

AGROCAMPUS
OUEST

CFR Angers

CFR Rennes



Année universitaire 2018 - 2019

Spécialité :

Ingénieur agronome

Spécialisation (et option éventuelle) :

Sciences halieutiques et aquacoles,
préparée à Agrocampus Ouest
(Ressources et Ecosystèmes Aquatiques)

Mémoire de fin d'études

d'Ingénieur de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de
Toulouse

de Master de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques,
agroalimentaires, horticoles et du paysage

d'un autre établissement (étudiant arrivé en M2)

Caractérisation de la dérive des macroinvertébrés en aval des centrales hydroélectriques gérées par éclusées

Par : Corentin Mit



Suivi de la dérive des invertébrés à l'aval de l'usine de la Châtre - Juin 2013

Soutenu à RENNES le 10 Septembre 2019

Devant le jury composé de :

Présidente : Dominique OMBREDANE, enseignante-chercheuse à Agrocampus Ouest

Etienne RIVOT, enseignant-chercheur à Agrocampus Ouest

Maître de stage : Véronique GOURAUD, ingénieure de recherche senior au Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement d'EDF R&D

Membre extérieur : Christophe PISCART, chargé de recherche au CNRS

Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent que la responsabilité de son auteur et non celle d'AGROCAMPUS OUEST

Ce document est soumis aux conditions d'utilisation «Paternité-Pas d'Utilisation Commerciale-Pas de Modification 4.0 France» disponible en ligne <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.fr>



Table des matières

Remerciements	II
Liste des figures	III
Liste des tableaux	IV
Liste des annexes	IV
I. Introduction	1
A. Les enjeux de production liés aux éclusées	1
B. Les impacts environnementaux des éclusées	1
C. Dérive des macroinvertébrés lors des éclusées	2
D. Objectifs du stage	3
II. Matériels et méthodes	4
A. Les sites d'étude	4
B. Protocole de suivi de la dérive	5
C. Protocole de suivi des communautés biologiques en place	5
D. Prélèvement sur la Creuse à Confolent	5
E. Prélèvement sur le Taurion à la Châtre	6
F. Traitement des données d'abondance	8
G. Traitement des données abiotiques	10
1. La Creuse	10
2. Le Taurion	11
H. Analyse statistique	11
1. Analyse des traits fonctionnels caractéristiques de la dérive	12
2. Influence de la communauté sur les traits associés à la dérive	14
3. Identification de seuil(s) associé(s) à la dérive en éclusées	16
III. Résultats	19
A. Analyse des traits fonctionnels caractéristiques de la dérive	19
1. La Creuse	19
2. Le Taurion	22
3. La Creuse et le Taurion	24
B. Influence de la communauté sur les modalités associées à la dérive	26
1. La Creuse	26
2. La Creuse et le Taurion	28
C. Identification de seuil(s) associé(s) à la dérive en éclusées	29
IV. Discussion	31
A. Les modalités mobilisées par le phénomène de dérive	31
B. Influence de la communauté sur les modalités associées à la dérive	32
C. Identification de seuil associé à la dérive en éclusées	32
D. Limites et perspectives	33
Conclusion	34
Bibliographie	36

Remerciements

Je tenais tout d'abord à remercier Véronique Gouraud, ma tutrice au sein du Laboratoire Nationale d'Hydraulique et Environnement. J'ai énormément apprécié pouvoir travailler avec toi. La confiance et l'autonomie que tu m'as accordé dans ce stage ont été très gratifiantes. Merci également pour la proposition de prolongation de mon stage en intérim et pour m'avoir recommandé auprès de mes futurs maîtres de thèse. Ce rapport a été réalisé avec l'aide précieuse d'Agnès Barillier, ingénieure experte au Centre Ingénierie Hydraulique et de Leah Anne Bêche, ingénieur environnement au CIH et spécialiste des invertébrés. Je les remercie pour leur suivi et leurs conseils. Je tenais également à remercier Sylvie Mérigoux-Lhopital, ingénieure de recherche et chef du projet « Biodiv' », qui m'a éclairé sur les traits fonctionnels des invertébrés. Merci également à Maxence Forcellini, hydrobiologiste au sein de l'IRSTEA, qui a très généreusement accepté de partager sa version Excel mise à jour du tableau des traits du Tachet.

Un grand merci enfin à toute l'équipe de P76 et P77 avec qui j'ai eu l'occasion de discuter autour d'un café ou d'un repas. Et merci à mes compagnons de course, Coline, Noor et Florian !

Une mention spéciale à ma famille qui m'encourage et me supporte depuis si longtemps.

Liste des figures

Figure 1 : Schéma décrivant les différents processus inclus dans la dérive des invertébrés (adapté de Naman et al., 2016)	2
Figure 2: Carte des 2 sites d'étude de la dérive	4
Figure 3 : Filet Surber utilisé pour l'étude de la dérive des invertébrés sur la Creuse en 2008 (ECOGEA, MEP 19, 2008)	5
Figure 4: Schéma théorique des variations de débit en fonction des échantillonnages sur la Creuse et le Taurion	7
Figure 5: Tronçon étudié et zones d'échantillonnage	7
Figure 6: Exemple de la transformation du tableau des traits (Tachet et al., 2010)	9
Figure 7: Tableaux R, L et Q adaptés de (Dray et Legendre, 2008)	12
Figure 8: Boxplot des fréquences de la modalité « fouisseur »	15
Figure 9: Autoplot pour le GLM de la modalité affinité pour les courants de vitesse nulle	16
Figure 10 : Représentation graphique théorique d'une courbe logistique avec identification d'une valeur seuil associée à une probabilité de 0.95	17
Figure 11: Gradients des modalités du trait "Courant (préférendum)" et "Taille maximale potentielle" sur les deux premières dimensions de l'ACF	19
Figure 12: Résultats de la RLQ pour les modalités des traits pour la Creuse	20
Figure 13: Résultats de l'analyse RLQ et fourth corner sur la Creuse	21
Figure 14: Gradient du trait "Courant (préférendum)" pour le Taurion	23
Figure 15: Résultats de la RLQ pour les modalités pour le Taurion	23
Figure 16: Gradients des modalités du trait "Courant (préférendum)" et "Taille maximale potentielle" sur les deux premières dimensions de l'ACF pour la Creuse et le Taurion	25
Figure 17: Résultats de l'analyse fourth corner sur la Creuse et le Taurion	26
Figure 18: Boxplot de la modalité "nul" du trait "Courant (préférendum)" dans les trois cas d'échantillonnages	27
Figure 19: summary du GLM appliqué à la modalité nul	28
Figure 20 : valeurs ajustées par le modèle pour les données de densités en dérive par seconde pour les individus portant la modalité « vase »	29
Figure 21 : valeurs ajustées par le modèle pour les données de vitesse	30
Figure 22 : Probabilités prédites par le modèle pour les données de vitesse et de densité en dérive par seconde pour la modalité « boue » sur le Taurion en 2013	30
Figure 23 : Graphique théorique de la mise en dérive en fonction du débit (adapté de Naman et al., 2016)	32

Liste des tableaux

Tableau 1: caractéristiques générales des sites d'étude et de la gestion des éclusées	4
Tableau 2 : Description des données récoltées lors des protocoles dérives	8
Tableau 3: Description des données récoltées pendant les échantillonnages "I.B.G.N."	7
Tableau 4: Capture d'écran du résultat de l'implémentation des données abiotiques sur la Creuse	11
Tableau 5 : Données environnementales des campagnes sur la Creuse et le Taurion	11
Tableau 6: Résumé des différentes informations pour la première phase de l'analyse.	14
Tableau 7 : Données d'entrée pour les GLM	16
Tableau 8 : Valeurs d'AIC pour les différents modèles testés	18
Tableau 9 : Résultats de l'analyse fourth corner sur la RLQ de la Creuse	22
Tableau 10: Corrélations entre variable environnementale et gradient de modalités sur les 2 premières dimensions de la RLQ sur le Taurion	24
Tableau 11 : Résultats de l'analyse fourth corner sur les deux premières dimensions de Q de la RLQ sur la Creuse et le Taurion	26
Tableau 12 : Résultats des GLM sur les modalités associées à la dérives sur la Creuse	28
Tableau 13 : Résultats des GLM sur les modalités associées à la dérives sur la Creuse et le Taurion	29

Liste des annexes

Annexe I : Recherche bibliographique sur Scopus, tableau récapitulatif des mots-clés et graphique retraçant l'évolution temporelle du nombre de publications associées à la première ligne du tableau (source : Scopus)	A
Annexe II : État de l'art sur la dérives des invertébrés et l'impact des éclusées	B
Annexe III : État de l'art sur l'utilisation des traits fonctionnels des invertébrés	D
Annexe IV : Caractéristiques de la Creuse, du Taurion et des barrages d'intérêt (source : EDF, synthèse interne sur les aménagements hydroélectriques gérés ou anciennement gérés par EDF)	J
Annexe V : Quelques résultats de l'analyse exploratoire pour la Creuse	K
Annexe VI : Quelques résultats de l'analyse exploratoire pour le Taurion	P
Annexe VII : Quelques résultats de l'analyse exploratoire pour la Creuse et le Taurion	U
Annexe VIII : Quelques résultats de l'analyse du lien entre la communauté en place et la dérives des invertébrés	Z

I. Introduction

A. Les enjeux de production liés aux éclusées

En France, la production d'électricité est largement dominé par le nucléaire avec près de 593 TWh produit en 2018 soit près de 72 % de la production totale (RTE, 2019). Avec 68 TWh (12 %) produit en 2018, le parc hydraulique arrive en deuxième position dans la production française C'est d'ailleurs de loin la première énergie renouvelable en France. En effet, 50% de l'électricité renouvelable produite par les usines au fil de l'eau, les lacs, les pompes et les éclusées (RTE, 2019). Arrivent ensuite l'éolien avec 28 TWh et le solaire avec 10 TWh. Les bioénergies et le thermique fossile constituent les 49 TWh restants. L'hydroélectricité est donc la première source d'énergie renouvelable décarbonée en France. Elle constitue un levier non-négligeable pour le développement des autres énergies renouvelables en raison de sa grande flexibilité. Elle permet également de pallier les risques liés à l'utilisation de l'énergie éolienne et solaire qui sont très dépendantes de la météorologie. L'énergie d'origine hydraulique compte encore aujourd'hui un avantage indéniable. C'est particulièrement vrai pour le parc hydraulique géré par éclusée. Ce système repose sur le stockage d'eau dans des barrages-réservoirs et le relargage de celle-ci en direction d'usine hydroélectrique. L'eau est alors turbinée pour produire de l'électricité distribuée immédiatement sur le réseau. On comprend que ce système de gestion permet de maintenir un état d'équilibre du réseau électrique en cas de forte demande d'électricité. On parle d'équilibre offre demande. C'est d'ailleurs la notion que l'on retrouve dans la définition suivante donnée en interne par EDF. L'éclusée correspond à l'action pratiquée par une usine hydroélectrique consistant à lâcher subitement les eaux retenues dans le cadre d'un programme de turbinage intermittent dont le but est d'adapter la production aux fluctuations de la demande en électricité. Cette flexibilité contribue ainsi à permettre l'accueil sur le réseau électrique des énergies renouvelables intermittentes en garantissant ce dernier contre les fluctuations non pilotées de production.

B. Les impacts environnementaux des éclusées

La réglementation applicable aux éclusées est issue d'une part du droit de l'énergie qui autorise et encadre cette pratique et d'autre part de la réglementation environnementale dont l'objectif est la diminution des impacts des éclusées. Le droit de l'énergie reconnaît l'impératif d'assurer la sûreté du réseau électrique et la contribution majeure des éclusées dans ce domaine. Néanmoins, l'autorisation et l'encadrement de l'exploitation en éclusées, directement régis pour chaque aménagement par le titre concessif, peut prévoir des dispositions relatives aux éclusées et des possibilités d'adaptation/restriction par l'administration en cours d'exploitation.

Dans ce cadre, des travaux de recherche ont été lancés dès les années 90 par EDF sur l'incidence écologique des éclusées pour la mise en place de mesures de mitigation. Le travail d'EDF s'est poursuivi jusqu'à aujourd'hui et a mis notamment en avant différents impacts sur les communautés biologiques via une altération de leur habitat. Les variations de profondeur d'eau, de vitesse et de surface mouillée significatives, sont susceptibles de générer des phénomènes biologiques impactant les communautés aquatiques tels que la dérive, l'échouage, le piégeage et le déplacement ou la perte d'habitat. Une thèse a été lancée en 2018 dans le cadre de l'équipe Hynes (équipe commune de recherche EDF-IRSTEA) afin de quantifier l'impact des différents modes de gestion des éclusées sur les poissons et les macroinvertébrés et d'étudier les comportements des individus lors des différentes phases d'éclusée. Le stage a pour objectif de compléter ces travaux de thèse en se concentrant sur le phénomène de dérive des organismes pendant les éclusées. En effet, on constate une forte propension des individus, que ce soit poisson ou invertébré à dériver, c'est-à-dire à être entraînés en aval du cours d'eau sous l'action du courant amplifié par les éclusées.

Les macroinvertébrés constituent un maillon essentiel de la chaîne alimentaire après les producteurs primaires et certains peuvent être très sensibles aux variations de la qualité de leur habitat. Nous allons donc chercher à caractériser et à quantifier l'impact des éclusées sur la dérive des invertébrés.

C. Dérive des macroinvertébrés lors des éclusées

En aval de l'usine de production hydroélectrique, qui peut se situer directement sur le barrage ou plus en aval de celui-ci, les éclusées peuvent être responsables de diverses perturbations hydrauliques. Elles peuvent provoquer une perturbation du débit, du régime sédimentaire, une variation du niveau d'eau et également une variation de température dans le cas de barrages-réservoirs de taille importante (Lauters et al., 1996 ; Céréghino, Lavandier, 1998a ; 1998b ; Céréghino et al., 2004a ; Carolli et al., 2012 ; Bruno et al., 2013 ; Schülting et al., 2016).

Les invertébrés peuplant le cours d'eau sont directement impactés par ces perturbations hydrauliques et notamment sont mis en dérive (Lauters et al., 1996 ; Bruno et al., 2009 ; Carolli et al., 2012 ; Bruno et al., 2013 ; Schülting et al., 2016). Ce processus traduit le transport en aval d'un organisme soumis au courant.

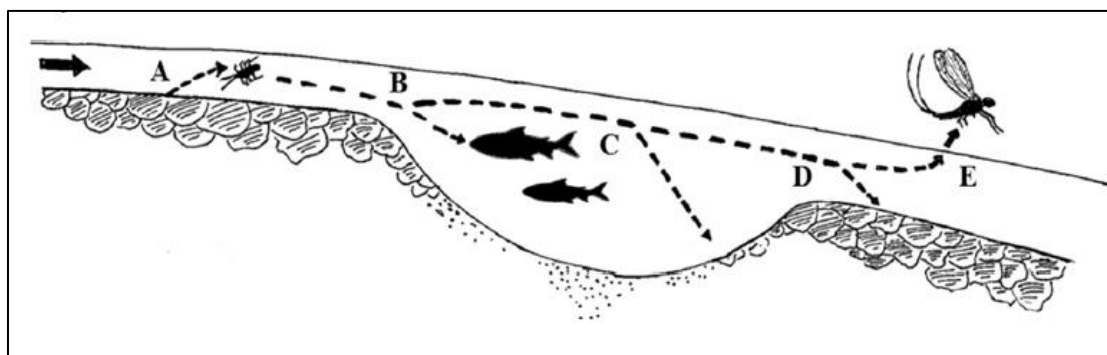


Figure 1 : Schéma décrivant les différents processus inclus dans la dérive des invertébrés (adapté de Naman et al., 2016)

La figure 1 décrit les processus qui sont inclus dans la dérive. Le cas A correspond à la mise en dérive, moment où l'invertébré quitte le substrat et est entraîné dans la colonne d'eau. B, C, D et E correspondent quant à eux aux différentes variantes de sortie de dérive. Respectivement, l'invertébré peut être sujet à la prédation, peut de nouveau rejoindre le substrat en cas de conditions hydrauliques favorables, ou bien peut activement choisir un nouvel habitat, ou enfin émerger. Nous désignerons par le terme dérive l'ensemble du processus (mise en dérive et transport en aval).

On oppose en général la dérive active à la dérive passive (Naman et al., 2016). En effet, la dérive active aussi appelée dérive comportementale correspond à une dérive supposée volontaire de l'individu pour différentes raisons, que ce soit la fuite face à un prédateur ou encore la recherche de nourriture ou celle d'un habitat plus propice. La dérive passive, aussi appelée dérive catastrophique correspond quant à elle à une dérive involontaire qui intervient lorsque les conditions hydrauliques dépassent le seuil de tolérance de l'individu (Naman et al., 2016 ; Sidler et al., 2018). Dans la littérature portant sur les éclusées et la dérive des invertébrés, on distingue donc assez logiquement la dérive active qui a lieu en condition naturelle de débit, c'est-à-dire sans éclusée, et la dérive catastrophique qui intervient pendant les phases d'éclusées (Schülting et al., 2016 ; Bruno et al., 2016 ; Naman et al., 2016 ; Schülting et al., 2019).

Cependant, dans le cas où les facteurs de perturbations sont multiples, ces distinctions théoriques deviennent difficiles à vérifier. C'est un des cas développés dans Carolli et al., 2012 ; Bruno et al., 2013 ; Schülting et al., 2016. En effet, et comme on a pu le dire

précédemment, l'éclusee peut faire varier la température de l'eau et le débit. Or les variations de température peuvent déclencher des comportements responsables de l'entrée en dérive de façon concomitante aux modifications mécaniques (qui induisent elles-mêmes une dérive catastrophique). Un autre exemple de la complexité du phénomène est décrit dans la littérature la plus récente. Elle a mis en avant l'importance du gradient de montée induit par l'éclusee sur l'intensité de la dérive catastrophique (Timusk et al., 2016 ; Schülting et al., 2019). Ce type d'analyse requiert des échantillonnages à des intervalles de temps très rapprochés sur tout le gradient.

D. Objectifs du stage

Afin de mieux caractériser l'impact des éclusées sur la dérive des invertébrés, la présente étude se basera sur des échantillonnages réalisés sur 2 aménagements hydroélectriques distincts. Ces échantillonnages réalisés par deux bureaux d'études distincts ont fait l'objet d'études séparées mais aucune tentative d'analyse intégrée n'avait été réalisée jusqu'alors.

Le stage vise donc à regrouper ces données pour les rendre homogènes et à identifier statistiquement des patrons dans les phénomènes de dérive des invertébrés soumis à l'influence des éclusées. L'originalité de l'approche est d'utiliser les traits fonctionnels (Tachet et al., 2010) et de les mettre en lien avec les conditions hydrauliques correspondant aux différentes phases d'échantillonnage.

Pour aborder l'étude de la dérive dans des conditions d'éclusées, on propose d'utiliser les traits fonctionnels développés dans Chevenet et al., 1994 ; Doledec, Statzner, 1994 ; Usseglio-Polatera et al., 2000a ; 2000b ; Tachet et al., 2010. L'intérêt d'une approche fonctionnelle vis-à-vis d'une approche purement taxonomique est de représenter la diversité fonctionnelle des taxons, d'être plus sensible aux perturbations du milieu, d'être transposable à grande échelle et de pallier un niveau d'identification limité (Usseglio-Polatera et al., 2000b ; Gayraud et al., 2003 ; Li et al., 2019 ; Desrosiers et al., 2019).

Concernant les traits des invertébrés, on émet les hypothèses suivantes.

- (1) Les modalités des traits mobilisées en période d'éclusées sont différentes des modalités des traits hors période d'éclusée, certaines sont caractéristiques de la dérive liée aux éclusées, d'autres à la dérive comportementale,
- (2) Les modalités mobilisées pendant la dérive en période d'éclusées ne correspondent en termes de fréquence qu'à une partie de ce que l'on observe dans la communauté.

Du point de vue opérationnel, le passage de la dérive comportementale à la dérive catastrophique pourrait servir de nouvel indicateur pour identifier une ou plusieurs valeurs seuils dans la gestion des éclusées. Les paramètres hydrauliques et certaines modalités devraient permettre d'affiner la valeur de ce seuil.

Concernant la structure du rapport, nous développerons une première partie sur les matériels à notre disposition et les méthodes de description et d'analyse choisies. Conformément à la construction d'un rapport scientifique, nous analyserons les résultats obtenus dans un troisième temps puis enfin nous les mettrons en regard des connaissances que nous avons pu rassembler dans la littérature (recherche bibliographique en *annexe I*).

II. Matériels et méthodes

A. Les sites d'étude

Les sites suivis en matière de dérive des invertébrés par EDF et dont les données étaient à notre disposition sont (dans l'ordre de citation, de la gauche vers la droite sur la *figure 2*) :

- le site de la Châtre sur le Taurion, affluent de la Vienne dans la Creuse
- le site de Confolent sur la Creuse, près d'Aubusson dans la Creuse

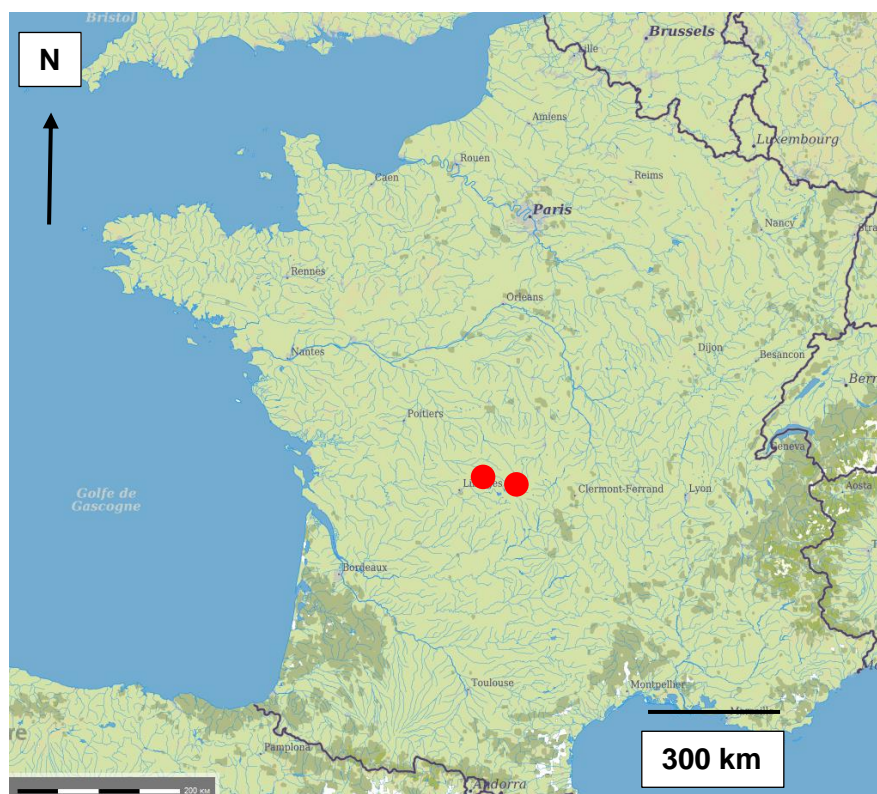


Figure 2: Carte des 2 sites d'étude de la dérive

D'une longueur totale de 40 km, la Creuse bénéficie d'un bassin versant de 200 km². Dans notre étude, nous intéressons à la zone à proximité de la centrale de Confolent, d'une longueur de 6,5 km. Le Taurion quant à lui mesure 3,3 km de long avec un module (débit moyen interannuel) plus de 3 fois plus élevé que celui de la Creuse. Les deux barrages mesurent 30 m de haut. On peut retrouver diverses caractéristiques de ces deux cours d'eau ainsi que de leur aménagement hydroélectrique en *annexe IV*. Les échantillonnages ont ciblé les communautés en place et les communautés sur les mêmes stations. Le protocole suivi pour les échantillonnages en dérive sur le site de Confolent et de la Châtre est décrit en détail dans Bournaud et al., 1984 mais nous allons en présenter les principales caractéristiques.

Tableau 1: Caractéristiques générales des sites d'étude et de la gestion des éclusées

Cours d'eau	Longueur (km)	Largeur (m)	Module (m ³ /s)	Barrage/Centrale	Qmax turb. (m ³ /s)	Hauteur barrage (m)	Nombre éclusées (/an)
Creuse	6,5	10-13	4,7	Combes/Confolent	7,5	31	300 à 350
Taurion	3,3	25-35	14,1	Etroit/La Châtre	25	30	200 à 350

B. Protocole de suivi de la dérive

Ce suivi s'effectue sur deux jours, un premier sans éclusée, et le deuxième avec éclusée. On place un filet Surber de maille d'un diamètre de 500 μm et d'une ouverture de 24*55 cm (*figure 3*) perpendiculairement au sens du courant. Celui-ci doit de préférence se trouver dans le chenal principal du cours d'eau. Les prélèvements ont lieu au minimum 3 fois dans la journée, et sont suffisamment espacés dans le temps pour être représentatifs de la dérive journalière avec de préférence un relevé aux premières heures de la nuit. On y attend en effet un pic dans la dérive active en raison d'un pic d'activité des invertébrés à cette période (Bournaud et al., 1984). Les macroinvertébrés sont conservés avec de l'alcool pour être transportés au laboratoire où sont réalisés le tri et la détermination. Pour les communautés en place, les échantillonnages ont donné lieu à des tableaux d'inventaire faunistique, ou les taxons sont décrits généralement jusqu'au genre.



Figure 3 : Filet Surber utilisé pour l'étude de la dérive des invertébrés sur la Creuse en 2008 (ECOGEA, MEP 19, 2008)

C. Protocole de suivi des communautés biologiques en place

Les prélèvements ont été effectués selon un protocole normalisé (norme NF T90-350 (années 2007/2010) et selon les normes XP T90-333 et XP T90-388 (années 2011/2017)). Les macroinvertébrés sont collectés à l'aide d'un filet Surber mais cette fois-ci sur les différents habitats présents, préalablement décrits. Ils sont ensuite conservés avec de l'alcool pour être transportés au laboratoire où sont réalisés le tri et la détermination. A partir de la liste d'individus obtenue, un indice appelé indice biologique global normalisé (I.B.G.N.) est calculé en fonction du nombre de taxons capturés et du taxon le plus polluosensible prélevé. Le calcul de cet indice a été effectué annuellement. Par la suite, nous n'utiliserons que les tableaux d'inventaire faunistiques associés à ces calculs.

Le but de cet échantillonnage n'est pas de récupérer passivement les individus et diffère donc de l'échantillonnage de la dérive. Pour l'I.B.G.N., il s'agit de retrouver la plus grande partie des invertébrés qui peuplent les habitats échantillonnés. On obtient ainsi des tableaux d'inventaire faunistique supposés représentatifs de la communauté d'invertébrés de la zone.

D. Prélèvement sur la Creuse à Confolent

La centrale de Confolent possède deux turbines. Chaque groupe délivre un débit de 3,75 m^3/s . Un groupe peut fonctionner individuellement (on parle de motif G) ou ensemble (motif GG) délivrant alors le débit turbiné maximal de 7,5 m^3/s (*figure 4*). Cela équivaut à 1,7 fois le module de la Creuse qui est de 4,37 m^3/s . En aval du barrage, le débit réservé correspond à un dixième du module et varie en fonction de la période de l'année.

Le suivi réalisé par le bureau d'étude ECOGEO au niveau de notre site d'intérêt sur la Creuse est effectué depuis 2007. Ce tronçon à proximité de la centrale de Confolent est divisé en 5 zones distinctes (*figure 5*). Nous avons accès à un inventaire faunistique des invertébrés en dérive lors des 4 journées d'échantillonnage ; respectivement 2 jours en octobre 2008 et 2 jours en mai 2010 (sur les zones C1, C3 et C4 en 2008, et sur les zones C1, C2 et C3 en 2010). Pour rappel, hors période d'éclusées, il y a 3 échantillonnages. Pendant les éclusées, ils se font à 5 moments différents (*figure 4*) :

- P1, qui correspond au gradient créé par la mise en marche du premier groupe
- P1', qui correspond au gradient créé par la mise en marche du deuxième groupe
- P1'', qui correspond au plateau atteint lorsque les deux groupes fonctionnent ensemble
- P2 et P3 sont eux aussi réalisés pendant la phase de plateau, en fin d'après-midi et début de la nuit

Parallèlement à cela, on dispose du suivi annuel « I.B.G.N. » avec les tableaux faunistiques associés, de 2007 à 2017. En général, ces suivis sont effectués en septembre. L'état des peuplements de macroinvertébrés benthiques est réalisé dans le cadre du suivi de l'état écologique du cours d'eau. Les habitats échantillonnés, 6 distincts au minimum par zone sur Confolent, devraient être représentatifs de l'ensemble des sites sur ce cours d'eau.

E. Prélèvement sur le Taurion à la Châtre

La centrale de La Châtre est composée de deux groupes, chacun d'eux délivrant 12,5 m³/s soit près de 4 fois le débit turbiné par un des groupes de la centrale de Confolent. Le débit maximal turbiné de 25 m³/s correspond à 1,8 fois le module du Taurion.

Le suivi a été réalisé successivement par le bureau d'étude CINCLE puis par ECOGEO à partir de 2010. Le tronçon d'intérêt situé à proximité de l'usine de la Châtre est divisé en 5 zones où sont effectués annuellement les échantillonnages pour le calcul de l'I.B.G.N., généralement en octobre (*figure 5*). Les inventaires faunistiques en dérive ont été réalisés en octobre 2008 par CINCLE selon un protocole proche de celui de (Bournaud et al., 1984) et en juin 2013 par ECOGEO.

Les échantillonnages réalisés par CINCLE en 2008 diffèrent de ceux d'ECOGEO en 2013 car ils ont été mis en oeuvre toutes les heures, sur un cycle de 24h hors période d'éclusées, puis sur un autre cycle de 24h pendant éclusées. En 2008, les éclusées des échantillonnages étaient plus faibles qu'en temps normal. Un accord préalable avait été conclu pour limiter le groupe à 10 m³/s avec quatre sessions de turbinage dans la journée. Le cinquième et dernier turbinage expérimental était à 20 m³/s alors qu'une éclusée atteint un débit turbiné de 25 m³/s en temps normal. En tout, ce sont 13 échantillonnages qui ont été effectués.

Les échantillonnages réalisés par ECOGEO correspondent sur le principe à ceux décrits pour Confolent. L'unique particularité est que les deux groupes sont mis en marche simultanément, ce qui explique l'absence de pallier (*figure 4*) :

- P1 correspond au gradient créé par la mise en marche du premier et du deuxième groupe
- P1', P2, P3 et P4 correspondent directement à la phase de plateau à différents moments de l'après-midi/soirée

Ces relevés ont concerné T2 et T3, (T1bis n'a été échantillonné qu'en 2013 seulement). On peut trouver un récapitulatif de ces informations dans les *tableaux 2* et *3* à la page suivante.

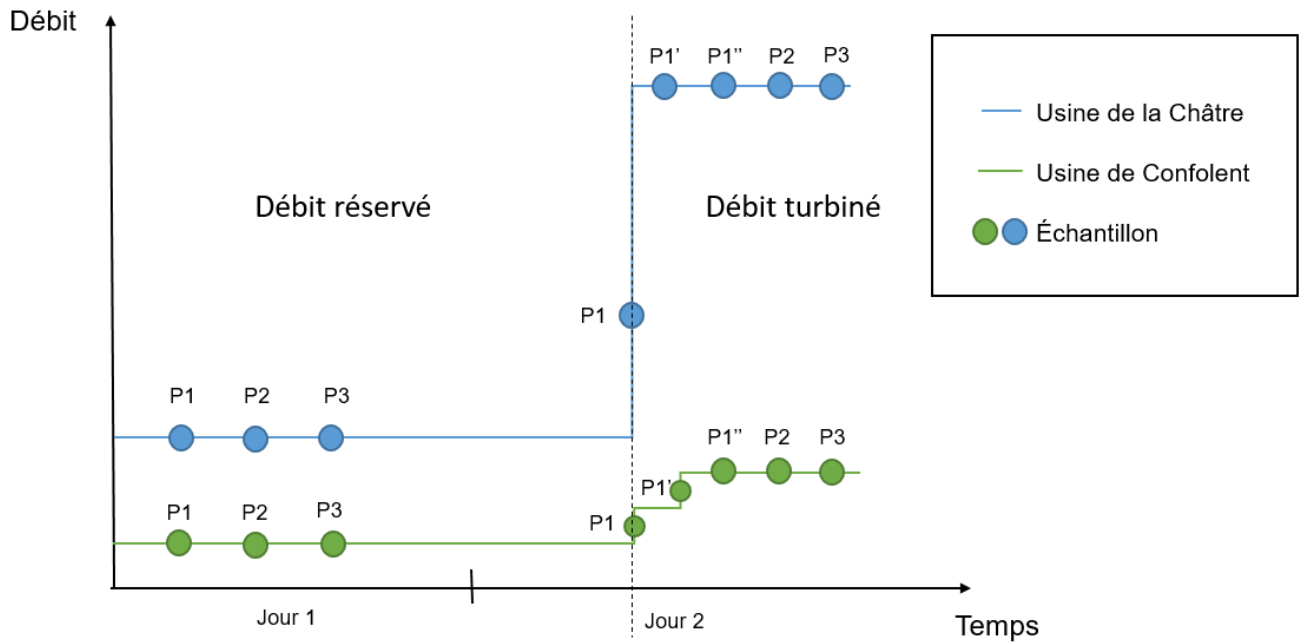


Figure 4: Schéma théorique des variations de débit en fonction des échantillonnages sur la Creuse et le Taurion

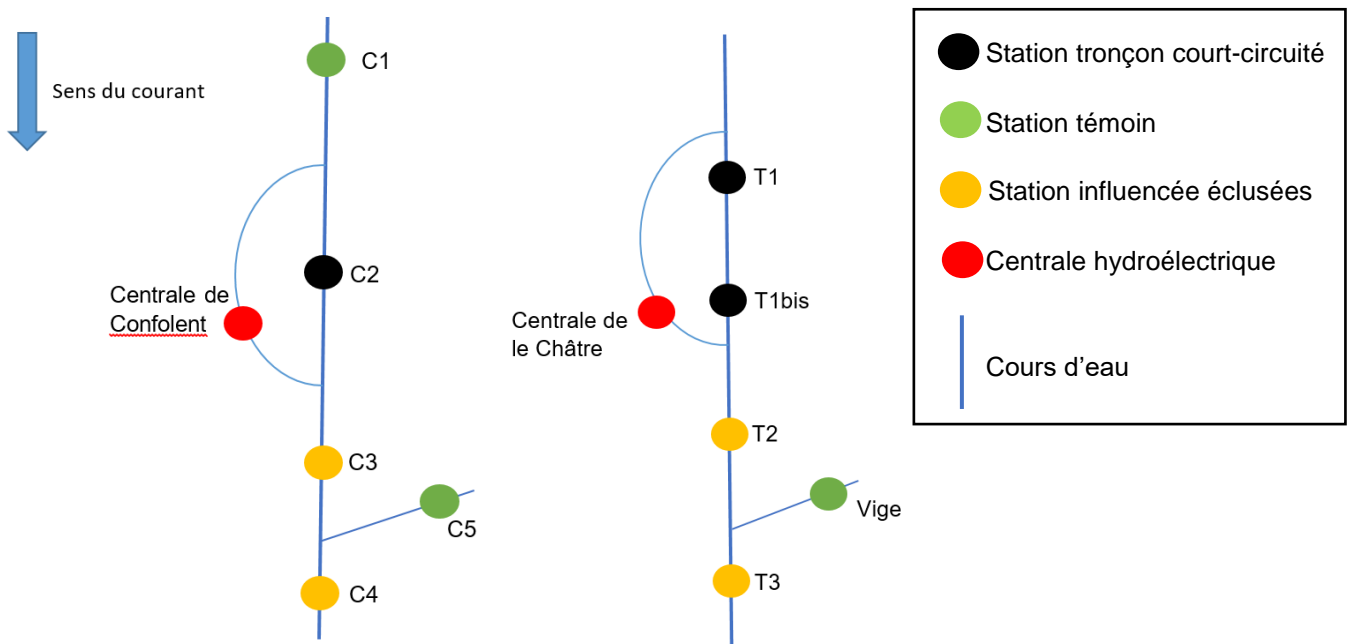


Figure 5: Tronçon étudié et zones d'échantillonnage. La Creuse à gauche, le Taurion à droite

Tableau 2: Description des données récoltées pendant les échantillonnages "I.B.G.N."

Tronçon d'intérêt	La Creuse	Le Taurion
Année d'échantillonnage	2007 jusqu'à 2010	2007 jusqu'à 2017
Protocole	I.B.G.N. Norme T 90-350 / DCE XP T 90-333	
Zone concernée	C1-C2-C3-C4-C5	T1-T1bis-T2-T3-Vige

Tableau 3 : Description des données récoltées lors des protocoles dérive

Tronçon d'intérêt	La Creuse		Le Taurion	
	<i>Année et mois d'échantillonnage</i>	10/2008	05/2010	10/2008
<i>Protocole mis en place</i>	Issu de Bournaud et al, 1984		Echantillonnage toutes les heures pendant 2 jours	Issu de Bournaud et al, 1984
<i>Zone échantillonnée non-soumise aux éclusées</i>	C1	C1 et C2		T1bis
<i>Zone échantillonnée soumise aux éclusées</i>	C3 et C4	C3	T2 et T3	
<i>Nombre total d'échantillons</i>	22	20	74	23
<i>Nombre de taxons conservés</i>	76		103	

F. Traitement des données d'abondance

Les tableaux d'abondance issus des campagnes d'échantillonnage ont été homogénéisés et implémentés sous R (R Core Team, 2018). Cette étape obligatoire pour l'analyse correspond notamment à la conversion de tableaux Excel à des fichiers CSV chargeables dans R. Il a fallu traiter quelques cas particuliers :

- rassembler larve et adulte d'un même taxon lorsque ceux-ci avaient été distingués
- corriger les taxons mal orthographiés
- trouver les dénominations équivalentes dans (Tachet et al., 2010) à celles utilisées par ECOGEA et CINCLE

Comme précisé précédemment, le niveau d'identification le plus fin atteint était le genre, quelques fois la sous-famille ou la tribu. L'idée initiale étant d'utiliser les traits tels que définis dans (Tachet et al., 2010), il a fallu vérifier quel était le niveau de précision attendu pour associer un taxon et ses traits. Or, il s'est trouvé qu'il s'agissait en grande majorité du genre sans distinction du stade de développement. On a donc pu associer une grande partie des tableaux d'abondance des différentes campagnes à leurs traits en effectuant une jointure entre le tableau des traits et celui des abondances par genre. En tout, 76 taxons¹ ont été conservés pour la Creuse et 110 pour le Taurion.

Les études traitant de la dérive des invertébrés n'utilisent pas directement les données d'abondance. En effet, les conditions d'échantillonnage peuvent être très variables selon les échantillons en raison des quantités d'eau s'écoulant très liées aux caractéristiques des éclusées. Celles-ci sont en effet responsables de variation de courant et/ou de hauteur d'eau très disparates d'un site à un autre, disparités qui nécessitent d'utiliser une unité appropriée pour mesurer la dérive. Plusieurs unités sont appropriées pour traiter d'échantillonnages en dérive. On peut raisonner en individu par m² ou m³, en individu par m² et par seconde ou encore en individu par m³ d'eau et par seconde (Brittain, Eikeland, 1988 ; Naman et al., 2016). La littérature que nous avons pu consulter n'indique pas d'unité à choisir préférentiellement. Dans un souci de comparaison inter et intra site, il nous a semblé justifié de choisir la densité

¹ Un cas particulier a été rencontré pour la Creuse ; l'abondance extrêmement élevée d'un taxon, celui des Orthocladinae en particulier en 2010 au niveau de la zone C3. La cause identifiée par ECOGEA porte sur les conditions d'échantillonnage. Ces derniers ont eu lieu pendant un pic d'émergence ce qui a conduit à des abondances anormalement élevées par rapport aux conditions hydrauliques. Ce pattern n'étant pas lié aux éclusées, il a été décidé de supprimer ce taxon de l'analyse (ECOGEA, MEP 19, 2013).

en dérive par seconde, c'est-à-dire en ind./m³/s. En effet, le temps de prélèvement s'avère assez variable selon les échantillons, en particulier entre ceux pendant et hors éclusée. Nous avons des échantillons collectés pour 2 heures de temps de pose de Surber comme 10 minutes de temps de pose.

Sur la Creuse et sur le Taurion, les relevés étaient accompagnés soit du débit moyen traversant le filet, soit du volume d'eau total ayant traversé le filet. Dans ce dernier cas, il ne restait plus qu'à rapporter le volume au temps de pose du filet. Le passage en densité en dérive par seconde est donc la première transformation que nous avons effectuée. Le tableau ainsi constitué est passé au log + 1 est nommé L (Dray, Legendre, 2008 ; Legendre, Legendre, 2012) (voir § *Analyse statistique*).

Dans le but de pouvoir comparer les traits de la communauté benthique et les traits des invertébrés en dérive, il a fallu trouver un moyen de rendre comparables les données d'abondance dont ils sont issus. En effet, l'effort d'échantillonnage en dérive n'est pas le même que l'effort d'échantillonnage du protocole I.B.G.N. Pour résumer, le protocole I.B.G.N. décrit les habitats les plus représentatifs de la zone dans des classes de courant définies (voir § *Protocole de suivi sur les sites d'étude*). On propose donc de raisonner en termes de présence/absence de taxons et non plus en densité. La combinaison du tableau des traits et L (construit avec les présence/absence) permet d'agréger tous les taxons entre eux. En effet, chaque taxon en dérive est réparti dans les différentes modalités d'un trait. Il est alors possible de sommer la participation de chaque taxon à une modalité. In fine, cela permet de comparer les fréquences de présence/absence des modalités des traits entre la communauté et la dérive.

D'autre part le tableau des traits² dans (Tachet et al., 2010) a lui aussi fait l'objet d'une transformation. Le codage flou utilisé qui varie de 0 à 3 ou 0 à 5 selon le nombre de modalités associées au trait a été transformé en fréquence pour raisonner en fréquence de modalités (figure 6). Le terme de « codage flou » désigne l'attribution d'une note reposant sur les connaissances des taxons. L'avantage de cette notation est d'avoir un caractère plus flexible quant à l'appartenance d'un taxon à l'une des modalités. Cela traduit mieux le caractère adaptatif des taxons à des habitats variables. Rapportée à la densité en dérive par seconde d'un taxon, l'unité devient donc une densité en dérive par seconde d'individus d'un taxon portant la modalité ce qui est assez intuitif. Le tableau répertoriant les fréquences de modalités pour chaque taxon est nommé Q (Dray, Legendre, 2008 ; Legendre, Legendre, 2012) (voir § *Analyse statistique*).

Modalité	Code flou pour le genre Caenis	Modalité	Fréquence pour le genre Caenis
Vol	0	Vol	0
Nageur en surface	0	Nageur en surface	0
Nageur en pleine eau	0	Nageur en pleine eau	0
Rampant	5	Rampant	0.72
Fouisseur	1	Fouisseur	0.14
Interstitial	1	Interstitial	0.14
Fixation temporaire	0	Fixation temporaire	0
Fixation permanente	0	Fixation permanente	0

Passage en fréquence de modalité

Figure 6: Exemple de la transformation du tableau des traits (Tachet et al., 2010)

² Encadré sur « Les traits biologiques et écologiques des invertébrés »

Les traits biologiques et écologiques des macroinvertébrés benthiques

Les traits fonctionnels, ou encore « traits d'histoire de vie » regroupent à la fois des informations concernant la biologie des taxons, mais aussi leur relation avec le milieu. Les traits développés dans Tachet et al., 2010 sont issus d'une première publication d'Usseglio et al., 2000b. On y retrouve 22 traits distincts divisés en 113 modalités.

- 11 traits biologiques : « taille maximale », « durée du cycle vital », « nombre de générations par an », « stade aquatique », « reproduction », « dispersion », « forme de résistance », « respiration », « mode de locomotion et relation au substrat », « type de nourriture », « mode d'alimentation ».
- 11 traits écologiques : « zones biogéographiques (Limnofauna europaea) », « altitude », « distribution longitudinale », « distribution transversale par rapport au chenal », « microhabitats (préférendum) », « courant (préférendum) », « degré de trophie », « salinité », « température », « valeur saprobiale », « pH ».

A titre d'exemple, le trait « mode de locomotion et relation au substrat » qui définit les modes de déplacement ou de fixation des macroinvertébrés est subdivisé en 8 modalités. On y retrouve la modalité « vol », « nageur en surface », « nageur en pleine eau », « rampant », « fouisseur (épibenthique) », « interstitiel (endobenthique) », « fixation temporelle » et « fixation permanente ».

G. Traitement des données abiotiques

On crée une variable nominale « éclusée » avec deux modalités, « avec » et « sans » ainsi qu'une autre variable nommée « zone » regroupant les différentes zones d'échantillonnage existantes. Enfin, une dernière variable intitulée « année » nous permet de classer les données selon les années d'échantillonnage.

1. La Creuse

Dès 2007, quatre sondes ont été installées respectivement au niveau des zones d'échantillonnage C1, C2, C3 et C4 pour mesurer à la fois la hauteur d'eau et la température. On dispose également des données de débits issues des stations de la Banque HYDRO en amont de C1 (en considérant une absence d'apports significatifs d'un affluent situé entre cette station et C1) et celle de la Rozeille, un autre affluent de la Creuse en aval de C3 mais en amont de C4 (*figure 5*). Les sondes placées par ECOGEA n'avaient cependant pas été tarées de sorte que les données obtenues ne donnaient pas directement accès à la hauteur d'eau, mais à des variations de hauteur et ne permettaient pas de les relier avec le débit transitant. Aucune solution simple n'a été trouvée pour traiter ces 3 ans de données. Des valeurs de température pour chaque zone ont néanmoins été extraites pour chaque échantillonnage.

Comme indiqué précédemment des valeurs de vitesse de courant ont été relevées lors de chaque échantillonnage au centre du filet, ce qui nous donne un proxy de la vitesse du courant sur la zone. Par ailleurs, à partir des modèles hydrauliques simplifiés issus des modèles d'habitat existants³ pour les zones C2, C3 et C4, on a pu reconstruire une chronique des débits et des hauteurs d'eau pour ces zones pendant les échantillonnages de la dérive. En ce qui concerne C1 qui ne dispose pas de modèle hydraulique simplifié, on a choisi de faire l'approximation que le débit mesuré par la station de la banque HYDRO était un proxy satisfaisant. De la même façon, la hauteur d'eau en C1 a été défini comme étant la valeur donnée par la banque HYDRO.

³ Ces données sont issues des sorties du logiciel EVHA (développé par le CEMAGREF en 1995) qui estime l'évolution des paramètres hydrauliques en fonction du débit à partir d'un modèle hydraulique monodimensionnel. L'étude hydraulique associée à des courbes de préférence d'habitat permet de noter les tronçons étudiés.

Le tableau R (aussi appelé C dans la littérature) rassemblant les données environnementales du site de Confolent contient les informations visibles sur le *tableau 4*.

Tableau 4: Capture d'écran du résultat de l'implémentation des données abiotiques sur la Creuse. Id correspond à un identifiant unique pour chaque échantillon du type zone_année_jour_prélèvement

	id	Temperature	Niveau_eau	Vitesse_courant	Debit_Troncon	Debit_filet	Zone	Eclusee	Année
1	C1_10_1_P1	11.350000	0.2650000	0.6200000	3.1100000	0.01950000	C1	sans	2010
2	C1_10_1_P2	11.366667	0.2650000	0.4500000	3.0200000	0.02800000	C1	sans	2010
3	C1_10_1_P3	10.983333	0.2650000	0.4650000	3.0000000	0.02675000	C1	sans	2010
4	C1_10_2_P1	12.000000	0.2560000	0.5600000	2.8700000	0.03100000	C1	sans	2010
5	C1_10_2_P2	12.300000	0.2530000	0.4850000	2.8400000	0.02250000	C1	sans	2010
6	C1_10_2_P3	12.133333	0.2530000	0.5050000	2.8400000	0.02325000	C1	sans	2010

2. Le Taurion

Dans le cas du Taurion, le jeu de données est moins complet. En 2008, les informations concernant les conditions hydrauliques sont des moyennes observées sur la journée, que ce soit la vitesse du courant, le débit traversant le filet ou encore le débit sur le tronçon. Du fait de leur stabilité sur les 2 jours d'étude, cette approximation n'est pas aberrante. Cela explique néanmoins que, par exemple, les 24 échantillons du premier jour soient associés à un unique débit traversant le filet.

En 2013, on a accès à la vitesse du courant, aux volumes d'eau ayant traversé les filets, et donc, après calcul au débit ayant traversé les filets pendant l'échantillonnage en dérive. Comme on ne dispose pas de modèles hydrauliques facilement exploitables, le débit exact dans les différentes zones n'a pas été estimé lors des échantillonnages. Des sondes donnent également accès aux valeurs de température et de hauteur d'eau en 2008 et 2013 mais pas en T3.

Tableau 5 : Données environnementales des campagnes sur la Creuse et le Taurion. Données présentées sous la forme moyenne [min, max]

Cours d'eau	Creuse		Taurion	
Année	2008 (Octobre)	2010 (Mai)	2008 (Octobre)	2013 (Juin)
Débit tronçon (m3/s)	2.67• [0.49,8.80]	2.84• [0.91,7.11]	NA	NA
Débit filet (m3/s)	2.6E-02• [1.2E-02,4.2E-02]	2.7E-02• [1.8E-02,4.8E-02]	4.3E-02• [6.1E-03,8.0E-02]	7.3E-02• [4.8E-02,1.6E-01]
Vitesse du courant (m/s)	0.52• [0.24,0.85]	0.55• [0.35,0.95]	0.35• [0.12,0.63]	0.95• [0.64,1.53]
Hauteur d'eau (m)	0.30• [0.04,0.72]	0.36• [0.22,0.50]	0.31• [0.08,0.75]	0.76• [0.42,1.10]
Température (°C)	12.2• [11.4,13.1]	10.9• [9.3,12.8]	12.7• [11.9,13.7]	14.5• [13.9,15]

Le *tableau 5* donne un aperçu des données que nous avons utilisées dans les différentes analyses.

H. Analyse statistique

Cette étude s'est tout d'abord appuyée sur l'exemple du tronçon de la Creuse pour construire une méthodologie complète. En effet, après lecture des rapports des différents bureaux d'étude et discussion avec Agnès Barillier, ingénieure experte au Centre d'Ingénierie Hydraulique, il nous a semblé que la Creuse était le cours d'eau avec les données les plus

complètes. Nous avons donc cherché à caractériser la dérive en éclusée sur la Creuse à Confolent en corrélant environnement et traits fonctionnels. Ensuite, nous avons caractérisé la variance associée aux échantillonnages de la dérive et aux échantillonnages des communautés en place. Une fois ces trois points consolidés, nous avons étendu l'analyse au tronçon sur le Taurion, séparément quand cela était possible, puis en complément des données de la Creuse.

1. Analyse des traits fonctionnels caractéristiques de la dérive

La phase d'analyse préliminaire permet d'avoir une première vision du jeu de données et d'en sélectionner éventuellement les parties les plus pertinentes pour répondre à notre problématique. On utilise pour cela l'analyse multivariée qui permet de mettre en avant les grands patterns de notre jeu de données. On souhaite tout d'abord déterminer si certains traits fonctionnels vont être corrélés aux variations hydrauliques caractéristiques des éclusées.

Dans notre cas où l'on a à la fois des données environnementales, d'abondance et de traits fonctionnels, on procède à une *RLQ* couplée à la méthode *fourth corner* (Dolédec et al., 1996 ; Legendre et al., 1997 ; Dray, Legendre, 2008 ; Dray et al., 2014). Le but de cette méthode est de répondre à un objectif majeur de l'écologie fonctionnelle, c'est-à-dire mettre en relation traits fonctionnels et environnement.

La première étape repose sur la transformation préalable des trois tableaux suivants (*figure 7*) par ordination :

- R, le tableau liant les variables environnementales aux différents sites. Il est composé de variables ordinales et nominales (*tableau 4*)
- L, le tableau d'abondance (densités en dérive d'individus par m³ par seconde) des taxons à chaque site transformé en log + 1,
- Q, le tableau liant les traits et les taxons (un exemple de son contenu dans la *figure 6*)

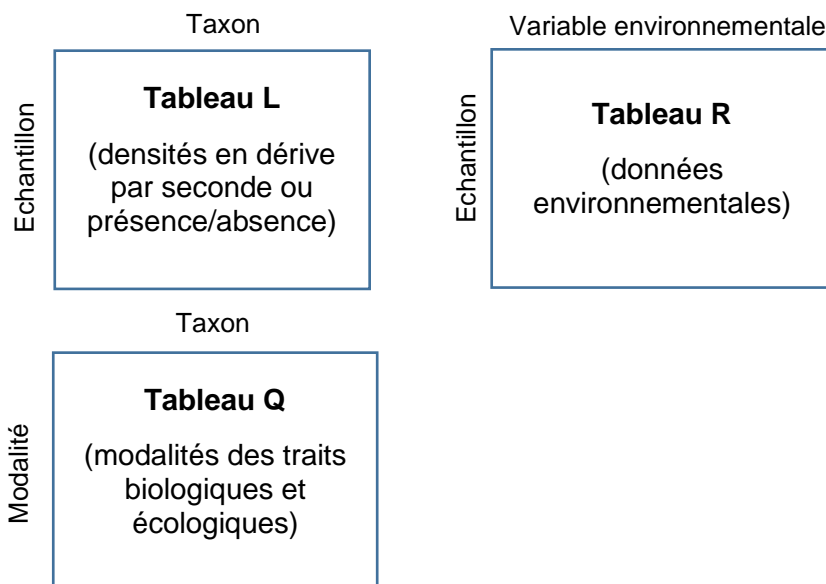


Figure 7: Tableaux R, L et Q adaptés de (Dray et Legendre, 2008)

Dans un premier temps, on réalise une analyse des correspondances sur les données de densités en dérive en m³ par seconde des taxons (tableau L) ce qui permet d'avoir une première visualisation de la répartition de ceux-ci selon les zones d'étude.

Parallèlement, on réalise une analyse de Hill-Smith (Hill, Smith, 1976) sur les données environnementales du tableau R pondérées par les poids des sites issus de l'analyse des correspondances pour voir lesquelles contiennent le plus d'information vis-à-vis de la

répartition des taxons en dérive selon les zones. Cette analyse permet de gérer simultanément les données quantitatives et qualitatives contenues dans le tableau R.

Enfin, une analyse des correspondances floues sur les modalités des traits pondérée par les poids des taxons issus de l'analyse des correspondances permet de voir qualitativement quelles modalités risquent d'être les plus informatives sur la répartition des taxons. L'analyse des traits telle que développée par (Chevenet et al., 1994) cherchait à établir de grands patterns de répartition de traits par zone, sur le même principe que l'AFC. Une particularité de l'analyse des correspondances floues est que les modalités de chaque trait ne sont pas considérées comme des variables équivalentes, comme c'est le cas dans une AFC classique. On attribue un poids à chaque modalité d'un même trait en fonction du nombre total de modalité de ce trait.

Comme présenté dans l'encadré « Les bases de la RLQ et de la méthode *fourth corner* » (ci-après), ces trois ordinations servent de base à la RLQ qui va permettre de caractériser la relation qualitative entre les variables environnementales et les modalités des traits tandis que la méthode « *Fourth corner* » va permettre de tester individuellement la corrélation entre la modalité d'un trait et une des variables environnementales. Suivant les conseils de (Dray, Legendre, 2008 ; Dray et al., 2014), on applique la méthode *fourth corner* directement sur les résultats de la RLQ. Ainsi, plutôt que de tester chaque association trait-environnement individuellement, on teste l'association entre les gradients des modalités des traits (resp. de l'environnement) et les variables environnementales (resp. les modalités des traits). Cette méthode est présentée dans la littérature comme ayant un meilleur potentiel d'analyse que les deux précédentes prises séparément. Notamment, on peut s'intéresser à la significativité des associations trait-environnement tout en visualisant les différents patterns que présentent les données.

Tout le processus présenté ci-dessus est développé dans l'aide du package ADE4 (Chessel et al., 2004 ; Dray, Dufour, 2007) et dans les annexes de (Dray et al., 2014).

Tableau 6 : Résumé des différentes informations pour la première phase de l'analyse

Cours d'eau concerné	Creuse	Taurion	Creuse + Taurion
Nombre de taxons	76	110	130
Nombre d'échantillons	42	93	84
Variables environnementales	Hauteur d'eau, vitesse du courant, débit sur le tronçon, température, facteur année, facteur zone, facteur éclusée	Vitesse du courant, débit traversant le filet, facteur zone, facteur année, facteur éclusée	Hauteur d'eau, débit traversant le filet, température, vitesse du courant, débit, facteur éclusée

Cette phase d'analyse visant à répondre à l'hypothèse (1) (§I.D. Objectifs du stage) a été réalisée en 3 temps. Pour rappel, nous avons supposé que les modalités des traits mobilisées en période d'éclusées sont différentes des modalités des traits hors période d'éclusée, certaines étant caractéristiques de la dérive liée aux éclusées, d'autres à la dérive comportementale. Tout d'abord, nous avons testé cette méthode sur la Creuse, puis sur le Taurion. Enfin, pour vérifier si les résultats étaient généralisables aux deux cours d'eau, nous avons appliqué le couplage des deux méthodes aux trois tableaux R, L et Q regroupant simultanément les données issues de la Creuse et du Taurion en procédant à une sélection des données. Notamment, nous avons fait le choix de supprimer les données de C4 et T3 qui subissent l'influence de la Rozeille et la Vige, et qui semble affaiblir le signal lié aux éclusées. Seule l'analyse sur la Creuse a été réalisée avec le débit sur le tronçon, la température et le

niveau d'eau. Pour le Taurion seul puis les deux cours d'eau regroupés, nous avons utilisé le débit traversant le filet (*tableau 6*).

Les bases de la RLQ et de la méthode fourth corner

Le but de cette note n'est pas de maîtriser l'aspect calculatoire de ces méthodes mais de comprendre leur principe.

La RLQ s'appuie sur les quatre matrices diagonales suivantes :

- D_p et D_n issues de l'analyse des correspondances réalisées sur L . Elles correspondent aux poids des espèces et des sites et vont servir à pondérer les analyses des correspondances floues et de Hill-Smith
- D_m et D_s issues respectivement de R et Q . Elles correspondent au poids des variables environnementales et au poids des traits.

Les analyses multivariées sur R et Q permettent alors d'obtenir les 2 triplets suivants, (R, D_m, D_n) et (Q, D_s, D_p).

La RLQ combine le résultat des trois analyses pour obtenir des vecteurs de scores des espèces qui sont des combinaisons linéaires des traits (et de façon symétrique, des vecteurs de scores des sites qui sont des combinaisons linéaires des variables environnementales). Ces scores ont une covariance croisée qui est maximisée.

Fourth corner

Cette méthode vise à tester les associations entre variable environnementale et trait en utilisant les statistiques comme le χ^2 . Conformément aux conseils trouvés dans la littérature la procédure de randomisation nommée « modèle 6 » est utilisée pour vérifier la significativité du lien entre trait et environnement. Un nombre important de tests oblige à appliquer une correction de la p-value.

2. Influence de la communauté sur les traits associés à la dérive

À partir des présence/absence des modalités de traits, on souhaite caractériser l'influence des modalités de la communauté sur celles que l'on a montré associées à la dérive (hypothèse (2) dans le § I.D. Objectifs du stage). Pour chaque condition d'échantillonnage, c'est-à-dire pour la dérive pendant une éclusée, la dérive naturelle et l'échantillonnage I.B.G.N., chaque trait se voit réparti entre plusieurs fréquences de modalités. L'objectif est alors de savoir si les proportions observées pour une modalité sont les mêmes entre l'échantillonnage de la communauté et ce que l'on retrouve en dérive (dérive comportementale d'une part et dérive catastrophique en éclusée d'autre part). On peut trouver un exemple de ces trois facteurs sur la *figure 8*. Pour ce faire, on construit un modèle de type *GLM* visant à mesurer l'effet associé aux trois facteurs décrits précédemment. A priori, on ne s'attend pas à trouver une répartition gaussienne dans les données. Nous sommes en présence de fréquences de modalités ce qui est préférentiellement traitée par l'utilisation d'une loi binomiale. Dans le cas de données biologiques comme les nôtres, la variance peut-être plus élevée autour de la moyenne que celle d'une loi binomiale classique, on choisit donc d'utiliser une loi quasibinomiale. Celle-ci va gérer le phénomène d'« overdispersion » ou surdispersion des données en calculant un paramètre spécifique à notre jeu de données. À partir d'un modèle simple du type suivant :

- *Fréquence de la modalité ~ condition d'échantillonnage*, nous cherchons à expliquer la variabilité des fréquences observées en fonction des trois conditions d'échantillonnage en testant la significativité de l'effet de ces trois facteurs.

Modèle linéaire généralisé (GLM)

Le GLM est une extension du modèle linéaire dans le cas où les données que l'on cherche à analyser ne répondent pas aux hypothèses du modèle linéaire. Pour rappel, il faut vérifier l'homoscédasticité de la variance des résidus, le caractère gaussien de leur distribution ainsi que leur indépendance. Des données de fréquences bornées sur $[0,1]$ ne remplissent pas ces conditions. Lors de la construction d'un modèle statistique comme le GLM, il faut veiller à la vérification de certaines hypothèses. Cette vérification est moins rigoureuse que dans le cas d'un modèle linéaire mais elle permet néanmoins de s'assurer que les choix réalisés dans la modélisation ne sont pas aberrants.

Graphique 1 : « *Residuals vs fitted* » On cherche ici à retrouver la relation moyenne-variance de la loi utilisée. Dans notre cas d'étude, on utilise une extension de la loi binomiale (loi quasibinomiale). Si on note μ la moyenne des résidus, la variance doit être proportionnelle à $\mu(1-\mu)$ dans le cas d'une loi binomiale. Ainsi, dans notre cas, on prend en compte que cette relation sous-estime la variance observée dans le jeu de données.

Graphique 2 : « *Normal Q-Q* » Les résidus de la déviance standardisés doivent suivre une loi normale.

Graphique 3 : « *Scale-Location* » La racine carrée des résidus de la déviance standardisée doit être répartie de façon homogène. On cherche à vérifier ici l'homogénéité de la variance des données.

Graphique 4 : « *Residuals vs Leverage* » Ce graphique met en évidence l'influence des points « outliers », c'est-à-dire des points présentant des valeurs fortement différentes des autres et qui peuvent influencer la modélisation.

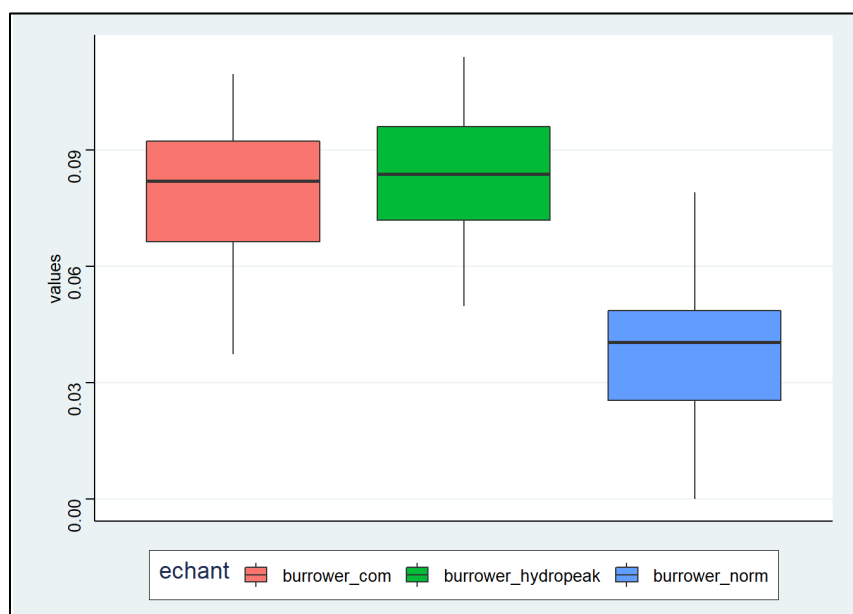


Figure 8: Boxplot des fréquences de la modalité « fousseur ». En rouge, dans la communauté, en vert dans les échantillons pendant éclusées et en bleu en dérive naturelle

Cette modélisation a été réalisée sur les modalités que l'on a montré associées à la dérive dans le cas de la Creuse. On a également tenté de l'appliquer aux données de la Creuse et du Taurion (*tableau 7*).

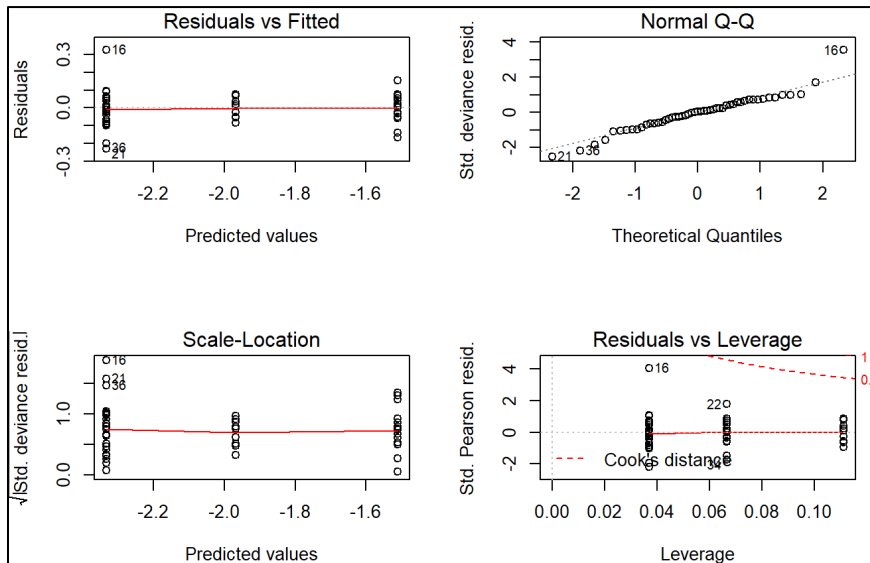


Figure 9: Autoplot pour le GLM de la modalité affinité pour les courants de vitesse nulle

Tableau 7 : Données d'entrée pour les GLM

	Creuse	Creuse + Taurion
Zones concernées	C1-C2-C3-C4-C5	C1-C2-C3-C4-C5-T1-T2-T3-Vige
Nombre d'années par zone	4 (sauf C5, 3)	Creuse : 4 (3 pour C5) Taurion : 4 (1 pour Vige)
Nombre d'échantillons pour la communauté	19	31
Nombre d'échantillons de la dérive naturelle	27	86
Nombre d'échantillons de la dérive en éclusées	15	49

3. Identification de seuil(s) associé(s) à la dérive en éclusées

Il doit être possible de créer des modèles capables de prédire dans quel cas l'on a affaire à la dérive naturelle ou à la dérive en éclusées dans un but opérationnel. L'idéal serait d'utiliser les données caractéristiques des éclusées que nous avons identifiées précédemment. On choisit pour cela de construire des modèles qui s'appuient sur des lois binomiales en cherchant à prédire si l'on est dans une situation d'éclusées ou non. On fait le choix de construire un modèle par modalité, et plus particulièrement par modalité associée positivement à la dérive en éclusée. Théoriquement, la construction d'un modèle logistique comme celui-ci permet de déterminer à partir de quelle valeur de paramètre, ou gamme de valeurs, on se situe dans une situation d'éclusée avec une certaine probabilité. On en voit un exemple théorique sur la *figure 10* (précisions dans le § associé de la *Discussion*).

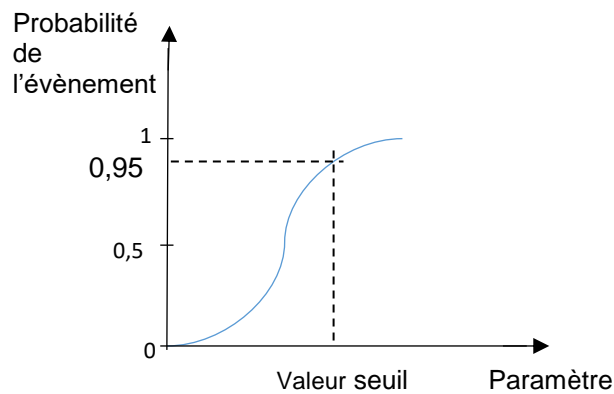


Figure 10 : Représentation graphique théorique d'une courbe logistique avec identification d'une valeur seuil associée à une probabilité de 0.95

La méthodologie adoptée dans cette partie est la suivante. Nous avons utilisé les données de la Creuse pour construire le meilleur modèle, à la suite de quoi nous avons utilisé les données du Taurion pour savoir qu'elles étaient les prédictions du modèle. La sélection des variables a été effectuée parmi les suivantes :

- la vitesse du courant
- un facteur saison (à deux modalités, humide et sec, qui correspondent aux 2 conditions d'échantillonnage)
- le niveau d'eau
- le débit traversant le filet
- la densité en dérive par seconde pour les modalités corrélées positivement à la dérive en éclusées

Le choix du modèle a été réalisé à partir de la valeur du critère d'Akaike qui permet de sélectionner le meilleur modèle en fonction du nombre de ses paramètres et de la qualité de son ajustement aux données. Plus la valeur de l'AIC est faible, meilleur est le modèle. On prend également en compte la significativité des effets des facteurs. Un modèle dont l'AIC est faible comparé d'autres ne sera pas sélectionné si certains facteurs n'ont pas d'effet significatif.

Tableau 8 : Valeurs d'AIC pour les différents modèles testés

NOM DU MODELE	MODELE	CRITERE D'AKAIKE (AIC)
M1	Eclusée ~ densité (modalité « vase ») *saison + vitesse du courant*saison	20,6
M2	Eclusée ~ densité (modalité « nul ») *saison + niveau d'eau*saison	19,0
M3	Eclusée ~ densité (modalité « nul ») *saison + débit*saison	20,6
M4	Eclusée ~ densité (modalité « vase ») +vitesse du courant	18,0
M5	Eclusée ~ densité (modalité « vase ») +débit	13,3
M6	Eclusée ~ densité (modalité « nul »)	20,2
M7	Eclusée ~ densité (modalité « lac »)	29,4
M8	Eclusée ~ densité (modalité « metapotamon »)	37,0
M9	Eclusée ~ densité (modalité « limon »)	29,2
M10	Eclusée ~ densité (modalité « vase »)	20,1

Dans l'exemple ci-dessus, *tableau 8*, on teste des modèles avec interaction en raison de la possible influence de la saison sur la dérive décrite notamment dans (Lauters et al., 1996). Rien ne justifie ici le choix d'un de ces modèles. Le meilleur AIC est celui de M5. Malgré un ΔAIC de 4,7 entre M4 et M5, on sélectionne M4. En effet, l'effet associé à la variable débit n'est pas significatif au seuil de 95% (p-value ~ 0,15), tandis que la vitesse du courant atteint quasiment ce seuil (p-value <0.08).

L'ensemble des analyses a été réalisée sous R version 3.5.2 (R Core Team, 2018).

III. Résultats

A. Analyse des traits fonctionnels caractéristiques de la dérive

1. La Creuse

L'analyse des correspondances réalisée sur le tronçon de la Creuse porte sur 42 prélèvements et 76 taxons (*annexe V*). Elle est structurée de la façon suivante :

- la première dimension qui regroupe 12% de l'information semble opposer les sites qui sont soumis aux éclusées et ceux qui ne le sont pas
- la deuxième dimension, avec près de 10% de l'information oppose l'année 2008 à celle de 2010

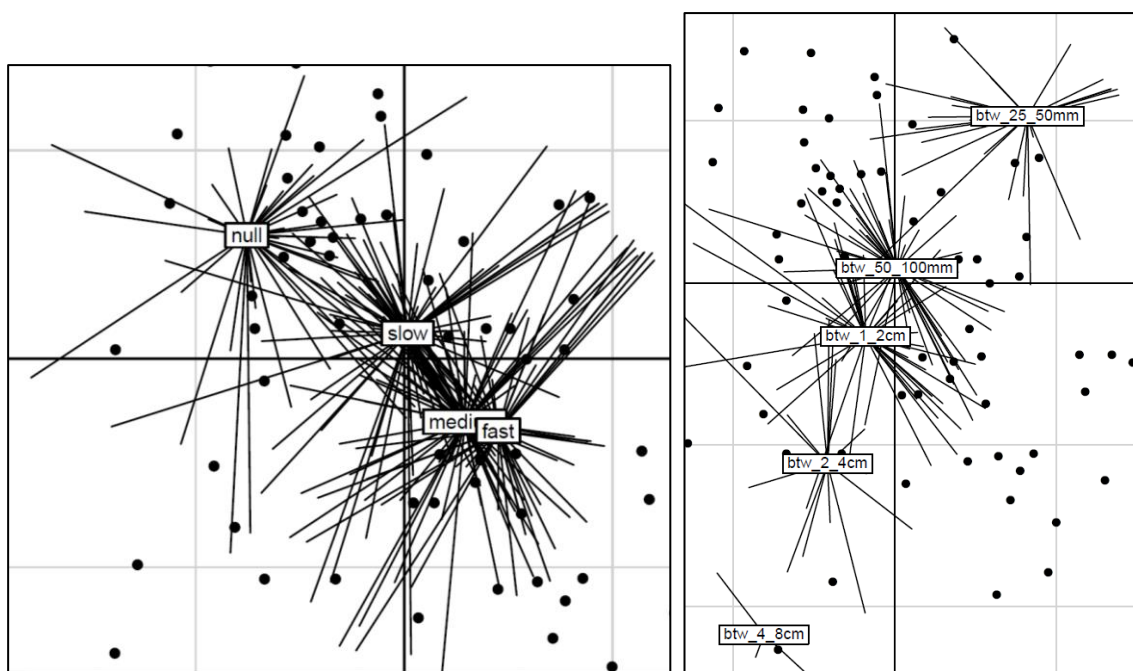


Figure 11: Gradients des modalités du trait "Courant (préférendum)" et "Taille maximale potentielle" sur les deux premières dimensions de l'ACF. Les points correspondent aux taxons, dont les noms ne sont pas représentés

L'analyse des correspondances floues pondérée par le poids des taxons issus de l'analyse des correspondances présentes des résultats variables selon les traits. On la réalise sur 76 taxons et les 113 modalités de 21 traits.

Si l'on prend comme exemple le trait « Courant (préférendum) », on constate un gradient visible des modalités provenant de la répartition des taxons (*figure 11*). Ce trait est l'un de ceux que l'on suppose le plus sensible aux éclusées. Il semble révéler que le courant joue un rôle structurant dans la façon dont les taxons sont trouvés dans les différents échantillons. Ce gradient pourrait donc être relié à l'opposition observée sur l'axe 1 de l'analyse des correspondances, entre échantillonnage en éclusées et en condition de dérive sans éclusée. On observe un gradient opposé pour le trait « Taille maximale potentielle » par exemple.

Enfin, l'analyse mixte de Hill-Smith est construite avec en opposition dans la première dimension les variables environnementales liées aux éclusées (facteur « éclusée », débit, vitesse du courant et hauteur d'eau). L'axe 2 (2^{ème} dimension) semble quant à lui fortement structuré par la différence entre les conditions environnementales trouvée en C2 et les autres zones. Notamment, les échantillonnages en C2 semblent avoir été réalisés dans des conditions thermiques particulièrement froides. Cela va à l'encontre des rapports d'ECOGEA qui indiquent que C2 est une zone notablement plus chaude que les autres (ECOGEA, MEP 19, 2013).

Les résultats obtenus pour ces trois ordinations sont ensuite réutilisés dans la *RLQ*. Le pourcentage d'inertie projeté sur l'axe 1 est de 66% et de 26% sur l'axe 2, ce qui représente une inertie cumulée de 92% sur les deux premières dimensions de la *RLQ*. Elle permet de confirmer les associations entre les traits et les variables environnementales que l'on pouvait supposer avec les 3 ordinations précédentes. Ainsi, la première dimension de la *RLQ* oppose les zones soumises aux éclusées, C3 et dans une moindre mesure C4, à celles qui ne le sont pas, c'est-à-dire C1 et C2. Dans le cas de la 2^{ème} dimension de la *RLQ*, une forte hétérogénéité est mise en exergue entre C2 et C4 notamment parce que l'échantillonnage en C2 se fait dans des eaux plus froides que dans le reste du tronçon à la même période. On note également la covariation entre température et facteur annuel, traduisant le fait que les conditions climatiques n'étaient pas les mêmes en 2008 et 2010. La première phase d'échantillonnage a été réalisée en octobre, moment où la température de l'eau était notablement plus élevée, avec une température moyenne de 12,2°C, que la deuxième phase en mai, avec une température moyenne de 10,9°C.

En parallèle de ces résultats mais du point de vue des modalités des traits, la première dimension semble opposer d'une part les taxons présentant des modalités associées à des conditions lotiques, que l'on retrouve dans le chenal principal, aux taxons des milieux lenticques issu de l'aval des cours d'eau et des zones en marge du chenal. Un des inconvénients de la *RLQ* lorsqu'elle est utilisée sur un grand nombre de modalités est d'être difficilement lisible (Dray et al., 2014). De ce fait on entrera dans le détail des modalités qu'après avoir sélectionné celles qui sont significativement associées aux éclusées.

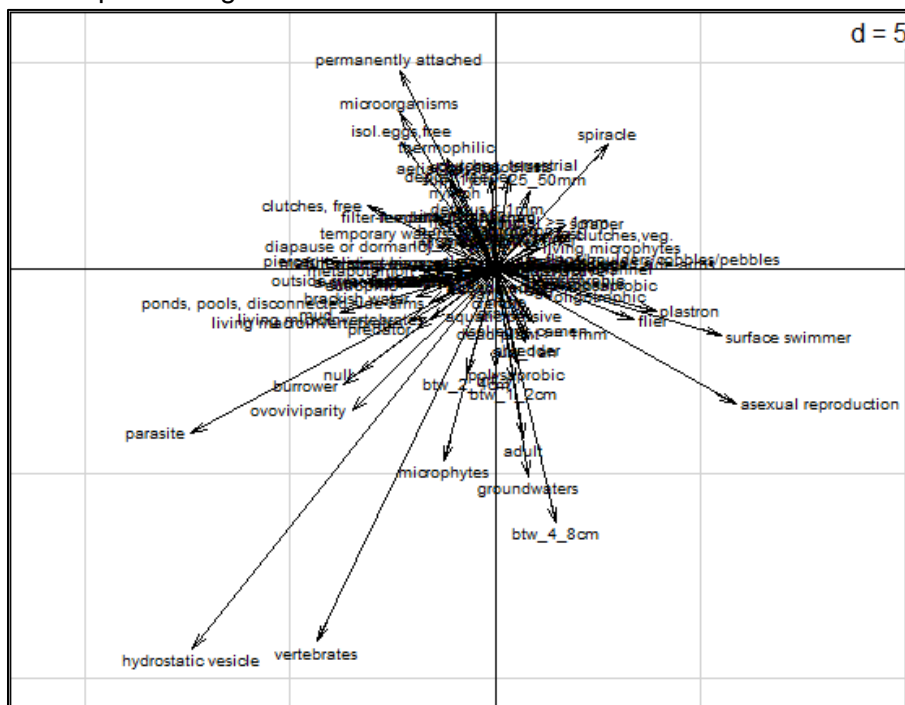


Figure 12: Résultats de la *RLQ* pour les modalités des traits pour la Creuse

En considérant les 113 modalités, 76 taxons et 6 variables environnementales, l'analyse couplée met en exergue une association significative de 17 modalités à l'un des deux premiers axes de la *RLQ* (16 modalités pour la première et 1 pour la deuxième). En ce qui concerne les variables environnementales, 5 sont associées significativement à l'un des deux axes de la *RLQ* (resp. 4 à l'axe 1 et 1 à l'axe 2 ; 2 modalités du facteur zone sont corrélées à l'axe 1 et les 2 autres à l'axe 2). La figure 13 correspond aux résultats de la *RLQ* mais auxquels on ajoute la corrélation au gradient des modalités des traits grâce au code couleur.

La zone C1 qui est la plus représentative des zones sans éclusée est située à droite de l'axe. La zone C3 est quant à elle représentative des éclusées et située à gauche de l'axe que l'on retrouve le débit, la hauteur d'eau et la vitesse de courant (non visible sur la

figure 13). Le gradient des modalités dans la première dimension de la *RLQ* est donc corrélé positivement à la dérive catastrophique en éclusée. Les modalités à droite seront plutôt associées à des conditions de dérive naturelle, celles à gauche à des conditions de dérive en éclusées. On peut d'ailleurs ajouter que cette opposition est construite en raison de conditions hydrauliques caractéristiques des éclusées : augmentation du débit, de la vitesse du courant et de la hauteur d'eau.

L'axe R2 oppose la zone C2 et C4 qui ont visiblement des conditions thermiques opposées. De plus, il ne faut pas oublier que la zone C2 correspond au tronçon court-circuité et est soumise uniquement au débit réservé. Elle est notoirement très différente de C4 qui est la zone la plus éloignée du barrage et soumise à l'influence de la Rozeille et des éclusées. Il n'est pas aberrant que les taxons échantillonnés dans ces deux zones soient caractéristiques de conditions différentes et donc que le gradient des modalités des traits dans la 2^{ème} dimension de la *RLQ* soit corrélé à ces conditions environnementales différentes.

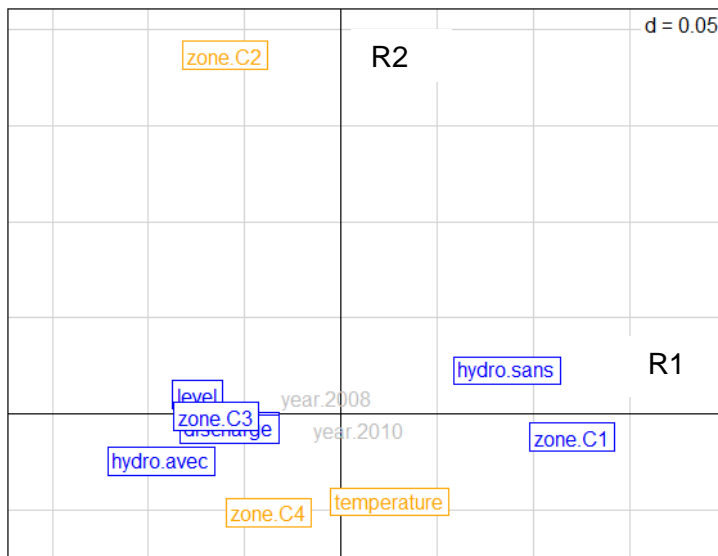


Figure 13: Résultats de l'analyse RLQ et fourth corner sur la Creuse. Les axes R1 et R2 correspondent aux gradients environnementaux dans les deux premières dimensions. En bleu, les corrélations avec Q1 et en orange avec Q2, les gradients des modalités des traits. En gris, les variables non significatives

Le *tableau 9* ci-dessous correspond à l'application de la méthode *fourth corner* sur les gradients des variables environnementales. C'est une autre représentation du couplage de ces deux méthodes, la première étant celle de la *figure 13*. Mettre les résultats sous forme de tableaux convient bien à la lecture des modalités lorsque leur nombre est important (Dray et al., 2014).

L'axe R1 correspond au gradient environnemental dans la 1^{ère} dimension de la *RLQ*. Comme on a pu le voir sur les *figures 12* et *13*, ce gradient qui est construit à partir la variation des conditions hydrauliques est caractéristique des zones soumises ou non aux éclusées. Autrement dit, dans le cas de corrélations significatives, on peut associer certaines modalités à la dérive en condition naturelle et d'autres à la dérive en condition d'éclusées. Les modalités en rouge correspondent aux modalités associées à la dérive catastrophique en éclusées, celles en bleu à des conditions de dérive naturelle. On montre ici que certaines modalités associées à des conditions de courant faible, voire nulle, comme les modalités « limon » et « vase » ou encore la modalité « métapotamon » vont être caractéristiques de la dérive en éclusées. En opposition, la dérive en condition naturelle mobilise des modalités caractéristiques de courants intermédiaires et forts, comme ça peut être le cas pour le rithron. Parmi les modalités significativement associées au gradient environnemental, on en trouve 2 issues du trait « mode de locomotion » et 1 de « mode d'alimentation » qui sont des traits généralement étudiés dans la littérature. La modalité « rampant » et « racleur, brouteur »

seraient caractéristiques de la dérive en condition naturelle tandis que la modalité « fousseur » serait caractéristique de la dérive en éclusées.

Tableau 9 : Résultats de l'analyse fourth corner sur la RLQ de la Creuse. AxeR1 et R2 correspondent aux gradients environnementaux (dimension 1-2). En rouge, les corrélations négatives des modalités aux axes R, en bleu les corrélations positives. En blanc, une absence de corrélation

Trait	Modalité	AxeR1	AxeR2
Modes de locomotion et relation au substrat	Rampant	bleu	
	Fousseur	rouge	
Mode d'alimentation	Racleur, brouteur	bleu	
Distribution transversale par rapport au chenal	Chenal de rivière	bleu	
	Lac	rouge	
Distribution longitudinale	Epirithron	bleu	
	Metarithron	bleu	
	Metapotamon	rouge	
	Hors hydrosystème fluvial	rouge	
Microhabitats (préférendum)	Dalles, blocs, pierres, galets	bleu	
	Limon	rouge	
	Vase	rouge	
Courant (préférendum)	Nul	rouge	
	Rapide	bleu	
Degré de trophie	Oligotrophique	bleu	
	Eutrophique	rouge	
Taille maximale	Compris entre 1-2cm		rouge

2. Le Taurion

L'analyse des correspondances réalisée sur les données du Taurion est organisée de la façon suivante :

- l'axe 1 regroupe 14% de l'information et semble opposer les années 2008 et 2013
- l'axe 2 regroupe près de 6% de l'information et semble plutôt se structurer en fonction des éclusées

On constate que certains échantillons de 2008 semblent s'éloigner du schéma général qui est pourtant plutôt bien respecté malgré le grand nombre d'échantillons réalisé par CINCLE. De la même façon que pour Confolent, l'analyse des correspondances floues pondérée par le poids des taxons montre qu'il existe un gradient des taxons porteurs de certains traits comme par exemple « Courant (préférendum) ». Comme précédemment, il est probable que ce gradient soit lié aux éclusées.

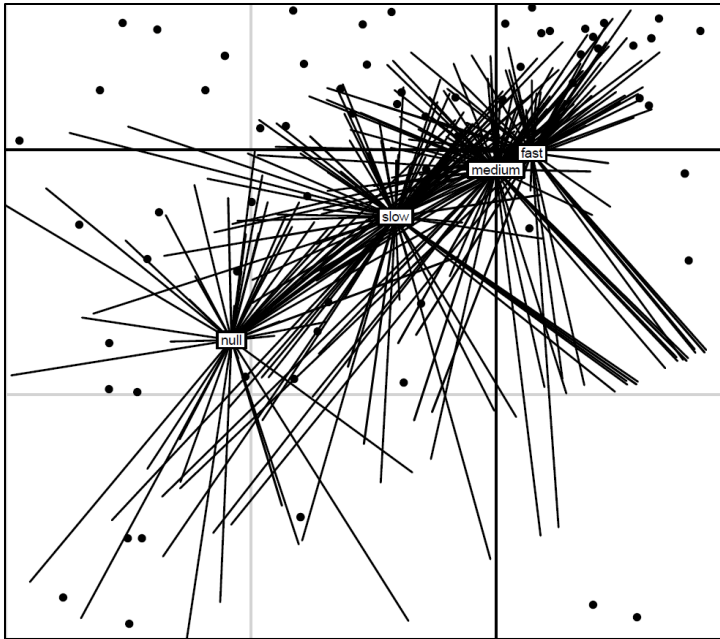


Figure 14: Gradient du trait "Courant (préferendum)" pour le Taurion

Comme on pouvait s'y attendre, l'analyse de Hill-Smith n'est pas construite sur le même modèle que la Creuse. L'axe 1 oppose les années 2008 et 2013 de façon marquée tandis que l'axe 2 résume l'information liée aux conditions hydrauliques. Indépendamment des éclusées, les conditions hydrauliques sur le Taurion entre Octobre 2008 et Juin 2013 ne sont absolument pas les mêmes. Si l'on prend pour seul exemple la vitesse du courant en T2 en condition dite naturelle, sans éclusée, la vitesse est multipliée par 6 entre Octobre 2008 et Juin 2013. Il n'est donc pas étonnant que cette information soit celle qui structure la 1^{ère} dimension de l'analyse de Hill-Smith. Ce résultat risque de se transmettre au reste de l'analyse.

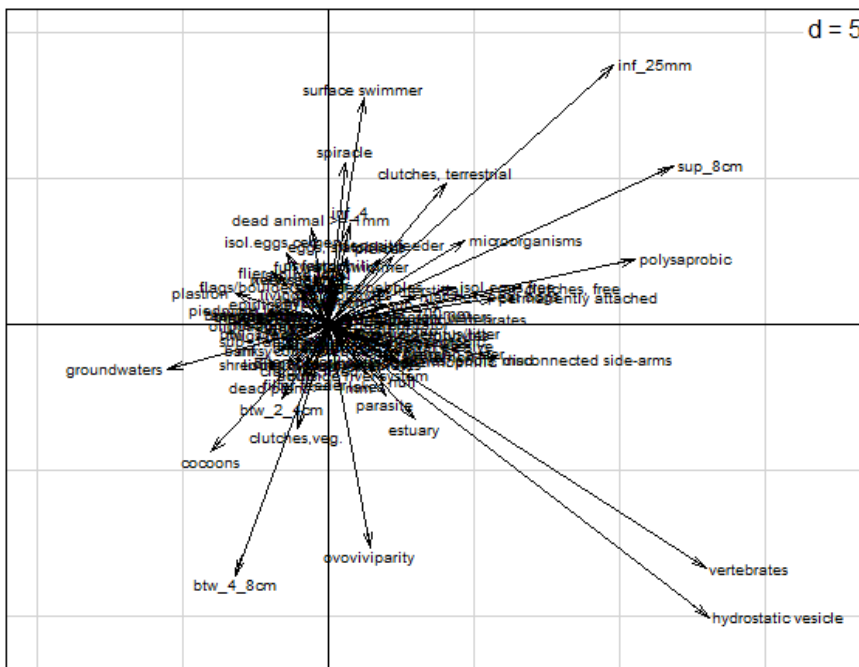


Figure 15: Résultats de la RLQ pour les modalités pour le Taurion

Les pourcentages d'inertie projetés sur les deux premiers axes de la RLQ s'élèvent à 65 et 26% environ, soit une inertie cumulée de 91%. On a donc deux axes qui résument bien la structuration du jeu de données sur le Taurion. On confirme les résultats pressentis avec les

ordinations, c'est-à-dire que l'axe 1 se structure avec l'opposition 2008-2013 tandis que l'axe 2 se structure avec l'opposition entre avec et sans éclusée. Il est à noter que les covariations du facteur « éclusée » avec le débit et la vitesse du courant sont moins marquées que dans le cas de la Creuse. Au vu de la position de T3, on comprend que l'effet des éclusées n'est pas aussi clair que dans le cas de la Creuse. Comme précédemment, on attend le couplage entre *RLQ* et *fourth corner* pour raisonner individuellement sur les modalités. En revanche, on peut constater qu'une grande partie des modalités ne semblent pas se distinguer sur les 2 premières dimensions de la *RLQ*. On peut ajouter que celles que l'on observe le mieux sont pour beaucoup d'entre elles des artefacts liés à leur faible présence. Elles attirent donc beaucoup d'information à elles.

Avec 113 modalités, 110 taxons, 93 échantillons et 5 variables environnementales, aucune modalité de trait n'est attribuée significativement au gradient environnemental. En revanche, les gradients des modalités des deux premières dimensions de la *RLQ* sont corrélés significativement aux variables environnementales (tableau 10). On trouve deux variables corrélées à la première dimension (variables vitesse du courant et année) et une corrélée à la deuxième dimension (variable « éclusée »). Les deux dernières variables sont corrélées aux gradients des modalités des deux premières dimensions (variables zone et débit). Le gradient de modalités de l'axe 1 est significativement corrélé à l'opposition entre 2008 et 2013, oppose également T3 et T1bis, condition de débit et de vitesse de courant. C'est l'axe 2 qui est corrélé aux conditions des éclusées.

Tableau 10: Corrélations entre variable environnementale et gradient de modalités sur les 2 premières dimensions de la *RLQ* sur le Taurion En rouge, les corrélations positives des modalités aux axes Q, en bleu les corrélations négatives. En gris, une absence de corrélation

	velocity	discharge	zone.T2	zone.T3	zone.Tbis	hydro.avec	hydro.sans	year.2008	year.2013
AxcQ1	Red	Blue	Grey	Blue	Red	Grey	Grey	Blue	Red
AxcQ2	Grey	Blue	Blue	Grey	Red	Blue	Red	Grey	Grey

3. La Creuse et le Taurion

Comme on a pu le constater sur le Taurion, l'opposition entre la dérive catastrophique en éclusée et la dérive en condition naturelle n'est pas aussi significative du point de vue des modalités qu'elle peut l'être sur la Creuse. Nous reviendrons sur ce point dans la discussion. On propose d'utiliser conjointement dans l'analyse les données issues du Taurion et de la Creuse pour voir si les modalités identifiées sur la Creuse peuvent être retrouvées en élargissant l'analyse à d'autres cours d'eau. Nous avons en effet constaté que le gradient des modalités de la deuxième dimension de la *RLQ* contenait de l'information vis-à-vis des éclusées. On procède pour cela de la même façon que pour les cours d'eau pris individuellement.

L'analyse des correspondances sur l'ensemble des données ne présentent pas de structure particulière. L'inertie cumulée sur les deux premières dimensions est d'environ 18 %, soit moindre que pour les 2 analyses séparées des sites. En revanche, en ce qui concerne

d'éventuels gradients de modalités associés à la répartition des taxons, on retrouve les deux gradients identifiés dans l'analyse sur la Creuse. Ils sont illustrés sur la *figure 16* par le trait « Courant (préferendum) » et le trait « Taille maximale potentielle ».

L'analyse de Hill-Smith semble différencier assez bien les conditions hydrauliques hors et en éclusées malgré les différences entre le Taurion et la Creuse.

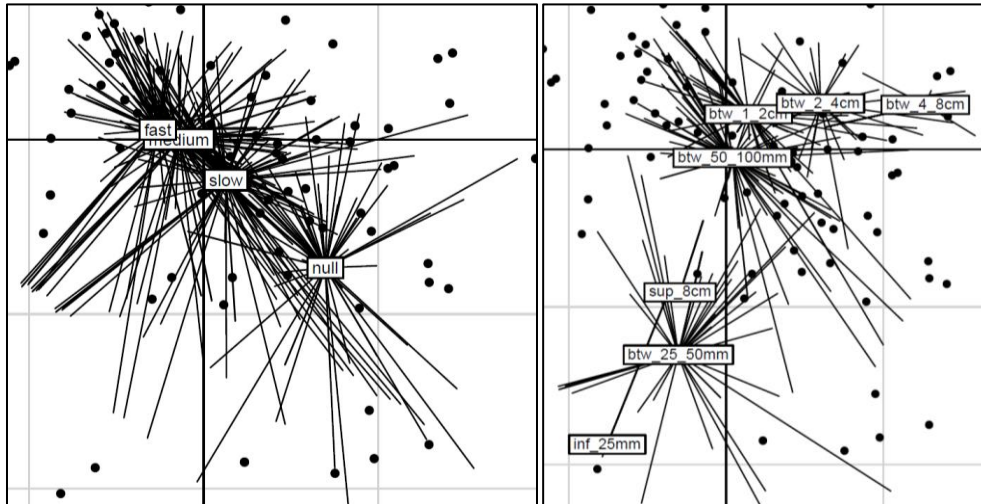


Figure 16 : Gradients des modalités du trait "Courant (préferendum)" et "Taille maximale potentielle" sur les deux premières dimensions de l'ACF pour la Creuse et le Taurion

Bien que plus faible que dans les précédents cas, l'inertie associée aux deux premières dimensions de l'analyse *RLQ*, respectivement 56 % et 28 %, soit un total cumulé de 84 % est plutôt bonne. Une partie importante de la structuration des données est résumée sur nos deux premiers axes. Encore une fois, le nombre de traits importants ne permet pas de juger de la structuration des modalités. Néanmoins, en ce qui concerne les variables environnementales, on constate que l'axe 1 correspond à la structuration associée aux éclusées tandis que l'axe 2 oppose température et débit (*figure 17*). Encore une fois, on se gardera de toute conclusion vis-à-vis de la significativité des associations tant que la méthode couplée n'est pas utilisée. Grâce au couplage entre *RLQ* et *fourth corner*, on trouve des corrélations significatives entre gradient environnemental et modalités, et gradient des modalités et traits. Comme l'indique le *tableau 11*, 5 modalités sont corrélées positivement à l'axe R1 et 3 autres sont corrélées négativement. Une seule modalité est associée positivement à l'axe R2. Il s'agit de « pH », compris entre 4,5 et 5. D'après la structuration du gradient environnemental que l'on retrouve sur la *figure 17*, les 5 modalités en rouge sont corrélées à la dérive catastrophique en éclusée tandis que les modalités « chenal de rivière », « moyen » et « rapide » sont corrélées à la dérive naturelle.

Tableau 11 : Résultats de l'analyse fourth corner sur les deux premières dimensions de Q de la RLQ sur la Creuse et le Taurion. AxeR1 et R2 correspondent aux gradients environnementaux (dimension 1-2). En bleu les corrélations positives des modalités aux axes R, en rouge les corrélations négatives

Trait	Modalité	AxeR1	AxeR2
Distribution transversale par rapport au chenal	Chenal de rivière		
	Lac		
Distribution longitudinale	Metapotamon		
Microhabitats (préférendum)	Limon		
	Vase		
Courant (préférendum)	Nul		
	Moyen		
	Rapide		
pH	4.5-5		

Les résultats obtenus sont très similaires à ceux obtenus sur la Creuse, bien que certaines modalités perdent leur corrélation significative au gradient environnemental. Le trait « Courant (préférendum) » est confirmé comme étant un bon indicateur pour différencier dérive naturelle et dérive catastrophique.

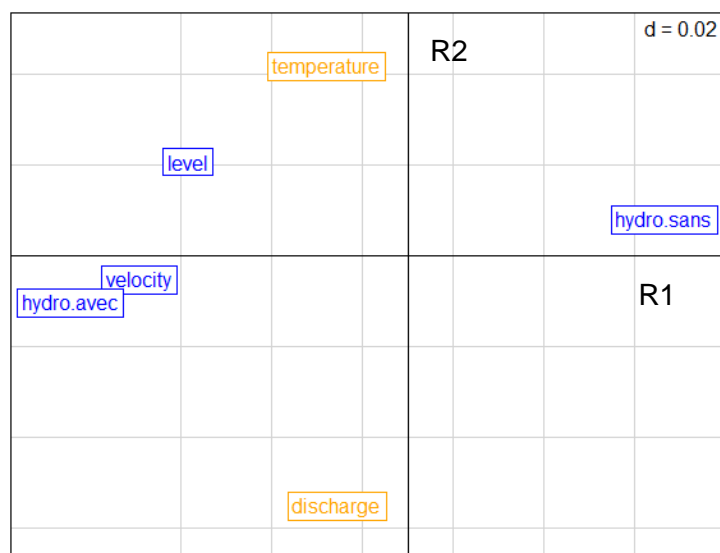


Figure 17: Résultats de l'analyse fourth corner sur la Creuse et le Taurion. Les axes R1 et R2 correspondent aux variables environnementales dans les deux premières dimensions. En bleu, les corrélations avec Q1 et en orange avec Q2

B. Influence de la communauté sur les modalités associées à la dérive

1. La Creuse

Pour rappel, on a construit un GLM donnant la fréquence d'une modalité en fonction de la condition dans laquelle s'est effectué l'échantillonnage (pour caractériser la communauté, pour caractériser la dérive naturelle et enfin pour caractériser la dérive pendant les éclusées). Ce sont donc 16 GLM portant sur les 16 modalités que l'on a trouvé significativement corrélées à la dérive qui ont été réalisés. Chacun de ces GLM s'accompagne d'un boxplot qui décrit la variabilité existante dans les trois cas d'échantillonnage.

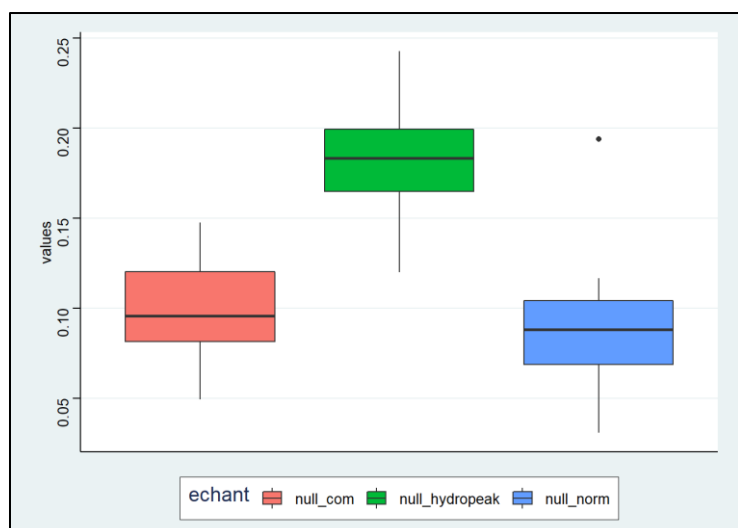


Figure 18: Boxplot de la modalité "nul" du trait "Courant (préférendum)" dans les trois cas d'échantillonnages

On constate sur la *figure 18* que la fréquence de cette modalité (« nul ») semble être similaire dans la communauté et pendant la dérive en condition naturelle à hauteur de 10% du trait « Courant (préférendum) ». Cette fréquence est presque doublée lors de la dérive en éclusée. Le GLM permet de tester si les effets associés aux trois différentes conditions sont significatifs. Toujours sur l'exemple de la modalité « nul », on montre sur notre tronçon de la Creuse que sa fréquence n'est pas significativement différente dans la communauté et dans l'ensemble des échantillons de dérive en condition naturelle. En revanche, on a bien une différence significative entre cette fréquence dans la communauté et dans les échantillons de dérive en condition d'éclusée (*figure 19*).

Le *tableau 12* résume les résultats des GLM. On constate que dans la plupart des cas, c'est la fréquence de la modalité pour l'échantillonnage en dérive en condition d'éclusées qui diffère des deux autres. Cependant, pour deux modalités, on peut remarquer que c'est la fréquence pour l'échantillonnage de la dérive en condition naturelle qui est différente. Il s'agit de la modalité « fousseur » et de la modalité « rapide ». Il semblerait que les fréquences des modalités identifiées comme corrélées à la dérive en condition naturelle et dans la communauté ont des valeurs similaires. On aurait donc une dérive comportementale qui serait représentative de la communauté en termes de fréquences de modalités. En revanche, la dérive catastrophique en éclusée n'est plus représentative de cette fréquence. Pour certaines modalités, on semble obtenir des fréquences significativement plus élevées que dans la communauté. C'est le cas pour quasiment tous les traits corrélés positivement à la dérive en éclusée. A l'inverse, toujours en termes de fréquences, certaines modalités (corrélées positivement à la dérive comportementale) sont notoirement plus faibles que dans la communauté.


```
## Call:
## glm(formula = values ~ echant, family = "quasibinomial", data = var_stock)
##
## Deviance Residuals:
##      Min       1Q   Median       3Q      Max
## -0.23096 -0.05697 -0.00048  0.05309  0.32638
##
## Coefficients:
##              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
## (Intercept)    -2.19255    0.07347  -29.842 < 2e-16 ***
## echantnull_hydropeak  0.68203    0.09781   6.973 3.26e-09 ***
## echantnull_norm    -0.14195    0.09829  -1.444   0.154
## ---
## Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
##
## (Dispersion parameter for quasibinomial family taken to be 0.00926536)
##
##      Null deviance: 1.33136  on 60  degrees of freedom
## Residual deviance: 0.53022  on 58  degrees of freedom
## AIC: NA
##
## Number of Fisher Scoring iterations: 5
```

Figure 19: summary du GLM appliqué à la modalité nul. La significativité des effets est consultable dans la partie "Coefficients". « hydropeak » et « norm » sont comparés à « com », qui n'apparaît donc pas

Tableau 12 : Résultats des GLM sur les modalités associées à la dérive sur la Creuse. Le signe «+» (resp. le signe «-») indique que la fréquence de la modalité est significativement plus importante (resp. plus faible) dans cette condition. Les signes en noir indiquent que c'est la seule condition significativement différente. En rouge, les 3 conditions sont significativement différentes. Intervalle de confiance à 95%

	Dérive en condition d'éclusées	Dérive en condition naturelle
Rampant	-	
Fouisseur		-
Racleur, brouteur	-	
Chenal de rivière		+
Lac	+	
Epirithron	+	
Metarithron	-	
Metapotamon	+	
Hors hydrosystème fluvial	+	
Dalles, blocs, pierres, galets	-	
Limon	+	
Vase	+	
Nul	+	
Rapide		+
Oligotrophique	-	
Eutrophique	+	

2. La Creuse et le Taurion

On agrège les données sur le Taurion à celle de la Creuse pour voir quels liens donnent les GLM pour les 8 modalités, identifiées avec la méthode couplée, et les communautés en place. Comme précédemment, on résume les résultats sous la forme du *tableau 13*. Pour les modalités, on retrouve la même réponse que sur la Creuse pour 3 d'entre eux sachant que la modalité « moyen » n'avait pas été trouvée significativement corrélée à la dérive lors du couplage RLQ-Fourth corner.

D'une façon générale, la variabilité associée à la dérive en condition naturelle est plus importante avec l'apport des données du Taurion. De ce fait, on constate que la fréquence des

modalités lors de la dérivation naturelle est significativement différente de celle trouvée dans la communauté.

Tableau 13 : Résultats des GLM sur les modalités associées à la dérivation sur la Creuse et le Taurion. Le signe «+» (resp. le signe «-») indique que la fréquence de la modalité est significativement plus importante (resp. plus faible) dans cette condition. Les signes en noir indiquent que c'est la seule condition significativement différente des deux autres. En rouge, les 3 conditions sont significativement différentes. Intervalle de confiance à 95%

	Dérivation en condition d'éclusées	Dérivation en condition naturelle
Chenal de rivière	-	
Lac	+	
Metapotamon	+	
Limon		-
Vase		-
Nul	+	
Moyen	-	
Rapide		+

C. Identification de seuil(s) associé(s) à la dérivation en éclusées

Pour rappel, nous avons choisi d'utiliser le modèle M4, *Eclusée ~ densité (modalité « boue ») + vitesse du courant*, dont les deux facteurs ont des effets significatifs. Sur l'exemple de (Crawley, 2013), les graphiques suivants (figure 20 et 21) présentent la répartition des échantillons en fonction des paramètres et les valeurs prédites par le modèle pour chaque paramètre pris séparément dans un souci de compréhension. La dérivation naturelle correspond aux points valant 0 et la dérivation en éclusée aux points valant 1. On observe que les valeurs de densité en dérivation log-transformées sans éclusée (croix bleues sur la figure) sont réparties sur une gamme assez large. La transition, qui semble s'effectuer aux alentours de la valeur de 5,5, c'est-à-dire environ 243 individus portant la modalité « vase » par m³/s est assez rapide. Comme on peut le constater sur la figure 20 avec les valeurs ajustées, le modèle traduit bien le fait que passer un certain seuil de densité en dérivation pour cette modalité augmente très rapidement la probabilité d'être en dérivation catastrophique. On peut traduire cela de 2 façons :

- lorsque le seuil de 0,05 est dépassé, cela signifie qu'il n'est plus significatif d'affirmer que l'on est dans une situation de pure dérivation comportementale. Sur la Creuse, ce seuil est atteint pour une valeur de 5,07 (écart-type de 0,06), soit 158 individus par m³/s environ
- lorsque le seuil de 0,95 est dépassé, cela signifie qu'il est significatif d'affirmer que l'on a affaire à une situation de dérivation en éclusée. Sur la Creuse, ce seuil est atteint pour une valeur de 6,10 (écart-type de 0,06), soit 445 individus par m³/s environ

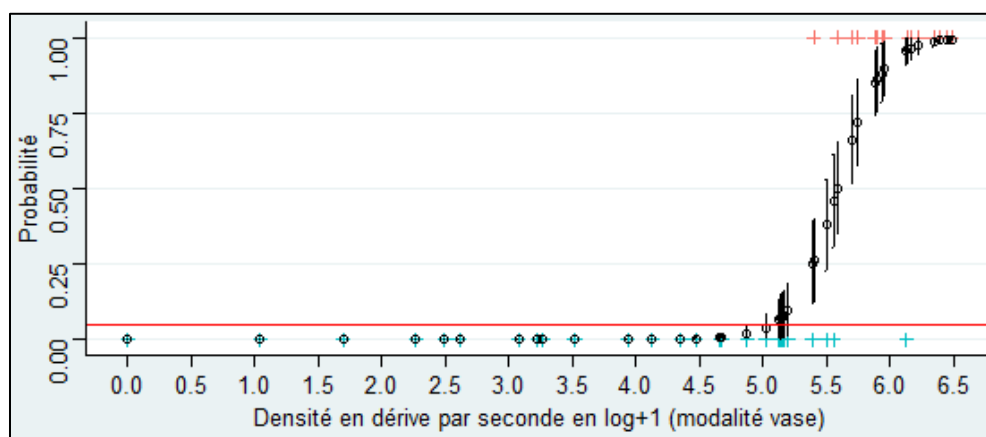


Figure 20 : Valeurs ajustées par le modèle pour les données de densités en dérivation par seconde pour les individus portant la modalité « vase ». En bleu les valeurs non-ajustées en dérivation naturelle et en rouge en dérivation en éclusée. Le trait en rouge représente le seuil au-dessus duquel la probabilité d'être en dérivation naturelle n'est plus significative

On peut effectuer le même raisonnement pour la vitesse du courant avec la figure. On constate que le modèle est bien moins performant dans ce cas en raison de la nature de nos données. Même si la tendance globale tend à montrer que l'augmentation de la vitesse du courant est corrélée à la dérive en éclusée, le passage est bien moins tranché que pour la figure précédente. On effectue néanmoins le même raisonnement que précédemment :

- La valeur du premier seuil est de 0,31 (écart-type de 0,04) soit $0,36 \pm 0,04$ m/s
- La valeur du second seuil est estimée à 0,63 (écart-type de 0,06) soit $0,88 \pm 0,06$ m/s

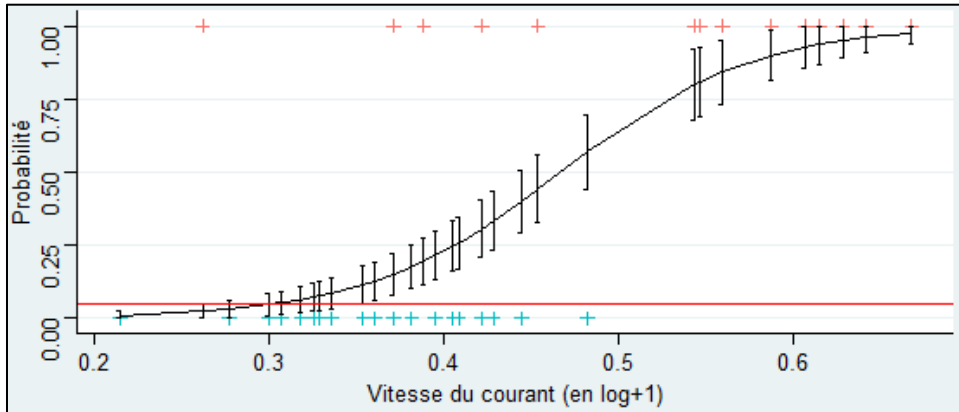


Figure 21 : Valeurs ajustées par le modèle pour les données de vitesse. En bleu les valeurs non-ajustées en dérive naturelle et en rouge en dérive en éclusée. Le trait en rouge représente le seuil au-dessus duquel la probabilité d'être en dérive naturelle n'est plus significative à 95%

Nous proposons maintenant de confronter notre modèle aux données récoltées sur le Taurion en 2013 pour voir quelle est sa capacité prédictive. Nous estimons que les données de 2008 ne disposent pas de données de vitesse suffisantes (voir pour rappel § Données abiotiques sur le Taurion).

Comme on peut le voir sur la figure 22, les prédictions du modèle peinent à retranscrire les conditions réelles d'échantillonnage. 5 des 23 échantillons sont même clairement associés à la condition opposée à celle où le relevé a été effectué. On note néanmoins que la plupart des prédictions sur le Taurion correspondent aux probabilités 0 et 1 avec de très faibles écarts-types. Les conditions d'échantillonnage sur le Taurion correspondent donc soit à des vitesses et des densités très faibles, soit à des vitesses de courant et des densités très élevées, avec peu de situations intermédiaires. Lors des échantillonnages en dérive sans éclusée, on peut ajouter que certains échantillons ont des probabilités bien plus fortes que celles qu'on pouvait attendre. Cela vient du fait que ces points correspondent à des périodes de fin de soirée ou début de nuit et que la dérive active y est notoirement plus élevée.

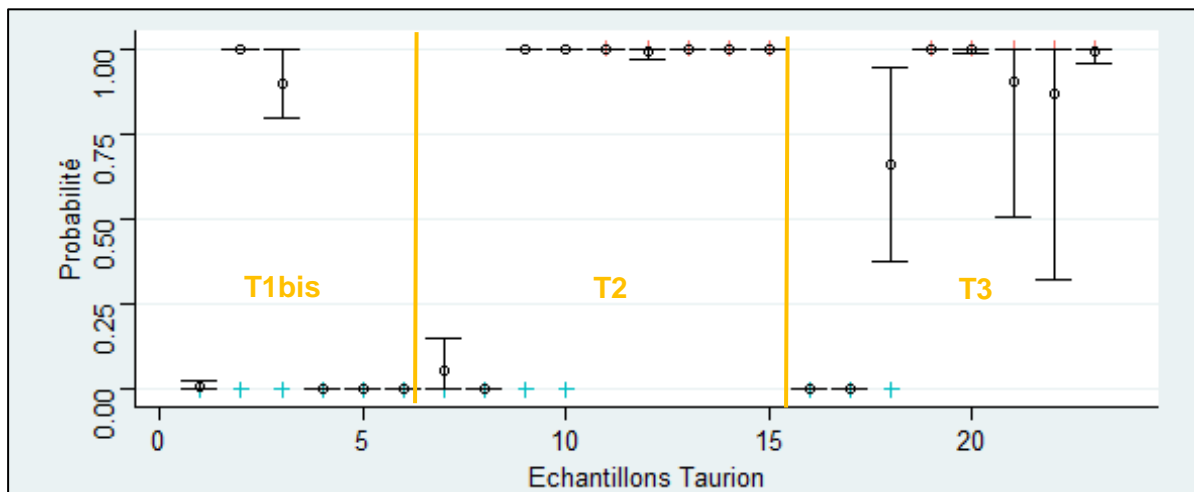


Figure 22 : Probabilités prédites par le modèle pour les données de vitesse et de densité en dérive par seconde pour la modalité « boue » sur le Taurion en 2013. En bleu les échantillons en dérive naturelle et en rouge en dérive en éclusée. Ecart-types associés aux valeurs prédites au seuil de 95%

IV. Discussion

A. Les modalités mobilisées par le phénomène de dérive

Une connaissance fine des impacts des éclusées sur la dérive des invertébrés est le moyen le plus efficace pour proposer des solutions de mitigation adaptées aux problématiques rencontrées. La dérive naturelle étant principalement comportementale et la dérive en éclusée principalement catastrophique, on s'attendait à une réponse spécifique des taxons (Bruno et al., 2016 ; Schülting et al., 2016). L'utilisation des modalités des traits devait permettre de rassembler ces réponses pour obtenir un schéma général des modalités associées à la dérive naturelle et à la dérive catastrophique en éclusée. Ce travail est le premier à rassembler une analyse de l'ensemble des traits développés dans (Tachet et al., 2010). La plupart des études auxquelles nous avons eu accès traite uniquement des réponses taxonomiques puis discutent éventuellement des patterns associés à certains traits, en particulier le préférendum de courant, les relations au substrat et les modes de déplacement. Il est fait état que les taxons les plus rhéophiles sont les plus aptes à résister aux fortes variations hydrauliques induites par les éclusées (Schülting et al., 2019). À l'inverse, les taxons des milieux lenticques, dont la faible capacité de nage est mise en cause résistent beaucoup moins efficacement aux éclusées. D'autres taxons sensibles aux éclusées ont été identifiés, notamment ceux dont les habitudes alimentaires les laissent à la merci des variations hydrauliques, comme les déchetiqueurs et les brouteurs (Kjaerstad et al., 2018 ; Schülting et al., 2019). Nos résultats vont dans ce sens puisque la plupart des traits décrits ci-dessus sont ceux que nous retrouvons associés à la dérive en éclusées. L'intérêt d'utiliser les traits développés dans (Tachet et al., 2010) est de constater que les taxons que l'on associe à cette dérive catastrophique sont ceux dont les modalités correspondent à des milieux où la vitesse du courant est la plus faible. Sur la Creuse, cela se traduit par corrélérer positivement la dérive en éclusées aux modalités correspondant aux milieux en marge du chenal principal. On pense aux modalités « vase » et « limon » qui sont des zones de faible courant. De plus, il est intéressant de constater que cela met en exergue certaines modalités de la distribution longitudinale située plus en aval, où là encore la vitesse du courant est plus faible. On peut s'étonner que la modalité « lac » se retrouve associée à la dérive en éclusée. Il est possible qu'une partie des invertébrés présents en amont du barrage soient déplacés en aval lors de la mise en fonction des turbines. Néanmoins, il paraît probable que l'association entre cette modalité et les éclusées confortent nos résultats quant à la mise en dérive d'individus associés aux milieux lenticques sans pour autant être mis en lien avec un lac à proximité. Il faut ajouter que nous nous sommes intéressés à la diversité fonctionnelle au sein même de la dérive tandis que beaucoup d'auteurs ont fait le choix de s'intéresser à l'impact des éclusées sur la diversité fonctionnelle au sein de la communauté (Mondy, Schuwirth, 2017 ; Ruhi et al., 2018 ; Mihalicz et al., 2019). Cela a notamment pour avantage de faciliter l'échantillonnage qui ne nécessite plus de se faire pendant les phases d'éclusées ce qui peut se révéler dangereux et d'essayer d'évaluer à long terme l'impact des éclusées. Cependant, cela a pour inconvénient de compliquer fortement l'analyse en ajoutant divers facteurs d'influence autres que les éclusées. Nos résultats recourent ceux de (Ruhi et al., 2018) qui montre que les zones soumises aux éclusées sont colonisées par des taxons rhéophiles et que les taxons défavorisés sont ceux des milieux lenticques. Sur les 35 traits utilisés dans leur analyse, 16 répondent négativement dans les zones soumises aux éclusées, parmi lesquels « Rare en dérive », « Rhéophilie nulle », ou encore « Prédateur » et « Mangeur de sédiment fin » tandis que 3 seulement sont favorisés (« Rhéophilie forte » par exemple). 16 traits ne répondent pas significativement. Ces traits proviennent de « *U.S. EPA Freshwater Biological Traits Database* » mais semblent globalement recouper nos propres résultats.

B. Influence de la communauté sur les modalités associées à la dérive

La compréhension de la relation entre la communauté des invertébrés benthiques et la dérive est essentielle pour connaître son impact sur le devenir de la communauté. Selon (Naman et al., 2016), la difficulté à relier les deux vient de la définition même de la communauté. Il est en effet complexe de définir avec précision la communauté à caractériser pour trouver une relation claire avec un phénomène dynamique dans l'espace et dans le temps. L'échelle à adopter reste donc inconnue pour trouver une relation directe entre communauté et dérive. Dès lors, des études comme celle de (Ruhi et al., 2018) vont chercher à décrire directement la communauté. Néanmoins, dans notre cas, il semble que le raisonnement sur les fréquences de modalités permette d'obtenir des résultats tout à fait cohérents, en termes d'ordre de grandeur au moins. Pour la plupart des modalités que nous avons sélectionnées, c'est en condition d'éclusées que la fréquence est significativement différente de celle dans la communauté. On peut même ajouter que dans ces cas-là, il semble que la fréquence de la modalité en dérive naturelle soit représentative de celle de la communauté, même pour des modalités peu susceptibles de dériver a priori. Ce constat est à pondérer puisque l'ajout des données du Taurion fait perdre la significativité entre la dérive et de nombreuses modalités. On peut néanmoins avancer que la fréquence des modalités associées à la dérive catastrophique n'est généralement pas la même que dans la communauté, et que donc l'éclusee induit un déséquilibre dans le flux d'individus en dérive. Ainsi, il semblerait que l'éclusee ne fait pas qu'amplifier la densité en dérive (Lauters et al., 1996 ; Céréghino et al., 2002 ; 2004a ; Bruno et al., 2009 ; 2016 ; Schülting et al., 2016 ; Naman et al., 2016). Du point de vue qualitatif, ce ne sont plus les mêmes modalités et donc, in fine, les mêmes taxons que l'on observe en dérive. Ces individus sont d'ailleurs peu aptes à survivre à ces conditions puisque associés à des conditions hydrauliques totalement opposées à celle de la dérive catastrophique. De plus, une part non-négligeable des invertébrés en dérive, en particulier dans les petits cours d'eau (Naman et al., 2016), est sujette à la prédation. A l'inverse, les modalités associées à la dérive comportementale résistent bien mieux aux éclusées.

C. Identification de seuil associé à la dérive en éclusées

Pour les exploitants, l'identification de valeurs seuils associées aux différentes phases de la dérive permettrait d'enrichir leur connaissance du phénomène et d'envisager de nouveaux moyens de mitigation.

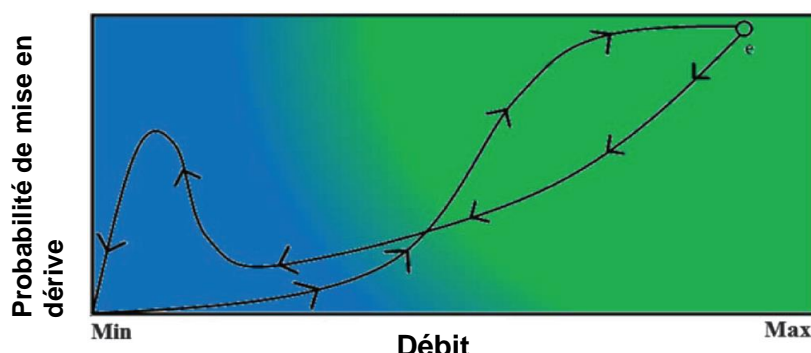


Figure 23 : Graphique théorique de la mise en dérive en fonction du débit (adapté de Naman et al., 2016)

Théoriquement, la probabilité d'entrée en dérive a été conceptualisée dans la revue de (Naman et al., 2016) en fonction de la contrainte de cisaillement du fond du cours d'eau, mais aussi du débit. (Gibbins et al., 2007) ont d'ailleurs identifié une valeur seuil dans la contrainte de cisaillement à partir de laquelle la dérive catastrophique est initiée. Dans cette étude, on s'est focalisé sur le passage entre la probabilité minimale d'entrée en dérive et son maximum, correspondant au point e sur la *figure 23*. Le débit augmentant, on s'attend à ce que la probabilité d'entrée en dérive augmente et qu'il y ait une transition entre dérive active, en bleu, et dérive catastrophique en vert. Comme on peut le constater sur la *figure 23*, il n'y a pas qu'une seule valeur seuil.

Notre approche est légèrement différente puisque l'on a cherché à raisonner en termes de probabilité d'être en régime d'éclusee ayant un impact sur la dérive, en opposition au régime naturel. Lorsque l'on dispose de données de vitesse et de densité en dérive par seconde pour la modalité « vase », le modèle M4 nous permet de prédire avec quelle probabilité on se trouve en condition d'éclusées « impactantes » avec un apport d'information non-négligeable du paramètre lié à la modalité « vase ». Le but étant d'indiquer aux exploitants à quel(s) seuil(s) de valeur s'effectuent les transitions dans le phénomène de dérive, on peut se contenter d'un modèle très simple, voire simpliste, qui permet d'avoir des valeurs indicatrices en première approche. Nous pouvons ainsi dire qu'au-delà d'une vitesse de courant de 0,36 m/s mesurée sur la Creuse (sur les tronçons influencés au niveau du chenal principal), on se trouve probablement plus en situation de dérive naturelle. C'est au-delà de 0,88 m/s que l'on peut affirmer que la dérive correspond à de la dérive catastrophique en éclusée. On gagnerait évidemment en précision en ajoutant plus des données de vitesse et de densités en dérive par seconde des individus portant la modalité « vase ». Cela demanderait néanmoins un effort d'échantillonnage important, insuffisant si l'on considère seulement nos données sur la Creuse et le Taurion.

D. Limites et perspectives

Nous avons identifié plusieurs limites au cours de notre analyse. La première est notre nombre d'échantillons assez faible au vu de la diversité des facteurs qui semblent influencer la dérive. Ainsi, 135 échantillons semblent être insuffisants lorsque l'on prend en compte l'influence de la saison (Lauters et al., 1996), l'influence de l'heure de la journée (Bournaud et al., 1984 ; Brittain, Eikeland, 1988 ; Naman et al., 2016) ou encore l'intensité des phases de montée de l'éclusée qui semble être déterminante dans la mise en dérive catastrophique (Schülting et al., 2019). Si certaines de ces informations étaient connues (par exemple sur la Creuse 2 échantillons étaient réalisés en phase de montée de l'éclusée), on a fait le choix de rassembler ces échantillons dans le groupe « avec éclusée » sans les distinguer plus finement. En effet, ces échantillons en phase de montée représentaient seulement 8 points et concernaient uniquement la Creuse (voir la *figure 4* pour rappel). D'autre part, toujours en lien avec notre jeu de données, l'utilisation de la modélisation présente des limites pour des données très variables et trop peu nombreuses. C'est particulièrement visible lors de la dernière étape de notre analyse puisque M4 présente de nombreuses incohérences lors que l'on ajuste les données avec celui-ci. Cela peut également indiquer que les données elles-mêmes présentent des incohérences et qu'elles sont donc trop peu nombreuses pour les lisser. Construire un modèle logistique paraît de plus très artificiel pour répondre à la problématique d'identification de valeurs seuils. C'est celle qui a néanmoins paru la plus logique à utiliser dans le temps imparti, en première approche. Plusieurs prolongements seraient envisageables. Nous savons que d'autres échantillonnages d'invertébrés en dérive ont été réalisés sur d'autres cours d'eau. Ceux-ci pourraient venir compléter notre jeu de données actuel. Il serait également intéressant d'envisager d'organiser de nouveaux échantillonnages sur la Creuse et/ou le Taurion pour avoir plus de données à disposition, et éventuellement être capable d'apporter des précisions, notamment par rapport au pic de dérive comportemental en début de nuit ou encore aux effets du gradient de montée.

Dans un second temps, il est apparu que la reconstitution des conditions hydrauliques sur la Creuse et plus encore sur le Taurion constitue une source d'incertitudes non-négligeable. Dans le cas de la Creuse, le jeu de données avait été construit de façon assez exhaustive, de sorte que la plupart des sources d'incertitude proviennent des mesures sur le terrain ou de l'utilisation des modèles hydrauliques simplifiés que nous avons utilisés pour avoir accès aux conditions hydrauliques. Dans le cas du Taurion, l'entreprise de reconstitution a été plus complexe. Les données rassemblées en 2008, très nombreuses, n'étaient pas accompagnées des informations renseignées en 2013 pour chaque échantillon, par exemple la vitesse du courant. Comme indiqué précédemment, pour 24 échantillons, seuls une vitesse de courant et un débit étaient renseignés. Il en était de même pour les 13 échantillons en éclusée. Une investigation plus longue permettrait de s'intéresser à l'effet des gradients de vitesse, de hauteur et de débit que nous n'avons pas traité.

L'utilisation des données d'abondance issues des I.B.G.N. a également fait l'objet de discussion. Notre choix d'utiliser la présence/absence semble avoir gommé les risques à utiliser ce type d'inventaire faunistique. Ainsi, la variabilité interannuelle de nos chroniques I.B.G.N. (jusqu'à 10 ans sur la Creuse) est comparable à la variabilité des échantillonnages en dérive. Il faut néanmoins noter que ces relevés s'avèrent parfois inadaptés pour caractériser l'impact de certains phénomènes comme les crues par exemple. Cela interroge sur la capacité des échantillonnages à être réellement représentatifs de la communauté en place ou à plutôt privilégier la diversité pour l'établissement de la note finale.

Une incertitude forte demeure sur le fait de rassembler les données du Taurion et de la Creuse. Le passage au logarithme devait gommer les différences d'échelle entre ces deux rivières. Pour rappel (*tableau 1*), le Taurion est deux à trois fois plus large que la Creuse, et les éclusées auquel il est soumis sont plus de 3 fois plus puissantes. Pourtant, les résultats les plus pertinents viennent de la Creuse, tandis qu'il nous a été impossible d'obtenir des résultats significatifs sur le Taurion et que le rassemblement des données des deux cours peinent à identifier des schémas de fonctionnement globaux. On pourrait y voir ici un effet de la taille du Taurion, qui semble ajouter une difficulté à la comparaison de ces deux sites, ce qu'indiquent certaines publications traitant de rivières plus larges (Mochizuki et al., 2006 ; Naman et al., 2016). Cette étude aurait peut-être gagné en robustesse en ajoutant d'autres données de relevés en dérive effectués sur la Maronne, la Dordogne ou le Guil. Concernant ce dernier qui faisait initialement partie de notre jeu de données, nous avons fait le choix de le mettre de côté. En effet, la méthodologie employée était très peu ressemblante à celle d'ECOGEA ou de CINCLE. Le traitement de ces données aurait alors requis un temps dont nous ne disposons pas.

Conclusion

Pour rappel, l'objectif du stage était de caractériser les phénomènes de dérive des macroinvertébrés en aval des centrales gérées par éclusées et d'analyser la réponse des traits fonctionnels des taxons aux paramètres du milieu, notamment les caractéristiques hydrauliques. Pour cela, nous avons posé deux hypothèses en début de rapport auxquelles nous avons répondu par la suite.

La première concernait les modalités des traits mobilisées en période d'éclusées. Nous avons supposé que les modalités des traits hors période d'éclusée étaient différentes de celles que l'on observait en période de dérive active. Ainsi, il fallait montrer que parmi les 113 modalités à notre disposition, certaines allaient être corrélées aux conditions dites « naturelles » et d'autres aux conditions en éclusées. A l'aide du couplage entre *RLQ* et *fourth corner*, nous avons réussi à montrer que 16 modalités étaient corrélées à la dérive, 8 à la dérive en éclusée et 8 autres à la dérive active lors de notre analyse des données concernant la Creuse. Certaines modalités, comme « chenal de rivière », sont en effet mobilisées majoritairement en

dérive active. A l'inverse, des modalités, comme « métapotamon » par exemple, sont mobilisées pendant la dérive en éclusée. Ce nombre se réduit à 8 modalités pour la Creuse et le Taurion rassemblés.

La seconde hypothèse portait sur le lien entre la communauté et la dérive en éclusée. Les fréquences de certaines modalités (celles associées à la dérive en éclusée) que l'on observe dans la communauté avaient été supposées différentes de celles trouvées lors de la dérive en éclusée. Autrement dit, la dérive en éclusée est-elle déséquilibrée en termes de modalité par rapport à la communauté ? Nous avons mis en évidence que la fréquence des modalités favorisées en éclusées étaient généralement différentes des fréquences dans la communauté. De plus, il semble que cela s'oppose nettement à la dérive comportementale qui paraît quant à elle plutôt représentative de la communauté pour ces modalités-là.

La dernière partie de notre travail consistait à utiliser les paramètres hydrauliques ainsi que toutes les données biologiques à notre disposition pour tenter de répondre à une problématique opérationnelle. L'objectif était de caractériser le passage de la dérive active à la dérive passive en éclusée pour proposer d'éventuelles mesures de mitigation. Pour ce faire nous avons réutilisé les informations rassemblées jusque-là, et notamment montré que la modalité « vase » du trait « Microhabitat (préférendum) » est sensible au passage de la dérive comportementale à la dérive catastrophique. Nous avons alors construit un modèle logistique censé identifier certaines valeurs seuils, dans la mesure où les données s'y prêtent. En première approche, nous avons été en mesure d'annoncer que la dérive active n'est plus certaine à partir d'une vitesse de courant dépassant les 0.36 m/s et une densité en dérive par seconde d'individus portant la modalité « vase » dépassant les 158 ind./m³/s. Pour être certain d'être en dérive catastrophique en éclusée, il faut dépasser une vitesse de courant de 0,88m/s et un nombre d'individus portant la modalité « vase » par m³/s de 445.

Nos résultats indiquent que les principaux taxons impactés par les éclusées sont ceux qui se trouvent en marge des cours d'eau, dans des milieux de courant faible. Ces espèces aux affinités lenticules sont moins représentatives du cours d'eau naturel et leur présence est souvent liée à la modification de l'écoulement due aux aménagements. Ainsi, un débit de base trop faible peut expliquer leur développement. Aussi, une préconisation de gestion peut être d'augmenter le débit de base au printemps afin de limiter le développement des taxons lénitophiles plus sensibles à la dérive. Par ailleurs, il convient de réfléchir à la mise en place de moyens capables de limiter l'augmentation de la vitesse du courant dans les zones marginales. Une seconde préconisation peut être d'effectuer des lâchers d'éclusées qui génèrent des vitesses restant en dessous d'un certain seuil (seuil ébauché ici mais qui demande à être déterminé de manière plus robuste). Au-delà de nos résultats, nous pensons que si les éclusées n'étaient pas directement lâchées dans le cours d'eau, mais plutôt dans une zone intermédiaire, comme un bassin, cela pourrait grandement diminuer le phénomène de dérive. La force des éclusées serait réduite, et les effets des éclusées amoindris.

Dans notre analyse, la principale limite que nous avons identifiée vient du fait que les données que nous avons utilisées datent pour les plus anciennes d'une dizaine d'années et que les protocoles entre les différentes années n'étaient pas uniformes. Dans certains cas, la difficulté à reconstruire les conditions hydrauliques qui n'avaient pas forcément relevées le jour même, ou de façon insuffisante, jette de l'incertitude sur nos résultats. Cela impacte notamment la qualité de nos modèles qui peinent à identifier des patterns nets.

Parmi les perspectives envisageables, il serait intéressant d'agréger toutes les données d'échantillonnage en dérive auxquelles EDF peut avoir accès, et de préférence avec leurs conditions hydrauliques. On pense notamment à la Maronne et la Dordogne. L'utilisation des traits fonctionnels comme la modalité « vase » ou « nul » de (Tachet et al., 2010) pourrait constituer un bon indicateur de la dérive pour évaluer l'impact immédiat des éclusées sur la communauté d'invertébrés.

Bibliographie

- BOURNAUD, M., MAUCET, D. et CHAVANON, G., 1984. Méthode pratique de mesure de la dérive des macroinvertébrés dans un cours d'eau. Application à la détection de perturbations du milieu. In : *Bulletin Ecologie*. 1984. Vol. 15, n° 3, p. 199-209.
- BRITTAİN, John E. et EIKELAND, Tor Jan, 1988. Invertebrate drift: a review. In : *Hydrobiologia*. septembre 1988. Vol. 166, n° 1, p. 77-93. DOI 10.1007/BF00017485.
- BRUNO, M. C., SIVIGLIA, A., CAROLLI, M. et MAIOLINI, B., 2013. Multiple drift responses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves. In : *Ecohydrology*. août 2013. Vol. 6, n° 4, p. 511-522. DOI 10.1002/eco.1275.
- BRUNO, Maria Cristina, CASHMAN, Matthew J., MAIOLINI, Bruno, BIFFI, Sofia et ZOLEZZI, Guido, 2016. Responses of benthic invertebrates to repeated hydropeaking in semi-natural flume simulations. In : *Ecohydrology*. janvier 2016. Vol. 9, n° 1, p. 68-82. DOI 10.1002/eco.1611.
- BRUNO, Maria Cristina, MAIOLINI, Bruno, CAROLLI, Mauro et SILVERI, Luana, 2009. Impact of hydropeaking on hyporheic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). In : *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 2009. Vol. 45, n° 3, p. 157-170. DOI 10.1051/limn/2009018.
- CAISSIE, D., 2006. The thermal regime of rivers: a review. In : *Freshwater Biology*. août 2006. Vol. 51, n° 8, p. 1389-1406. DOI 10.1111/j.1365-2427.2006.01597.x.
- CAROLLI, M., BRUNO, M. C., SIVIGLIA, A. et MAIOLINI, B., 2012. Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume simulations. In : *River Research and Applications*. juillet 2012. Vol. 28, n° 6, p. 678-691. DOI 10.1002/rra.1520.
- CÉRÉGHINO, R., CUGNY, P. et LAVANDIER, P., 2002. Influence of intermittent hydropeaking on the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream. In : *International Review of Hydrobiology*. janvier 2002. Vol. 87, n° 1, p. 47. DOI 10.1002/1522-2632(200201)87:1<47::AID-IROH47>3.0.CO;2-9.
- CÉRÉGHINO, R. et LAVANDIER, P., 1998a. Influence of hydropeaking on the distribution and larval development of the Plecoptera from a mountain stream. In : *Regulated Rivers: Research & Management*. mai 1998. Vol. 14, n° 3, p. 297-309. DOI 10.1002/(SICI)1099-1646(199805/06)14:3<297::AID-RRR503>3.0.CO;2-X.
- CÉRÉGHINO, R. et LAVANDIER, P., 1998b. Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. In : *Freshwater Biology*. septembre 1998. Vol. 40, n° 2, p. 385-399. DOI 10.1046/j.1365-2427.1998.00353.x.
- CÉRÉGHINO, R., LEGALLE, M. et LAVANDIER, P., 2004a. Drift and benthic population structure of the mayfly *Rhithrogena semicolorata* (Heptageniidae) under natural and hydropeaking conditions. In : *Hydrobiologia*. mai 2004. Vol. 519, n° 1-3, p. 127-133. DOI 10.1023/B:HYDR.0000026499.53979.69.
- CÉRÉGHINO, R., LEGALLE, M. et LAVANDIER, P., 2004b. Drift and benthic population structure of the mayfly *Rhithrogena semicolorata* (Heptageniidae) under natural and hydropeaking conditions. In : *Hydrobiologia*. mai 2004. Vol. 519, n° 1-3, p. 127-133. DOI 10.1023/B:HYDR.0000026499.53979.69.
- CHESEL, Daniel, DUFOUR, Anne B et THIOULOUSE, Jean, 2004. The ade4 package - I: One-table methods. In : . 2004. Vol. 4, p. 6.

- CHEVENET, FRANCOIS, DOLEDEC, Sylvain et CHESSEL, Daniel, 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. In : *Freshwater Biology*. juin 1994. Vol. 31, n° 3, p. 295-309. DOI 10.1111/j.1365-2427.1994.tb01742.x.
- CRAWLEY, Michael J., 2013. *The R book*. Second edition. Chichester, West Sussex, UK : Wiley. ISBN 978-1-118-44896-0. QA276.45.R3
- DESROSIERS, Mélanie, USSEGLIO-POLATERA, Philippe, ARCHAIMBAULT, Virginie, LARRAS, Floriane, MÉTHOT, Ginette et PINEL-ALLOUL, Bernadette, 2019. Assessing anthropogenic pressure in the St. Lawrence River using traits of benthic macroinvertebrates. In : *Science of The Total Environment*. février 2019. Vol. 649, p. 233-246. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.08.267.
- DOLÉDEC, S., CHESSEL, D., TER BRAAK, C. J. F. et CHAMPELY, S., 1996. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. In : *Environmental and Ecological Statistics*. 1 juin 1996. Vol. 3, n° 2, p. 143-166. DOI 10.1007/BF02427859.
- DOLEDEC, Sylvain et STATZNER, Bernhard, 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: 548 plant and animal species in the Upper Rhone River and its floodplain. In : *Freshwater Biology*. juin 1994. Vol. 31, n° 3, p. 523-538. DOI 10.1111/j.1365-2427.1994.tb01755.x.
- DOLÉDEC, Sylvain et STATZNER, Bernhard, 2008. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. In : *Freshwater Biology*. mars 2008. Vol. 53, n° 3, p. 617-634. DOI 10.1111/j.1365-2427.2007.01924.x.
- DRAY, Stéphane, CHOLER, Philippe, DOLÉDEC, Sylvain, PERES-NETO, Pedro R., THUILLER, Wilfried, PAVOINE, Sandrine et TER BRAAK, Cajo J. F., 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. In : *Ecology*. janvier 2014. Vol. 95, n° 1, p. 14-21. DOI 10.1890/13-0196.1.
- DRAY, Stéphane et DUFOUR, Anne-Béatrice, 2007. The **ade4** Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. In : *Journal of Statistical Software* [en ligne]. 2007. Vol. 22, n° 4. [Consulté le 19 juillet 2019]. DOI 10.18637/jss.v022.i04. Disponible à l'adresse : <http://www.jstatsoft.org/v22/i04/>.
- DRAY, Stéphane et LEGENDRE, Pierre, 2008. TESTING THE SPECIES TRAITS–ENVIRONMENT RELATIONSHIPS: THE FOURTH-CORNER PROBLEM REVISITED. In : *Ecology*. décembre 2008. Vol. 89, n° 12, p. 3400-3412. DOI 10.1890/08-0349.1.
- ECOGEA et MEP 19, 2008. *Suivi écologique de l'aménagement EDF de Confolent sur la Creuse : principaux résultats de la campagne 2007*. S.I. EDF.
- ECOGEA et MEP 19, 2013. *Suivi écologique de l'aménagement hydroélectrique EDF de Confolent sur la Creuse Synthèse des résultats 2007-2010 Comparaisons avec les données antérieures*. S.I. EDF.
- GAYRAUD, Sebastien, STATZNER, Bernhard, BADY, Pierre, HAYBACHP, Arne, SCHOLL, Franz, USSEGLIO-POLATERA, Philippe et BACCHI, Michel, 2003. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. In : *Freshwater Biology*. novembre 2003. Vol. 48, n° 11, p. 2045-2064. DOI 10.1046/j.1365-2427.2003.01139.x.
- GIBBINS, Chris, VERICAT, Damià et BATALLA, Ramon J., 2007. When is stream invertebrate drift catastrophic? The role of hydraulics and sediment transport in initiating drift during flood

- events. In : *Freshwater Biology*. décembre 2007. Vol. 52, n° 12, p. 2369-2384. DOI 10.1111/j.1365-2427.2007.01858.x.
- HAY, Christopher H., FRANTI, Thomas G., MARX, David B., PETERS, Edward J. et HESSE, Larry W., 2008. Macroinvertebrate drift density in relation to abiotic factors in the Missouri river. In : *Hydrobiologia*. février 2008. Vol. 598, n° 1, p. 175-189. DOI 10.1007/s10750-007-9149-3.
- HILL, M. O. et SMITH, A. J. E., 1976. PRINCIPAL COMPONENT ANALYSIS OF TAXONOMIC DATA WITH MULTI-STATE DISCRETE CHARACTERS. In : *TAXON*. mai 1976. Vol. 25, n° 2-3, p. 249-255. DOI 10.2307/1219449.
- KJAERSTAD, G., ARNEKLEIV, J. V., SPEED, J. D. M. et HERLAND, A. K., 2018. Effects of hydropeaking on benthic invertebrate community composition in two central Norwegian rivers. In : *River Research and Applications*. mars 2018. Vol. 34, n° 3, p. 218-231. DOI 10.1002/rra.3241.
- LAUTERS, F., LAVANDIER, Pierre, LIM, Puy, SABATON, C. et BELAUD, A., 1996. Influence of hydropeaking on invertebrates and their relationship with fish feeding habits in a Pyrenean river. In : *Regulated Rivers: Research & Management*. novembre 1996. Vol. 12, n° 6, p. 563-573. DOI 10.1002/(SICI)1099-1646(199611)12:6<563::AID-RRR380>3.0.CO;2-M.
- LEGENDRE, Pierre, GALZIN, Rene et HARMELIN-VIVIEN, Mireille L, 1997. RELATING BEHAVIOR TO HABITAT: SOLUTIONS TO THE FOURTH-CORNER PROBLEM. In : . 1997. Vol. 78, n° 2, p. 16.
- LEGENDRE, Pierre et LEGENDRE, Louis, 2012. *Numerical ecology*. Third English edition. Amsterdam : Elsevier. Developments in environmental modelling, 24. ISBN 978-0-444-53868-0. QH541.15.M34 L4313 2012
- LI, Zhengfei, WANG, Jun, LIU, Zhenyuan, MENG, Xingliang, HEINO, Jani, JIANG, Xuankong, XIONG, Xiong, JIANG, Xiaoming et XIE, Zhicai, 2019. Different responses of taxonomic and functional structures of stream macroinvertebrate communities to local stressors and regional factors in a subtropical biodiversity hotspot. In : *Science of The Total Environment*. mars 2019. Vol. 655, p. 1288-1300. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.11.222.
- MIHALICZ, Jordan E., JARDINE, Timothy D., BAULCH, Helen M. et PHILLIPS, Iain D., 2019. Seasonal effects of a hydropeaking dam on a downstream benthic macroinvertebrate community. In : *River Research and Applications*. 30 avril 2019. p. rra.3434. DOI 10.1002/rra.3434.
- MOCHIZUKI, Shoko, KAYABA, Yuichi et TANIDA, Kazumi, 2006. Drift patterns of particulate matter and organisms during artificial high flows in a large experimental channel. In : *Limnology*. août 2006. Vol. 7, n° 2, p. 93-102. DOI 10.1007/s10201-006-0166-0.
- MONDY, Cédric P. et SCHUWIRTH, Nele, 2017. Integrating ecological theories and traits in process-based modeling of macroinvertebrate community dynamics in streams. In : *Ecological Applications*. juin 2017. Vol. 27, n° 4, p. 1365-1377. DOI 10.1002/eap.1530.
- NAMAN, Sean M., ROSENFELD, Jordan S. et RICHARDSON, John S., 2016. Causes and consequences of invertebrate drift in running waters: from individuals to populations and trophic fluxes. In : *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. août 2016. Vol. 73, n° 8, p. 1292-1305. DOI 10.1139/cjfas-2015-0363.

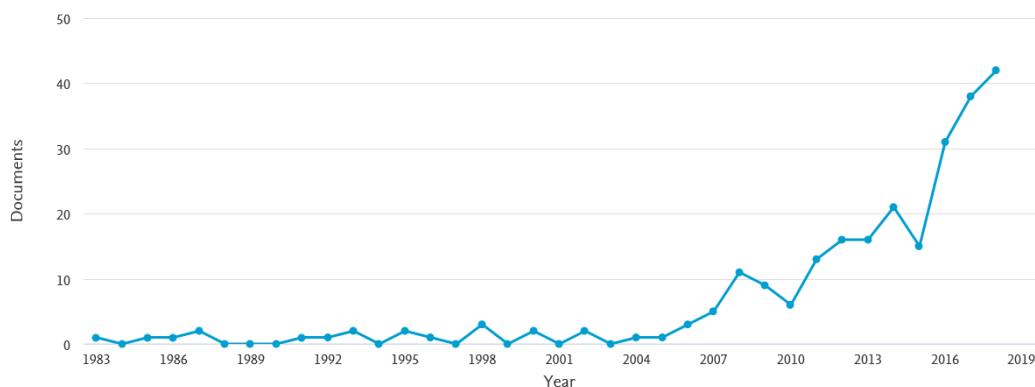
- R CORE TEAM, 2018. *R : A Language and Environment for Statistical Computing* [en ligne]. Vienna, Austria : R Foundation for Statistical Computing. Disponible à l'adresse : <https://www.R-project.org>.
- RTE, 2019. *Bilan électrique 2018*. S.I. RTE-direction innovation et données.
- RUHI, Albert, DONG, Xiaoli, MCDANIEL, Courtney H., BATZER, Darold P. et SABO, John L., 2018. Detrimental effects of a novel flow regime on the functional trajectory of an aquatic invertebrate metacommunity. In : *Global Change Biology*. août 2018. Vol. 24, n° 8, p. 3749-3765. DOI 10.1111/gcb.14133.
- SCHÜLTING, Lisa, FELD, Christian K. et GRAF, Wolfram, 2016. Effects of hydro- and thermopeaking on benthic macroinvertebrate drift. In : *Science of The Total Environment*. décembre 2016. Vol. 573, p. 1472-1480. DOI 10.1016/j.scitotenv.2016.08.022.
- SCHÜLTING, Lisa, FELD, Christian K., ZEIRINGER, Bernhard, HUDEK, Helena et GRAF, Wolfram, 2019. Macroinvertebrate drift response to hydropeaking: an experimental approach to assess the effect of varying ramping velocities. In : *Ecohydrology*. janvier 2019. Vol. 12, n° 1, p. e2032. DOI 10.1002/eco.2032.
- SHEARER, Karen A., STARK, John D., HAYES, John W. et YOUNG, Roger G., 2003. Relationships between drifting and benthic invertebrates in three New Zealand rivers: Implications for drift-feeding fish. In : *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. décembre 2003. Vol. 37, n° 4, p. 809-820. DOI 10.1080/00288330.2003.9517210.
- SIDLER, Daniel, MICHALEC, François-Gaël et HOLZNER, Markus, 2018. Behavioral response of the freshwater cyclopoid copepod *Eucyclops serrulatus* to hydropeaking and thermopeaking in a laboratory flume. In : *Journal of Freshwater Ecology*. janvier 2018. Vol. 33, n° 1, p. 115-127. DOI 10.1080/02705060.2017.1420702.
- TACHET, Henri, USSEGLIO-POLATERA, Philippe, BOURNAUD, Michel et RICHOUX, Philippe, 2010. *Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie*. S.I. : CNRS Editions. Bio/Neuroscien. ISBN 978-2-271-06945-0.
- TIMUSK, Evan R., SMOKOROWSKI, Karen E. et JONES, Nicholas E., 2016. An experimental test of sub-hourly changes in macroinvertebrate drift density associated with hydropeaking in a regulated river. In : *Journal of Freshwater Ecology*. octobre 2016. Vol. 31, n° 4, p. 555-570. DOI 10.1080/02705060.2016.1193064.
- TOFFOLON, Marco, SIVIGLIA, Annunziato et ZOLEZZI, Guido, 2010. Thermal wave dynamics in rivers affected by hydropeaking. In : *Water Resources Research* [en ligne]. août 2010. Vol. 46, n° 8. [Consulté le 26 février 2019]. DOI 10.1029/2009WR008234. Disponible à l'adresse : <http://doi.wiley.com/10.1029/2009WR008234>.
- USSEGLIO-POLATERA, Philippe, BOURNAUD, Michel, RICHOUX, Philippe et TACHET, Henri, 2000a. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. In : *Freshwater Biology*. février 2000. Vol. 43, n° 2, p. 175-205. DOI 10.1046/j.1365-2427.2000.00535.x.
- USSEGLIO-POLATERA, Philippe, BOURNAUD, Michel, RICHOUX, Philippe et TACHET, Henri, 2000b. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? In : JUNGWIRTH, M., MUHAR, S. et SCHMUTZ, S. (éd.), *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters* [en ligne]. Dordrecht : Springer Netherlands. p. 153-162. [Consulté le 8 mars 2019]. ISBN 978-94-010-5814-8. Disponible à l'adresse : http://link.springer.com/10.1007/978-94-011-4164-2_12.

ZOLEZZI, Guido, SIVIGLIA, Annunziato, TOFFOLON, Marco et MAIOLINI, Bruno, 2011. Thermopeaking in Alpine streams: event characterization and time scales. In : *Ecohydrology*. juillet 2011. Vol. 4, n° 4, p. 564-576. DOI 10.1002/eco.132.

Annexe I : Recherche bibliographique sur Scopus, tableau récapitulatif des mots-clés et graphique retraçant l'évolution temporelle du nombre de publications associées à la première ligne du tableau (source : Scopus)

Mots clés de la recherche	Nombre de publications
("functional approach" OR "trait based approach") AND (invertebrate) AND (LIMIT-TO (SUBJAREA, "AGRI") OR LIMIT-TO (SUBJAREA, "ENVI") OR LIMIT-TO (SUBJAREA, "EART"))	263
invertebrate AND drift AND trait	56
invertebrate AND drift AND trait AND ("flow reg*" OR flow OR hydropeak*)	24
("invertebrate drift" OR "macroinvertebrate drift") AND trait	10
invertebrate AND drift AND hydropeak*	17
invertebrate AND drift AND hydropeak* AND trait	3

Documents by year



Annexe II : État de l'art sur la dérive des invertébrés et l'impact des éclusées

En aval de l'usine hydroélectrique, qui peut se situer directement sur le barrage (usine au fil de l'eau) ou plus en aval de celui-ci, les éclusées peuvent être responsables de diverses perturbations hydrauliques. Ils peuvent provoquer une perturbation du débit (Lauters et al., 1996 ; Céréghino, Lavandier, 1998a ; 1998b ; Céréghino et al., 2004b ; Carolli et al., 2012 ; Bruno et al., 2013 ; Schülting et al., 2016), un régime sédimentaire perturbé, une variation du niveau d'eau et également une variation de température dans le cas de barrages-réservoirs de taille importante (Céréghino, Lavandier, 1998a ; 1998b ; Céréghino et al., 2004b ; Caissie, 2006). En 2009, Carolli *et al.* proposent le terme de « thermopeaking » pour caractériser ce changement brusque et fréquent de température associé aux éclusées. Ce « thermopeaking » se distingue des variations naturelles de température dans le cours d'eau (Zolezzi et al., 2011 ; Carolli et al., 2012). De plus, il est à noter que l'écluse qui est initialement composée d'une vague mécanique et thermique concomitantes, se séparent peu-à-peu, la vague mécanique se déplaçant plus rapidement dans la colonne d'eau que la vague thermique (Toffolon et al., 2010 ; Carolli et al., 2012 ; Bruno et al., 2013). Cela peut provoquer une double perturbation séparée dans le temps.

En ce qui concerne les invertébrés, le processus de dérive a fait l'objet d'études diverses. Il s'agit d'un phénomène qui se produit naturellement dans les cours d'eau. Les déterminants de ce processus ont fait l'objet d'un état de l'art en 2016 par Naman et al. Ce faisant, le processus de dérive pour les macroinvertébrés a été divisé en trois parties (visible sur la *figure 1* dans le corps du rapport) :

- l'entrée en dérive
- le transport en aval
- la sortie de la dérive

Le processus d'entrée en dérive a été largement décrit dans la littérature dès la fin des années 80 (Brittain, Eikeland, 1988). Théoriquement, on distingue l'entrée en dérive qui peut être active ou passive. Cependant, dans la plupart des publications, il est rare que la distinction soit faite entre l'entrée en dérive et le transport proprement dit. La seule publication que nous avons rencontrée faisant cette distinction est l'état de l'art de (Naman et al., 2016). On fait donc le choix par la suite de garder cet abus de langage et de parler de dérive passive et active pour englober les phénomènes d'entrée et de transport en aval sans les distinguer plus finement. Ce choix est motivé par de nombreuses publications y compris des publications récentes portant sur la dérive des macroinvertébrés et qui traitent de la dérive sans la qualifier plus précisément (Brittain, Eikeland, 1988 ; Céréghino, Lavandier, 1998a ; 1998b ; Mochizuki et al., 2006 ; Bruno et al., 2016).

La dérive passive est un phénomène induit par les conditions hydrauliques particulières auxquelles les individus sont confrontés (Brittain, Eikeland, 1988 ; Hay et al., 2008 ; Carolli et al., 2012 ; Bruno et al., 2013 ; Schülting et al., 2016 ; 2019). Une modification de ces conditions au-delà de seuils de tolérance plus ou moins spécifiques aux taxons va entraîner un déplacement forcé en aval (Gibbins et al., 2007). On oppose à cette dérive passive, la dérive active. Cela inclut la dérive due à un comportement particulier, comme par exemple la fuite face à un prédateur, mais également la dérive pour trouver de nouvelles sources de nourriture. Ces phénomènes ont une dimension fortement densité-dépendante. On regroupait également dans la dérive active toutes les entrées en dérive involontaires dues à une activité particulière qui a fortuitement induit une dérive (Brittain, Eikeland, 1988). Cependant, dans le cas où les facteurs de perturbations sont multiples, ces distinctions théoriques deviennent difficiles à mettre en œuvre. En particulier, c'est le cas dans (Carolli et al., 2012 ; Bruno et al., 2013 ; Schülting et al., 2016). Comme on a pu le dire précédemment, l'écluse peut à la fois faire varier la température de l'eau et le débit. Or les variations de températures peuvent déclencher des comportements responsables de l'entrée en dérive de façon concomitante aux modifications mécaniques (qui induisent eux-mêmes une dérive catastrophique).

La dimension temporelle de la dérive active a été étudiée. A l'échelle journalière, sur un cycle de 24h, la dérive s'accroît pendant la nuit, et en particulier aux premiers heures de la nuit (Bournaud et al., 1984 ; Brittain, Eikeland, 1988 ; Lauters et al., 1996 ; Naman et al., 2016). Il est à noter que cette tendance est étudiée à l'échelle de l'ensemble des taxons. L'intensité et la variabilité de la dérive est taxon-dépendante et traits dépendantes si l'on cherche à être plus précis (Céréghino et al., 2002 ; Bruno et al., 2016 ; Schülting et al., 2016). La variabilité saisonnière fait quant à elle l'objet de débats. En région tempérée, le pattern attendu est plutôt une diminution de la dérive en hiver (Brittain, Eikeland, 1988). La co variation existant entre les paramètres abiotiques et les saisons et leurs impacts sur la dérive n'ayant pas fait l'objet de beaucoup de publications, l'existence de pattern saisonnier est à relativiser (Naman et al., 2016).

En ce qui concerne l'effet des communautés en place sur la dérive, (Shearer et al., 2003) ont conclu que la diversité des mécanismes l'influençant ne permettait pas de distinguer des corrélations significatives à grande échelle. Dans cette étude, des patterns sont parfois distingués entre la communauté et les taxons en dérive mais ces patterns ne sont pas toujours significatifs selon les cours d'eau considérés. Dans l'état de l'art de (Naman et al., 2016), la conclusion à ce sujet est que l'analyse quantitative des relations entre communauté et dérive est impossible notamment parce que l'échelle spatiale à considérer pour caractériser la communauté vis-à-vis de la dérive reste inconnue. En effet, si les individus que l'on trouve en dérive en un point ont été transportés depuis l'amont, on ne peut être sûr de savoir où la dérive a été initiée.

D'autre part, les paramètres hydrauliques ont un rôle majeur dans l'entrée en dérive (Brittain, Eikeland, 1988 ; Naman et al., 2016). En particulier, l'existence de valeurs seuils induisant une dérive catastrophique n'a pas fait l'objet de beaucoup de publications. (Gibbins et al., 2007) ont néanmoins identifié une valeur de force de cisaillement du fond induisant une dérive maximale, alors appelée « dérive catastrophique ». C'est l'une des seules références à notre connaissance.

Il est à noter que pour une vingtaine de publications ayant été identifiées comme traitant de la dérive des macroinvertébrés dans des conditions d'éclusées, moins de la moitié a été réalisée à même le cours d'eau. Les éclusées altèrent le rythme de la dérive naturelle. En régime de bas débit, la dérive comportementale est fortement diminuée sur les tronçons soumis aux éclusées (Lauters et al., 1996 ; Céréghino and Lavandier, 1998a ; 1998b ; Céréghino et al., 2002). D'autre part, les éclusées qui correspondent à des élévations rapides et soudaines du débit provoquent une dérive catastrophique de grande ampleur (Bruno et al., 2016) lors de la première éclusée suivant l'unique débit réservé. Selon les sources, l'existence du thermopeaking surajoute ou diminue le phénomène de dérive. Il est en tout cas responsable de dérive comportementale (Carolli et al., 2009 ; 2012 ; Bruno et al., 2013 ; Sidler et al., 2018). Carolli et al., 2012 ainsi que Bruno et al., 2013 pointent un effet synergique entre hydropeaking et thermopeaking vis-à-vis de la dérive. Inversement en 2016, Schülting et al. défendent la thèse d'un effet antagoniste en s'appuyant sur Shearer et al., 2002 et Elliott, 1967 qui pointaient que la baisse de température de l'eau (ici causée par le thermopeaking) diminuait l'activité des macro invertébrés et donc leur risque d'être entraînés par le courant.

Annexe III : État de l'art sur l'utilisation des traits fonctionnels des invertébrés

Dans Tachet *et al.*, 2010, il est souligné que l'identification taxonomique d'un individu n'a de réel intérêt que lorsqu'on lui donne un sens écologique. Ainsi, on retrouve dans la littérature des systèmes de codage des traits fonctionnels des taxons, que ce soit au niveau écologique, physiologique et biologique. Pour aborder l'étude de la dérive dans des conditions d'éclusées, on propose ici d'utiliser les traits fonctionnels développés dans (Chevenet *et al.*, 1994 ; Doledec, Statzner, 1994 ; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000a ; 2000b ; Tachet *et al.*, 2010). L'intérêt d'une approche fonctionnelle vis-à-vis d'une approche purement taxonomique est d'être plus sensible aux perturbations du milieu et d'être transposable à grande échelle (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000b ; Gayraud *et al.*, 2003 ; Li *et al.*, 2019 ; Desrosiers *et al.*, 2019).

Dans sa dernière version, le tableau présent dans Tachet *et al.*, 2010 rassemble 472 taxons allant du groupe à l'espèce selon le niveau de précision. On y retrouve 21 traits, eux-mêmes répartis en un total de 113 modalités (entre 2 et 9 par trait). Le codage flou consiste en l'attribution d'une valeur traduisant la plus ou moins grande affinité pour la modalité d'un trait. Selon le nombre de traits, l'amplitude de la notation augmente ; entre 0 et 3 pour un faible nombre de modalités ; entre 0 et 5 pour un nombre plus élevé. Ce système s'est enrichi des connaissances acquises sur les différents taxons et est encore aujourd'hui en amélioration constante (Mérigoux, com.pers.).

Pour estimer l'impact des conditions environnementales et les pressions exercées par l'homme sur le milieu deux approches ont été particulièrement développées :

- une approche qui consiste à étudier la variabilité taxonomique des communautés en place (Lauters *et al.*, 1996 ; Céréghino, Lavandier, 1998a ; 1998b ; Céréghino *et al.*, 2002 ; Desrosiers *et al.*, 2019) pour comparer les communautés d'invertébrés soumis à des perturbations (dans notre cas aux perturbations induites par les éclusées) à un niveau local (Desrosiers *et al.*, 2019 ; Li *et al.*, 2019)
- une approche fonctionnelle, qui s'appuie sur les traits pour caractériser les communautés vis-à-vis du fonctionnement de l'écosystème soumis à de multiples perturbations à plus large échelle (Doledec, Statzner, 2008 ; Desrosiers *et al.*, 2019 ; Li *et al.*, 2019)

Bibliographie des annexes II et III

- BOURNAUD, M., MAUCET, D. et CHAVANON, G., 1984. Méthode pratique de mesure de la dérive des macroinvertébrés dans un cours d'eau. Application à la détection de perturbations du milieu. In : *Bulletin Ecologie*. 1984. Vol. 15, n° 3, p. 199-209.
- BRITTAİN, John E. et EIKELAND, Tor Jan, 1988. Invertebrate drift: a review. In : *Hydrobiologia*. septembre 1988. Vol. 166, n° 1, p. 77-93. DOI 10.1007/BF00017485.
- BRUNO, M. C., SIVIGLIA, A., CAROLLI, M. et MAIOLINI, B., 2013. Multiple drift responses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves. In : *Ecohydrology*. août 2013. Vol. 6, n° 4, p. 511-522. DOI 10.1002/eco.1275.
- BRUNO, Maria Cristina, CASHMAN, Matthew J., MAIOLINI, Bruno, BIFFI, Sofia et ZOLEZZI, Guido, 2016. Responses of benthic invertebrates to repeated hydropeaking in semi-natural flume simulations. In : *Ecohydrology*. janvier 2016. Vol. 9, n° 1, p. 68-82. DOI 10.1002/eco.1611.
- BRUNO, Maria Cristina, MAIOLINI, Bruno, CAROLLI, Mauro et SILVERI, Luana, 2009. Impact of hydropeaking on hyporheic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). In : *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 2009. Vol. 45, n° 3, p. 157-170. DOI 10.1051/limn/2009018.
- CAISSIE, D., 2006. The thermal regime of rivers: a review. In : *Freshwater Biology*. août 2006. Vol. 51, n° 8, p. 1389-1406. DOI 10.1111/j.1365-2427.2006.01597.x.
- CAROLLI, M., BRUNO, M. C., SIVIGLIA, A. et MAIOLINI, B., 2012. Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume simulations. In : *River Research and Applications*. juillet 2012. Vol. 28, n° 6, p. 678-691. DOI 10.1002/rra.1520.
- CÉRÉGHINO, R., CUGNY, P. et LAVANDIER, P., 2002. Influence of intermittent hydropeaking on the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream. In : *International Review of Hydrobiology*. janvier 2002. Vol. 87, n° 1, p. 47. DOI 10.1002/1522-2632(200201)87:1<47::AID-IROH47>3.0.CO;2-9.
- CÉRÉGHINO, R. et LAVANDIER, P., 1998a. Influence of hydropeaking on the distribution and larval development of the Plecoptera from a mountain stream. In : *Regulated Rivers: Research & Management*. mai 1998. Vol. 14, n° 3, p. 297-309. DOI 10.1002/(SICI)1099-1646(199805/06)14:3<297::AID-RRR503>3.0.CO;2-X.
- CÉRÉGHINO, R. et LAVANDIER, P., 1998b. Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. In : *Freshwater Biology*. septembre 1998. Vol. 40, n° 2, p. 385-399. DOI 10.1046/j.1365-2427.1998.00353.x.
- CÉRÉGHINO, R., LEGALLE, M. et LAVANDIER, P., 2004a. Drift and benthic population structure of the mayfly *Rhithrogena semicolorata* (Heptageniidae) under natural and hydropeaking conditions. In : *Hydrobiologia*. mai 2004. Vol. 519, n° 1-3, p. 127-133. DOI 10.1023/B:HYDR.0000026499.53979.69.
- CÉRÉGHINO, R., LEGALLE, M. et LAVANDIER, P., 2004b. Drift and benthic population structure of the mayfly *Rhithrogena semicolorata* (Heptageniidae) under natural and hydropeaking conditions. In : *Hydrobiologia*. mai 2004. Vol. 519, n° 1-3, p. 127-133. DOI 10.1023/B:HYDR.0000026499.53979.69.
- CHESSSEL, Daniel, DUFOUR, Anne B et THIOULOUSE, Jean, 2004. The ade4 package - I: One-table methods. In : . 2004. Vol. 4, p. 6.

- CHEVENET, FRANÇOIS, DOLEDEC, Sylvain et CHESSEL, Daniel, 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. In : *Freshwater Biology*. juin 1994. Vol. 31, n° 3, p. 295-309. DOI 10.1111/j.1365-2427.1994.tb01742.x.
- CRAWLEY, Michael J., 2013. *The R book*. Second edition. Chichester, West Sussex, UK : Wiley. ISBN 978-1-118-44896-0. QA276.45.R3
- DESROSIERS, Mélanie, USSEGLIO-POLATERA, Philippe, ARCHAIMBAULT, Virginie, LARRAS, Floriane, MÉTHOT, Ginette et PINEL-ALLOUL, Bernadette, 2019. Assessing anthropogenic pressure in the St. Lawrence River using traits of benthic macroinvertebrates. In : *Science of The Total Environment*. février 2019. Vol. 649, p. 233-246. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.08.267.
- DOLÉDEC, S., CHESSEL, D., TER BRAAK, C. J. F. et CHAMPELY, S., 1996. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. In : *Environmental and Ecological Statistics*. 1 juin 1996. Vol. 3, n° 2, p. 143-166. DOI 10.1007/BF02427859.
- DOLEDEC, Sylvain et STATZNER, Bernhard, 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: 548 plant and animal species in the Upper Rhone River and its floodplain. In : *Freshwater Biology*. juin 1994. Vol. 31, n° 3, p. 523-538. DOI 10.1111/j.1365-2427.1994.tb01755.x.
- DOLÉDEC, Sylvain et STATZNER, Bernhard, 2008. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. In : *Freshwater Biology*. mars 2008. Vol. 53, n° 3, p. 617-634. DOI 10.1111/j.1365-2427.2007.01924.x.
- DRAY, Stéphane, CHOLER, Philippe, DOLÉDEC, Sylvain, PERES-NETO, Pedro R., THUILLER, Wilfried, PAVOINE, Sandrine et TER BRAAK, Cajo J. F., 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. In : *Ecology*. janvier 2014. Vol. 95, n° 1, p. 14-21. DOI 10.1890/13-0196.1.
- DRAY, Stéphane et DUFOUR, Anne-Béatrice, 2007. The **ade4** Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. In : *Journal of Statistical Software* [en ligne]. 2007. Vol. 22, n° 4. [Consulté le 19 juillet 2019]. DOI 10.18637/jss.v022.i04. Disponible à l'adresse : <http://www.jstatsoft.org/v22/i04/>.
- DRAY, Stéphane et LEGENDRE, Pierre, 2008. TESTING THE SPECIES TRAITS–ENVIRONMENT RELATIONSHIPS: THE FOURTH-CORNER PROBLEM REVISITED. In : *Ecology*. décembre 2008. Vol. 89, n° 12, p. 3400-3412. DOI 10.1890/08-0349.1.
- ECOGEA et MEP 19, 2008. *Suivi écologique de l'aménagement EDF de Confolent sur la Creuse : principaux résultats de la campagne 2007*. S.I. EDF.
- ECOGEA et MEP 19, 2013. *Suivi écologique de l'aménagement hydroélectrique EDF de Confolent sur la Creuse Synthèse des résultats 2007-2010 Comparaisons avec les données antérieures*. S.I. EDF.
- GAYRAUD, Sebastien, STATZNER, Bernhard, BADY, Pierre, HAYBACHP, Arne, SCHOLL, Franz, USSEGLIO-POLATERA, Philippe et BACCHI, Michel, 2003. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. In : *Freshwater Biology*. novembre 2003. Vol. 48, n° 11, p. 2045-2064. DOI 10.1046/j.1365-2427.2003.01139.x.
- GIBBINS, Chris, VERICAT, Damià et BATALLA, Ramon J., 2007. When is stream invertebrate drift catastrophic? The role of hydraulics and sediment transport in initiating drift during flood

- events. In : *Freshwater Biology*. décembre 2007. Vol. 52, n° 12, p. 2369-2384. DOI 10.1111/j.1365-2427.2007.01858.x.
- HAY, Christopher H., FRANTI, Thomas G., MARX, David B., PETERS, Edward J. et HESSE, Larry W., 2008. Macroinvertebrate drift density in relation to abiotic factors in the Missouri river. In : *Hydrobiologia*. février 2008. Vol. 598, n° 1, p. 175-189. DOI 10.1007/s10750-007-9149-3.
- HILL, M. O. et SMITH, A. J. E., 1976. PRINCIPAL COMPONENT ANALYSIS OF TAXONOMIC DATA WITH MULTI-STATE DISCRETE CHARACTERS. In : *TAXON*. mai 1976. Vol. 25, n° 2-3, p. 249-255. DOI 10.2307/1219449.
- KJAERSTAD, G., ARNEKLEIV, J. V., SPEED, J. D. M. et HERLAND, A. K., 2018. Effects of hydropeaking on benthic invertebrate community composition in two central Norwegian rivers. In : *River Research and Applications*. mars 2018. Vol. 34, n° 3, p. 218-231. DOI 10.1002/rra.3241.
- LAUTERS, F., LAVANDIER, Pierre, LIM, Puy, SABATON, C. et BELAUD, A., 1996. Influence of hydropeaking on invertebrates and their relationship with fish feeding habits in a Pyrenean river. In : *Regulated Rivers: Research & Management*. novembre 1996. Vol. 12, n° 6, p. 563-573. DOI 10.1002/(SICI)1099-1646(199611)12:6<563::AID-RRR380>3.0.CO;2-M.
- LEGENDRE, Pierre, GALZIN, Rene et HARMELIN-VIVIEN, Mireille L, 1997. RELATING BEHAVIOR TO HABITAT: SOLUTIONS TO THE FOURTH-CORNER PROBLEM. In : . 1997. Vol. 78, n° 2, p. 16.
- LEGENDRE, Pierre et LEGENDRE, Louis, 2012. *Numerical ecology*. Third English edition. Amsterdam : Elsevier. Developments in environmental modelling, 24. ISBN 978-0-444-53868-0. QH541.15.M34 L4313 2012
- LI, Zhengfei, WANG, Jun, LIU, Zhenyuan, MENG, Xingliang, HEINO, Jani, JIANG, Xuankong, XIONG, Xiong, JIANG, Xiaoming et XIE, Zhicai, 2019. Different responses of taxonomic and functional structures of stream macroinvertebrate communities to local stressors and regional factors in a subtropical biodiversity hotspot. In : *Science of The Total Environment*. mars 2019. Vol. 655, p. 1288-1300. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.11.222.
- MERIGOUX, Sylvie. *Traits fonctionnels des macroinvertébrés* [Discussion informelle]. *Communication personnelle*, sylvie.merigoux-lhopital@edf.fr.
- MIHALICZ, Jordan E., JARDINE, Timothy D., BAULCH, Helen M. et PHILLIPS, Iain D., 2019. Seasonal effects of a hydropeaking dam on a downstream benthic macroinvertebrate community. In : *River Research and Applications*. 30 avril 2019. p. rra.3434. DOI 10.1002/rra.3434.
- MOCHIZUKI, Shoko, KAYABA, Yuichi et TANIDA, Kazumi, 2006. Drift patterns of particulate matter and organisms during artificial high flows in a large experimental channel. In : *Limnology*. août 2006. Vol. 7, n° 2, p. 93-102. DOI 10.1007/s10201-006-0166-0.
- MONDY, Cédric P. et SCHUWIRTH, Nele, 2017. Integrating ecological theories and traits in process-based modeling of macroinvertebrate community dynamics in streams. In : *Ecological Applications*. juin 2017. Vol. 27, n° 4, p. 1365-1377. DOI 10.1002/eap.1530.
- NAMAN, Sean M., ROSENFELD, Jordan S. et RICHARDSON, John S., 2016. Causes and consequences of invertebrate drift in running waters: from individuals to populations and trophic fluxes. In : *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. août 2016. Vol. 73, n° 8, p. 1292-1305. DOI 10.1139/cjfas-2015-0363.

- R CORE TEAM, 2018. *R : A Language and Environment for Statistical Computing* [en ligne]. Vienna, Austria : R Foundation for Statistical Computing. Disponible à l'adresse : <https://www.R-project.org>.
- RTE, 2019. *Bilan électrique 2018*. S.I. RTE-direction innovation et données.
- RUHI, Albert, DONG, Xiaoli, MCDANIEL, Courtney H., BATZER, Darold P. et SABO, John L., 2018. Detrimental effects of a novel flow regime on the functional trajectory of an aquatic invertebrate metacommunity. In : *Global Change Biology*. août 2018. Vol. 24, n° 8, p. 3749-3765. DOI 10.1111/gcb.14133.
- SCHÜLTING, Lisa, FELD, Christian K. et GRAF, Wolfram, 2016. Effects of hydro- and thermopeaking on benthic macroinvertebrate drift. In : *Science of The Total Environment*. décembre 2016. Vol. 573, p. 1472-1480. DOI 10.1016/j.scitotenv.2016.08.022.
- SCHÜLTING, Lisa, FELD, Christian K., ZEIRINGER, Bernhard, HUDEK, Helena et GRAF, Wolfram, 2019. Macroinvertebrate drift response to hydropeaking: an experimental approach to assess the effect of varying ramping velocities. In : *Ecohydrology*. janvier 2019. Vol. 12, n° 1, p. e2032. DOI 10.1002/eco.2032.
- SHEARER, Karen A., STARK, John D., HAYES, John W. et YOUNG, Roger G., 2003. Relationships between drifting and benthic invertebrates in three New Zealand rivers: Implications for drift-feeding fish. In : *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. décembre 2003. Vol. 37, n° 4, p. 809-820. DOI 10.1080/00288330.2003.9517210.
- SIDLER, Daniel, MICHALEC, François-Gaël et HOLZNER, Markus, 2018. Behavioral response of the freshwater cyclopoid copepod *Eucyclops serrulatus* to hydropeaking and thermopeaking in a laboratory flume. In : *Journal of Freshwater Ecology*. janvier 2018. Vol. 33, n° 1, p. 115-127. DOI 10.1080/02705060.2017.1420702.
- TACHET, Henri, USSEGLIO-POLATERA, Philippe, BOURNAUD, Michel et RICHOUX, Philippe, 2010. *Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie*. S.I. : CNRS Editions. Bio/Neuroscien. ISBN 978-2-271-06945-0.
- TIMUSK, Evan R., SMOKOROWSKI, Karen E. et JONES, Nicholas E., 2016. An experimental test of sub-hourly changes in macroinvertebrate drift density associated with hydropeaking in a regulated river. In : *Journal of Freshwater Ecology*. octobre 2016. Vol. 31, n° 4, p. 555-570. DOI 10.1080/02705060.2016.1193064.
- TOFFOLON, Marco, SIVIGLIA, Annunziato et ZOLEZZI, Guido, 2010. Thermal wave dynamics in rivers affected by hydropeaking. In : *Water Resources Research* [en ligne]. août 2010. Vol. 46, n° 8. [Consulté le 26 février 2019]. DOI 10.1029/2009WR008234. Disponible à l'adresse : <http://doi.wiley.com/10.1029/2009WR008234>.
- USSEGLIO-POLATERA, Philippe, BOURNAUD, Michel, RICHOUX, Philippe et TACHET, Henri, 2000a. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. In : *Freshwater Biology*. février 2000. Vol. 43, n° 2, p. 175-205. DOI 10.1046/j.1365-2427.2000.00535.x.
- USSEGLIO-POLATERA, Philippe, BOURNAUD, Michel, RICHOUX, Philippe et TACHET, Henri, 2000b. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? In : JUNGWIRTH, M., MUHAR, S. et SCHMUTZ, S. (éd.), *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters* [en ligne]. Dordrecht : Springer Netherlands. p. 153-162. [Consulté le 8 mars 2019]. ISBN 978-94-010-5814-8. Disponible à l'adresse : http://link.springer.com/10.1007/978-94-011-4164-2_12.

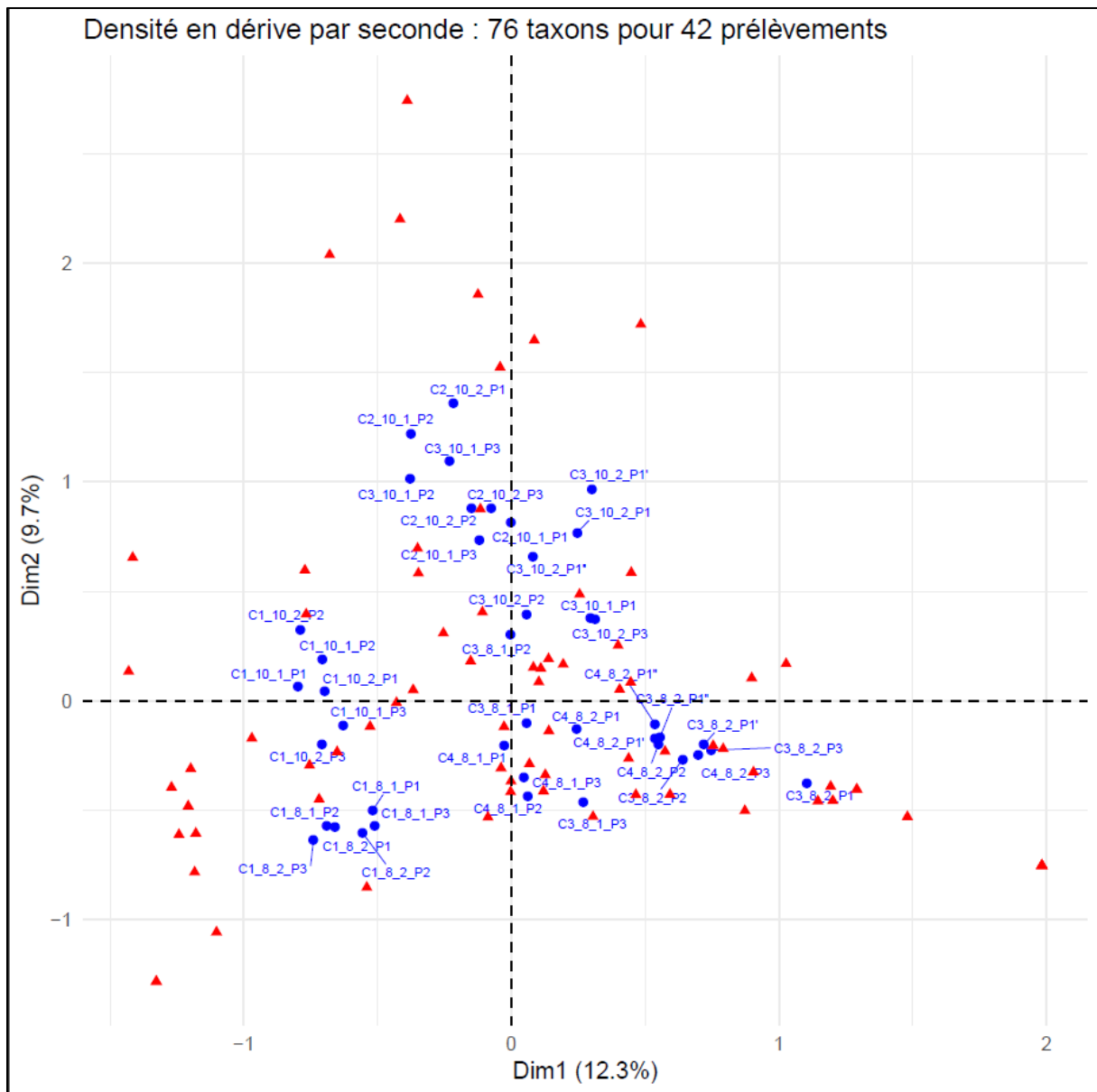
ZOLEZZI, Guido, SIVIGLIA, Annunziato, TOFFOLON, Marco et MAIOLINI, Bruno, 2011. Thermopeaking in Alpine streams: event characterization and time scales. In : *Ecohydrology*. juillet 2011. Vol. 4, n° 4, p. 564-576. DOI 10.1002/eco.132.

Annexe IV : Caractéristiques de la Creuse, du Taurion et des barrages d'intérêt (source : EDF, synthèse interne sur les aménagements hydroélectriques gérés ou anciennement gérés par EDF).

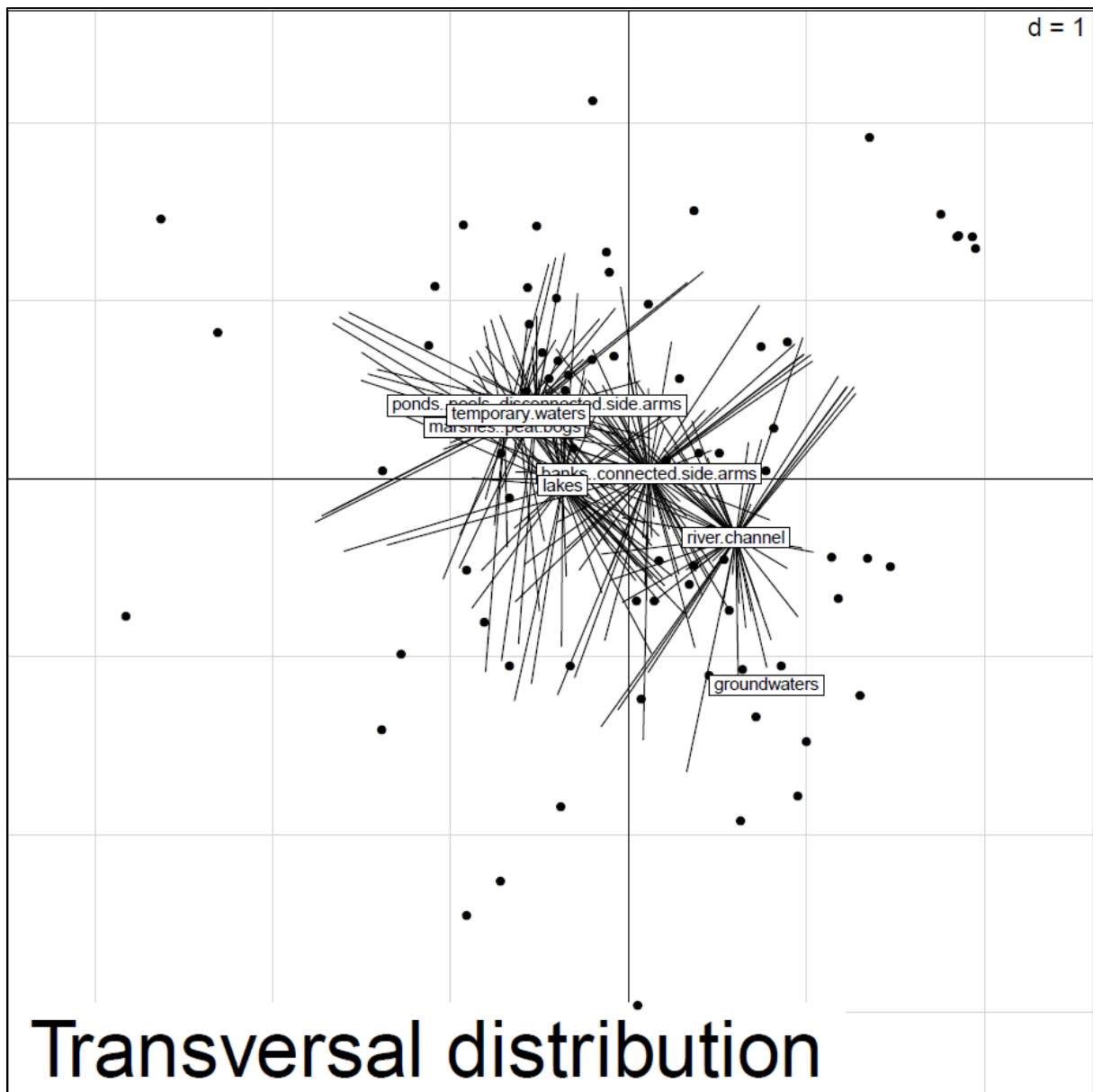
Massif	Cours d'eau	Aménagement	Surface BV (km ²)	Altitude (m)	Module m ³ /s	Régime hydrologique	Géologie	Zone piscicole	Longueur (km)	Largeur (m)	Pente
Massif Central	Creuse	Confolent	200	450	4.7	Pluvial-océanique	Granites avec gneiss et dépôts primaires	Zone à truite (B3, B4)	40	10-13	0,7%
Massif Central	Taurion	La Châtre	705	288-245	14.1	Pluvial-océanique	Granites, puis micaschistes, gneiss	Zone à OBR (B5, B6)	3.3	25-35	0,3 à 0,7%

Barrage/Centrale	Capacité utile (hm ³)	Hauteur barrage	Modification des éclusées	Qmax turb. (m ³ /s)	Qbase	Nb éclusées (/an)	Gradient baisse	Gradient hausse	Amplitude
Combes/Confolent	3,6	31	↑ Qbase, et décalage des 2 groupes	7,5	M/10 modulé	300 à 350	1,2 à 1,5 cm/min	1,6 à 2,7 cm/min	23 cm. 46% à +3,75m ³ /s
Étroit/La Châtre	2,05 (totale)	30	↑ Qbase	25	M/10	200 à 350	0,7 à 2 cm/min	2 à 3,5 cm/min	64 à 72 cm ; 20m ³ /s, le + souvent

Annexe V : Quelques résultats de l'analyse exploratoire pour la Creuse. Dans l'ordre d'apparition, l'AFC, 3 exemples de résultats de l'analyse des correspondances floues et l'analyse de Hill-Smith.

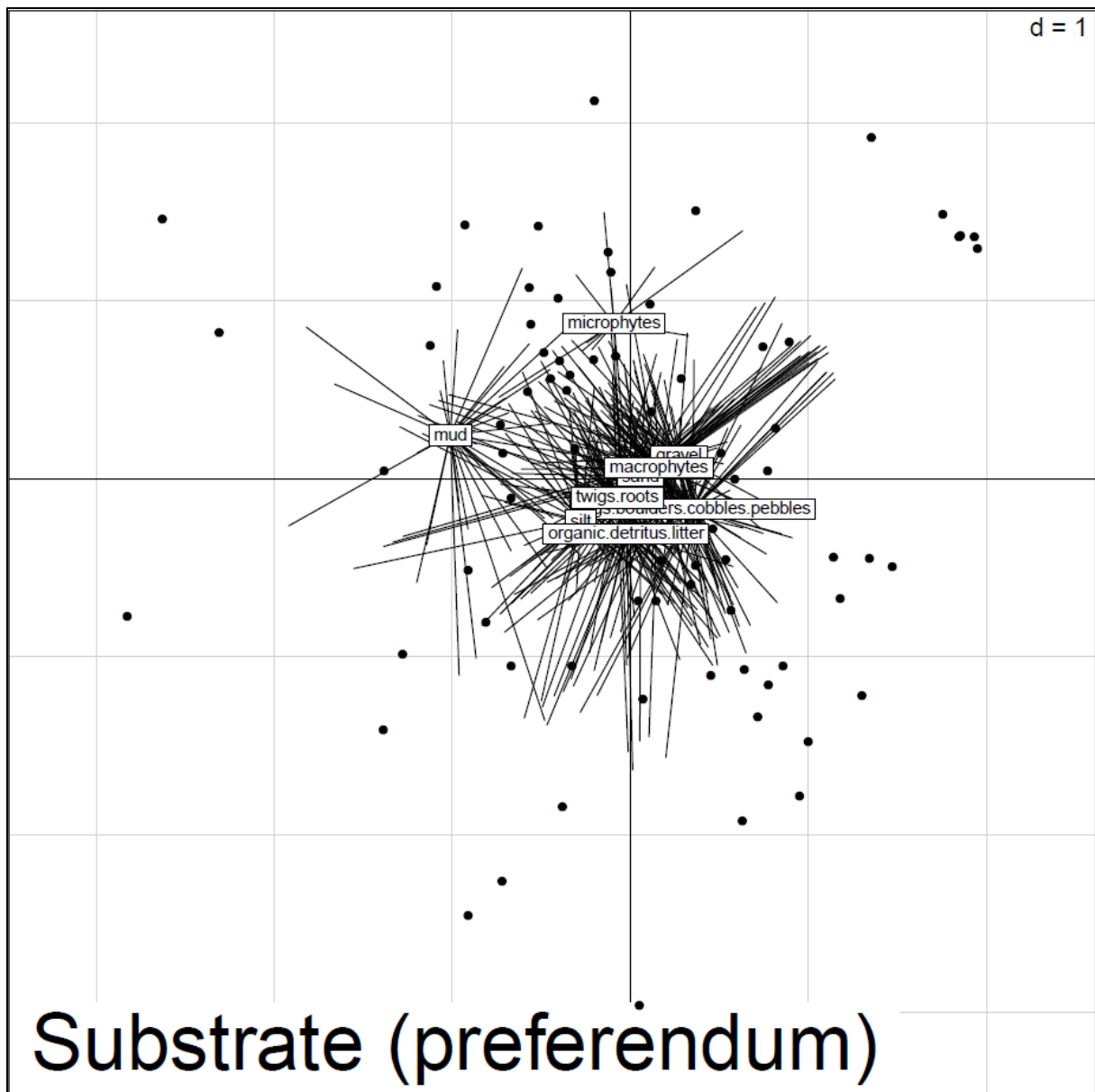


Les points bleus correspondent aux différents échantillons et les points rouges aux 76 taxons.



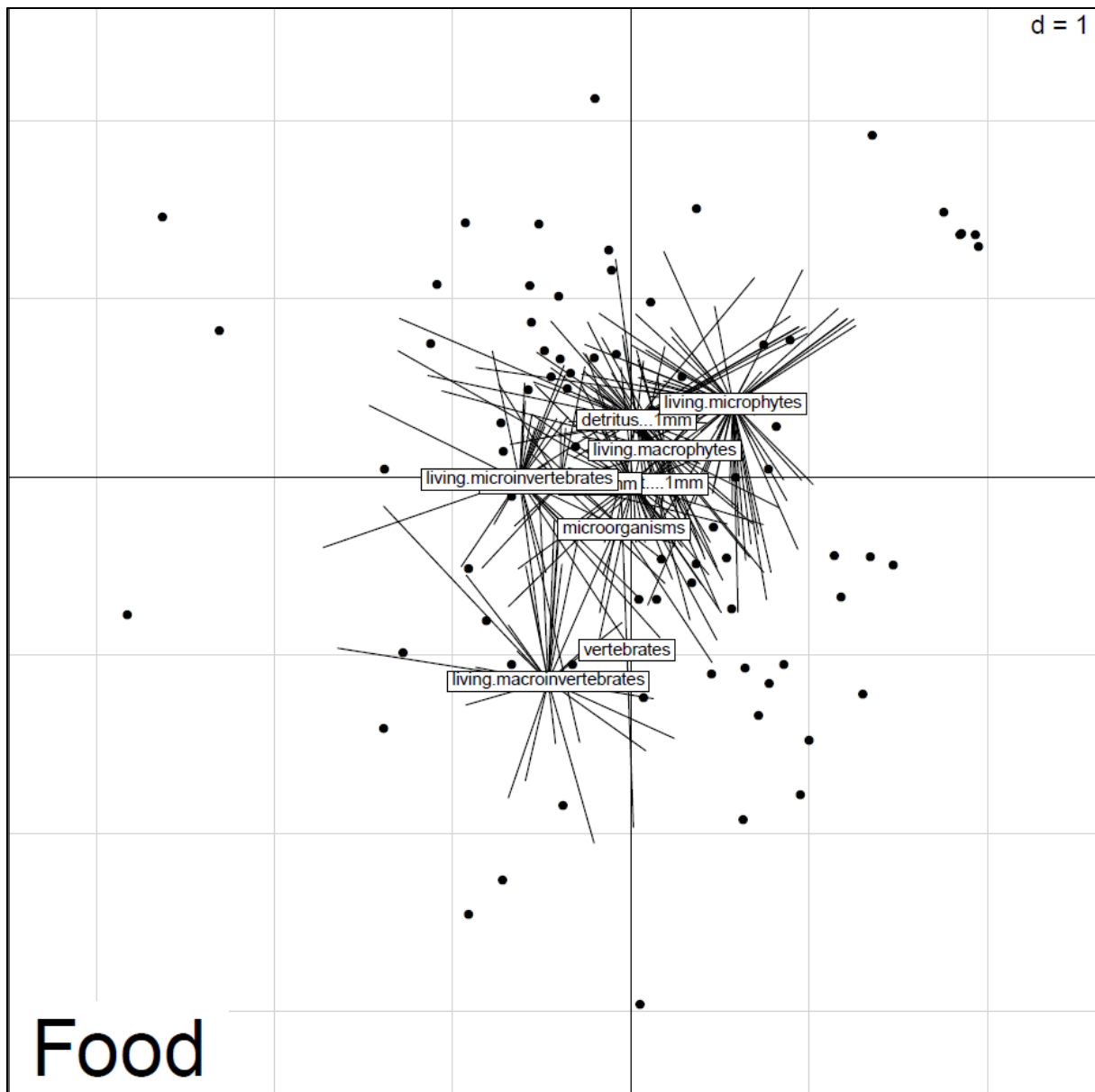
Les points noirs correspondent aux 76 taxons. Le trait « distribution transversale » est divisé en 7 modalités :

« Chenal de rivière », « rives et chenaux secondaires », « étangs, mares et méandres abandonnés », « marais, tourbières », « eaux temporaires », « lacs », « habitats souterrains ».



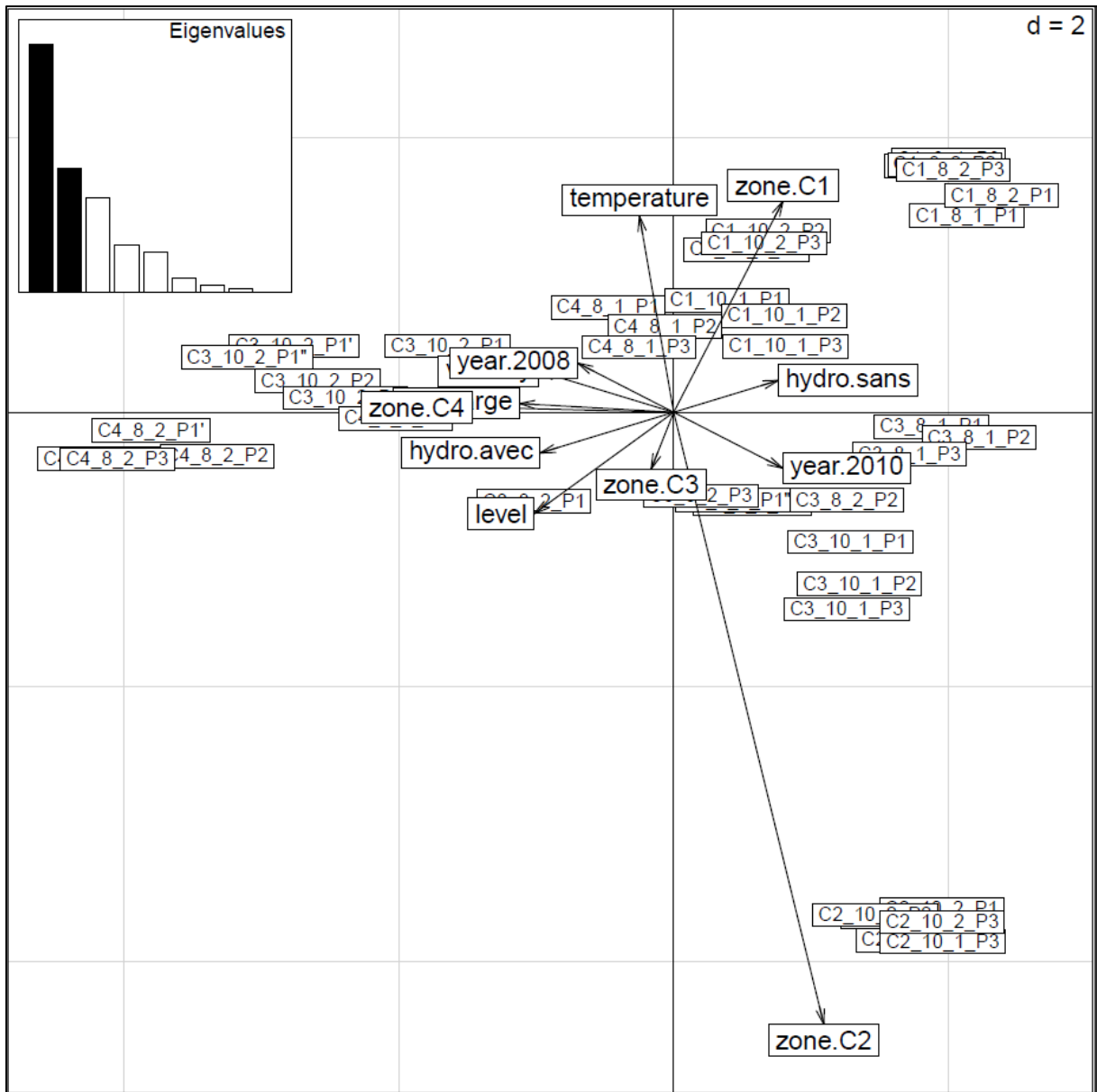
Les points noirs correspondent aux 76 taxons. Le trait « Microhabitat (préférendum) » est divisé en 9 modalités :

« Dalles, blocs, pierres, galets », « graviers », « sable », « limon », « macrophytes, algues filamenteuses », « microphytes », « branches, racines », « litière », « vase ».

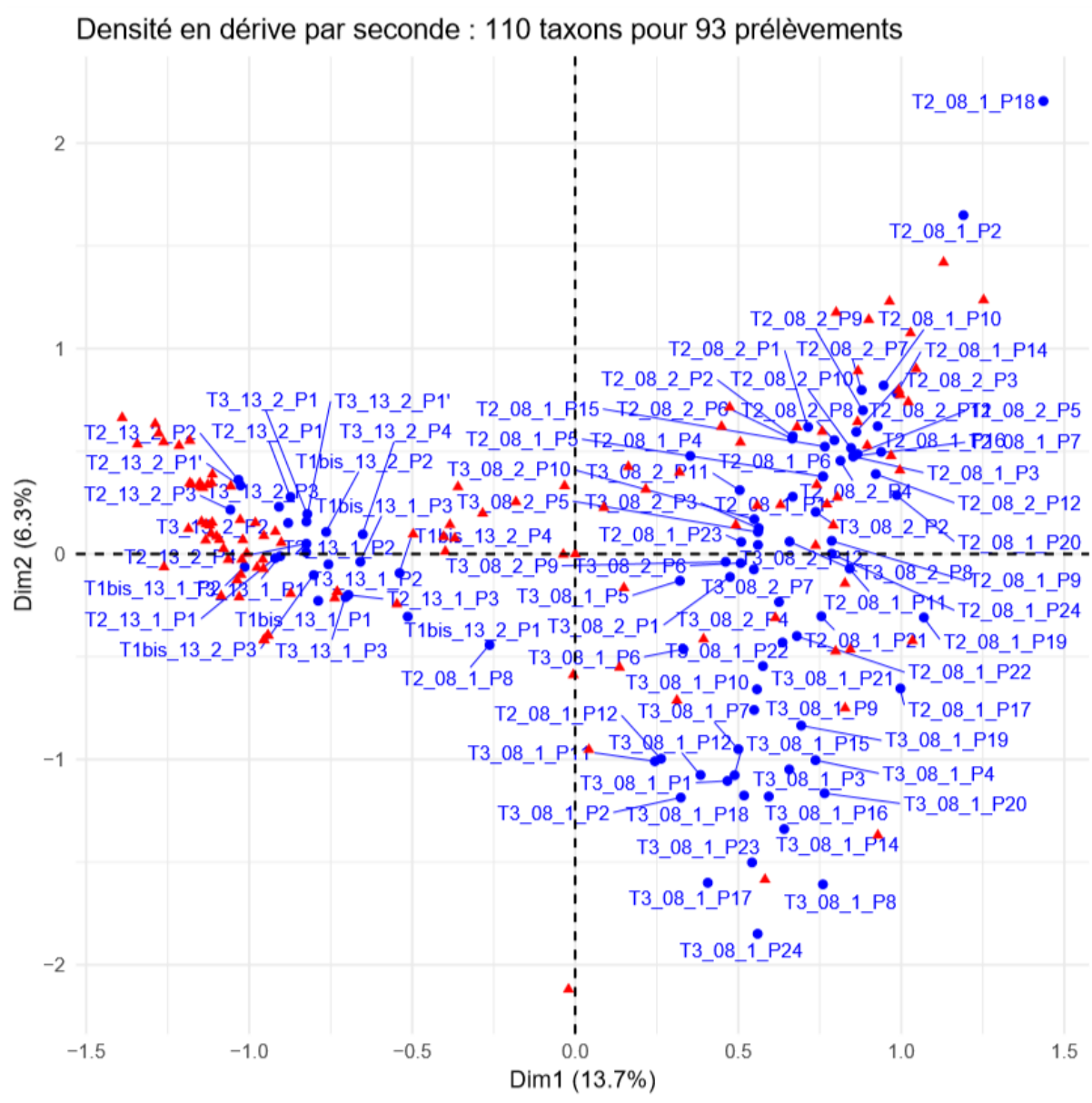


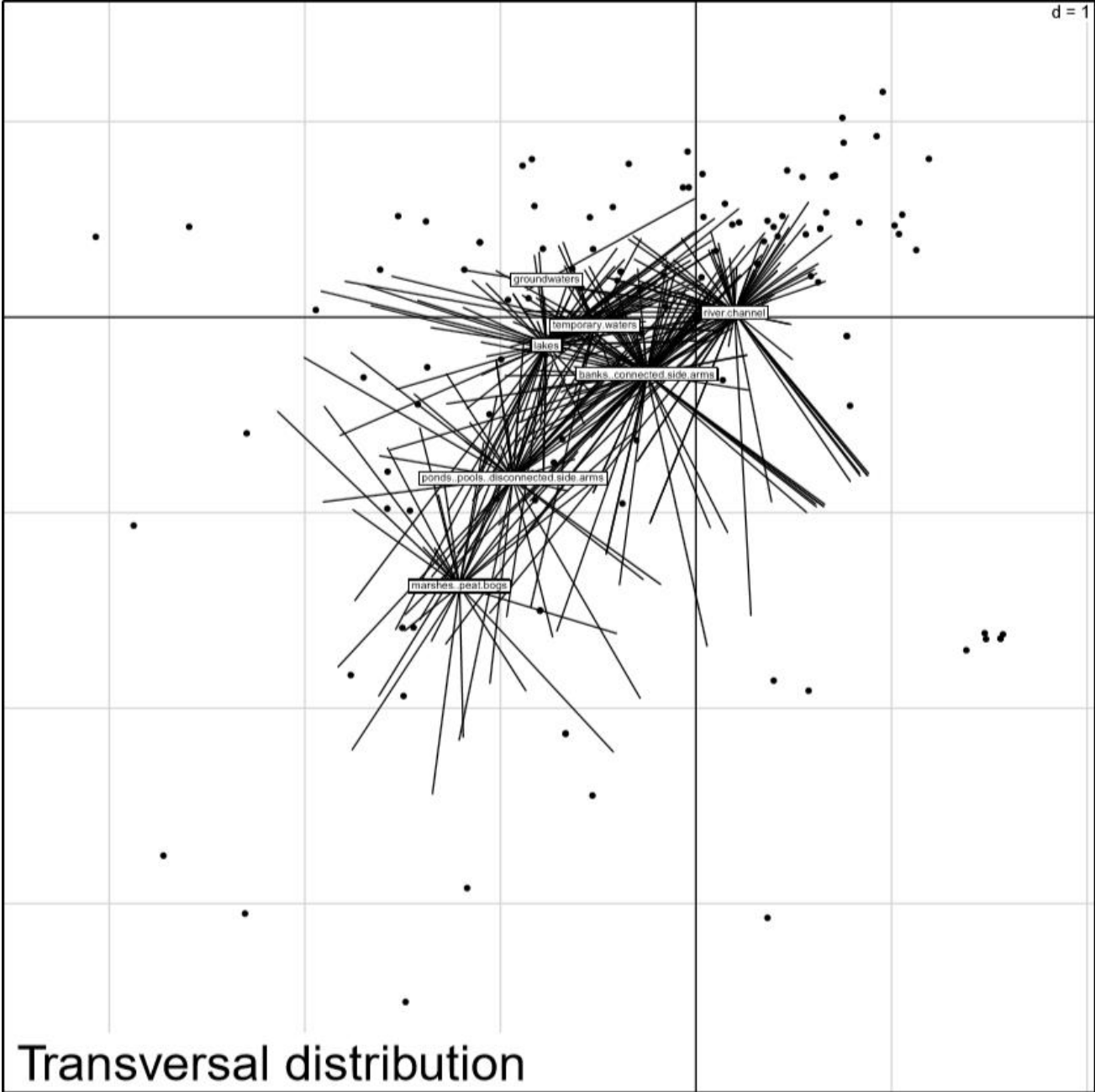
Les points noirs correspondent aux 76 taxons. Le trait « Type de nourriture » est divisé en 9 modalités :

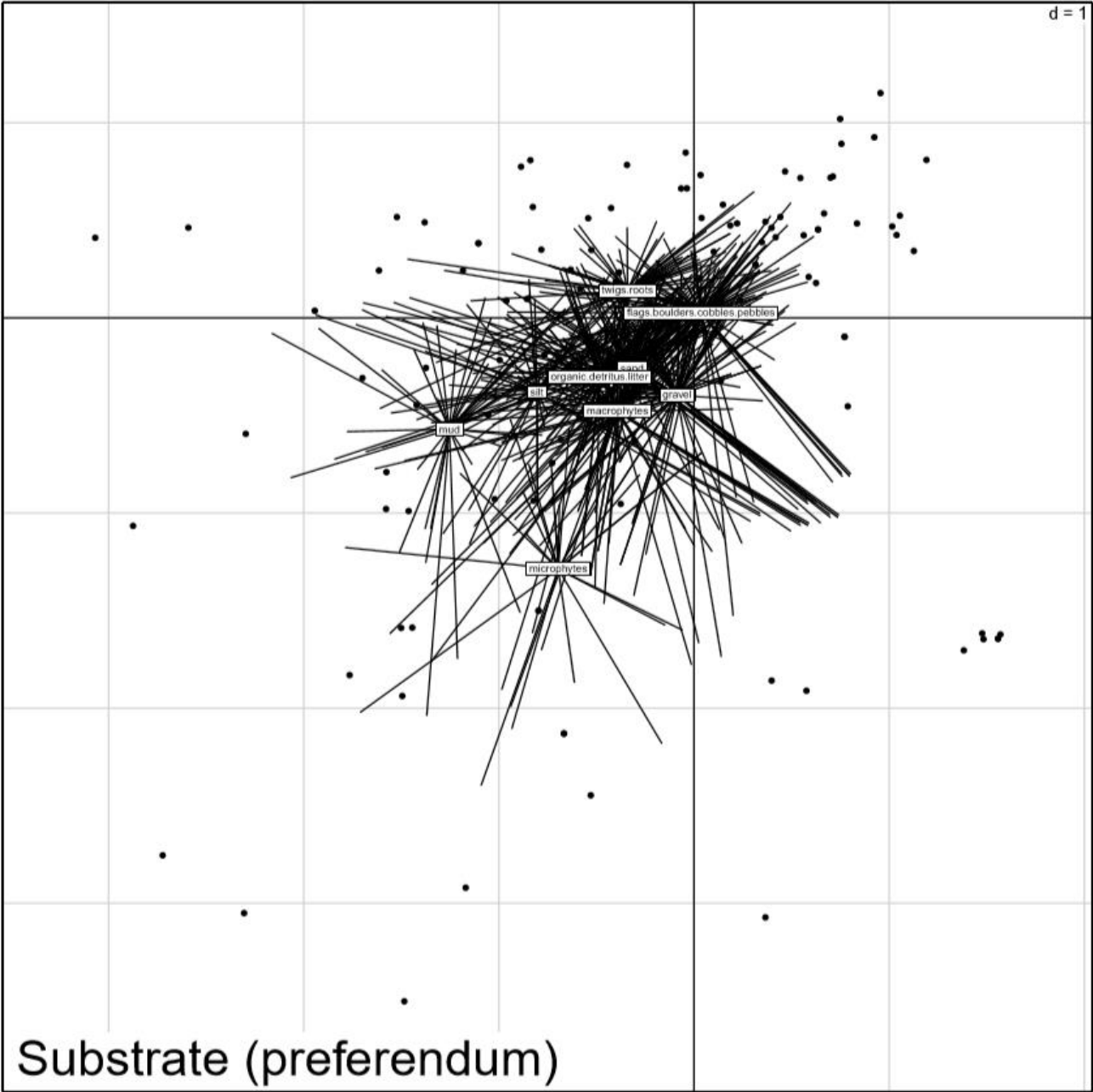
« Sédiments fins, microorganismes », « débris<1mm », « débris>1mm », « microphytes vivants », « macrophytes vivants », « animaux morts>1mm », « microinvertébrés vivants », « macroinvertébrés vivants », « vertébrés ».

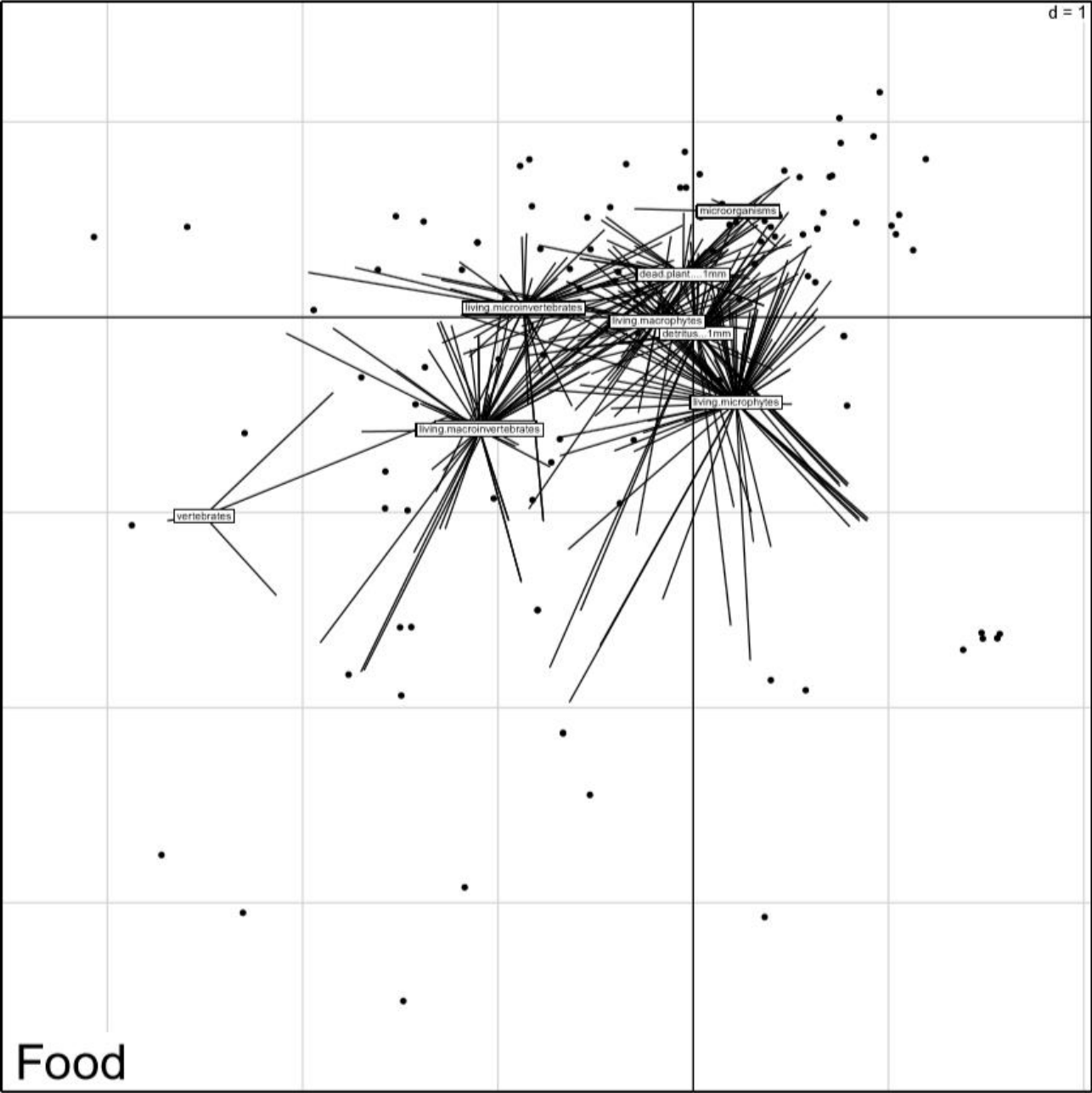


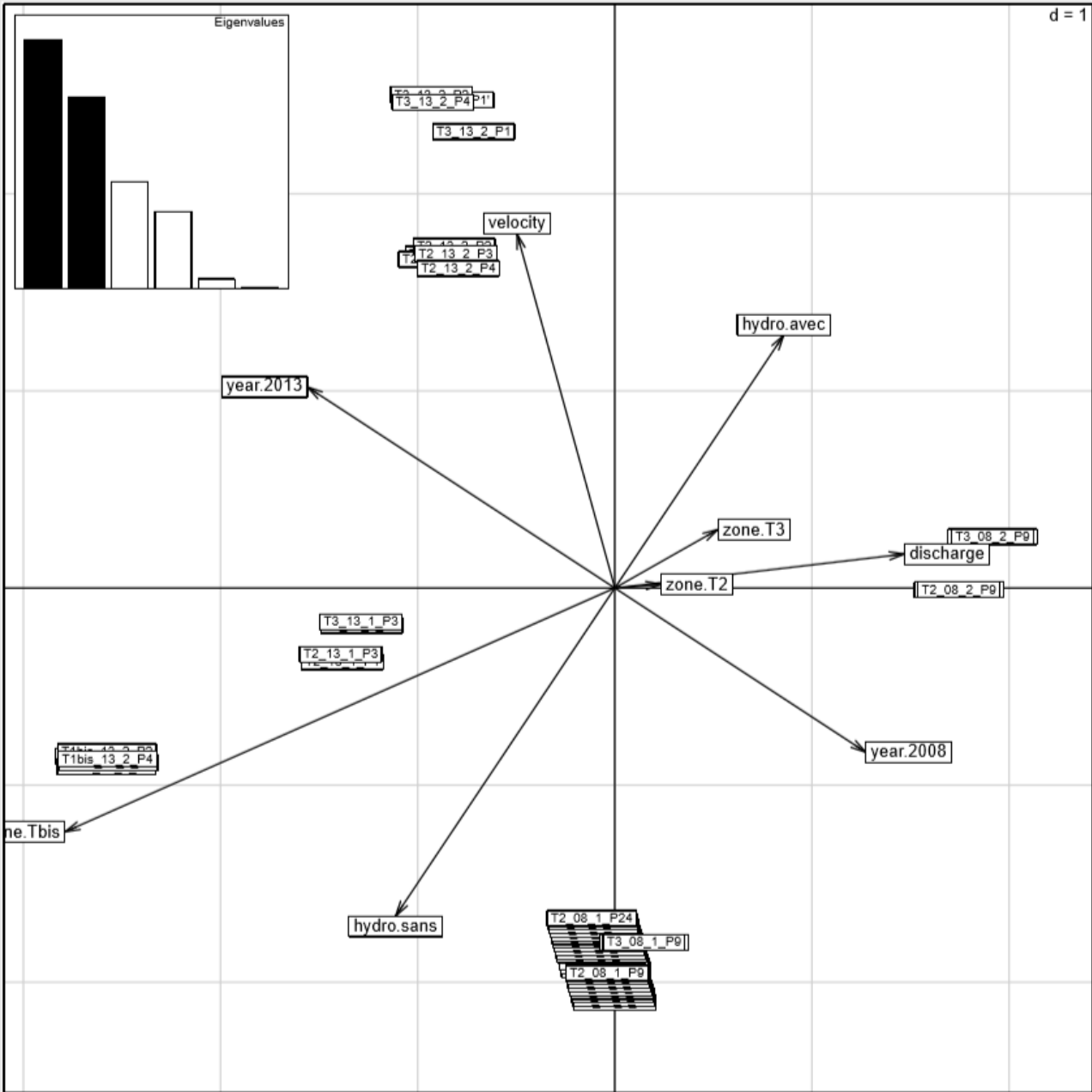
Annexe VI : Quelques résultats de l'analyse exploratoire pour le Taurion. Dans l'ordre d'apparition, l'AFC, 3 exemples de résultats de l'analyse des correspondances floues et l'analyse de Hill-Smith

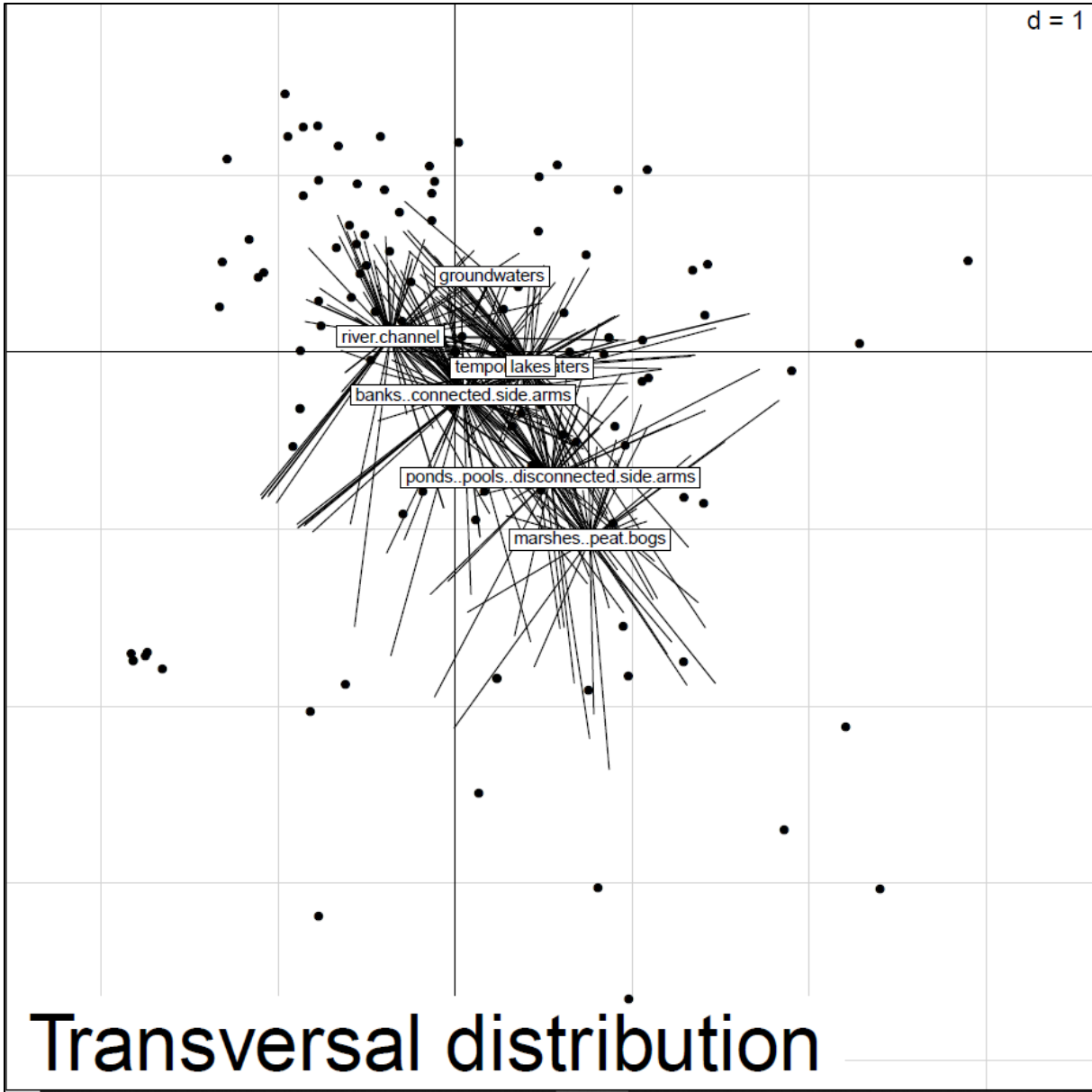


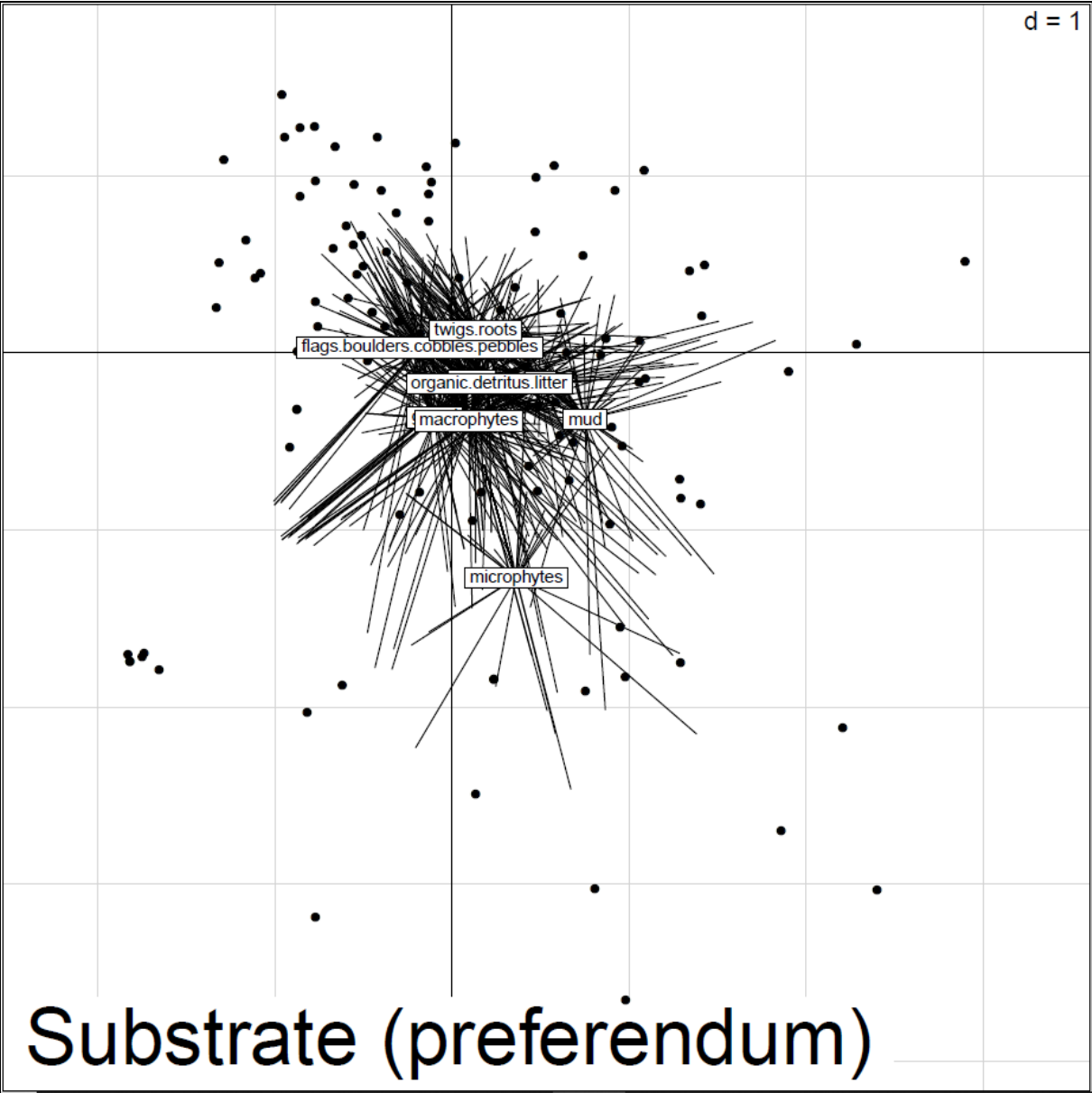




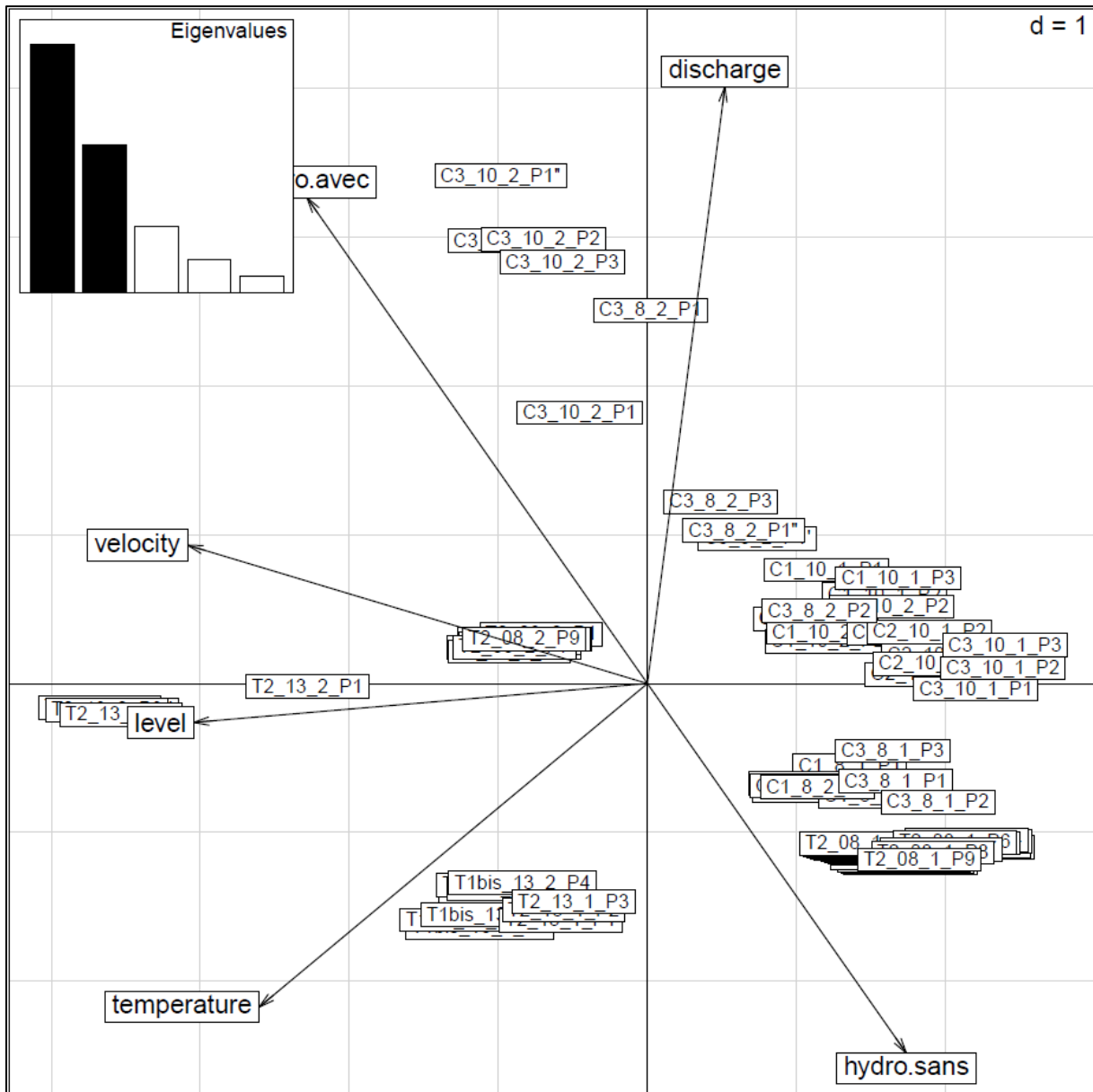




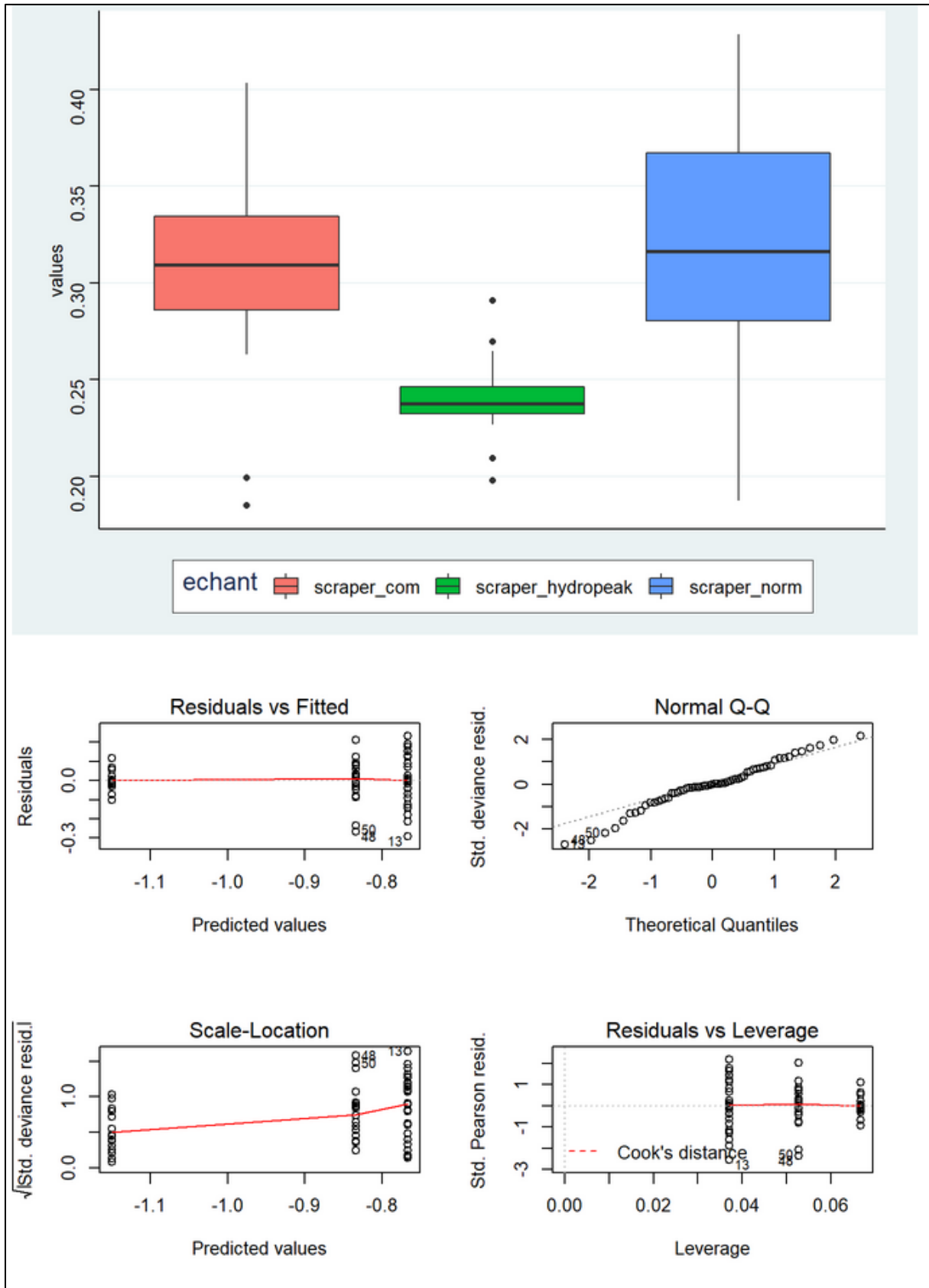




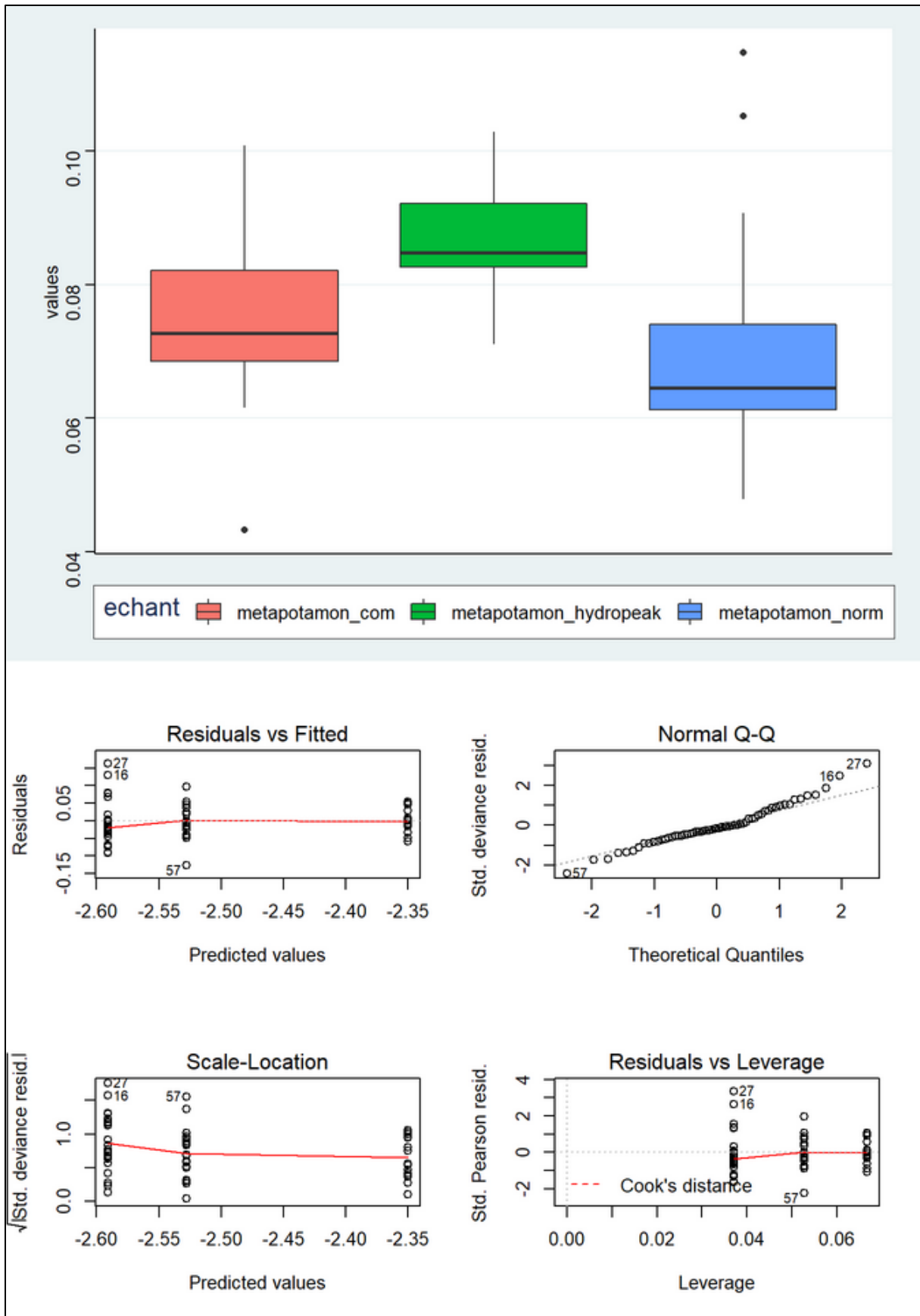





Annexe VIII : Quelques résultats de l'analyse du lien entre la communauté en place et la dérive des invertébrés. L'exemple de la modalité « racleur » et « métapotamon ».



```
##
## Call:
## glm(formula = values ~ echant, family = "quasibinomial", data = var_stock)
##
## Deviance Residuals:
##      Min       1Q   Median       3Q      Max
## -0.292424 -0.044529 -0.002248  0.067890  0.233205
##
## Coefficients:
##              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
## (Intercept)    -0.83351    0.05546 -15.028 < 2e-16 ***
## echantscraper_hydropeak -0.31691    0.08707  -3.639 0.000583 ***
## echantscraper_norm     0.06707    0.07202   0.931 0.355561
## ---
## Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
##
## (Dispersion parameter for quasibinomial family taken to be 0.0123419)
##
##      Null deviance: 1.02187  on 60  degrees of freedom
## Residual deviance: 0.72953  on 58  degrees of freedom
## AIC: NA
##
## Number of Fisher Scoring iterations: 4
```

```
##
## Call:
## glm(formula = values ~ echant, family = "quasibinomial", data = var_stock)
##
## Deviance Residuals:
##      Min       1Q   Median       3Q      Max
## -0.126496 -0.028860 -0.009086  0.025327  0.162931
##
## Coefficients:
##              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
## (Intercept)      -2.52768    0.04723 -53.520  <2e-16 ***
## echantmetapotamon_hydropeak  0.17756    0.06830   2.600  0.0118 *
## echantmetapotamon_norm     -0.06340    0.06235  -1.017  0.3134
## ---
## Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
##
## (Dispersion parameter for quasibinomial family taken to be 0.002901958)
##
##      Null deviance: 0.20487  on 60  degrees of freedom
## Residual deviance: 0.16353  on 58  degrees of freedom
## AIC: NA
##
## Number of Fisher Scoring iterations: 5
```

	Diplôme : Ingénieur Spécialité : Ingénieur agronome Spécialisation / option : Sciences halieutiques et aquacoles / Ressources et écosystèmes aquatiques Enseignant référent : Dominique Ombredane
Auteur(s) : Corentin Mit Date de naissance* : 15/09/1995	Organisme d'accueil : EDF R&D Adresse : 6 quai Watier, 78200 Chatou
Nb pages : 44 Annexe(s) : 29	
Année de soutenance : 2019	Maître de stage : Véronique Gouraud
Titre français : Caractérisation de la dérive des macroinvertébrés en aval des centrales hydroélectriques gérées par éclusées Titre anglais : Macroinvertebrate drift density in relation to hydropeaking conditions	
Résumé (1600 caractères maximum) : Étant donné sa très grande flexibilité et sa capacité à répondre aux besoins d'équilibre du réseau électrique, le parc hydraulique géré par éclusées est essentiel pour EDF. Cependant, les éclusées, qui correspondent à des lâchers d'eau en aval d'un barrage, sont responsables de l'altération des habitats aquatiques. Notamment, ils provoquent la mise en dérive des invertébrés qui constituent un maillon essentiel de la chaîne alimentaire. Pour EDF, une compréhension fine de ce processus écologique et de l'impact des éclusées sur celui-ci est l'un des moyens d'identifier des mesures de mitigations. Les traits fonctionnels qui décrivent la biologie, la physiologie et l'écologie de taxons d'intérêt sont de plus en plus utilisés pour leur sensibilité aux perturbations du milieu, notamment les actions anthropiques, et permettent des comparaisons entre sites. Ainsi, l'utilisation des traits fonctionnels pour quantifier l'impact des éclusées nous a permis de montrer que certaines modalités de traits sont associées à la dérive en éclusées. Il s'agit de modalités caractéristiques des milieux lenticques, en marge du cours d'eau. Dans la communauté en place, les fréquences des modalités associées aux éclusées sont généralement les mêmes que pendant la dérive active. Les éclusées perturbent la dérive active en augmentant sensiblement la fréquence de ces modalités en dérive. Dans une tentative d'identification de valeur seuil entre dérive active et dérive passive en éclusée, nous avons montré que le passage entre dérive active et passive en éclusée se faisait entre 158 et 445 individus par m ³ /s portant la modalité « vase ».	
Abstract (1600 caractères maximum): Due to its flexibility and its ability to quickly meet the demand of electric network balance, hydroelectricity managed by hydropeaking is a critical point for EDF. Nevertheless, hydropeaks which correspond to the release of water below a dam is responsible for damaging aquatic habitats. In particular, it induces the drift of invertebrates which are known for being a vital part of food chain. A deep understanding of this ecological phenomenon and of hydropeaking impacts is required by EDF to determine new way of mitigation. To assess anthropic impacts at large scale, trait-based approach has been developed. It relies on traits which describe the biology, physiology and ecology of taxa. Using those traits we have been able to demonstrate that some of their modalities are correlated to hydropeaking drift. Those modalities are specific to lentic areas. Modality frequencies are similar in active drift samples and community samples. Hydropeaking seems to increase the frequency of modalities correlated to hydropeaking drift. We have also tried to identify threshold values between active drift and hydropeaking passive drift. Below 158 individuals with "mud" modality by m ³ /s, it is active drift, and above 445 individuals, it is hydropeaking passive drift.	
Mots-clés : invertébrés ; éclusées ; hydroélectricité ; traits fonctionnels Key Words: invertebrates ; hydropeaking ; hydroelectricity ; trait-based approach	