

## Étude de l'impact du milieu sur les populations d'ombres communs (*Thymallus thymallus* L. 1758) dans les bassins de l'Ourthe et de la Lesse

**Auteur** : Lambotte, Lisa

**Promoteur(s)** : Benitez, Jean-Philippe; Caparros Megido, Rudy

**Faculté** : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

**Diplôme** : Master en bioingénieur : sciences et technologies de l'environnement, à finalité spécialisée

**Année académique** : 2023-2024

**URI/URL** : <http://hdl.handle.net/2268.2/21310>

---

### *Avertissement à l'attention des usagers :*

*Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.*

*Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.*

---

**ÉTUDE DE L'IMPACT DU MILIEU SUR LES POPULATIONS  
D'OMBRES COMMUNS (*Thymallus thymallus* L. 1758) DANS  
LES BASSINS DE L'OURTHE ET DE LA LESSE**

**LISA LAMBOTTE**

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU  
DIPLOME DE MASTER BIOINGÉNIEUR EN SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE  
L'ENVIRONNEMENT**

**ANNÉE ACADÉMIQUE 2023 - 2024**

**Co-promoteurs : JEAN-PHILIPPE BENITEZ et RUDY CAPARROS MEGIDO**





**Copyright** © : Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

**Responsabilité** : Le présent document n'engage que son auteur.

**ÉTUDE DE L'IMPACT DU MILIEU SUR LES POPULATIONS  
D'OMBRES COMMUNS (*Thymallus thymallus* L. 1758) DANS  
LES BASSINS DE L'OURTHE ET DE LA LESSE**

**LISA LAMBOTTE**

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU  
DIPLOME DE MASTER BIOINGÉNIEUR EN SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE  
L'ENVIRONNEMENT**

**ANNÉE ACADÉMIQUE 2023 - 2024**

**Co-promoteurs : JEAN-PHILIPPE BENITEZ et RUDY CAPARROS MEGIDO**



## Remerciements

Cette étude n'aurait pas pu être réalisée sans la précieuse collaboration de nombreuses personnes.

Je tiens à remercier tout particulièrement mes co-promoteurs, Jean-Philippe Benitez et Rudy Caparros Medigo, pour leur aide, leurs conseils, leurs corrections et leurs encouragements tout au long de ce travail.

Je voudrais aussi remercier Chloé Vom Berge, qui m'a guidée, conseillée et qui s'est toujours montrée très disponible tout au long de ce projet.

Je suis également reconnaissante envers les membres du laboratoire d'entomologie de Gembloux Agro-Bio Tech pour le prêt de matériel et leur encadrement.

Un grand merci aux TFistes du laboratoire d'entomologie pour leur aide, les moments de divertissement et les nombreux échanges enrichissants et plus particulièrement à Alexandra qui a travaillé sur le même projet et avec qui j'ai passé beaucoup de temps à identifier les macroinvertébrés en laboratoire et à partager nos idées.

Je remercie encore les membres du contrat de rivière de la Lesse et de l'Ourthe ainsi que le personnel de l'Unité de Gestion des Ressources Aquatiques et Aquaculture de la Faculté des Sciences de l'Université de Liège et de l'Unité d'Entomologie fonctionnelle et évolutive de la Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech qui ont participé aux différentes pêches électriques.

Enfin, je voudrais remercier ma famille et mes proches pour leur soutien constant tout au long de ce travail et de mes études et plus particulièrement mes parents, pour leur relecture et leurs corrections orthographiques de ce travail de fin d'études.



## Résumé

L'ombre commun (*Thymallus thymallus* L. 1758) est classé comme espèce d'intérêt communautaire à préserver sur la liste de la Région Wallonne. Cette espèce est cependant passée du statut d'espèce vulnérable à espèce en danger en 2022. Le déclin de l'ombre commun est particulièrement inquiétant en raison de sa sensibilité à la pollution et aux changements d'habitats. Comprendre les causes de ce déclin est donc essentiel pour protéger l'ensemble du réseau trophique. L'objectif de cette étude est de tenter de déterminer ces différentes causes. Cette étude se concentre sur quatre rivières du bassin de la Lesse, où la population semble être globalement stable, et sur quatre rivières du bassin de l'Ourthe, où la population semble être en déclin. Ces deux bassins sont situés en Belgique, dans l'Est de la Wallonie. Pour atteindre l'objectif fixé, des tronçons ont été déterminés sur ces huit rivières et des pêches électriques ainsi que des relevés de macroinvertébrés, principale source de nourriture de l'ombre commun, ont été réalisés. Diverses données ont également été collectées, telles que la diversité des poissons, l'hydromorphologie générale de la rivière, les paramètres physico-chimiques, la présence de barrages, l'occupation du sol et la ripisylve. Il a été établi que la présence de l'ombre commun semblait être favorisée par la présence d'espèces indicatrices d'un environnement sain (lamproies et Ephemerellidae), une température stable, une hydromorphologie optimale (pente et sinuosité), l'absence de barrages, une faible ou moyenne érosion, la présence de forêts ainsi qu'une ripisylve complexe et large. Cependant, les conclusions de cette étude doivent être traitées avec précaution et considérées comme étant une première approche en raison du nombre limité de rivières étudiées.

## Abstract

The common grayling (*Thymallus thymallus* L. 1758) is classified as a species of community interest to be preserved on the list of the Walloon Region. However, this species has been downgraded from vulnerable to endangered status in 2022. The decline of the grayling is particularly concerning due to its sensitivity to pollution and habitat changes. Understanding the causes of this decline is therefore essential for protecting the entire trophic network. The aim of this study is to attempt to determine these various causes. This study focuses on four rivers in the Lesse basin, where the population appears to be generally stable, and on four rivers in the Ourthe basin, where the population seems to be declining. These two basins are located in Belgium, in the eastern part of Wallonia. To achieve the set objective, sections were determined on these eight rivers, and electric fishing as well as macroinvertebrate surveys, the primary food source for the grayling, were conducted. Various data were also collected, such as fish diversity, the general hydromorphology of the river, physico-chemical parameters, the presence of dams, land use, and riparian vegetation. It was established that the presence of grayling seemed to be favored by the presence of indicator species of a healthy environment (lampreys and Ephemerellidae), stable temperature, optimal hydromorphology (slope and sinuosity), absence of dams, low to moderate erosion, the presence of forests, and a complex and wide riparian zone. However, the conclusions of this study should be treated with caution and considered as a preliminary approach due to the limited number of rivers studied.



# Table des matières

<b>1</b>	<b>Introduction</b>	<b>11</b>
1.1	Contexte . . . . .	11
1.2	Ecologie de l'ombre : exigences en termes d'habitats . . . . .	12
1.3	Pressions biotiques et abiotiques . . . . .	14
1.3.1	Altérations hydromorphologiques . . . . .	14
1.3.1.1	Fragmentation de l'habitat . . . . .	14
1.3.1.2	Altérations physiques . . . . .	14
1.3.1.3	Activités récréatives . . . . .	14
1.3.2	Changements climatiques . . . . .	15
1.3.2.1	Changements de température . . . . .	15
1.3.2.2	Intensité des précipitations . . . . .	15
1.3.3	Changements d'occupation du sol . . . . .	16
1.3.3.1	Agriculture intensive . . . . .	16
1.3.3.2	Artificialisation des sols . . . . .	16
1.3.3.3	Ripisylves . . . . .	16
1.4	Objectifs . . . . .	17
<b>2</b>	<b>Matériel et méthodes</b>	<b>18</b>
2.1	Localisation des zones d'étude . . . . .	18
2.1.1	Choix des bassins versants . . . . .	18
2.1.2	Choix des rivières et tronçons . . . . .	19
2.2	Collecte des données piscicoles . . . . .	21
2.3	Collecte des données d'abondance en macroinvertébrés . . . . .	21
2.4	Analyse de l'écologie des ombres . . . . .	22
2.5	Hydromorphologie de la rivière . . . . .	22
2.5.1	Paramètres physico-chimiques . . . . .	23
2.5.2	Berges . . . . .	23
2.5.3	Obstacles . . . . .	23
2.6	Occupation du sol . . . . .	23
2.7	Ripisylve . . . . .	24
2.8	Analyse des données sur le logiciel R . . . . .	25
<b>3</b>	<b>Résultats</b>	<b>26</b>
3.1	Données récoltées sur les ombres communs . . . . .	26
3.1.1	Evolutions historiques des populations d'ombres . . . . .	26
3.1.2	Résultats des données morphométriques des ombres communs et comparaison de leur abondance entre bassins hydrographiques . . . . .	27
3.1.2.1	Résultats des données morphométriques . . . . .	27
3.1.2.2	Comparaison des abondances entre bassins hydrographiques . . . . .	27
3.2	Données récoltées sur les macroinvertébrés . . . . .	28
3.2.1	Comparaison de l'abondance en macroinvertébrés entre bassins hydrographiques . . . . .	28
3.2.2	Diversité taxonomique . . . . .	29
3.2.2.1	À l'échelle des bassins versants . . . . .	29
3.2.3	À l'échelle des zones d'étude . . . . .	30
3.2.3.1	Bassin de l'Ourthe . . . . .	30
3.2.3.2	Bassin de la Lesse . . . . .	31
3.2.4	Analyse de l'effort d'échantillonnage des macroinvertébrés . . . . .	32
3.3	Caractérisation biologique du milieu . . . . .	33
3.4	Caractérisation environnementale des sites . . . . .	34
3.4.1	Données hydromorphologiques et physico-chimiques des différents sites . . . . .	34
3.4.2	Caractérisation des berges et de la ripisylve . . . . .	34
3.4.3	Température . . . . .	35

3.4.3.1	Bassin de l'Ourthe . . . . .	35
3.4.3.2	Bassin de la Lesse . . . . .	36
3.4.3.3	Comparaison des moyennes des températures entre bassins . . . . .	36
3.4.4	Occupation du sol . . . . .	37
3.4.4.1	À l'échelle du bassin versant . . . . .	37
3.4.4.2	À l'échelle des masses d'eau de surface . . . . .	38
3.4.4.3	À l'échelle des zones d'étude . . . . .	39
3.4.5	Zones Natura 2000 . . . . .	40
3.4.5.1	À l'échelle du bassin versant . . . . .	40
3.4.5.2	À l'échelle des masses d'eau de surface . . . . .	41
3.4.6	Obstacles à la libre circulation . . . . .	42
3.5	Analyse des facteurs influant sur la morphologie des ombres, leur abondance et la diversité et l'abondance en macroinvertébrés . . . . .	43
3.5.1	Impact de la vitesse du courant et de la profondeur sur la morphologie des ombres	43
3.5.2	Ecologie des macroinvertébrés . . . . .	44
3.5.3	Interaction entre l'abondance en ombres et les rangs taxonomiques les plus abondants de macroinvertébrés . . . . .	45
3.5.4	Interaction entre l'hydromorphologie et les paramètres physico-chimiques de la rivière et la diversité en espèces . . . . .	46
3.5.5	Interaction entre l'occupation du sol, l'abondance en ombres et la diversité des macroinvertébrés . . . . .	47
3.5.6	Interaction entre la ripisylve, l'abondance en ombres et la diversité des macroinvertébrés . . . . .	48
<b>4</b>	<b>Discussion</b>	<b>49</b>
4.1	Historique de captures . . . . .	49
4.2	Impact des paramètres physico-chimiques sur les populations d'ombres communs . . .	50
4.3	Impact des facteurs biotiques sur les populations d'ombres communs . . . . .	50
4.3.1	Diversité et abondance en macroinvertébrés . . . . .	50
4.3.2	Diversité de poissons . . . . .	51
4.4	Impact de l'hydromorphologie sur les populations d'ombres communs . . . . .	51
4.5	Impact de l'occupation du sol sur les populations d'ombres communs . . . . .	52
4.6	Contribution personnelle . . . . .	53
<b>5</b>	<b>Conclusion</b>	<b>54</b>
	<b>Bibliographie</b>	<b>55</b>
	<b>Annexe</b>	<b>63</b>
Annexe I -	Fiche de terrain de la ripisylve . . . . .	63

## Table des figures

1	Abondance relative d'ombres communs en Wallonie . . . . .	18
2	Localisation et évolution historique des abondances des bassins de l'Ourthe et de la Lesse	18
3	Localisation des différentes zones d'étude avec leur évolution historique d'abondance pour le bassin de l'Ourthe et le bassin de la Lesse . . . . .	19
4	Localisation des différents tronçons du bassin de l'Ourthe . . . . .	20
5	Localisation des différents tronçons du bassin de la Lesse . . . . .	20
6	Evolutions historiques des abondances sur les rivières de l'Ourthe . . . . .	26
7	Evolutions historiques des abondances sur les rivières de la Lesse . . . . .	26
8	Abondance en ombres sur les bassins de la Lesse et de l'Ourthe . . . . .	27
9	Effectif des macroinvertébrés sur les bassins de la Lesse et de l'Ourthe . . . . .	28
10	Proportion des rangs taxonomiques des macroinvertébrés récoltés sur tous les sites . .	29
11	Proportion des rangs taxonomiques des macroinvertébrés récoltés sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse . . . . .	29
12	Proportion des rangs taxonomiques des macroinvertébrés présents sur les sites du bassin de l'Ourthe . . . . .	30
13	Proportion des rangs taxonomiques des macroinvertébrés présents sur les sites du bassin de la Lesse . . . . .	31
14	Courbe d'accumulation de tous les sites . . . . .	32
15	Courbes d'accumulation des sites . . . . .	33
16	Températures des sites du bassin de l'Ourthe par évolution historique des abondances	35
17	Températures des sites du bassin de la Lesse par évolution historique des abondances .	36
18	Occupation du sol sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse . . . . .	37
19	Répartition de l'occupation du sol sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse . . . . .	37
20	Occupation du sol sur les masses d'eau de surface des zones d'étude du bassin de l'Ourthe	38
21	Occupation du sol sur les masses d'eau de surface des zones d'étude du bassin de la Lesse	38
22	Occupation du sol sur les zones d'étude du bassin de l'Ourthe . . . . .	39
23	Occupation du sol sur les zones d'étude du bassin de la Lesse . . . . .	39
24	Zones Natura 2000 sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse . . . . .	40
25	Zones Natura 2000 sur les masses d'eau de surface des zones d'étude du bassin de l'Ourthe	41
26	Zones Natura 2000 sur les masses d'eau de surface des zones d'étude du bassin de la Lesse	41
27	Obstacles à la libre circulation des poissons sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse .	42
28	Interaction entre la vitesse du courant, la profondeur et la morphologie des ombres . .	43
29	Interaction entre l'abondance et la diversité de macroinvertébrés, les caractéristiques hydromorphologiques et les paramètres physico-chimiques . . . . .	44
30	Interaction entre les rangs taxonomiques des macroinvertébrés, les caractéristiques hydromorphologiques et les paramètres physico-chimiques . . . . .	45
31	Interaction entre les rangs taxonomiques les plus abondants de macroinvertébrés et l'abondance en ombres . . . . .	45
32	Interaction entre l'hydromorphologie et les paramètres physico-chimiques des rivières et la diversité en espèces . . . . .	46
33	Interaction entre l'occupation du sol, l'abondance en ombres et la diversité des macroinvertébrés . . . . .	47
34	Interaction entre la ripisylve, l'abondance en ombres et la diversité des macroinvertébrés	48
35	Interaction entre la présence d'ombres, l'érosion et la largeur de ripisylve . . . . .	48

## Liste des tableaux

1	Évolution historique, longueur des rivières en km et coordonnées des tronçons choisis .	19
2	Classes de sinuosité . . . . .	22
3	Type de berge . . . . .	23
4	Classification des structures de ripisylve . . . . .	24
5	Classification des largeurs de ripisylve . . . . .	24
6	Classification de la continuité de la ripisylve . . . . .	24
7	Ombres capturés sur les différents sites et données morphométriques avec leurs écarts-types . . . . .	27
8	Effectif des macroinvertébrés et des différents taxons récoltés représentant la diversité sur les différents sites . . . . .	28
9	Nombre de prélèvements des macroinvertébrés sur les différents sites . . . . .	32
10	Test de Chao pour les différentes zones d'étude . . . . .	33
11	Diversité d'espèces de poissons et abondance de lamproies sur les sites étudiés . . . . .	33
12	Hydromorphologie générale et paramètres physico-chimiques des différents sites . . . . .	34
13	Caractérisation des berges et de la ripisylve . . . . .	34

# 1 Introduction

## 1.1 Contexte

L'eau couvre environ 70 % de la surface de la Terre dont seulement 3 % correspond à de l'eau douce et 0,02 % concerne les rivières, les lacs et les fleuves (SPGE, 2024). Bien qu'ils soient faiblement représentés, les écosystèmes rivières abritent environ un quart des espèces de vertébrés à l'échelle mondiale et 126 000 espèces animales dont environ 17 000 espèces de poissons d'eau douce, soit la moitié des espèces de poissons présentes au niveau mondial (Brosse *et al.*, 2021; IUCN, 2008). Les cours d'eau abritent également une grande diversité de macroinvertébrés dont leur cycle de vie se déroule totalement ou en partie dans l'eau (Armellin et Jean, 2012).

La diversité des espèces de poissons dans les rivières se révèle par conséquent être importante à préserver. D'abord, les poissons forment un maillon important du réseau trophique en servant de proies aux oiseaux piscivores et en régulant les populations d'invertébrés aquatiques. De plus, leurs œufs peuvent servir de nourriture pour certaines espèces aquatiques (Philippart, 2007). Ensuite, les poissons d'eau douce ont une valeur économique et sociale notable à travers la pêche, une activité génératrice de revenus et de loisir mais également à travers la pisciculture (Adeoti *et al.*, 2018). Enfin, ils servent de ressource alimentaire pour les humains avec une demande croissante. La consommation moyenne mondiale annuelle de poissons est actuellement d'environ 20 kg par personne, dont environ 10 % proviennent des eaux douces et elle devrait atteindre environ 21 kg d'ici 2032 (consoGlobe, 2014; OCDE et FAO, 2022).

Cependant, les poissons subissent des pressions telles que la pêche intensive dans certaines zones (25 % des espèces de poissons d'eau douce sont menacées par la surpêche) ou l'introduction d'espèces invasives. Ils sont également sujets à une pression provenant du changement climatique et des modifications anthropiques de leur habitat (IUCN, 2023). Les espèces d'eau douce s'éteignent d'ailleurs quatre à six fois plus rapidement que les espèces terrestres ou marines et un tiers des espèces de poissons d'eau douce sont menacées d'extinction (WWF, 2023). Dans les 25 795 km de cours d'eau en Wallonie, certaines populations de poissons connaissent un déclin avec 21 % des espèces de poissons classées comme espèces menacées à l'échelle wallonne en 2022 (SPW, 2022b, 2023).

Les populations de poissons sont pourtant utilisées comme indicateur de la qualité écologique au travers, par exemple, de l'Indice Biotique d'Intégrité Piscicole (IBIP). Les macroinvertébrés, servant de nourriture à certaines espèces de poissons, sont aussi utilisés comme indicateurs de la qualité écologique des cours d'eau à travers un indice biologique normalisé. Ces indicateurs sont repris dans la directive cadre sur l'eau et reflètent les perturbations du milieu ainsi que la qualité des eaux de surface. Associés à deux autres indicateurs, l'un pour les diatomées et l'autre pour les macrophytes, ils permettent d'évaluer l'état biologique des masses d'eau de surface sur base de l'abondance en espèces indicatrices et de la composition des populations aquatiques (SPW, 2020; Thiry, 2020). L'utilisation des poissons et des macroinvertébrés en tant qu'indicateurs s'explique par leur forte dépendance aux modifications et aménagements de leur environnement, ce qui peut d'ailleurs être nocif pour leur pérennité.

Diverses espèces d'insectes, de poissons, de mammifères, de plantes, d'amphibiens et d'autres encore, sont également répertoriées dans la directive habitat. Cette directive vise à la conservation des habitats naturels ainsi qu'à la conservation de la faune et de la flore sauvage (Union européenne, 1992). Il est possible de créer des zones spéciales de conservation et de mettre en place différentes mesures de gestion, telles que des restrictions au niveau de leur prélèvement et de leur exploitation. L'ombre commun (*Thymallus thymallus* L. 1758), de la famille des salmonidés, est repris dans cette liste wallonne des espèces d'intérêt communautaire et par conséquent, requiert une attention particulière pour assurer la pérennité de ses populations en Wallonie (Région Wallonne, 2007). En effet, l'ombre commun est une espèce extrêmement sensible aux modifications de son habitat. Il est d'ailleurs classé dans la classe 5 de la classification de l'IBIP, ce qui signifie que c'est une espèce très intolérante (Van Keer, 2022). En Région Wallonne, cette espèce est pêchée de juin à décembre majoritairement sur les bassins de l'Ourthe, la Semois, la Sûre et la Lesse (Maison wallonne de la pêche, 2017).

L'ombre commun est un poisson migrateur d'eau douce, holobiotique potamodrome, ayant une durée de vie de 4 à 6 ans et qui remonte les rivières afin de trouver un habitat de reproduction. Cette espèce vit en bancs de mêmes classes d'âge et se tient davantage vers le centre de la rivière, au fur et à mesure qu'elle grandit. Son dos arbore une teinte gris-verdâtre à gris-bleuté, tandis que ses flancs présentent des reflets argentés, parsemés de points noirs. Il est caractérisé par une nageoire dorsale rouge bien développée appelée étendard ainsi qu'un ventre blanc. Cette nageoire de grande taille est utilisée par les mâles lors de la reproduction qui se déroule au printemps, de mars à avril (Ovidio *et al.*, 2004b). Grâce à cette nageoire, le mâle entoure la femelle afin de procéder à un échange de produits sexuels (Bruslé et Quignard, 2013; Durantel, 2003; Poncin, 1993). En moyenne, les ombres mesurent entre 30 et 40 cm, avec une taille maximale de 50 cm et leur poids moyen oscille autour de 0,5 kg, pouvant atteindre 1,5 kg dans certains cas (Bruslé et Quignard, 2013). Kodela *et al.* (2023) ont démontré l'existence d'une corrélation positive entre le poids et la longueur de l'ombre et la qualité des œufs produits. De plus, les géniteurs de plus grande taille ont démontré une capacité à accroître la taille des œufs permettant d'augmenter leur survie via l'augmentation de nutriments stockés (Bobe, 2015; Kodela *et al.*, 2023). La croissance des ombres est favorisée par une alimentation adéquate se composant principalement de macroinvertébrés aquatiques tels que des insectes et des crustacés, tout en profitant également des insectes terrestres qui tombent dans l'eau, de leurs larves (larves de tricoptères, d'éphémères, d'hémiptères, de plécoptères et de diptères) ainsi que des œufs d'autres poissons (Bolotov *et al.*, 2012; Durantel, 2003; Langon et Frappé, 2008; Smoliński et Glazaczow, 2019).

## 1.2 Ecologie de l'ombre : exigences en termes d'habitats

Divers facteurs interviennent dans la sélection d'habitats de l'ombre commun : la vitesse du courant, la pente et la largeur, la hauteur, le substrat du lit de la rivière et la température de l'eau.

D'abord, l'ombre commun est une espèce rhéophile qui possède de bonnes capacités de saut et de nage avec une vitesse de nage maximale de 3,75 m/s en moyenne (Baudoin *et al.*, 2014; Philippart, 2000). Un ombre de 27 à 37 cm peut par exemple franchir une chute d'eau d'une hauteur de 0,6 m et une pente de maximum 12 % sur une longueur maximale de 6 m (Ovidio *et al.*, 2009). Il vit dans des zones rapides avec des vitesses de courant entre 30 et 100 cm/s (Bruslé et Quignard, 2013; Langon et Frappé, 2008). Le jeune ombre ou ombret (0,25-30 cm) opte plutôt pour des endroits où la vitesse est de 20 à 50 cm/s (Cove *et al.*, 2018; Greenberg *et al.*, 1996; Sempeski et Gaudin, 1995a). Cependant, pendant la nuit, l'ombre juvénile préfère les zones plates avec peu de débit au bord des berges afin de limiter ses dépenses énergétiques et de se protéger contre de potentiels prédateurs (Sempeski et Gaudin, 1995a). Durant la reproduction au printemps, les sites de fraie sont généralement caractérisés par une vitesse de courant moyenne située entre 40 et 60 cm/s (Sempeski et Gaudin, 1995b). Les alevins de taille inférieure à 25 mm qui se développent entre mai et juillet vivent quant à eux dans des zones avec peu de courant (Bruslé et Quignard, 2013). Des vitesses faibles en général inférieures à 20 cm/s sont nécessaires (Greenberg *et al.*, 1996; Nykänen et Huusko, 2003; Sempeski et Gaudin, 1995b; Sempeski *et al.*, 1998). Ces alevins se protègent du courant, de la lumière et des prédateurs jusqu'à ce que leur vésicule soit presque toute réabsorbée (Bardonnnet et Gaudin, 1990). Des vitesses extrêmes peuvent être dommageables pour les alevins car ils possèdent des capacités de nage limitées (Grimardias *et al.*, 2012).

Ensuite, la pente et la largeur jouent également un rôle important. Les rivières sont segmentées en différentes zonations piscicoles selon la pente et la largeur de la rivière (Huet, 1949) dont la zone à ombres. Cette zonation piscicole, située entre la zone à barbeaux en aval et la zone à truites en amont, est caractérisée par une pente du lit mineure inférieure à 1,5 % où l'optimum est situé entre 0,1 % et 1,0 % (Huet, 1949; Persat, 1976; Philippart, 1989).

En outre, la hauteur d'eau nécessaire évolue en fonction de leur taille. Les alevins préfèrent les zones peu profondes, avec moins de 20 cm de profondeur (Nykänen et Huusko, 2003; Sempeski et Gaudin, 1995b). Les ombrets d'une taille supérieure à 35 mm vivent ensuite dans une zone de transition et commencent à aller vers les eaux profondes pour coloniser totalement le chenal principal quand ils atteignent une taille approximative de 60 mm (Sagnes *et al.*, 1997). En effet, les adultes vivent généralement dans

des zones assez profondes d'environ 50 à 150 cm (Bruslé et Quignard, 2013; Greenberg *et al.*, 1996; Grimardias et Cattaneo, 2011). Enfin, lors de la période de reproduction, les géniteurs commencent à migrer vers leur site de reproduction lorsque le niveau d'eau diminue (Ovidio *et al.*, 2004b). Ils vont ensuite privilégier des hauteurs d'eau assez faibles, de 20 à 40 cm (Poncin, 1993; Sempeski et Gaudin, 1995b) pour leurs zones de frayères qui sont appelées « radiers » (Malavoi et Bravard, 2010).

La composition du lit de la rivière est également importante car l'ombre commun est une espèce lithophile, ce qui implique qu'il pond sur ou dans des graviers (Baudoin *et al.*, 2014). Plus précisément, les substrats de ponte préférés par cette espèce sont des graviers grossiers non colmatés et des cailloux fins (8-32 mm) (Langon et Frappé, 2008; Persat, 1976; Sempeski et Gaudin, 1995b). Un substrat non colmaté est nécessaire afin de permettre à la femelle de creuser le nid et d'enfouir ses œufs dans ce substrat ainsi que d'assurer une bonne oxygénation nécessaire à la survie des œufs durant l'incubation (Crisp, 1996; D'Hulstere et Philippart, 1982; Kondolf, 2000). Les alevins vivent essentiellement dans un substrat composé de limon, de sable fin (< 500 µm) et de graviers qui sont propices à leur développement (Gerber, 2012; Greenberg *et al.*, 1996; Sempeski et Gaudin, 1995b). Les adultes vivent quant à eux dans des substrats constitués de galets et de rochers (Greenberg *et al.*, 1996; Riley *et al.*, 2009).

Enfin, cette espèce poïkilotherme vivant dans des eaux fraîches (Bobe, 2015) présente des exigences spécifiques en matière de température, avec un habitat optimal situé entre 12 °C et 18 °C (Bruslé et Quignard, 2013; Langon et Frappé, 2008; Marc, 2019). L'ombre commence d'ailleurs à réduire son activité à partir de 18 °C. De plus, à partir de 20-22 °C, il se trouve dans des conditions de stress et cesse complètement toute activité. A partir de 23-26 °C, l'espèce atteint même sa température létale (Bruslé et Quignard, 2013; Fédération Suisse de Pêche, 2016). Ces conditions de température sont d'autant plus importantes lors de la reproduction et ce jusqu'à un ou deux mois après l'éclosion des œufs (Philippart, 1989). En effet, les ombres commencent leur migration vers le site de frayère à des températures moyennes journalières de 5 à 8 °C étant donné que leur ovulation est bloquée en dessous de 5 °C (Carmie *et al.*, 1985)(Ovidio *et al.*, 2004b). Ils commencent leur reproduction à partir de 8 °C (Philippart et Ovidio, 2007). Durant la période de reproduction qui se déroule de mars à avril, la température doit être située entre 8 et 10 °C (D'Hulstere et Philippart, 1982; Philippart, 1989; Poncin, 1993). L'incubation dure 15 à 20 jours à une température de 10 °C et l'éclosion des œufs ne peut se produire qu'à partir d'une température de 8,5 °C (Bruslé et Quignard, 2013; Laffineur et Delvingt, 2002).

## 1.3 Pressions biotiques et abiotiques

### 1.3.1 Altérations hydromorphologiques

L'ombre commun ayant une très forte exigence en habitats, les altérations hydromorphologiques impactent leur vie aquatique. Ces altérations sont créées par différents facteurs tels que la fragmentation de l'habitat, les altérations physiques ou les différentes activités récréatives (Gerber, 2012).

#### 1.3.1.1 Fragmentation de l'habitat

Les barrages hydroélectriques construits dans des zones rapides et larges modifient le territoire des ombres communs, espèce migratrice avec un domaine vital qui peut s'étendre jusque 15 à 20 km (Ovidio *et al.*, 2004a). Ces barrages peuvent entraîner des conséquences néfastes notamment lors de leur migration car certains restent infranchissables et empêchent les ombres de rejoindre leur endroit de reproduction dans les affluents en amont. Une réduction de la population d'ombres est d'ailleurs observée dans les rivières en amont de ces obstacles (Philippart et Ovidio, 2007). La mise en place d'échelles à poissons se révèle donc indispensable pour le bon déroulement de leur migration (Silva *et al.*, 2018).

De plus, certains barrages réduisent le débit et diminuent ainsi l'attractivité du tronçon pour les ombres communs (Langon et Frappé, 2008; Ovidio *et al.*, 2011; Valentin, 2020). Ce manque de courant provoque également le développement d'algues qui recouvrent les graviers et nuit à la reproduction des ombres puisque, comme dit précédemment, ils se reproduisent sur des substrats non colmatés (Office français de la biodiversité, 2010). Si ces substrats ne sont pas envahis par les algues, les ombres peuvent, au contraire, profiter de l'accumulation de bancs de graviers en aval du barrage pour se reproduire (Parkinson *et al.*, 1999).

En outre, les barrages noient les frayères situées en amont (Office français de la biodiversité, 2010). L'habitat originel se trouve alors modifié passant d'un habitat à courant rapide à lent et à une profondeur plus élevée. Ceci implique dès lors un changement d'espèces colonisant ce milieu (Chocat, 2014).

Enfin, la température dans ces retenues augmente et entraîne avec elle une diminution de la quantité d'oxygène dissous provoquant une diminution de l'autoépuration de l'eau en aval et donc une diminution de la qualité des eaux (Chocat, 2014). En effet, les bactéries et microorganismes présents dans l'eau ont besoin d'oxygène dissous pour décomposer les polluants qui s'y trouvent (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007).

#### 1.3.1.2 Altérations physiques

L'érosion des berges représente un autre élément contribuant à l'altération de l'habitat, pouvant résulter de travaux humains ou être induite par les caractéristiques naturelles de la rivière elle-même. Elle engendre le colmatage du substrat du lit de la rivière dû aux sédiments qui migrent dans l'eau (Peeters *et al.*, 2019). L'érosion des berges entraîne également une diminution de la qualité de l'eau car ce phénomène entraîne des polluants et des pesticides dans l'eau (Office français de la biodiversité, 2024). Les ombres étant sensibles à ces différents paramètres, cela peut contribuer à leur déclin.

#### 1.3.1.3 Activités récréatives

La pratique du kayak et de la pêche sur les rivières sont des autres facteurs d'altération de celles-ci. En effet, il y a une altération du substrat causé par les pagaies, par les pêcheurs et directement par le kayak lorsque le niveau du cours d'eau est faible.

Le piétinement des berges lié à ces activités implique par ailleurs une dégradation de la végétation qui maintient les berges, les rendant ainsi plus fragiles, ce qui peut conduire à une augmentation de l'érosion (Inter-Environnement Wallonie ASBL, 2018).

### 1.3.2 Changements climatiques

Le changement climatique peut impacter les populations d'ombres communs dû aux changements de température et à l'intensité des précipitations.

#### 1.3.2.1 Changements de température

L'ombre étant une espèce fortement dépendante de la température, les changements de température deviennent un facteur crucial pour sa survie et sa reproduction, de l'étape de maturation sexuelle à celle du développement des œufs et de leur éclosion. La hausse des températures pourrait d'ailleurs provoquer une accélération du développement des juvéniles et par conséquent une maturité plus précoce qui peuvent induire une réduction de la taille finale de l'ombre adulte. Une réduction de leur durée de vie est aussi observée dans les eaux plus chaudes (Abdoli *et al.*, 2007).

Ensuite, les conditions thermiques naturelles du cours d'eau ont un impact sur la teneur en oxygène dissous qui est un autre facteur indispensable pour la vie de l'espèce (Grimardias et Cattaneo, 2011; Philippart, 1989). En effet, plus la température est élevée, moins les conditions d'oxygénation de l'eau sont bonnes. La teneur minimale requise pour avoir une présence d'ombres dans le cours d'eau est de 7,4 mg O<sub>2</sub>/L (Philippart et Vranken, 1983). La teneur optimale est située entre 9 et 11,4 mg O<sub>2</sub>/L (Philippart, 1989). Une concentration en oxygène dissous inférieure à 3,6 mg O<sub>2</sub>/L est considérée comme potentiellement létale pour l'ombre commun (Bruslé et Quignard, 2013). Ce poisson doit dès lors vivre dans des eaux relativement bien oxygénées, ce qui est compromis lors d'une augmentation des températures (Langon et Frappé, 2008).

Enfin, les macroinvertébrés, source principale de nourriture de l'ombre, sont également fortement dépendants des variations de température de l'eau, certains étant des indicateurs des milieux froids et d'autres des milieux chauds (Astorg *et al.*, 2023; Gélinas *et al.*, 2022). Le changement climatique modifie dès lors les communautés de macroinvertébrés en faisant disparaître certains taxons et en favorisant d'autres (Floury, 2013).

#### 1.3.2.2 Intensité des précipitations

Lors de faibles précipitations, le débit est réduit et les macrophytes ont tendance à se développer davantage induisant une diminution de la teneur en oxygène dissous, ce qui nuit à la pérennité de l'ombre et particulièrement au développement des juvéniles (Haslam, 1978). Ce développement de végétation nuit également au développement des macroinvertébrés (Quinn et Hickey, 1990; Vivier, 1970). A contrario, lors de précipitations intenses et courtes pouvant mener à des inondations, la croissance des macrophytes est inhibée (Hatton-Ellis *et al.*, 2003). Cependant, lors des crues, le débit est très haut et peut empêcher plus particulièrement les juvéniles de trouver des refuges surtout dans des milieux fortement anthropisés (Pires *et al.*, 2008).

De plus, la multiplication des périodes de sécheresse implique une augmentation du nombre de jours d'étiage estival, ce qui a par conséquent un impact négatif sur la survie des adultes (Marsh *et al.*, 2021). En effet, les adultes ont besoin d'un débit et d'une hauteur d'eau importants, lesquels sont réduits lors de l'étiage. Durant cette période, la baisse du niveau de l'eau implique un réchauffement de celle-ci, ce qui réduirait de 80 % le nombre d'habitats disponibles présentant une température idéale (Nuhfer *et al.*, 2017). Les populations juvéniles semblent toutefois moins impactées par cette baisse de niveau de l'eau (Marsh *et al.*, 2021).

### 1.3.3 Changements d'occupation du sol

Le changement d'occupation du sol est un facteur important dans l'étude du déclin des ombres communs. En effet, l'agriculture intensive, l'artificialisation des sols ainsi que la ripisylve influent sur la qualité de l'eau et donc sur la présence d'ombres communs. Selon Fernandes et al. (2019), l'occupation du sol a un impact significatif dans un rayon de 5 km autour du cours d'eau. Siqueira et al. (2023) révèlent que l'agriculture, l'urbanisation et la déforestation ont un impact négatif sur les cours d'eau dans un rayon de 1 km autour de la rivière.

#### 1.3.3.1 Agriculture intensive

La pollution provenant de l'érosion et du lessivage des terres agricoles liés à l'agriculture intensive est largement décrite comme étant une menace pour la qualité des eaux (Fernandes *et al.*, 2019). Cette pollution peut être créée par d'une part, une contamination par des produits chimiques tels que des engrais ou des pesticides et par d'autre part, une contamination biologique comme par exemple, par des organismes microbiologiques présents dans le fumier se retrouvant dans le milieu aquatique. L'azote et le phosphore provenant de ces contaminations contribuent à l'eutrophisation et à la prolifération d'algues parfois toxiques dans les cours d'eau qui compromettent la présence d'oxygène dissous dans le milieu (Global Food Security, 2015; Grimardias et Cattaneo, 2011). La quantité en ammoniacque joue d'ailleurs un rôle décisif en cas d'eutrophisation et de pollution organique des eaux et doit avoir une teneur maximale de 1,0 mg N-NH<sub>4</sub>/L (Philippart et Vranken, 1983). Le transfert de particules de sol et de limon fin provenant des terres agricoles dans les rivières peut également affecter le frai des poissons dû à la diminution de la qualité du substrat de ponte (Global Food Security, 2015).

Afin d'atténuer la pollution des eaux, la Wallonie a mis en place une mesure interdisant l'épandage à moins de 6 m des berges (SPW, 2022a). Cependant, Fernandes et al. (2019) révèlent que la qualité de l'eau est influencée par l'agriculture lorsqu'elle est située à une distance de moins de 10 km de la rivière.

#### 1.3.3.2 Artificialisation des sols

L'artificialisation des sols entraîne une élévation des températures de l'eau de ruissellement, ce qui augmente la température des cours d'eau. Elle augmente également les débits de l'eau de ruissellement suite au manque d'infiltration, entraînant par conséquent une augmentation du débit des cours d'eau (Walsh *et al.*, 2005). De plus, cette artificialisation des sols peut être nocive pour les macroinvertébrés vivant dans l'eau suite à un apport plus important de métaux lourds et de sédiments causé par l'augmentation de ces débits d'eau de ruissellement (Williamson, 1985).

#### 1.3.3.3 Ripisylves

Les ripisylves sont également un élément important à prendre en considération. En effet, les forêts alluviales créent des habitats et participent aux réseaux trophiques des espèces aquatiques (Dufour et Piégay, 2006). C'est le cas par exemple pour le cormoran qui vit dans les arbres en bordure de rivière (Larousse, 2024). Cette espèce est pourtant fortement pointée du doigt par les pêcheurs qui la désignent comme la cause principale du déclin des populations d'ombres communs (Bensussan, 2023; Chocat, 2022; Fédération Suisse de Pêche, 2016) même si une étude de Suter (1995) démontre le contraire.

Ces forêts alluviales créent également des refuges et des microhabitats attractifs pour les poissons grâce aux racines et à la production de bois mort (Dufour et Piégay, 2006; Philippart, 2008). Ces bois tombés dans l'eau modifient la vitesse de la rivière et forment une accumulation de sédiments. La présence de bois mort est d'ailleurs attractive pour les macroinvertébrés (Boivin *et al.*, 2019).

De plus, les forêts alluviales contrôlent en partie la température et la teneur en pollution de l'eau (Dufour et Piégay, 2006). En effet, ces forêts jouent un rôle sur l'éclairage et donc sur la température de l'eau, ce qui permet de garder des bonnes conditions d'oxygénation indispensables pour l'ombre

commun. Les ripisylves participent également au stockage des métaux lourds, des toxines (nitrates et phosphates) et des sédiments (Dufour et Piégay, 2006; Langon et Frappé, 2008). Les forêts aux abords des cours d'eau amélioreraient la qualité de l'eau si elles sont présentes sur une largeur comprise entre 30 et 200 m sur les deux rives selon Hansen et al. (2010) et de minimum 50 m selon Siqueira et al. (2023).

Enfin, bien que la présence de forêts ait un impact positif sur la qualité de l'eau (Fiquepron *et al.*, 2008), il semblerait que les feuillus retiennent mieux les nitrates que les résineux (Langusch et Matzner, 2002). Si elles sont constituées de résineux, cela peut induire des phénomènes d'érosion étant donné qu'ils ont un enracinement superficiel et, produisant un ombrage excessif, ils ne possèdent pas de végétation herbacée sous leur couvert. De plus, s'ils se situent sur un sol pauvre, ils acidifient les eaux (Huylenbroeck *et al.*, 2019). Cette acidification est néfaste pour l'ombre commun qui nécessite un pH supérieur à 5,5 et un optimum situé entre un pH de 6 et de 8 (Philippart, 1989).

## 1.4 Objectifs

En avril 2023, la Région Wallonne a lancé un appel à projets à destination des universités, centres de recherches et associations actives dans le secteur de la biodiversité. Cet appel à projets fait partie de l'action 123 du Plan de Relance Wallon (PRW) dont le but est : « Renforcer l'acquisition et le partage des connaissances et des compétences en matière de biodiversité, et particulièrement en conservation et gestion de la nature, en soutenant des projets alliant universités et acteurs associatifs » (Gouvernement wallon, 2021, p.93). Dix projets ont été sélectionnés suite à cet appel à projets dont le projet Shadow dans lequel s'intègre ce travail de fin d'études. Le projet Shadow vise à déterminer les habitats et la distribution de l'ombre commun en Wallonie (Feremans, 2023). Une diminution des populations a en effet été remarquée sur certaines rivières suscitant divers questionnements. L'ombre commun est d'ailleurs passé d'espèce vulnérable à espèce en danger en 2022 en Région Wallonne (Thiry, 2022). Ce projet d'une durée d'un an a pour but de tenter de déterminer ce qui conditionne l'abondance d'ombres communs dans certaines rivières. Ce travail se concentrera sur l'impact du milieu environnant sur les populations d'ombres communs.

L'objectif de cette étude est de déterminer les différents facteurs influençant la présence des ombres communs sur les bassins de la Lesse et de l'Ourthe en se focalisant sur l'impact du milieu.

Cette étude va tenter de répondre aux questions suivantes :

1. Le déclin de l'ombre est-il confirmé sur les rivières étudiées ?
2. L'abondance en macroinvertébrés et la présence de certaines familles sont-elles corrélées avec celle des ombres communs ?
3. La diversité des poissons présents dans la rivière influence-t-elle la présence d'ombres ?
4. L'hydromorphologie du lit de la rivière impacte-t-elle la présence d'ombres ? La présence de barrages sur les cours d'eau nuit-elle à la présence d'ombres ?
5. La température de l'eau dans les rivières a-t-elle un impact sur la présence d'ombres ?
6. L'occupation du sol environnant nuit-elle à la présence d'ombres communs sur les bassins versants ?
7. La ripisylve diffère-t-elle selon les endroits étudiés et a-t-elle un impact sur l'abondance des ombres ?

## 2 Matériel et méthodes

### 2.1 Localisation des zones d'étude

#### 2.1.1 Choix des bassins versants

Le choix des deux bassins versants à analyser pour cette étude s'est basé sur des données issues de pêches électriques réalisées entre 2000 et 2022 dans le cadre d'un suivi des populations de poissons dans les rivières wallonnes par le Service Public de Wallonie (SPW)(Figure 1). Sur base de l'abondance en ombres sur les différentes zones des bassins versants, deux bassins appartenant au bassin de la Meuse, situés à l'Est de la Belgique, ont été sélectionnés (Figure 2). L'Ourthe, d'une superficie de 1 845,73 km<sup>2</sup>, correspond à un bassin avec une population d'ombres en déclin alors que la Lesse, d'une superficie de 1 338,55 km<sup>2</sup>, possède une population stable.

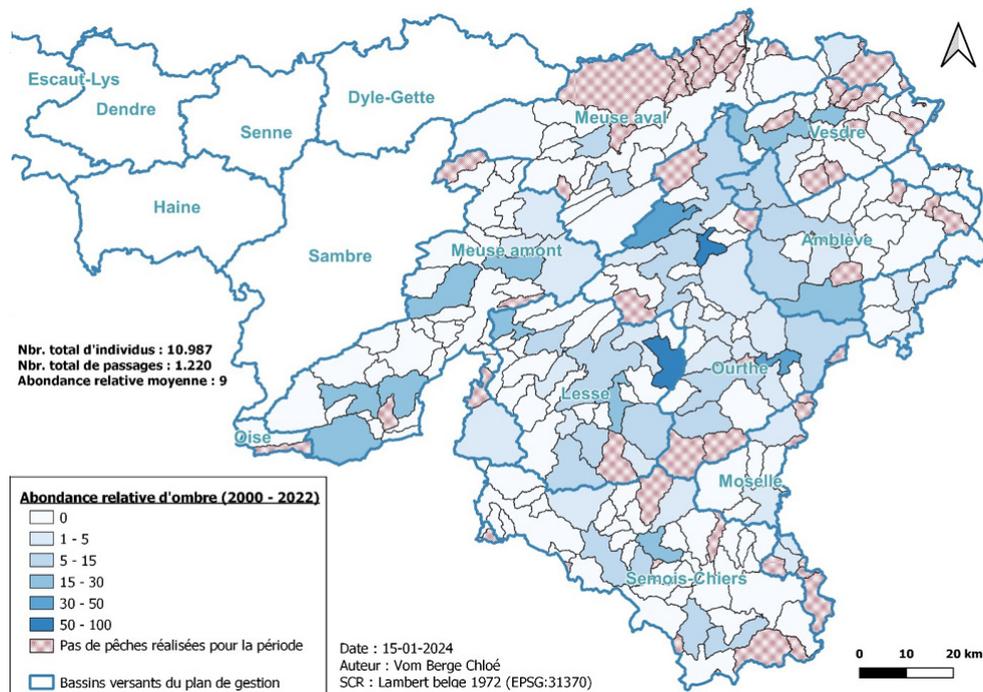


Figure 1 – Abondance relative d'ombres communs en Wallonie

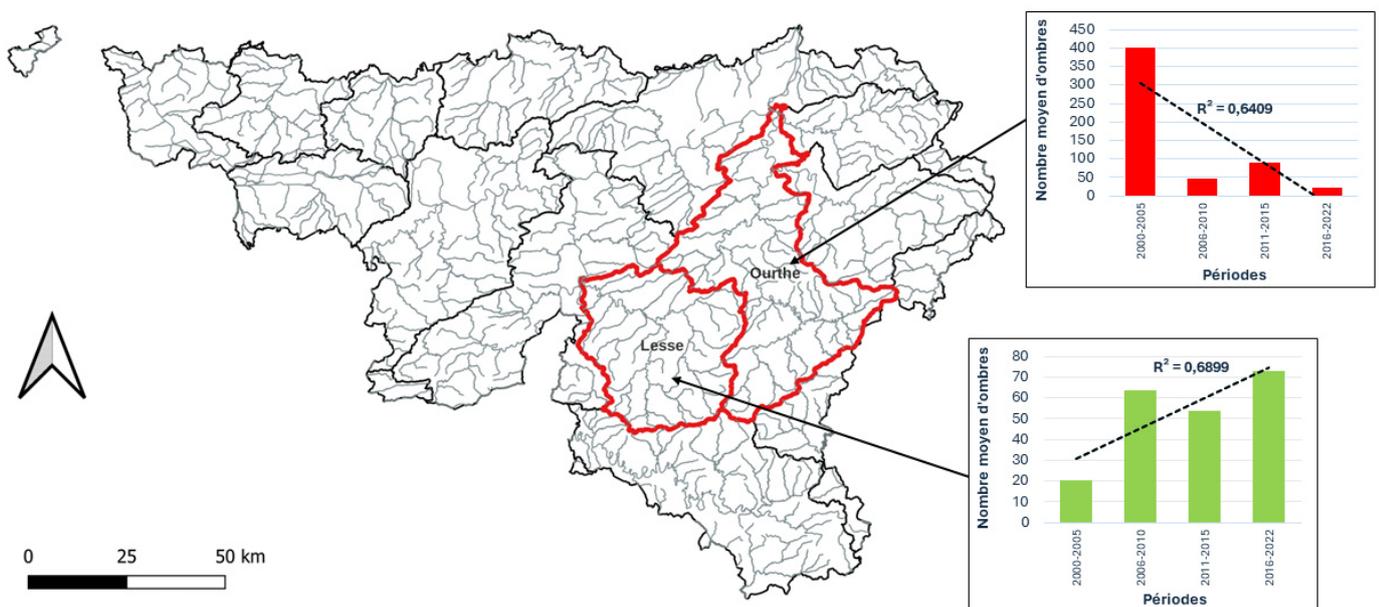


Figure 2 – Localisation et évolution historique des abondances des bassins de l'Ourthe et de la Lesse

### 2.1.2 Choix des rivières et tronçons

Quatre rivières ont été choisies au niveau de chaque bassin versant sur base des données historiques de pêches électriques et deux évolutions ont été retenues (Tableau 1) :

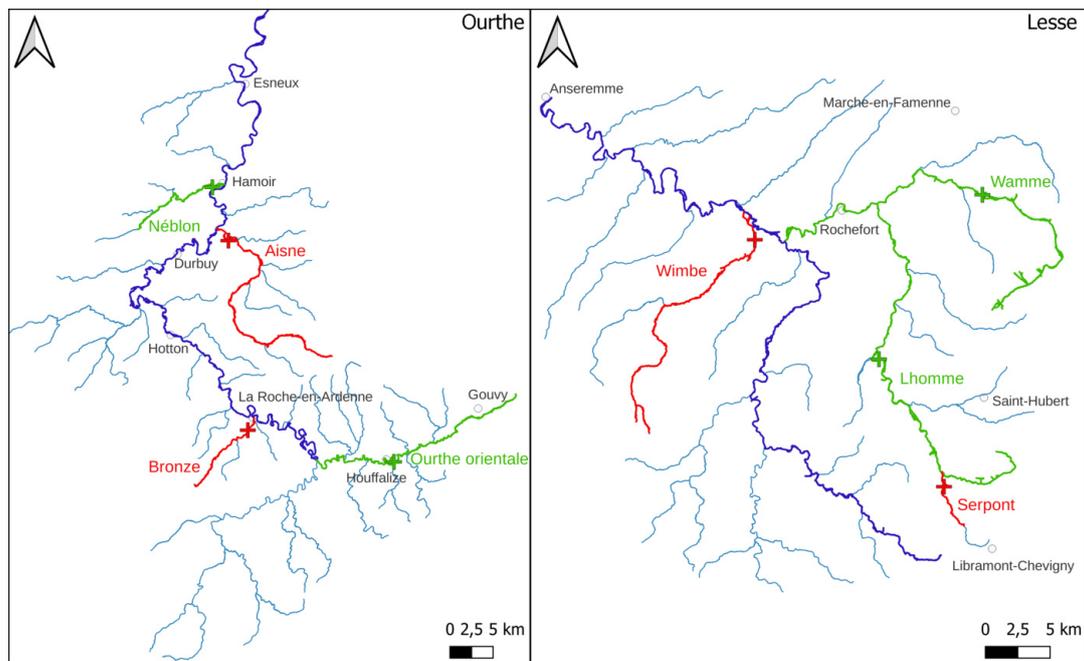
- Évolution positive des abondances : augmentation ou maintien des populations d’ombres.
- Évolution négative des abondances : diminution ou disparition des populations d’ombres.

Dans chaque bassin, deux rivières ont une évolution négative et deux ont une évolution positive.

Les zones d’étude au niveau de chaque rivière ont ensuite été déterminées à l’aide d’images satellites sur base des zones les moins impactées par les activités humaines et en tenant compte de leur accessibilité en voiture et à pied (Tableau 1 et Figures 3, 4 et 5). Des tronçons de 150 m ont été choisis et ensuite validés par une visite sur le terrain début mars 2024. Tous les tronçons sont des cours d’eau non navigables de première catégorie définis comme étant « les parties des cours d’eau non navigables, en aval du point où leur bassin hydrographique atteint au moins 5 000 hectares » (Service Public Fédéral Intérieur, 1967, article 2), excepté ceux situés sur le Serpont et le Bronze qui sont de deuxième catégorie, soit « les cours d’eau non navigables ou parties de ceux-ci qui ne sont classés ni en première ni en troisième catégorie » (Service Public Fédéral Intérieur, 1967, article 2). Les cours d’eau de troisième catégorie étant « les cours d’eau non navigables ou parties de ceux-ci, en aval de leur origine, tant qu’ils n’ont pas atteint la limite de la commune où est située cette origine » (Service Public Fédéral Intérieur, 1967, article 2).

**Tableau 1** – Évolution historique, longueur des rivières en km et coordonnées des tronçons choisis

Bassin de l’Ourthe					Bassin de la Lesse				
Rivière	Évolution	Longueur	Coordonnées		Rivière	Évolution	Longueur	Coordonnées	
			Aval	Amont				Aval	Amont
Aisne	–	36	(5,577971 ; 50,353539)	(5,578922 ; 50,352734)	Lhomme	+	55	(5,260855 ; 50,053808)	(5,262697 ; 50,054128)
Bronze	–	12	(5,566899 ; 50,166356)	(5,567486 ; 50,165139)	Serpont	–	6	(5,329877 ; 49,964283)	(5,328254 ; 49,963371)
Néblon	+	16	(5,520971 ; 50,424071)	(5,519354 ; 50,423343)	Wamme	+	29	(5,372772 ; 50,167777)	(5,374532 ; 50,167573)
Ourthe orientale	+	45	(5,802946 ; 50,130642)	(5,804763 ; 50,131009)	Wimbe	–	28	(5,128434 ; 50,138733)	(5,128114 ; 50,137483)



Légende  
— Évolution positive    — Rivière principale  
— Évolution négative    — Affluents

**Figure 3** – Localisation des différentes zones d’étude avec leur évolution historique d’abondance pour le bassin de l’Ourthe et le bassin de la Lesse



Figure 4 – Localisation des différents tronçons du bassin de l'Ourthe

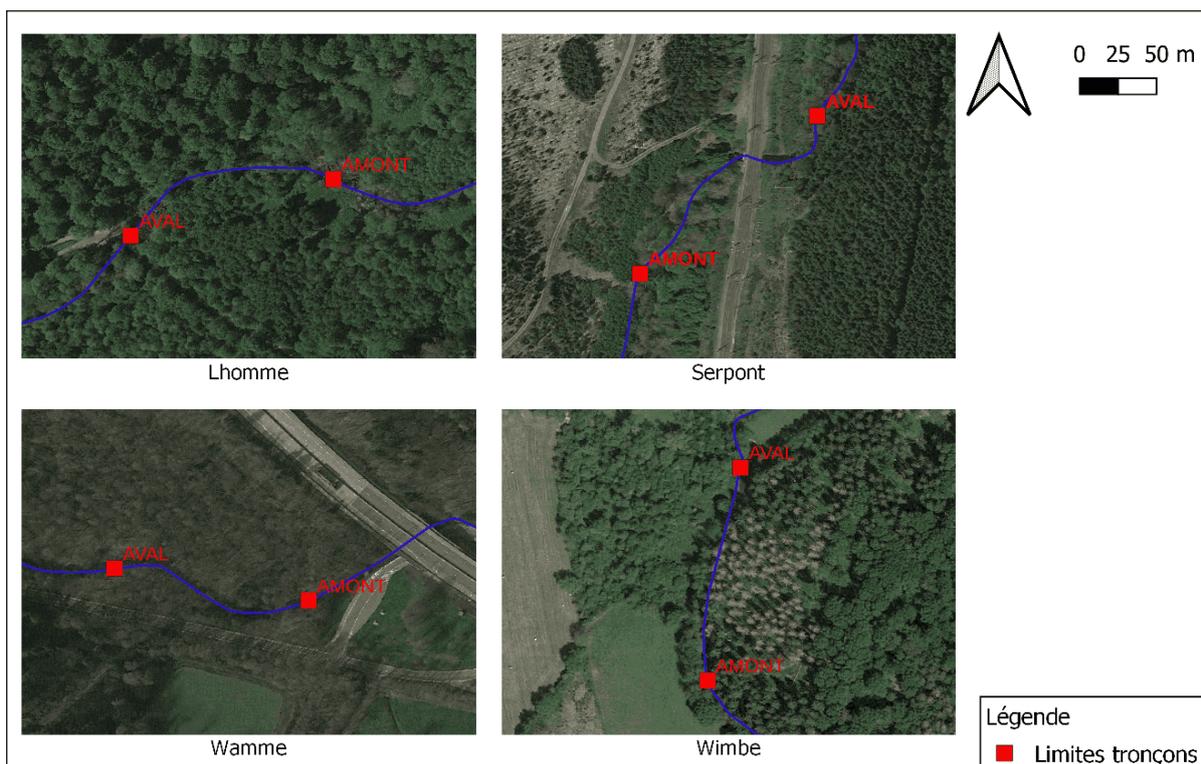


Figure 5 – Localisation des différents tronçons du bassin de la Lesse

## 2.2 Collecte des données piscicoles

Les tronçons de 150 m préalablement choisis ont été mesurés à l'aide d'un décamètre et balisés grâce à deux piquets. L'inventaire piscicole a été réalisé via une pêche électrique. Un groupe électrogène fixe d'une tension de 300 volts EFKO (FEG 5000 et FEG 8000) a été utilisé avec une, deux ou trois anodes en fonction de la largeur de la rivière afin de pouvoir couvrir toute la zone. Une personne se déplaçait de front à chaque anode, accompagnée de deux personnes équipées d'épuisettes de mailles de 5 mm et de deux autres personnes portant des bassines. Les poissons situés entre 1 et 2 m de l'anode sont attirés vers celle-ci par une nage forcée et subissent une électronarcose. Ces derniers ont été récupérés avec des épuisettes et transférés dans les bassines. L'abondance en ombres par tronçon est répertoriée ainsi qu'une estimation de la diversité des autres poissons. Deux passages ont été effectués de l'aval vers l'amont sur le secteur balisé. Lors du premier passage, tous les poissons sont capturés afin d'avoir une idée générale de la diversité en espèces et lors du second, seuls les ombres sont recueillis. Les pêches sur le Serpont, le Bronze, l'Ourthe orientale et le Néblon ont été réalisées respectivement les 7, 8, 14 et 15 mai 2024, alors que celles sur la Wamme, la Wimbe, l'Aisne et la Lhomme ont été réalisées le 3 juin pour les deux premiers sites ainsi que respectivement les 5 et 7 juin 2024 pour les deux derniers.

En plus d'être comptabilisé, chaque ombre capturé a été anesthésié afin de réaliser des mesures de biométrie, c'est-à-dire la longueur à la fourche et la longueur totale [mm] à l'aide d'un ichtyomètre (précision : 1 mm) et la masse [g] à l'aide d'une balance de terrain (Kern EMB 500-1, précision 0,1 g). Ensuite, le contenu stomacal des ombres a été récupéré à l'aide de la méthode du « flushing » qui consiste à faire régurgiter le poisson grâce à un jet d'eau envoyé dans l'estomac à l'aide d'un tuyau inséré dans l'orifice buccal et d'un pulvérisateur. Le contenu est ensuite placé dans un pot rempli d'éthanol à 70 % qui est étiqueté à l'aide du code du poisson capturé. Ces données concernant le contenu stomacal ont été récoltées dans le cadre du projet Shadow mais ne seront pas analysées dans le cadre de ce travail.

## 2.3 Collecte des données d'abondance en macroinvertébrés

Afin de quantifier l'abondance en macroinvertébrés présents sur chaque zone, un tronçon de 50 m au sein de chaque secteur de 150 m déterminé précédemment a été choisi. Cette zone doit être représentative de l'ensemble de la zone et le fond de la rivière doit être accessible et visible. Les 50 m choisis ont été découpés en 10 sous-tronçons de 5 m et identifiés grâce à des piquets plantés sur les berges. Pour ces 10 sous-tronçons, les différents microhabitats ont été identifiés grâce à la clé de détermination de la norme NF T90-333 basée sur le type de substrat et la vitesse du courant (AFNOR, 2016). Le pourcentage total de chaque microhabitat est ensuite estimé pour l'ensemble du tronçon de 50 m. Un maximum de huit échantillons sont alors collectés par zone d'étude en prélevant au moins un de ces échantillons dans chaque microhabitat les plus abondants déterminés précédemment avec la possibilité de faire plusieurs prélèvements dans le ou les microhabitats dominants. L'échantillonnage est effectué de l'aval vers l'amont en frottant ou en ramenant le substrat dans un filet, selon le type de substrat. Les échantillons ont été nettoyés à l'aide de tamis en inox (Retsch) de mailles de différentes tailles (6,3 mm, 2 mm et 500  $\mu$ m) et conservés dans une solution d'éthanol à 70 %. L'identification des macroinvertébrés récoltés jusqu'à la famille (sauf dans certains cas lorsque la clé d'identification ne permet pas la détermination jusque la famille) est réalisée, après tri des résidus, en laboratoire à l'aide d'un binoculaire de grossissement 10 x 22. Cette identification est effectuée à l'aide de la clé d'identification « Perla » développée par le gouvernement français (DREAL Auvergne-Rhône-Alpes, 2024). Durant chaque pêche, trois filets de mailles de 500  $\mu$ m ont été placés en amont du secteur pêché pendant minimum 2 h afin de récolter les macroinvertébrés dérivants qui sont également identifiés en laboratoire.

## 2.4 Analyse de l'écologie des ombres

Afin d'analyser l'écologie de l'ombre, l'abondance en ombres par m<sup>2</sup> de rivière est calculée pour chaque secteur ainsi que l'indice de Fulton ou facteur de condition (K) qui est un indice permettant de déterminer les conditions de vie de l'espèce. Ce dernier dépend du poids et de la longueur du poisson. La formule utilisée suppose une croissance de l'espèce isométrique. Lorsque plusieurs individus sont pêchés sur un même site, la moyenne des indices est calculée. Plus l'indice est élevé, meilleures sont les conditions de vie. La formule est la suivante (Fréon, 1979) :

$$K = \frac{P \times 100}{L^3} \quad (1)$$

avec :

$K$  = facteur de condition [-]

$P$  = poids du poisson [g]

$L$  = longueur du poisson à la fourche [cm]

La description de l'endroit de capture de l'ombre a été réalisée lors de chaque capture en relevant la profondeur [cm] à l'aide d'une mire (précision : 1 cm), la vitesse du courant à l'aide d'un courantomètre (FLO-MATE 2000, Marsh McBirney, Inc., Frederick (Maryland), États-Unis) et le type de substrat.

## 2.5 Hydromorphologie de la rivière

Une mesure de la largeur du tronçon a été réalisée tous les 30 m. Une moyenne des largeurs ainsi relevées est ensuite calculée.

La pente moyenne du tronçon est déterminée avec des mesures d'altitude relevées à l'aide d'un GPS ainsi qu'avec la longueur linéaire entre les deux points. La formule 2 est appliquée :

$$p = \frac{(A1 - A2) \times 100}{L} \quad (2)$$

avec :

$p$  = pente moyenne sur le tronçon [%]

$A1$  = altitude du point amont [m]

$A2$  = altitude du point aval [m]

$L$  = longueur rectiligne entre les deux points [m]

La sinuosité du tronçon de la rivière est calculée avec la longueur du tronçon en suivant les berges ainsi qu'avec la longueur du tronçon en suivant l'axe général du cours d'eau. La formule 3 est appliquée pour connaître l'indice de sinuosité (SI) :

$$SI = \frac{L1}{L2} \quad (3)$$

avec :

$SI$  = indice de sinuosité [-]

$L1$  = longueur réelle suivant les berges [m]

$L2$  = longueur de l'axe général [m]

Chaque tronçon est classé dans une des quatre classes suivantes (Tableau 2)(Malavoi et Bravard, 2010) :

**Tableau 2** – *Classes de sinuosité*

SI < 1,05	Rectiligne
1,05 < SI < 1,25	Sinueux
1,25 < SI < 1,5	Très sinueux
SI > 1,5	Méandriforme

### 2.5.1 Paramètres physico-chimiques

Une sonde de température (HOBObconnect MX2201 ou MX2203, Onset Computer Corporation, Bourne (Massachusetts), États-Unis) a été placée sur chaque tronçon choisi entre la fin du mois de février et le début du mois de mars 2024. Les données (une mesure par heure) ont été récoltées et analysées du 7 mars au 7 mai. Une mesure de la quantité en oxygène dissous et une mesure de la conductivité de l'eau sont également réalisées à l'aide d'un multiparamètre portable (HQ40d, Hach, Loveland (Colorado), États-Unis).

### 2.5.2 Berges

Le type de berge présent sur le tronçon est déterminé sur base d'un diagnostic de l'érosion (CBRCR, 2014). Le type de berge dominant est déterminé pour chacun des tronçons (Tableau 3).

**Tableau 3** – *Type de berge*

<b>Ampleur de l'érosion</b>	<b>Caractéristiques</b>
Nulle	Berge artificielle / aucune érosion visible
Faible	Stable / léger recul à la base
Moyenne	Arbres déracinés / plusieurs mètres faiblement touchés / racines bien visibles
Forte	Instable / affaissement / déracinement des arbres / création d'un ravin / racines bien visibles

### 2.5.3 Obstacles

Les obstacles présents sur les différents cours d'eau étudiés sont également répertoriés à l'aide de la carte « Obstacles à la libre circulation des poissons » disponible sur WalOnMap. Seuls les obstacles répertoriés comme infranchissables et majeurs sont pris en considération vu leur nuisibilité pour les salmonidés. De plus, les passes à poissons considérées comme fonctionnelles et efficaces sont répertoriées sur cette même carte réalisée via QGIS.

## 2.6 Occupation du sol

Des cartes d'occupation du sol, issues du réseau Life Watch, ont été réalisées grâce au logiciel QGIS sur une distance d'1 km autour du tronçon et pour chaque masse d'eau de surface (MESU). Afin de simplifier leur lecture, les classes de types de sols sont regroupées. La proportion de chaque grand type de sol est également calculée pour chaque masse d'eau et surface de 1 km autour du tronçon. Pour calculer ces proportions, les catégories « Feuillus », « Conifères » et « Forêts mixtes » sont regroupées dans la catégorie « Forêts » et la catégorie « Prairies » reprend les catégories « Prairies permanentes monospécifiques productives » et « Prairies diversifiées ». Des cartes de zones Natura 2000 ont également été réalisées et les proportions de ces zones ont été déterminées pour les deux bassins versants et pour chaque masse d'eau sur base des données de la Région Wallonne (WalOnMap).

## 2.7 Ripisylve

Afin de caractériser la ripisylve des zones d'étude, différents paramètres (Debruxelles *et al.*, 2008) ont été relevés sur les deux rives à l'aide de la fiche de terrain présente en Annexe I. D'abord, la hauteur moyenne et le nombre de strates permettant de déterminer la structure de la ripisylve sont relevés (Tableau 4). La largeur moyenne de la ripisylve est aussi estimée (Tableau 5). Ensuite, la proportion des surfaces forestière, agricole, industrielle ou artificialisée sur une largeur de 2 m du bord est estimée sur chaque tronçon. Ces proportions sont également évaluées à une distance de plus de 2 m du bord de la rivière.

**Tableau 4** – *Classification des structures de ripisylve*

Nombre de strates	Hauteur
Coupe à blanc	0 m
1 strate	< 3 m
	3 – 7m
	> 7m
2 strates	-
Multistrate	-

**Tableau 5** – *Classification des largeurs de ripisylve*

Très étroite	0 - 1 m
Étroite	1 - 2 m
Moyenne	2 - 5 m
Large	5 - 10 m
Très large	> 10 m

Les trois ou quatre essences d'arbres principales ont en outre été identifiées. Enfin, le pourcentage de continuité sur les deux rives ainsi que la structure de celle-ci sont déterminés (Tableau 6).

**Tableau 6** – *Classification de la continuité de la ripisylve*

Absente	Pas de ripisylve
Plantes ligneuses isolées	Arbres solitaires bien espacés
Ligne d'arbres	Une rangée de végétation arborée
Corridor continu	Bande de végétation boisée continue sur toute sa longueur
Corridor discontinu	Bande de végétation boisée avec quelques espacements

## 2.8 Analyse des données sur le logiciel R

Le logiciel R (version 4.2.2) est utilisé afin de réaliser une analyse statistique des données récoltées. D'abord, les conditions d'application (la normalité et l'égalité des variances) sont vérifiées. La normalité est supposée étant donné une quantité de moins de 10 échantillons. L'égalité des variances est vérifiée à l'aide du test de Levene. Différents tests de Student sont ensuite réalisés et si les conditions d'application ne sont pas respectées, un test de Wilcoxon est réalisé. Une analyse est effectuée afin de déterminer s'il existe une différence significative des abondances en ombres capturés dans les deux bassins versants avec comme facteurs l'évolution historique générale du tronçon ainsi que le bassin. Une analyse est également réalisée pour les macroinvertébrés récoltés sur les deux bassins avec ces deux mêmes facteurs. Ce même test est enfin réalisé avec les différents paramètres récoltés et utilisés dans les analyses en composantes principales (ACP) en prenant comme facteurs le bassin, l'évolution historique et la présence/absence d'ombres lors des pêches.

Une analyse des macroinvertébrés est ensuite réalisée grâce aux graphiques d'abondance pour l'ensemble des échantillons récoltés, pour chaque bassin et pour chaque site. Les courbes d'accumulation pour l'ensemble des échantillons et pour chaque site sont également effectuées afin de s'assurer d'un échantillonnage suffisant. L'échantillon « dérivant » est pris en considération au même titre que chaque prélèvement des échantillons récoltés en fonction du substrat. Lors de plusieurs prélèvements réalisés pour le même substrat, l'abondance totale en macroinvertébrés est divisée équitablement entre les différents prélèvements. Le coefficient de Chao est également calculé pour chaque effort d'échantillonnage.

Les températures par évolution d'abondances historiques pour chaque bassin sont représentées graphiquement sur la période d'échantillonnage. Une comparaison de la moyenne entre les deux bassins est également réalisée grâce à un test de Student.

Afin d'étudier l'écologie de l'ombre, une ACP est réalisée à partir des données récoltées pour chaque ombre capturé après réalisation d'une analyse de la variance des données morphométriques des différents sites. De plus, l'écologie des macroinvertébrés est étudiée grâce à une première ACP montrant les relations entre l'hydromorphologie, les paramètres physico-chimiques, l'abondance en macroinvertébrés et leur diversité. Une deuxième ACP explique la distribution des rangs taxonomiques des macroinvertébrés récoltés en fonction de ces mêmes paramètres.

Trois autres ACP ont été réalisées ayant pour objectif d'identifier les relations entre d'une part, l'abondance en ombres et la diversité en macroinvertébrés et d'autre part, l'hydromorphologie et les paramètres physico-chimiques, l'occupation du sol et la ripisylve. Une dernière ACP exprime également l'influence de la présence des rangs taxonomiques des macroinvertébrés présents à plus de 1,00 % au niveau global sur tous les sites par rapport à l'abondance en ombres.

Enfin, une analyse en correspondance multiple (ACM) est réalisée afin d'étudier l'influence de la largeur de la ripisylve et de l'érosion des berges sur la présence en ombres.

Les barycentres de la distribution des différents sites avec et sans la présence d'ombres sont représentés sur tous les graphiques des individus des différentes ACP et ACM.

### 3 Résultats

#### 3.1 Données récoltées sur les ombres communs

##### 3.1.1 Evolutions historiques des populations d'ombres

Le bassin de l'Ourthe possède une population en déclin, la somme des moyennes annuelles d'ombres pêchés sur les différentes rivières est passée de près de 400 ombres sur la période 2000-2005 à environ 75 ombres sur la période 2016-2022. Les populations d'ombres semblent en régression sur l'Aisne (417 en 2000 à 4 ombres en 2018) ainsi que sur le Bronze (14 en 2012 à 0 ombre en 2017) alors qu'elles augmentent sur le Néblon (34 en 2006 à 56 ombres en 2017) et sur l'Ourthe orientale (15 en 2006 et 125 ombres en 2017) (Figure 6).

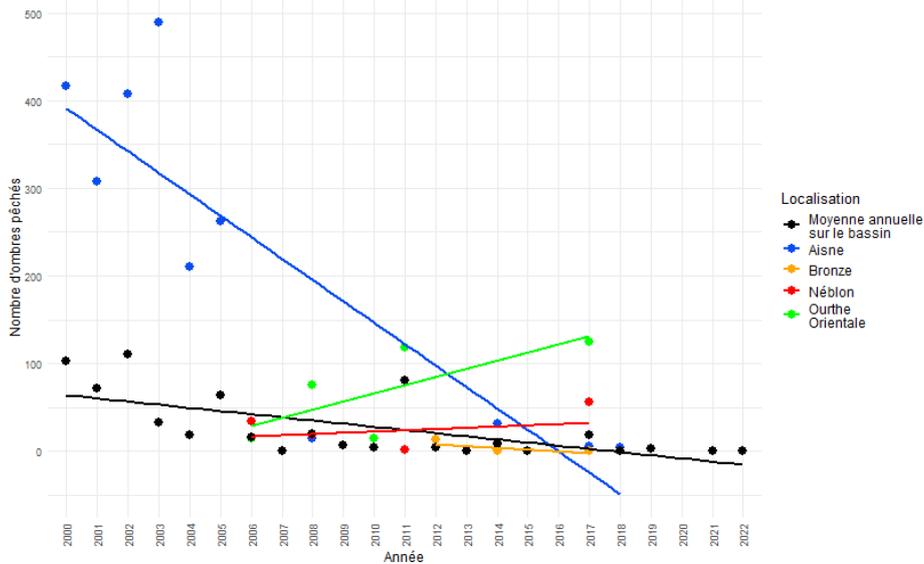


Figure 6 – Evolutions historiques des abondances sur les rivières de l'Ourthe

Le bassin de la Lesse semble quant à lui avoir une population assez stable. La somme des moyennes annuelles d'ombres répertoriés sur les différentes rivières de ce bassin est passée d'environ 20 pour la période 2000-2005 à environ 70 pour la période 2016-2022. La Lhomme (72 en 2004 à 75 ombres en 2022) et la Wamme (1 en 2010 à 397 ombres en 2022) ont une population qui augmente. Au contraire, elle semble diminuer sur le Serpont (11 en 2009 à 1 ombre en 2021) et sur la Wimbe (5 en 2005 à 0 ombre en 2021) (Figure 7).

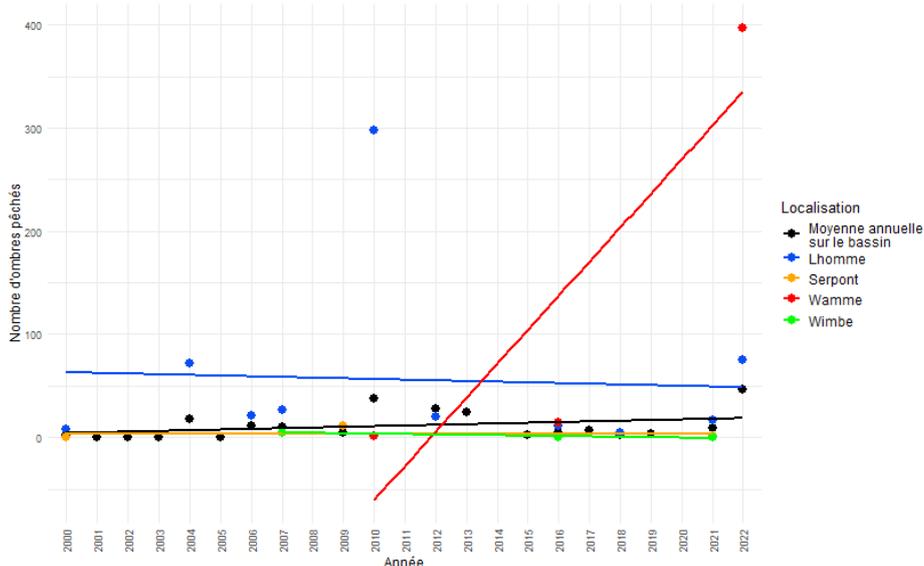


Figure 7 – Evolutions historiques des abondances sur les rivières de la Lesse

### 3.1.2 Résultats des données morphométriques des ombres communs et comparaison de leur abondance entre bassins hydrographiques

#### 3.1.2.1 Résultats des données morphométriques

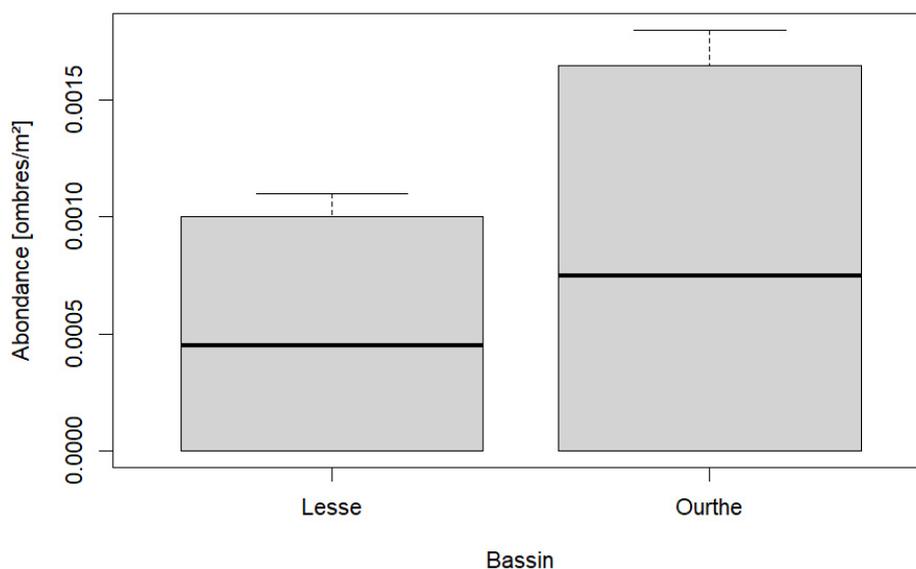
Le nombre d'ombres capturés lors de la campagne de terrain varie de 0 à 28 sur les huit sites. L'indice de Fulton moyen dépasse 1,00 dans les quatre rivières avec des ombres, ce qui témoigne de bonnes conditions de développement pour l'ombre (Tableau 7). Les longueurs à la fourche et les masses des adultes ne présentent pas de différences significatives entre les sites ( $F(3) = 1,524$ , p-valeur = 0,2424 et  $F(3) = 1,3254$ , p-valeur = 0,2971, respectivement), bien que la masse moyenne soit légèrement plus élevée sur l'Aisne.

**Tableau 7** – Ombres capturés sur les différents sites et données morphométriques avec leurs écarts-types

Site	Stade	Nombre d'ombres	Longueur à la fourche moyenne [cm]	Masse moyenne [g]	Indice de Fulton moyen
Aisne	Adulte	5	$28,5 \pm 2,5$	$204,1 \pm 63,5$	$1,13 \pm 0,05$
Lhomme	Juvénile	13	$4,9 \pm 0,7$	$1,3 \pm 0,7$	$1,02 \pm 0,28$
	Adulte	15	$24,2 \pm 4,9$	$141,5 \pm 81,3$	$1,15 \pm 0,08$
Ourthe orientale	Adulte	2	$23,1 \pm 10,0$	$144,2 \pm 157,3$	$1,14 \pm 0,12$
Serpont	Adulte	1	26,2	151,9	1,02

#### 3.1.2.2 Comparaison des abondances entre bassins hydrographiques

Les moyennes d'abondances en ombres capturés lors des pêches sont semblables entre les deux bassins étudiés (Wilcoxon,  $W = 6$ , p-valeur = 0,6446), avec une moyenne de 0,000500 ombres/m<sup>2</sup> pour le bassin de la Lesse et de 0,000825 ombres/m<sup>2</sup> pour celui de l'Ourthe (Figure 8).



**Figure 8** – Abondance en ombres sur les bassins de la Lesse et de l'Ourthe

## 3.2 Données récoltées sur les macroinvertébrés

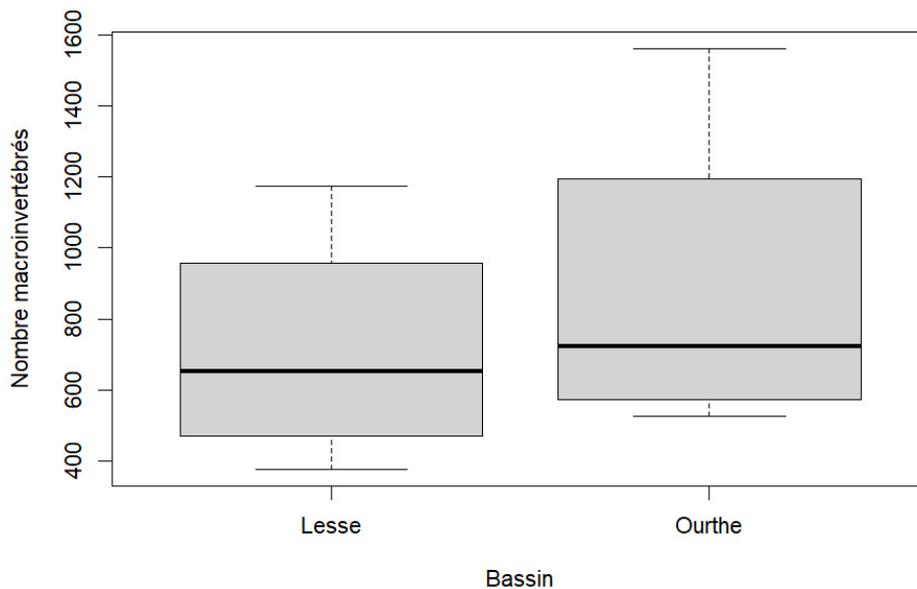
### 3.2.1 Comparaison de l'abondance en macroinvertébrés entre bassins hydrographiques

L'effectif des macroinvertébrés récoltés sur les deux bassins varie de 377 à 1561 (Tableau 8) avec un total de 6388 macroinvertébrés récoltés sur les deux bassins dont 3532 sur le bassin de l'Ourthe et 2856 sur celui de la Lesse.

**Tableau 8** – *Effectif des macroinvertébrés et des différents taxons récoltés représentant la diversité sur les différents sites*

Bassin de l'Ourthe			Bassin de la Lesse		
Site	Abondance	Diversité	Site	Abondance	Diversité
Aisne	618	16	Lhomme	566	25
Bronze	1561	32	Serpont	739	30
Néblon	527	26	Wamme	377	15
Ourthe orientale	826	34	Wimbe	1174	22

L'effectif des macroinvertébrés n'a révélé aucune différence significative entre les deux bassins ( $t(5,48) = -0,585$ , p-valeur = 0,582) avec un nombre moyen de macroinvertébrés récoltés sur le bassin de l'Ourthe de 883 et de 714 sur celui de la Lesse (Figure 9).



**Figure 9** – *Effectif des macroinvertébrés sur les bassins de la Lesse et de l'Ourthe*

### 3.2.2 Diversité taxonomique

#### 3.2.2.1 À l'échelle des bassins versants

Les macroinvertébrés présents sur les sites des deux bassins sont majoritairement des Simuliidae (36,2 %), des Chironomidae (21,1 %), des Baetidae (17,0 %) et des Ephemerellidae (9,8 %) (Figure 10).

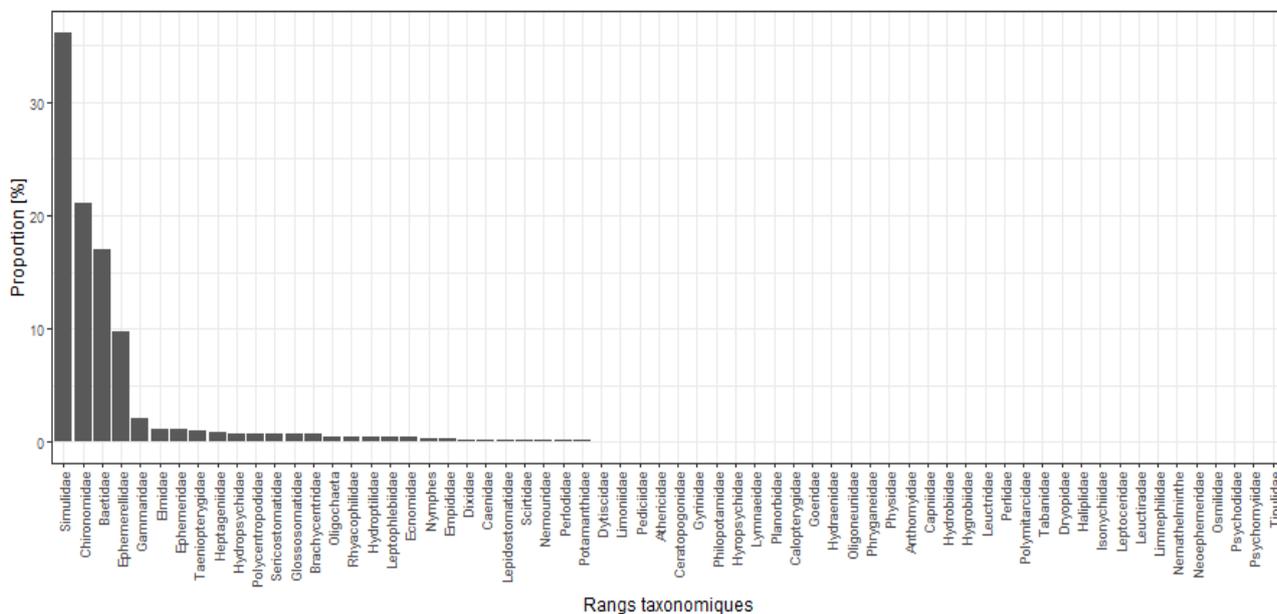


Figure 10 – Proportion des rangs taxonomiques des macroinvertébrés récoltés sur tous les sites

Sur l'Ourthe, les Chironomidae dominent (30,7 %) suivis par les Simuliidae (27,0 %), les Baetidae (15,8 %) puis les Ephemerellidae (9,0 %). La Lesse est quant à elle majoritairement composée de Simuliidae (47,4 %) mais également dans une moindre mesure de Baetidae (18,5 %), d'Ephemerellidae (10,8 %) et de Chironomidae (9,2 %) (Figure 11).

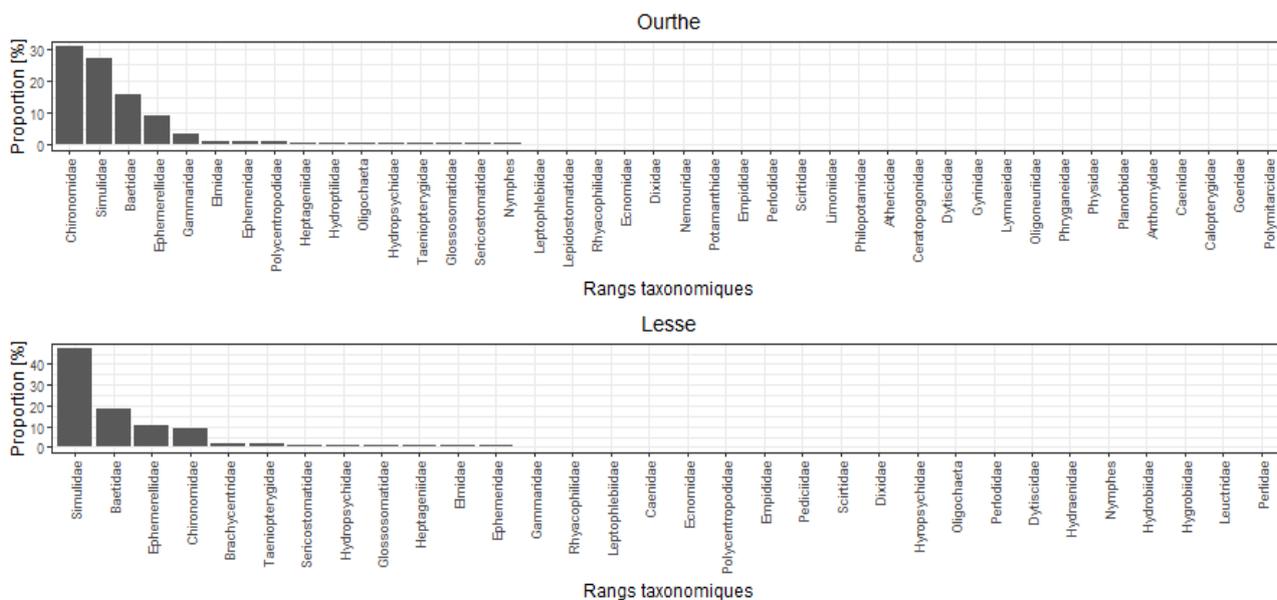


Figure 11 – Proportion des rangs taxonomiques des macroinvertébrés récoltés sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse

### 3.2.3 À l'échelle des zones d'étude

#### 3.2.3.1 Bassin de l'Ourthe

La famille des Chironomidae est la plus représentée sur le Bronze et sur l'Ourthe orientale avec des proportions respectives de 39,9 % et de 45,4 %. Le Bronze possède également plus de 30 % de Simuliidae. L'Aisne présente près de 40 % de Simuliidae et environ 30 % de Baetidae. Enfin, le Néblon possède une plus grande diversité avec des proportions assez similaires en Gammaridae, Ephemerellidae, Baetidae et Simuliidae variant de 15 et 20 % (Figure 12).

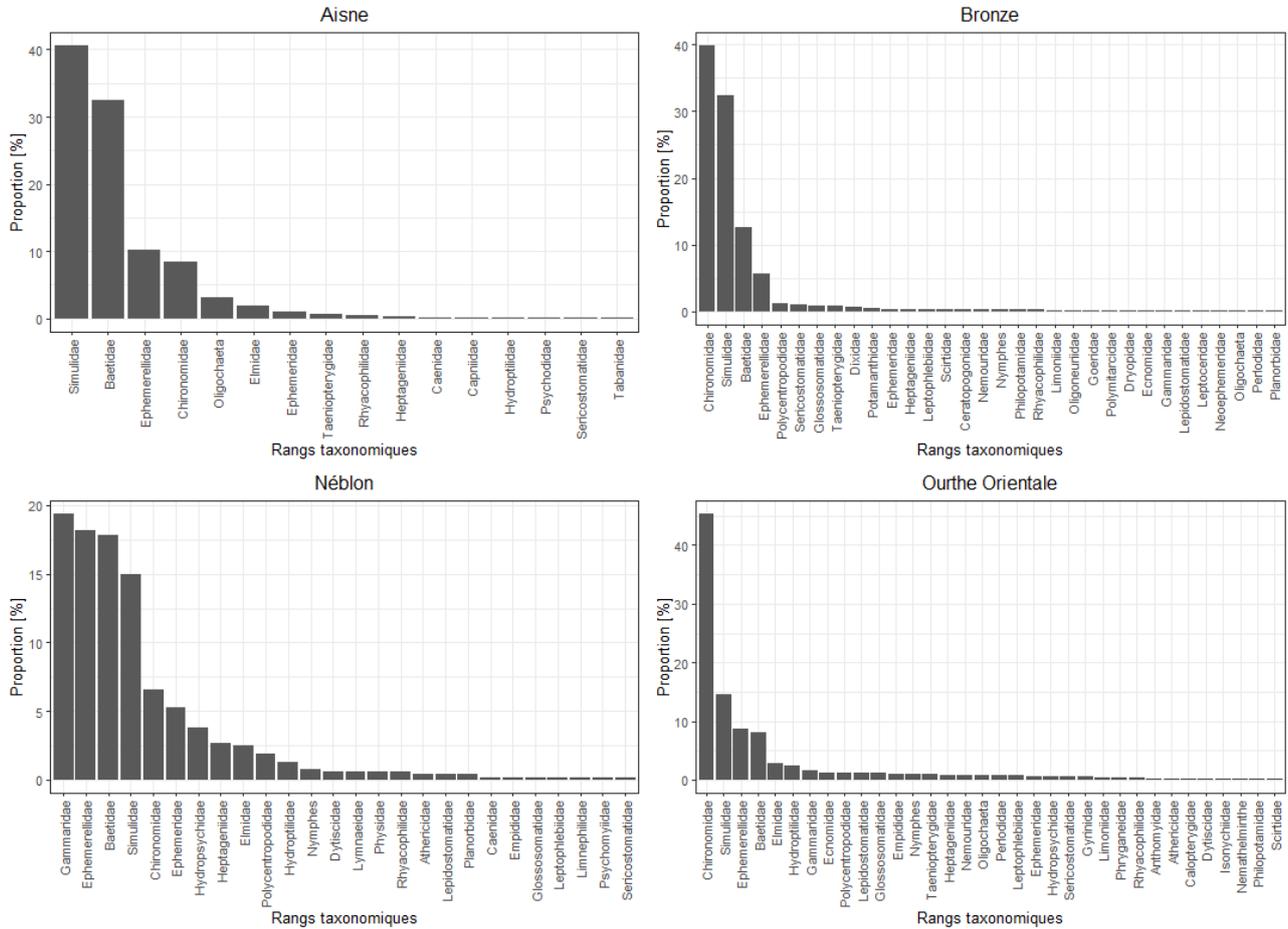


Figure 12 – Proportion des rangs taxonomiques des macroinvertébrés présents sur les sites du bassin de l'Ourthe

### 3.2.3.2 Bassin de la Lesse

La Lhomme et la Wamme ont des profils d'abondance assez semblables. En effet, elles contiennent majoritairement (environ 63 % pour la Lhomme et 80 % pour la Wamme) des Simuliidae et des Baetidae. La Wimbe possède plus de 70 % de Simuliidae. Enfin, une plus grande diversité est constatée sur le Serpont avec plus de 20 % d'Ephemerellidae et de Chironomidae ainsi qu'environ 15 % de Simuliidae et de Baetidae (Figure 13).

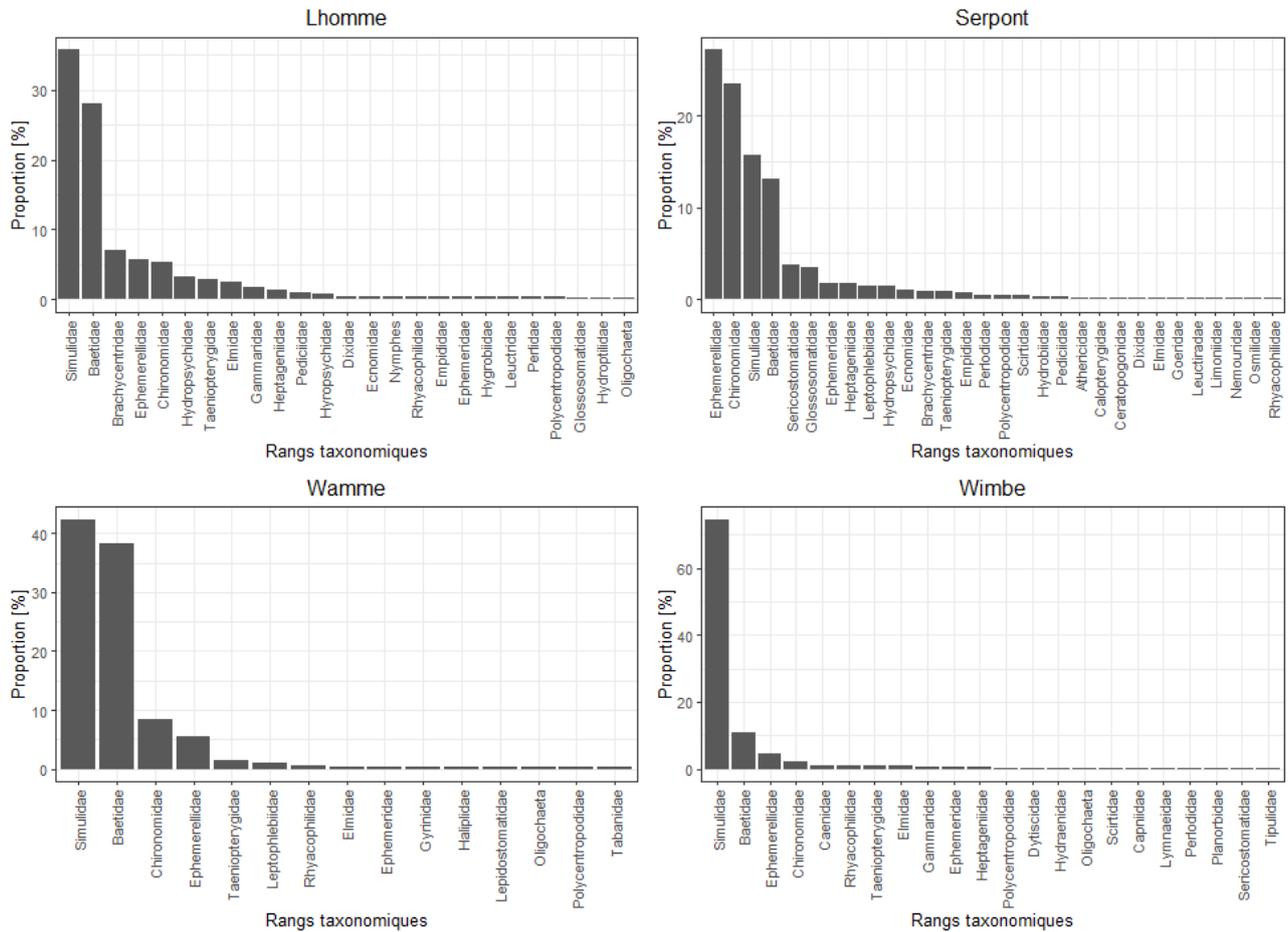


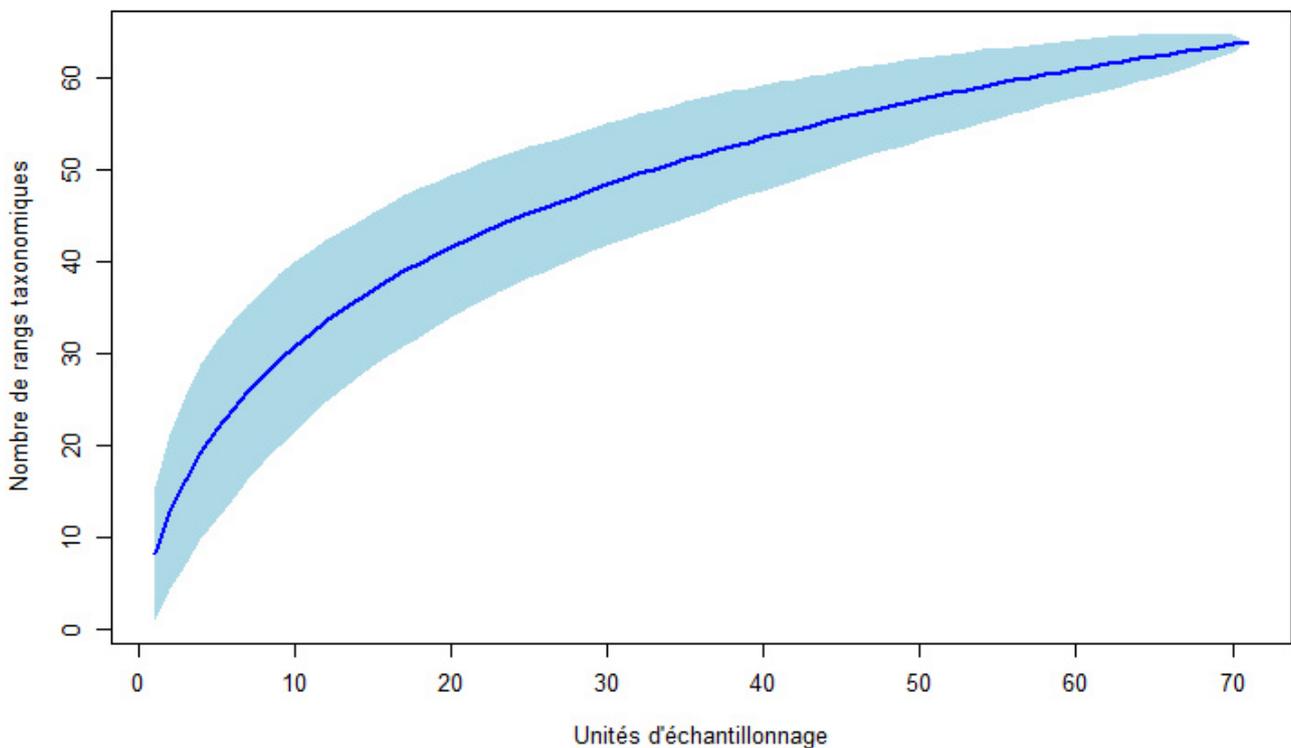
Figure 13 – Proportion des rangs taxonomiques des macroinvertébrés présents sur les sites du bassin de la Lesse

### 3.2.4 Analyse de l'effort d'échantillonnage des macroinvertébrés

L'effort d'échantillonnage général de tous les échantillons récoltés est assez bon. En effet, il atteint une asymptote (Figure 14) et le pourcentage manquant de taxons échantillonnés estimé grâce au test de Chao est d'environ 10 %. À noter que cet effort d'échantillonnage prend en compte les différents prélèvements lors d'un substrat fortement représenté ainsi que l'échantillon dérivant (Tableau 9).

**Tableau 9** – Nombre de prélèvements des macroinvertébrés sur les différents sites

Bassin de l'Ourthe		Bassin de la Lesse	
Site	Prélèvements	Site	Prélèvements
Aisne	8	Lhomme	9
Bronze	7	Serpont	8
Néblon	7	Wamme	7
Ourthe orientale	9	Wimbe	8



**Figure 14** – Courbe d'accumulation de tous les sites

Concernant le bassin de l'Ourthe, l'effort d'échantillonnage est satisfaisant pour le Bronze, le Néblon et l'Ourthe orientale avec des courbes d'accumulation proches de l'asymptote et un pourcentage d'échantillons manquants de respectivement 18 %, 17 % et 7 %. Cet échantillonnage est moins satisfaisant pour l'Aisne avec 32 % d'échantillons manquants (Figure 15 et Tableau 10).

Concernant le bassin de la Lesse, l'effort d'échantillonnage est satisfaisant pour la Lhomme et la Wimbe. En effet, les courbes d'accumulation sont proches de l'asymptote et le pourcentage d'échantillons manquants est inférieur à 20 % (Figure 15 et Tableau 10), respectivement 2 % et 19 %. Par contre, l'effort d'échantillonnage pour les sites de la Wamme et du Serpont est relativement peu satisfaisant avec des courbes d'accumulation n'atteignant pas l'asymptote et avec un nombre manquant d'échantillons calculé par le test de Chao de respectivement 48 % et 38 %.

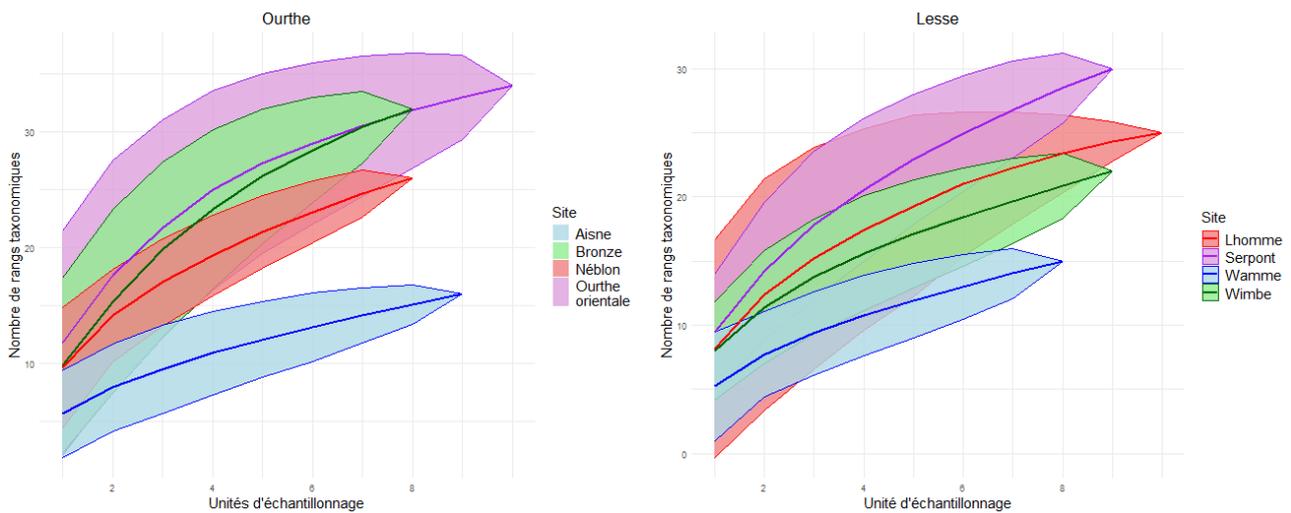


Figure 15 – Courbes d'accumulation des sites

Tableau 10 – Test de Chao pour les différentes zones d'étude

Site	Nombre réel de taxons récoltés	Estimation de Chao	Nombre manquant de taxons	% manquant de taxons
Aisne	16,00	23,50	7,50	32 %
Bronze	32,00	44,00	8,00	18 %
Néblon	26,00	31,25	5,25	17 %
Ourthe orientale	34,00	36,50	2,50	7 %
Lhomme	25,00	25,42	0,42	2 %
Serpont	30,00	48,33	18,33	38 %
Wamme	15,00	29,00	14,00	48 %
Wimbe	22,00	27,00	5,00	19 %

### 3.3 Caractérisation biologique du milieu

Le nombre d'espèces de poissons présentes autres que les ombres est compris entre 4 et 11 espèces et le nombre de lamproies approximatives pêchées varie lui entre 0 et 20 (Tableau 11).

Tableau 11 – Diversité d'espèces de poissons et abondance de lamproies sur les sites étudiés

Bassin de l'Ourthe			Bassin de la Lesse		
Site	Espèces de poissons	Lamproies	Site	Espèces de poissons	Lamproies
Aisne	9	10	Lhomme	11	10
Bronze	4	0	Serpont	4	10
Néblon	7	0	Wamme	5	0
Ourthe orientale	9	20	Wimbe	8	0

### 3.4 Caractérisation environnementale des sites

#### 3.4.1 Données hydromorphologiques et physico-chimiques des différents sites

Concernant les caractéristiques générales d'hydromorphologie des sites, la largeur moyenne est comprise entre 4,75 m et 14,03 m, la pente entre 0,77 % et 3,23 % et le coefficient de sinuosité entre 0,91 (rectiligne) et 1,14 (sinueux). Concernant les paramètres physico-chimiques, la conductivité est comprise entre 115,3  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et 586  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et l' $\text{O}_2$  dissous entre 9,41 mg/L et 10,52 mg/L (Tableau 12).

**Tableau 12** – Hydromorphologie générale et paramètres physico-chimiques des différents sites

Bassin de l'Ourthe						Bassin de la Lesse					
Site	Largeur moyenne [m]	Pente [%]	Coefficient de sinuosité	Conductivité [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	$\text{O}_2$ dissous [mg/L]	Site	Largeur moyenne [m]	Pente [%]	Coefficient de sinuosité	Conductivité [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	$\text{O}_2$ dissous [mg/L]
Aisne	9,86	0,77	1,00	117,9	10,52	Lhomme	14,03	0,91	0,91	146	10,22
Bronze	4,75	1,60	1,01	135	10,15	Serpont	5,10	3,23	1,14	250	10,04
Néblon	6,28	1,18	1,08	586	9,41	Wamme	8,04	1,12	1,06	115,3	9,82
Ourthe orientale	9,30	0,48	1,05	136,2	9,57	Wimbe	7,72	0,99	1,01	250	9,91

#### 3.4.2 Caractérisation des berges et de la ripisylve

Toutes les berges sont naturelles mais présentent différents stades d'érosion et différents types de ripisylve (Tableau 13). Le pourcentage de ripisylve est de plus de 70 % sauf sur le Bronze et la Wimbe. Une structure en corridor continu avec une structure en multistrate est également observée sur la majorité des sites.

**Tableau 13** – Caractérisation des berges et de la ripisylve

Site	Érosion	Largeur ripisylve rive droite	Largeur ripisylve rive gauche	% ripisylve dans les 2 m	Continuité ripisylve	Structures ripisylve	Essences
Aisne	Faible	2-5 m	10 m	100 %	Corridor continu	Multistrate	Érables, aulnes, frênes
Bronze	Faible	10 m	0-1 m	55 %	Corridor continu	1 strate 3-7 m / multistrate	Aulnes, charmes, érables, noisetiers
Néblon	Faible	10 m	0-1 m	100 %	Corridor continu	Multistrate	Noisetiers, aulnes, érables, frênes
Ourthe orientale	Moyenne	1-2 m	1-2 m	78 %	Corridor continu / plantes isolées	1 strate > 7 m	Érables, hêtres
Lhomme	Moyenne	10 m	10 m	95 %	Corridor continu	1 strate > 7 m / multistrate	Érables, aulnes, charmes, hêtres, chênes
Serpont	Faible	2-5 m	5-10 m	70 %	Corridor continu	Multistrate	Érables, bouleaux, charmes, noisetiers
Wamme	Forte	10 m	2-5 m	100 %	Corridor continu	Multistrate	Noisetiers, épicéas, érables
Wimbe	Forte	1-2 m	1-2 m	43 %	Plantes isolées / corridor discontinu	1 strate 3-7 m	Saules, aulnes, frênes, érables

### 3.4.3 Température

#### 3.4.3.1 Bassin de l'Ourthe

Pour la période du 7 mars au 7 mai 2024, l'Aisne et le Néblon ont enregistré les températures les plus stables des quatre sites du bassin de l'Ourthe, variant entre 5,7 et 15,78 °C pour l'Aisne et entre 6,52 et 15,7 °C pour le Néblon. Le Bronze a quant à lui subi des variations plus importantes, oscillant entre 4,16 °C et 17,33 °C. Jusqu'à la fin avril, le Néblon a eu une température plus élevée que les trois autres endroits. L'Ourthe orientale (entre 4,76 °C et 16,6 °C) a été relativement semblable au Bronze mais avec des variations un peu moins importantes (Figure 16).

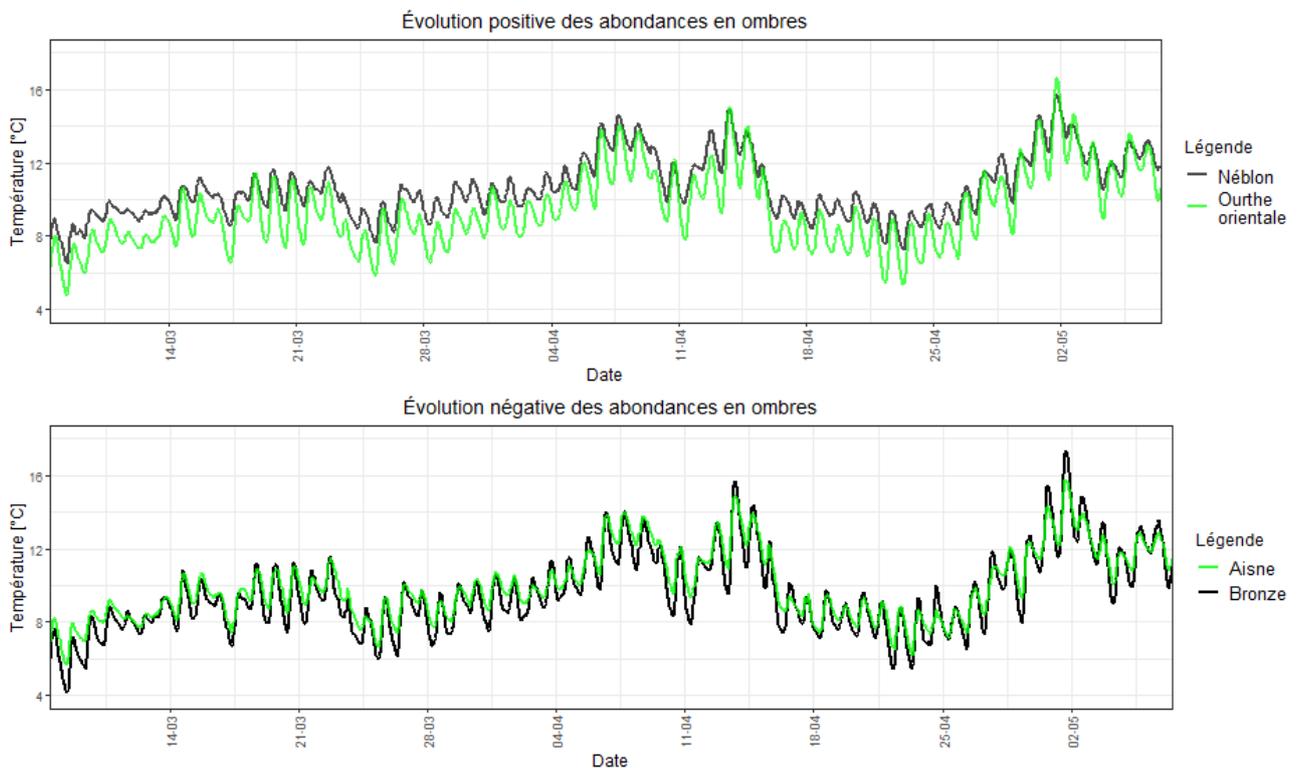
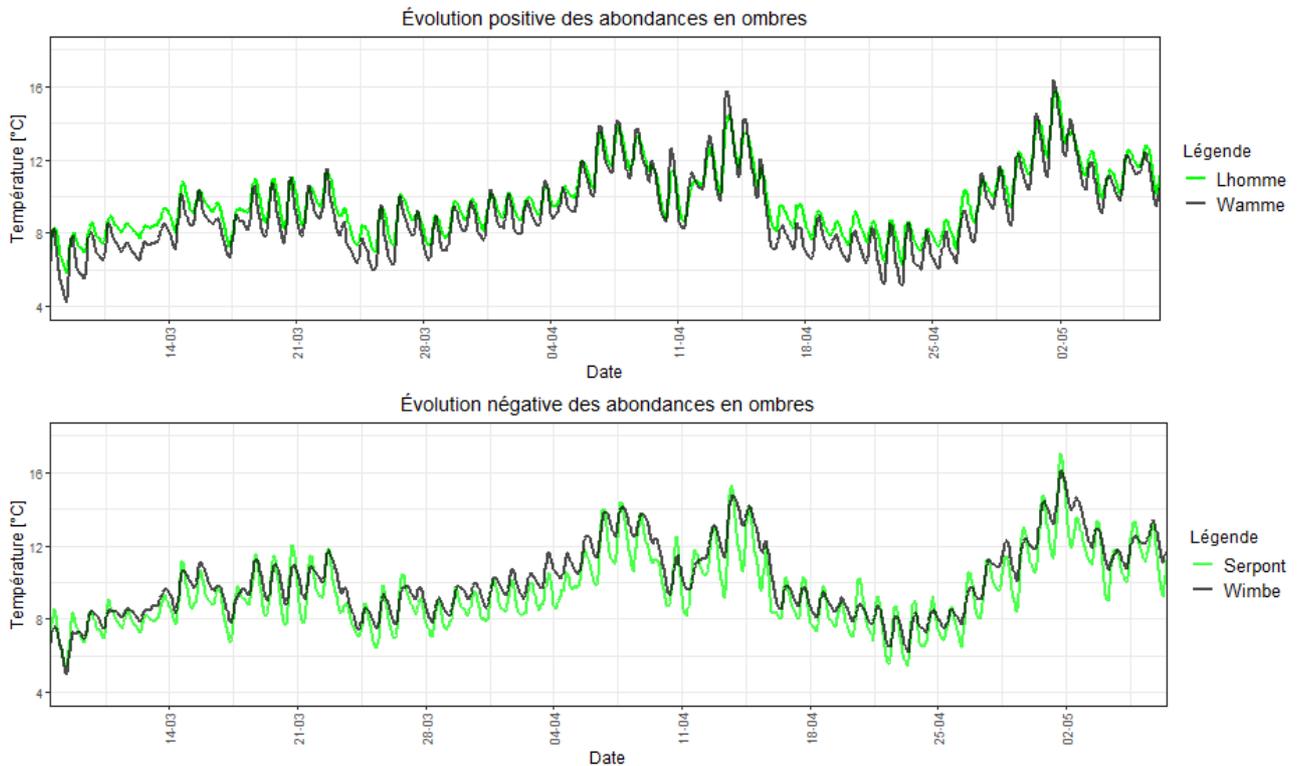


Figure 16 – Températures des sites du bassin de l'Ourthe par évolution historique des abondances

### 3.4.3.2 Bassin de la Lesse

La Lhomme a subi de plus faibles variations de température par rapport aux trois autres sites (entre 5,87 °C et 15,74 °C). Le Serpont (entre 5,45 °C et 17,03 °C) a connu des pics assez importants et a affiché des températures plus élevées que celles de la Wamme, qui a eu une température plus faible que les trois autres sites avec des variations assez importantes (entre 4,24 °C et 16,33 °C). La Wimbe, pour sa part, a présenté des pics de températures minimales en moyenne plus élevées que celles des trois autres sites mais a eu des variations de températures semblables à celles de la Lhomme (entre 5,04 °C et 16,1 °C) (Figure 17).



**Figure 17** – Températures des sites du bassin de la Lesse par évolution historique des abondances

### 3.4.3.3 Comparaison des moyennes des températures entre bassins

La moyenne des températures entre les deux bassins n'est pas significativement différente ( $t(5,62) = -0,748$ , p-valeur = 0,4847) avec une moyenne de 9,66 °C sur la Lesse et de 9,91 °C sur l'Ourthe.

### 3.4.4 Occupation du sol

#### 3.4.4.1 À l'échelle du bassin versant

Le bassin de la Lesse présente plus de surfaces boisées et une plus grande proportion de feuillus que celui de l'Ourthe. En effet, le bassin de l'Ourthe compte 40,7 % de surfaces boisées dont 22,2 % de feuillus contre 49,6 % de surfaces boisées dont 31,3 % de feuillus sur le bassin de la Lesse. Il y a également moins de prairies monospécifiques permanentes sur le bassin de la Lesse (19,5 %) par rapport au bassin de l'Ourthe (25,8 %) (Figure 18 et 19). Les autres classes d'occupation du sol sont sensiblement similaires sur les deux bassins.

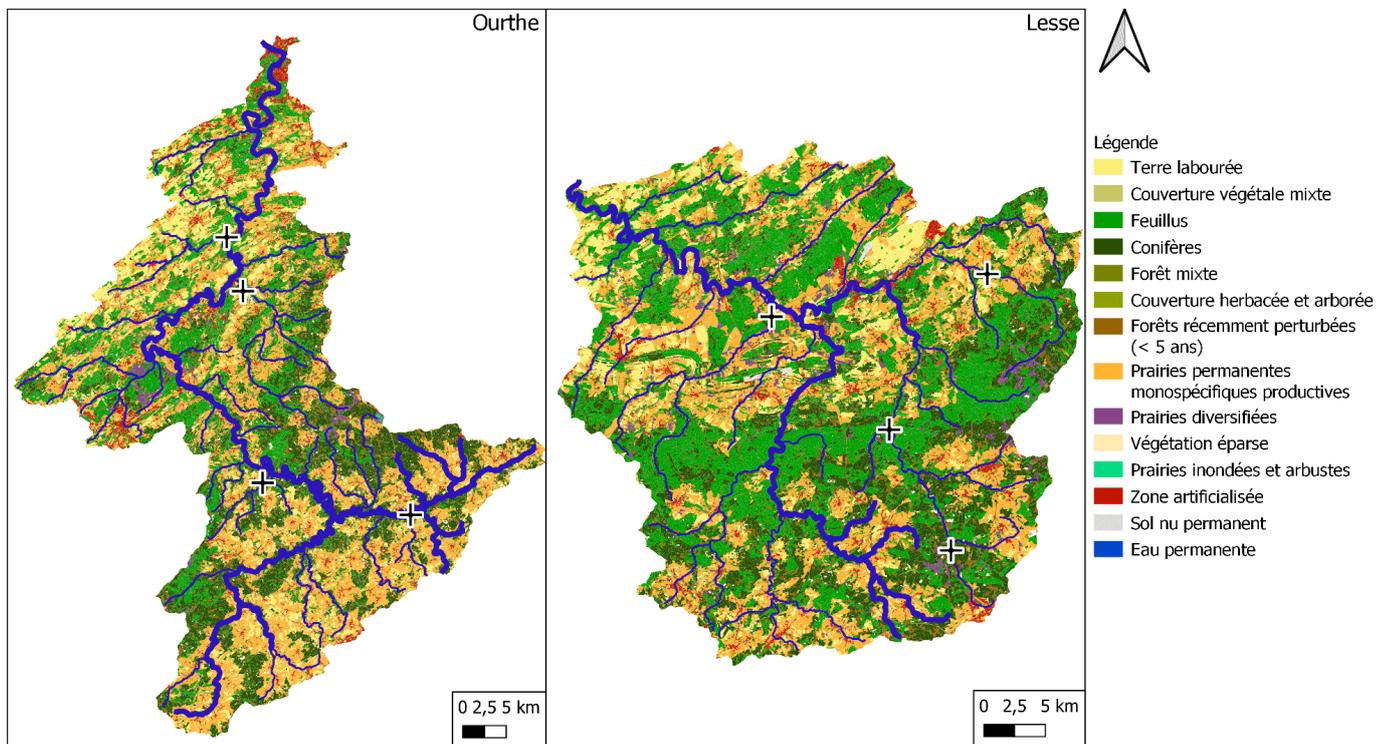


Figure 18 – Occupation du sol sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse

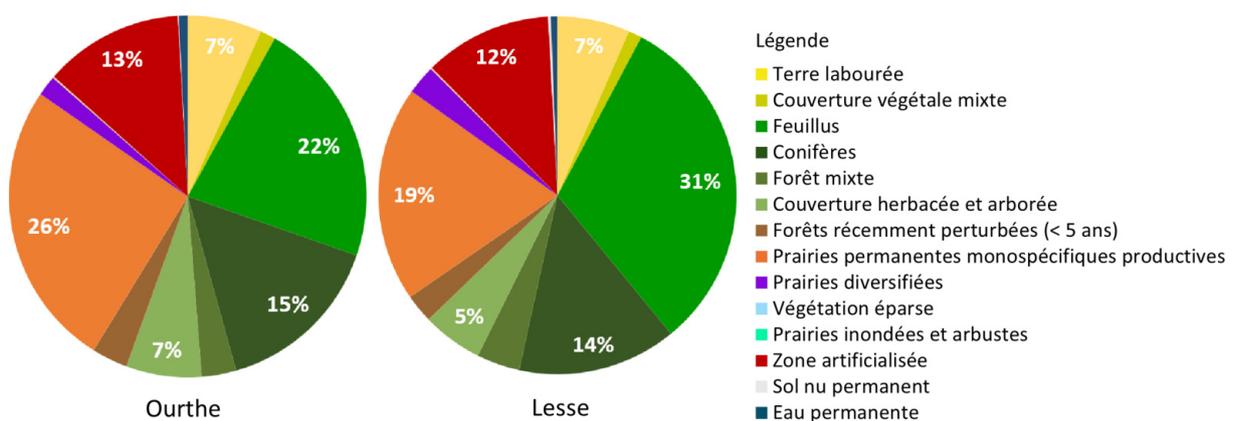


Figure 19 – Répartition de l'occupation du sol sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse

### 3.4.4.2 À l'échelle des masses d'eau de surface

Concernant les terres labourées, aucune masse d'eau de surface (MESU) n'en possède une proportion de plus de 10 %, à l'exception du site du Néblon qui en compte environ 20 % (Figures 20 et 21). En termes de surface forestière totale, les zones sont composées de moins de 50 % de forêts, avec le Néblon n'ayant que 25 % de sa surface en forêts, à l'exception des secteurs de la Lhomme et de la Wamme qui en comptent respectivement environ 70 % et 60 %. Ces forêts sont principalement constituées de feuillus, avec une proportion plus élevée sur la Lhomme (environ 45 %), à l'exception du Serpont, du Bronze et de l'Ourthe orientale pour lesquels les résineux prédominent.

Les prairies permanentes monospécifiques couvrent en moyenne 25 % des masses d'eau de surface, sauf pour la Lhomme, le Serpont et la Wamme où elles représentent environ 12 %. Les prairies diversifiées sont peu représentées. Enfin, les zones artificialisées couvrent environ 10 % de la surface, sauf pour le Serpont où elles représentent plus de 20 %.

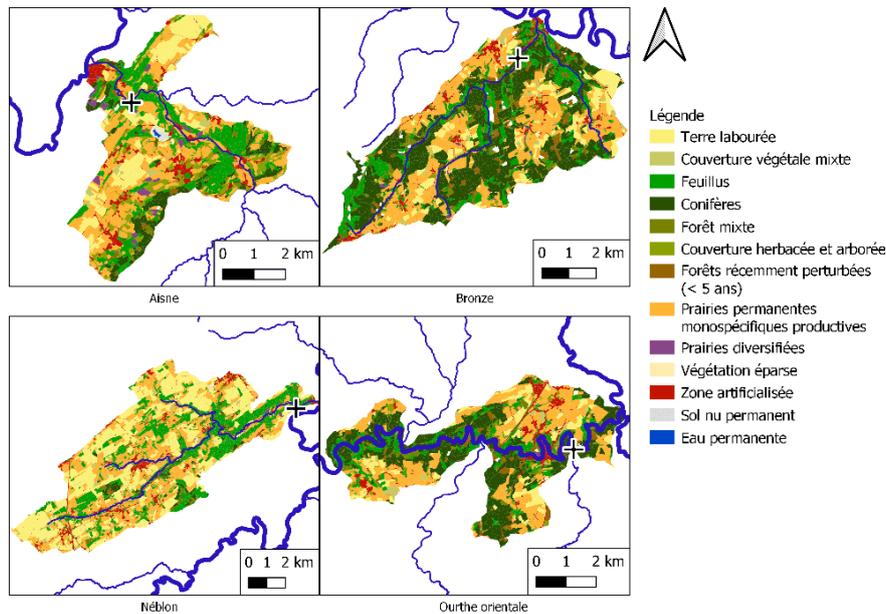


Figure 20 – Occupation du sol sur les masses d'eau de surface des zones d'étude du bassin de l'Ourthe

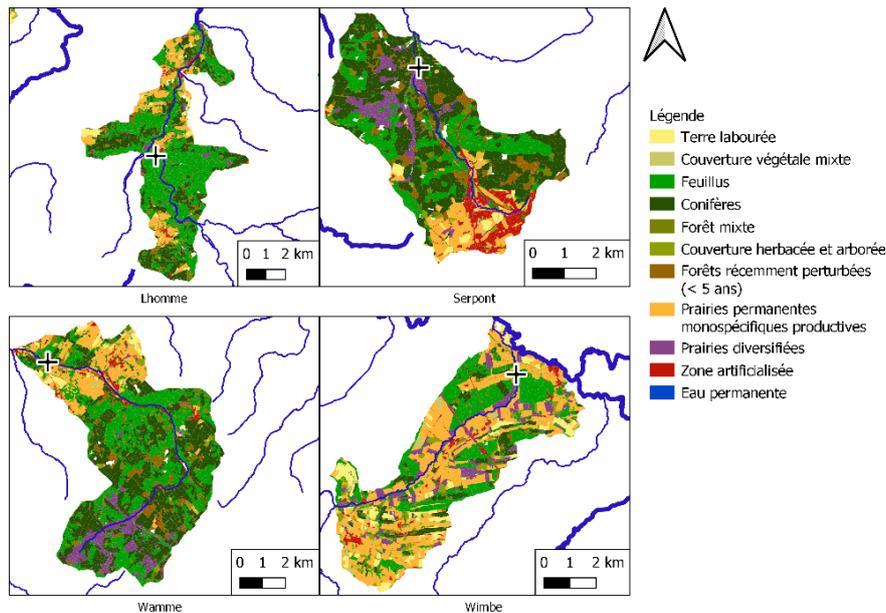


Figure 21 – Occupation du sol sur les masses d'eau de surface des zones d'étude du bassin de la Lesse

### 3.4.4.3 À l'échelle des zones d'étude

L'occupation du sol dans une zone de 1 km autour du secteur étudié montre une faible proportion de terres labourées (moins de 10 %) dans tous les secteurs (Figures 22 et 23). La surface forestière représente environ 50 %, composée de plus de 25 % de feuillus sur tous les tronçons, à l'exception du Serpont et du Bronze pour lesquels la surface est occupée par des conifères à concurrence d'environ respectivement 45 % et 30 %.

Les prairies permanentes monospécifiques couvrent moins de 20 % de la surface sauf dans les secteurs de la Wamme et de la Wimbe où la proportion est plus élevée (respectivement 22 % et 26 %). Les prairies diversifiées sont présentes en nombre plus élevé uniquement sur le Serpont avec environ 15 %.

Enfin, les zones artificialisées varient, représentant 5 % sur le Serpont, la Wamme et l'Aisne, environ 10 % sur la Lhomme et le Néblon et environ 15 % sur l'Ourthe orientale, la Wamme et le Bronze.

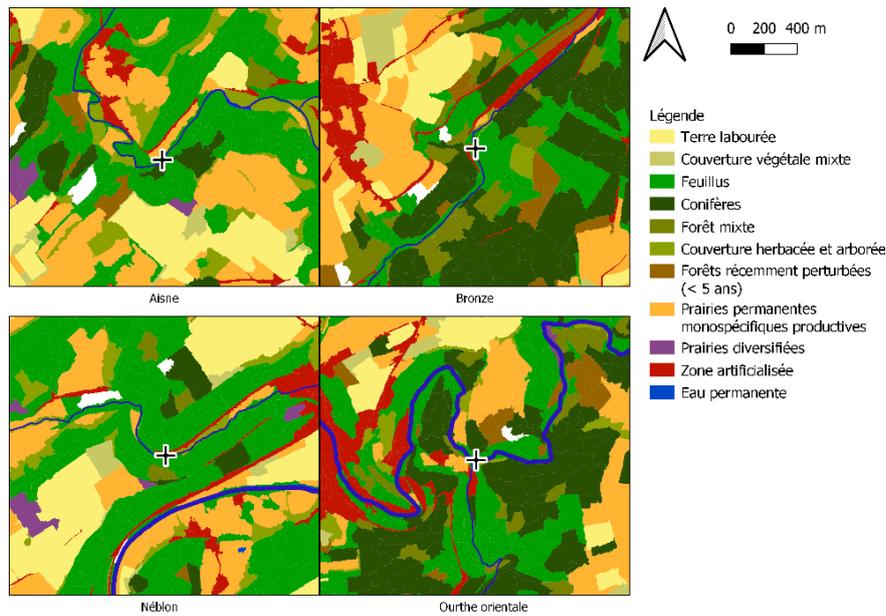


Figure 22 – Occupation du sol sur les zones d'étude du bassin de l'Ourthe

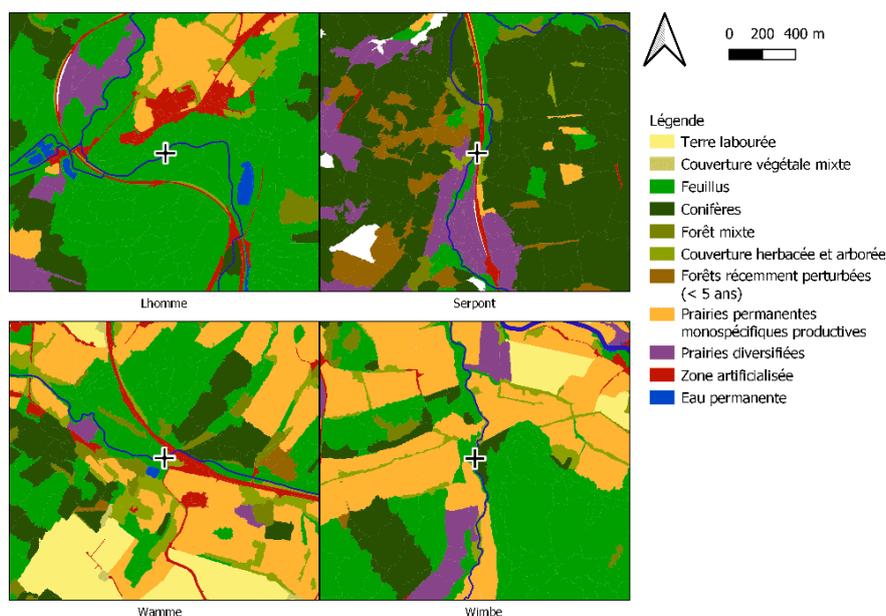


Figure 23 – Occupation du sol sur les zones d'étude du bassin de la Lesse

### 3.4.5 Zones Natura 2000

#### 3.4.5.1 À l'échelle du bassin versant

La figure 24 ci-dessous montre que la proportion de surfaces en zones Natura 2000 est fortement différente entre les deux bassins avec seulement 15 % de la surface du bassin de l'Ourthe et 28 % de celui de la Lesse.

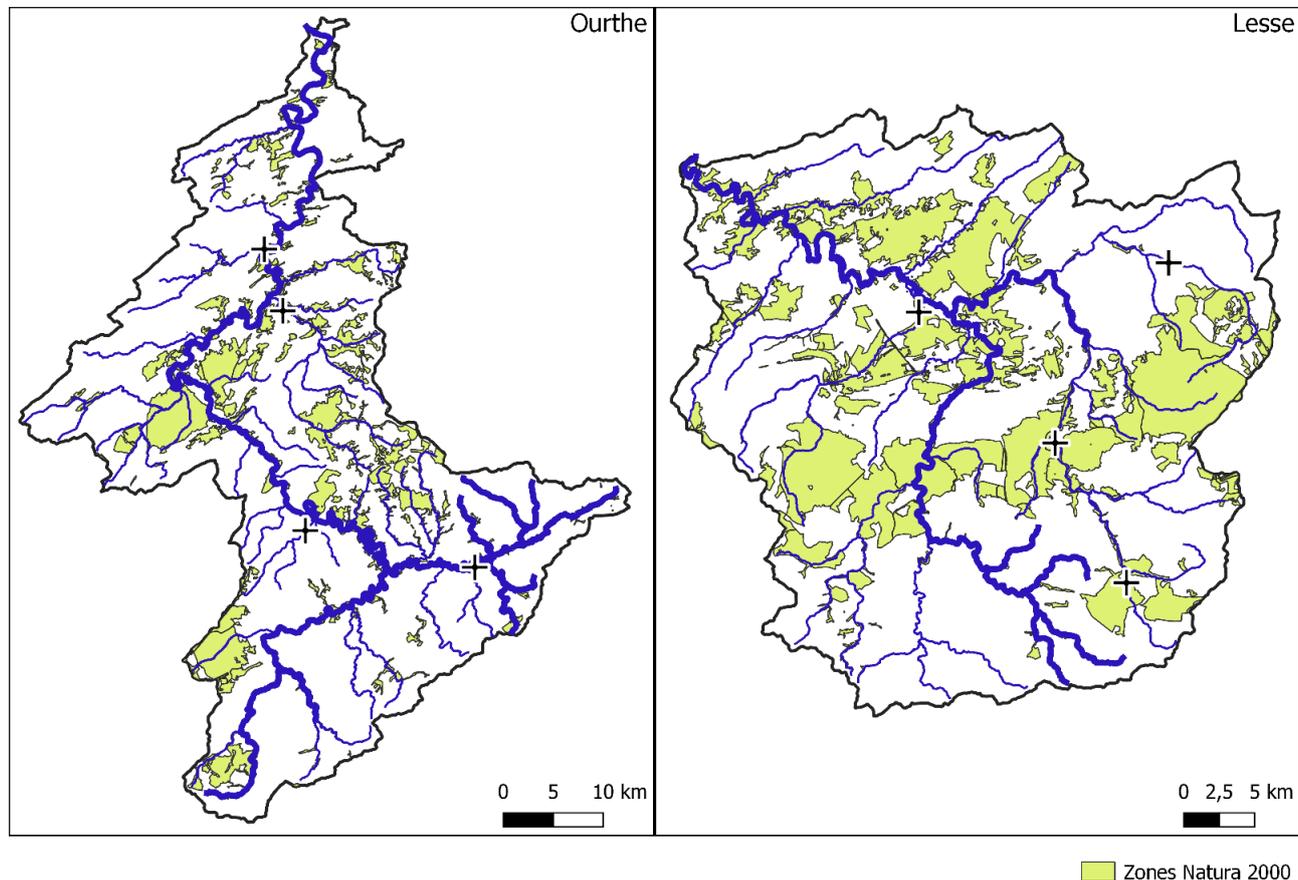


Figure 24 – Zones Natura 2000 sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse

### 3.4.5.2 À l'échelle des masses d'eau de surface

Le Bronze et le Néblon possèdent une zone Natura 2000 de moins de 5 % (Figure 25 et 26). L'Ourthe orientale et l'Aisne en comptent quant à elles environ 20 %. La Wamme et le Serpont en possèdent environ 40 %. Enfin, la Lhomme et la Wimbe en comptent environ 50 %.

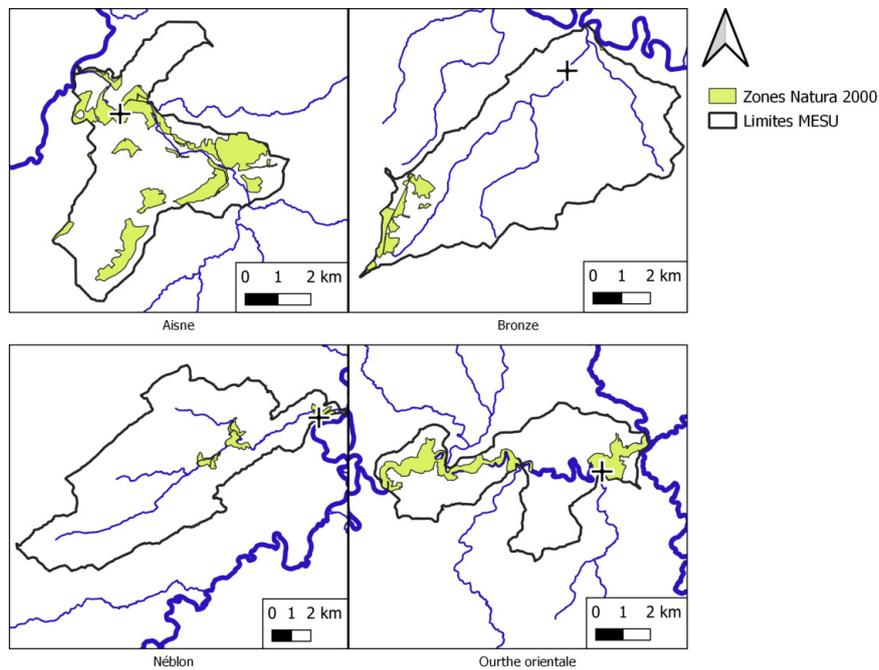


Figure 25 – Zones Natura 2000 sur les masses d'eau de surface des zones d'étude du bassin de l'Ourthe

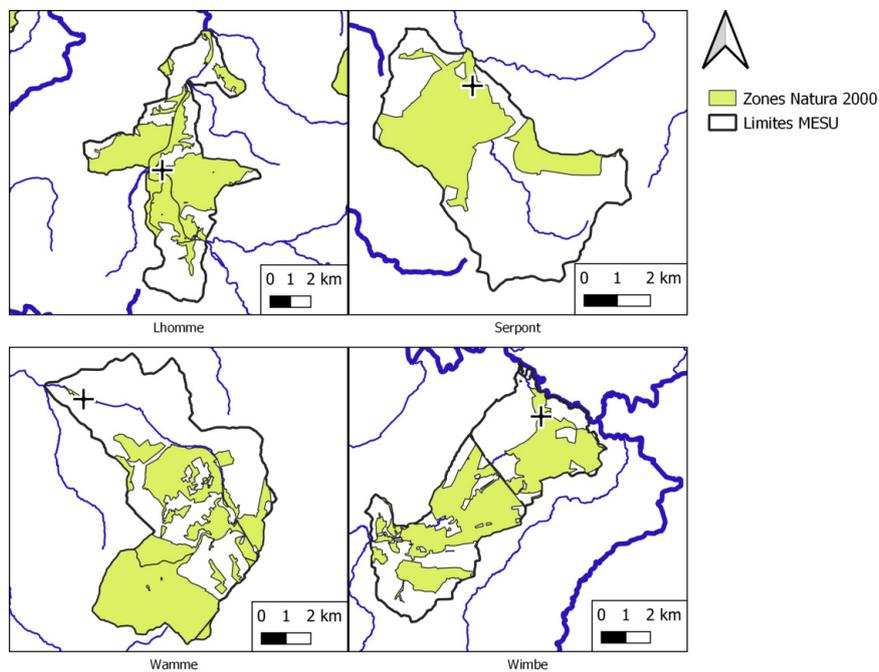


Figure 26 – Zones Natura 2000 sur les masses d'eau de surface des zones d'étude du bassin de la Lesse

### 3.4.6 Obstacles à la libre circulation

Sur le bassin de l'Ourthe, le secteur du Bronze présente un barrage infranchissable en aval, le « Barrage des Evets ». Ce barrage a été classé comme majeur par un comité d'experts de la Région Wallonne sur base de photos et ce, dû à sa difficulté de franchissement sous certaines conditions de débit par les salmonidés dont fait partie l'ombre commun. De plus, ce barrage possède une passe à poissons inefficace car sa situation a été mal choisie et sa conception mal pensée (Figure 27). Le tronçon de l'Ourthe orientale dispose d'une passe à poissons pour le « Barrage Ol Fosse d'Outh » situé à Houffalize mais également du « Barrage Martinbay » situé à environ 15 km plus en aval qui lui, par contre, ne possède pas de passe à poissons efficace. Les secteurs de l'Aisne et du Néblon sont quant à eux équipés de passes à poissons.

Sur le bassin de la Lesse, les secteurs de la Wamme, de la Lhomme et de la Wimbe possèdent également des passes à poissons. Le secteur du Serpont est marqué par la présence de barrages dont un est lié à la centrale hydroélectrique de Poix-St-Hubert à environ 6 km en aval du tronçon sans passe à poissons.

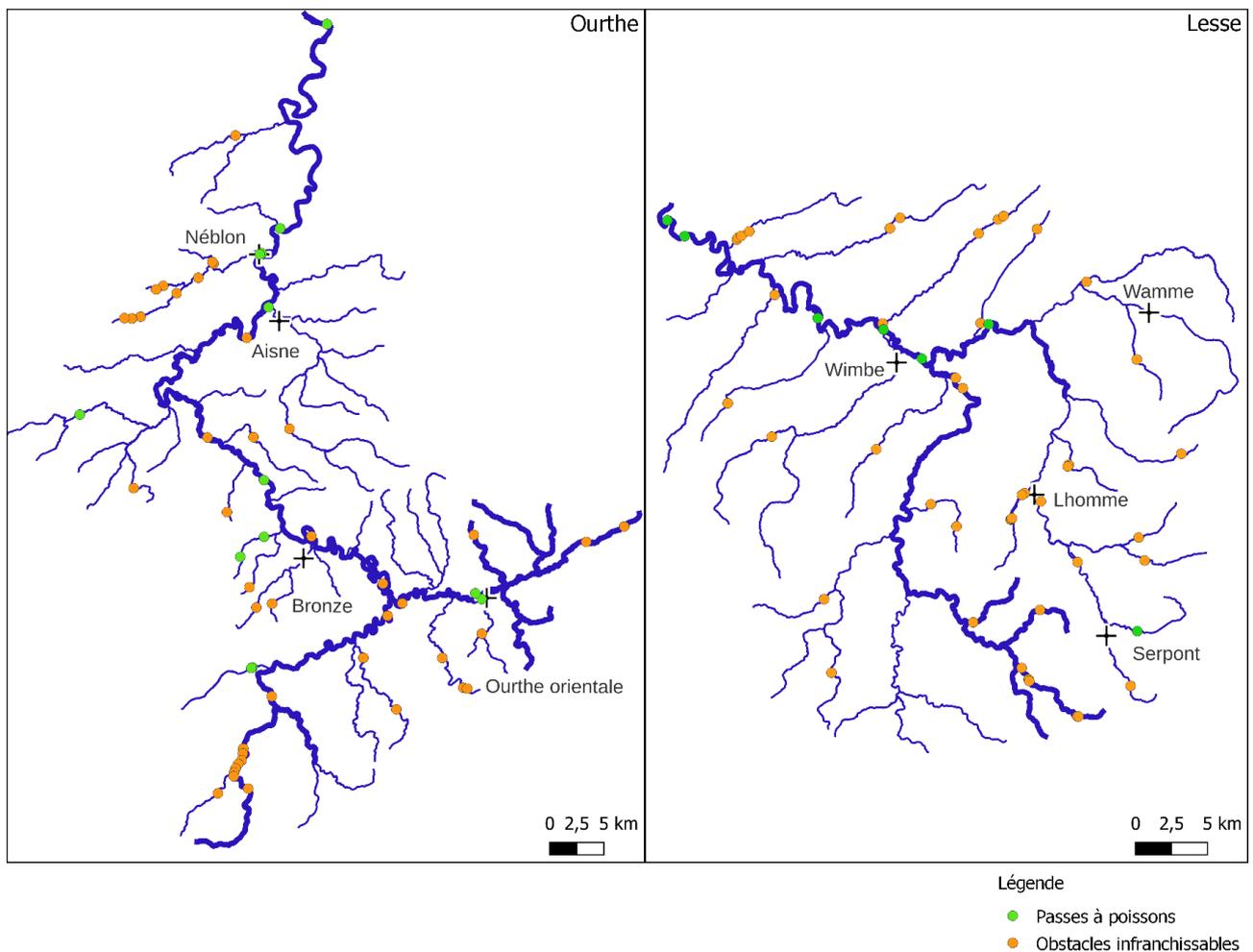


Figure 27 – Obstacles à la libre circulation des poissons sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse

### 3.5 Analyse des facteurs influant sur la morphologie des ombres, leur abondance et la diversité et l'abondance en macroinvertébrés

Des tests de Student ont été effectués pour tous les paramètres utilisés dans les analyses en composantes principales (ACP) présentées ci-après, avec les facteurs suivants : bassins (Lesse/Ourthe), évolutions historiques des abondances (positive/négative) et présence d'ombres lors des pêches. Ils n'ont révélé aucune différence par rapport à ces trois facteurs excepté pour les zones Natura 2000 ( $t(5,87) = 5,821$ , p-valeur = 0,00146) avec le facteur bassin ainsi que pour le nombre de lamproies ( $t(3) = -5$ , p-valeur = 0,01539) et le pourcentage de forêts dans un rayon de 1 km ( $t(4,65) = -2,778$ , p-valeur = 0,04217) avec le facteur présence d'ombres.

#### 3.5.1 Impact de la vitesse du courant et de la profondeur sur la morphologie des ombres

Cette ACP de l'impact de l'hydromorphologie sur la morphologie des ombres explique à 86,11 % (Dim 1 : 57,08 % et Dim 2 : 29,03 %) le positionnement des différents ombres capturés sur les sites. La longueur des poissons est fortement corrélée avec leur masse mais également avec la profondeur de la rivière où le poisson a été capturé alors que la vitesse du courant ne semble pas avoir d'impact sur la morphologie des ombres.

Les ombres pêchés sur l'Aisne, l'Ourthe orientale et le Serpont ne sont pas influencés par la vitesse du courant. Les poissons trouvés sur la Lhomme ne semblent pas non plus montrer de corrélation forte avec la vitesse du courant excepté les juvéniles qui sont inversement corrélés à la vitesse du courant. Une différence de profondeur est par contre marquée entre l'endroit de pêche des juvéniles et celui des adultes (Figure 28) avec une profondeur moyenne de capture des juvéniles de  $23 \pm 7$  cm et de  $55 \pm 24$  cm pour les adultes.

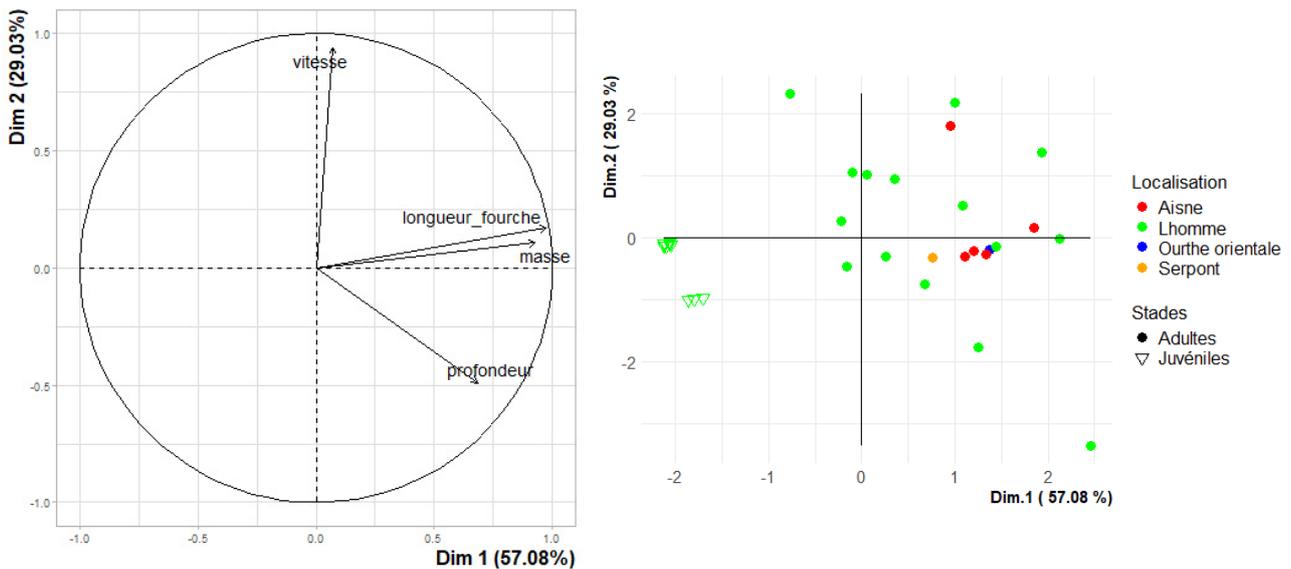


Figure 28 – Interaction entre la vitesse du courant, la profondeur et la morphologie des ombres

### 3.5.2 Ecologie des macroinvertébrés

L'analyse de l'abondance et de la diversité en macroinvertébrés explique à 65,83 % (Dim 1 : 41,75 % et Dim 2 : 24,08 %) la répartition des différents sites et l'ACP réalisée sur les différents rangs taxonomiques retrouvés sur les sites explique 46,1 % (Dim 1 : 25,4 % et Dim 2 : 20,7 %) de la distribution des rangs taxonomiques. Un lien est observé entre la diversité en macroinvertébrés et la pente. De plus, la conductivité est plus faible lorsque l'abondance en macroinvertébrés et la quantité en O<sub>2</sub> dissous sont plus élevées (Figure 29).

Les rivières avec une présence en ombres lors des pêches sont plutôt corrélées avec une quantité plus importante d'O<sub>2</sub> dissous. Par contre, bien que les rivières dans lesquelles l'absence d'ombres a été remarquée sont éloignées du barycentre, elles sont en général plutôt impactées par une conductivité et une sinuosité plus importantes. Le Bronze, ayant quant à lui une conductivité plus faible, possède une abondance en macroinvertébrés plus importante. Par contre, le Néblon est impacté par une conductivité plus élevée et a donc une abondance plus faible (Figure 29).

Concernant les rangs taxonomiques, trois groupes se démarquent. Un groupe de rangs taxonomiques qui est plutôt corrélé avec la largeur moyenne, un avec la sinuosité et la pente et un troisième avec une quantité en O<sub>2</sub> dissous plus élevée. De plus, les Simuliidae ainsi que les Baetidae sont faiblement impactés par une conductivité plus élevée. Les Chironomidae ainsi que les Ephemerellidae sont quant à eux dépendants d'une quantité en O<sub>2</sub> dissous plus élevée (Figure 30).

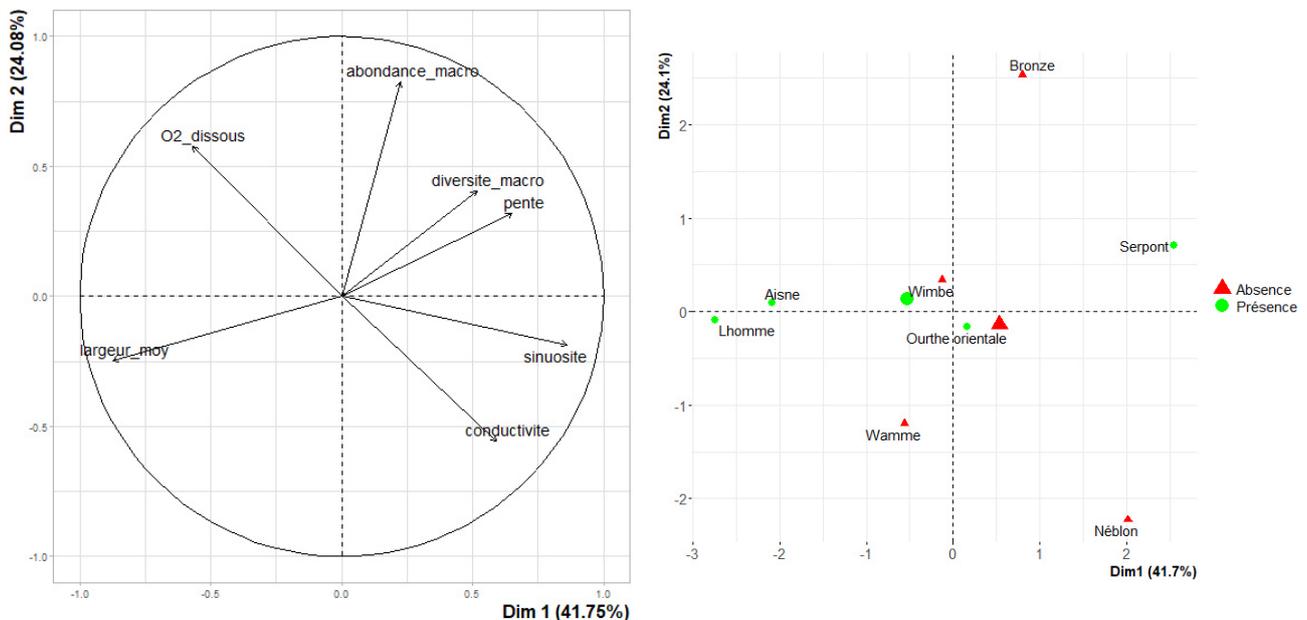


Figure 29 – Interaction entre l'abondance et la diversité de macroinvertébrés, les caractéristiques hydromorphologiques et les paramètres physico-chimiques

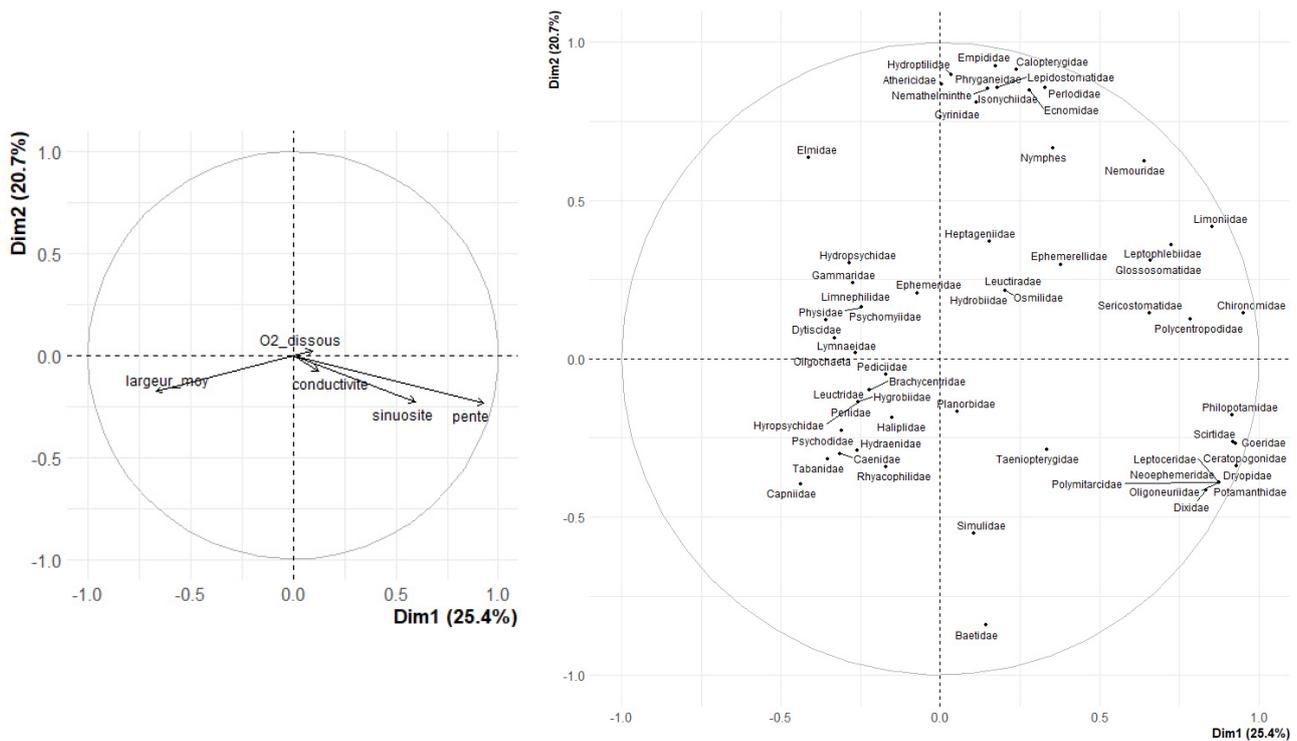


Figure 30 – Interaction entre les rangs taxonomiques des macroinvertébrés, les caractéristiques hydromorphologiques et les paramètres physico-chimiques

### 3.5.3 Interaction entre l’abondance en ombres et les rangs taxonomiques les plus abondants de macroinvertébrés

Cette analyse explique 61,62 % (Dim 1 : 36,37 % et Dim 2 : 25,25 %) de la distribution des différents sites en fonction des rangs taxonomiques des macroinvertébrés et de l’abondance en ombres. L’abondance en ombres est impactée par une plus grande proportion en Chironomidae et plus faiblement par la présence d’Ephemerellidae (Figure 31).

Les rivières dans lesquelles une présence en ombres s’est révélée positive sont plutôt impactées par la présence de Chironomidae et d’Ephemerellidae. Les sites ne présentant pas d’ombres lors des pêches sont quant à eux impactés par une plus grande quantité de Baetidae et de Simuliidae. Le Néblon se démarque en possédant une plus grande proportion de Gammaridae, d’Elmidae et d’Ephemeridae.

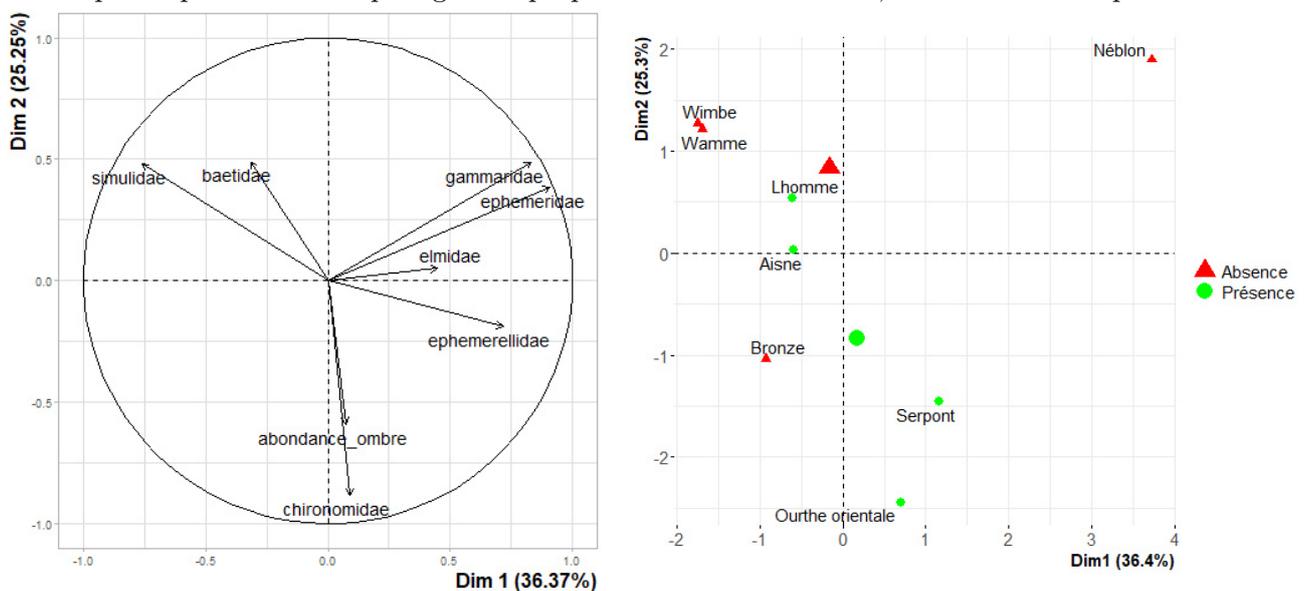
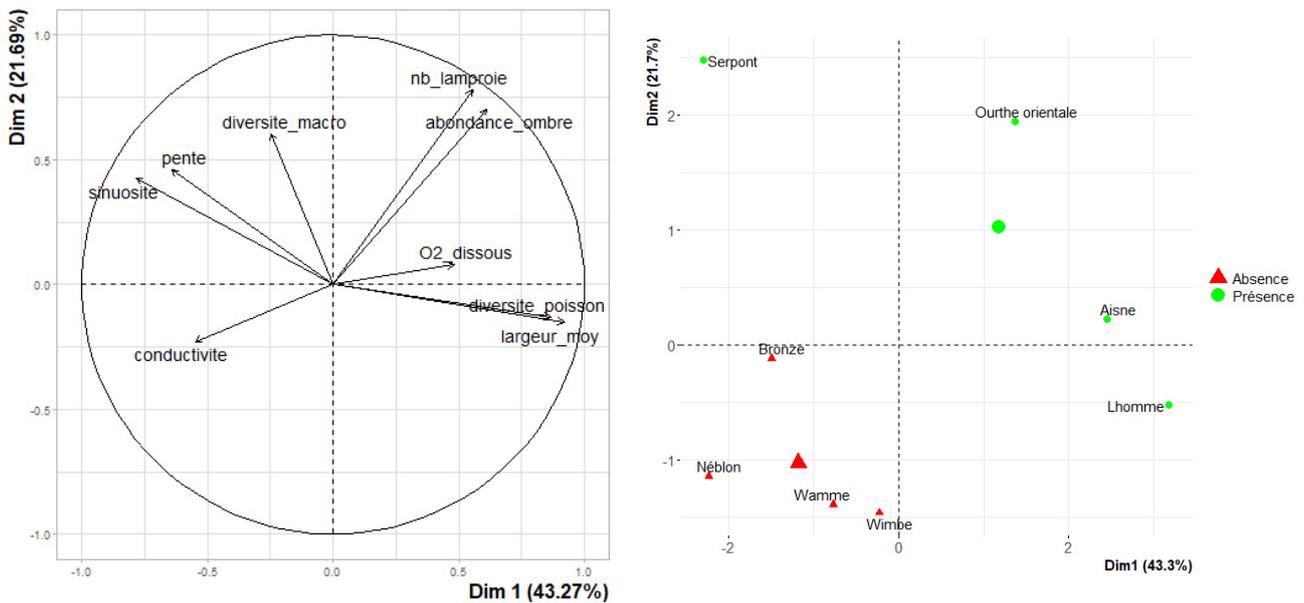


Figure 31 – Interaction entre les rangs taxonomiques les plus abondants de macroinvertébrés et l’abondance en ombres

### 3.5.4 Interaction entre l'hydromorphologie et les paramètres physico-chimiques de la rivière et la diversité en espèces

L'ACP sur l'hydromorphologie et la diversité en espèces explique à 64,96 % (Dim 1 : 43,27 % ; Dim 2 : 21,69 %) le positionnement des sites. L'abondance en ombres est positivement impactée par une largeur moyenne de rivière plus importante, une diversité de poissons et de lamproies conséquente ainsi qu'une quantité en oxygène dissous élevée. La pente et la sinuosité impliquent une diversité en macroinvertébrés plus importante. La conductivité a par contre un impact négatif sur l'abondance en ombres.

Les rivières avec une présence en ombres lors des pêches ont en moyenne une diversité en poissons et en lamproies plus élevée ainsi qu'une quantité en oxygène dissous et une largeur moyenne plus importantes. Ces rivières ont cependant une conductivité plus faible. Les rivières sans présence en ombres sont quant à elles corrélées négativement avec ces paramètres. De plus, le Serpont possède une pente, une sinuosité ainsi qu'une diversité en macroinvertébrés plus importantes (Figure 32).



### 3.5.5 Interaction entre l'occupation du sol, l'abondance en ombres et la diversité des macroinvertébrés

L'analyse réalisée explique 59,66 % (Dim 1 : 32,16 % et Dim 2 : 27,50 %) de la position des sites étudiés sur le graphique des individus. Il y a une forte influence positive sur l'abondance en ombres et sur la diversité en macroinvertébrés due à la présence de forêts dans un rayon de 1 km du tronçon étudié et une plus faible due aux forêts sur les masses d'eau de surface. L'abondance en ombres et la diversité en macroinvertébrés sont par contre impactées négativement par la présence de prairies et de cultures. Les prairies et les cultures dans un rayon de 1 km ont un plus grand impact que celles sur toutes les MESU.

Les rivières dans lesquelles des ombres ont été trouvés possèdent en moyenne une plus grande diversité en macroinvertébrés, une proportion plus élevée de forêts mais également une artificialisation du sol plus importante. A contrario, les rivières dans lesquelles l'ombre s'est révélé absent sont plutôt impactées par une plus grande présence de prairies et de cultures. Le Néblon présente la plus grande proportion de prairies et de cultures sur les MESU (Figure 33).

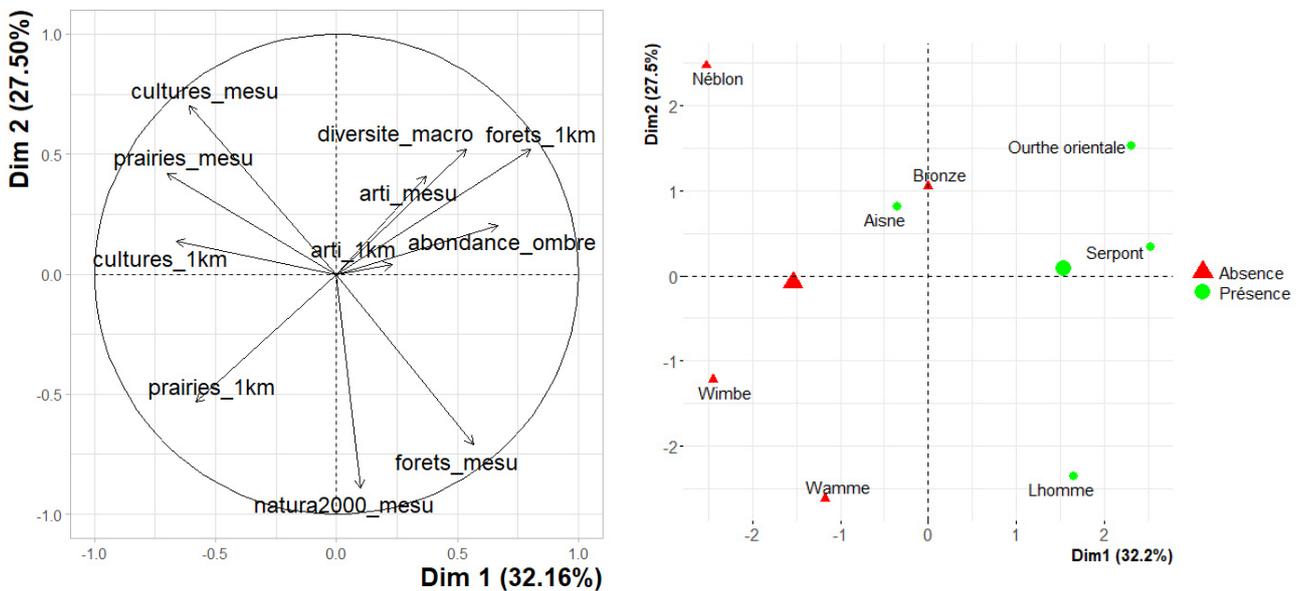


Figure 33 – Interaction entre l'occupation du sol, l'abondance en ombres et la diversité des macroinvertébrés

### 3.5.6 Interaction entre la ripisylve, l'abondance en ombres et la diversité des macroinvertébrés

L'ACP de la ripisylve explique 68,42 % (Dim 1 : 39,57 % et Dim 2 : 28,85 %) de la distribution des sites et l'analyse en composantes multiples en explique 55,57 % (Dim 1 : 30,30 % et Dim 2 : 25,27 %). L'évolution historique des abondances de la rivière n'est pas corrélée avec la présence d'ombres lors des pêches (Figure 35). Par contre, l'abondance en ombres est corrélée positivement avec la présence de forêts dans la ripisylve et une ripisylve continue avec une structure en multistrata et est corrélée négativement avec la présence de prairies et d'habitat situés dans les 2 m autour du cours d'eau, la diversité en macroinvertébrés et l'absence de ripisylve (Figure 34).

Les rivières avec une présence en ombres sont impactées positivement par la présence de forêts dans la ripisylve et par une ripisylve continue avec une structure en multistrata et sont impactées négativement par une ripisylve absente et par la présence d'habitat et de prairies dans les 2 m autour du cours d'eau. Les rivières sans ombre ont plutôt des caractéristiques de ripisylve inverses même si les quatre sites sont forts éloignés du barycentre (Figure 34). La présence d'ombres est également influencée par une érosion faible à moyenne ainsi qu'une ripisylve en moyenne plus large sur les deux rives. A contrario, une faible largeur de ripisylve sur une rive ainsi qu'une érosion forte nuisent à la présence d'ombres sur les tronçons étudiés (Figure 35).

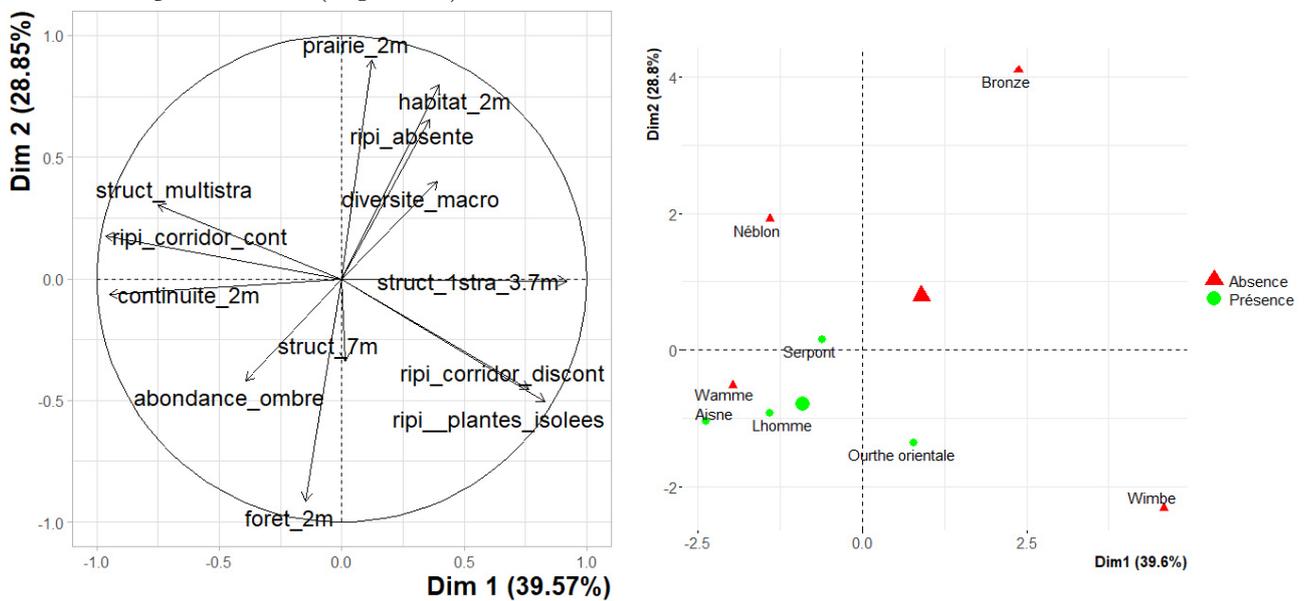


Figure 34 – Interaction entre la ripisylve, l'abondance en ombres et la diversité des macroinvertébrés

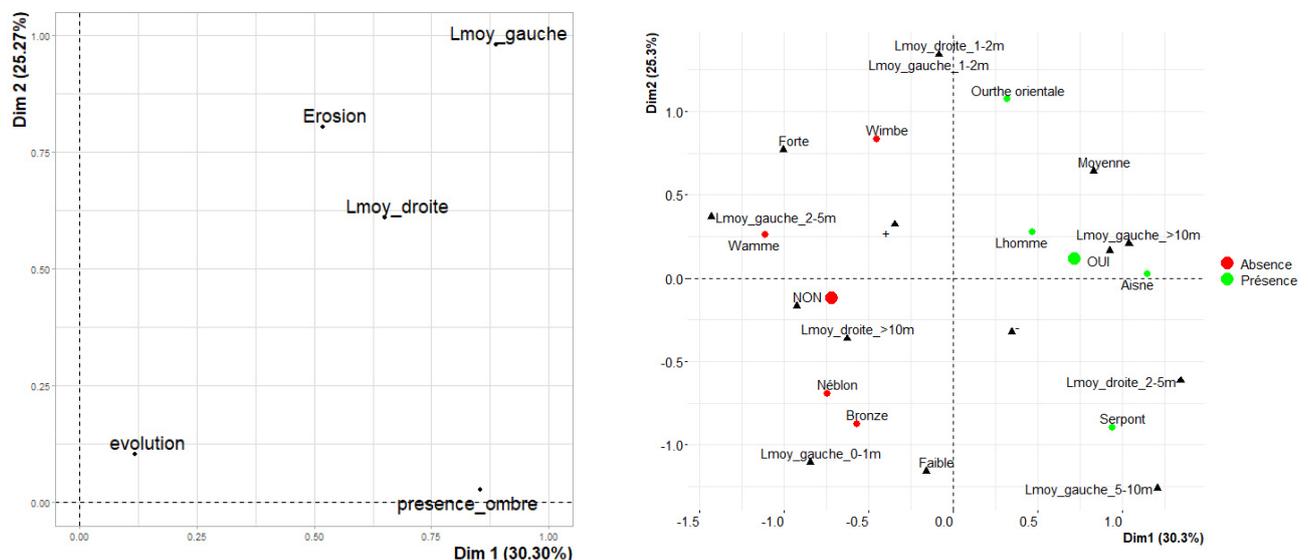


Figure 35 – Interaction entre la présence d'ombres, l'érosion et la largeur de ripisylve

## 4 Discussion

L'objectif de cette étude est de déterminer les facteurs principaux qui pourraient expliquer la présence de l'ombre commun dans certaines rivières en comparant le bassin de la Lesse, où la population semble être stable, avec celui de l'Ourthe, où la population semble être en déclin. Comprendre cette disparité entre ces deux bassins hydrographiques géographiquement proches est crucial pour la conservation et la gestion des populations de cette espèce en Wallonie. En vue d'atteindre cet objectif, diverses méthodes ont été employées et différentes variables ont été étudiées telles que l'hydromorphologie générale et les paramètres physico-chimiques de la rivière, l'occupation du sol, la ripisylve ainsi que l'abondance et la diversité des macroinvertébrés et autres espèces de poissons. Cette étude présente l'avantage de couvrir un large éventail de variables et d'offrir une approche relativement exhaustive.

Des pêches électriques ont été réalisées sur huit tronçons préalablement déterminés. Cependant, ces pêches ne peuvent être effectuées qu'à un certain niveau de débit maximum de la rivière, ce qui a représenté une difficulté majeure dans le déroulement du protocole expérimental. En effet, le printemps 2024 a été très pluvieux, entraînant une répartition des pêches avec un mois d'écart entre les deux séries de prélèvements, une au début du mois de mai et l'autre au début du mois de juin. Ce décalage temporel pour les relevés macroinvertébrés s'est également présenté car ils ont été réalisés aux mêmes dates que les pêches électriques. Malgré les contraintes rencontrées, les données recueillies offrent une première approche pour mieux comprendre ces disparités en abondance. Cette étude s'appuie sur l'hypothèse que les paramètres physico-chimiques de l'eau, la présence de macroinvertébrés, l'hydromorphologie de la rivière et la présence de milieux anthropisés impactent la présence d'ombres.

### 4.1 Historique de captures

L'étude ne confirme pas le déclin général des populations d'ombres communs dans le bassin de l'Ourthe par rapport à celui de la Lesse. En effet, les données montrent que les différences d'abondance moyenne entre ces deux bassins versants ne sont pas significatives, ce qui peut s'expliquer par le nombre restreint de rivières analysées, quatre dans chaque bassin versant.

Historiquement, un déclin a été observé dans la moitié des rivières analysées : l'Aisne, le Bronze, le Serpont et la Wimbe. Des ombres ont toutefois été capturés dans deux de ces rivières, ce qui concorde avec les relevés historiques car bien qu'elles soient en déclin, ces deux rivières contenaient malgré tout quelques ombres. En revanche, dans le cadre de cette étude, deux pêches effectuées dans des rivières où la présence d'ombres était attendue, à savoir le Néblon et la Wamme, n'ont révélé aucune présence de cette espèce. Des inventaires plus fréquents seraient nécessaires pour affiner et valider les données historiques. Toutefois, il est impossible de multiplier excessivement les pêches en raison du temps et du nombre de personnes nécessaires à leur réalisation.

Les divergences entre les données historiques et les relevés actuels au niveau des rivières peuvent s'expliquer par plusieurs facteurs. D'abord, les pêches, historiques et dans le cadre de cette étude, ont été effectuées sur des tronçons de seulement 150 m, des zones restreintes qui dès lors ne représentent pas l'ensemble de la rivière. Ensuite, les secteurs historiques choisis étant souvent différents d'une année à l'autre, il était difficile de les prendre en compte dans le choix des sites pour cette étude, ce qui rend la comparaison moins fiable. Les dates de pêches des relevés antérieurs et actuels sont également différentes alors que la période de pêche est un facteur crucial. Par exemple, la Wamme, qui montre une forte évolution historique positive présente, dans cette étude, des résultats de pêche négatifs. Une première cause peut être due au fait qu'elle a été échantillonnée début juin, en dehors de la saison de reproduction de l'ombre commun. Les ombres, capables de migrer sur plusieurs kilomètres, peuvent avoir quitté la zone étudiée pour des conditions plus favorables en aval ou en amont (Ovidio *et al.*, 2004a). Une autre cause peut être due au fait que les populations d'ombres fluctuent naturellement, expliquant l'absence d'ombres dans certaines rivières aux dates des pêches sans nécessairement présager un déclin à long terme. Enfin, ces résultats doivent être interprétés avec prudence en raison du faible nombre d'ombres trouvés dans la plupart des rivières étudiées, à l'exception de la Lhomme. Les résultats obtenus doivent donc être considérés plutôt comme des indicateurs que comme des preuves du déclin ou de la stabilité des populations d'ombres.

## 4.2 Impact des paramètres physico-chimiques sur les populations d'ombres communs

L'ombre commun est une espèce particulièrement sensible aux variations de son environnement. La température de l'eau est connue pour inhiber la reproduction de cette espèce si elle n'est pas stable et comprise entre 8 et 10 °C (Ovidio *et al.*, 2004b; Carmie *et al.*, 1985). Des températures trop basses retardent le développement des œufs avec un optimum de 7-11 °C (Cove *et al.*, 2018), tandis que des températures trop élevées peuvent entraîner une mortalité embryonnaire accrue et mettre en péril la survie des juvéniles à partir de 13,5 °C (Aegerter et Jalabert, 2004; Bašić *et al.*, 2018). Cependant, les résultats de cette étude montrent une température de l'eau en général située dans cette plage optimale. Une température plus stable variant d'environ 10 °C sur la période enregistrée a été relevée sur les tronçons de la Lhomme et de l'Aisne, où un plus grand nombre d'ombres communs ont été recensés. Un printemps particulièrement pluvieux et froid a été observé cette année, des conditions plus chaudes auraient probablement eu un impact négatif sur la reproduction.

Même si la teneur en oxygène dissous dans toutes les rivières étudiées est située dans l'optimum (entre 9 et 11,4 mg O<sub>2</sub>/L) pour le développement de l'ombre (Philippart, 1989), l'abondance en ombres montre toutefois une corrélation avec les niveaux les plus élevés en oxygène dissous. Une bonne oxygénation améliore les conditions de vie et de développement de cette espèce en facilitant la respiration et en augmentant le métabolisme (Breitburg, 2002; Khani et Rajaei, 2016). En revanche, une faible teneur en oxygène peut entraîner un stress physiologique et une mortalité accrue. Il a été observé qu'une quantité plus faible d'oxygène dissous est associée à une conductivité plus élevée. Ceci pourrait être un signe de pollution de l'eau, résultant de la présence de contaminants chimiques ou encore d'une température plus élevée (Mathur, 2018), expliquant dans les résultats de cette étude une plus faible abondance en macroinvertébrés. Les résultats montrent par contre que la diversité en macroinvertébrés n'est pas corrélée avec la conductivité de l'eau. En général, une conductivité plus élevée peut réduire la diversité des macroinvertébrés sensibles, car elle est souvent un indicateur de pollution potentielle. Cependant, malgré des différences de conductivités entre les sites, celles-ci restent inférieures à 1500 µS/cm, seuil de tolérance pour les espèces d'eau douce (Biness, 1983). Ceci est expliqué par le choix des rivières qui ont globalement une bonne qualité d'eau, à l'exception de l'Aisne qui a une mauvaise qualité chimique et le Serpont qui montre une mauvaise qualité chimique et une qualité écologique moyenne (SPW, 2022c).

## 4.3 Impact des facteurs biotiques sur les populations d'ombres communs

### 4.3.1 Diversité et abondance en macroinvertébrés

Un facteur potentiel de la présence de l'ombre commun pourrait être attribué à la diversité et à l'abondance de certaines familles de macroinvertébrés dans les différents sites, ceux-ci étant la source principale de nourriture de l'ombre (Bolotov *et al.*, 2012).

Les résultats de cette étude montrent que l'abondance de l'ombre n'est que faiblement impactée par une plus grande diversité de macroinvertébrés, malgré un échantillonnage globalement satisfaisant sur la majorité des sites. Néanmoins, ce faible impact sur l'abondance de l'ombre pourrait être expliqué par les dates des pêches, espacées d'environ un mois mais également par le faible nombre d'ombres capturés. En effet, certains macroinvertébrés adultes émergent plus tôt dans la saison ou ont un cycle de vie très court, ce qui signifie qu'ils pourraient avoir émergé et disparu du milieu aquatique sous forme larvaire entre les deux périodes de pêche (Verberk *et al.*, 2008). Cette hypothèse s'appuie sur le fait que les sites échantillonnés début mai présentaient une plus grande diversité de familles de macroinvertébrés. Par exemple, au début du mois de juin, les individus de la famille des Chironomidae étaient beaucoup moins présents, ce qui s'explique par leurs cycles de vie très courts avec des émergences en une à deux semaines dès que les températures augmentent au printemps (Bay, 2003; Dorić *et al.*, 2024; Karima, 2021). A contrario, les Simuliidae restaient très présents puisque leurs stades larvaires sont plus longs allant de plusieurs jours à quelques semaines (Adler et McCreddie, 2019).

Il a été néanmoins observé que la présence de Chironomidae et d'Ephemerellidae est associée à une plus grande abondance d'ombres ainsi qu'à une quantité en oxygène dissous plus importante sur les tronçons étudiés. Les Chironomidae sont une des familles les plus abondantes dans les rivières et peuvent tolérer beaucoup de conditions environnementales différentes (Hilsenhoff, 1988; Karima, 2021). Cette corrélation entre cette famille et l'abondance en ombres est à prendre avec précaution étant donné qu'elle est liée à la forte présence de cette famille sur les sites du Serpont (plus de 20 %) et de l'Ourthe orientale (plus de 40 %) échantillonnés en mai. Les Ephemerellidae sont des indicateurs de la qualité de l'eau car ils prospèrent dans des conditions spécifiques et sont sensibles à la pollution (Abessolo *et al.*, 2021). Ils sont souvent présents en grands nombres dans les zones pauvres en pollution organique, synonyme de conductivité faible et dans les eaux bien oxygénées, souvent synonymes d'un environnement aquatique de bonne qualité (Mathur, 2018; Stephen *et al.*, 2023) comme montré dans cette étude. Cependant, les Simuliidae et les Baetidae qui montrent une tolérance relative à des conditions de conductivité plus élevée et de faible oxygène dissous, sont davantage retrouvés sur les tronçons sans présence d'ombres. Ces espèces opportunistes peuvent coloniser des environnements perturbés, là où d'autres espèces sont éliminées (Hilsenhoff, 1988). Ceci peut expliquer l'absence d'ombres dans les sites de moins bonne qualité où ces espèces opportunistes sont présentes puisque les ombres nécessitent des conditions de qualité de l'eau beaucoup plus strictes pour survivre et se reproduire.

#### 4.3.2 Diversité de poissons

Les résultats montrent qu'une plus grande diversité d'espèces de poissons est corrélée positivement à la présence des ombres. Ceci peut être expliqué par le fait que plus un écosystème est stable, plus il offre de bonnes conditions environnementales pour le développement des espèces piscicoles (Downing *et al.*, 2014), et suggère donc également un environnement favorable pour l'ombre. La présence de lamproies sur les sites est également significativement corrélée à celle des ombres. Les lamproies, en tant qu'indicatrices de la qualité de l'eau, cohabitent souvent avec l'ombre, toutes deux étant des espèces particulièrement sensibles à la pollution ainsi qu'à la dégradation et à la fragmentation de leur habitat (Maitland *et al.*, 2015).

#### 4.4 Impact de l'hydromorphologie sur les populations d'ombres communs

L'hydromorphologie joue un rôle sur les populations d'ombres communs. D'abord, dans la plupart des sites étudiés où les ombres sont présents, une pente optimale située entre 0,10 % et 1,00 % est respectée, ce qui favorise une bonne oxygénation de l'eau, condition essentielle au développement des ombres (Wilcock *et al.*, 1995) alors qu'elle n'est pas optimale dans trois des sites où l'ombre est absent. Cependant, le Serpont présente une pente plus abrupte que cet optimum, à savoir 3,23 %. Malgré cela, un ombre adulte a été observé sur ce site mais avec un indice de Fulton légèrement inférieur, indiquant potentiellement des conditions moins favorables à son développement (El-Bokhty et Mehanna, 2023). Ensuite, au vu des résultats observés, le coefficient de sinuosité du cours d'eau ne semble pas conditionner la présence d'ombres, cependant aucune des rivières étudiées n'est totalement rectiligne. Puisque les coefficients sont compris entre 0,91 et 1,14, ils sont tous proches de la limite de la classe rectiligne et sinueuse qui est de 1,05. Les méandres naturels peuvent créer des zones de calme et de refuge propices à la reproduction des ombres. Une diversité de microhabitats sont également créés et sont colonisés par diverses espèces de macroinvertébrés (Nakano et Nakamura, 2008) expliquant leur corrélation avec la sinuosité. Enfin, la nécessité d'avoir des profondeurs et vitesses variables sur une rivière, dépendantes de la présence de méandres, a également été évaluée. Les résultats ont montré que la localisation des ombres aux différents stades de leur développement varie en fonction de la profondeur de l'eau et de la vitesse du courant. En effet, les juvéniles préfèrent les zones moins profondes avec un courant plus lent, tandis que les adultes se trouvent généralement dans des zones plus profondes, excepté durant leur période de reproduction. Ces résultats corroborent les différentes études menées précédemment, confirmant que des habitats spécifiques à chaque stade de vie sont essentiels pour la survie et la croissance des ombres (Bruslé et Quignard, 2013; Poncin, 1993; Sempeski et Gaudin, 1995b). Ceci peut expliquer qu'une plus grande largeur des cours d'eau révèle une abondance plus

élevée en ombres en permettant une plus grande diversité de microhabitats et en favorisant ainsi la présence de l'ombre à tous ses stades de développement.

Néanmoins, certains paramètres semblent avoir un impact négatif sur la présence d'ombres dans les rivières. Un barrage est présent à proximité du site d'étude du Bronze pouvant expliquer qu'aucun ombre n'a été trouvé sur cette rivière. Sur le Serpont, un barrage situé à proximité pourrait également nuire à la migration des ombres, expliquant la présence d'un seul individu trouvé sur ce site. Les barrages dits majeurs ou infranchissables sans passes à poissons efficaces comme retrouvés sur ces deux rivières entravent la capacité des ombres à atteindre les zones de reproduction (Philippart et Ovidio, 2007), ce qui pourrait expliquer le déclin historique observé sur ces deux rivières. En revanche, sur l'Ourthe orientale, qui a une évolution historique positive, un barrage est situé à une distance de plus de 15 km en aval de la zone de pêche et deux ombres y ont été capturés. Cela peut se justifier par la capacité limitée des ombres à migrer sur des distances de plus de 15 km, leur permettant ainsi d'éviter les obstacles situés trop loin en aval de leurs zones de reproduction (Ovidio *et al.*, 2004a). De plus, une érosion forte semble nuire aux ombres puisqu'aucun ombre n'a été capturé sur les rivières de la Wamme et de la Wimbe. Une hypothèse expliquant cette observation est l'augmentation de la pollution de l'eau avec davantage de substances polluantes dans l'eau bien que les conductivités et l'oxygène dissous restent assez semblables aux autres rivières. Le Néblon, n'ayant révélé aucune présence d'ombre, a quant à lui une conductivité plus élevée parmi les différents sites étudiés malgré une érosion faible et une quantité d'oxygène dissous située dans l'optimum pour permettre une présence d'ombres. Cette conductivité plus élevée peut dès lors être due à la géologie naturelle du cours d'eau et non aux substances polluantes se retrouvant dans la rivière par l'érosion des berges (Mathur, 2018). L'érosion pourrait avoir un impact négatif en colmatant le lit de la rivière, créant des conditions défavorables au développement des ombres, et en augmentant la turbidité, ce qui réduit la visibilité nécessaire pour que les juvéniles capturent leurs proies efficacement (Persat, 1976; Lowe *et al.*, 2015).

#### 4.5 Impact de l'occupation du sol sur les populations d'ombres communs

L'occupation du sol autour des rivières semble jouer un rôle essentiel pour la préservation des populations d'ombres communs. Cette étude a révélé que les habitats forestiers ont un impact positif sur la présence de cette espèce aquatique. Une surface plus élevée de forêts sur le bassin de la Lesse qui montre une stabilisation de ses populations en ombres au cours du temps est remarquée. En outre, les forêts situées dans un rayon d'1 km des rivières exercent une influence significativement plus marquée sur la présence de l'ombre que celles situées à une plus grande distance des rivières. Ces résultats sont en adéquation avec ceux de Siqueira *et al.* (2023) et Fernandes *et al.* (2019) qui indiquent que la couverture forestière limite la pollution et améliore la qualité de l'eau en contribuant à une meilleure infiltration de l'eau de ruissellement en agissant comme un filtre naturel qui intercepte des produits nocifs tels que les pesticides ou les fertilisants ainsi que les sédiments (Dufour et Piégay, 2006; Langon et Frappé, 2008). Il en résulte une conductivité plus faible dans les grandes zones forestières, corrélées avec l'abondance en ombres.

La présence de ripisylve s'est également avérée avoir un impact positif sur la présence de l'ombre commun dans les cours d'eau. Les forêts qui bordent de manière continue les rivières créent un corridor naturel bénéfique, crucial pour le bien-être des espèces aquatiques sensibles comme l'ombre commun, en régulant les températures et en prévenant les fluctuations thermiques abruptes dans l'eau (Dufour et Piégay, 2006) comme remarqué sur la Lhomme et l'Aisne. De plus, il a été observé dans cette étude que les structures de ripisylve complexes, avec plusieurs strates végétales et une hauteur de couverture de plus de 7 m, sont particulièrement bénéfiques. Elles fournissent un ombrage plus efficace, réduisant encore davantage les variations de température et procurent une meilleure qualité de nourriture aux organismes aquatiques ainsi qu'un apport en matières organiques de qualité aux bactéries dans les sols augmentant, par exemple, la dénitrification dans ces sols et donc la dégradation des polluants (Hill et Cardaci, 2004; Maher Hasselquist *et al.*, 2021). Une plus grande largeur de ripisylve au niveau des deux rives semble aussi favoriser la présence d'ombres. En effet, une bande plus large de ripisylve engendre une zone tampon plus large avec une meilleure rétention des éléments toxiques et des sédiments. Cette zone de ripisylve devrait avoir une largeur comprise entre 30 et 200 m sur les deux rives de la rivière

afin d'améliorer la qualité de l'eau du cours d'eau (Hansen *et al.*, 2010). Dans cette étude, aucun impact négatif lié à la présence de prédateurs nichant dans les arbres, tels que le cormoran, n'a pu être démontré. Cette espèce est pourtant souvent accusée par les pêcheurs comme étant un prédateur pour l'ombre commun. Pour explorer davantage cette hypothèse, il serait bénéfique de mener une étude pour suivre les habitudes alimentaires et les niches écologiques spécifiques des cormorans. Cela permettrait de mieux comprendre leur influence potentielle sur les populations d'ombres communs et d'évaluer leur véritable impact dans l'écosystème étudié.

Ensuite, l'impact des zones classées Natura 2000 sur les populations d'ombres communs a été évalué. Ces zones ont été créées pour préserver la biodiversité autour et dans les rivières, en favorisant des environnements peu anthropisés et moins pollués. L'analyse effectuée n'a pas révélé d'impact significatif des zones Natura 2000 sur la présence des ombres à l'échelle de la rivière. Cette absence d'effet notable peut s'expliquer par le fait que ces zones de protection environnementale, dont la création remonte à un maximum de 20 ans (Région Wallonne, 2024), n'ont pas encore eu le temps de manifester pleinement leurs bénéfices écologiques. Néanmoins, à l'échelle du bassin versant, une différence significative de proportion de zones Natura 2000 est remarquée, ce qui pourrait expliquer la variation historique de l'abondance en ombres, en déclin, dans le bassin de l'Ourthe, lequel compte moins de zones Natura 2000.

Quant aux zones agricoles et aux prairies, étant corrélées négativement avec l'abondance en ombres, elles semblent représenter des menaces pour les populations d'ombres, particulièrement celles situées à moins d'1 km des rivières. Les pratiques agricoles intensives, y compris l'utilisation de pesticides, d'herbicides et d'engrais, contribuent à la pollution des eaux. Lorsque ces produits chimiques sont lessivés par les pluies, ils se retrouvent dans les cours d'eau, créant un environnement toxique pour l'ombre commun (Karlsen *et al.*, 2019). Cette pollution chimique affecte la qualité de l'eau et pourrait expliquer une conductivité plus élevée sur le Néblon qui possède le plus de surfaces agricoles sur ses masses d'eau de surface et pourrait donc expliquer l'absence d'ombres sur ce site.

Enfin, les résultats observés au niveau de l'artificialisation des sols, qui inclut l'urbanisation et le développement des infrastructures, montrent une corrélation positive avec la présence des ombres dans les sites étudiés. Il faut cependant traiter ces résultats avec prudence étant donné que les sites choisis pour cette étude sont relativement naturels et peu artificialisés, cette sélection limite donc la représentativité des résultats. Des rivières fortement urbanisées pourraient avoir des effets néfastes car l'artificialisation des sols peut entraîner une augmentation des polluants ainsi que des changements hydrologiques défavorables aux habitats aquatiques (Williamson, 1985). Il serait intéressant de comparer les résultats obtenus lors de cette étude avec des rivières fortement urbanisées.

## 4.6 Contribution personnelle

J'ai contribué à la mise en place du protocole de terrain relatif à la ripisylve et à l'érosion des berges ainsi qu'à la vérification et à la validation sur le terrain du choix des sites de pêche et à la pose des différents capteurs de température. J'ai ensuite participé aux pêches électriques organisées avec l'aide de personnes de l'Unité de Gestion des Ressources Aquatiques et Aquaculture de la Faculté des Sciences de l'Université de Liège et de l'Unité d'Entomologie fonctionnelle et évolutive de la Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech ainsi que des contrats de rivière de l'Ourthe et de la Lesse. J'ai aussi contribué aux diverses mesures biométriques effectuées sur les ombres communs. J'ai également pris part aux relevés de macroinvertébrés et à leur identification en laboratoire. De plus, j'ai contribué à la caractérisation de la ripisylve sur le terrain. Enfin, j'ai effectué des recherches bibliographiques, réalisé l'ensemble des cartes à l'exception de la Figure 1 et analysé ainsi que discuté les données récoltées.

## 5 Conclusion

Cette étude a permis de déterminer différents facteurs qui pourraient influencer la présence de l'ombre commun dans les bassins de la Lesse et de l'Ourthe. Elle n'a cependant pas pu ni confirmer ni infirmer les évolutions historiques tirées des données du Service Public de Wallonie (SPW) sur toutes les rivières. Les différents facteurs qui favoriseraient la présence de l'ombre sont décrits ci-après :

- Concernant les espèces aquatiques prélevées lors des échantillonnages, la présence d'Ephemere-*rellidae* et la diversité de poissons, plus particulièrement des lamproies semblent être liées à la population d'ombres. En effet, ces deux espèces sont des indicateurs d'une faible pollution, marquée par une faible conductivité et des eaux bien oxygénées, des paramètres cruciaux pour l'ombre qui est une espèce sensible.
- Au niveau de l'hydromorphologie de la rivière et de sa température, plusieurs facteurs ont été relevés. Une température stable serait nécessaire pour que l'ombre prospère et se reproduise. Une pente optimale et des méandres dans la rivière auraient également un impact positif sur la présence de l'ombre. De plus, l'absence de barrages ou la présence de passes à poisson efficaces favoriseraient la migration des ombres, permettant ainsi d'éviter qu'ils ne soient bloqués dans les zones situées en aval de ces barrages. Enfin, une faible ou moyenne érosion semble favorable au développement de l'ombre.
- L'occupation du sol joue aussi un rôle important. Les forêts semblent avoir un impact significatif sur la présence de l'ombre quand elles sont situées dans un rayon d'1 km autour de la zone étudiée, tandis que les prairies et les cultures auraient un effet néfaste.
- La ripisylve serait bénéfique lorsqu'elle est constituée de structures complexes avec plusieurs strates ainsi que d'une bande plus large. Une structure en corridor continu favoriserait également la présence de l'ombre.

Ces conclusions offrent une première approche mais doivent être traitées avec précaution. En effet, cette étude s'est seulement concentrée sur deux bassins versants et huit rivières au total. Ces données ne suffisent pas à expliquer un déclin ou une stabilisation générale de l'ombre en Wallonie ni même dans les bassins étudiés. Il serait nécessaire d'étendre la zone d'étude à davantage de bassins, à plus de rivières par bassin et à des tronçons plus longs et d'échantillonner les rivières sur une plus longue période. Pour pouvoir également comparer de manière plus fiable les données du SPW avec celles de futures études, il serait judicieux de choisir des tronçons de référence sur chaque rivière quand cela est possible. Un suivi précis des ombres capturés à l'aide d'un émetteur radio sur une période prolongée permettrait aussi de mieux connaître leur déplacement et ainsi déterminer l'impact réel que provoquent les barrages. En outre, des écarts d'une telle importance entre les différentes dates de prélèvements comme il a été question dans cette étude ont probablement affecté la fiabilité des données. Il serait donc essentiel de synchroniser les collectes sur tous les tronçons. Il serait encore pertinent de prévoir des analyses de la qualité de l'eau plus détaillées, telles que la mesure des concentrations en métaux lourds et en polluants chimiques et ce, afin d'évaluer la pollution de manière plus précise. Enfin, une collaboration plus étroite avec les pêcheurs et acteurs locaux pourrait s'avérer bénéfique dans le but de mieux identifier les zones de forte affluence de l'ombre ainsi que les zones où leur présence est réduite voire inexistante. Vu les informations qu'ils pourraient également fournir sur les prédateurs de l'ombre et plus particulièrement sur le cormoran, cette collaboration permettrait d'examiner l'impact de ce dernier sur les populations d'ombres en identifiant ses niches écologiques.

Si toutes ces recommandations étaient prises en compte lors d'une prochaine étude, serait-il alors possible de déterminer avec certitude la ou les causes du déclin de l'ombre commun en Wallonie ?

## Bibliographie

- ABDOLI, A., PONT, D. et SAGNES, P. (2007). Intrabasin Variations in Age and Growth of Bullhead : The Effects of Temperature. *Journal of Fish Biology*, 70(4), 1224-1238. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01400.x>.
- ABESSOLO, J.-R. Z., KHEBIZA, M. Y. et MESSOULI, M. (2021). Réponse des macroinvertébrés benthiques (éphéméroptères, plécoptères, trichoptères) aux pressions anthropiques dans un contexte de changement climatique sur le bassin versant de l'Ourika (Haut-Atlas du Maroc). *Hydroécologie Appliquée*, 21, 115-155. <https://doi.org/10.1051/hydro/2021001>.
- ADEOTI, E. O. B., YABI, I., AKPO, A. M., AMONTCHA, M. et OGOUWALE, E. (2018). Effets socioéconomiques de la pêche continentale dans le Doublet Adjohoun-Dangbo au Bénin. *Africa Development / Afrique et Développement*, 43(2), 173-189. <https://www.jstor.org/stable/26641004>.
- ADLER, P. H. et MCCREADIE, J. W. (2019). *Chapter 14 - Black Flies (Simuliidae)*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814043-7.00014-5>.
- AEGERTER, S. et JALABERT, B. (2004). Effects of post-ovulatory oocyte ageing and temperature on egg quality and on the occurrence of triploid fry in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture*, 231(1), 59-71. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.08.019>.
- AFNOR (2016). NF T90-333 : Norme française : Qualité de l'eau - prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes.
- ARMELLIN, A. et JEAN, M. (2012). *Les communautés de macroinvertébrés benthiques : un indicateur de la qualité de l'eau au lac Saint-Pierre*. Direction de la protection de l'Environnement, Environnement Canada, Région du Québec. <https://publications.gc.ca/site/fra/383294/publication.html>.
- ASTORG, L., CÔTÉ, P. et FUGÈRE, V. (2023). *Vulnérabilité climatique des communautés de macroinvertébrés benthiques du sud du Québec*. Groupe d'éducation et d'écovigilance de l'eau. [https://www.g3e-ewag.ca/wp-content/uploads/2023/10/Rapport\\_UQTR\\_G3E-2023\\_interactif.pdf](https://www.g3e-ewag.ca/wp-content/uploads/2023/10/Rapport_UQTR_G3E-2023_interactif.pdf).
- BARDONNET, A. et GAUDIN, P. (1990). Influence de la lumière au cours de l'ontogénèse sur l'expression du rythme d'émergence de l'alevin d'ombre commun, *Thymallus thymallus*, (L. 1758). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 317, 35-49. <https://doi.org/10.1051/kmae:1990018>.
- BAUDOIN, J.-M., BURGUN, V., CHANSEAU, M., LARINIER, M., OVIDIO, M., SREMSKI, W., STEINBACH, P. et VOEGTLE, B. (2014). *Évaluer le franchissement des obstacles par les poissons. Principes et méthodes. Informations sur la continuité écologique - ICE*. Onema. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-comprendre-agir/evaluer-franchissement-obstacles-poissons-principes-methodes-informations>.
- BAY, E. C. (2003). Chironomid Midges. *Université d'État de Washington, Cooperative Extension. WSU Puyallup REC WSU PLS-45*. <https://s3.wp.wsu.edu/uploads/sites/408/2015/02/PLS-45-Chironomid-Midges.pdf>.
- BAŠIĆ, T., BRITTON, J. R., COVE, R. J., IBBOTSON, A. T. et GREGORY, S. D. (2018). Roles of discharge and temperature in recruitment of a cold-water fish, the european grayling *thymallus thymallus*, near its southern range limit. *Ecology of Freshwater Fish*, 27(4), 940-951. <https://doi.org/10.1111/eff.12405>.
- BENSUSSAN, N. (2023). Etude d'impact du grand cormoran : la catastrophe était annoncée! <http://www.peche-poissons.com/truite/biologie-environnement/etude-dimpact-du-grand-cormoran-la-catastrophe-etait-annoncee-875109.php/?latest>. Consulté le 16-02-2024.
- BINESS, M. (1983). *Protection et amélioration des cours d'eau : Objectif faune aquatique*. Gouvernement du Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la faune.
- BOBE, J. (2015). Egg quality in fish : Present and future challenges. *Animal Frontiers*, 5(1), 66-72. <https://doi.org/10.2527/af.2015-0010>.
- BOIVIN, M., BUFFIN-BÉLANGER, T., MALTAIS, M., MASSÉ, S., BRIAND, Y. et BIRON, P. (2019). *Guide d'analyse de la dynamique du bois en rivière*. Conseil de l'eau du Nord de la Gaspésie et à

- la Fondation de la Faune du Québec. <https://www.uqac.ca/drc-docs/lerga/Guide-Embacle-Bois-Quebec-version%202022.pdf>.
- BOLOTOV, I., NOVOSELOV, A., BESPALAYA, Y. et AKSENOVA, O. (2012). Feeding of European grayling *Thymallus thymallus* (Salmoniformes : Thymallidae) in the early winter period in the Pymvashor stream (Subarctic hydrothermal system). *Journal of Ichthyology*, 52, 180-184. <https://doi.org/10.1134/S0032945212020038>.
- BREITBURG, D. (2002). Effects of hypoxia, and the balance between hypoxia and enrichment, on coastal fishes and fisheries. *Estuaries*, 25, 767-781. <https://doi.org/10.1007/BF02804904>.
- BROSSE, S., CHARPIN, N., SU, G., TOUSSAINT, A., HERRERA-R, G. A., TEDESCO, P. A. et VILLÉGER, S. (2021). FISHMORPH : A global database on morphological traits of freshwater fishes. *Global Ecology and Biogeography*, 30(12), 2330-2336. <https://doi.org/10.1111/geb.13395>.
- BRUSLÉ, J. et QUIGNARD, J.-P. (2013). *Biologie des poissons d'eau douce européens (2e éd.)*. Lavoisier.
- CARMIE, H., MORELET, B., MAISSE, G., JONARD, L. et CUINAT, R. (1985). Observations sur la reproduction artificielle de l'ombre commun (*Thymallus thymallus*). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 296, 2-16. <https://doi.org/10.1051/kmae:1985003>.
- CBRCR (2014). *Caractérisation de l'érosion des berges de la rivière du cap rouge et de ses tributaires - Rapport final (campagnes de terrain 2012 et 2013)*. Ville de Québec. [https://cbrcr.org/wp-content/uploads/2016/06/Rapport-de-caracterisation-des-berges\\_final.pdf](https://cbrcr.org/wp-content/uploads/2016/06/Rapport-de-caracterisation-des-berges_final.pdf).
- CELLULE ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON (2007). *Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007*. Ministère de la Région wallonne. <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/publications/rapport-analytique-2006-1.html>.
- CHOCAT, B. (2014). Les barrages sont-ils un bien pour l'environnement? *Méli Mélo - Démêlons les fils de l'eau*. [https://www.graie.org/eaumelimelo/IMG/pdf/barrages\\_et\\_continuite\\_def\\_cle41d152.pdf](https://www.graie.org/eaumelimelo/IMG/pdf/barrages_et_continuite_def_cle41d152.pdf).
- CHOCAT, L. (2022). Prédation du cormoran sur les poissons : le ras le bol des pêcheurs. <http://www.peche-poissons.com/truite/biologie-environnement/predation-du-cormoran-sur-les-poissons-le-ras-le-bol-des-pecheurs-717333.php/?latest>. Consulté le 16-02-2024.
- CONSOGLOBE (2014). Pêche dans le monde - Encyclo-ecolo.com - L'encyclopédie écologique. [https://www.encyclo-ecolo.com/P%C3%AAche\\_et\\_surp%C3%AAche](https://www.encyclo-ecolo.com/P%C3%AAche_et_surp%C3%AAche). Consulté le 25-03-2024.
- COVE, R. J., TAYLOR, R. J. et GARDINER, R. (2018). *European Grayling Conservation, Ecology & Management : A Practical Conservation Guide for the United Kingdom*. The Grayling Research Trust. [https://irp-cdn.multiscreensite.com/e233e288/files/uploaded/Grayling-Conservation-Guide\\_2018\\_v2.pdf](https://irp-cdn.multiscreensite.com/e233e288/files/uploaded/Grayling-Conservation-Guide_2018_v2.pdf).
- CRISP, D. T. (1996). Environmental requirements of common riverine European salmonid fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects. *Hydrobiologia*, 323(3) , 201-221. <https://doi.org/10.1007/BF00007847>.
- DEBRUXELLES, N., CLAESSENS, H., LEJEUNE, P. et RONDEUX, J. (2008). Design of a watercourse and riparian strip monitoring system for environmental management. *Environmental Monitoring and Assessment*, 156(1), 435-450. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0496-y>.
- D'HULSTERE, D. et PHILIPPART, J.-C. (1982). Observations sur le comportement d'éclosion et de post-éclosion chez l'ombre commun, *Thymallus thymallus* (L.). *Cahier d'éthologie appliquée*, 2 (1), 63-80. <https://popups.uliege.be/2984-0317/index.php?id=414>.
- DORIĆ, V., POZOJEVIĆ, I., BARANOV, V., MIHALJEVIĆ, Z. et IVKOVIĆ, M. (2024). Long-Term Chironomid Emergence at a Karst Tufa Barrier in Plitvice Lakes National Park, Croatia. *Insects*, 15(1), 51. <https://doi.org/10.3390/insects15010051>.
- DOWNING, A. L., BROWN, B. L. et LEIBOLD, M. A. (2014). Multiple diversity–stability mechanisms enhance population and community stability in aquatic food webs. *Ecology*, 95(1), 173-184. <https://doi.org/10.1890/12-1406.1>.
- DREAL AUVERGNE-RHÔNE-ALPES (2024). Macroinvertébrés - PERLA. <http://www.perla.developpement-durable.gouv.fr/index.php/arbre/>. Consulté le 20-06-24.

- DUFOUR, S. et PIÉGAY, H. (2006). Forêts riveraines des cours d'eau et ripisylves : spécificités, fonctions et gestion. *Revue Forestière Française*, 58(4), 339-350. <https://doi.org/10.4267/2042/6704>.
- DURANTE, P. (2003). *Pêche, l'encyclopédie*. Editions Artemis.
- EL-BOKHTY, E.-A. et MEHANNA, S. (2023). Length-weight relationship, condition factor, and length frequency distribution of the common sole *Solea solea* in Lake Manzalah, Egypt, with the first record for *Atherinomorous forskalii*. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 27(5), 749-758:749–758. <https://doi.org/10.21608/ejabf.2023.322449>.
- FEREMANS, N. (2023). Plan de Relance : sélection de 10 projets de recherche pour mieux comprendre l'état de la nature en Wallonie | Actualités | La biodiversité en Wallonie. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/04-08-2023-plan-de-relance-selection-de-10-projets-de-recherche-pour-mieux-comprendre-l-etat-de-la-nature-en-wallonie.html?IDD=7013&IDC=3772>. Consulté le 28-02-2024.
- FERNANDES, A. C. P., SANCHES FERNANDES, L. F., CORTES, R. M. V. et LEAL PACHECO, F. A. (2019). The Role of Landscape Configuration, Season, and Distance from Contaminant Sources on the Degradation of Stream Water Quality in Urban Catchments. *Water*, 11(10), 2025. <https://doi.org/10.3390/w11102025>.
- FIQUEPRON, J., GARCIA, S. et STENGER, A. (2008). Mesure de l'impact de la forêt sur le prix et la qualité de l'eau à l'échelle d'un territoire. *Journées de recherches en sciences sociales*. <https://hal.inrae.fr/hal-01072328v1>.
- FLOURY, M. (2013). Analyse des tendances d'évolution de peuplements de macroinvertébrés benthiques dans un contexte de réchauffement des eaux. [Thèse de doctorat, Université Blaise Pascal - ClermontFerrand II]. <https://theses.hal.science/tel-00844377v2>.
- FRÉON, P. (1979). Relations tailles-poids, facteurs de condition, et indices de maturité sexuelle : rappels bibliographiques, interprétations, remarques et applications.
- FÉDÉRATION SUISSE DE PÊCHE (2016). *L'ombre commun - Poisson de l'année 2016*. Fédération Suisse de Pêche.
- GERBER, M. (2012). *Etude sur la réhabilitation de l'Ombre commun (Thymallus thymallus) sur la Thur et la Doller (Haut-Rhin, 68) - Recherche des perturbations limitant le développement de l'espèce et étude de la qualité de la Thur aval*. Fédération de pêche du Haut-Rhin. [https://www.peche68.fr/cms\\_viewFile.php?idtf=33325&path=Annee-2018-et-bilan-de-l-etude.pdf](https://www.peche68.fr/cms_viewFile.php?idtf=33325&path=Annee-2018-et-bilan-de-l-etude.pdf).
- GLOBAL FOOD SECURITY (2015). *Agriculture's impacts on water quality*. <https://www.foodsecurity.ac.uk/publications/agricultures-impacts-water-quality.pdf>.
- GOUVERNEMENT WALLON (2021). *Plan de Relance de la Wallonie*.
- GREENBERG, L., SVENDSEN, P. et HARBY, A. (1996). Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the river Vojmån, Sweden. *Regulated Rivers : Research & Management*, 12(2), 287-303. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199603\)12:2/3<287::AID-RRR396>3.0.CO;2-3](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199603)12:2/3<287::AID-RRR396>3.0.CO;2-3).
- GRIMARDIAS, D. et CATTANEO, F. (2011). *Approche de la dynamique des populations d'ombre commun (Thymallus thymallus L.) sur l'Orbe en vallée de Joux (VD) - Structure démographique, taux de survie, quantification de l'habitat physique et thermique*. Service des Forêts, de la Faune et de la Nature. <https://www.thymallus.ch/wp-content/uploads/2023/01/RapportOBR-Orbe-Hepia.pdf>.
- GRIMARDIAS, D., FAIVRE, L. et CATTANEO, F. (2012). Postemergence downstream movement of European grayling (*Thymallus thymallus*) alevins and the effect of flow. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(4), 495-498. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2012.00572.x>.
- GÉLINAS, A., JOFRE, P. et PIEDBOEUF, N. (2022). Les macroinvertébrés benthiques : des organismes indicateurs des effets des changements climatiques. *Le Climatoscope*, 4, 48-53. <https://climatoscope.ca/article/les-macroinvertebres-benthiques-des-organismes-indicateurs-des-effets-des-changements-climatiques/>.
- HANSEN, B., REICH, P. et CAVAGNARO, T. (2010). *Minimum width requirements for riparian zones to protect flowing waters and to conserve biodiversity : a review and recommendations With appli-*

- cation to the State of Victoria. Office of Water. [https://www.ccmaknowledgebase.vic.gov.au/resources/RiparianBuffers\\_Report\\_Hansenetal2010.pdf](https://www.ccmaknowledgebase.vic.gov.au/resources/RiparianBuffers_Report_Hansenetal2010.pdf).
- HASLAM, S. (1978). *River Plants*. Cambridge University Press, Cambridge.
- HATTON-ELLIS, T., GRIEVE, N. et NEWMAN, J. (2003). *Ecology of Watercourses Characterised by Ranunculion fluitantis and Callitriche-Batrachion Vegetation*. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 11. English Nature, Peterborough. <https://publications.naturalengland.org.uk/publication/81010>.
- HILL, A. R. et CARDACI, M. (2004). Denitrification and Organic Carbon Availability in Riparian Wetland Soils and Subsurface Sediments. *Soil Science Society of America Journal*, 68(1), 320-325. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.3200a>.
- HILSENHOFF, W. L. (1988). Rapid Field Assessment of Organic Pollution with a Family-Level Biotic Index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(1), 65-68. <https://doi.org/10.2307/1467832>.
- HUET, M. (1949). Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweiz Z Hydrol*, 11(3-4), 332-351.
- HUYLENBROECK, L., MICHEZ, A. et CLAESSENS, H. (2019). *Guide de gestion des ripisylves*. Service Public de Wallonie. <https://hdl.handle.net/2268/240424>.
- INTER-ENVIRONNEMENT WALLONIE ASBL (2018). *La dégradation de la Lesse et de son environnement : ça suffit! - Conférence de presse du 30 mai 2018*.
- IUCN (2008). Biodiversité des eaux douces – Une ressource cachée et menacée. [https://avijl.org/docs/IUCN\\_Red\\_List/freshwater\\_biodiversity\\_a\\_hidden\\_resource\\_under\\_threat\\_factsheet\\_fr.pdf](https://avijl.org/docs/IUCN_Red_List/freshwater_biodiversity_a_hidden_resource_under_threat_factsheet_fr.pdf).
- IUCN (2023). Les poissons d'eau douce mettent en lumière les impacts croissants du climat sur les espèces - Liste rouge de l'UICN - Communiqué de presse | UICN. <https://www.iucn.org/press-release/202312/freshwater-fish-highlight-escalating-climate-impacts-species-iucn-red-list>. Consulté le 05-03-2024.
- KARIMA, Z. (2021). Chironomidae : Biology, Ecology and Systematics. *IntechOpen*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.95577>.
- KARLSEN, C. S., FLINDT, M. R., SØNDERUP, M. J., MADSEN, M. H. et EGEMOSE, S. (2019). Impact of Land Use and Runoff on Stream Quality. *Sustainability*, 11(19), 5479. <https://doi.org/10.3390/su11195479>.
- KHANI, S. et RAJAEI, T. (2016). Modeling of Dissolved Oxygen Concentration and Its Hysteresis Behavior in Rivers Using Wavelet Transform-Based Hybrid Models. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 45(2). <https://doi.org/10.1002/clen.201500395>.
- KODELA, T., JESENŠEK, D. et SUŠNIK BAJEC, S. (2023). Reproduction parameters of hatchery reared grayling (*Thymallus thymallus*) females. *Animal Reproduction Science*, 249, 107196. <https://doi.org/10.1016/j.anireprosci.2023.107196>.
- KONDOLF, G. M. (2000). Assessing Salmonid Spawning Gravel Quality. *Transactions of The American Fisheries Society*, 129 (1), 262-281. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(2000\)129<0262:ASSGQ>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(2000)129<0262:ASSGQ>2.0.CO;2).
- LAFFINEUR, B. et DELVINGT, W. (2002). Essai d'amélioration de la pisciculture de l'ombre commun [*Thymallus thymallus* (L.)]. *Les Cahiers Forestiers de Gembloux*, 8, 3-14.
- LANGON, M. et FRAPPÉ, M. (2008). *Les rivières vives à sables et galets*. Espaces naturels de Rhône-Alpes. <https://www.cen-rhonealpes.fr/ctrivieresvives/>.
- LANGUSCH, J.-J. et MATZNER, E. (2002). N fluxes in two nitrogen saturated forested catchments in Germany : dynamics and modelling with INCA. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(3), 383-394. <https://doi.org/10.5194/hess-6-383-2002>.
- LAROUSSE (2024). Grand cormoran. [https://www.larousse.fr/encyclopedie/vie-sauvage/grand\\_cormoran/184817](https://www.larousse.fr/encyclopedie/vie-sauvage/grand_cormoran/184817). Consulté le 21-02-2024.
- LOWE, M., MORRISON, M. et TAYLOR, R. (2015). Harmful effects of sediment-induced turbidity on juvenile fish in estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 539, 241-254. <https://doi.org/10.3354/meps11496>.

- MAHER HASSELQUIST, E., KUGLEROVÁ, L., SJÖGREN, J., HJÄLTÉN, J., RING, E., SPONSELLER, R. A., ANDERSSON, E., LUNDSTRÖM, J., MANCHEVA, I., NORDIN, A. et LAUDON, H. (2021). Moving towards multi-layered, mixed-species forests in riparian buffers will enhance their long-term function in boreal landscapes. *Forest Ecology and Management*, 493, 119254. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119254>.
- MAISON WALLONNE DE LA PÊCHE (2017). *L'ombre commun*. Maison Wallonne de la Pêche ASBL.
- MAITLAND, P. S., RENAUD, C. B., QUINTELLA, B. R., CLOSE, D. A. et DOCKER, M. F. (2015). Conservation of Native Lampreys. In DOCKER, M. F., éditeur : *Lampreys : Biology, Conservation and Control : Volume 1*, pages 375–428. Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-9306-3\\_8](https://doi.org/10.1007/978-94-017-9306-3_8).
- MALAVOI, J.-R. et BRAVARD, J.-P. (2010). *Eléments d'hydromorphologie fluviale*. Onema. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-comprendre-agir/elements-dhydromorphologie-fluviale>.
- MARC, J. J. (2019). Détermination de l'optimum thermique de croissance des stades larvaires de l'ombre commun (*Thymallus thymallus*). [Mémoire de master, Université de Liège, Liège, Belgique].
- MARSH, J. E., COVE, R. J., BRITTON, J. R., WELLARD, R. G., HOUSE, A. et GREGORY, S. D. (2021). Medium-term environmental changes influence age-specific survival estimates in a salmonid population. *Freshwater Biology*, 66 (8), 1530-1545. <https://doi.org/10.1111/fwb.13736>.
- MATHUR, D. A. (2018). Conductivity : Water Quality Assesment. *International Journal of Engineering Research & Technology*, 3(3). <https://www.ijert.org/conductivity-water-quality- assesment>.
- NAKANO, D. et NAKAMURA, F. (2008). The significance of meandering channel morphology on the diversity and abundance of macroinvertebrates in a lowland river in Japan. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(5), 780-798. <https://doi.org/10.1002/aqc.885>.
- NUHFER, A. J., ZORN, T. G. et WILLS, T. C. (2017). Effects of reduced summer flows on the brook trout population and temperatures of a groundwater-influenced stream. *Ecology of Freshwater Fish*, 26(1), 108-119. <https://doi.org/10.1111/eff.12259>.
- NYKÄNEN, M. et HUUSKO, A. (2003). Size-related changes in habitat selection by larval grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Ecology of Freshwater Fish*, 12(2), 127-133. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2003.00013.x>.
- OCDE et FAO (2022). *Perspectives Agricoles de l'OCDE et de la FAO 2023-2032*. OCDE. <https://doi.org/10.1787/a187ca6c-fr>.
- OFFICE FRANÇAIS DE LA BIODIVERSITÉ (2010). *Recueil d'expériences sur l'hydromorphologie*. Agence française pour la biodiversité - AFB et Centre de ressources Cours d'eau.
- OFFICE FRANÇAIS DE LA BIODIVERSITÉ (2024). Les impacts de l'érosion. <https://www.eaufrance.fr/les-impacts-de-lerosion>. Consulté le 26-02-2024.
- OVIDIO, M., DIERCKX, A., BREDART, D. et PHILIPPART, J.-C. (2011). *Appui scientifique et technique à la mise en place d'actions visant à la libre circulation des poissons dans les cours d'eau non navigables de Wallonie*. Service Public de Wallonie. <https://hdl.handle.net/2268/90624>.
- OVIDIO, M., PAQUER, F., CAPRA, H., LAMBOT, F., GERARD, P., DUPONT, E. et PHILIPPART, J.-C. (2004a). Effects of a micro hydroelectric power plant upon population abundance, mobility and reproduction behaviour of European grayling *T. thymallus* and brown trout *S. trutta* in a salmonid river. *International Symposium on Ecohydraulics. Aquatic habitat : Analysis & Restoration*. <https://hdl.handle.net/2268/27996>.
- OVIDIO, M., PARKINSON, D., SONNY, D. et PHILIPPART, J.-C. (2004b). Spawning movements of European grayling *Thymallus thymallus* in the River Aisne (Belgium). *Folia Zoologica*, 53(1), 87–98. <https://hdl.handle.net/2268/5839>.
- OVIDIO, M., PHILIPPART, J.-C., ORBAN, P., DENOËL, P., GILLIQUET, M. et LAMBOT, F. (2009). Bases biologiques et éco-hydrauliques pour la restauration de la continuité piscicole en rivière : premier bilan et perspectives. *Forêt wallonne*, 101, 18-29.

- PARKINSON, D., PHILIPPART, J.-C. et BARAS, E. (1999). A preliminary investigation of spawning migrations of grayling in a small stream as determined by radio-tracking. *Journal of Fish Biology*, 55(1), 172-182. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1999.tb00666.x>.
- PEETERS, A., VAN CAMPENHOUT, J. et HOUBRECHTS, G. (2019). Mécanismes du transport sédimentaire des cours d'eau et effets sur l'hydro-morphologie. *Journée d'information et d'échanges : « La gestion piscicole en Dyle-Gette : état des lieux & perspectives »*. Journée d'information et d'échanges : « La gestion piscicole en Dyle-Gette : état des lieux & perspectives », Ottignies, Belgium.
- PERSAT, H. (1976). *Principaux aspects de l'écologie de l'Ombre commun Thymallus thymallus (L. 1758) (Poissons Salmonidés)*. [Thèse 3ème cycle, Université de Lyon I, France].
- PHILIPPART, J.-C. (1989). Ecologie des populations de poissons et caractéristiques physiques et chimiques des rivières dans le bassin de la Meuse Belge. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 25, 175-198. <https://popups.uliege.be/0770-7576/index.php?id=3811>.
- PHILIPPART, J.-C. (2000). *Etudes en vue d'améliorer la gestion des populations de poissons de souches locales. Cas des salmonidés (truite commune et ombre commun) dans le bassin de l'Ourthe*. Commission provinciale de Liège du Fonds piscicole. <https://hdl.handle.net/2268/160712>.
- PHILIPPART, J.-C. (2007). *L'érosion de la biodiversité : Les poissons*. Ministère de la Région wallonne. <https://hdl.handle.net/2268/241258>.
- PHILIPPART, J.-C. (2008). Biodiversité et caractéristiques physiques des cours d'eau. *Actes du Colloque de Namur "La gestion physique des cours d'eau : bilan d'une décennie d'ingénierie écologique*, pages pp. 17-26. <https://hdl.handle.net/2268/97951>.
- PHILIPPART, J.-C. et OVIDIO, M. (2007). *Définition de bases biologiques et éco-hydrauliques pour la libre circulation des poissons dans les cours d'eau non navigables de Wallonie - Identification des priorités d'action d'après les critères biologiques et piscicoles*. Ministère de la Région Wallonne. <https://hdl.handle.net/2268/66504>.
- PHILIPPART, J.-C. et VRANKEN, M. (1983). Atlas des poissons de Wallonie. Distribution, écologie, éthologie, pêche, conservation. *Cahiers d'éthologie appliquée*, 3 (suppl. 1-2), 1-395. <http://popups.uliege.be/2984-0317/index.php?id=624>.
- PIRES, A. M., MAGALHÃES, M. F., MOREIRA DA COSTA, L., ALVES, M. J. et COELHO, M. M. (2008). Effects of an extreme flash flood on the native fish assemblages across a Mediterranean catchment. *Fisheries Management and Ecology*, 15(1), 49-58. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2007.00570.x>.
- PONCIN, P. (1993). La reproduction des poissons de nos rivières. 13 (3), 317-342.
- QUINN, J. M. et HICKEY, C. W. (1990). Characterisation and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental factors. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 24(3), 387-409. <https://doi.org/10.1080/00288330.1990.9516432>.
- RILEY, W. D., MAXWELL, D. L., PAWSON, M. G. et IVES, M. J. (2009). The effects of low summer flow on wild salmon (*Salmo salar*), trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in a small stream. *Freshwater Biology*, 54(12), 2581-2599. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02268.x>.
- RÉGION WALLONNE (2007). Liste des espèces de la Directive "Habitats" en Wallonie | Natura 2000 | La biodiversité en Wallonie. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/liste-des-especes-de-la-directive-habitats-en-wallonie.html?IDD=1671&IDC=832>. Consulté le 29-02-2024.
- RÉGION WALLONNE (2024). Les sites Natura 2000 | Sites | La biodiversité en Wallonie. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/sites-natura2000.html?IDC=838>. Consulté le 02-08-2024.
- SAGNES, P., GAUDIN, P. et STATZNER, B. (1997). Shifts in morphometrics and their relation to hydrodynamic potential and habitat use during grayling ontogenesis. *Journal of Fish Biology*, 50(4), 846-858. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1997.tb01977.x>.
- SEMPESKI, P. et GAUDIN, P. (1995a). Sélection et utilisation de l'habitat par les jeunes stades de poissons d'eau courante : le modèle Ombre commun (*Thymallus thymallus*, L.). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 337-338-339, 215-220. <https://doi.org/10.1051/kmae:1995024>.

- SEMPESKI, P. et GAUDIN, P. (1995b). Établissement de courbes de préférences d'habitat pour les frayères et les jeunes stades d'ombre commun (*Thymallus Thymallus*, L.). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 337-338-339, 277-282. <https://doi.org/10.1051/kmae:1995031>.
- SEMPESKI, P., GAUDIN, P. et HEROUIN, E. (1998). Experimental study of young grayling (*Thymallus thymallus*) physical habitat selection factors in an artificial stream. *Fundamental and Applied Limnology*, 141(3), 321-332. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/141/1998/321>.
- SERVICE PUBLIC FÉDÉRAL INTÉRIEUR (1967). Loi relative aux cours d'eau non navigables - 28 décembre 1967.
- SILVA, A. T., LUCAS, M. C., CASTRO-SANTOS, T., KATOPODIS, C., BAUMGARTNER, L. J., THIEM, J. D., AARESTRUP, K., POMPEU, P. S., O'BRIEN, G. C., BRAUN, D. C., BURNETT, N. J., ZHU, D. Z., FJELDSTAD, H.-P., FORSETH, T., RAJARATNAM, N., WILLIAMS, J. G. et COOKE, S. J. (2018). The future of fish passage science, engineering, and practice. *Fish and Fisheries*, 19(2), 340-362. <https://doi.org/10.1111/faf.12258>.
- SIQUEIRA, T. d. S., PESSOA, L. A., VIEIRA, L., CIONEK, V. d. M., SINGH, S. K., BENEDITO, E. et do COUTO, E. V. (2023). Evaluating land use impacts on water quality : perspectives for watershed management. *Sustainable Water Resources Management*, 9(6), 192. <https://doi.org/10.1007/s40899-023-00968-2>.
- SMOLIŃSKI, S. et GLAZACZOW, A. (2019). Cascading effects of temperature alterations on trophic ecology of European grayling (*Thymallus thymallus*). *Scientific books*, 9(1), 18358. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-55000-5>.
- SPGE (2024). L'eau dans le monde. <https://www.spge.be/de/l-eau-dans-le-monde.html?IDC=1300>. Consulté le 29-02-2024.
- SPW (2020). État biologique des masses d'eau de surface - État de l'environnement wallon. [http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr\\_BE/sites/eew/contents/indicatorssheets/EAU3.html](http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicatorssheets/EAU3.html). Consulté le 29-02-2024.
- SPW (2022a). ERMG 2 Protection des eaux contre la pollution par le nitrate à partir de sources agricoles - En révision suite à l'entrée en vigueur du PGDA4 entré en vigueur le 15/04/2023 - Portail de l'agriculture wallonne. <http://agriculture.wallonie.be/cms/render/live/fr/sites/agriculture/home/aides/pac-2023-2027-description-des-interventions/conditionnalite-renforcee-nouveaute-2024/ermg-2-protection-des-eaux-contre-la-pollution-par-le-nitrate-a-partir-de-sources-agricoles--en-revision-suite-a-lentree-en-vigueur-du-pgda4-entre-en-vigueur-le-15042023.html>. Consulté le 23-02-2024.
- SPW (2022b). Listes rouges des espèces et priorités de conservation. [http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr\\_BE/sites/eew/contents/indicatorssheets/FFH5.html](http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicatorssheets/FFH5.html). Consulté le 16-04-2024.
- SPW (2022c). Plans de gestion 2022-2027 - Directive-cadre sur l'Eau en Wallonie.
- SPW (2023). Contrats de rivière - État de l'environnement wallon. [http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr\\_BE/sites/eew/contents/indicatorssheets/EAU22.html](http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicatorssheets/EAU22.html). Consulté le 29-02-2024.
- STEPHEN, M., ARUNA, K., NAKKELA, M., MEGHA, M., ANURADHA, M., GAYATHIRI, E., GUPTA, A. et DEVADASS, J. (2023). *Contemporary Research in Environmental Science, Management, IT, Pharmaceutical and Social Sciences (First Volume)*. Iterative International Publishers.
- SUTER, W. (1995). The Effect of Predation by Wintering Cormorants *Phalacrocorax carbo* on Grayling *Thymallus thymallus* and Trout (*Salmonidae*) Populations : Two Case Studies from Swiss Rivers. *The Journal of Applied Ecology*, 32(1), 29-46. <https://doi.org/10.2307/2404413>.
- THIRY, V. (2020). *Notice méthodologique : État biologique des masses d'eau de surface*. SPW.
- THIRY, V. (2022). *Notice méthodologique : Listes rouges des espèces et priorités de conservation*. SPW.
- UNION EUROPÉENNE (1992). Directive - 92/43 - Directive Habitats. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj>. Consulté le 29-02-2024.
- VALENTIN, S. (2020). Variabilité artificielle des conditions d'habitat et conséquences sur les peuplements aquatiques : effets écologiques des éclusées hydroélectriques en rivière. Etude de cas (Ance

- du Nord et Fontaulière) et approches expérimentales. [Doctorat, Université Claude Bernard Lyon I, France]. <https://hal.inrae.fr/tel-02581947>.
- VAN KEER, P. (2022). Épisode de fortes crues d'été : quel impact sur la faune aquatique (macroinvertébrés et poissons) des cours d'eau en Wallonie? [Mémoire de master, Université de Liège, Liège, Belgique]. <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/16099>.
- VERBERK, W. C. E. P., SIEPEL, H. et ESSELINK, H. (2008). Life-history strategies in freshwater macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 53(9), 1722-1738. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02035.x>.
- VIVIER, P. (1970). Influence de la pollution organique sur la faune aquatique des eaux courantes. *Bulletin Français de Pisciculture*, 236, 89-104. <https://doi.org/10.1051/kmae:1970009>.
- WALSH, C. J., FLETCHER, T. et LADSON, T. (2005). Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems : Looking to the catchment to save the stream. *Journal of The North American Benthological Society*, 24(3), 690-705. <https://doi.org/10.1899/04-020.1>.
- WILCOCK, R. J., MCBRIDE, G. B., NAGELS, J. W. et NORTHCOTT, G. L. (1995). Water quality in a polluted lowland stream with chronically depressed dissolved oxygen : Causes and effects. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 29(2), 277-288. <https://doi.org/10.1080/00288330.1995.9516661>.
- WILLIAMSON, R. B. (1985). Urban stormwater quality I. Hillcrest, Hamilton, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 19(3), 413-427. <https://doi.org/10.1080/00288330.1985.9516106>.
- WWF (2023). Poissons d'eau douce : loin des yeux, loin du cœur? | WWF Belgique. <https://wwf.be/fr/actualites/poissons-deau-douce-loin-des-yeux-loin-du-coeur>. Consulté le 29-02-2024.

# Annexe

## Annexe I - Fiche de terrain de la ripisylve

Date :

Fiche Ripisylve

Projet SHADOW

Site :

Utilisation du sol 2m (%)	forestier	agricole	forestier & agricole	industriel	habitat
R. gauche					
R. droite					

Utilisation du sol + de 2m	forestier	agricole	forestier & agricole	industriel	habitat
R. gauche					
R. droite					

**Largeur moyenne ripisylve :**                      0-1m              1-2m              2-5m              5-10m              >10m

**Continuité rive gauche 2m :**                      %                      **Continuité rive droite 2m :**                      %

Structure de continuité (%)	absente	plantes ligneuse isolées	corridor discontinu	corridor continu	ligne d'arbres
R. gauche					
R. droite					

Structure :	coupe à blanc	1 strate h<3m	1 strate 3<h<7m	1 strate h>7m	2 strates	multi-strates
R. gauche						
R. droit						

**1, 2 ou 3 essences principales :**

**Type de berge :**