2015)																					

Reconnexion aval

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Abondance			Shannon		
A	B	0,944	A	B	0,805	A	B	1,000	A	B	0,513	A	B	0,406
C	B	0,927	C	B	0,734	C	B	0,095	C	B	0,805	C	B	0,996
D	B	1,000	D	B	1,000	D	B	0,079	D	B	0,786	D	B	0,942
C	A	0,997	C	A	0,984	C	A	0,142	C	A	1,000	C	A	0,578
D	A	0,949	D	A	0,870	D	A	0,248	D	A	0,996	D	A	0,311
D	C	0,927	D	C	0,784	D	C	0,749	D	C	1,000	D	C	0,996

Poissons

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Limnophile			% Rhéophile			% Omnivore			Anguille			% Truite		
A	B	0,458	A	B	1,000	A	B	0,993	A	B	0,004	A	B	9,80E-05	A	B	0,706	A	B	0,920	A	B	0,099
C	B	0,568	C	B	0,997	C	B	0,984	C	B	0,997	C	B	0,467	C	B	0,820	C	B	0,980	C	B	0,428
D	B	0,522	D	B	0,986	D	B	0,726	D	B	0,533	D	B	0,943	D	B	0,950	D	B	0,110	D	B	0,474
C	A	0,996	C	A	1,000	C	A	1,000	C	A	0,050	C	A	0,071	C	A	0,430	C	A	0,990	C	A	0,867
D	A	0,122	D	A	0,998	D	A	0,768	D	A	0,434	D	A	0,003	D	A	0,939	D	A	0,150	D	A	0,074
D	C	0,156	D	C	1,000	D	C	0,703	D	C	0,646	D	C	0,828	D	C	0,662	D	C	0,200	D	C	0,092

A =	Connexion faible qui ne change pas (- de 35%)
B =	Gain de plus de 90% au début de l'étude (2010)
C =	Connexion qui ne change pas (65%)
D =	Changement de 3,6% à 56,2% en 2010

Affluents

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Abondance			Shannon		
A	B	1,000	A	B	0,970	A	B	0,487	A	B	0,987	A	B	0,998
C	B	0,726	C	B	0,994	C	B	1,000	C	B	0,953	C	B	0,673
D	B	0,996	D	B	0,816	D	B	0,265	D	B	0,833	D	B	0,669
E	B	0,969	E	B	0,999	E	B	0,055	E	B	0,925	E	B	0,845
C	A	0,823	C	A	0,869	C	A	0,606	C	A	1,000	C	A	0,573
D	A	0,994	D	A	0,979	D	A	0,943	D	A	0,970	D	A	0,825
E	A	0,985	E	A	0,933	E	A	0,188	E	A	0,998	E	A	0,753
D	C	0,723	D	C	0,671	D	C	0,337	D	C	0,986	D	C	0,180
E	C	0,990	E	C	1,000	E	C	0,055	E	C	1,000	E	C	1,000
E	D	0,924	E	D	0,759	E	D	0,221	E	D	0,997	E	D	0,286

Poissons

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Limnophile			% Rhéophile			% Omnivore			Anguille			% Truite		
A	B	0,259	A	B	1,000	A	B	0,992	A	B	0,741	A	B	0,714	A	B	0,950	A	B	0,929	A	B	0,377
C	B	0,196	C	B	0,405	C	B	0,268	C	B	0,064	C	B	0,055	C	B	1,000	C	B	0,824	C	B	0,116
E	B	0,072	E	B	0,999	E	B	0,359	E	B	0,945	E	B	0,445	E	B	0,915	E	B	0,054	E	B	0,060
C	A	0,989	C	A	0,492	C	A	0,459	C	A	0,423	C	A	0,409	C	A	0,982	C	A	0,991	C	A	0,867
E	A	0,734	E	A	1,000	E	A	0,575	E	A	0,982	E	A	0,966	E	A	0,999	E	A	0,204	E	A	0,495
E	C	0,915	E	C	0,564	E	C	0,996	E	C	0,280	E	C	0,712	E	C	0,963	E	C	0,404	E	C	0,939

A =	Nombre d'affluent 0 -> 1
B =	0 affluent du début à la fin

C =	Nombre d'affluents 0 -> 2	
D =	Nombre d'affluents connectés de 4 dès le début	
E =	Nombre d'affluents connecté de 1 dès le début	

Hauteur d'étagement

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Abondance			Shannon		
A	B	1,000	A	B	0,999	A	B	0,855	A	B	0,966	A	B	1,000
C	B	0,339	C	B	0,856	C	B	0,983	C	B	0,374	C	B	1,000
D	B	0,949	D	B	0,980	D	B	0,751	D	B	0,351	D	B	0,861
C	A	0,587	C	A	0,874	C	A	0,698	C	A	0,845	C	A	1,000
D	A	0,988	D	A	0,999	D	A	0,379	D	A	0,892	D	A	0,946
D	C	0,459	D	C	0,544	D	C	0,944	D	C	0,993	D	C	0,832

Poissons

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Limnophile			% Rhéophile			% Omnivore			Anguille			% Truite		
A	B	0,412	A	B	0,996	A	B	0,965	A	B	1,000	A	B	0,511	A	B	0,654	A	B	0,858	A	B	0,421
C	B	0,991	C	B	0,960	C	B	0,970	C	B	0,396	C	B	0,562	C	B	0,963	C	B	1,000	C	B	0,602
D	B	0,055	D	B	0,671	D	B	0,163	D	B	0,951	D	B	1,000	D	B	0,892	D	B	0,246	D	B	0,137
C	A	0,234	C	A	0,998	C	A	0,999	C	A	0,568	C	A	0,508	C	A	0,861	C	A	0,838	C	A	0,070
D	A	0,794	D	A	0,920	D	A	0,681	D	A	0,984	D	A	0,428	D	A	0,900	D	A	0,930	D	A	1,000
D	C	0,254	D	C	0,935	D	C	0,372	D	C	0,119	D	C	0,063	D	C	0,998	D	C	0,221	D	C	0,479

A =	HE équilibré entre amont (3,8m vers 2m) et aval (3m vers 0m)	
B =	HE stable à l'amont (2m-> 1,8m en moyenne) ; à l'aval : fort changement (4,1m -> 0,7m en moyenne)	
C =	HE = 0m au début à l'amont ; à l'aval baisse moyenne de 1,5m	
D =	HE à l'amont plus importante (2,95m en moyenne -> 1,15m en moyenne) qu'à l'aval (2,1m en moyenne -> 0,95m en moyenne)	

Restauration

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Abondance			Shannon		
A	B	0,997	A	B	0,472	A	B	0,797	A	B	0,537	A	B	0,997
C	B	0,801	C	B	0,993	C	B	0,166	C	B	0,501	C	B	0,801
D	B	0,997	D	B	0,616	D	B	0,236	D	B	0,621	D	B	0,997
C	A	0,570	C	A	0,459	C	A	0,437	C	A	1,000	C	A	0,570
D	A	1,000	D	A	1,000	D	A	0,072	D	A	0,998	D	A	1,000
D	C	0,765	D	C	0,661	D	C	0,978	D	C	0,997	D	C	0,765

Poissons

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Limnophile			% Rhéophile			% Omnivore			Anguille			% Truite		
A	B	0,333	A	B	0,998	A	B	0,980	A	B	0,213	A	B	0,565	A	B	1,000	A	B	0,924	A	B	0,462
C	B	0,053	C	B	0,759	C	B	0,203	C	B	0,067	C	B	0,065	C	B	1,000	C	B	0,206	C	B	0,077
D	B	1,000	D	B	0,992	D	B	0,990	D	B	0,102	D	B	0,850	D	B	0,749	D	B	0,997	D	B	1,000
C	A	0,851	C	A	0,842	C	A	0,374	C	A	0,912	C	A	0,651	C	A	0,999	C	A	0,535	C	A	0,566
D	A	0,526	D	A	0,999	D	A	1,000	D	A	0,899	D	A	0,990	D	A	0,718	D	A	0,988	D	A	0,622
D	C	0,164	D	C	0,953	D	C	0,532	D	C	0,997	D	C	0,585	D	C	0,737	D	C	0,478	D	C	0,102

A =	Travaux répartis entre amont (0,9km) et l'aval (1km)
B =	Pas de travaux à l'amont, uniquement à l'aval
C =	Linéaire principalement à l'amont (1,3km) qu'a l'aval (0,55km)
D =	Aucune restauration

Reconnexion amont + restauration amont

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Abondance			Shannon		
A	B	0,870	A	B	0,055	A	B	0,625	A	B	0,224	A	B	0,950
C	B	0,915	C	B	0,790	C	B	0,809	C	B	0,997	C	B	0,960
D	B	0,886	D	B	0,945	D	B	0,993	D	B	1,000	D	B	0,399
E	B	1,000	E	B	1,000	E	B	1,000	E	B	1,000	E	B	1,000
F	B	0,918	F	B	0,692	F	B	0,400	F	B	1,000	F	B	0,735
C	A	1,000	C	A	0,249	C	A	0,991	C	A	0,225	C	A	1,000
D	A	1,000	D	A	0,244	D	A	0,894	D	A	0,292	D	A	0,965
E	A	0,955	E	A	0,087	E	A	0,473	E	A	0,196	E	A	0,851
F	A	1,000	F	A	0,561	F	A	0,356	F	A	0,297	F	A	1,000
D	C	1,000	D	C	1,000	D	C	0,990	D	C	1,000	D	C	0,705
E	C	0,984	E	C	0,897	E	C	0,637	E	C	0,995	E	C	0,843
F	C	1,000	F	C	1,000	F	C	0,060	F	C	1,000	F	C	0,977
E	D	0,968	E	D	0,982	E	D	0,962	E	D	0,999	E	D	0,236
F	D	1,000	F	D	0,995	F	D	0,076	F	D	1,000	F	D	0,996
F	E	0,981	F	E	0,812	F	E	0,179	F	E	0,999	F	E	0,535

Poissons

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Limnophile			% Rhéophile			% Omnivore			Anguille			% Truite		
A	B	1,000	A	B	0,990	A	B	0,992	A	B	0,057	A	B	0,011	A	B	0,818	A	B	1,000	A	B	0,747
C	B	0,668	C	B	1,000	C	B	1,000	C	B	0,229	C	B	0,315	C	B	0,982	C	B	0,992	C	B	0,365
D	B	0,562	D	B	0,935	D	B	0,861	D	B	0,004	D	B	1,60E-04	D	B	0,929	D	B	0,970	D	B	0,146
F	B	0,306	F	B	1,000	F	B	0,952	F	B	0,143	F	B	0,119	F	B	0,998	F	B	0,426	F	B	0,077
C	A	0,840	C	A	0,996	C	A	0,987	C	A	0,999	C	A	0,563	C	A	0,973	C	A	0,998	C	A	0,999

D	A	0,743	D	A	0,601	D	A	0,495	D	A	0,829	D	A	1,000	D	A	0,998	D	A	0,987	D	A	0,915
F	A	0,470	F	A	0,977	F	A	0,666	F	A	0,972	F	A	0,757	F	A	0,935	F	A	0,505	F	A	0,781
D	C	1,000	D	C	0,727	D	C	0,706	D	C	0,427	D	C	0,352	D	C	0,999	D	C	1,000	D	C	0,971
F	C	0,957	F	C	0,999	F	C	0,878	F	C	0,994	F	C	1,000	F	C	1,000	F	C	0,575	F	C	0,861
F	D	0,996	F	D	0,916	F	D	1,000	F	D	0,240	F	D	0,593	F	D	0,991	F	D	0,800	F	D	0,999

A =	Pas d'évolution (65%), pas de travaux
B =	Début de l'étude la connectivité est de 100%; pas de travaux
C =	Connexion longtemps moyenne (50%) et peu de travaux (linéaire moyen restauré de 0,9km)
D =	Gain de reconnexion (+66%) ; linéaire restauré = 1,5km
E =	Gain faible et tardif (70% vers 100%) ; Linéaire restauré = 1,3km
F =	Gain rapide (4% vers 56% : linéaire restauré 0,6km)

Reconnexion aval + restauration aval

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Abondance			Shannon		
A	B	0,862	A	B	0,973	A	B	0,802	A	B	0,286	A	B	0,819
C	B	0,958	C	B	0,973	C	B	0,740	C	B	0,919	C	B	0,299
D	B	0,997	D	B	0,981	D	B	0,254	D	B	1,000	D	B	0,585
C	A	0,959	C	A	0,051	C	A	0,992	C	A	0,053	C	A	0,995
D	A	0,842	D	A	0,496	D	A	0,889	D	A	0,094	D	A	0,993
D	C	0,940	D	C	0,891	D	C	0,583	D	C	0,985	D	C	1,000

Poissons

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Limnophile			% Rhéophile			% Omnivore			Anguille			% Truite		
A	B	0,993	A	B	0,931	A	B	0,940	A	B	0,328	A	B	0,001	A	B	0,585	A	B	0,999	A	B	0,527
														2,1E-04									
C	B	0,174	C	B	0,999	C	B	0,883	C	B	0,001	C	B		C	B	0,828	C	B	0,590	C	B	0,331
D	B	0,996	D	B	1,000	D	B	1,000	D	B	0,067	D	B	0,064	D	B	0,426	D	B	0,995	D	B	0,871
C	A	0,318	C	A	0,784	C	A	0,460	C	A	1,000	C	A	0,702	C	A	0,852	C	A	0,682	C	A	0,708
D	A	1,000	D	A	0,946	D	A	0,947	D	A	0,982	D	A	0,310	D	A	0,997	D	A	0,999	D	A	0,909
D	C	0,224	D	C	0,993	D	C	0,826	D	C	0,957	D	C	0,635	D	C	0,664	D	C	0,723	D	C	0,186

A =	Reconnexion (+90%) ; travaux sur un linéaire de 2km
B =	Pas de reconnexion, mais travaux sur un linéaire de 1km en moyenne
C =	Reconnexion moyenne (<50%) ; travaux sur des linéaires inférieurs à 1km
D =	Pas d'évolution (65%), pas de travaux

Reconnexion amont + Hauteur d'étagement amont

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Abondance			Shannon		
A	B	0,933	A	B	0,443	A	B	0,992	A	B	0,509	A	B	1,000
C	B	0,886	C	B	0,881	C	B	0,385	C	B	0,992	C	B	0,994
D	B	0,511	D	B	0,247	D	B	0,583	D	B	0,997	D	B	0,988
E	B	0,833	E	B	0,553	E	B	0,312	E	B	0,996	E	B	0,908
C	A	1,000	C	A	0,872	C	A	0,686	C	A	0,667	C	A	0,997
D	A	0,869	D	A	0,948	D	A	0,373	D	A	0,883	D	A	0,991
E	A	0,998	E	A	1,000	E	A	0,105	E	A	0,809	E	A	0,923
D	C	0,856	D	C	0,565	D	C	0,388	D	C	1,000	D	C	0,999
E	C	0,998	E	C	0,923	E	C	9,0E-04	E	C	1,000	E	C	0,977
E	D	0,966	E	D	0,950	E	D	0,821	E	D	1,000	E	D	0,999

Poissons

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Limnophile			% Rhéophile			% Omnivore			Anguille			% Truite		
A	B	0,992	A	B	0,959	A	B	0,972	A	B	0,385	A	B	0,738	A	B	0,965	A	B	1,000	A	B	0,600
C	B	0,290	C	B	0,875	C	B	0,711	C	B	0,066	C	B	0,087	C	B	0,989	C	B	0,753	C	B	0,162
E	B	0,057	E	B	0,999	E	B	0,685	E	B	0,776	E	B	0,096	E	B	0,953	E	B	0,138	E	B	0,204
C	A	0,059	C	A	0,586	C	A	0,435	C	A	0,729	C	A	0,997	C	A	0,853	C	A	0,786	C	A	0,270
E	A	0,101	E	A	0,936	E	A	0,441	E	A	0,953	E	A	0,869	E	A	0,775	E	A	0,153	E	A	0,242
E	C	1,000	E	C	0,945	E	C	0,998	E	C	0,455	E	C	0,928	E	C	0,994	E	C	0,521	E	C	0,991

A =	Connexion = Pas de changement (51% en moyenne) ; HE = -0,2m en moyenne																				
B =	Connexion = Pas de changement (100% de base) ; HE pas de changement																				
C =	Gain de continuité moyen (entre 30 et 75%) ; HE baisse importante																				
D =	Gain important de continuité + 98% ; HE baisse de 0,4m																				
E =	Continuité (3,6% -> 56,2%) ; HE (3,65m -> 2,2m)																				

Reconnexion aval + Hauteur d'étagement aval

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Abondance			Shannon		
A	C	0,986	A	C	0,691	A	C	1,000	A	C	0,342	A	C	0,853
B	C	0,868	B	C	0,907	B	C	0,206	B	C	0,966	B	C	0,103
D	C	0,997	D	C	0,984	D	C	0,224	D	C	1,000	D	C	0,566
B	A	0,972	B	A	0,972	B	A	0,206	B	A	0,603	B	A	0,409
D	A	0,968	D	A	0,639	D	A	0,227	D	A	0,649	D	A	0,892
D	B	0,864	D	B	0,823	D	B	0,966	D	B	0,994	D	B	0,970

Poissons

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Limnophile			% Rhéophile			% Omnivore			Anguille			% Truite		
A	C	0,630	A	C	0,979	A	C	0,994	A	C	0,047	A	C	7E-05	A	C	0,751	A	C	0,967	A	C	0,200
B	C	0,138	B	C	0,978	B	C	0,627	B	C	0,010	B	C	0,001	B	C	0,831	B	C	0,371	B	C	0,147
D	C	0,996	D	C	1,000	D	C	1,000	D	C	0,618	D	C	7E-04	D	C	0,432	D	C	0,995	D	C	0,864
B	A	0,469	B	A	0,658	B	A	0,162	B	A	0,902	B	A	0,835	B	A	0,996	B	A	0,331	B	A	0,350
D	A	0,749	D	A	0,988	D	A	0,997	D	A	0,882	D	A	0,770	D	A	0,825	D	A	0,998	D	A	0,648
D	B	0,176	D	B	0,953	D	B	0,533	D	B	0,995	D	B	0,396	D	B	0,730	D	B	0,480	D	B	0,091

A =	Forte augmentation (<90%) : Forte baisse de la HE = -3,3m en moyenne
B =	Reconnexion totale en 2010 ; baisse de la HE de 1,3m
C =	Pas de changement de la connectivité ; HE baisse en moyenne de 0,9m
D =	Connexion = 5% ; HE = 2m aucun changement

B) Jouanne

Reconnexion amont

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Abondance			Shannon			Brachycentrus		
A	B	0,8678	A	B	0,6265	A	B	0,5879	A	B	0,5858	A	B	0,1028	A	B	1,0000
C	B	0,9818	C	B	0,3855	C	B	0,3971	C	B	0,5687	C	B	0,4112	C	B	1,0000
D	B	0,6500	D	B	0,2508	D	B	0,2090	D	B	0,1655	D	B	0,9544	D	B	0,6744
E	B	0,0739	E	B	0,4536	E	B	0,3808	E	B	0,2176	E	B	0,9866	E	B	0,0685
C	A	0,5889	C	A	0,8846	C	A	0,9128	C	A	0,9854	C	A	1,0000	C	A	1,0000
D	A	0,9691	D	A	0,8399	D	A	0,8098	D	A	0,7178	D	A	0,1557	D	A	0,3157
E	A	0,0616	E	A	0,9592	E	A	0,9359	E	A	0,7535	E	A	0,3310	E	A	0,0110
D	C	0,3873	D	C	0,9992	D	C	0,9999	D	C	0,9984	D	C	0,6463	D	C	0,7489
E	C	0,1878	E	C	0,9983	E	C	0,9998	E	C	0,9929	E	C	0,6889	E	C	0,1154
E	D	0,2206	E	D	1,0000	E	D	1,0000	E	D	0,9995	E	D	1,0000	E	D	0,3644

Poissons

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Omnivore			% Limnophile			% Rhéophile			Anguille			% Truite		
D	A	4,0E-04	D	A	0,379	D	A	8,1E-04	D	A	4,5E-05	D	A	6,2E-04	D	A	0,706	D	A	0,009	D	A	0,108

A =	Gain moyen (+50 %) pas forcément toujours jusqu'à 100 %
B =	Léger gain au début de l'étude (85 → 100%)
C =	Pas de gain, très faible connectivité (-15%)
D =	Tout le temps 100 % de connectivité
E =	Fort gain de connectivité (+90%)

Reconnexion aval

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Shannon			Abondance			Brachycentrus		
A	B	0,915	A	B	0,485	A	B	0,782	A	B	0,271	A	B	0,605	A	B	1,000
C	B	0,648	C	B	0,989	C	B	0,365	C	B	0,053	C	B	0,813	C	B	1,000
D	B	0,989	D	B	0,165	D	B	0,199	D	B	0,733	D	B	0,289	D	B	1,000
E	B	0,370	E	B	0,344	E	B	0,220	E	B	0,961	E	B	0,108	E	B	0,156
C	A	0,923	C	A	0,866	C	A	0,812	C	A	0,483	C	A	1,000	C	A	1,000
D	A	0,488	D	A	0,876	D	A	0,618	D	A	0,899	D	A	0,933	D	A	1,000
E	A	0,051	E	A	0,995	E	A	0,667	E	A	0,470	E	A	0,610	E	A	0,070
D	C	0,292	D	C	0,488	D	C	1,000	D	C	0,191	D	C	0,965	D	C	1,000
E	C	0,273	E	C	0,737	E	C	1,000	E	C	0,056	E	C	0,797	E	C	0,071
E	D	0,005	E	D	0,982	E	D	1,000	E	D	0,957	E	D	0,977	E	D	0,185

Poisson

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Omnivore			% Limnophile			% Rhéophile			Anguille			% Truite		
C	A	0,297	C	A	0,064	C	A	0,192	C	A	0,170	C	A	0,088	C	A	0,095	C	A	0,865	C	A	0,165

A =	Connectivité tout le temps faible (-de 10%)
B =	Très fort gain de connectivité (+ de 90%) au tout début de l'étude
C =	Faible (-de 25%) sans changement durant l'étude
D =	Gain moyen (Début = +50% -> Fin = 100%)
E =	Très fort gain de connectivité (+ de 90%) au milieu de l'étude

Affluents

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Abondance			Shannon			Brachycentrus		
A	B	0,339	A	B	0,763	A	B	0,787	A	B	0,950	A	B	0,073	A	B	0,085
C	B	0,901	C	B	0,395	C	B	0,378	C	B	0,435	C	B	0,865	C	B	0,952
C	A	0,611	C	A	0,702	C	A	0,653	C	A	0,501	C	A	0,089	C	A	0,152

Poissons

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Omnivore			% Rhéophile			% Limnophile			Anguille			% Truite		
D	A	1,70E-04	D	A	0,379	D	A	1,27E-04	D	A	3,80E-05	D	A	0,146	D	A	2,64E-04	D	A	0,147	D	A	0,108

A =	0 Affluent du début à la fin
B =	0 Affluent au début à 1 ou 2 connectés à la fin
C =	1 ou 2 affluents de bases, +0 ou +1 à la fin

D =	3 Affluents connectés au début, 0 ajout
------------	--

Hauteur d'étagement

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Abondance			Shannon			Brachycentrus		
A	B	0,536	A	B	0,866	A	B	0,639	A	B	0,905	A	B	0,175	A	B	0,604
C	B	0,143	C	B	0,488	C	B	0,629	C	B	0,795	C	B	0,777	C	B	0,511
C	A	0,879	C	A	0,918	C	A	0,996	C	A	0,994	C	A	0,201	C	A	1,000

Poissons

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Omnivore			% Limnophile			% Rhéophile			Anguille			% Truite		
B	A	0,788	B	A	0,093	B	A	0,361	B	A	0,575	B	A	0,941	B	A	0,909	B	A	0,899	B	A	0,765
D	A	6,02E-05	D	A	0,051	D	A	0,458	D	A	3,56E-04	D	A	6,39E-05	D	A	0,847	D	A	0,053	D	A	0,660
D	B	1,66E-05	D	B	0,953	D	B	1,96E-03	D	B	3,33E-04	D	B	1,90E-06	D	B	0,964	D	B	0,117	D	B	0,201

A =	HE amont 3,7m -> 3,7m ; HE aval 1,6m -> 0m
B =	Amont, début HE moyenne = 1,2m, baisse de 79% ; Aval début HE moyenne = 2,7m baisse de 67%
C =	HE amont 1,4m -> 0,7m ; Aval 1,3m -> 0m
D =	Pas d'étagement à l'amont, évolution à l'aval (-1,4m)

Restauration

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Abondance			Shannon			Brachycentrus		
A	B	1,000	A	B	0,310	A	B	0,215	A	B	0,384	A	B	0,137	A	B	1,000
C	B	0,762	C	B	0,990	C	B	0,378	C	B	0,822	C	B	0,154	C	B	1,000
D	B	0,691	D	B	0,284	D	B	0,537	D	B	0,335	D	B	0,887	D	B	0,929
E	B	0,064	E	B	0,548	E	B	0,357	E	B	0,220	E	B	0,950	E	B	0,130
C	A	0,641	C	A	0,677	C	A	1,000	C	A	0,982	C	A	0,993	C	A	1,000
D	A	0,466	D	A	0,999	D	A	0,812	D	A	1,000	D	A	0,114	D	A	0,848
E	A	0,259	E	A	0,999	E	A	1,000	E	A	0,982	E	A	0,096	E	A	0,069
D	C	0,999	D	C	0,706	D	C	0,933	D	C	0,991	D	C	0,304	D	C	0,927
E	C	0,611	E	C	0,858	E	C	1,000	E	C	0,864	E	C	0,084	E	C	0,147
E	D	0,219	E	D	1,000	E	D	0,933	E	D	0,927	E	D	1,000	E	D	0,183

Poissons

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Omnivore			% Limnophile			% Rhéophile			Anguille			% Truite		
C	A	0,192	C	A	0,211	C	A	0,265	C	A	0,196	C	A	0,471	C	A	0,106	C	A	0,783	C	A	0,919
D	A	0,163	D	A	3,48E-05	D	A	0,166	D	A	0,473	D	A	0,055	D	A	0,499	D	A	0,436	D	A	0,098
D	C	0,965	D	C	2,72E-07	D	C	0,979	D	C	0,695	D	C	0,715	D	C	0,075	D	C	0,934	D	C	0,066

A =	Restauration à l'aval seulement																						
B =	Beaucoup de restauration (2,1 km) tôt dans l'étude (2010)																						
C =	Restauration plus importante à l'amont qu'à l'aval																						
D =	Restauration équilibrée entre amont (0,5km) et aval (0,8km)																						
E =	Restauration uniquement à l'aval en 2 fois (0,75km puis 0,50km)																						

Reconnexion amont + restauration amont

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Abondance			Shannon			Brachycentrus		
A	B	0,429	A	B	0,441	A	B	0,258	A	B	0,268	A	B	0,307	A	B	0,655
C	B	0,871	C	B	0,997	C	B	0,432	C	B	0,889	C	B	0,448	C	B	1,000
D	B	0,996	D	B	0,475	D	B	0,452	D	B	0,674	D	B	0,485	D	B	1,000
E	B	0,798	E	B	0,321	E	B	0,240	E	B	0,225	E	B	0,979	E	B	0,824
F	B	0,965	F	B	0,736	F	B	0,996	F	B	0,887	F	B	0,936	F	B	1,000
C	A	0,995	C	A	0,824	C	A	1,000	C	A	0,957	C	A	0,712	C	A	0,676
D	A	0,262	D	A	0,999	D	A	1,000	D	A	1,000	D	A	1,000	D	A	0,744
E	A	0,967	E	A	1,000	E	A	1,000	E	A	1,000	E	A	0,516	E	A	0,998
F	A	0,821	F	A	0,995	F	A	0,382	F	A	0,806	F	A	0,764	F	A	0,457
D	C	0,668	D	C	0,777	D	C	1,000	D	C	0,997	D	C	0,911	D	C	1,000
E	C	1,000	E	C	0,725	E	C	1,000	E	C	0,944	E	C	0,075	E	C	0,833
F	C	0,997	F	C	0,968	F	C	0,608	F	C	1,000	F	C	0,157	F	C	1,000
E	D	0,558	E	D	1,000	E	D	1,000	E	D	1,000	E	D	0,728	E	D	0,876
F	D	0,806	F	D	0,973	F	D	0,626	F	D	0,983	F	D	0,864	F	D	1,000
F	E	0,996	F	E	0,977	F	E	0,354	F	E	0,756	F	E	1,000	F	E	0,664

Poissons

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Omnivore			% Limnophile			% Rhéophile			Anguille			% Truite		
C	A	0,989	C	A	0,455	C	A	0,609	C	A	0,998	C	A	0,773	C	A	0,172	C	A	0,938	C	A	0,840
E	A	0,017	E	A	9,23E-09	E	A	0,059	E	A	0,069	E	A	1,26E-04	E	A	0,916	E	A	0,100	E	A	0,762
F	A	0,881	F	A	0,000	F	A	0,628	F	A	0,545	F	A	1,000	F	A	0,946	F	A	0,992	F	A	0,407

E	C	3,53E-04	E	C	7,73E-10	E	C	0,051	E	C	0,438	E	C	1,45E-05	E	C	0,456	E	C	0,275	E	C	0,999
F	C	0,981	F	C	0,000	F	C	0,996	F	C	0,667	F	C	0,640	F	C	0,303	F	C	0,979	F	C	0,082
F	E	1,43E-04	F	E	0,032	F	E	0,096	F	E	0,297	F	E	2,28E-05	F	E	0,577	F	E	0,083	F	E	0,057

A =	Fort gain de continuité (+50% minimum, jusqu'à 100%), Linéaire restauré = 1,25km																					
B =	Gain de continuité faible (80 -> 100%), linéaire restauré moyen= 1,5km																					
C =	Gain de 33% à 80%, linéaire restauré = 0,9m																					
D =	Faible connectivité (-15%), pas de linéaire restauré																					
E =	Connectivité de base = 100% ou raidement atteint, pas de restauration																					
F =	Gain de plus de 50%, linéaire restauré = 1km																					

Reconnexion aval + restauration aval

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Abondance			Shannon			Brachycentrus		
A	B	0,528	A	B	0,880	A	B	0,997	A	B	0,880	A	B	0,640	A	B	1,000
C	B	0,770	C	B	0,888	C	B	0,480	C	B	0,681	C	B	0,710	C	B	1,000
D	B	0,003	D	B	0,726	D	B	0,518	D	B	0,211	D	B	0,993	D	B	0,157
C	A	0,983	C	A	1,000	C	A	0,520	C	A	0,969	C	A	1,000	C	A	1,000
D	A	0,247	D	A	0,982	D	A	0,562	D	A	0,501	D	A	0,422	D	A	0,036
D	C	0,154	D	C	0,987	D	C	1,000	D	C	0,802	D	C	0,507	D	C	0,001

Poissons

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Omnivore			% Limnophile			% Rhéophile			Anguille			% Truite		
C	A	0,297	C	A	0,065	C	A	0,192	C	A	0,170	C	A	0,089	C	A	0,549	C	A	0,865	C	A	0,165

A =	Pas de gain de continuité, linéaire restauré moyenne = 700m																					
B =	Gain de continuité supérieur à 50%, linéaire restauré = 1km																					
C =	Gain de continuité = 25%, linéaire restauré moyen =1km																					

Reconnexion amont + Hauteur d’égagement amont

Macro-invertébrés

%EPT			EPT			Diptère			Abondance			Shannon			Brachycentrus		
A	B	0,858	A	B	0,972	A	B	0,588	A	B	0,953	A	B	0,101	A	B	0,910
C	B	0,738	C	B	0,985	C	B	0,329	C	B	0,945	C	B	0,355	C	B	0,758
D	B	0,353	D	B	0,850	D	B	0,644	D	B	0,965	D	B	0,509	D	B	0,934
E	B	0,285	E	B	0,973	E	B	0,596	E	B	0,649	E	B	1,000	E	B	0,205
C	A	1,000	C	A	0,999	C	A	1,000	C	A	1,000	C	A	0,298	C	A	1,000
D	A	0,936	D	A	0,996	D	A	1,000	D	A	1,000	D	A	0,714	D	A	1,000

E	A	0,155
D	C	0,858
E	C	0,067
E	D	0,349

E	A	1,000
D	C	0,970
E	C	1,000
E	D	0,993

E	A	1,000
D	C	1,000
E	C	1,000
E	D	1,000

E	A	0,990
D	C	1,000
E	C	0,948
E	D	0,993

E	A	0,071
D	C	0,997
E	C	0,770
E	D	0,744

E	A	0,144
D	C	1,000
E	C	0,477
E	D	0,192

Poissons

Abondance	Shannon	Richesse spécifique	% Omnivore	% Limnophile	% Rhéophile	Anguille	% Truite
C A 0,989	C A 0,455	C A 0,609	C A 0,998	C A 0,773	C A 0,172	C A 0,938	C A 0,840
E A 1,71E-04	E A 9,23E-09	E A 0,049	E A 0,694	E A 0,013	E A 0,916	E A 0,100	E A 0,762
B A 0,881	B A 8,61E-13	B A 0,628	B A 0,545	B A 1,000	B A 0,946	B A 0,992	B A 0,407
E C 3,53E-04	E C 7,73E-10	E C 0,003	E C 0,104	E C 1,45E-05	E C 0,456	E C 0,275	E C 0,999
B C 0,981	B C 1,5E-13	B C 0,996	B C 0,667	B C 0,640	B C 0,070	B C 0,979	B C 0,082
B E 1,43E-03	B E 3,17E-03	B E 0,001	B E 0,297	B E 0,002	B E 0,577	B E 0,083	B E 0,057

A =	Amélioration de la connectivité ; pas de baisse de la HE
B =	Forte reconnexion (<+50%) ; -100% de la HE
C =	Baisse de la HE de -50%, faible au début de l'étude (-1,4m)
D =	Pas d'évolution de la continuité écologique, -75% de la HE
E =	Forte connectivité de base (<80%) HE rapidement à 0m

Reconnexion aval + Hauteur d'étagement aval

Macro-invertébrés

%EPT	EPT	Diptère	Abondance	Shannon	Brachycentrus
A B 0,474	A B 0,817	A B 1,000	A B 0,976	A B 0,379	A B 0,397
C B 0,995	C B 0,965	C B 0,932	C B 1,000	C B 0,802	C B 0,771
D B 0,684	D B 0,781	D B 0,916	D B 0,961	D B 1,000	D B 0,682
E B 0,145	E B 0,948	E B 0,947	E B 0,819	E B 1,000	E B 0,184
C A 0,568	C A 0,633	C A 0,960	C A 0,986	C A 0,147	C A 1,000
D A 1,000	D A 0,996	D A 0,951	D A 0,999	D A 0,699	D A 1,000
E A 0,616	E A 1,000	E A 0,972	E A 0,960	E A 0,758	E A 0,671
D C 0,660	D C 0,591	D C 1,000	D C 0,972	D C 0,836	D C 1,000
E C 0,544	E C 0,788	E C 1,000	E C 0,880	E C 0,841	E C 0,060
E D 0,076	E D 0,998	E D 1,000	E D 0,996	E D 1,000	E D 0,053

Poissons

Abondance			Shannon			Richesse spécifique			% Omnivore			% Limnophile			% Rhéophile			Anguille			% Truite		
C	A	0,297	C	A	0,006	C	A	0,192	C	A	0,170	C	A	0,089	C	A	0,095	C	A	0,865	C	A	0,165

A =	Peu d'évolution de la continuité (moyenne des sites -25%), baisse de la HE moyen = 1,4m
B =	Evolution continuité tardif mais importante (+50%), HE baisse de 1,3m
C =	Pas de changement de la continuité, continuité de base = 25 %, HE = -1,3m
D =	Gain tardif de la continuité (+50%), HE = -1,3m tardif
E =	Fort gain (+80%), HE = Forte baisse en plusieurs étapes (3,5m -> 1,4m -> 0m)

Annexe 9 : Récapitulatif des prélèvements de macro-invertébrés*

*Sont présentés seulement les macro-invertébrés présents sur un minimum de 10 prélèvements

Nom du taxon	Niveau taxonomie	Ordre	Vicoïn		Jouanne	
			Nombre d'individus	Nombre de sites	Nombre d'individus	Nombre de sites
Bryozoa	Embranchement		9	4	16	8
Nemathelmintha	Embranchement		10	7	13	7
Oligochaeta	Super-Classe		18001	48	12953	44
Turbellaria	Classe		6	2	192	11
Cladocères	Super-ordre		20	8	1721	6
Hydracarina	Ordre	Hygrophila	32	8	60	17
Zygoptera	Sous-ordre	Odonate	37	6	409	10
Asellidae	Famille	Isopoda	1348	41	1357	34
Athericidae	Famille	Diptère	105	7	42	14
Baetidae	Famille	Ephemeroptère	49	9	222	11
Ceratopogonidae	Famille	Diptère	64	3	187	20
Chironomidae	Famille	Diptère	37614	48	41149	44
Coenagrionidae	Famille	Odonate	36	9	997	20
Corixidae	Famille	Hemiptère	0	0	1451	12
Dugesidae	Famille	Tricladida	132	20	518	29
Elmidae	Famille	Coleoptère	0	0	773	37
Empididae	Famille	Diptère	13	6	15	7
Erpobdellidae	Famille	Arhynchobdellida	347	42	332	39
Gammaridae	Famille	Amphipode	4429	44	27859	44
Glossiphoniidae	Famille	Rhynchobdelliformes	136	32	1450	39
Goeridae	Famille	Trichoptère	42	18	36	15
Hydropsyche	Famille	Trichoptère	1805	32	3369	40
Hydropsychidae	Famille	Trichoptère	1066	18	964	15
Hydroptilidae	Famille	Trichoptère	310	25	1006	39
Leuctridae	Famille	Plécoptère	236	22	602	31
Limoniidae	Famille	Diptère	13	7	17	6
Lymnaeidae	Famille	Ordre	14	3	21	8

Molannidae	Famille	Trichoptère	0	0	95	11
Piscicolidae	Famille	Rhynchobdelliformes	17	10	55	19
Planorbidae	Famille	Hygrophila	100	12	137	25
Polycentropodidae	Famille	Trichoptère	808	16	281	22
Psychodidae	Famille	Diptère	6	6	8	6
Rhyacophilidae	Famille	Trichoptère	30	8	275	27
Simuliidae	Famille	Diptère	129	15	5235	25
Sphaeriidae	Famille	Veneroida	1614	24	3770	21
Tabanidae	Famille	Diptère	65	25	267	26
Corixinae	Sous-famille	Hemiptère	54	14	0	0
Hemerodromiinae	Sous-famille	Diptère	10	7	7	6
Limnephilinae	Sous-famille	Trichoptère	36	8	26	11
Physa lato-sensu	Tribu	Hygrophila	4	4	35	11
Corixinae	Sous-famille	Hemiptère	54	14	0	0
Hemerodromiinae	Sous-famille	Diptère	10	7	7	6
Limnephilinae	Sous-famille	Trichoptère	36	8	26	11
Acroloxus	Genre	Hygrophila	9	6	134	15
Anabolia	Genre	Trichoptère	15	8	5	4
Ancylus	Genre	Hygrophila	1474	45	2119	44
Anodonta	Genre	Unionoida	6	6	36	13
Aphelocheirus	Genre	Hemiptère	276	17	1119	36
Athripsodes	Genre	Trichoptère	810	32	808	36
Atrichops	Genre	Diptère	86	14	68	14
Baetis	Genre	Ephemeroptère	1767	32	2745	33
Bithynia	Genre	Littorinimorphe	713	41	2314	41
Brachycentrus	Genre	Trichoptère	37	11	414	18
Caenis	Genre	Ephemeroptère	1746	47	8568	44
Calopteryx	Genre	Odonate	131	26	379	31
Centropilum	Genre	Ephemeroptère	607	39	1257	36
Ceraclea	Genre	Trichoptère	120	22	436	26
Cheumatopsyche	Genre	Trichoptère	271	7	2629	31
Cloeon	Genre	Ephemeroptère	24	5	948	15
Cyrnus	Genre	Trichoptère	1162	42	0	0
Cyrnus	Genre	Trichoptère	1162	42	355	35
Dicranota	Genre	Diptère	24	10	4	3
Dupophilus	Genre	Coleoptère	5	2	105	18
Echinogammarus	Genre	Amphipode	7183	43	0	0
Elmis	Genre	Coleoptère	1375	40	0	0
Ephemera	Genre	Ephemeroptère	1073	47	1212	42
Ephemerella	Genre	Ephemeroptère	1644	26	474	25
Esolus	Genre	Coleoptère	19	4	314	29
Gerris	Genre	Hemiptère	14	10	33	11
Gyraulus	Genre	Hygrophila	70	11	138	15

Gyrinus	Genre	Coleoptère	13	9	11	7
Haliphus	Genre	Coleoptère	7	3	461	15
Helobdella	Genre	Rhynchobdelliformes	33	7	33	7
Hydraena	Genre	Coleoptère	19	8	64	17
Lepidostoma	Genre	Trichoptère	76	14	121	14
Limnius	Genre	Coleoptère	445	34	520	32
Lype	Genre	Trichoptère	32	18	39	15
Micronecta	Genre	Hemiptère	546	32	986	17
Mystacides	Genre	Trichoptère	252	37	336	34
Oecetis	Genre	Trichoptère	51	15	18	7
Onychogomphus	Genre	Odonate	11	7	22	10
Orconectes	Genre	Décapode	12	10	15	8
Orectochilus	Genre	Coleoptère	83	13	24	11
Oulimnius	Genre	Coleoptère	3759	47	5292	44
Physella	Genre	Hygrophila	34	11	29	9
Pisidium	Genre	Sphaeriida	2365	43	7585	42
Platycnemis	Genre	Odonate	315	35	393	27
Polycentropus	Genre	Trichoptère	1115	41	971	40
Potamopyrgus	Genre	Littorinimorphe	874	35	30075	44
Procloeon	Genre	Ephemeroptère	131	17	371	28
Psychomyia	Genre	Trichoptère	254	16	1145	31
Radix	Genre	Hygrophila	33	11	212	21
Rhyacophila lato-sensu	Genre	Trichoptère	172	17	0	0
Sialis	Genre	Megaloptère	719	43	298	35
Simulium	Genre	Diptère	202	6	552	5
Sisyra	Genre	Planipennia	260	18	142	13
Sphaerium	Genre	Veneroida	948	43	2856	41
Stenelmis	Genre	Coleoptère	2	1	119	11
Theodoxus	Genre	Cycloneritimorphe	0	0	1547	19
Tinodes	Genre	Trichoptère	72	26	196	29
Viviparus	Genre	Architaenioglossa	5	3	60	8
Cloeon dipterum	Espèce	Ephemeroptère	17	6	10	5
Euleuctra	Espèce	Plécoptère	144	14	130	15
Physa	Espèce	Hygrophila	3	2	912	7

Annexe 10 : Résultats des ANOVAs comparant les variables liées aux macro-invertébrés entre le Vicoin et la Jouanne.

Macro-invertébrés	P-value	F value
Abondance (Ai)	0,002	15,150
EPT	6,40E-06	22,730
%EPT	0,200	1,664
Shannon (H'i)	0,075	2,590
Diptère	1,29E-07	48,640

	Significatif
--	--------------

Annexe 11 : Résultats des régressions linéaires étudiant l'évolution des variables liées aux macro-invertébrés

Macro-Invertébrés	Jouanne		Vicoin	
	P-value	F-value	P-value	F-value
% EPT	0,00023	15,5	0,00046	14
EPT	0,594	0,55	0,00000046	33,2
Diptères	0,038	2,097	0,694	0,16
Shannon (H'i)	0,0012	9,55	0,0074	7,68
Abondance (Ai)	0,07	0,741	0,06	,0,854
Brachycentrus	0,9359	0,4049	-	-

	Significatif
--	--------------

Annexe 12 : Récapitulatif des prélèvements de poissons

Nom vernaculaire	Nom latin	Vicoin		Jouanne	
		Effectifs	Nombre de prélèvements	Effectifs	Nombre de prélèvements
Ablette de Heckel	<i>Leucaspis delineatus</i>	4	2	0	0
Ablette	<i>Alburnus alburnus</i>	478	23	73	6
Anguille	<i>Anguilla anguilla</i>	104	35	49	14
Barbeau fluviatile	<i>Barbus barbus</i>	48	11	39	6
Bouvière	<i>Rhodeus amarus</i>	24	7	57	9
Brème bordelière	<i>Blicca bjoerkna</i>	6	5	6	2
Brème commune	<i>Abramis brama</i>	210	22	41	4
Brochet	<i>Esox lucius</i>	61	25	23	12
Carassin commun	<i>Carassius carassius</i>	1	1	0	0
Carpe commune	<i>Cyprinus carpio</i>	5	3	0	0
Carpe miroir	<i>Cyprinus carpio caprio</i>	2	2	0	0
Chabot commun	<i>Cottus gobio</i>	3498	42	366	20
Chevaîne	<i>Squalius cephalus</i>	3510	42	984	21
Cyprinidés indéterminés	-	637	29	45	7
Epinochette	<i>Pungitius pungitius</i>	21	9	0	0
Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>	2026	42	973	20
Goujon	<i>Gobio gobio</i>	3250	43	2415	21
Grémille	<i>Gymnocephalus cernua</i>	9	7	34	9
Lamproie de planer	<i>Lamptera planeri</i>	1	1	0	0
Loche franche	<i>Barbatula barbatula</i>	2549	43	1945	20
Perche commune	<i>Perca fluviatilis</i>	305	35	86	15

Perche soleil	<i>Lepomis gibbosus</i>	57	16	16	3
Poissons chat	<i>Ameiurus melas</i>	2	2	1	1
Psuedorasbora	<i>Pseudorasbora parva</i>	15	3	0	0
Rotengle	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	16	7	21	2
Sandre	<i>Sander lucioperca</i>	14	8	2	2
Tanche	<i>Tinca tinca</i>	63	18	72	12
Hotu	<i>Chondrostoma nasus</i>	0	0	3	1
Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	1	1	1	1
Truite fario	<i>Salmo trutta</i>	29	12	0	0
Vairon	<i>Phoxinus phoxinus</i>	2526	29	547	15
Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i>	1	1	129	9

Annexe 13 : Résultats des ANOVAs pour les variables liées aux poissons comparant le Vicoin et la Jouanne.

Poissons	P-value	F value
% Rhéophile	0,035	4,616
% Limnophile	0,016	6,158
% Omnivore	0,015	6,301
Abondance (Ap)	0,115	1,002
Shannon poisson (H'p)	0,038	4,516
Richesse spécifique (Rsp)	0,073	3,314
Anguille	0,743	0,108
%Truite	2,19E-07	33,330

	Significatif
--	--------------

Annexe 14 : Résultats des régressions linéaires étudiant l'évolution des variables liées aux poissons

Poissons	Jouanne		Vicoin	
	P-value	F-value	P-value	F-value
% Rhéophile	0,1888	1,647	0,3348	1,204
% Limnophile	0,021	6,67	0,3135	1,245
% Omnivore	0,565	0,8772	0,3222	1,228
Shannon (H'p)	0,3535	1,218	0,0785	2,156
Abondance (Ap)	0,04	4,72	0,1628	1,636
Richesse spécifique (Rsp)	0,6753	0,3051	1,60E-05	23,9
Anguille	0,9796	0,2492	3,00E-06	29,5
% Truite	0,3298	1,266	0,35345	1,1545

	Significatif
--	--------------

Annexe 15 : Evolution de la ripisylve selon le protocole CARHYCE entre 2010 et 2014 sur 4 sites du Vicoin et 2 de la Jouanne.

En (%)

Site Vicoin	Date	Aucune	Rideau	Dense	Très dense
G_004	2011	0,00	1,00	0,00	0,00
	2014	 0,00	 1,00	 0,00	 0,00
G_005	2011	0,00	0,90	0,10	0,00
	2014	 0,17	 0,83	 0,00	 0,00
N_970	2010	0,00	0,97	0,03	0,00
	2011	 0,00	 0,47	 0,53	 0,00
	2014	 0,00	 1,00	 0,00	 0,00
N_002	2010	0,00	0,00	1,00	0,00
	2014	 0,03	 0,97	 0,00	 0,00

Site Jouanne	Date	Aucune	Rideau	Dense	Très dense
B_002	2010	0,00	0,22	0,67	0,00
	2014	0,03	 0,97	 0,00	 0,00
B_003	2010	0,00	0,50	0,50	0,00
	2014	 0,00	 0,53	 0,17	 0,27



POLYTECH
TOURS

35 ALLÉE FERDINAND DE LESSEPS
37200 TOURS

Loïc Le Hingrat
Étudiant
2019-2020

Réponses des macro-invertébrés et des poissons à la restauration de la continuité écologique sur deux cours d'eau de plaine de l'ouest de la France

Résumé : Des travaux de restauration de la continuité écologique ont été réalisés entre 2008 et 2018 sur d'eaux cours d'eau de plaine mayennaises. L'évolution des macro-invertébrés benthiques et des poissons a été étudiée durant cette période sur la base d'échantillonnages normalisés répartis sur 18 sites (9 par cours d'eau). L'amélioration des habitats, effets indirects de la restauration a changé la composition des peuplements aussi bien pour les macro-invertébrés (augmentation de la proportion EPT), que pour les poissons (changement de la communauté limnophile remplacée par des rhéophiles). Des effets directs existent pour les poissons mais peu démontrés dans cette étude (augmentation de la richesse spécifique sur un cours d'eau). La qualité physico-chimique de l'eau reste un facteur trop limitant pour avoir un effet optimal de la restauration de la continuité écologique. C'est pourquoi d'autres actions, à l'échelle du bassin versant doivent être réalisés en association avec la défragmentation pour avoir un gain biologique plus conséquent.

Mots Clés : Restauration écologique / Macro-invertébrés / Poissons / Anguilles / Evolution des habitats

Rue Louis de Broglie
53810 Changé

Tuteur académique :
Michel Bacchi

Tuteur entreprise :
Nicolas Boileau
Technicien