

3 - 2022



BIOM

Revue scientifique pour la biodiversité
du Massif central



**Les Diptères comme outil d'évaluation de l'état du corridor rivulaire :
études préliminaires effectuées dans le Massif central,
en Bretagne et dans les Pyrénées**

Labat / BIOM 3 (2022) : 52-67

Les Diptères comme outil d'évaluation de l'état du corridor rivulaire : études préliminaires effectuées dans le Massif central, en Bretagne et dans les Pyrénées

Frédéric Labat

41, rue des frères Lumière 63100 Clermont-Ferrand ; frederic.labat@aquabio-conseil.com

Soumis le 9 mars 2022

Accepté le 28 juin 2022

Publié le 12 octobre 2022

Résumé

Les corridors rivulaires sont les habitats les plus diversifiés et complexes du globe, sièges de nombreux processus indispensables au maintien de la qualité de l'eau et de la biodiversité. Les Diptères, second plus vaste groupe d'espèces d'insectes dans le monde, possèdent des exigences écologiques susceptibles d'exprimer la complexité des habitats rivulaires et des échanges hydriques de subsurface. De plus, il s'agit du groupe le plus abondant et le plus diversifié de nos corridors rivulaires. Ils occupent donc un rôle majeur dans les réseaux trophiques des cours d'eau et des écosystèmes terrestres riverains. Une méthode rapide d'échantillonnage des imagos de Diptères rivulaires ou aquatiques a été appliquée sur onze stations dont cinq du Massif central, tandis que la qualité de leur corridor rivulaire a été caractérisée à partir de l'indice IBCR. Les relations entre communautés de Diptères et caractéristiques du corridor rivulaire ont été analysées. Pour cela, une approche taxonomique traditionnelle et une approche fonctionnelle basée sur les traits bio-écologiques de leurs larves (alimentation et affinité à l'eau) ont été utilisées. 252 taxons de Diptères, dont sept espèces citées pour la première fois en France ont été identifiés. Le climat, l'état de conservation et la diversité des écoulements des cours d'eau du Puy-de-Dôme semblent particulièrement favorables aux communautés de Diptères rivulaires. Nos résultats indiquent qu'un corridor rivulaire plus ancien, plus large et disposant d'une dynamique fluviale favorisant une mosaïque complexe d'habitats accueille une plus grande diversité d'espèces et de modes alimentaires et d'affinités à l'eau des larves. De plus, l'échantillonnage des Diptères donne des indications sur la capacité d'accueil des habitats hygropétriques et intertidaux, permettant de mieux valoriser les travaux de restauration hydromorphologique.

Abstract

Riparian corridors are the most diverse and complex habitats in the world, the site of many processes essential to maintaining water quality and biodiversity. Diptera, the second largest group of insect species in the world, have ecological requirements that can express the complexity of riverine habitats and subsurface water exchanges. Moreover, they are the most abundant and diverse group in our river corridors. They therefore occupy a major role in the food webs of rivers and riparian terrestrial ecosystems. A rapid sampling method of riverine or aquatic Diptera imagos was applied on 11 stations, including 5 in the Massif central, while the quality of their river corridor was characterised using the IBCR index. The relationships between dipteran communities and riparian corridor characteristics were analyzed. For this, I used a traditional taxonomic approach and a functional approach based on the ecological traits of their larvae (feeding and water affinity). 252 dipteran taxa, including seven dipteran species cited for the first time in France, were identified. The climate, the state of conservation and the flow diversity of the streams in the Puy-de-Dôme seem to be particularly favourable for the communities of riverine Diptera. Our results indicate that an older, wider river corridor with river dynamics favoring a complex mosaic of habitats hosts a greater diversity of species and larval feeding modes and water affinities. In addition, the sampling of dipterans gives indications on the carrying capacity of marginal habitats, making it possible to better valorize hydromorphological restorations.

Mots-clés

Ripisylve
Traits fonctionnels
Ruisseaux
Limoniidae
Empidoidea
Mycetophilidae

Keywords

Riparian
Functional traits
Streams
Limoniidae
Empidoidea
Mycetophilidae

Introduction

Les corridors rivulaires, à l'interface des écosystèmes aquatiques et terrestres, sont les habitats les plus diversifiés, dynamiques et complexes du globe (Naiman *et al.* 1993). Ils sont influencés par l'eau douce, qui peut s'étendre naturellement du bord des cours d'eau jusqu'à la limite du lit majeur. Ils remplissent de nombreux services écosystémiques tels que filtrer les polluants des cours d'eau, séquestrer le carbone, contrôler les phénomènes d'érosion, réguler les inondations, et servir de zone refuge, d'alimentation et de nurserie pour de nombreux êtres vivants (Riis *et al.* 2020).

La dynamique fluviale joue un rôle majeur dans le maintien d'une diversité d'habitats lenticques, lotiques et semi-aquatiques (Ward *et al.* 1999). L'eau du cours d'eau s'échange ainsi continuellement avec les eaux interstitielles du lit et les sédiments de la berge dans une mosaïque de patches d'échanges de subsurface (Naiman *et al.* 2005). Cette mosaïque constitue un habitat souvent invisible mais fondamental dans les réseaux trophiques. Siège de processus biogéochimiques assurant le recyclage des nutriments (Naiman *et al.* 2005), c'est également un habitat privilégié pour les Diptères.

En effet, les Diptères ont développé des stratégies qui leur permettent d'occuper presque tous les microhabitats des hydrosystèmes, en testant les limites de la définition d'« aquatique ». La majorité des larves occupent ainsi une série presque continue de milieux humides, allant de ceux immergés, strictement aquatiques, aux substrats humides (Adler & Courtney 2019). Ils peuvent constituer la biomasse la plus importante (Thomas 1969) et le groupe le plus diversifié (Wagner *et al.* 2008) de nos hydrosystèmes.

Les Diptères pourraient donc être de bons indicateurs pour évaluer la qualité des échanges (hydriques et biologiques) du cours d'eau avec son lit majeur, mais également la qualité de sa ripisylve. Les Diptères ont d'ailleurs permis de mettre en évidence un gradient hydrique et de minéralisation dans des tourbières en Auvergne (Brunhes & Villepoux 1990 ; Brunhes & Dufour 1992), et dans des sources marécageuses (Omelková *et al.* 2013). Dans les hydrosystèmes, la présence ou l'absence d'une canopée influence très fortement les communautés de Diptères (Ivković *et al.* 2015). Ainsi, les Diptères rivulaires comme les Dolichopodidae ou les Empididae requièrent à la fois des gîtes larvaires humides et un corridor rivulaire hétérogène (Plant 2004 ; Vilks 2007).

Enfin, en raison de leur extraordinaire abondance, les Diptères sont des contributeurs majeurs des échanges de flux de matières et d'énergie au sein des méta-écosystèmes (Gounand *et al.* 2018), car ils servent de ressource alimentaire pour les poissons (Burbank *et al.* 2022) et de nombreux prédateurs terrestres comme les araignées, les oiseaux (Jackson *et al.* 2021) et les chauves-souris (Vaughan *et al.* 1997). Ils fournissent des acides gras rares dans les écosystèmes terrestres (Mathieu-Resuge 2022), notamment aux périodes froides, pendant lesquelles les écosystèmes terrestres fournissent peu de ressources alimentaires (Iwata *et al.* 2010).

Afin de vérifier que les Diptères sont de bons candidats pour évaluer l'état du corridor rivulaire, une méthode d'échantillonnage rapide, basée sur le fauchage de la végétation et la capture à vue a été appliquée sur 5 petits cours d'eau du Massif central avec des

contextes et des fonctionnements hydrologiques très différents, qui vont du cours d'eau de « référence » dans les contreforts du massif du Sancy au cours d'eau rectifié périurbain dans l'agglomération Clermontoise, en passant par un petit cours d'eau temporaire ardéchois. Les résultats ont été comparés avec ceux obtenus sur 3 stations échantillonnées dans le Massif armoricain, aux ripisylves plus récentes, et deux stations des Pyrénées-Orientales, à influence méditerranéenne.

Les listes faunistiques obtenues ont été analysées en utilisant une approche fonctionnelle basée sur les traits bio-écologiques, largement utilisée en écologie (Martini *et al.* 2021). Cette approche permet d'identifier des mécanismes écologiques généraux malgré des différences de communautés observées entre régions biogéographiques ou écosystèmes (Violle *et al.* 2014) et limite les effets de la stochasticité de l'occurrence des espèces (Céréghino *et al.* 2011). L'utilisation des traits peut également permettre de s'affranchir de la variabilité temporelle (Statzner *et al.* 2005), les émergences d'imagos étant soumises à une forte saisonnalité (Brunhes & Dufour 1992 ; Hagen & Sabo 2014), et l'activité de vol des insectes dépendant de la température de l'air, de l'humidité relative, de la vitesse du vent ou encore de la pression atmosphérique (Vebrová *et al.* 2018).

Deux traits bio-écologiques ont été considérés : l'affinité à l'eau des larves, et le régime alimentaire larvaire. Ces traits peuvent traduire respectivement la complexité des gradients hydriques et la diversité des sources alimentaires du corridor rivulaire.

Les hypothèses de travail étaient alors les suivantes : (1) une plus grande richesse faunistique devrait être observée sur les cours d'eau aux corridors rivulaires humides, larges et anciens, (2) une plus grande richesse d'affinités à l'eau des larves devrait être observée dans les cours d'eau hydromorphologiquement préservés, et (3) une plus forte proportion de larves xylophages, opophages et mycétophages est attendue dans les corridors rivulaires anciens avec des bois suintants ou morts favorables au développement de ces espèces. Par conséquent, (4) les cours d'eau du Puy-de-Dôme que nous avons échantillonnés devraient être plus accueillants pour les Diptères que ceux des Pyrénées-Orientales et d'Ardèche cévenole, au climat plus sec, et que ceux de Bretagne, aux ripisylves plus récentes.

Matériel et méthodes

Description des sites étudiés et caractérisation de leur corridor rivulaire

Tous les sites sont situés sur des petits cours d'eau, de 7 m au plus de largeur plein bord. La localisation des stations est indiquée figure 1. L'aspect général des stations est illustré figure 2.

La capacité d'accueil du corridor rivulaire a été qualifiée à partir de l'indice de Biodiversité et de Connectivité des Ripisylves (IBCR, Janssen *et al.* 2021). Cet indice est calculé à partir de scores attribués pour chaque rive à des descripteurs relevés sur 500 m de linéaire, liés au peuplement sylvoicole et à sa gestion (nature du peuplement ligneux, présence de bois morts, de dendromicrohabitats...), au contexte (continuité temporelle de l'état boisé, présence de milieux aquatiques ou minéraux

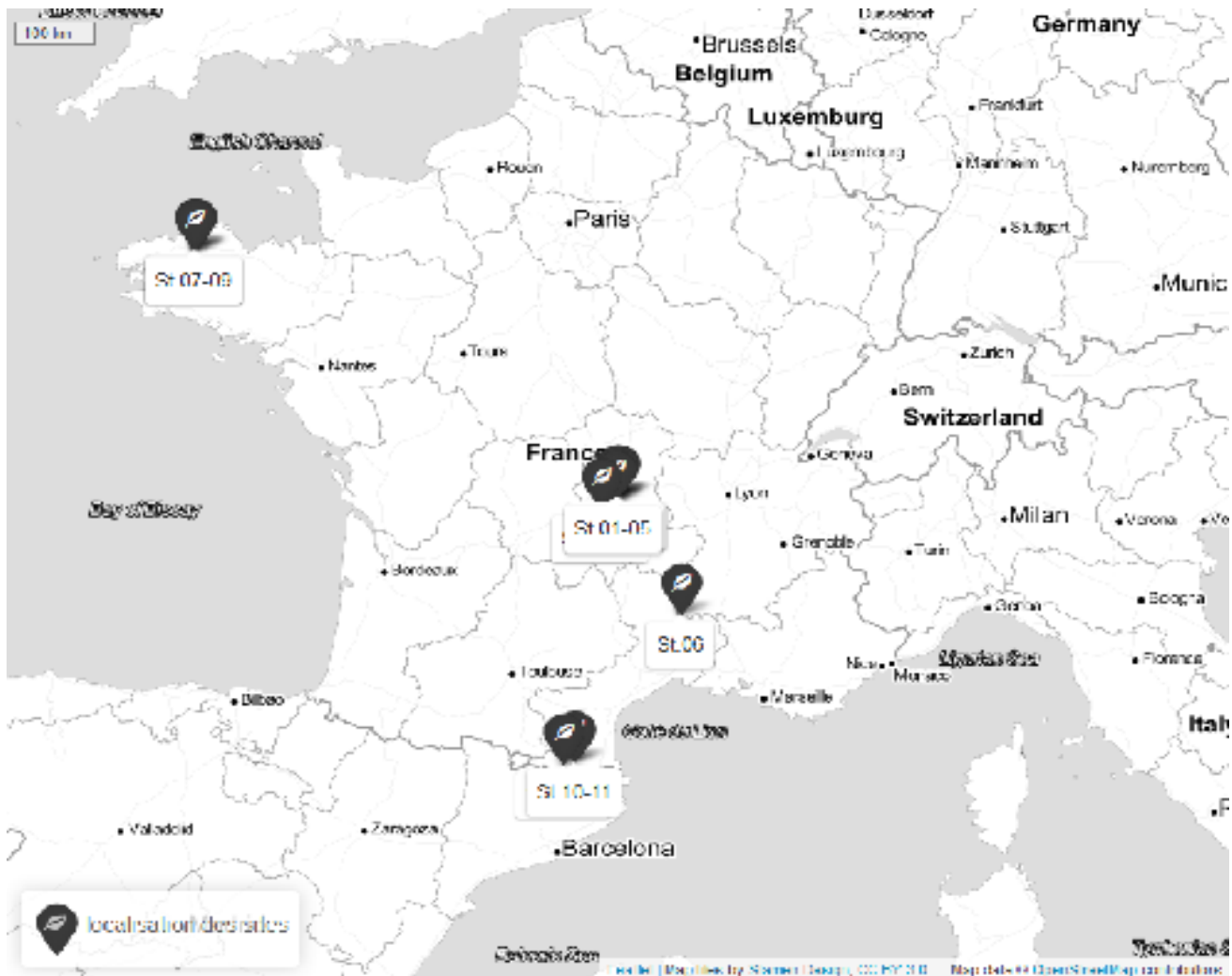


Figure 1 – Localisation des 11 sites. St. 01-05 = Croix Morand amont D983, Rau de Saint-Genès amont Redon bas, Artière au bassin de Beaumont, Artière restaurée à Aubière, Auzon au chaos de Flore. St. 06 = Bulidou, St. 07-09 = Yar amont étang, Yar aval étang, Dour Elégo. St. 10-11 : Rivière de St Vincent à la Cascade des Anglais, Carança en amont du petit pont de pierre.

annexes), aux facteurs de perturbation du milieu (espèces végétales exotiques envahissantes, artificialisation, déchets...) et à la connectivité (longitudinale, transversale et paysagère, d'après l'occupation du sol). Plus le score est élevé, plus la qualité de la ripisylve pour le critère ou l'indice est élevée (France Nature Environnement Auvergne Rhône-Alpes 2022). Les Diptères pouvant circuler d'une rive à l'autre et au-dessus du cours d'eau et afin de faciliter les analyses statistiques, un IBCR global a été calculé en attribuant les scores à l'ensemble des deux rives de chaque station. La complexité de la mosaïque d'habitats et des échanges longitudinaux (amont-aval), latéraux (avec le lit majeur) et verticaux (avec la zone hyporhéique) a été résumée à partir de descripteurs hydromorphologiques tels que la pente, la sinuosité, le % de substrat meuble (sables, graviers, limons) et la nature des faciès d'écoulement définis d'après Montgomery & Buffington (1997) et Malavoi & Souchon (2002). En effet, ces descripteurs déterminent (1) les structures rythmiques du lit (méandres, nature et successions des faciès d'écoulement) qui vont favoriser les échanges au sein de l'hydrosystème, ainsi que la variabilité spatio-temporelle des habitats des lits mineur et majeur (Lambis 2004 ; Datry *et al.* 2008 ; Thorp *et al.* 2008), ainsi que (2) les contraintes du lit, qui sont susceptibles de limiter ces échanges (plus la pente

sera forte et la granulométrie grossière, plus il est probable que le cours d'eau s'écoule dans un lit majeur contraint aux échanges réduits et aux microhabitats restreints). Enfin, un score d'état écologique a été défini tel que 5 = très bon état, 4 = bon état, 3 = état moyen, 2 = état passable, 1 = mauvais état. Cet état a été évalué pour les stations de Bretagne et l'Artière à partir des résultats obtenus via l'indice biologique global normalisé (IBGN, AFNOR 2004), et sur l'Auzon à partir d'analyses de qualité de l'eau réalisées dans le cadre des suivis de la directive cadre sur l'eau. Les états écologiques ont alors été définis d'après l'Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement 2010 et l'Arrêté du 17 octobre 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement 2018. Les autres stations, dépourvues de suivi biologique ou chimique, ont été considérées en très bon état en raison de leur bassin versant exclusivement forestier ou à l'activité d'élevage très faible.



Figure 2 – Photographie des sites échantillonnés. A : la Carança (66), B : la Cascade des Anglais (66), C : le Bulidou (07), D : la Croix Morand (63), E : le Rau de Saint Genès (63), F : l'Auzon (63), G : l'Artière au bassin de Beaumont (63), H : l'Artière à Aubière (63), I : le Yar amont (22), J : le Yar aval, et K : le Dour Elégo (22). Ces photographies n'ont pas toutes été prises à la date d'échantillonnage. Crédit photos : F. Labat (A-H), Aquabio (I-K).

Méthode d'échantillonnage et identification taxonomique

Nous avons appliqué une méthode d'échantillonnage rapide, qui a pour avantage de pouvoir être combinée à un protocole d'échantillonnage classique de cours d'eau utilisé pour les suivis de la Directive Cadre sur l'eau ou d'études d'impact. Les Diptères ont été collectés à l'aide d'un filet-fauchaie dont le manche est suffisamment profond pour éviter au maximum les fuites d'insectes. Le linéaire prospecté sur chaque station correspond à environ douze fois la largeur plein bord (l_{pb}) de chaque cours d'eau, afin d'obtenir une image représentative de la zone rivulaire et des 500 mètres de corridor évalués par l'IBCR. En effet, un facteur de 12*l_{pb} permet de prendre en compte 2 successions de faciès radier-mouille et leurs méandres associés. La végétation rivulaire a été battue avec des allers-retours dans la végétation sur les trois premiers mètres qui longent la rive des cours d'eau. Les anfractuosités, branches, troncs, feuilles d'arbres surplombantes ont également été visités. Les Diptères observés en vol au-dessus des cours d'eau ont également été capturés. L'échantillonnage a été arrêté lorsque tous les mésohabitats potentiels ont été prospectés. Notre fauchage s'est donc concentré sur les strates à « hauteur d'homme » (herbacée et arbustive).

Les échantillons ont été conditionnés dans des flacons contenant de l'éthanol et identifiés au laboratoire.

Traitement et analyse des données

Les listes faunistiques ont été résumées pour chaque station à l'aide de trois descripteurs : la richesse taxonomique, l'abondance

totale des Diptères et l'indice de diversité de Shannon H' [1]. Cet indice donne une image synthétique de la richesse et de la distribution des espèces (Leprêtre & Mouillot 1999).

$$H' = -\sum_{(i=1)}^S p_i \log_2 p_i \quad [1]$$

Les affinités de chaque taxon aux modalités de deux traits bio-écologiques ont été définies à l'aide de la bibliographie (Tab. 1 et Tab. 2). Lorsque, pour une espèce, l'information n'était pas disponible, les affinités ont été définies à partir des affinités des espèces du même genre. Nous avons ainsi attribué à chaque taxon identifié une affinité en codage flou, convertie ensuite en fréquence relative (Chevenet *et al.* 1994) pour les modalités de deux traits : l'habitat larvaire, défini selon l'affinité à l'eau, et le régime alimentaire larvaire. La somme des scores d'une espèce pour un trait donné est donc toujours égale à un. Ainsi, la larve de *Melanogaster hirtella* a été considérée comme 50% aquatique (= 0,5), 25% hygropétrique (= 0,25) et 25% intertidale (0,25), soit un total de 100% (= 1). La table de traits a ensuite été pondérée par les abondances observées de chaque taxon (Community Weighted Mean CWM [Garnier *et al.* 2004]), tel que :

$$CWM_j = \sum_{(i=1)}^S P_i \times T_i$$

Avec P_i l'abondance relative (en log+1) du taxon i et T_i la valeur de la modalité j du trait considéré pour un taxon i .

Les taxons avec une modalité terrestre = 1 (55 taxons) ont été considérés comme non inféodés au corridor rivulaire et ont été supprimés de l'analyse.

Tableau 1 – Traits bio-écologiques analysés, modalités et définitions correspondantes.

Traits	Modalités	Définition
Affinité à l'eau des larves	H01 Aquatique	La larve vit dans l'eau.
	H02 Amphipneustique	La larve se développe dans les zones lentes des cours d'eau, sous l'eau ou sur l'eau, et est équipée d'un siphon respiratoire lui permettant de collecter l'oxygène à l'air libre.
	H03 Hygropétrique	La larve se développe à la surface des roches ou dans les bryophytes sur lesquels l'eau ruisselle en épaisseur inférieure à 2 mm.
	H04 Intertidal	La larve se développe dans les substrats humides de la zone de marnage des cours d'eau.
	H05 Tyrphophile	La larve se développe dans la tourbe humide.
	H06 Hygrophile	La larve se développe dans des milieux plutôt humides.
	H07 Terrestre	La larve n'a pas besoin d'une forte humidité pour se développer.
Régime alimentaire larvaire	C01 Algivore	Se nourrit d'algues.
	C02 Mycétophage	Se nourrit de champignons.
	C03 Prédateur	Se nourrit d'animaux vivants.
	C04 Opophage	Se nourrit de sève s'écoulant des arbres.
	C05 Phytophage	Se nourrit de végétaux.
	C06 Xylophage	Se nourrit de bois.
	C07 Saprophyte	Se nourrit de matières organiques en décomposition.

Tableau 2 – Exemple de la distribution de fréquence relative des modalités du trait affinité à l'eau pour deux espèces de Diptères.

Taxons	Aquatique	Amphipneustique	Hygropétrique	Intertidal	Tyrphophile	Hygrophile	Terrestre
<i>Beris geniculata</i>	0	0	0	0	0	1	0
<i>Melanogaster hirtella</i>	0,5	0	0,25	0,25	0	0	0

Afin d'étudier les différences entre stations, la racine carrée de l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis a été calculée (1) sur les scores permettant de calculer l'IBCR, la pente, la sinuosité et le score résumant l'état écologique de chaque station, (2) sur la matrice taxonomique basée sur les abondances relatives et (3) sur celle des traits. Les matrices de dissimilarité obtenues ont été soumises à une analyse de classification hiérarchique en utilisant la méthode de Ward (Ward 1963). Les groupes pour chaque classification ont été identifiés par partitionnement en comparant la matrice de distance de chaque dendrogramme avec les matrices binaires des partitions (Borcard *et al.* 2011). Les classifications basées sur la taxonomie et les traits ont été comparées à partir de l'indice d'enchevêtrement (Galili 2015). Deux dendrogrammes proposant la même classification ont un indice d'enchevêtrement de 1, et de 0 lorsque les deux classifications sont complètement différentes. Enfin les corrélations entre données biologiques (traits bio-écologiques et richesse taxonomique), état écologique, état du corridor rivulaire (principales métriques de l'IBCR et IBCR) et principales caractéristiques morphologiques (pente, sinuosité,

pourcentage de substrat meuble) ont été étudiées à partir de tests de corrélation de Spearman et un corrélogramme.

Résultats

Description des sites et caractérisation de leur corridor rivulaire

Les caractéristiques principales des sites sont résumées dans le tableau 3. Les résultats complets des relevés IBCR sont indiqués dans le [supplément 1](#). La classification hiérarchique sur les scores détaillés de l'IBCR, caractéristiques hydromorphologiques et score d'état écologique (Fig. 3) met en évidence 3 grands groupes : (1) un groupe de stations en bon ou très bon état, regroupant la majorité des stations du Massif central et des Pyrénées-Orientales, (2) un groupe de stations plus dégradées et aux pentes plus faibles, regroupant les stations de Bretagne et l'Artière à Beaumont, et enfin (3) l'Artière à Aubière, station la plus altérée. Le ruisseau de la Croix Morand en amont de la D983 est la seule station à disposer d'un corridor rivulaire humide ancien.

Tableau 3 – Dates d'échantillonnage et caractéristiques générales des stations échantillonnées. Dpt = département. Peuplement et gestion de la ripisylve, contexte, perturbations du milieu et connectivité = sous métriques de l'IBCR (moyenne des deux rives). Plus le score est élevé, plus la sous-métrique traduit une ripisylve en bon état. IBCR = indice de biodiversité et de connectivité de la ripisylve (moyenne des deux rives). État écologique : état écologique défini d'après des suivis IBGN, chimique, ou l'occupation du bassin versant. Les codes couleurs correspondent à ceux définis pour l'IBCR, avec vert intense : fort, vert clair : assez fort, orange : assez faible, rouge : faible.

Stations	Dpt	Date	Peuplement et gestion de la ripisylve	Contexte	Perturbations du milieu	Connectivité	IBCR	État écologique
St 1 – Croix Morand amont D983		6/29/2019	30	15	10	35	90	Très bon
St 2 – Ruisseau de Saint Genès amont Redon bas		6/19/2021	13	9	10	35	67	Très bon
St 3 – Artière au bassin de Beaumont	63	5/14/2021	4	2	7	22	35	Moyen
St 4 – Artière restaurée à Aubière		6/15/2019	1	0	5	6	12	Moyen
St 5 – L'Auzon au chaos de Flore		6/13/2021	10	6	10	35	61	Bon
St 6 – Bulidou	7	5/16/2019	0	7	10	26	43	Bon
St 7 – Le Yar amont étang du Moulin-Neuf		19/02/2021	7	2	7	26	42	Très bon
St 8 – Le Yar aval étang	22	& 09/04/2021	7	2	7	23	39	Moyen
St 9 – Le Dour Elégo à Pen ar Wern			7	2	7	28	44	Bon
St 10 – Rivière de Saint Vincent à la Cascade des Anglais		7/12/2021	1	7	10	32	47	Très bon
St 11 – La Carança en amont du petit pont de pierre	66	7/13/2021	7	7	10	35	59	Très bon

Toutefois, en raison de l'altitude, les essences rencontrées ne correspondent pas aux ligneux autochtones caractéristiques de la ripisylve selon l'IBCR. Ce ruisseau dispose de nombreux bancs de dépôts minéraux et organiques, résultats d'une dynamique sédimentaire très active, facilitée par un lit majeur avec des pentes très importantes et très érodables. La ripisylve présente une forte hétérogénéité spatiale, avec une répartition de la végétation en larges patchs et de nombreux embâcles, indices de perturbations naturelles hydrologiques fréquentes (White *et al.* 2000). Le bassin versant est dominé par la forêt et des prairies pâturées. Les lits majeurs du Bulidou en Ardèche et des deux stations pyrénéennes ont peu évolué depuis les années 50-65. Les bassins versants de ces stations sont strictement forestiers. Toutefois, leur lit majeur est principalement constitué de gros blocs ou de dalles, limitant les échanges superficiels ainsi que les habitats meubles humides favorables au développement des Diptères. La ripisylve humide y est naturellement très éparse voire absente faute de substrat favorable et d'humidité superficielle, et son développement est contraint par les conditions climatiques à influence méditerranéenne, le profil de leurs vallées et le substratum rocheux. Le Bulidou est ainsi un ruisseau temporaire. Les crues cévenoles ne permettent la présence de substrats favorables au

développement des larves de Diptères que dans des patchs très localisés, le cours d'eau coulant principalement directement sur une dalle rocheuse (faciès de type lit rocheux). La Cascade des Anglais est une chute d'eau, à la conformation peu favorable au développement des Diptères, l'eau aspergeant le socle rocheux plutôt qu'y ruisselant. Enfin, la Carança, en tant que rivière torrentielle montagnarde, est principalement constituée de gros blocs non amovibles. Les échanges avec le lit majeur sont très contraints par une forte pente (9,5%) et un substratum rocheux. Les autres stations en bon état du Massif central présentent des ripisylves limitées dans les années 50-65 à des cordons rivulaires, qui sont aujourd'hui plus larges, en lien probable avec la déprise agricole.

Les stations de Bretagne sur la commune de Plounérin présentent des ripisylves récentes. En effet, leurs ripisylves ont été détruites avant les années 50 pour gagner des espaces agricoles, et après les années 50 par remembrement. Une de ces stations est située à proximité directe de la tourbière de Pen ar Wern, et des échanges hydriques probables s'effectuent avec la tourbière. Le paysage est aujourd'hui bocager, avec des prairies amendées ponctuées de petits secteurs boisés récents.

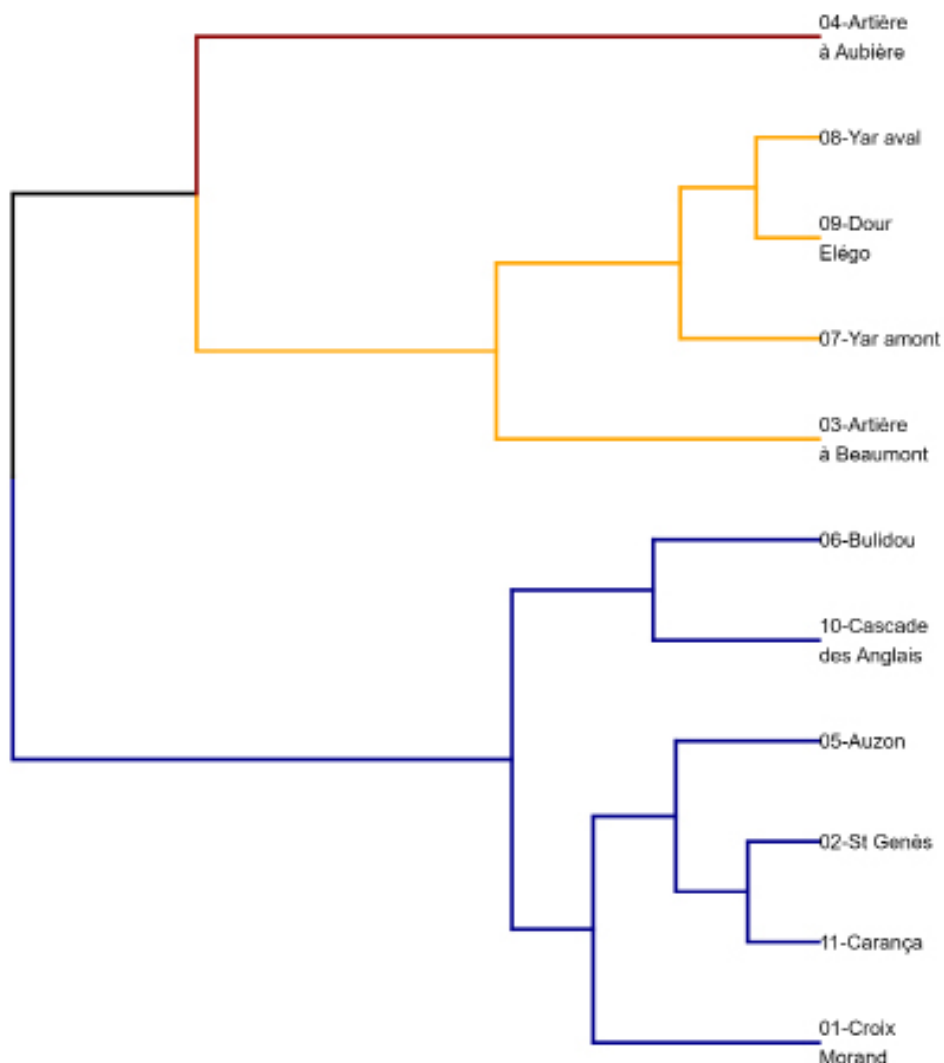


Figure 3 – Dendrogramme des 11 stations obtenu à partir d'une classification hiérarchique basée sur les scores des descripteurs de l'IBCR, leur état écologique et leurs caractéristiques morphologiques. Chaque couleur correspond à un groupe identifié par partitionnement.

Les stations situées sur l'Artière ont fait l'objet de travaux de restauration. L'Artière à Beaumont a été restaurée au début des années 2000. Le lit majeur était historiquement occupé par des jardins aujourd'hui en friche. Le lit majeur a été surcreusé pour former un bassin d'orage inauguré en 2002, et le cours d'eau a été reméandré. Le corridor rivulaire se développe depuis 2004. Les berges et les pentes y sont très douces. La restauration de l'Artière à Aubière, qui a eu lieu en 2017, a consisté en un remodelage et une végétalisation des berges afin de limiter l'effet de l'érosion latérale, et en la création d'une succession de micro-seuils et de déflecteurs centraux et latéraux destinés à diversifier les écoulements et à diminuer l'énergie du cours d'eau. Les hauteurs de berges y sont souvent supérieures à 1m50. La connectivité de l'Artière avec son lit majeur y est donc probablement très faible, et l'impact des crues d'orage est important avec un régime torrentiel dans cette zone contrainte par les jardins et les habitations. La ripisylve sur les 10 premiers mètres de part et d'autre du cours d'eau y est quasi-nulle (quelques jeunes arbres plantés lors de la restauration, ainsi que quelques vieux arbres épars). L'Artière présente des crues assez fréquentes et violentes, en lien notamment avec un bassin versant amont à fortes pentes (entre 9 et 12,5%) et plus fortement arrosé, et des débits d'étiage très faibles, en raison d'un climat relativement sec dû à un effet de foehn (Laurent *et al.* 2009) probablement aggravés par les prélèvements d'eau pour le jardinage. L'Artière, en raison du contexte péri-urbain, est soumise à de nombreuses sources de perturbations, avec notamment des pollutions accidentelles récurrentes conduisant à des mortalités piscicoles.

Résultat des analyses biologiques

Un total de 252 taxons de Diptères dont 197 taxons avec une affinité à l'eau a été identifié. La richesse en Diptères de ces corridors rivulaires est donc considérable, notamment si on la compare par exemple à celle des autres ordres identifiés sur ces stations : 6 taxons d'Éphéméroptères, 24 taxons de Plécoptères,

14 taxons de Trichoptères et une espèce de Névroptère. La liste complète des identifications, en général à l'espèce, est fournie dans le [supplément 2](#).

Sept espèces sont signalées pour la première fois en France : *Coelophthinia thoracica* (Winnertz, 1863) sur le Yar amont, *Morpholeria dudai* (Czerny, 1924), *Lyciella affinis* (Zetterstedt, 1847), *Empis scotica* (Curtis, 1835), *Hilara diversipes* (Strobl, 1892), sur la Croix Morand, *Rhamphomyia helvetica* (Barták & Kubík, 2012) sur le ruisseau de Saint Genès, et *Paloptera anderssoni* (Rotheray & MacGowan, 1999) sur l'Auzon. *Tipula luridorostri* (Schummel, 1833), capturée sur la Croix Morand, et *Paradelphomyia dalei* (Edwards, 1939), capturée sur l'Auzon, sont citées pour la deuxième fois en France (Tillier 2021 ; Tillier & Quindroit 2022) et *Thaumalea testacea* (Ruthe, 1831) capturée pour la première fois en France en 2015 à la Croix Morand (Labat 2021), a été retrouvée sur la même station.

La famille des Limoniidae est la seule présente sur les onze stations. Les familles les plus fréquentes sont ensuite les Lonchopteridae (dix stations), les Dolichopodidae (huit stations), les Empididae et les Mycetophilidae (sept stations). Les abondances et la richesse taxonomique (Tab. 4) sont plus élevées dans les stations du Puy-de-Dôme (entre 61 et 301 individus capturés, et entre 22 et 81 taxons) que dans les autres stations (entre 11 et 49 individus capturés, pour 4 à 14 taxons). Le ruisseau de la Croix Morand présente une abondance ($n = 301$) en Diptères et une richesse taxonomique ($n = 80$) près de deux fois plus élevées que toutes les autres stations, suivi du ruisseau de Saint Genès, avec 47 taxons pour 179 individus capturés. Le Bulidou est la station avec la plus faible richesse taxonomique ($n = 4$) et les plus faibles abondances ($n = 11$). Les stations les plus diversifiées d'après l'indice de Shannon sont la Croix Morand ($H' = 5,40$), le ruisseau de Saint Genès ($H' = 4,70$) et l'Auzon ($H' = 4,25$), les moins diversifiées le Bulidou ($H' = 1,28$) et le Dour Elégo ($H' = 2,25$).

Tableau 4 – Richesse taxonomique, indice de diversité de Shannon et abondance brute en Diptères capturés sur les onze stations.

Stations	Richesse taxonomiques	Abondance	Indice de diversité de Shannon
St 1 – Croix Morand amont D983	80	301	5,4
St 2 – Ruisseau de Saint Genès amont Redon bas	47	179	4,7
St 3 – Artière au bassin de Beaumont	26	113	4,12
St 4 – Artière restaurée à Aubière	22	61	4,12
St 5 – L'Auzon au chaos de Flore	33	109	4,25
St 6 – Bulidou	4	11	1,28
St 7 – Le Yar amont étang du Moulin-Neuf	14	36	3,4
St 8 – Le Yar aval étang	6	15	2,47
St 9 – Le Dour Elégo à Pen ar Wern	8	49	2,25
St 10 – Rivière de Saint Vincent à la Cascade des Anglais	14	35	3,16
St 11 – La Carança en amont du petit pont de pierre	10	27	2,72

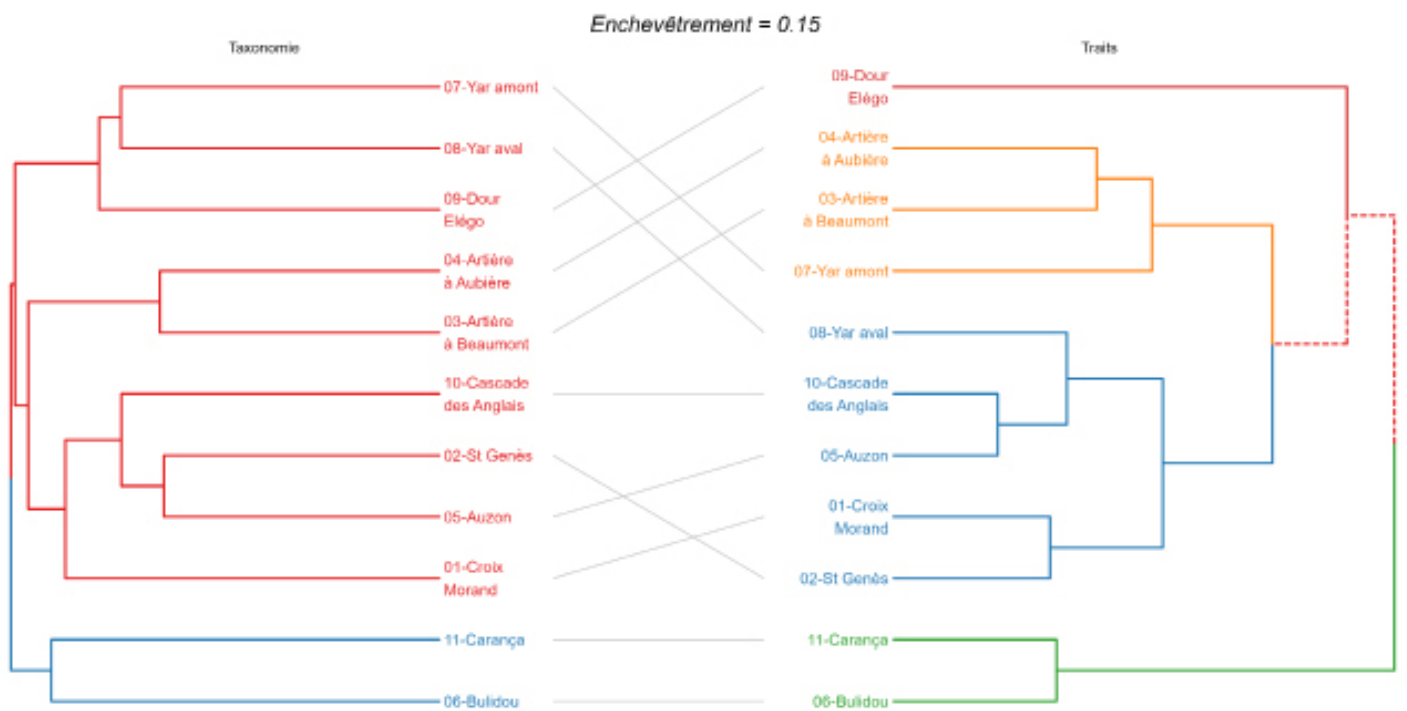


Figure 4 – Dendrogrammes des 11 stations obtenus à partir d'une classification hiérarchique basée sur la liste taxonomique et sur les traits. Chaque couleur correspond à un groupe identifié par partitionnement.

La classification hiérarchique obtenue à partir des listes taxonomiques est très différente de celle obtenue avec les traits (enchevêtrement = 0,15, Fig. 4). L'approche taxonomique distingue deux grands groupes : un groupe de 2 stations à influence méditerranéenne et dépourvue ou quasi-dépourvue de corridor rivulaire (la Carança et le Bulidou), et un deuxième groupe regroupant toutes les autres stations. Au sein de ce dernier groupe, les sites de Bretagne forment une branche distincte du dendrogramme, tout comme les deux stations de l'Artière. L'approche fonctionnelle distingue quatre groupes : un premier T1 où l'on retrouve l'association Carança - Bulidou, un second T2 avec le Dour Elégo, un troisième groupe T3 incluant les deux stations de l'Artière et le Yar amont, et un quatrième T4 regroupant les autres stations du Puy-de-Dôme associées à la

Cascade des Anglais et au Yar aval. Dans ces deux classifications, les stations méditerranéennes sont bien distinctes des autres stations.

Affinités à l'eau des larves

Les résultats sont indiqués tableau 5.

Le ruisseau de la Croix Morand possède la plus forte richesse en affinité à l'eau des larves (7 modalités) suivie de l'Auzon (6 modalités), du ruisseau de Saint Genès de l'Artière à Aubière et du Dour Elégo (5 modalités). Les trois stations de Bretagne se caractérisent notamment par l'absence de larves partiellement terrestres.

Tableau 5 – Valeurs obtenues pour les abondances relatives des modalités du trait d'affinité à l'eau sur les onze stations. H1 = aquatique, H2 = amphipneustique, H3 = hygropétrique, H4 = intertidal, H5 = tyrophophile, H6 = hygrophile, H7 = terrestre.

Groupes	Stations	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7
T1	St 6 – Bulidou	0	0	0,16	0,18	0	0,32	0,34
	St 11 – La Carança en amont du petit pont de pierre	0,13	0	0	0,2	0	0,41	0,26
T2	St 9 – Le Dour Elégo à Pen ar Wern	0,11	0,14	0	0,36	0,21	0,18	0
	St 3 – Artière au bassin de Beaumont	0,24	0	0	0,32	0	0,27	0,17
T3	St 4 – Artière restaurée à Aubière	0,3	0	0,05	0,18	0	0,3	0,17
	St 7 – Le Yar amont étang du Moulin-Neuf	0,43	0,1	0	0,23	0	0,24	0
T4	St 1 – Croix Morand amont D983	0,16	0,01	0,08	0,18	0,01	0,44	0,12
	St 2 – Ruisseau de Saint Genès amont Redon bas	0,05	0	0,05	0,2	0	0,53	0,17
	St 5 – L'Auzon au chaos de Flore	0,17	0,04	0,06	0,15	0	0,43	0,15
	St 8 – Le Yar aval étang	0,22	0	0	0,25	0	0,53	0
	St 10 – Rivière de St Vincent à la Cascade des Anglais	0,3	0	0	0,14	0	0,46	0,1

Le Dour Elégo se différencie de toutes les autres stations par une forte proportion d'espèces à larves tyrphophiles H5 (21%). Des espèces à larves tyrphophiles sont également présentes mais en très faible proportion sur la Croix Morand (1%). Le Bulidou est la seule station dépourvue de Diptères aquatiques. Le Yar amont présente la plus forte fréquence relative de Diptères aquatiques H1 (43%). Seules les stations de la Croix Morand, de l'Auzon, du Yar amont et du Dour Elégo présentent des Diptères amphipneustiques H2, en faible fréquence relative (respectivement 1%, 4%, 10% et 14%). Les stations de la Croix Morand (8%), du ruisseau de Saint Genès (5%), de l'Artière à Aubière (5%) de l'Auzon (6%) et du Bulidou (16%) possèdent des Diptères hygropétriques H3.

Toutes les stations montrent des fréquences relatives de Diptères intertidaux H4 autour de 20%, sauf l'Artière à Beaumont (32%) et le Dour Elégo (36%). Les Diptères hygrophiles H6 représentent une proportion élevée du cortège diptérologique sur toutes les stations (>25%), à l'exception du Yar amont (24%) et du Dour Elégo (18%). À l'exception des stations bretonnes, toutes les stations présentent des Diptères à larves partiellement terrestres H7. Seules les stations du groupe T1 dépassent 20% de larves partiellement terrestres.

Affinités alimentaires des Diptères à larves non terrestres

Les résultats sont indiqués tableau 6.

La station de la Croix Morand possède la plus forte richesse de modes alimentaires (7 modalités), suivie des autres stations du Puy-de-Dôme (6 modalités) à l'exception de l'Artière à Aubière (5 modalités). Le Bulidou et le Yar aval sont les stations avec la plus faible diversité alimentaire (3). Les Diptères à larves prédatrices C3 et saprophages C7 semblent co-dominer sur la majorité des stations (entre 17 et 37%), à l'exception du Bulidou, de la Carança, et de l'Artière à Beaumont où les Diptères à larves prédatrices dominant (respectivement 50, 60 et 51%). Les espèces algivores C1 sont représentées sur toutes les stations. En général autour de 15%, elles représentent une plus faible proportion sur l'Artière à Aubière (4%) et l'Artière à Beaumont (8%) et le Yar amont (7%), et une plus forte proportion sur le Dour Elégo (33%). Les Diptères aux larves mycétophages C2 sont présents en proportions assez variables selon les stations (entre 0 et 24%). Des Diptères à larves opophages C4 n'ont été identifiés que sur la Croix Morand (4%). Les ruisseaux du Puy-de-Dôme se caractérisent toutes par des adultes à larves xylophages C6 (entre 1 et 6%), absents sur toutes les autres stations. Les Diptères phytophages C5 sont faiblement représentés (<10%), excepté sur l'Artière à Aubière (13%).

Tableau 6 – Valeurs obtenues pour les abondances relatives des modalités du trait affinité alimentaire sur les onze stations. C1 =algivore, C2 = mycétophage, C3 = prédateur, C4 = opophage, C5 = phytophage, C6 = xylophage, C7 = saprophage.

Groupes	Stations	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
T1	St 6 – Bulidou	0,22	0	0,50	0	0	0	0,28
	St 11 – La Carança en amont du petit pont de pierre	0,10	0,10	0,60	0	0,10	0	0,10
T2	St 9 – Le Dour Elégo à Pen ar Wern	0,33	0	0,25	0	0,01	0	0,41
T3	St 3 – Artière au bassin de Beaumont	0,08	0,01	0,51	0	0,07	0,02	0,31
	St 4 – Artière restaurée à Aubière	0,04	0	0,37	0	0,13	0,02	0,44
	St 7 – Le Yar amont étang du Moulin-Neuf	0,07	0,21	0,36	0	0	0	0,36
T4	St 1 – Croix Morand amont D983	0,15	0,09	0,34	0,05	0,02	0,04	0,31
	St 2 – Ruisseau de Saint Genès amont Redon bas	0,16	0,28	0,33	0	0,04	0,01	0,18
	St 5 – L'Auzon au chaos de Flore	0,21	0,17	0,22	0	0,09	0,06	0,25
	St 8 – Le Yar aval étang	0,17	0,17	0,17	0	0	0	0,49
	St 10 – Rivière de St Vincent à la Cascade des Anglais	0,21	0,20	0,31	0	0,04	0	0,24

Corrélations entre données biologiques, état du corridor rivulaire selon l'IBCR, principales caractéristiques morphologiques et état écologique des cours d'eau.

Les résultats des tests de corrélation de Spearman sont illustrés figure 5.

La richesse taxonomique, l'abondance et l'indice de Shannon sont bien corrélés à la sinuosité du lit ($r = 0,68$, $0,64$ et $0,67$, respectivement), à la qualité du peuplement et de la gestion de la ripisylve ($r = 0,57$, $0,57$ et $0,56$, respectivement), et très fortement corrélés à la modalité C6 (fréquence relative de larves xylophages, $r = 0,88$, $0,84$ et $0,89$, respectivement). Le score de non-perturbation de la ripisylve est négativement corrélé à la

proportion de Diptères à larves aquatiques (H1, $r = -0,72$). Des tendances comparables ont été obtenues avec d'autres métriques de l'IBCR : contexte ($r = -0,58$) et connectivité ($r = -0,49$).

La fréquence relative de larves saprophages C7 est négativement corrélée aux métriques de l'IBCR ($r = -0,62$ à $r = 0,70$), à la pente ($r = -0,84$), et au statut écologique ($r = -0,63$).

La pente est négativement corrélée à la fréquence relative de larves intertidales (H4, $r = -0,67$) et saprophages (C7, $r = -0,84$), et très fortement négativement corrélée au % de substrat fin ($r = -0,9$). L'état écologique est négativement corrélé à la fréquence relative de larves saprophages (C7, $r = -0,63$).

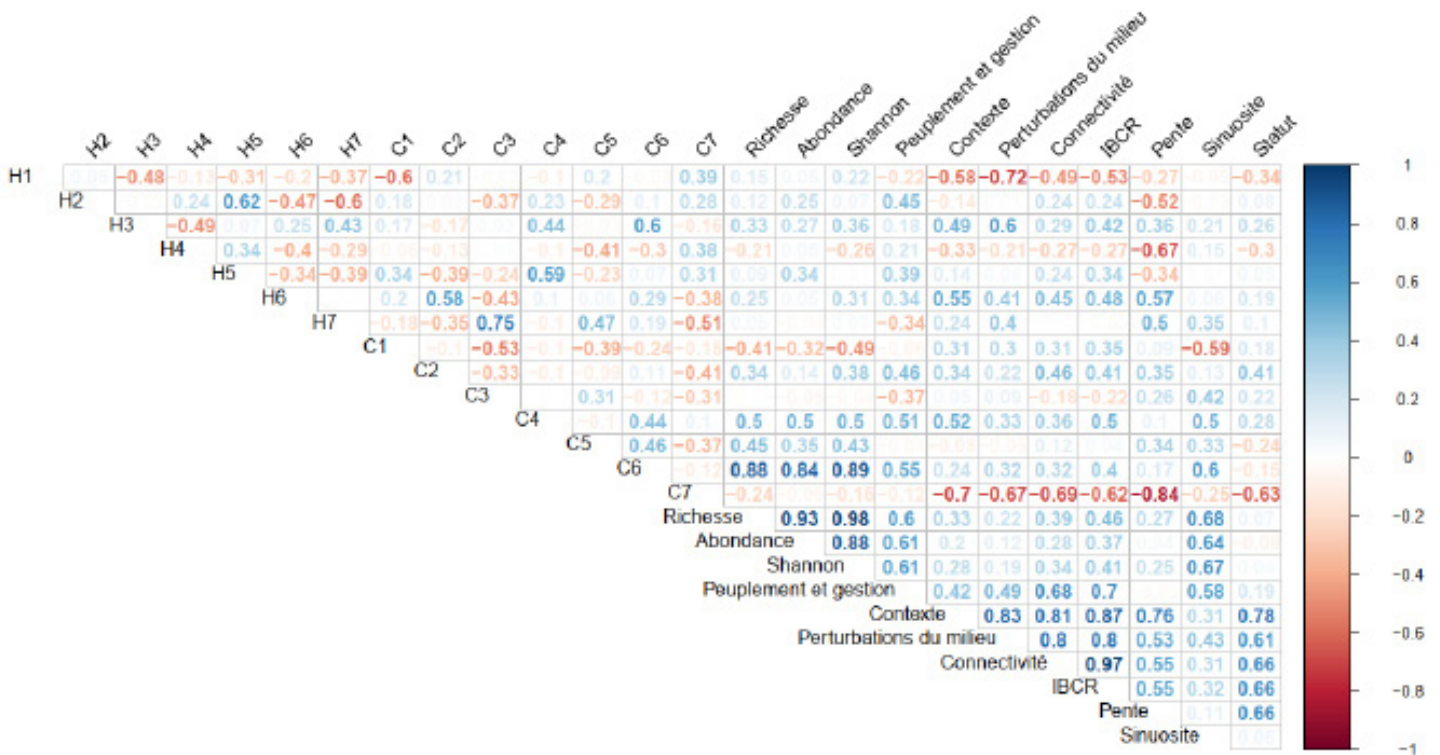


Figure 5 - Corrélogramme illustrant les corrélations de Spearman entre traits bio-écologiques, richesse taxonomique, abondance, indice de diversité de Shannon, principales métriques de l'IBCR (peuplement et gestion, contexte, perturbations du milieu, connectivité et IBCR), pente, sinuosité et statut écologique.

Discussions

Les espèces citées pour la première fois en France rencontrées dans le cadre de cette étude sont des espèces à large répartition européenne. Ces nombreuses découvertes mettent en évidence le faible nombre de suivis naturalistes consacrés à ce groupe en France. *Coelophthina thoracica* est considérée comme rare en Europe (Kurina & Grootaert 2016). Je l'ai également capturée depuis dans la réserve naturelle nationale de Frankenthal-Misheimle (Vosges).

À l'exception de rares études très spécifiques sur les Diptères des bancs de sable des cours d'eau (e.g. Rotheray & Robertson 1993; Drake *et al.* 2007), les études pour évaluer la qualité du corridor rivulaire utilisent en général les invertébrés non volants (Plachter 1986 ; Popescu *et al.* 2021). Il s'agit principalement des Carabidae (Sprössig *et al.* 2022) et moins fréquemment des Aranéides (Reyes-Maldonado *et al.* 2018). D'autres groupes sont plus rarement étudiés tels que les Staphylinidae (Schatz 2006) ou les Formicidae (Zina *et al.* 2021).

La majorité de ces invertébrés sont sensibles aux crues (Greenwood 2007 ; Sienkiewicz & Żmihorski 2012) et par extension aux lâchers de barrage (Van Looy *et al.* 2007). En effet, leurs cycles de vie souvent longs, leur confère une sensibilité particulière à l'instabilité hydrologique qu'elle soit naturelle ou anthropique. Ils peuvent donc ne pas être des candidats idéaux pour évaluer la qualité du corridor rivulaire. Au contraire, les Diptères possèdent souvent des cycles de vie plus courts ou des stratégies leur permettant de survivre aux événements hydrologiques (Drake 2001), et sont donc susceptibles d'apporter

des informations complémentaires sur l'état du boisement, la diversité des habitats rivulaires ou la complexité des échanges hydriques et chimiques entre cours d'eau et lit majeur.

La majorité de ces invertébrés non volants (Carabidae, Aranéides...) est composée de prédateurs principalement dépendants des insectes aquatiques qu'ils peuvent consommer (Hering 1997 ; Marczak & Richardson 2007). Les insectes aquatiques ne représentent toutefois qu'une toute petite part des insectes volants dans le corridor rivulaire. Ainsi, Perla & Stevens (2008) ont montré que les Diptères représentaient plus de 80% de l'abondance totale d'invertébrés sur deux cours d'eau à la zone rivulaire humide, et seulement 20% dans un cours d'eau avec une zone rivulaire sèche. Ces observations mettent en évidence l'importance des Diptères dans l'analyse et la compréhension de l'influence du cours d'eau et de son corridor sur les prédateurs, et à plus forte raison si on s'intéresse aux échanges de biomasse et d'énergie entre cours d'eau, corridors rivulaires et écosystèmes voisins.

Les Diptères sont aujourd'hui généralement étudiés à l'aide de pièges Malaise (e.g. Claude & Cédric 2017). Toutefois cette méthode capture et tue de grandes quantités d'insectes, et implique un temps de traitement important des échantillons, ainsi que des passages fréquents sur site pour relever les pièges (McCrary 2018). C'est une méthode idéale pour réaliser des inventaires, mais peut-être pas indispensable pour évaluer la fonctionnalité d'un écosystème. La technique de fauchage est plus sélective et peut également permettre de mieux mettre en évidence des motifs spatio-temporels que des pièges Malaise (Jamieson 1997), la disposition des pièges Malaise ayant une influence sur la qualité des résultats (Skvarla *et al.* 2020).

La classification hiérarchique obtenue à partir de nos listes taxonomiques suggère que l'influence de la saisonnalité sur des échantillonnages qui ont lieu entre fin printemps et au cours de l'été est très faible, les stations du Puy-de-Dôme faisant partie du même groupe quel que soit la date d'échantillonnage. Toutefois, l'absence d'espèces plus hygrophiles ou terrestres sur les stations de Bretagne pourrait être liée à l'échantillonnage plus précoce de ces stations, les milieux terrestres fournissant des insectes volants plus tardivement que les milieux aquatiques (Iwata *et al.* 2010).

La plus faible richesse taxonomique des stations de Bretagne pourrait ainsi s'expliquer au moins pour partie par la précocité de leurs échantillonnages. Les classifications hiérarchiques confirment la forte influence des facteurs spatiaux sur la composition taxonomique des Diptères capturés, et la moindre sensibilité des traits bio-écologiques à la géographie. En effet, la classification hiérarchique basée sur les listes taxonomiques met en évidence des communautés différentes en fonction des régions échantillonnées (à l'exception des communautés de la Cascade des Anglais, associée aux stations du Puy-de-Dôme), tandis que la classification hiérarchique basée sur les traits indique uniquement que les stations méditerranéennes sont différentes des autres en termes de fonctionnement, les autres régions étant mélangées. Les approches taxonomiques et fonctionnelles sont donc différentes et nous semblent complémentaires.

L'approche taxonomique distingue deux groupes. Dans le premier groupe, le ruisseau de la Croix Morand, à la capacité d'accueil la plus élevée d'après l'IBCR, présente la plus grande richesse mais également la plus grande abondance et la plus grande diversité en Diptères. Le ruisseau de Saint Genès, avec la deuxième meilleure capacité d'accueil d'après l'IBCR, est la seconde station la plus riche, abondante et diversifiée. Viennent ensuite les stations aux corridors rivulaires plus réduits, les stations dépourvues de ripisylve ancienne ou sans corridor rivulaire humide étant les plus pauvres en espèces. En effet, les corridors rivulaires servent de lieu de refuge contre le vent ou les prédateurs, de ressource alimentaire, mais protègent également les sols de la dessiccation et de l'érosion (Smith & Smith 2004). Les deux premières hypothèses sont donc vérifiées.

Dans le deuxième groupe, les conditions morphologiques et climatiques ne permettent pas l'installation d'un corridor rivulaire humide (cas de la Carança et du Bulidou).

La classification hiérarchique basée sur les traits confirme cette dernière hypothèse, les espèces à plus faible affinité à l'eau dominant sur ces stations. Les espèces à forte affinité à l'eau sont absentes faute de gîte larvaire, ou leurs imagos s'éloignent rapidement de ces gîtes faute de refuge adapté. Les traits fournissent néanmoins des informations complémentaires. Le Dour Elégo se distingue des autres stations principalement par une forte proportion d'espèces tyrophiles, confirmant la connexion avec la tourbière de Penn Ar Wern. Il ne semble pas possible en revanche d'expliquer ce qui distingue les deux autres groupes. Toutefois, on peut observer que les espèces intertidales dominant lorsque le sol est gorgé d'eau comme sur le Dour Elégo connecté à une tourbière et l'Artière à Beaumont, grâce à des hauteurs de berges quasi-inexistantes facilitant l'imprégnation en eau du lit majeur. Ces conditions sont favorisées par des pentes

faibles, susceptibles de faciliter les échanges avec la nappe d'accompagnement dans un substrat plus meuble et plus favorable aux Diptères. Lorsque la ripisylve est très réduite, remplacée par un corridor herbacé continu, la proportion d'espèces phytophages tend à augmenter (cas de l'Artière à Aubière). Une ripisylve ancienne humide, même réduite à quelques arbres, favorise la présence d'espèces xylophages (toutes les stations du Puy-de-Dôme), voire opophage (la Croix Morand), mais pas les espèces mycétophages. La troisième hypothèse n'est donc que partiellement validée. Pourtant, les forêts rivulaires sont souvent plus accueillantes que les autres pour de nombreuses espèces de champignons (Komonen *et al.* 2008 ; Glaeser & Smith 2013). Le comportement alimentaire des espèces mycétophages peut varier très fortement selon les espèces, avec des espèces préférant des mycètes à sporophore, d'autres préférant des micromycètes (Krivosheina *et al.* 1986). Tous ces champignons nécessitent en général une ambiance humide, mais ne sont pas nécessairement dépendants de l'âge des arbres. Il conviendrait donc probablement de mieux préciser l'alimentation des espèces mycétophages, précision difficile à atteindre car les exigences alimentaires de ces espèces restent en général mal connues, et la plupart d'entre elles semblent généralistes (Hutson *et al.* 1980). L'abondance de sporophores est également très dépendante des variations climatiques saisonnières. Les sporophores sont ainsi plus nombreux pendant les automnes humides qui suivent des étés secs (Eveling *et al.* 1990). Les échantillonnages, réalisés ponctuellement et en dehors de l'automne, ne sont donc peut-être pas représentatifs de la communauté mycétophage des corridors rivulaires.

Les espèces hygropétriques sont défavorisées lorsqu'il n'existe pas de ruissellements importants sur des pierres ou rochers, et plus idéalement sur des bryophytes qui y sont fixés. C'est le cas des ruisseaux de Bretagne et de l'Artière à Beaumont. Les espèces hygropétriques sont également absentes de la Carança, où le régime torrentiel à lit probablement mobile ne permet pas l'installation d'habitats favorables, mais aussi du Bulidou, où les écoulements sont généralement trop faibles, malgré des pentes assez importantes. Aucune espèce hygropétrique n'a été trouvée au droit de la Cascade des Anglais. Les espèces hygropétriques sont très fréquentes au droit des cascades lorsque celles-ci assurent un ruissellement sur des bryophytes ou des anfractuosités permettant le maintien des larves face au courant. Ces ruissellements sont absents à la Cascade des Anglais en raison de la configuration de la chute d'eau.

Malgré la forte contrainte latérale, la diversification des écoulements résultant des travaux de restauration sur l'Artière semble permettre le développement de larves aux affinités à l'eau variées. La présence d'espèces hygropétriques est ainsi probablement liée aux micro-seuils qui assurent des habitats favorables à ces espèces. Toutefois, l'absence d'espèces amphipneustiques suggère l'absence de zones ripariennes végétalisées ou à substrat fin, protégées des crues, malgré la construction d'épis latéraux. De plus, la forte proportion d'espèces saprophages est sans doute à rapprocher d'une possible dégradation de la qualité de l'eau de cette station, qui peut limiter probablement l'efficacité des mesures de restauration engagées.

Comme attendu, les ruisseaux du Puy-de-Dôme échantillonnés

sont plus accueillants pour une communauté de Diptères rivulaires diversifiée, probablement en lien avec un climat plus humide, des ripisylves et une sinuosité mieux préservées et des pentes assurant une multiplicité de microhabitats favorables à certaines espèces de Diptères. La quatrième hypothèse est donc validée.

L'IBCR et ses métriques indiquent qu'une ripisylve en bon état accueille une plus forte proportion de Diptères non aquatiques ainsi qu'une plus grande diversité de Diptères, en particulier d'espèces xylophages. Toutefois, l'IBCR, tout comme les descripteurs hydromorphologiques ou d'état écologique retenus permettent peu de traduire la complexité des microhabitats assurant une plus grande variété d'espèces et de traits de Diptères, comme le suggèrent les différences observées entre les trois classifications hiérarchiques.

L'IBCR ne prend pas en compte la morphologie du chenal, qui détermine les échanges du cours d'eau avec sa zone hyporhéique et son lit majeur, en particulier dans les bassins versants montagneux comme la majorité de ceux étudiés ici (Buffington & Tonina 2009).

L'IBCR ne considère pas les formes et les structures rythmiques du lit qui favorisent les échanges hydriques avec le lit majeur (Thorp *et al.* 2008) ainsi que la répartition de certains microhabitats tels que les zones d'accumulation des débris ligneux (Piégay 1996). Nos résultats indiquent notamment que la sinuosité est déterminante pour une communauté de Diptères riche, abondante et diversifiée. L'IBCR, qui évalue des linéaires de 500 m sans considérer la pente ou les structures rythmiques, peut donc qualifier des tronçons incluant des structures riveraines très différentes, qu'il conviendrait de qualifier séparément.

La qualification de l'état du boisement par l'IBCR est peut-être aussi moins adaptée à certains contextes géographiques. Ainsi, en contexte montagneux, l'IBCR peut sous-estimer la capacité d'accueil en Diptères car la ripisylve est souvent composée d'essences qui ne sont pas caractéristiques d'une ripisylve au sens strict (hêtre, divers résineux), mais qui peuvent se développer sur ou autour de sols qui peuvent être très humides et très favorables aux Diptères. En climat méditerranéen, l'IBCR peut surestimer la capacité d'accueil en Diptères car le boisement peut être ancien mais épars (caractéristique peu prise en compte dans l'IBCR) et semble ne pas garantir la présence de microhabitats favorables au développement des Diptères.

La définition de certains habitats potentiels de l'IBCR semble également plus adaptée aux vertébrés qu'aux invertébrés. C'est par exemple le cas des abris racinaires : pour être pris en compte, ces abris doivent avoir une surface supérieure à 600 cm², un diamètre d'entrée de cavité supérieure à 20 cm et une profondeur supérieure à 10 cm, ce qui dépasse les exigences de nombreux invertébrés qui peuvent occuper des abris racinaires plus petits (e.g. Diptères et Trichoptères).

Les faibles richesses et abondances en Diptères observées sur les cours d'eau à influence méditerranéenne présagent une érosion importante de la diversité diptérologique des corridors rivulaires avec le changement climatique. En dehors de la zone méditerranéenne, les communautés de Diptères attendues dans

un cours d'eau pourvu d'une ripisylve en bon état doivent être composées d'une grande richesse de régimes alimentaires ($N \geq 6$) et d'affinité à l'eau ($N \geq 6$). Les espèces à larves xylophages en particulier doivent être présentes, et les espèces strictement aquatiques ne doivent représenter qu'une faible proportion des captures. Dans les corridors montagneux ou collinaires, les espèces pétricoles, favorisées par un substrat grossier sur lequel l'eau peut ruisseler, doivent être généralement représentées, tandis qu'en plaine, les espèces à larves amphipneustiques seront plus fréquentes, favorisées par des zones littorales très peu profondes aux vitesses d'écoulement faibles favorisant l'installation d'herbiers, de zones de dépôts de sable ou de limon, ou de pierres humides favorables à ces espèces. Un cours d'eau ou une ripisylve altéré aura tendance à favoriser les espèces à larves saprophages.

Les Diptères apportent donc des informations complémentaires à l'IBCR sur la qualité du corridor rivulaire et leur capacité d'accueil, que ce soit en traduisant la complexité des microhabitats et incluant les microhabitats des cours d'eau, ou en intégrant l'état écologique du cours d'eau. Malheureusement ces insectes, difficiles à identifier, sont trop peu étudiés par manque de spécialistes. Les approches fonctionnelles utilisables avec des résolutions taxonomiques plus basses (identification au genre plutôt qu'à l'espèce), ainsi que la création de clés d'identification en langue française plus adaptées aux débutants pourraient permettre de populariser l'identification des Diptères et pourrait favoriser l'émergence d'indicateurs reposant sur les Diptères.

Ces résultats préliminaires mériteraient d'être consolidés par des échantillonnages portant sur un plus grand nombre de cours d'eau.

Remerciements

À l'exception des stations du Puy-de-Dôme et des Pyrénées-Orientales, échantillonnées pendant mon temps libre, les échantillonnages ont été réalisés dans le cadre d'études financées par le Syndicat mixte Trégor-Lannion Communauté (échantillons de Bretagne, Aquabio) et par la Communauté de Communes Pays des Vans en Cévennes dans le cadre d'un inventaire réalisé avec la Société d'Histoire Naturelle Alcide-d'Orbigny (Bulidou). Je remercie Pierre Clarté, Damien Nédélec et Célia Carcéles de l'agence Aquabio Ouest pour les échantillonnages réalisés en Bretagne.

Références

- Adler P. & Courtney G., 2019. Ecological and Societal Services of Aquatic Diptera. *Insects* 10(3) : 70. <https://doi.org/10.3390/insects10030070>
- AFNOR., 2004. *NF T90-350 - Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN)*. La Plaine Saint-Denis : AFNOR, 17 p.
- Borcard D., Gillet F. & Legendre P., 2011. *Numerical Ecology with R*. New York, NY : Springer New York, 318 p. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6>
- Brunhes J. & Dufour C., 1992. Etudes structurales et dynamiques sur les écosystèmes de tourbières acides : 3. Le peuplement des tipulides (Diptera, Tipulidae). *Bulletin d'écologie* 23(1-2) : 17-26.

- Brunhes J. & Villepoux O., 1990. Études structurales et dynamiques sur les écosystèmes de tourbières acides : 2. Le peuplement des Diptères limonides. *Bulletin d'écologie* **21**(4) : 91-104.
- Buffington J.M. & Tonina D., 2009. Hyporheic Exchange in Mountain Rivers II: Effects of Channel Morphology on Mechanics, Scales, and Rates of Exchange: Channel morphology and hyporheic exchange. *Geography Compass* **3**(3) : 1038-1062. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2009.00225.x>
- Burbank J., Drake D. & Power M., 2022. Seasonal consumption of terrestrial prey by a threatened stream fish is influenced by riparian vegetation. *Endangered Species Research* **47** : 15-27. <https://doi.org/10.3354/esr01161>
- Céréghino R., Oertli B., Bazzanti M., Coccia C., Compin A., Biggs J., Bressi N., Grillas P., Hull A., Kalettka T. & Scher O., 2011. Biological traits of European pond macroinvertebrates. *Hydrobiologia* **689**(1) : 51-61. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0744-y>
- Chevenet F., Dolédec S. & Chessel D., 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* **31**(3) : 295-309. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01742.x>
- Claude J. & Cédric V., 2017. Syrph the Net : une méthode d'évaluation mesurant l'impact de la gestion d'espaces naturels testée par un réseau de gestionnaires. Dans : *Les Invertébrés dans la conservation et la gestion des espaces naturels - Actes du colloque de Toulouse du 13 mai au 16 mai 2015*. Toulouse, p. 105-110.
- Datry T., Dole-Olivier M.-J., Marmonier P., Claret C., Perrin J., Lafont M. & Breil P., 2008. La zone hyporhéique, une composante à ne pas négliger dans l'état des lieux et la restauration des cours d'eau. *Ingénieries* **54** : 3-18.
- Drake C. M., Godfrey A., Hewitt S. M. & Parker J., 2007. *Fly Assemblages of Sandy Exposed Riverine Sediment*. Environment Agency, Natural England, Scottish Environment Protection Agency, John Spedan Lewis Foundation, 184 p.
- Drake M., 2001. The importance of temporary waters for Diptera (true-flies). *Freshwater Forum* **17** : 26-39.
- Eveling D. W., Wilson R. N., Gillespie E. S. & Bataillé A., 1990. Environmental effects on sporocarp counts over fourteen years in a forest area. *Mycological Research* **94**(7) : 998-1002. [https://doi.org/10.1016/S0953-7562\(09\)81320-8](https://doi.org/10.1016/S0953-7562(09)81320-8)
- France Nature Environnement Auvergne Rhône-Alpes., 2022. Ripisylves - Biodiversité & Connectivité. *Ripisylves - Biodiversité & Connectivité* <https://www.fne-aura.org/ripisylves/> Consulté le 22/6/2022.
- Galili T., 2015. dendextend: an R package for visualizing, adjusting and comparing trees of hierarchical clustering. *Bioinformatics* **31**(22) : 3718-3720. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btv428>
- Garnier E., Cortez J., Billès G., Navas M.-L., Roumet C., Debussche M., Laurent G., Blanchard A., Aubry D., Bellmann A., Neill C. & Toussaint J.-P., 2004. Plant Functional Markers Capture Ecosystem Properties during Secondary Succession. *Ecology* **85**(9) : 2630-2637.
- Glaeser J. A. & Smith K. T., 2013. Decay fungi of riparian trees in the Southwestern U.S. *Western Arborist* **Fall** : 40-50.
- Gounand I., Harvey E., Little C. J. & Altermatt F., 2018. Meta-Ecosystems 2.0: Rooting the Theory into the Field. *Trends in Ecology & Evolution* **33**(1) : 36-46. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.10.006>
- Greenwood M., 2007. *The population dynamics of a riparian spider: interactive effects of flow-related disturbance on cross-ecosystem subsidies and spider habitat*. University of Canterbury, 136 p.
- Hagen E. M. & Sabo J. L., 2014. Temporal variability in insectivorous bat activity along two desert streams with contrasting patterns of prey availability. *Journal of Arid Environments* **102** : 104-112. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2013.11.016>
- Hering D., 1997. Riparian ground beetles (Coleoptera, Carabidae) preying on aquatic invertebrates: a feeding strategy in alpine floodplains. *Oecologia* **111** : 261-270.
- Hutson A. M., Ackland D. M. & Kidd L. N., 1980. *Mycetophilidae (Bolitophilinae, Ditomyiinae, Diadocidiinae, Keroplatinae, Sciophilinae and Manotinae) Diptera, Nematocera*. London : Royal Entomological Society of London, 114 p.
- Ivković M., Miliša M., Baranov V. & Mihaljević Z., 2015. Environmental drivers of biotic traits and phenology patterns of Diptera assemblages in karst springs: The role of canopy uncovered. *Limnologica* **54** : 44-57. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2015.09.001>
- Iwata T., Urabe J. & Mitsuhashi H., 2010. Effects of Drainage-Basin Geomorphology on Insectivorous Bird Abundance in Temperate Forests: Stream Channel Networks and Bird Distribution. *Conservation Biology* **24**(5) : 1278-1289. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01493.x>
- Jackson A. K., Eagles-Smith C. A. & Robinson W. D., 2021. Differential reliance on aquatic prey subsidies influences mercury exposure in riparian arachnids and songbirds. *Ecology and Evolution* **11**(11) : 7003-7017. <https://doi.org/10.1002/ece3.7549>
- Jamieson G., 1997. *Development of Methodology to Assess the Spatial Limits of the Terrestrial Environments used by Riparian Fish-Food Invertebrates*. Parksville, BC : Forest Renewal BC, 22 p.
- Janssen P., Evette A., Bergès L., Gonin P., Larrieu L., Dajoux M., Dupont S., Gardien S., Gilles C. & Ladet A., 2021. Évaluer la qualité des boisements riverains avec l'Indice de Biodiversité et de Connectivité des Ripisylves (IBCR) : une étude de cas avec les communautés d'oiseaux. *Naturae* (21). <https://doi.org/10.5852/naturae2021a21>
- Komonen A., Niemi M. E. & Junninen K., 2008. Lakeside riparian forests support diversity of wood fungi in managed boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* **38**(10) : 2650-2659. <https://doi.org/10.1139/X08-105>
- Krivosheina N. P., Zaitzev A. I. & Yakovlev E. B., 1986. *Insects as decomposers of fungi in the forest of the European part of USSR [Insects inhabiting fruiting bodies of macrofungi in the forest zone of the European part of USSR]*. Moscow : Nauka, 309 p.
- Kurina O. & Grootaert P., 2016. Fungus gnats in the Botanical garden Jean Massart on the outskirts of Brussels: 52 new country records and a pictorial atlas of the genera (Diptera: Sciarioidea). *Belgian Journal of Entomology* **44** : 1-34.
- Labat F., 2021. Le macrobenthos du bassin de la Dordogne. 6ème note : la rivière Dordogne et quelques affluents, Diptères aquatiques et semi-aquatiques (à l'exclusion des Chironomidae et Ceratopogonidae) [Diptera]. *Ephemera* **22**(2) : 95-112.
- Lamb L., 2004. Interactions between groundwater and surface water at river banks and the confluence of rivers. *Journal of Hydrology* **288**(3-4) : 312-326. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.10.013>
- Laurent C., Couturié J.-P., Morel J.-M. & Vincent P., 2009. *Beaumont (Puy-de-Dôme): les mémoires de l'eau : hydrogéologie*,

- hydrologie et hydraulique. Beaumont : Mairie de Beaumont.
- Leprêtre A. & Mouillot D., 1999. A comparison of species diversity estimators. *Population Ecology* **41**(2) : 203-215. <https://doi.org/10.1007/s101440050024>
- Van Looy K., Jochems H., Vanacker S. & Lommelen E., 2007. Hydropeaking impact on a riparian ground beetle community. *River Research and Applications* **23** : 223-233. <https://doi.org/10.1002/rra.975>
- Malavoi J. R. & Souchon Y., 2002. Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **365/366** : 357-372. <https://doi.org/10.1051/kmae:2002040>
- Marczak L. B. & Richardson J. S., 2007. Spiders and subsidies: results from the riparian zone of a coastal temperate rainforest. *Journal of Animal Ecology* **76**(4) : 687-694. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01240.x>
- Martini S., Larras F., Boyé A., Faure E., Aberle N., Archambault P., Bacouillard L., Beisner B. E., Bittner L., Castella E., Danger M., Gauthier O., Karp-Boss L., Lombard F., Maps F. et al., 2021. Functional trait-based approaches as a common framework for aquatic ecologists. *Limnology and Oceanography* **66**(3) : 965-994. <https://doi.org/10.1002/lno.11655>
- Mathieu-Resuge M., 2022. Fatty acid composition differs between emergent aquatic and terrestrial insects—A detailed single system approach. *Frontiers in Ecology and Evolution* **10** : 952292. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.952292>
- McCravy K. W., 2018. A Review of Sampling and Monitoring Methods for Beneficial Arthropods in Agroecosystems. *Insects* **9**(4) : 170. <https://doi.org/10.3390/insects9040170>
- Montgomery D. R. & Buffington J. M., 1997. Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Geological Society of America Bulletin* **109**(5) : 596-611. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1997\)109<0596:CRMIMD>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1997)109<0596:CRMIMD>2.3.CO;2)
- Naiman R. J., Décamps H. & McClain M. E., 2005. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Amsterdam : Elsevier, Academic Press, 430 p.
- Naiman R. J., Decamps H. & Pollock M., 1993. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecological Applications* **3**(2) : 209-212. <https://doi.org/10.2307/1941822>
- Omelková M., Syrovátka V., Křoupalová V., Rádková V., Bojková J., Horsák M., Zhai M. & Helešic J., 2013. Dipteran assemblages of spring fens closely follow the gradient of groundwater mineral richness. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **70**(5) : 689-700. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0026>
- Perla B. S. & Stevens L. E., 2008. *Biodiversity and Productivity at an Undisturbed Spring in Comparison with Adjacent Grazed Riparian and Upland Habitats*. Dans : *Aridland springs in North America: ecology and conservation*. Tucson : University of Arizona Press and The Arizona-Sonora Desert Museum, p. 230-243.
- Piégay H., 1996. Représentation de la biodynamique fluviale : la forêt alluviale de la moyenne Ardèche. *Mappemonde* **3** : 15-22.
- Plachter H., 1986. Die Fauna der Kies- und Schotterbänke dealpiner Flüsse und Empfehlungen für ihren Schutz. *Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftsplege* **10** : 119-147.
- Plant A., 2004. *Hilara* Meigen (Diptera: Empididae) in Britain: a provisional synopsis of distribution, habitat preferences and behaviour. *Acta Universitatis Carolinae. Biologica* **48** : 165-196.
- Popescu C., Oprina-Pavelescu M., Dinu V., Cazacu C., Burdon F., Forio M., Kupilas B., Friberg N., Goethals P., McKie B. & Rîșnoveanu G., 2021. Riparian Vegetation Structure Influences Terrestrial Invertebrate Communities in an Agricultural Landscape. *Water* **13**(2) : 188. <https://doi.org/10.3390/w13020188>
- Reyes-Maldonado R., Sánchez-Ruiz J. A., Universidad de Puerto Rico, Ramírez A., Universidad de Puerto Rico, Kelly S. P. & Universidad de Puerto Rico., 2018. Comunidades de arañas ribereñas como indicadores de la condición de los ecosistemas fluviales en la cuenca del Río Piedras de Puerto Rico. *Actualidades Biológicas* **39**(107) : 1-23. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v39n107a07>
- Riis T., Kelly-Quinn M., Aguiar F. C., Manolaki P., Bruno D., Bejarano M. D., Clerici N., Fernandes M. R., Franco J. C., Pettit N., Portela A. P., Tammeorg O., Tammeorg P., Rodríguez-González P. M. & Dufour S., 2020. Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation. *BioScience* **70**(6) : 501-514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>
- Rotheray G. E. & Robertson D., 1993. *Insects from Shingle Banks and Riverside Habitats in Strathspey*. Malloch Society, 28 p.
- Schatz I., 2006. Importance of riparian rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae) as indicators for restoration processes. *Natur in Tirol - Naturkundliche Beiträge der Abteilung Ulmweltschutz* **13** : 272-292.
- Sienkiewicz P. & Żmihorski M., 2012. The effect of disturbance caused by rivers flooding on ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *European Journal of Entomology* **109**(4) : 535-541. <https://doi.org/10.14411/eje.2012.067>
- Skvarla M., Larson J., Fisher R. & Dowling A., 2020. A Review of Terrestrial and Canopy Malaise Traps. *Annals of the Entomological Society of America* **114** : 1-21. <https://doi.org/10.1093/aesa/saaa044>
- Smith J. & Smith P., 2004. *Ecological Values, Role and Importance of Riparian Vegetation in the Blue Mountains (report to Residents Against Improper Development)*. DOI : [10.13140/RG.2.2.14495.71843](https://doi.org/10.13140/RG.2.2.14495.71843)
- Sprössig C., Dziöck F. & Buchholz S., 2022. Changes in carabid diversity indicate successful restoration of riparian habitats. *International Review of Hydrobiology* **107**(1) : 18. <https://doi.org/10.1002/iroh.202102098>
- Statzner B., Bady P., Dolédec S. & Schöli F., 2005. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. *Freshwater Biology* **50**(12) : 2136-2161. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01447.x>
- Thomas A., 1969. Sur l'importance des Diptères dans l'environnement de quelques cours d'eau des Pyrénées. *Annales de Limnologie* **5**(1) : 61-71. <https://doi.org/10.1051/limn/1969002>
- Thorp J. H., Thoms M. C. & Delong M. D., 2008. *The riverine ecosystem synthesis: toward conceptual cohesiveness in river science*. 1st ed., Amsterdam Boston : Academic Press.
- Tillier P., 2021. Deux espèces de tipules nouvelles pour la France : *Tipula* (*Pterelachisus*) *pseudopruiosa* Strobl, 1895 et *Tipula* (*Pterelachisus*) *luridorostris* Schummel, 1833 (Diptera, Tipulidae). *L'Entomologiste*. **77** : 41-44.
- Tillier P. & Quindroit C., 2022. Découverte en France d'une espèce de Limoniidae supposée endémique de Grande-Bretagne : *Paradelphomyia dalei* (Edwards, 1939) (Diptera). *Bulletin de*

- la Société entomologique de France **127**(1) : 61-64. https://doi.org/10.32475/bsef_2223
- Vaughan N., Jones G. & Harris S., 1997. Habitat Use by Bats (Chiroptera) Assessed by Means of a Broad-Band Acoustic Method. *The Journal of Applied Ecology* **34**(3) : 716-730. <https://doi.org/10.2307/2404918>
- Vebrová L., Van Nieuwenhuijzen A., Kolář V. & Boukal D. S., 2018. Seasonality and weather conditions jointly drive flight activity patterns of aquatic and terrestrial chironomids. *BMC Ecology* **18**(1) : 19. <https://doi.org/10.1186/s12898-018-0175-y>
- Vilks K., 2007. Correspondence Between Larval Development and Adult Residence Habitats of Dolichopodid Flies (Diptera, Empidoidea: Dolichopodidae) in a Heterogeneous Mosaic of Seacoast Grassland Habitats : 10.
- Violle C., Reich P. B., Pacala S. W., Enquist B. J. & Kattge J., 2014. The emergence and promise of functional biogeography. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **111**(38) : 13690-13696. <https://doi.org/10.1073/pnas.1415442111>
- Wagner R., Barták M., Borkent A., Courtney G., Goddeeris B., Haenni J.-P., Knutson L., Pont A., Rotheray G. E., Rozkošný R., Sinclair B., Woodley N., Zatwarnicki T. & Zwick P., 2008. *Global diversity of dipteran families (Insecta Diptera) in freshwater (excluding Simuliidae, Culicidae, Chironomidae, Tipulidae and Tabanidae)*. Dans : Balian EV, Lévêque C, Segers H, Martens K. *Freshwater Animal Diversity Assessment*. Dordrecht : Springer Netherlands, p. 489-519. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7_49
- Ward J. H., 1963. Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. *Journal of the American Statistical Association* **58**(301) : 236-244.
- Ward J. V., Tockner K. & Schiemer F., 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity 1. *Regulated Rivers: Research & Management* **15**(1-3) : 125-139. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199901/06\)15:1/3<125::AID-RRR523>3.0.CO;2-E](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3<125::AID-RRR523>3.0.CO;2-E)
- White P. S., Harrod J., Walker J. L. & Jentsch A., 2000. Disturbance, Scale, and Boundary in Wilderness Management. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-15 2* : 27-42.
- Zina V., Ordeix M., Franco J. C., Ferreira M. T. & Fernandes M. R., 2021. Ants as Bioindicators of Riparian Ecological Health in Catalan Rivers. *Forests* **12**(5) : 625. <https://doi.org/10.3390/f12050625>
2010. Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement : 55.
2018. Arrêté du 17 octobre 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement : 98.