



Service public
de Wallonie

Service Public de Wallonie

Plan de Relance de la Wallonie (PRW123)



Projet SHADOW – Sélection des HAbitats et Distribution de l’Ombre en Wallonie



Unité de Gestion des Ressources Aquatiques et Aquaculture
(UGERAA)

En collaboration avec :

Contrat Rivière Lesse

Contrat Rivière Ourthe

Laboratoire d’entomologie fonctionnelle et évolutive (ULiège)



OURTHE
CONTRAT RIVIERE



RAPPORT FINAL

C. Vom Berge, R. Caparros, S. Dessy, S. Duchateau, A. Dierckx, J.
Gelder, A. Hambuckers, L. Lambotte & A. Remouchamps, J.P.
Benitez*, M. Ovidio*

*ont contribué de façon équivalente à la supervision du projet de recherche.

Remerciements

Nous tenions à remercier collectivement toutes les personnes et institutions qui ont accordé leur appui financier et/ou logistique à la réalisation du projet de recherche SHADOW et ont ainsi contribué à la progression de la compréhension du fonctionnement de nos écosystèmes rivières en Wallonie. Nous remercions spécialement Mme. Céline Téliier, Ministre de l'Économie, du commerce extérieur, de la Recherche et de l'Innovation, du Numérique, de l'Agriculture, de l'Urbanisme et de l'Aménagement du territoire, de l'IFAPME et des Centres de Compétence qui a accepté d'accorder ce financement dans le cadre du projet 123 « 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 » à l'Université de Liège en collaboration avec les Contrats rivières Lesse et Ourthe. Nos remerciements s'adressent aussi aux Services concernés du Service Public de Wallonie (SPW) qui ont participé au projet d'une manière ou d'une autre, principalement dans le cadre d'échanges de données. Il s'agit spécialement du SPW-DEMNA (Direction de la Nature et de l'Eau, Directrice A. Terneus et plus particulièrement T. Demol), du SPW-ARNE-DNF (Direction de la Chasse et de la Pêche, Service de la Pêche, Directeur F. Dumonceau), du SPW – MI (Direction des Etudes Environnementales et paysagères, M. Dubois; Direction de la Gestion hydrologique, P. Dierckx), du SPW- ARNE, DDRCB (Direction des Cours d'Eau Non Navigables, Directeur S. Gayet et plus particulièrement A. De Coster et O. Desteucq) et du SPW – ARNE, DEE (Direction des Eaux de surface, Directeur S. Abras et plus particulièrement F. Hourlay, E. Combe et P.N. Libert). Nous remercions aussi particulièrement les Fédérations de pêche de la Lesse et de l'Ourthe pour nos échanges riches en information et leur aide sur le terrain. Nous remercions les équipes du Contrat Rivière Lesse et du Contrat Rivière Ourthe pour leur disponibilité lors des inventaires de terrain ainsi que les collègues et les étudiants de l'Université de Liège qui sont venus nous aider ponctuellement. Enfin, nous tenons à remercier L. Gilles (fonctionnaire Dirigeant) pour son suivi administratif ainsi que les autres membres du CA pour leur participation active durant les réunions de suivi de l'étude : Dr. X. Rollin, Ir. O. Detrait, T. Demol, Dr. F. Cherot, F. Dumonceau et C. Mulders.

Référence du rapport

Vom Berge, C., Caparros Megido, R., Dessy, S., Duchateau, S., Dierckx, A., Gelder, J., Hambuckers, A., Lambotte L., Remouchamps, A., Benitez, J.P. & Ovidio, M. (2024). Projet SHADOW : Sélection des habitats et distribution de l'ombre en Wallonie. Rapport Final. Unité de Gestion des ressources aquatiques et aquaculture de l'Université de Liège, 95 pages.

Table des matières

Introduction générale	1
Contexte scientifique	2
1. Statut de protection et répartition en Belgique	2
2. Description morphologique (Bruslé & Quignard, 2006)	3
3. Écologie	3
4. Stress et pressions	6
5. Intérêt d'un focus sur l'ombre	8
Objectifs	8
Méthodologie	9
1. Partie 1 : Étude globale à l'échelle de la Wallonie	9
1.1. Zone et période d'étude	9
1.2. Jeux de données	9
1.2.1. Données de pêches	9
1.2.2. Données d'état écologique 2021	10
1.2.3. Données de qualité biologique	10
1.2.4. Données physico-chimiques	10
1.2.5. Données de débits et de de températures	11
1.2.6. Données PARIS	11
1.2.7. Données Life Watch	12
1.3. Description et analyse des données	13
1.3.1. Description générale	13
1.3.2. Analyses de l'impact des variables externes	13
2. Partie 2 : Étude fine à l'échelle de deux bassins versants	16
2.1. Choix des bassins versants et des sites d'étude	16
2.2. Protocole de terrain : poissons	16
2.3. Protocole de terrain : macroinvertébrés	17
2.4. Protocole de terrain : variables environnementales	18
2.5. Analyse statistique des données de terrain	19
2.5.1. Analyses de l'impact des variables externes	19
2.5.2. Indices utilisés	19
Analyses et résultats	21
1. État des 9 bassins versants wallons du plan de gestion considérés	21
1.1. Données de débit des masses d'eau	21
1.2. Données de température de l'eau des masses d'eau	22
1.2.1. Données de température via le réseau de limnigraphes du SPW	22
1.2.2. Données de température via le réseau de loggers de l'UGERAA	23
1.3. État écologique, chimique et qualité biologique (IBGN, IBIP, IBMR)	24
1.3.1. État écologique officiel 2021 (DCE)	24
1.3.2. État chimique officiel 2018 (Source : Département de l'Environnement et de l'Eau, Plans de gestion Wallons des Districts hydrographiques SPW-Arne-DEE)	25
1.3.3. État biologique (IBGN, IBIP, IBMR)	26
1.4. Hydromorphologie et ripisylve des masses d'eau	27
1.5. Occupation du sol des masses d'eau	28

2.	Évolution des populations d'ombre commun en Wallonie sur la période 2000 – 2022	29
3.	Évaluation des facteurs influençant le déclin de l'ombre à l'échelle de la Wallonie	33
3.1.	Impact des débits et températures	33
3.2.	Impact de l'hydromorphologie et de la ripisylve	36
3.3.	Impact de l'occupation du sol	38
4.	Bassins versants de l'Ourthe et de la Lesse	39
4.1.	État général	39
4.1.1.	Données de débit	39
4.1.2.	Données de température de l'eau	39
4.1.3.	État écologique, chimique et biologique	41
4.1.4.	Hydromorphologie et ripisylve	44
4.1.5.	Occupation du sol	48
4.2.	Populations d'ombres	49
4.2.1.	Évolution pour les masses d'eau du bassin de l'Ourthe	50
4.2.2.	Évolution pour les masses d'eau du bassin de la Lesse	51
4.3.	Facteurs influençant l'évolution historique des populations d'ombres : focus sur les bassins versant de l'Ourthe et de la Lesse	52
4.3.1.	Débits et températures	52
4.3.2.	Hydromorphologie, ripisylve et occupation du sol	54
5.	Campagne de terrain sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse	55
5.1.	Informations générales des sites d'étude	55
5.1.1.	Relevés piscicoles	56
5.1.2.	Relevés des macroinvertébrés benthiques et dérivants	57
5.1.3.	Contenus stomachaux	61
5.1.4.	Biométrie des ombres	64
5.1.5.	Paramètres environnementaux	65
5.2.	Sites d'étude du bassin de l'Ourthe	71
5.2.1.	Aisne	71
5.2.2.	Bronze	73
5.2.3.	Néblon	74
5.2.4.	Ourthe orientale	76
5.3.	Sites d'étude du bassin de la Lesse	78
5.3.1.	Lhomme	78
5.3.2.	Serpont	80
5.3.3.	Wamme	82
5.3.4.	Wimbe	83
Discussion		85
1.	État historique et actuel des 9 bassins versants et des populations d'ombre commun	85
2.	Facteurs influençant le déclin de l'ombre en Wallonie	86
2.1.	Évaluation historique générale	86
2.2.	Focus sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse	87
3.	Campagne de terrain sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse	88
3.1.	Relevés biologiques	88
3.2.	Relevés environnementaux	89
Conclusion		90
Bibliographie		92

Introduction générale

Le projet « SHADOW » s’inscrit dans le Plan de Relance de la Wallonie (PRW) et vise à répondre à des enjeux environnementaux (*Plan de Relance de La Wallonie*, n.d.) et plus particulièrement au déclin de la biodiversité et d’une espèce parapluie. L’érosion de la biodiversité est l’un des problèmes environnementaux les plus importants que l’humanité rencontre actuellement et met en péril de nombreux services écosystémiques ainsi que le bien-être humain (Cardinale et al., 2012; Ceballos et al., 2015; Muluneh, 2021). Les écosystèmes d’eau douce se retrouvent au sein des plus impactés au monde parmi les écosystèmes terrestres, et présentent une grande sensibilité aux activités humaines (Brognia et al., 2018; Calapez et al., 2021; De Castro-Català et al., 2020; Dudgeon et al., 2006). En plus de leur grande biodiversité, ces écosystèmes rivières fournissent des services essentiels tels que l’auto-épuration ou le stockage des eaux de pluie (Li et al., 2022). Mieux comprendre leur fonctionnement et les interactions qu’ils peuvent avoir avec les autres écosystèmes est essentiel à leur préservation afin de permettre la mise en place de mesures de gestion adéquates dans un contexte global mais également dans un contexte local.

Ce projet s’inclut donc dans cette optique et vise à comprendre les facteurs influant sur l’abondance des populations d’une espèce patrimoniale de poissons, l’ombre commun (*Thymallus thymallus* L. 1758) afin de pouvoir, à terme, émettre des recommandations de gestion. Les poissons sont des organismes aquatiques régulièrement utilisés pour l’évaluation de la qualité des rivières car ceux-ci possèdent divers avantages. En effet, une grande quantité d’informations sont généralement disponibles par espèce, ils sont facilement échantillonnables et identifiables, ils possèdent une longévité importante (plusieurs années) et ils sont des composants majeurs des écosystèmes rivières avec des exigences écologiques propres qui engendreront des réponses propres aux différentes pressions exercées. (Cabecinha et al., 2018; Pinna et al., 2023)

La Directive-Cadre sur l’Eau (2000/60/CE) adoptée en 2000 par l’Europe a, entre-autres, comme objectif d’amener les masses d’eau wallonnes à un bon niveau de qualité et il est donc nécessaire d’évaluer cette qualité au cours du temps. Pour ce faire, différentes données sont prélevées dont des données de pêches électriques qui serviront au calcul de l’Indice Biologique d’Intégrité Piscicole (IBIP). Ces données multi-espèces sont donc disponibles en quantité pour l’ensemble du territoire wallon. Accessoirement, grâce au caractère multi-annuel de ces données, ces pêches permettent d’évaluer le statut de protection de différentes espèces de poissons en Wallonie, dont en 2022, l’ombre commun (*Thymallus thymallus* L. 1758) a vu son statut passer de vulnérable à en danger, sans comprendre réellement les raisons de ce déclin.

Contexte scientifique

1. Statut de protection et répartition en Belgique

L'ombre commun (ndls. vlagzalm ; ang. grayling), *Thymallus thymallus* L. 1758, est une espèce de poissons de la famille des Salmonidae et de la sous-famille des Thymallinae.

Dans les années 1970, l'ombre est classé comme poisson hautement vulnérable et se retrouve à l'Annexe 3 de la Convention de Bern. L'espèce se voit également associée à l'Annexe 5 de la Directive européenne Faune-Flore-Habitat (CE/92/43) et plus localement, à l'Annexe 4 de la Loi sur la Conservation de la Nature (limitation de prélèvement). Plus récemment, l'arrêté du Gouvernement wallon relatif aux conditions d'ouverture et aux modalités d'exercice de la pêche (2021) interdit le prélèvement de tout individus. Enfin, depuis 2022, elle est classée comme « En Danger » sur la liste rouge IUCN wallonne (Thiry, 2022).

L'aire de répartition de l'espèce se trouve en Europe centrale et septentrionale (*Figure 1(a)*). En Belgique, l'espèce est retrouvée uniquement en Wallonie (et dans la partie flamande de la Berwinne, affluent direct de la Meuse près de Visé). Elle est cependant absente de la majorité des bassins-versants du nord du sillon Sambre et Meuse (*Figure 1(b)*), mise à part dans le bassin de la Mehaigne près de Huy.

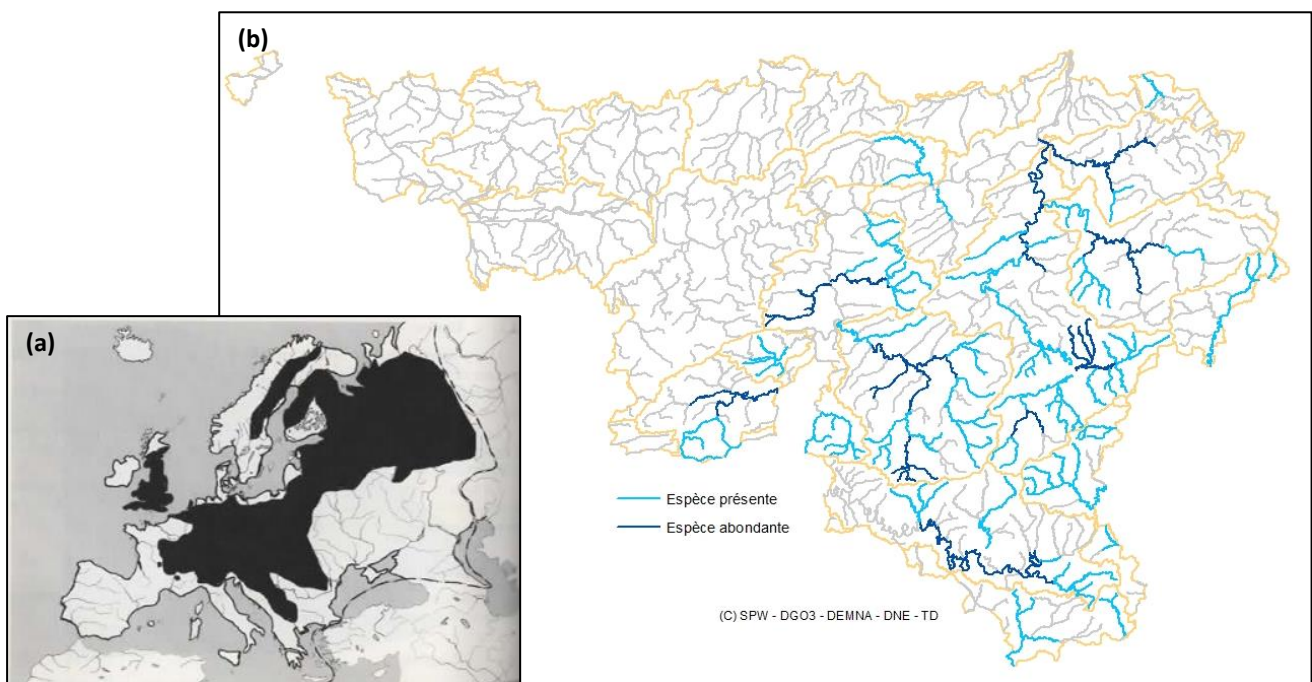


Figure 1 – (a) Aire de distribution globale (Bruslé & Quignard, 2006) et (b) belge de l'ombre commun pour la période 1953-2014 avec l'espèce dite présente si la fréquence du nombre d'individus capturés par effort de pêche est inférieure à 93,5 ombres et abondante si la fréquence est supérieure ou égale à 93,5 ombres (Nzau Matondo et al., 2017).

Bien qu'elle soit toujours classée comme espèce LC (Least Concern) dans la base de données IUCN red list (Kawamura, 2008), l'espèce est en déclin depuis quelques dizaines d'années dans l'ensemble de l'Europe avec, pour causes, différents facteurs anthropiques comme la dégradation des habitats aquatiques (qualité de l'eau, habitat de ponte, ...), la régulation des flux d'eau, la construction de

barrières migratoires (ex. barrages), les modifications structurelles de l'habitat (canalisation, ...) ou la surpêche (Cattanéo et al., 2014; Hayes et al., 2021; Horká et al., 2015; Kodela et al., 2023; Ovidio et al., 2004; Parkinson et al., 1999). Mais également par les changements climatiques et, plus directement, le réchauffement de la température de l'eau (Cattanéo et al., 2014; Trimmel et al., 2018).

2. Description morphologique (Bruslé & Quignard, 2006)

L'ombre commun est un poisson fusiforme au dos trapu, de couleur gris-bleu. Sa bouche, garnie de petites dents, est centrale avec une légère orientation vers le bas. Il possède des yeux dont la pupille est étirée en pointe vers l'avant, ce qui favorise une vision verticale vers le haut. Une de ses caractéristiques principales est sa nageoire dorsale particulièrement développée chez le mâle, haute et longue. Sa nageoire caudale est profondément échancrée et adipeuse. Comme le saumon atlantique (*Salmo salar* L. 1758) ou la truite fario (*Salmo trutta* L. 1758), il possède également une nageoire adipeuse, caractéristique des salmonidés.



© biodiversite.wallonie.be

3. Écologie

Espèce potamodrome holobiotique à tendance grégaire, l'ombre exécute l'ensemble de son cycle de développement en rivière et est le représentant de la zone à ombre de Huet (Huet, 1949). Il est retrouvé dans des rivières fraîches, bien oxygénées et à fond caillouteux (pierres, graviers, sable) car c'est une espèce rhéophile (Bruslé & Quignard, 2006; Nykänen, 2004; J.-C. Philippart & Vranken, 1983). Il est possible de l'observer en groupes fonctionnels de tailles différentes qui utiliseront des habitats différenciés déterminés par la profondeur d'eau, la vitesse, le type de substrat et le couvert végétal (Cattanéo et al., 2014; Nykänen, 2004). Il y a donc généralement une organisation en bancs de classe d'âge identique (Bruslé & Quignard, 2006) où les ombres peuvent bénéficier d'une certaine protection contre les attaques de prédateurs malgré une compétition pour les ressources (Watz et al., 2020).

Espèce sténotherme froide (gamme de préférence thermique 4 – 20°C), la température estivale de l'eau ne doit théoriquement pas dépasser les 20°C. De plus, elle possède une plus faible gamme de tolérance thermique que la truite (*Salmo trutta* L.) avec une réduction de son activité dès 18°C, un arrêt de l'activité vers 20-22°C et des mortalités entre 23-26°C. (Bašić et al., 2018; Bruslé & Quignard, 2006)

Développement

Possédant une faible longévité, allant jusqu'à 6 ans dans nos régions, la croissance de l'espèce est en conséquence plus rapide que des espèces plus longévives. En effet, il est possible d'observer une taille de ± 14 cm à 1 an, ± 23 cm à 2 ans et ± 28 cm à 3 ans (J.-C. Philippart & Vranken, 1983) avec une taille

maximale pouvant aller jusqu'à 60 cm dans les pays nordiques (Nykänen, 2004). La croissance annuelle se fait principalement d'avril à octobre, après la période de frai (Parkinson et al., 1999).

Les œufs (2,5 à 3,5 mm) incubent une vingtaine de jours à 8-10°C (150 à 220 degrés jours) avant éclosion des larves dans le gravier (Bruslé & Quignard, 2006; Kodela et al., 2023; Nykänen, 2004; J.-C. Philippart & Vranken, 1983; Poncin, 1996). Les larves émergentes (10-15 mm (Poncin, 1996)) vont d'abord rester quelques jours dans le gravier, jusqu'à résorption de leurs réserves vitellines, avant d'émerger à l'aube (Cattanéo et al., 2014) pour ensuite se déplacer vers l'aval durant la nuit (Bruslé & Quignard, 2006). Les larves deviennent des juvéniles ou « ombrets » lorsque leur taille dépasse les 3,5 cm (Nykänen, 2004) et les ombrets deviennent des adultes sexuellement matures à l'âge de 2-3 ans où leur taille dépasse les 24 cm (Bruslé & Quignard, 2006; Kodela et al., 2023; J.-C. Philippart & Vranken, 1983). Il existe un dimorphisme sexuel avec les mâles qui possèdent une nageoire dorsale plus imposante et les femelles qui possèdent une croissance plus faible que les mâles, ce qui serait expliqué par la demande énergétique importante de la production des œufs (Marsh et al., 2022).

Habitats

L'espèce va évoluer dans différents habitats au cours de son développement et de sa vie. Le premier habitat sont les frayères décrites ici grâce à l'étude de Nykänen (2004). Ce sont donc des radiers avec un substrat dominant de dimension comprise entre 16 et 32 mm, une vélocité d'eau entre 40 et 70 cm/s et une hauteur d'eau pouvant aller de 10 à 110 cm. Ce dernier paramètre est celui qui varie le plus entre études et il est évident que d'autres facteurs peuvent rentrer en compte. Il semble également important que des zones de refuge et de repos soient présentes pour les deux sexes. Enfin, la bonne circulation de l'eau au sein du substrat est importante pour maintenir une bonne oxygénation des œufs et des larves. Ovidio et al. (2004) ajoute qu'un décapage du substrat de ponte par les crues hivernales pourrait favoriser le développement des œufs.

Les alevins rejoignent ensuite, principalement en début de nuit (Bruslé & Quignard, 2006; Cattanéo et al., 2014), des zones abritées en aval du lieu de ponte (J.-C. Philippart & Vranken, 1983). Ces zones seront peu profondes à courant lent (< 20 cm/s), généralement proche des berges et avec un substrat fin (Auer et al., 2023; Bruslé & Quignard, 2006; Cattanéo et al., 2014; Nykänen, 2004). La présence de végétation semble être appréciée comme protection par les alvins, cependant, une certaine visibilité leur est nécessaire pour capturer des proies dérivantes (Cattanéo et al., 2014). C'est à une taille de 20-25 mm que la morphologie du poisson change. Celui-ci sera plus profilé, aura un meilleur potentiel de nage et pourra donc aller vers des courants plus forts (Nykänen, 2004). Au-delà de cette taille, les alvins vont donc commencer à s'éloigner des berges vers un écoulement plus rapide, des zones plus profondes, du substrat grossier et peu de végétation (Bruslé & Quignard, 2006; Cattanéo et al., 2014; Nykänen, 2004). Enfin, les adultes se retrouvent principalement sur des radiers (substrat grossier), au centre du chenal dans des courants plus forts (40-100 cm/s) à profondeur moyenne en été et plus profonde en hiver. Ils ne seront en général pas retrouvés dans des zones avec moins de 50 cm d'eau en dehors de la période de reproduction. Des profondeurs plus importantes en hiver pourraient être nécessaire pour diminuer le risque de prédation aviaire et augmenter le nombre de proies potentielles (Nykänen, 2004).

Alimentation

L'ombre se nourrit principalement de macroinvertébrés benthiques et dérivants (trichoptères, diptères, mollusques, crustacés et plus particulièrement des gammarus (*Gammarus* sp.)) mais peut également

s'alimenter d'insectes terrestres tombés à l'eau, d'œufs de poissons ou encore de petits poissons (Bruslé & Quignard, 2006; J.-C. Philippart & Vranken, 1983; Smoliński & Glazaczow, 2019). Les larves et ombrets vont tout d'abord principalement s'alimenter de plancton animal ou larves d'insectes (ex. chironomes) (Bruslé & Quignard, 2006; Nykänen, 2004; J.-C. Philippart & Vranken, 1983). Les poissons deviennent progressivement plus benthiques et ils se nourriront principalement de macroinvertébrés.

Déplacements et reproduction

Deux grands déplacements saisonniers pouvant se réaliser sur plusieurs kilomètres (jusqu'à 14 km selon Nykänen (2004)) ont naturellement lieu pour les individus adultes. Ces grands déplacements sont accompagnés de déplacement à plus faible échelle selon leurs besoins, entre habitats fonctionnels, se nourrir, se réfugier ou se reproduire (Lucas & Baras, 2001). L'étude de Nykänen (2004) explique que les adultes vont rester le plus souvent au même endroit avec des déplacements inférieurs à 100 mètres de la période estivale à hivernale et inférieurs à 200 mètres durant la saison de ponte. C'est un poisson qui a donc une fidélité saisonnière aux tronçons de rivière qu'il occupe et qui effectue des distances de migrations moyennes, généralement moins de 1 km (0-37 km) jusqu'aux sites hivernaux et entre 0-11 km, généralement moins de 5 km, jusqu'aux sites de pontes et d'alimentation (Hayes et al., 2021; Nykänen, 2004; Ovidio et al., 2004).

Le premier grand déplacement, vers l'amont, est la migration printanière des adultes vers les lieux de ponte. Celle-ci se réalise lorsque le milieu présente des conditions croissantes de température de l'eau, dans une moyenne thermique de 5 à 8°C, et lorsqu'il y a une diminution post-crue du niveau d'eau (Parkinson et al., 1999). Cela se fait, en Belgique, dans le courant du mois de mars et la reproduction se déroule ainsi dans le courant des mois de mars et d'avril, lorsque la température de l'eau atteint les 8-9°C (Benitez et al., 2015; Kodela et al., 2023; J.-C. Philippart & Vranken, 1983; Poncin, 1996). L'ombre est un pondeur spécifique qui a besoin de conditions particulières sur le fond de la rivière pour frayer (espèce lithophile). La frayère doit (i) avoir un substrat de type graviers (diamètre entre 1 et 3 cm) qui permet l'enfoncement des œufs, (ii) se trouver dans un courant fort, aux alentours des 50-90 cm/s et (iii) en zone peu profonde, aux alentours des 15 à 40 cm d'eau (Bašić et al., 2018; Bruslé & Quignard, 2006; J.-C. Philippart & Vranken, 1983; Poncin, 1996). Les mâles migrent vers l'amont pour atteindre les frayères quelques jours avant les femelles et vont défendre leur territoire pour être sur les meilleures zones de frai. Les femelles arrivent ensuite et sont courtisées par les différents mâles présents (Parkinson et al., 1999). Lors de l'appariement, mâle et femelle s'accordent et vont onduler sur le gravier de manière synchronisée. Le mâle viendra alors envelopper la femelle de sa nageoire dorsale et ils émettront leurs produits sexuels simultanément à quelques centimètres dans le gravier. Les œufs sont ainsi enfoncés à 2-3 cm de profondeur dans le substrat (Bruslé & Quignard, 2006; Kodela et al., 2023; J.-C. Philippart & Vranken, 1983). Le couple se dissocie ensuite, et les deux individus peuvent prendre part à d'autres reproductions. Poncin (1996) a pu observer un comportement particulier assez fréquent où des mâles « opportunistes » sont venus émettre leur sperme en même temps qu'un couple. Durant la période de reproduction, les femelles vont chercher des zones de repos, à plus faible courant, pour se reposer entre deux pontes et quitteront la frayère plus tôt que les mâles (Bruslé & Quignard, 2006). Les mâles investissent ainsi plus longtemps et plus intensément leur énergie dans la reproduction que les femelles, malgré qu'elles doivent produire les œufs ce qui demande un investissement physiologique important (Parkinson et al., 1999). Les ombres adultes vont ainsi rester dans la même zone de radier (< 200 m) durant les périodes pré- et post-ponte, où ils resteront pour une période de 1 à 31 jours. Les juvéniles (1 à 2 ans) ont également une migration printanière vers l'amont qui se fera juste après le pic de migration de reproduction des adultes (Benitez et al., 2015).

D'après l'étude de Ovidio et al. (2004), les différents individus peuvent utiliser les mêmes frayères plusieurs années de suite même si ce n'est pas toujours le cas. Cela pourrait être expliqué par une dégradation du milieu de ponte dû à des crues entre autres. L'étude ajoute que l'origine géographique des individus n'est pas le seul facteur qui influence le choix de la frayère et que des signaux environnementaux particuliers doivent également rentrer en jeu.

Le second grand déplacement est donc la migration post-reproduction, vers l'aval, vers leur lieu de repos (phénomène de « homing »), qui sont des zones généralement plus profondes et à courant lent. Ce dernier comportement pourrait être considéré comme un retour à un lieu familier qui saura être utilisé de manière optimale (Nykänen, 2004; Ovidio et al., 2004; Parkinson et al., 1999).

Enfin, il existe un troisième grand déplacement mais qui concerne les premiers stades de vie. Ce déplacement semi-passif, dirigé vers l'aval, est appelé « drift », et permet une dispersion des individus dans des habitats optimaux pour leur développement et favorise un brassage génétique (Pavlov, 1994; Reichard et al., 2001). Ce drift se produit après l'émergence de alevins de mi-avril à fin juin, dont la durée dépend de plusieurs facteurs dont le débit de la rivière (Bardonnnet et al., 1991; Grimardias et al., 2012). Considéré initialement comme un déplacement passif, des études sur le timing et l'influence des conditions environnementales ont démontré que le débit avait peu d'influence sur les pics de drift. De plus, à l'échelle nycthémeral, ces déplacements se produisent principalement de nuit. Ces observations traduisent que les juvéniles décident à quel moment ils dévalent, comme observé pour d'autres espèces tels que des cyprinidés (Sonny et al., 2006). En effet, les larves utiliseraient la faible vitesse de l'eau près du substrat pour contrôler leur dispersion (Bardonnnet & Gaudin, 1990).

Compétition

Au sein de l'espèce (compétition intraspécifique), une simple territorialité peut être observée chez les adultes (Bruslé & Quignard, 2006). C'est principalement au niveau interspécifique que des compétitions pour l'espace et l'alimentation ont pu être observées avec des espèces comme la truite, le barbeau (*Barbus barbus* L. 1758) ou le hotu (*Chondrostoma nasus* L. 1758) (J.-C. Philippart & Vranken, 1983). Pour ce qui est de la truite, une abondance élevée en jeunes truites pourrait défavoriser les ombres (Marsh et al., 2022) mais de manière assez limitée car les deux espèces possèdent des habitats distincts et les ombres consomment plus de proies benthiques (Bašić et al., 2018; Bruslé & Quignard, 2006).

4. Stress et pressions

Températures

La température de l'eau joue un rôle important sur les différentes propriétés (physiques, chimiques et biologiques) des habitats (Trimmel et al., 2018) mais également sur les paramètres physiologiques des organismes ectothermes comme les poissons (Auer et al., 2023). Des températures trop élevées réduisent la saturation en oxygène et peuvent engendrer une demande physiologique importante et du stress. Ces deux facteurs combinés peuvent devenir léthal pour les poissons (Trimmel et al., 2018). Une faible température peut, elle, diminuer l'efficacité musculaire et impacter la capacité de nage du poisson et le franchissement des obstacles (Auer et al., 2023; Ovidio et al., 2007).

Selon l'étude d'Auer et al. (2023), les poissons supporteraient mieux des chocs thermiques positifs que négatifs. Plus particulièrement pour les ombres, lors de l'incubation des œufs et de la croissance des juvéniles, des températures plus hautes avantagent le développement mais jusqu'à un certain seuil de

température au-delà duquel l'impact devient négatif. Un impact positif des températures estivales sur la croissance des juvéniles a également été relevé par Marsh et al. (2022) ainsi que Bašić et al. (2018) qui indique un impact positif jusque 13,5°C.

L'augmentation de la température de l'eau peut avoir des causes anthropiques directes (ex. réduction de débit de certains secteurs de rivières avec les centrales hydro-électriques ce qui provoque un échauffement plus rapide) et indirectes (changement climatique). Dans le cadre du changement climatique, la végétation riveraine s'est vu être l'un des facteurs les plus influant pour réguler la température. En effet, la végétation, en fonction de la largeur de la zone tampon, la densité de végétation ainsi que la hauteur moyenne des arbres, va affecter les flux de rayonnement, l'évaporation et les flux de chaleur. Cela, en diminuant entre-autres le rayonnement solaire sur la rivière (Trimmel et al., 2018). Des rivières morphologiquement complexes présenteraient également une forte variabilité thermique avec des gradients latéraux importants (Auer et al., 2023).

Débits

Les fluctuations de débit semblent montrer leur importance sur le maintien des populations d'ombres malgré des interactions complexes. Elles peuvent jouer le rôle de régulateur de source en proies dérivantes (Bašić et al., 2018; Marsh et al., 2022), un débit important amènera donc logiquement plus de proies dérivantes, à l'inverse d'un débit très faible (Marsh et al., 2022). Cependant, un débit trop important peut être problématique pour les jeunes qui n'ont pas encore une bonne capacité de nage et peut également expulser les œufs ou les larves du substrat de ponte (Bašić et al., 2018; Marsh et al., 2022; Nykänen, 2004). Pour ce qui est des débits très faibles, ceux-ci sont liés à une réduction de zones d'habitats disponibles pour les espèces rivulaires (Marsh et al., 2022).

De manière plus globale, de fortes variations de débit altèrent la température, la structure en sédiment, le contenu en oxygène et la disponibilité en habitats (Bašić et al., 2018). Et les deux types d'évènements, dans leur extrêmes, amènent leurs conséquences négatives (Marsh et al., 2022). C'est ainsi qu'il est important d'avoir la présence de zones d'abris et plus particulièrement de berges adéquates pour permettre aux poissons, principalement les jeunes, de pouvoir trouver des lieux où l'impact du changement de débit est plus mitigé (Cattaneo et al., 2014).

Barrages

La présence d'un continuum fluvial ouvert pour les migrations de ponte et les changements d'habitats (été, hiver, différents stades de développement) est un facteur important au maintien des populations d'ombre (Hayes et al., 2021; Ovidio et al., 2007). Cependant, l'accessibilité aux différents habitats fonctionnels nécessaires au développement, à l'alimentation et à la reproduction (Lucas & Baras, 2001) peut être rendue difficile voire impossible dû à la présence de barrières physiques tels que les barrages (Nilsson et al., 2005).

Les capacités de franchissement d'obstacles de l'espèce sont peu connues mais semblent moindre que celles de la truite qui possède des vitesses de pointe entre 4,5 et 6,5 m/s (truite de mer) ou 2,5 à 5 m/s (pour la forme holobiotique de *Salmo trutta*) et peut franchir par saut une hauteur de chute allant jusqu'à 2,5 m en fonction de la taille de l'individu et des conditions hydriques (Baudoin et al., 2014; Ovidio et al., 2007). En effet, l'ombre commun possède des vitesses de pointe allant de 3 à 4,5 m/s (Baudoin et al., 2014) et l'étude d'Ovidio et al. (2007) illustre que l'espèce est capable de franchir certains obstacles par nage mais également par saut jusqu'à 0,66 mètres. Cependant, l'étude insiste sur le fait que la plasticité comportementale de l'ombre est plus faible que celle de la truite avec, par

exemple, une période de migration plus courte et moins flexible qui présentera plus de chance d'avoir de mauvaises conditions de débit pour passer les obstacles.

5. Intérêt d'un focus sur l'ombre

Sa sensibilité face aux diverses perturbations, son milieu de ponte spécifique, les habitats variés qu'il utilise ainsi que l'ensemble de son cycle en rivière en fait une espèce particulièrement intéressante à protéger pour favoriser l'ensemble de la biodiversité de la rivière.

Actuellement, les seules actions mises en place pour l'espèce ont été du repoissonnement (Horká et al., 2015; Kodela et al., 2023; J.-C. Philippart & Vranken, 1983) ou des restaurations de frayères ciblant les salmonidés (Zeh & Dönni, 1994). Malheureusement, les ombres sont difficiles à élever (qualité de l'eau, température, nutrition, ...) et une mortalité importante (~50 %) est souvent observée (Kodela et al., 2023). De plus, une fois relâchés en rivière, ceux-ci se montrent généralement moins bien adaptés (Horká et al., 2015). Du côté de la restauration, rien de concluant ne ressort et il y a encore un grand nombre de facteurs incompris comme les interactions complexes entre caractéristiques de l'habitat (morphologie du lit de la rivière, régime hydraulique, processus de sédimentation, ...) et les exigences physiologiques des embryons et des larves dans le substrat (Zeh & Dönni, 1994). Il semble donc important de pouvoir détecter les frayères existantes et d'établir des zones de protection pour maintenir les populations actuelles (Ovidio et al., 2004).

Objectifs

Ce projet a pour but d'étudier l'évolution des populations d'ombres en Wallonie entre 2000 et 2022 et de proposer des pistes d'actions pour les recherches et plans de gestion futurs.

Pour se faire, la première étape sera une analyse multifactorielle à l'échelle de la région wallonne pour mettre en évidence si certains facteurs externes (débit, température, occupation du sol, ...) sont liés au déclin de l'ombre commun. La deuxième étape sera une analyse fine entre l'espèce et son habitat à l'aide d'une campagne de terrain sur les bassins versant de l'Ourthe et de la Lesse, chacun ayant une dynamique de population différente, permettant de mieux comprendre les facteurs présents au niveau de l'habitat (alimentation, qualité du substrat, ...) et leurs impacts sur les populations locales d'ombre commun.

Méthodologie

1. Partie 1 : Étude globale à l'échelle de la Wallonie

1.1. Zone et période d'étude

La zone étudiée se situe dans la région wallonne de la Belgique et prend en compte 9 des 12 bassins versants wallons. Ces 9 bassins versants ont été sélectionnés car ils sont les plus aptes à accueillir l'ombre commun et ils ont eu une présence d'ombres sur la période 1953 – 2014 (*Figure 1(b)*) (Nzau Matondo et al., 2017)). Les bassins versants gardés sont listés au *Tableau 1* ci-dessous.

Tableau 1 - Liste des bassins versants considérés dans l'étude.

	Bassin versant du plan de gestion	Surface [km ²]
1	Amblève	1.075,22
2	Lesse	1.338,55
3	Meuse amont	1.926,69
4	Meuse aval	1.931,45
5	Moselle	770,58
6	Oise	80,22
7	Ourthe	1.845,73
8	Semois-Chiers	1.759,95
9	Vesdre	696,37

Pour ce qui est du choix de la période considérée, 2000 - 2022, celle-ci a été choisie afin d'avoir des données suffisamment abondantes ainsi que de couvrir une temporalité assez large. L'année 2000 correspondant à l'année d'adoption de la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE) et donc à partir de laquelle le monitoring des masses d'eau a commencé à être mis en place.

1.2. Jeux de données

1.2.1. Données de pêches

Les données de recensement par pêches électriques, utilisées dans le cadre de cette étude, ont été transmises par la cellule hydrobiologie de la Direction Nature et Eau (DNE) faisant partie du Département de l'Etude du milieu naturel et agricole (DEMNA) du Service Public de Wallonie (SPW), Ressources naturelles et Environnement (ARNE).

L'ensemble des pêches répertoriées sont des pêches électriques avec un ou deux passages. Lors d'une pêche électrique, un tronçon de rivière est parcouru de l'aval vers l'amont avec un groupe électrique qui permet de faire passer un courant dans la rivière. Les poissons subissent une électronarcose par le courant et sont alors récupérés dans des filets et mis dans des bassines d'eau afin d'effectuer des relevés biométriques. Les poissons sont ensuite remis à l'eau. Les données utilisées dans le cadre de l'étude sont les informations sur la localisation de la pêche, la date, la longueur et la largeur du tronçon pêché ainsi que, pour chaque ombre, sa taille (longueur totale et longueur à la fourche) et son poids.

Le jeu de données est retravaillé afin de ne garder qu'une valeur unique des différents paramètres par pêche. Ainsi, par pêche, les informations gardées sont : la localisation, le nombre total d'ombres, la masse totale, la largeur et la longueur du tronçon (m). L'aire du tronçon (longueur x largeur) est ensuite calculée afin d'obtenir l'abondance et la biomasse totale par m². De cette façon, les données peuvent être moyennée par masse d'eau, bassin versant ou à l'échelle de la Wallonie.

1.2.2. Données d'état écologique 2021

Les données d'état écologique réalisées dans le cadre de la DCE ont également été fournies par la Direction des Eaux de Surface (DES). L'état final est évalué à l'aide des relevés de qualité biologique et physico-chimiques ainsi que l'avis d'experts. Il est mis à jour chaque année avec les nouvelles données disponibles et les valeurs sont reportées si aucune nouvelle donnée n'a été encodée.

1.2.3. Données de qualité biologique

Les données de relevés réalisés pour l'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau dans le cadre de la DCE ont également été transmises par la DNE.

Cette évaluation de la qualité biologique se réalise à l'aide de différents indices biologiques :

- Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) : Il utilise les communautés de macroinvertébrés benthiques et se calcule en déterminant une classe de variété taxonomique (correspondant au nombre de taxons trouvés) ainsi qu'un groupe faunistique (basé sur 38 taxons indicateurs classés par polluosensibilité). (Darchambeau et al., n.d.)
- Indice Biologique d'Intégrité Piscicole (IBIP) : Il se base sur les espèces de poissons présentes en rivière et se calcule en prenant compte, entre autres, du nombre d'espèces natives et benthiques et de la proportion d'individus intolérants. (J. C. Philippart, 2007)
- Indice Biologique Macrophytes en Rivière (IBMR) : Il se base sur les espèces végétales aquatiques visibles à l'œil nu et se calcule en tenant compte d'une liste de référence de 208 taxons (phanérogames, bryophytes et d'algues) polluo-résistants, polluosensibles ou banals. (Chauvin & Peltre, 2019)
- Indice de Polluosensibilité Spécifique (IPS) : Il se base sur les espèces de diatomées présentes en rivière.

Ces données reprennent : la localisation du relevé ainsi que le score et la classe des différents indices. Il existe 5 classes de qualité (1-mauvais, 2-médiocre, 3-moyen, 4-bon et 5-très bon).

L'IPS n'est pas utilisé dans cette étude car trop peu représenté. De plus, les trois autres indices sont moyennés par masse d'eau et un indice de qualité biologique global est calculé en réalisant la moyenne des classes sauf si l'un d'eux possède une classe de 1, alors une valeur de 1 est donnée. Cet indice possède donc les mêmes classes de qualité que les indices initiaux.

1.2.4. Données physico-chimiques

Les données proviennent des troisièmes Plans de gestion des Districts Hydrographiques Wallons réalisés par le Département de l'Environnement et de l'Eau (DEE).

1.2.5. Données de débits et de de températures

Les données de débits et de températures proviennent du réseau de mesure hydrologique AQUALIM géré par la Direction des Cours d'Eau Non Navigables (DCENN) du SPW. Ce réseau comprend aux alentours des 220 stations de mesures qui communiquent principalement des informations sur la hauteur et le débit d'eau mais également sur la température de l'eau. Des données de débits sont disponibles depuis les années 80, au contraire des données de températures qui ne sont disponibles qu'à partir de 2011. Les mesures sont prises de manière continue et sont disponibles en temps réel sur le site de l'hydrométrie en Wallonie (<https://hydrometrie.wallonie.be/home.html>).

Les données reçues pour chaque station présente dans la zone d'étude sont : le numéro et le nom de la station, la latitude et la longitude ainsi que le débit moyen par jour en m³/s ou la température moyenne par jour en degré Celsius (°C).

Afin de faciliter l'analyse, l'ensemble des données de débits ont été rassemblées dans un document unique avec, comme informations : la station (numéro et nom), la localisation (x ; y), l'année, les débits moyen, minimum et maximum pour chaque année, le rapport modulé des débits moyen, minimum et maximum (chaque valeur de débit a été divisée par le module de chaque station) pour chaque année, le nombre de jours sur l'année avec un débit inférieur au P95 (= débit dépassé 95% du temps pour la station sur l'ensemble de la période), le nombre de jours sur l'année avec un débit supérieur au P5 (= débit dépassé 5% du temps pour la station sur l'ensemble de la période) et le MAM7 (= débit maximum de la moyenne mobile de 7 jours sur l'année).

Les données de températures ont subi le même traitement et un document unique est créé avec l'ensemble des informations pour chaque station. Les informations trouvées sont : la station (nom et numéro), la localisation (x ; y), l'année, les températures moyenne, minimale et maximale, le nombre de jours avec une température d'eau entre 18 et 20°C, entre 20 et 23°C et à plus de 23°C pour chaque année, le MAM7_T (= température minimale de la moyenne mobile de 7 jours sur l'année).

En plus des données de température fournies par le SPW via le réseau de mesures limnométriques, le laboratoire possède un réseau d'enregistreurs de température sur plusieurs rivières de Wallonie. Depuis la fin des années 1990, dans le cadre d'études sur les populations piscicoles, des données de températures sont donc récoltées via un réseau de logger (ONSET®) avec un pas de temps de 1h. Ces loggers sont relevés au minimum biannuellement et ils permettent localement d'observer des tendances pour la température de nos rivières. Les données pour les rivières dont le temps d'enregistrement est suffisamment grand pour être complémentaire aux données du SPW, ont été enregistrées sur l'Ourthe à Hamoire, l'Aisne (Juzaine et Erezée), le Néblon et la Berwinne.

1.2.6. Données PARIS

Les données PARIS sont utilisées afin d'obtenir des informations sur l'hydromorphologie (sinuosité, largeur, profondeur) et sur la ripisylve (continuité, hauteur, ombrage, ...) des rivières publiques wallonnes (voies hydrauliques, cours d'eau navigables et non navigables de catégories 1, 2 et 3). La méthodologie Programmes d'Actions sur les Rivières par une approche Intégrée et Sectorisée (PARIS) a été lancée dans les années 2010 par le SPW pour faciliter une gestion intégrée et durable des cours d'eau et avoir une démarche commune. Les données sont disponibles à l'échelle de secteurs homogènes hydromorphologiquement au sein des sous-bassins hydrographiques. Les informations utilisées ici ont été générées par télédétection et ont été fournies par la DCENN.

Les données par secteur utilisées pour l'étude sont :

- la sinuosité (= rapport entre la longueur du secteur et la longueur de l'axe central de la vallée, *Figure 2*),
- la largeur et la hauteur émergée moyenne du chenal,
- la continuité de la ripisylve sur le secteur (= proportion de ripisylve le long du secteur jusqu'à 6 mètres d'écart de la berge) pour 2006 et 2018,
- l'augmentation moyenne de la proportion de ripisylve entre 2018 et 2006,
- la hauteur moyenne de la ripisylve,
- l'augmentation moyenne de la hauteur en terme de proportion entre 2018 et 2006,
- l'ombrage moyen sur le secteur (= proportion d'ombrage reçue par le secteur avec utilisation de la position du soleil la plus élevée sur l'année, en tenant compte de la position et de la hauteur des arbres).

Ces données peuvent ensuite être moyennées par masse d'eau, bassin versant ou à l'échelle de la Wallonie.

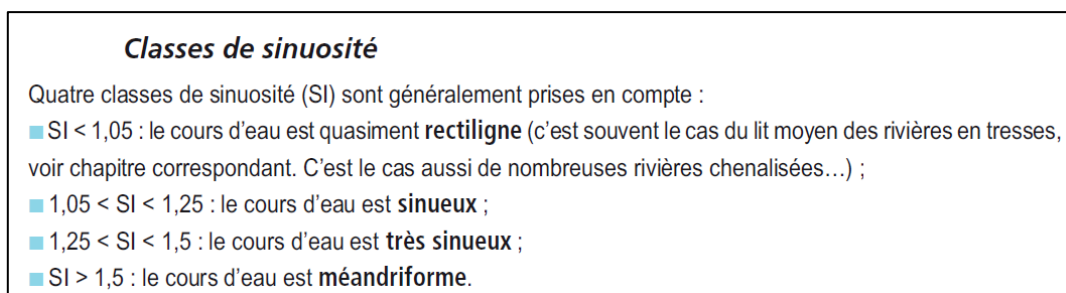


Figure 2 - Classes de sinuosité d'après Malavoi et Bravard (2010). Éléments d'hydromorphologie fluviale.

1.2.7. Données Life Watch

Les données Life Watch fournissent des informations sur l'occupation du sol à l'échelle de la Wallonie. Ces données sont disponibles pour cinq années de 2006 à 2022 et ont une précision entre 92,6% et 94,8%. Il y a 19 classes d'occupation du sol présentent au sein des cartes.

Seules les données de 2022 sont utilisées ici et pour simplifier les observations, les classes ont été regroupées en 9 groupes (*Tableau 2*) : artificialisé, couvert végétal mixte (avec cultures), eau, forêt (avec défrichages), mixte herbacées-arbustes, prairies, prairies monospécifiques permanentes, sol nu et zones inondées (arbustes-herbacées).

Tableau 2 - Groupes de classes d'occupation du sol utilisé dans le cadre du rapport avec les catégories d'occupation du sol prise en compte et leur code de classification LifeWatch.

Groupe	Code lccs	Catégorie
Artificialisé	150	Mélange de végétation et de sols nus
	190	Densément artificialisé (>50% de surface artificielle)
	195	Faiblement artificialisé (>25% de surface artificielle)
	200	Sol nu
Couverture végétale mixte	10	Périodiquement herbacée

	30	Couvert végétal mixte (avec majorité de cultures)
Prairies monospécifiques permanentes	130	Prairies permanentes productives monospécifiques
Prairies	40	Couverture mixte (avec minorité de cultures)
	135	Prairies et arbustes diversifiés
Mixte herbacées-arbustes	100	Couverture mixte herbacée et arborée (majorité d'arbres)
	110	Couverture mixte herbacée et arborée (majorité d'herbacées)
Forêt	60	Feuillus
	70	Résineux et feuillus à feuilles fines
	80	Résineux
	90	Mixte
	120	Zones forestières récemment perturbées
Zones inondées	180	Arbustes et herbacées inondés
Eau	210	Eau

1.3. Description et analyse des données

1.3.1. Description générale

L'ensemble des jeux de données ont été traités et décrits à l'aide des logiciels Microsoft Excell, R 4.3.0. et de QGIS 3.16.11-Hannover.

1.3.2. Analyses de l'impact des variables externes

Afin d'évaluer l'impact des différentes variables externes (débits, températures, ripisylve, occupation du sol) sur l'abondance en ombres, des tests statistiques et modèles de régression ont été testés à l'aide du logiciel R.

Dans cette partie, le jeu de données d'évolution des populations d'ombres a été trié afin de ne garder que les sites de pêches où au moins un ombre a été prélevé sur la période 2000-2022. Ceci permet d'exclure les sites naturellement non adaptés à l'espèce et de nous concentrer sur l'évolution de populations dont la présence est confirmée. Des variables catégorielles ont également été ajoutées afin de permettre certaine analyse.

1.3.2.1. Débits et températures

L'ensemble des jeux de données ont été joints et nettoyés des valeurs NA avant analyse et les différentes variables ont ensuite été mises à l'échelle.

Afin de faire ressortir les variables les plus impactantes sur l'abondance en ombres, un modèle est réalisé et permet d'évaluer l'impact des variables ainsi que de prédire l'évolution de la population d'ombres en fonction de ces différentes variables prises en compte.

Après essai de différents types de modèles, c'est un `glmer.nb` qui a été retenu, ne présentant pas de surdispersion des données et dont les résidus sont validés statistiquement à l'aide de « `simulateResiduals()` » du package DHARMA (Figure 3). La surdispersion est testée à l'aide de « `dispersion_glmer()` » du package `blmecco` qui calcule le facteur de dispersion d'un modèle mixte binomial et Poisson et il doit se situer entre 0,75 et 1,4 pour écarter la surdispersion. Cette dernière est également vérifiée en calculant le ratio de dispersion :

$$\frac{\sum \text{résidus du modèle}^2}{\text{degrés de liberté résiduels}}$$

qui doit être proche de 1 pour écarter la surdispersion.

Le modèle est le suivant :

```
mod <- glmer.nb(Moy_NombreARRON ~ Moy_ValeurMin + Moy_ValeurMoy + Moy_ValeurMax +
Moy_NbrJOptiMax_18C + Moy_NbrJCriti_20C + Moy_NbrJLetale_23C + Moy_DebitMinMod +
Moy_DebitMaxMod + Moy_DebitMoyMod + Moy_NbJoursSupP95 + Moy_NbJoursInfP5 + années +
(1|Groupe) + offset(log(Moy_SurfaceM2)), data = ombre_debittempNA, na.action = "na.fail"),
```

avec

- « `Moy_NombreARRON` » : la variable dépendante correspondant au nombre moyen d'ombres par site par an, arrondi pour avoir des nombres entiers ;
- « `Moy_ValeurMin` », « `Moy_ValeurMoy` », « `Moy_ValeurMax` » : les valeurs de températures de l'eau minimales, moyennes et maximales moyennes par an ;
- « `Moy_NbrJOptiMax_18C` », « `Moy_NbrJCriti_20C` », « `Moy_NbrJLetale_23C` » : le nombre moyen de jours par an à température optimale maximale, température critique et température létale ;
- « `Moy_DebitMinMod` », « `Moy_DebitMaxMod` », « `Moy_DebitMoyMod` » : les valeurs des rapports modulés des débits minimales, maximales et moyennes par an ;
- « `Moy_NbJoursSupP95` », « `Moy_NbJoursInfP5` » : le nombre moyen de jours par an à un débit supérieur au débit dépassé 5% du temps et au débit inférieur au débit dépassé 95% du temps ;
- « `années` » : l'année ;
- « `(1|Groupe)` » : en effet aléatoire, le groupe réunissant par bassin les sites possédant moins de 4 relevés, cela permet de prendre en compte la variabilité de mesures par site durant la période 2000-2022 ;
- « `offset(log(Moy_SurfaceM2))` » : intègre la surface échantillonnée par site dans le modèle.

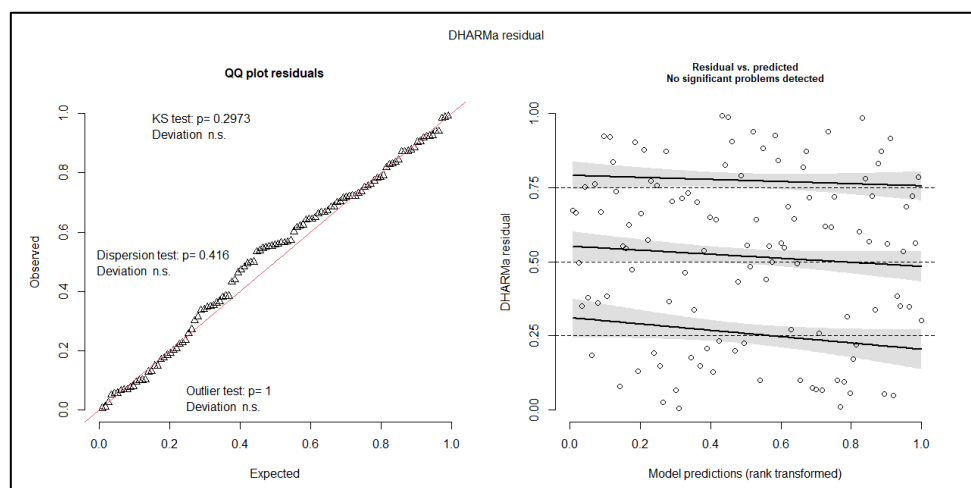


Figure 3 - Validation statistique des résidus par la fonction DHARMA dans R.

À partir de ce modèle, une sélection des variables donnant le meilleur modèle est effectuée à l'aide de « dredge() » du package MuMIn.

Le modèle final est le suivant :

```
mod.final <- glmer.nb(Moy_NombreARRON ~ annees + Moy_DebitMinMod + Moy_DebitMoyMod +
Moy_NbrJLetale_23C + Moy_NbrJOptiMax_18C + Moy_ValeurMax + (1|Groupe) +
offset(log(Moy_SurfaceM2)), data = ombre_debittempNA, na.action = "na.fail")
```

En supplément, une analyse en composantes principales a été réalisées sur les variables reprises dans le modèle final.

1.3.2.2. *Hydromorphologie et ripisylve*

Les données PARIS ne possédant pas de comparatif entre deux périodes, des variables qualitatives ont ici été utilisées concernant l'abondance en ombres, la masse d'ombres ainsi que sur l'évolution des températures de l'eau.

Les nouvelles variables utilisées sont :

- Évolution de l'abondance d'ombres par m² entre les périodes 2000-2010 et 2011-2022 avec 2 (diminution vs augmentation) ou 3 (diminution, neutre (entre 0 et 1), augmentation) catégories.
- Évolution de la biomasse d'ombres par m² entre les périodes 2000-2010 et 2011-2022 avec 2 (diminution vs augmentation) ou 3 (diminution, neutre (entre 0 et 1), augmentation).
- Évolution de la température moyenne, de la température maximale moyenne, du nombre de jours à température optimale, critique et létale (diminution, neutre, augmentation et forte augmentation).

Des tests statistiques de base ont été réalisés afin de déterminer si des différences significatives existent entre groupes. Les conditions de normalité et d'homoscédasticité ont été testées à l'aide des tests de Shapiro et de Bartlett. Si les conditions étaient respectées, un test d'ANOVA (si plus de 2 groupes à comparer) ou un test t de Student (2 groupes à comparer) est réalisé. Dans le cas contraire, un test de Kruskal wallis (si plus de 2 groupes à comparer) ou un test de Wilcoxon (2 groupes à comparer) est réalisé.

1.3.2.3. *Occupation du sol de la masse d'eau*

Des tests statistiques de base ont été réalisés afin de déterminer si des différences significatives existent entre groupe. Les conditions de normalité et d'homoscédasticité ont été testées à l'aide des tests de Shapiro et de Bartlett. Si les conditions étaient respectées, un test d'ANOVA (si plus de 2 groupes à comparer) ou un test t de Student (2 groupes à comparer) est réalisé. Dans le cas contraire, un test de Kruskal wallis (si plus de 2 groupes à comparer) ou un test de Wilcoxon (2 groupes à comparer) est réalisé.

2. Partie 2 : Étude fine à l'échelle de deux bassins versants

2.1. Choix des bassins versants et des sites d'étude

Deux bassins versants ont été choisis afin de réaliser l'étude à plus fine échelle, il s'agit des bassins de la Lesse et de l'Ourthe. Ce choix a été porté grâce aux observations du DEMNA lors de la mise à jour des listes IUCN pour les poissons qui indiquaient deux tendances opposées d'évolution des populations pour ces bassins. Ces tendances ont été confirmées grâce à l'analyse des données de pêches avec une perte d'abondance en ombres pour le bassin de l'Ourthe et un maintien dans le bassin de la Lesse.

Pour le choix des sites d'étude, celui-ci s'est basé sur l'évolution des abondances d'ombres au sein des différentes rivières possédant des relevés piscicoles. Deux modalités étaient recherchées :

- Tendance positive : maintien ou augmentation des populations d'ombres sur la rivière.
- Tendance négative : diminution ou disparition des populations d'ombres sur la rivière.

Une fois les rivières sélectionnées, la zone autour du ou des points de relevés était parcourue à l'aide d'images satellites afin de sélectionner des zones « naturelles » qui ont été considérées comme semblant moins impactées par les activités humaines (cours méandriforme, végétation aux abords). L'accessibilité a ensuite été évaluée (facilité d'accès en voiture, possibilité de laisser des voitures) afin de pré-choisir les zones d'échantillonnage. Les tronçons précis ont ensuite été confirmés après visite sur le terrain. Dans le cas où la zone présélectionnée ne convenait pas, des zones amont et aval ont été prospectées. Chaque bassin versant possède ainsi 4 sites dont deux à tendance positive et deux à tendance négative (*Tableau 3*).

Tableau 3 - Liste des sites d'étude choisis.

LESSE			OURTHE		
Masse d'eau	Rivière	Tendance	Masse d'eau	Rivière	Tendance
LE15R	Lhomme	+	OU26R	Aisne	-
LE31R	Serpont	-	OU12R	Bronze	-
LE16R	Wamme	+	OU29R	Néblon	+
LE10R	Wimbe	-	OU11R	Ourthe orientale	+

De manière plus spécifique, un site est défini comme un tronçon de rivière de 150 mètres de long, représentatif du milieu et praticable à pied.

2.2. Protocole de terrain : poissons

Les relevés poissons consistent, pour un site, à effectuer une pêche électrique sur les 150 m de tronçon de rivière. Plus précisément, le tronçon est parcouru à pied en deux passages consécutifs de l'aval vers l'amont à l'aide d'un groupe électrogène fixe EFKO (FEG 5000) à une, deux ou trois anodes circulaires en fonction de la largeur de la rivière. La tension utilisée est de 300-600 volts. L'ensemble des ombres sont récupérés à l'aide d'épuisettes à fines mailles (5mm) et placés dans des bassines d'eau. Les ombres sont ensuite anesthésiés par immersion dans une solution d'eau et d'Eugénol (0,1 mL/10L d'eau). Ceux-ci vont ensuite être mesurés et pesés. La localisation de chaque poisson est également prise afin de pouvoir y réaliser une mesure de la hauteur d'eau, de la vitesse de courant et du type de substrat.

Afin de récupérer leur contenu stomacal, chaque poisson subit également un « flushing ». Cette méthode permet de faire régurgiter le poisson à l'aide d'un tuyau inséré dans l'orifice buccal jusqu'à la première résistance (= quelques centimètres). Tout en maintenant les opercules fermés, un jet d'eau est ensuite envoyé par le tuyau dans l'estomac du poisson. Le contenu est ainsi récupéré dans une passoire et placé dans un tube Falcons de 50 mL avec de l'éthanol 70% pour être conservé. Les poissons sont ensuite remis en bassine afin de vérifier une récupération complète et, une fois les manipulations terminées, remis en rivière.

Une mesure de sécurité a été appliquée lors du flushing. En effet, afin d'éviter des mortalités importantes lors du flushing, 4 poissons lors des premières captures subiront d'abord la manipulation et seront gardés en observation durant au moins 10 minutes afin de vérifier qu'il n'y ait aucune mortalité. Si une mortalité est observée, le flushing n'a pas lieu pour le reste des individus.

2.3. Protocole de terrain : macroinvertébrés

Un tronçon de 50 mètres est choisi au sein du tronçon initial de 150 m. Le choix se porte sur une zone représentative de l'entièreté du site et celle-ci doit permettre l'échantillonnage de macroinvertébrés (visibilité du fond et hauteur d'eau n'empêchant pas l'atteinte au fond). Une fois le tronçon de 50 m déterminé, celui-ci est divisé en 10 sous-tronçons de 5 mètres délimités par des piquets sur la berge. Pour chaque sous-tronçon, les différents microhabitats sont déterminés à l'aide de la liste de microhabitats de l'12M2 (Tableau 4) et leur proportion au sein du tronçon est indiquée.

Tableau 4 - Description des types de substrat basée sur la norme NF T90-333.

N°	Type de substrat	Description
11	<i>Bryophytes</i>	Regroupe les mousses, sphaignes et hépatiques.
10	<i>Spermaphytes immergés (hydrophytes)</i>	Inclut les spermaphytes immergés ou à feuilles flottantes.
9	<i>Débris organiques grossiers (litières)</i>	Correspond aux brindilles (diamètre < 5mm) et aux feuilles généralement issues de la végétation ligneuse, tombées au fond de l'eau et s'accumulant sur le fond du lit dans les zones calmes.
8	<i>(a) Chevelus racinaires libres dans l'eau</i>	Reprend les amas denses de racelles et les racines libres d'hélophytes.
	<i>(b) Substrats ligneux</i>	Regroupe les petites branches (diamètre de ~5mm à 2cm) et les grosses branches (diamètre > 2cm).
7	<i>Sédiments minéraux de grande taille (pierres, galets, cailloux)</i>	Sédiment dont la plus grande dimension estimée visuellement est comprise entre 25 et 250mm.
6	<i>Blocs facilement déplaçables</i>	Blocs dont au moins une dimension visuelle est supérieure à 250mm.
5	<i>Graviers</i>	La plus grande dimension visuelle de l'élément est comprise entre 2 et 25mm.
4	<i>Spermaphytes émergents (hélophytes)</i>	Spermaphytes en partie émergents dont le substrat pris en compte est la partie immergée.
3	<i>Vases</i>	Sédiments fins (< 0,1mm) en partie organique. Le substrat est dominé par une matrice fine noirâtre organo-sédimentaire, accompagnée le plus souvent d'une odeur de décomposition caractéristique.
2	<i>(a) Sables</i>	Sédiments minéraux dont la plus grande dimension visuelle est inférieure à 2mm et possèdent un aspect rugueux au toucher.

	(b) <i>Limons</i>	Sédiments fins non rugueux au toucher et non organique.
1	(a) <i>Algues</i>	Reprend toutes les algues macrophytes eucaryotes.
	(b) <i>Bactéries et champignons</i>	Inclut les bactéries filamenteuses et les champignons.
0	<i>Surfaces uniformes dures naturelles ou artificielles</i>	Regroupe les éléments minéraux d'une dimension supérieure à 250mm et non facilement déplaçables.

Une fois l'ensemble des sous-tronçons passés en revue, la proportion totale de chaque microhabitat sur l'ensemble du tronçon de 50 m est déterminée. Un maximum de 9 échantillons sont prélevés par site et chaque microhabitat présent est au moins prélevés une fois. En plus des macroinvertébrés benthiques, les macroinvertébrés dérivants sont également prélevés à l'aide de 3 filets posés au fond de la rivière en amont du site durant minimum 2h. Les macroinvertébrés sont conservés dans des contenants avec de l'éthanol 70%.

2.4. Protocole de terrain : variables environnementales

2.4.1. Milieu aquatique

2.4.1.1. Caractérisation du milieu

Sur chaque site, les paramètres suivants ont été déterminés ou mesurés :

- Pente du tronçon :

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

Avec, **p** la pente moyenne du tronçon (%), **A1** l'altitude du point amont (m), **A2** l'altitude du point aval (m) et **L** la longueur rectiligne entre les deux points (m). Calculé à l'aide du modèle numérique de terrain (MNT).

- Largueur moyenne du tronçon : prise de 5 largeurs, environ tous les 30 mètres, au sein du tronçon ;
- Habitat des ombres capturés : les coordonnées de chaque ombre capturé est prise afin de mesurer à l'endroit de capture, la vitesse de courant à l'aide d'un courantomètre, la hauteur d'eau et le substrat.

2.4.1.2. Disponibilité en habitats : ESTIMHAB

Le modèle de microhabitats ESTIMHAB (Lamouroux & Capra, 2002) permet d'établir un lien entre le débit des rivières et la quantité d'habitats disponibles pour l'espèce cible. Le modèle se base sur le développement de courbes de préférence d'habitat pour toutes les espèces de poissons de France, mais compatibles avec la Belgique et les préférences en termes d'habitat des différentes espèces sont donc déjà connues et intégrées au modèle. Les mesures à réaliser sont des mesures de caractérisation hydrauliques moyennes des tronçons de rivières étudiés (débit, hauteur, largeur, taille du substrat).

Ainsi, deux types de mesures ont été réalisées :

- Mesures à haut débit : Il doit être au moins deux fois supérieure au bas débit. Entre 9 et 15 hauteurs d'eau sont prises sur 15 largeurs de rivière. Ces largeurs sont espacées d'entre 7 et 9 pas en fonction de la largeur moyenne de la rivière.
- Mesures à bas débit : Étapes identiques qu'à haut débit auxquelles on ajoute une mesure de la taille du substrat à chaque prise de hauteur d'eau.

Les différentes variables sont alors moyennées et entrées dans le modèle ESTIMHAB qui donne une valeur d'habitat sous forme de Surface Potentiellement Utilisable (SPU, illustrées en courbes par $m^2/100m$ de cours d'eau), variable selon le débit. Cela permet de comparer les disponibilités en habitat en fonction du débit, ici pour la guilda « chenal » correspondant le plus à l'ombre commun (Lamouroux & Cattaneo, 2006).

2.4.2. Milieu terrestre

2.4.2.1. Ripisylve

La ripisylve de chaque site d'étude a été caractérisée en évaluant les paramètres suivants :

- Utilisation du sol à 2m et plus de 2m du bord de berges : forestier, agricole, forestier et agricole, industriel, habitat rural, habitat urbain ;
- Largeur moyenne de la ripisylve en rive gauche et droite : 0-1 m, 1-2 m, 2-5 m, 5-10 m, >10 m ;
- Proportion (%) de ripisylve sur une bande de 2m le long du tronçon ;
- Continuité de la ripisylve en rive gauche et droite : absente, plantes ligneuses isolées, corridor discontinu ou continu, ligne d'arbres ;
- Structure de la ripisylve : coupe à blanc, 1 strate $h < 3$ m, 1 strate $3 < h < 7$ m, 1 strate $h > 7$ m, 2 strates, multi-strates.

2.5. Analyse statistique des données de terrain

L'ensemble des jeux de données ont été traités et décrits à l'aide des logiciels Microsoft Excell, R 4.3.0. et de QGIS 3.16.11-Hannover.

2.5.1. Analyses de l'impact des variables externes

Afin d'évaluer si des différences sont présentes entre les différentes modalités d'étude pour les différentes variables biotiques et abiotiques des sites, des tests statistiques ont été testés à l'aide du logiciel R. Les différents tests réalisés ont été choisis en fonction de la structure des données, ainsi des ANOVA, tests t de Student, test de Kruskal Wallis et de Wilcoxon ont été utilisés. Des analyses en composantes principales ont été réalisées, suivies de PERMANOVA pour déterminer si des différences significatives sont présentes entre modalités.

2.5.2. Indices utilisés

2.5.2.1. Indice de Fulton

L'indice de Fulton ou facteur de condition (K) est un indice reflétant les conditions de vie de l'espèce et dépend du poids et de la taille du poisson :

$$K = \frac{P \times 100}{L^3}$$

Avec, **P** le poids du poisson (g) et **L** la longueur à la fourche (cm), ainsi plus l'indice est élevé, meilleure sont les conditions de vie. Le coefficient 3 utilisé suppose une croissance isométrique pour l'espèce, ce qui a été vérifié à l'aide des données historiques de taille et poids.

Attention que lorsque les données historiques sont utilisées, ce sont des longueurs maximales non définies qui sont disponibles. Pour les données des pêches 2024, c'est la longueur à la fourche qui a été utilisée, sauf lorsque cette valeur était comparée avec les données historiques.

2.5.2.2. Indice de sélectivité de Pearre

L'indice de sélectivité de Pearre (C) est utilisé pour étudier les préférences alimentaires et est calculé comme suit :

$$C = \pm \left[\frac{(|a_d \cdot b_e - b_d \cdot a_e| - \frac{n_i}{2})^2}{a \cdot b \cdot d \cdot e} \right]^{1/2}$$

Avec, **a_d** le nombre d'individus d'un taxon *i* dans le contenu stomachal, **a_e** le nombre d'individus d'un taxon *i* dans l'environnement, **b_e** le nombre d'individus total dans l'environnement moins le nombre d'individus du taxon *i* et **b_d** le nombre total d'individus dans le contenu stomachal moins le nombre d'individus du taxon *i*. L'indice varie de -1 à +1 et plus un taxon est proche de 1, plus il sera consommé ou au contraire, plus il se rapproche de -1, plus il sera évité (Pearre, 1986).

Analyses et résultats

1. État des 9 bassins versants wallons du plan de gestion considérés

1.1. Données de débit des masses d'eau

Les moyennes des débits minima, maxima et moyen pour les 9 bassins considérés montrent une diminution sur l'ensemble de la période. En effet, le débit minimum moyen est passé de 1,36 m³/s pour 2000-2005 à 0,92 m³/s pour la sous-période 2016-2022. Il en est de même pour le débit moyen, qui est passé pour les mêmes périodes de 10,13 m³/s à 7,51 m³/s et pour le MAM7 (= plus faible valeur de la moyenne mobile des débits atteints pendant 7 jours consécutifs de l'année) qui est respectivement passé de 1,66 m³/s à 1,05 m³/s. De son côté, le débit maximum moyen a diminué entre les deux premières sous-périodes de 70,46 m³/s à 52,58 m³/s et n'a fait que réaugmenter par la suite pour atteindre 56,63 m³/s durant la période 2016-2022. (Tableau 5)

Tableau 5 - Débits moyens minimum, maximum et moyen [m³/s] ainsi que la valeur moyenne du MAM7 [m³/s].

Période	Débit minimum moyen [m ³ /s]	Débit maximum moyen [m ³ /s]	Débit moyen [m ³ /s]	MAM7 moyen [m ³ /s]
2000-2005	1,36	70,46	10,13	1,66
2006-2010	1,25	52,58	9,01	1,51
2011-2015	1,11	55,00	7,95	1,31
2016-2022	0,92	56,63	7,51	1,05

Les débits minimums moyens montrent une diminution linéaire (régression linéaire expliquant à 98,56% cette tendance) entre les quatre sous-périodes utilisées (Figure 4).

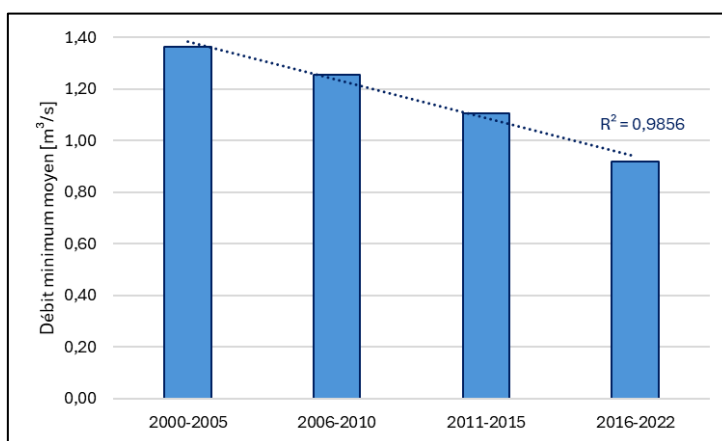


Figure 4 - Évolution de la moyenne des débits minimums des 9 bassins versants étudiés pour 4 sous-périodes entre 2000 et 2022.

La diminution du débit minimum est constatée pour l'ensemble des 9 bassins versants. Cela est également confirmé par le nombre de jours inférieurs au P95 (= débit dépassé 95% du temps), en nette augmentation sur la dernière période, passant de 7 jours en 2000-2005 à 36 jours en 2016-2022 (Figure 5). Le nombre de jours supérieur au P5 (= débit dépassé 5% du temps) est globalement constant (Figure 5), confirmant la tendance des débits maximums.

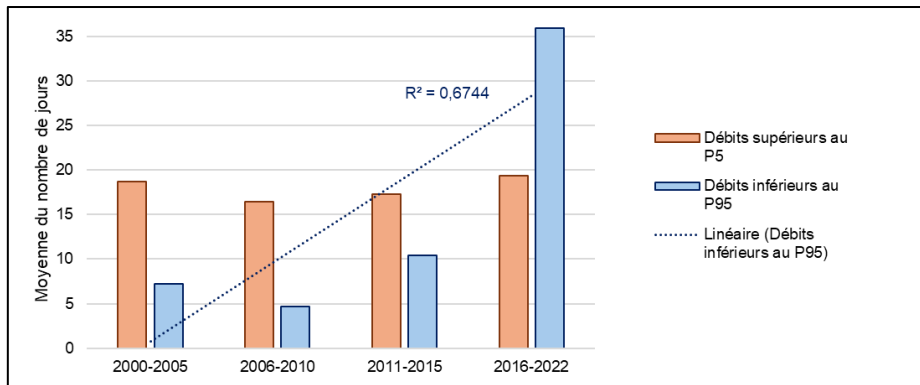


Figure 5 - Évolution du nombre de jours à un débit supérieur au débit dépassé 5% du temps (P5) et à un débit inférieur au débit dépassé 95% du temps (P95) pour les 9 bassins versants considérés sur 4 sous-périodes entre 2000 et 2022.

1.2. Données de température de l'eau des masses d'eau

1.2.1. Données de température via le réseau de limnigraphes du SPW

Ces données ne sont disponibles qu'à partir de 2011 pour les données du SPW, la période considérée est donc de 2011 à 2022. Cette période étant faible, aucune conclusion sur les tendances entre les deux sous-périodes ne peut être tirée. Les différentes moyennes de température ne montrent pas de variations importantes, avec une perte de 0,49°C pour la température minimale moyenne, un gain de 0,41°C pour la température maximale moyenne et un gain de 0,02°C pour la température moyenne (Tableau 6).

Tableau 6 - Évolution de la température minimale moyenne, maximale moyenne, moyenne et du nombre moyen de jours à une température supérieure à la température dépassée 5% du temps pour deux sous-périodes.

Période	T° minimale moyenne	T° maximale moyenne	T° moyenne	N moyen de jours à T° > Tt° dépassée 5% du temps
2011-2016	2,41	19,37	10,68	12,13
2017-2022	1,92	19,78	10,70	21,91

Développées pour chaque année entre 2011 et 2022, les différentes valeurs ne montrent toujours pas de variations importantes et seules les valeurs de températures minimales moyennes semblent montrer une évolution cyclique (Figure 6).

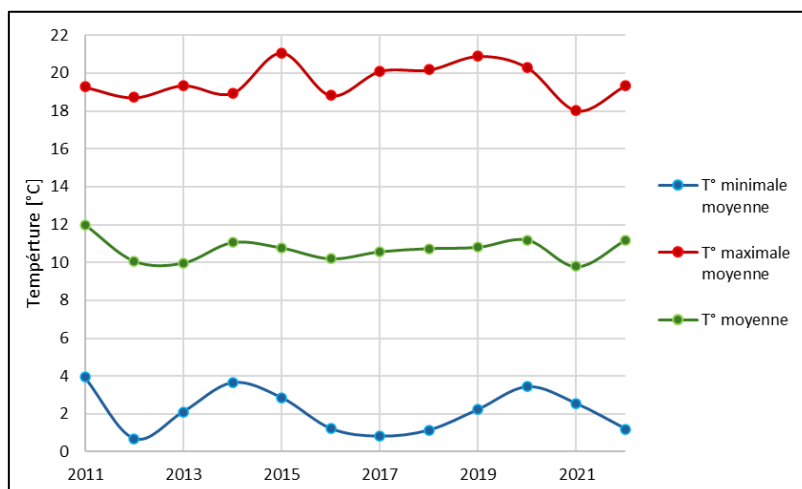


Figure 6 - Évolution des températures minimale moyenne, maximale moyenne et moyenne [°C] entre 2011 et 2022.

Cependant, les nombres moyens de jours dépassant la température maximale optimale (18°C), la température critique (20°C) et la température létale (23°C) de l'ombre commun sont en augmentation depuis 2011 (*Figure 7*) avec un total de 13 jours au-dessus de 18°C pour 2011-2016 et 22 jours pour 2017-2022.

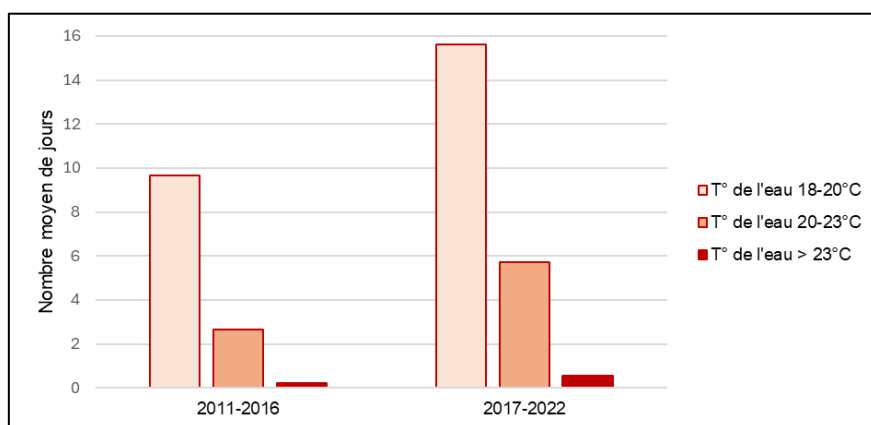


Figure 7 - Évolution du nombre de jours avec une température d'eau entre 18-23°C, entre 20-23°C et au-dessus de 23°C pour 2 sous-périodes entre 2011 et 2022.

Au niveau des bassins versant, l'Oise possède les rivières présentant des températures plus élevées (T° maximale moyenne = 21,78°C) ainsi que le nombre moyen de jours au-dessus des 18°C le plus élevé avec, en moyenne sur la période, 27,83 jours entre 18 et 20°C et 8,5 jours entre 20 et 23°C (*Tableau 7*). Les valeurs les plus faibles sont associées au bassin de la Vesdre avec une température maximale moyenne de 18,33°C et, en moyenne sur la période, 6,54 jours à plus de 18°C (*Tableau 7*).

Tableau 7 - Valeurs moyennes des températures minimale, maximale, moyenne et du nombre de jours à température entre 18 et 20°C, entre 20 et 23°C et au-dessus de 23°C pour les 9 bassins versants étudiés entre 2011 et 2022.

Bassin	T° minimale moyenne (°C)	T° maximale moyenne (°C)	T° moyenne (°C)	N jours T° 18-20°C	N jours T° 20-23°C	N jours T° >23°C
Amblève	1,75	19,72	10,14	9,20	2,22	0,02
Lesse	1,80	20,09	10,65	14,11	4,49	0,27
Meuse amont	2,81	18,48	10,62	8,34	2,66	0,24
Meuse aval	2,60	19,35	11,26	13,35	2,27	0,02
Moselle	1,27	20,26	9,98	13,63	5,17	0,61
Oise	1,70	21,78	11,34	27,83	8,50	0,00
Ourthe	1,77	19,59	10,42	11,36	3,20	0,11
Semois-Chiers	2,14	20,09	10,84	17,17	8,64	1,34
Vesdre	2,94	18,33	10,81	5,39	0,65	0,05

1.2.2. Données de température via le réseau de loggers de l'UGERAA

L'évolution de la température (*Figure 8*) pour 4 loggers sur des rivières de taille moyenne (Aisne x2, Néblon et Berwinne) montre que les nombres moyens de jours dépassant la température maximale optimale (18°C), la température critique (20°C) et la température létale (23°C) de l'ombre commun sont plus importants pour la dernière période d'étude, 2016-2022. On observe un total de 15 jours au-

dessus de 18°C pour 2016-2022 et contre 7,5, 6,5 et 7 jours pour respectivement 2000-2005, 2006-2010 et 2011-2015. La tendance est la même pour les nombres de jours entre 20°C et 23°C et ceux supérieurs à 23°C. Pour l'Ourthe à Hamoir, bien que la tendance soit la même pour le nombre de jours compris entre 18°C et 20°C, les tendances sont moins marquées.

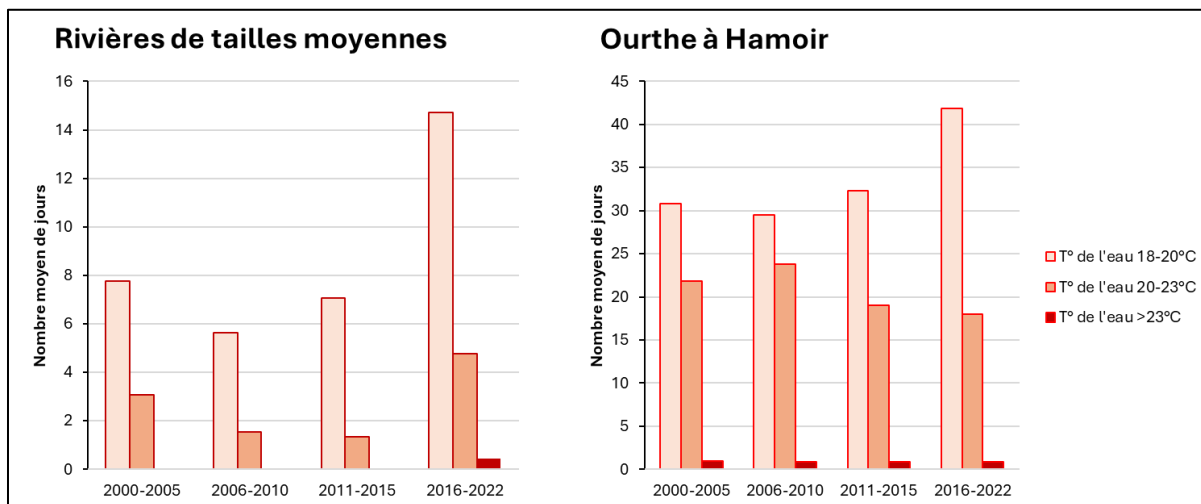


Figure 8 - Évolution du nombre de jours avec une température d'eau entre 18-23°C, entre 20-23°C et au-dessus de 23°C pour 2 sous-périodes entre 2000 et 2022 par le biais du réseau de loggers de l'UGERAA. Évolution pour les rivières de taille moyenne (Aisne, Berwinne et Néblon) à gauche et évolution pour l'Ourthe à Hamoir à droite.

1.3. État écologique, chimique et qualité biologique (IBGN, IBIP, IBMR)

1.3.1. État écologique officiel 2021 (DCE)

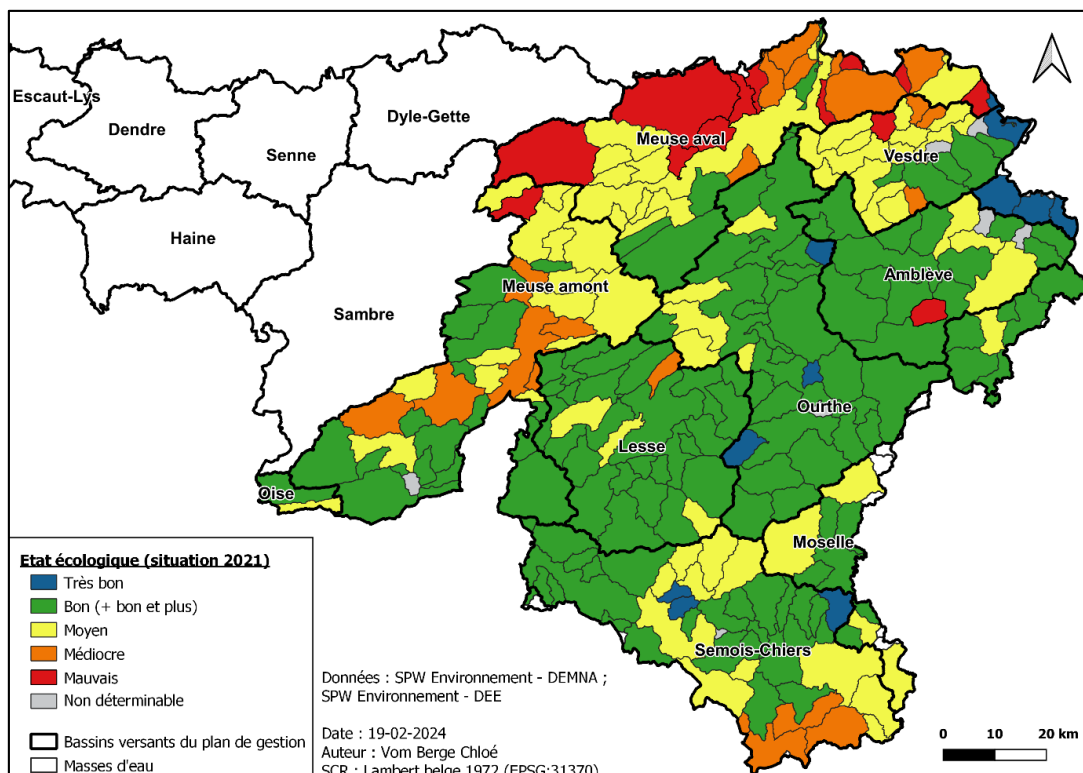


Figure 9 - Situation 2021 de l'état écologique des masses d'eau selon les critères de la DCE. Cet état prend en compte les données biologiques et physico-chimique. Ces données d'état sont réalisées et fournies par le DEMNA ; SPW Environnement - DEE.

Sur les 243 masses d'eau évaluées dans cette étude, 141 (58,02%) possèdent au moins un bon état écologique, 95 (39,1%) un état moyen, médiocre ou mauvais et 7 (2,88%) possèdent un état indéterminé. Les bassins versants ressortant comme en moins bon état sont : Meuse aval, Meuse amont, Vesdre et Semois-Chiers (*Figure 9*).

1.3.2. État chimique officiel 2018 (Source : Département de l'Environnement et de l'Eau, Plans de gestion Wallons des Districts hydrographiques SPW-Arne-DEE)

Le sud du sillon Sambre et Meuse montre un état chimique globalement bon avec 195 (80,25%) masses d'eau en bon état et 48 (19,75%) en mauvais état (*Figure 10*). Lorsque les substances PBT ubiquistes sont prises en compte, la totalité de la Wallonie montre alors un état mauvais. Il s'agit du mercure et du PBDE (diphényl'éthers bromés) qui déclassent les masses d'eau wallonnes.

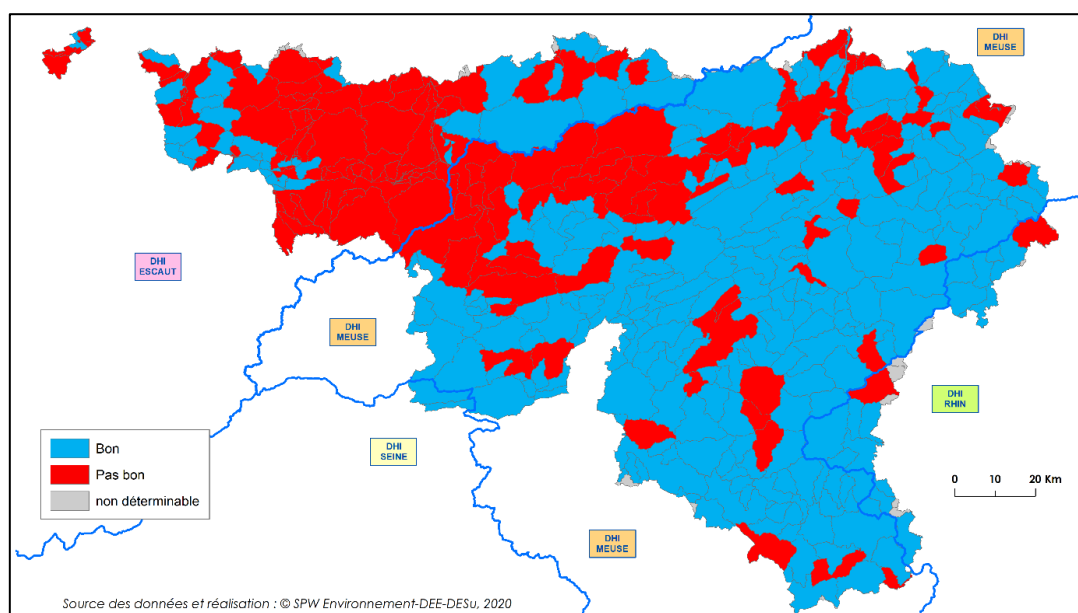


Figure 10 - État chimique des masses d'eau de surface en 2018 (2013/39/UE) hors PBT ubiquistes (avec avis d'expert). (Source : Département de l'Environnement et de l'Eau, Plans de gestion Wallons des Districts)

Au niveau des bassins versants concernés par l'étude, l'Oise (100%) et l'Amblève (95%) possèdent la proportion de masses d'eau en bon état la plus importante au contraire de la Vesdre (66,67%) et de Meuse aval (68,57%) qui possèdent les proportions les plus faibles (*Tableau 8*).

Tableau 8 - État chimique des bassins versants du plan de gestion en 2018 hors PBT ubiquistes.

Bassin	N masses d'eau	Pas bon (%)	Bon (%)
Amblève	20	1 (5)	19 (95)
Lesse	30	5 (16,67)	25 (83,33)
Meuse amont	39	10 (25,64)	29 (74,36)
Meuse aval	35	11 (31,43)	24 (68,57)
Moselle	16	2 (12,5)	14 (87,5)
Oise	2	0 (0)	2 (100)
Ourthe	35	6 (17,14)	29 (82,86)
Semois-Chiers	42	5 (11,9)	37 (88,1)
Vesdre	24	8 (33,33)	16 (66,67)

1.3.3. État biologique (IBGN, IBIP, IBMR)

La période considérée ici s'étend de 2004 à 2022, les données de qualité biologique des masses d'eau débutant à partir de 2004. Sur les 243 masses d'eau étudiées, 17 (7%) ne possèdent pas de données de qualité biologique pour la période. Les 9 bassins versants étudiés possèdent des niveaux de qualité biologique différents avec le bassin de Meuse aval qui ressort le plus mauvais et les bassins Meuse amont, Lesse, Ourthe et Amblève qui ressortent les plus préservés (Figure 11).

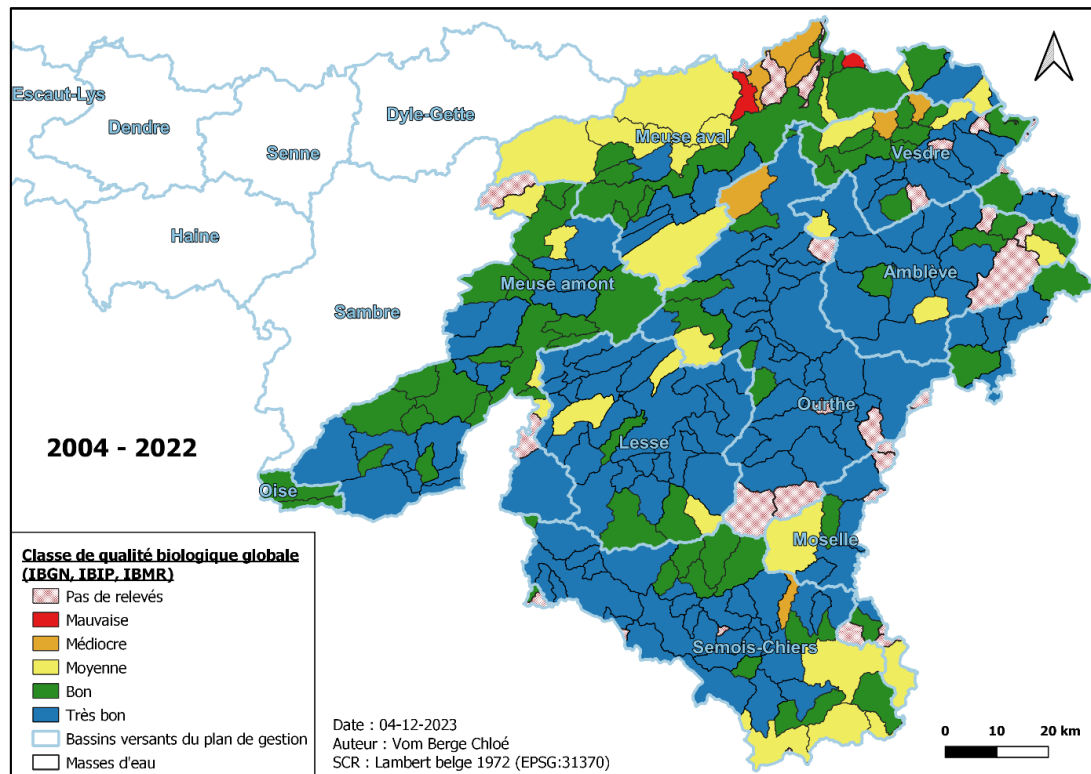


Figure 11 - Qualité biologique (IBGN, IBIP et IBMR) des masses d'eau des 9 bassins versants étudiés pour la période 2004 - 2022.

Au cours de la période 2004-2022, les différentes masses d'eau n'ont pas évolué et n'ont pas été échantillonnées de la même manière. En effet, le bassin Meuse aval semble s'être globalement détérioré alors que les autres bassins semblent s'être globalement maintenus (Figure 12).

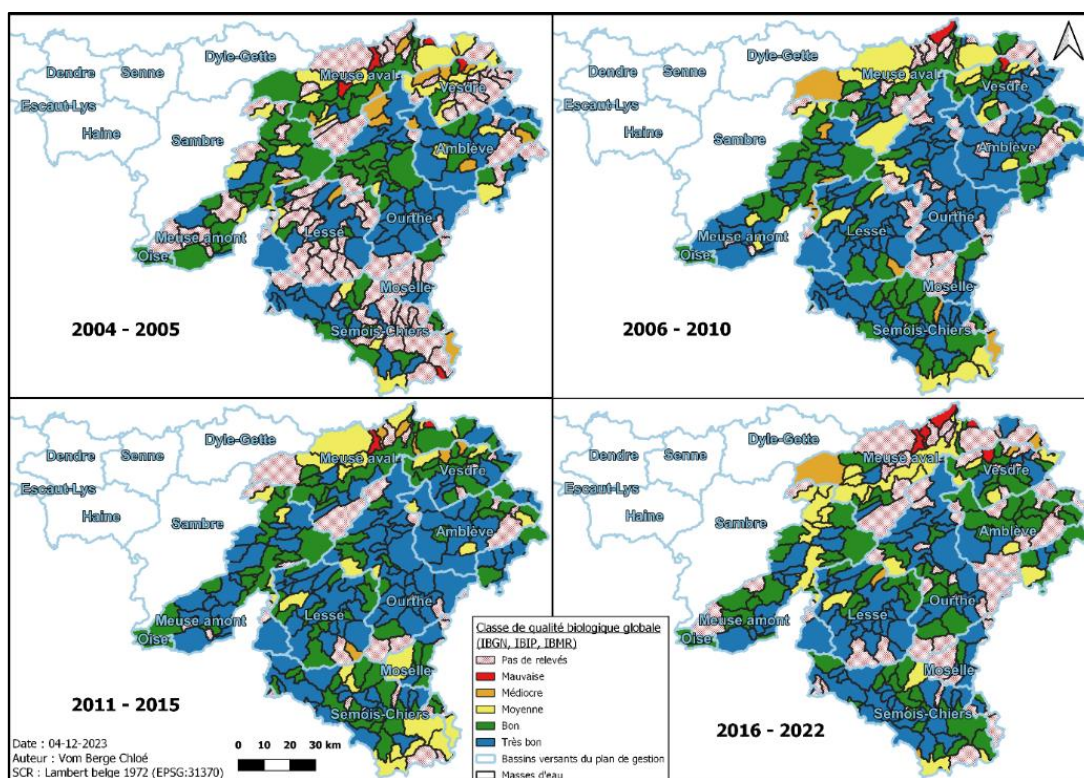


Figure 12 – Évolution de la qualité biologique (IBGN, IBIP et IBMR) des masses d'eau des 9 bassins versants étudiés pour 4 sous-périodes entre 2004 - 2022.

1.4. Hydromorphologie et ripisylve des masses d'eau

La partie de la Wallonie considérée pour cette étude possède des rivières avec une sinuosité moyenne de 1,26 (très sinueux), un recouvrement de la ripisylve (situation en 2015) de 56,16% et un ombrage moyen (situation en 2018) de 3,15%. Au niveau des bassins versants, l'Oise et la Meuse amont possèdent l'ombrage et la continuité de la ripisylve les plus importants alors que la Moselle se retrouve en dernier pour ces deux paramètres (Tableau 9).

Tableau 9 - Caractéristiques morphologiques (profondeur moyenne, largeur moyenne et sinuosité moyenne du chenal) et de la ripisylve (ombrage moyen, hauteur moyenne et continuité moyenne) des différents bassins versants étudiés.

Bassin	Profondeur moyenne chenal émergé [m]	Largeur moyenne chenal [m]	Sinuosité moyenne	Ombrage moyen (2018) [%]	Hauteur moyenne ripisylve (2018) [m]	Continuité moyenne ripisylve 2015 [%]
Amblève	1,72	20,05	1,22	2,71	7,40	54,55
Lesse	1,55	14,21	1,30	3,08	10,09	65,06
Meuse amont	1,41	36,51	1,18	3,72	8,95	65,36
Meuse aval	1,79	69,92	1,28	3,57	6,82	46,42
Moselle	1,31	9,94	1,33	2,32	4,30	37,62
Oise	0,84	NA	1,18	3,85	12,84	74,11
Ourthe	1,58	23,31	1,24	2,89	7,72	52,75
Semois-Chiers	1,41	25,56	1,31	3,16	6,98	53,61
Vesdre	2,45	14,69	1,32	3,08	10,23	55,93

Les valeurs de continuité de la ripisylve disponibles pour 2006 et 2015 montrent une augmentation de sa surface de 2,95% entre ces deux dates pour la partie wallonne considérée. L'ensemble des bassins versants étudiés ont observé une augmentation de leur ripisylve sauf le bassin de la Lesse qui subit une diminution de 1,72% (Figure 13).

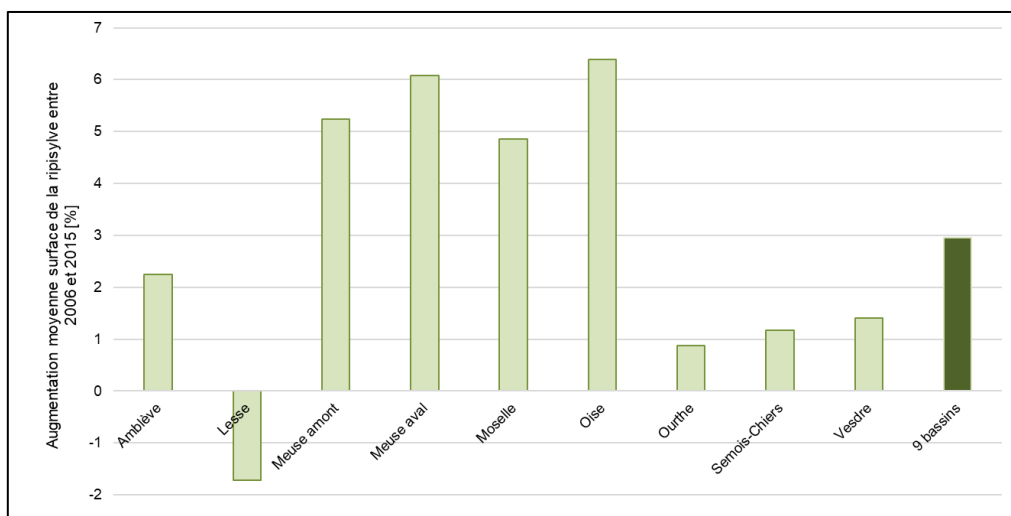


Figure 13 - Augmentation moyenne de la ripisylve [%] des 9 bassins versants entre 2006 et 2015.

1.5. Occupation du sol des masses d'eau

L'ensemble de la zone étudiée possède des surfaces principalement naturelles, à 47,15% (forêts, zones mixtes herbacées-arbustives, zones inondées herbacées ou arbustives et zones d'eau), les prairies et cultures recouvrent à 33,31% la zone et enfin les zones artificialisées (et sol nu) à 19,54%. Ces tendances globales se reflètent dans les tendances par bassins versants visibles à la Figure 14 ci-dessous.

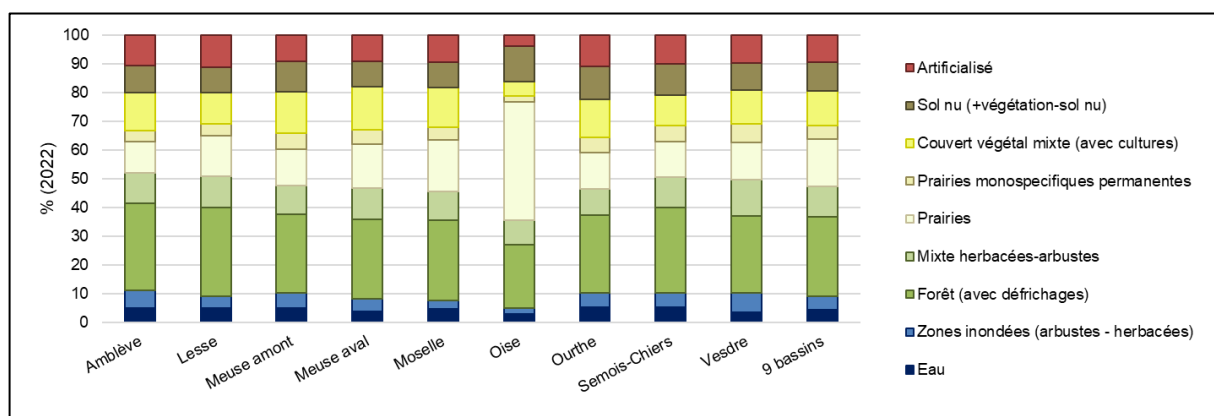


Figure 14 - Proportion des différentes occupations du sol présentes au sein des 9 bassins versants étudiés en 2022.

2. Évolution des populations d'ombre commun en Wallonie sur la période 2000 – 2022

Sur la période de 2000 – 2022 (23 ans), un total de presque 11.000 (10.981) ombres ont été prélevés sur 958 pêches effectuées. Les bassins versants avec l'abondance par m² (abondance pondérée par la surface du tronçon pêché) moyenne d'ombres la plus élevée sont l'Ourthe, Meuse amont et Lesse. L'abondance par m² la plus faible est retrouvée pour Meuse aval, Moselle et Semois-Chiers (*Tableau 10*).

Tableau 10 - Résumé par bassin versant du nombre de pêches, de la moyenne du nombre d'ombres, de la moyenne du nombre d'ombres par m², de la moyenne de la masse [g] ainsi que de la moyenne de la masse par m² [g/m²] entre 2000 et 2022. En équivalence, 1 ombre/m² équivaut à 10.000 ombres/hectare et 1 g/m² à 10.000g/ha.

Bassin	N pêches	Moyenne N ombres	Moyenne N ombres/m ²	Moyenne masse [g]	Moyenne masse [g/m ²]
Amblève	66	9,98	0,004	654,79	0,29
Lesse	120	12,67	0,009	692,83	0,43
Meuse amont	236	11,39	0,010	936,89	0,76
Meuse aval	120	2,03	0,002	212,09	0,16
Moselle	62	2,15	0,002	126,80	0,12
Ourthe	146	30,28	0,020	1.956,74	1,37
Semois-Chiers	131	2,54	0,002	305,85	0,23
Vesdre	77	13,17	0,005	919,42	0,38
Total général	958	11,46	0,008	806,38	0,56

Les 9 bassins versant pris en compte pour l'étude sont : Amblève, Lesse, Meuse amont, Meuse aval, Moselle, Oise, Ourthe, Semois-Chiers et Vesdre. Ils sont considérés comme des zones avec une grande probabilité d'y trouver l'ombre commun et ils sont localisés, en grande majorité, au sud du sillon Sambre et Meuse. Ceux-ci sont constitués de 243 masses d'eau dont 45 (18,52%) ne possèdent pas de données de pêches entre 2000 et 2022. La *Figure 15* permet d'observer que l'ombre n'est présent que dans certaines masses d'eau des différents bassins.

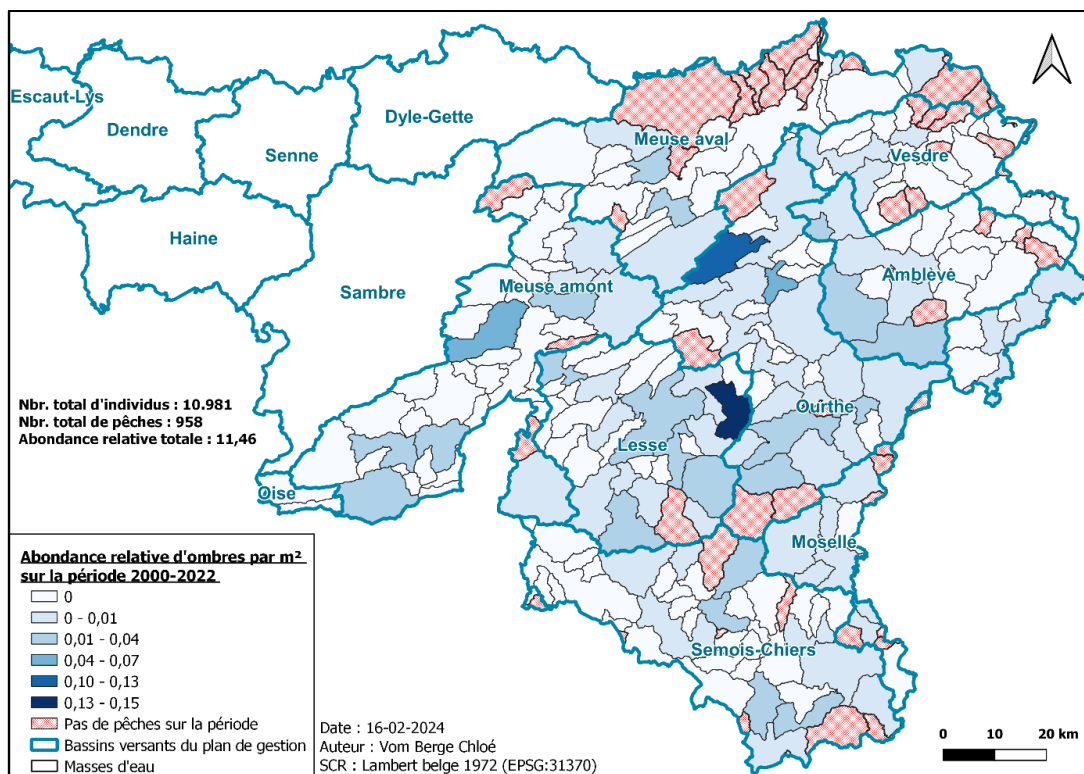


Figure 15 - Abondance relative de l'ombre commun par m² sur la période 2000-2022 à l'échelle des masses d'eau de 9 bassins versants wallons possédant la présence probable de l'espèce.

L'évolution des populations d'ombres sur la période d'étude montre une diminution jusqu'à la dernière sous-période, excepté pour la valeur moyenne de la biomasse/m² qui réaugmente très légèrement dans la dernière sous-période (Figure 16). En effet, le nombre moyen d'ombres est passé de 20,38 individus/pêche en 2000-2005 à 7,22 individus/pêche (où le linéaire pêcher est variable) en 2016-2022 et le nombre moyen d'ombre par m² est lui passé, pour les mêmes périodes, de 0,013 à 0,006 ombre/m². Une tendance similaire est observable pour la biomasse moyenne par pêche avec 1.542,9 g/pêche pour 2000-2005 et 412,7 g/pêche pour 2016-2022.

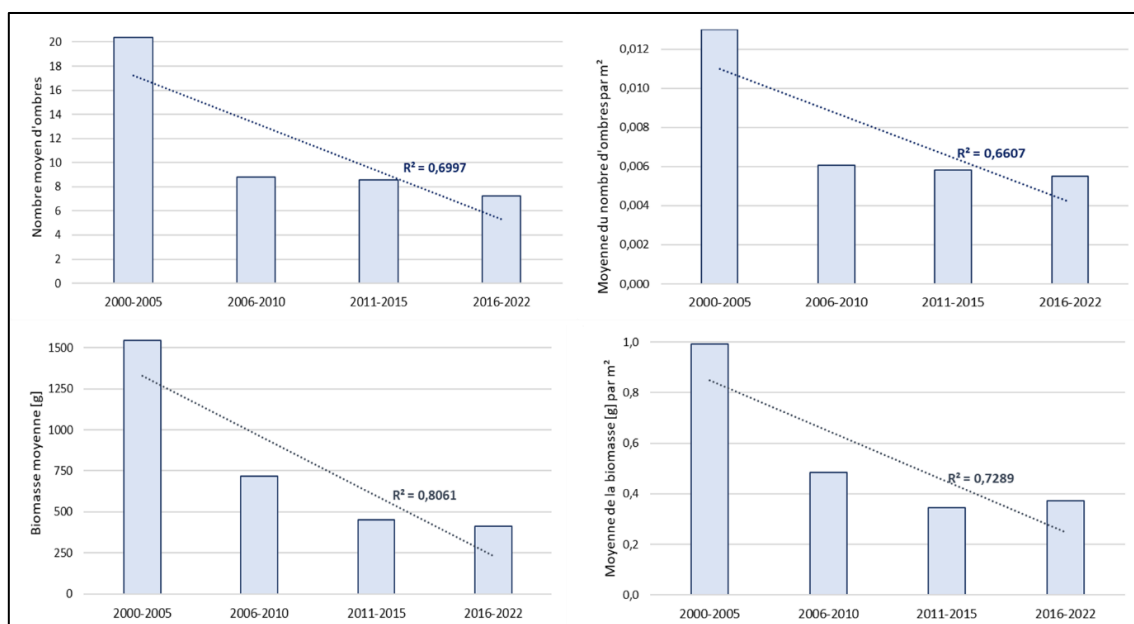


Figure 16 - Évolution pour 4 sous-périodes entre 2000 et 2022 dans les 9 bassins versants considérés (a) du nombre moyen d'ombres, (b) de la moyenne du nombre d'ombres par m², (c) de la biomasse moyenne [g] et (d) de la moyenne de la biomasse [g] par m².

La moyenne d'abondance d'ombres est significativement différente (Test de Kruskal Wallis : $H = 15,698$; $P = 0,001307$) pour au moins une période. Le test de Wilcoxon montre que la moyenne des abondances d'ombres pour la période 2000-2005 est significativement plus élevée que pour les périodes 2011-2015 (p -valeur = $0,033 < 0,05$). Une différence significative (p -valeur $< 0,05$) d'abondance est observable entre les périodes 2000-2005 et 2011-2015 ainsi qu'entre les périodes 2000-2005 et 2016-2022 (Figure 17).

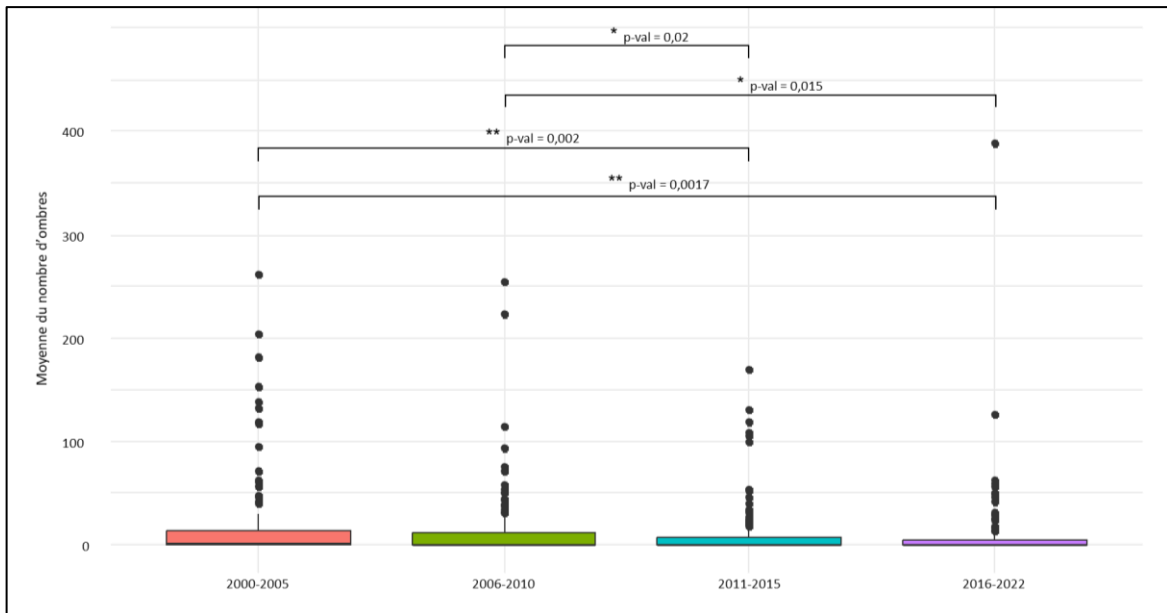


Figure 17 - Évolution de la moyenne du nombre d'ombres pour quatre sous-périodes entre 2000 et 2022. Les différences significatives relevées par le test de Wilcoxon sont visibles.

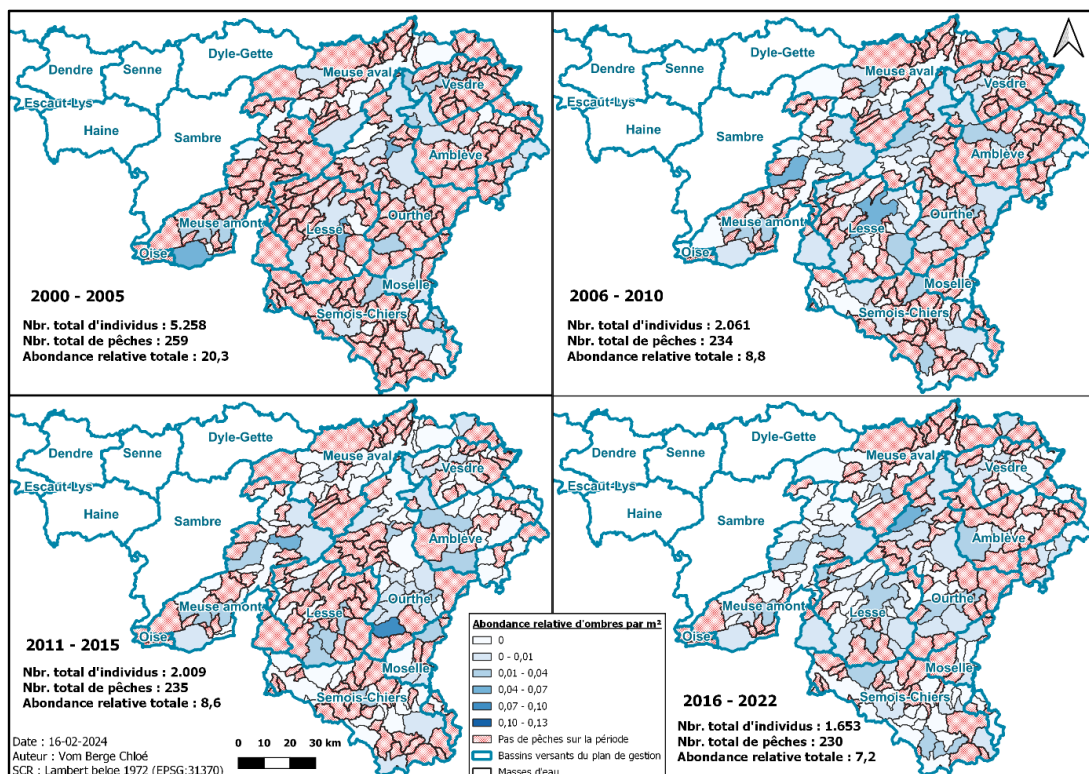


Figure 18 - Abondance relative d'ombres par m^2 pour 4 sous-périodes entre 2000-2022 à l'échelle des masses d'eau de 9 bassins versants wallons possédant la présence probable de l'espèce.

Un certain nombre de masses d'eau n'ont pas été inventoriées durant les différentes sous-périodes (Figure 18). En effet, 195 masses d'eau (80,25%) non inventoriées pour la période 2000-2005, 154 (63,37%) pour 2006-2010, 132 (54,32%) pour 2011-2015 et 119 (48,97%) pour 2016-2022. Il n'y a donc pas de suivis continus pour l'ensemble des masses d'eau et, pour celles échantillonnées, des évolutions différentes peuvent être observées. L'évolution des abondances moyennes de l'ombre commun possède également des profils différents par bassin versant. Parmi ceux-ci, l'Oise ne possède pas d'ombre commun, 4 masses d'eau (Amblève, Meuse amont, Ourthe et Vesdre) montrent une tendance à la diminution, 3 (Meuse aval, Moselle et Semois-Chiers) ne montrent pas de tendance claire et 1 (Lesse) montre une tendance à l'augmentation ou de maintien des populations (Figure 19).

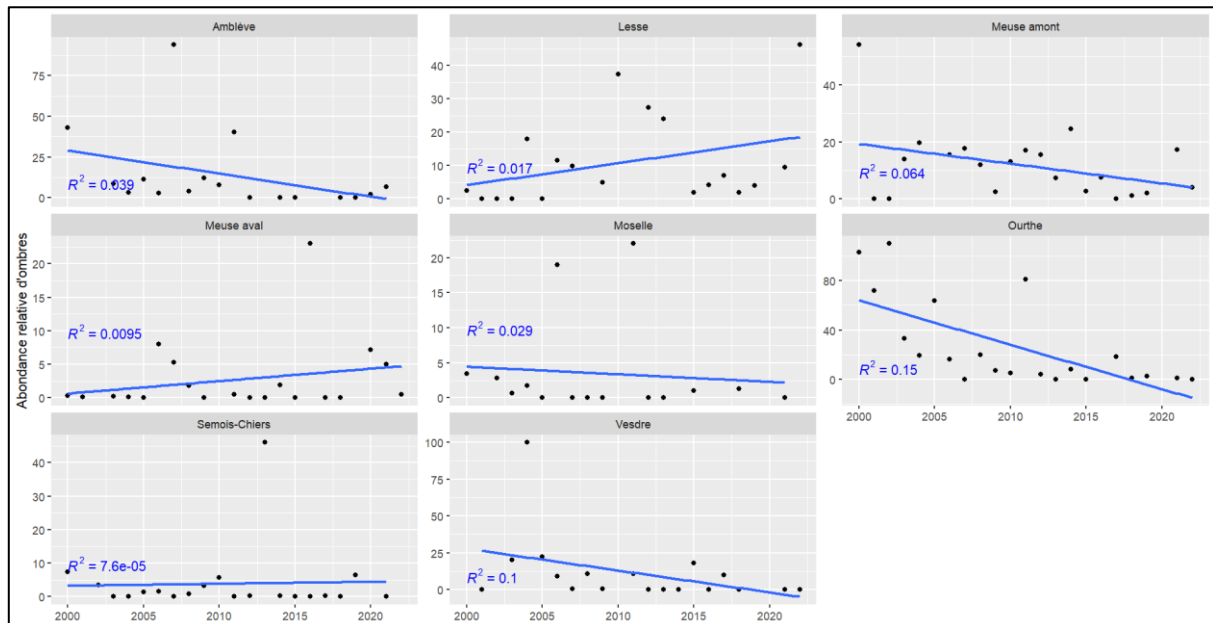


Figure 19 - Évolution de l'abondance relative d'ombres entre 2000 et 2022 pour les 8 bassins versants étudiés.

3. Évaluation des facteurs influençant le déclin de l'ombre à l'échelle de la Wallonie

3.1. Impact des débits et températures

Le modèle final indique que les variables impactant significativement l'abondance en ombres sont : le rapport modulé du débit minimum moyen, le rapport modulé du débit moyen, le nombre moyen de jours à une température de plus de 23°C, le nombre moyen de jours à une température entre 18 et 20°C ainsi que la température maximale moyenne (Tableau 11). Les résidus du modèle ne présentent pas de déviation (Figure 20) et le modèle ne présente pas de surdispersion avec un facteur de dispersion de 1,075 et un ratio de dispersion de 0,987.

Tableau 11 - Tableau de résultats du modèle final, avec l'estimation, l'erreur standard, la z value, la p-valeur et l'indice de significativité de chaque variable (. presque significatif, * significatif, ** très significatif, *** hautement significatif).

	Estimate	Std. Error	Z value	Pr (> z)	
(Intercept)	-3,38056	0,65930	-5,127	2,94e-07	***
Années	-0,07151	0,03813	-1,876	0,06070	.
Rapport modulé du débit minimum moyen	0,68269	0,17072	3,999	6,37e-05	***
Rapport modulé du débit moyen	-0,50753	0,15411	-3,293	0,00099	***
Nombre de jours à T° létale	-0,46796	0,14903	-3,140	0,00169	**
Nombre de jours à T° optimale maximal	-0,78335	0,27009	-2,900	0,00373	**
Température maximale moyenne	0,99128	0,30712	3,228	0,00125	**

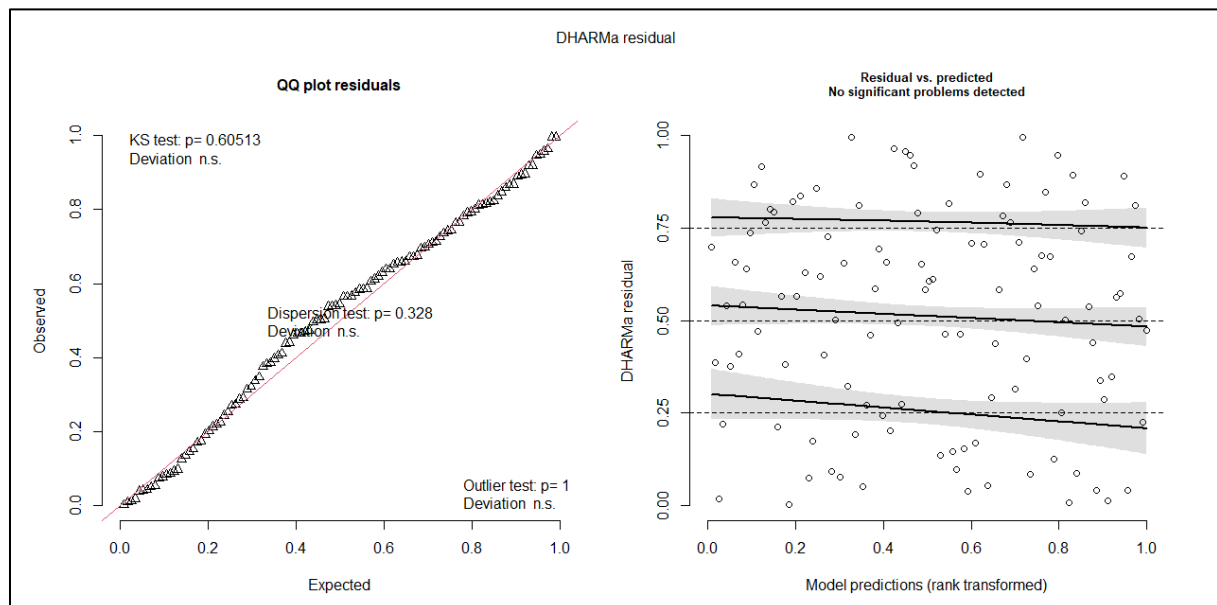


Figure 20 - Test DHARMA sur les résidus du modèle final indiquant la non-déviation des résidus.

Le modèle montre une bonne prédiction de l'évolution de l'abondance par m² ainsi que de l'abondance des populations d'ombres (Figure 21).

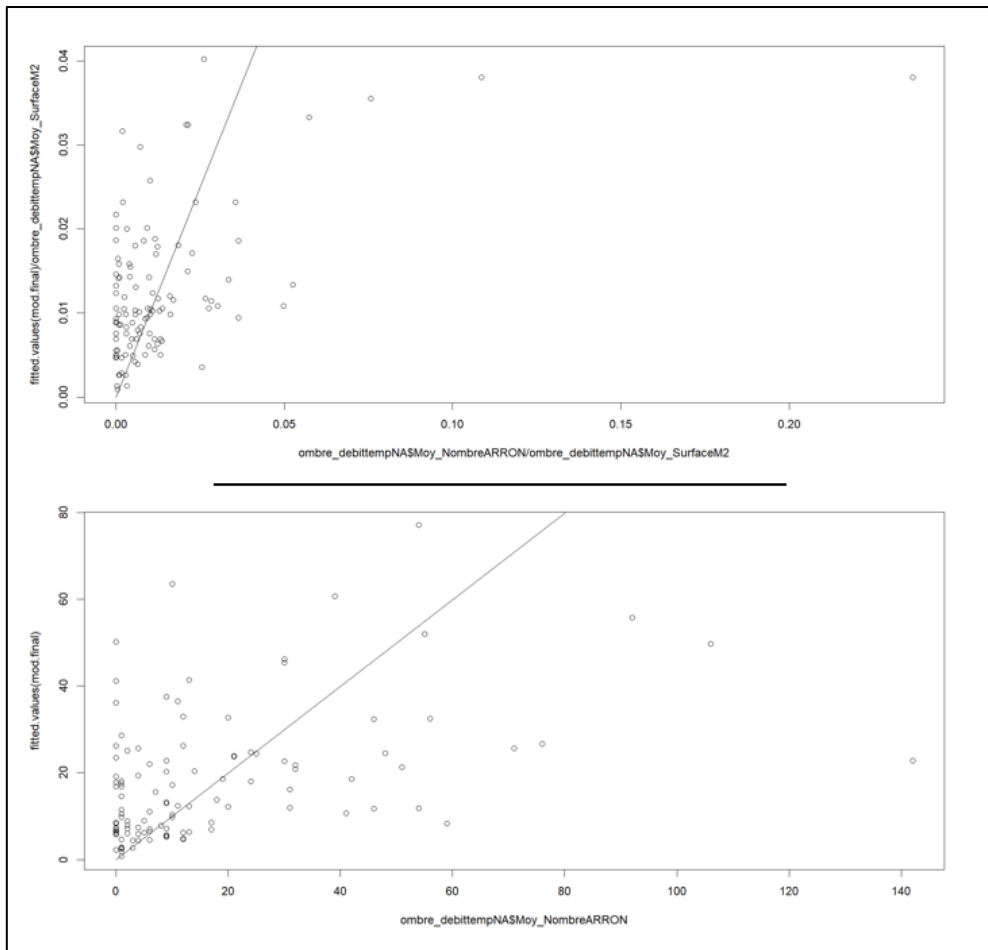


Figure 21 - Illustration de l'efficacité du modèle final avec la prédiction (ligne) et les valeurs réelles (points).

Concrètement, les valeurs de coefficients non réduits calculés à partir des coefficients du modèle par le modèle (Tableau 12) indiquent que :

- Le facteur année, presque significatif ($p\text{-val} = 0,06 > 0,05$) engendre, par an supplémentaire, une diminution de 2,12% de l'effectif de la population ;
- L'augmentation du rapport modulé du débit minimum moyen engendre, par 0,1 unité supplémentaire, une augmentation de 55,69% de l'effectif de la population ;
- L'augmentation du rapport modulé du débit moyen engendre, par unité supplémentaire, une diminution de 88,75% de l'effectif de la population ;
- L'augmentation du nombre moyen de jours à température létale engendre, par jour supplémentaire, une diminution de 25,41% de l'effectif de la population ;
- L'augmentation du nombre moyen de jours à température optimale maximale engendre, par jour supplémentaire, une diminution de 5,83% de l'effectif de la population ;
- L'augmentation de la température maximale moyenne engendre, par °C supplémentaire, une augmentation de 54,51% de l'effectif de la population.

Tableau 12 - Descriptif de l'écart-type, du coefficient non-réduit et de l'effet d'une unité supplémentaire de chaque variable du modèle final. * Effet d'un dixième de m³/s supplémentaire.

Variable	Ecart-type	Coefficient non-réduit	Effet d'une unité supplémentaire
Année	3,3420	-0,0214	0,9788
Rapport modulé du débit minimum moyen	0,1861	3,6681	39,1782 (*1,4431)
Rapport modulé du débit moyen	0,2323	-2,1851	0,1125
Nombre de jours à T° létale	1,5961	-0,2932	0,7459
Nombre de jours à T° optimale maximale	13,0196	-0,0602	0,9416
Température maximale moyenne	2,6440	0,3749	1,4549

Ce modèle explique à 25,19% l'évolution de l'effectif des populations. Pour ce qui est des différentes variables reprises dans le modèle, le rapport modulé du débit minimum moyen explique la plus grande proportion d'évolution d'effectif des populations avec 9,01% alors que l'année ne l'explique qu'à 4,57% (Tableau 13).

Tableau 13 - Explicabilité des variables du modèle final.

Variable	Explicabilité (%)
Année	4,57
Rapport modulé du débit minimum moyen	9,01
Rapport modulé du débit moyen	8,84
Nombre de jours à température létale	5,55
Nombre de jours à température optimale maximale	8,99
Température maximale moyenne	5,22
Modèle	25,19

L'analyse en composante principale réalisée sur les variables impactant significativement l'abondance en ombres montre des tendances similaires au modèle excepté pour le rapport modulé du débit moyen qui montre ici un effet positif sur l'abondance d'ombres par m² ainsi que pour la valeur de température maximale moyenne impactant ici négativement l'abondance (Figure 22).

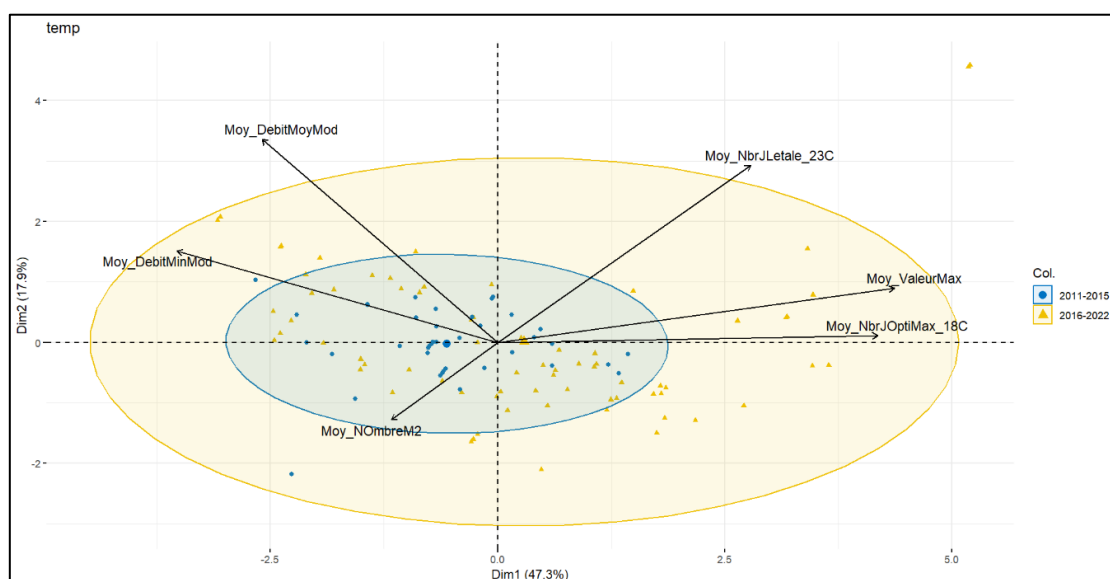


Figure 22 - Analyse en coordonnées principales des variables du modèle final avec l'abondance d'ombre par m². L'ellipse bleue montre les données de la période 2011-2015 et l'ellipse jaune de la période 2016-2022.

Lorsque l'on compare les valeurs réelles et les prédictions du modèle (Figure 23), il est possible d'observer que le modèle prédit une évolution exponentielle de l'abondance en ombres avec l'augmentation de la température maximale moyenne alors que les valeurs réelles montrent un pic d'abondance vers 18°C qui diminue ensuite. Une distribution relativement similaire est observée pour le rapport modulé du débit moyen, avec un pic d'abondance à 1.

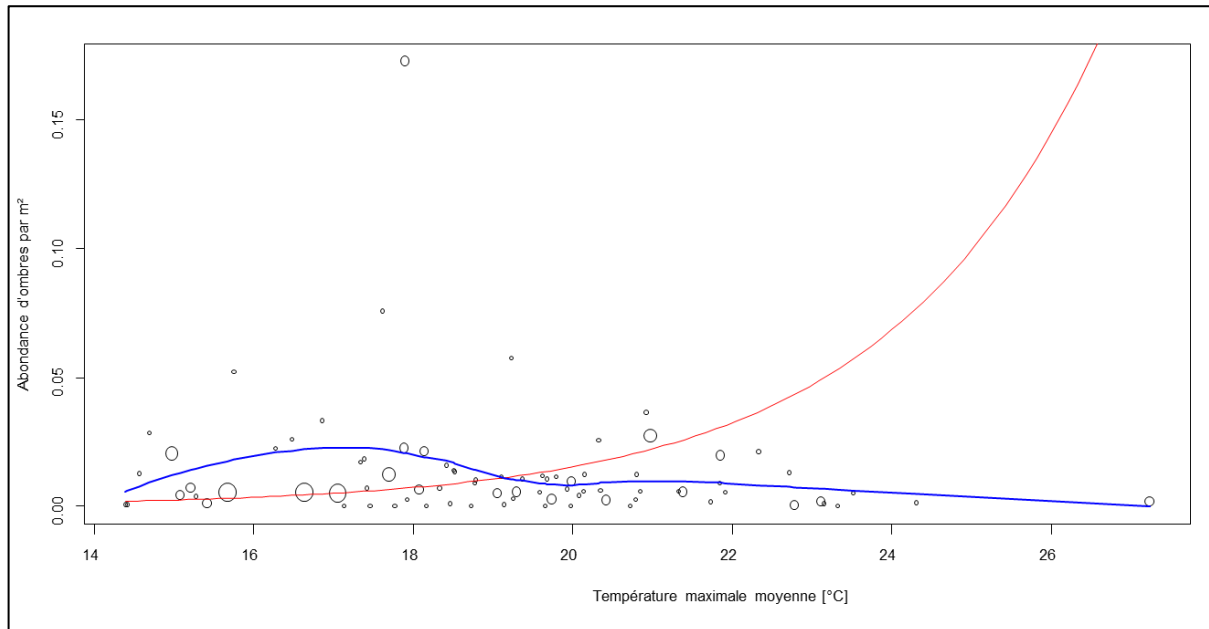


Figure 23 - Évolution de l'abondance d'ombres par m^2 en fonction de la température maximale moyenne avec, en bleue la courbe d'évolution des valeurs réelles et en rouge la courbe de prédiction du modèle.

3.2. Impact de l'hydromorphologie et de la ripisylve

Avec les données disponibles, les caractéristiques hydromorphologiques disponibles (sinuosité, largeur et profondeur du canal) ne présentent pas d'impact sur les populations d'ombres en Wallonie.

Pour ce qui est de la ripisylve, l'ombrage ne montre pas d'impact direct sur l'évolution des populations d'ombres. Cependant, il a un impact significatif (Test de Kruskal Wallis : $H= 9,7623$; $p\text{-val}= 0,007588$) sur la variation de la température maximale moyenne de l'eau entre les périodes 2011-2016 et 2017-2022. Le test de Dunn montre que les sites avec diminution de la température maximale possèdent une proportion d'ombrage significativement plus élevée que ceux présentant une augmentation ou une évolution neutre (Figure 24).

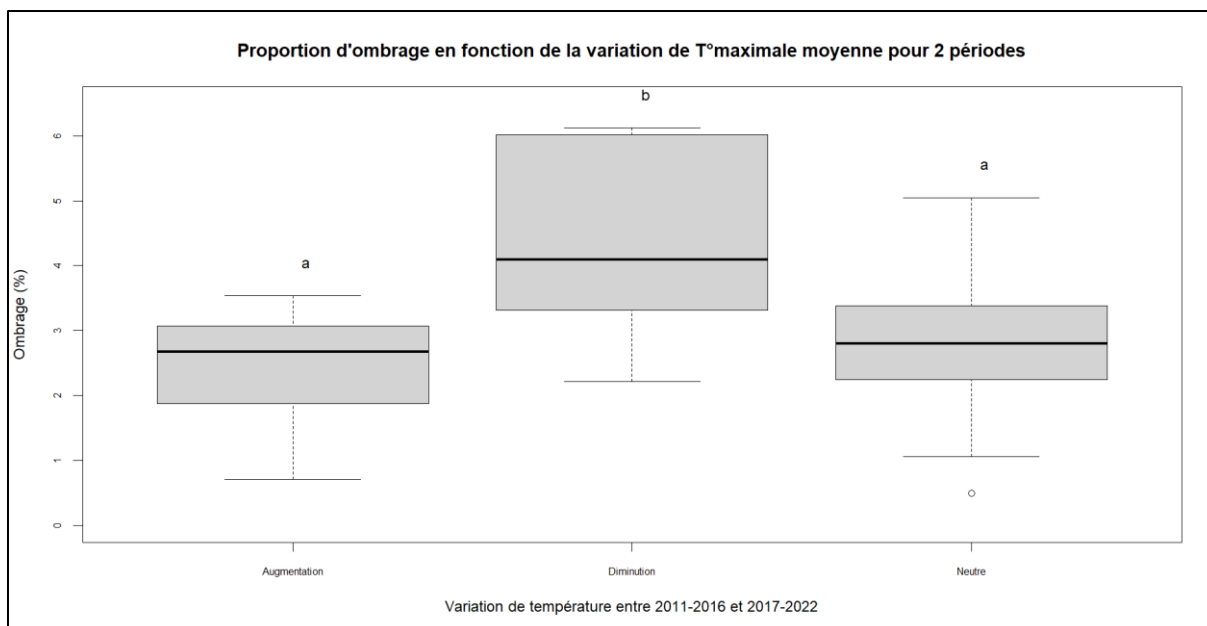


Figure 24 - Test de Dunn entre la proportion d'ombrage et la variation de température maximale moyenne.

Ces tendances sont également reflétées sur le graphique de régression entre les deux variables (Figure 25) qui explique à 13% l'évolution de la température maximale moyenne. La température moyenne suit la même tendance et montre une proportion d'ombrage plus importante pour des sites avec une plus faible augmentation de température entre 2011-2016 et 2017-2022 (Figure 26). La régression linéaire sur les données n'explique cependant qu'à 7% l'évolution de la variable température.

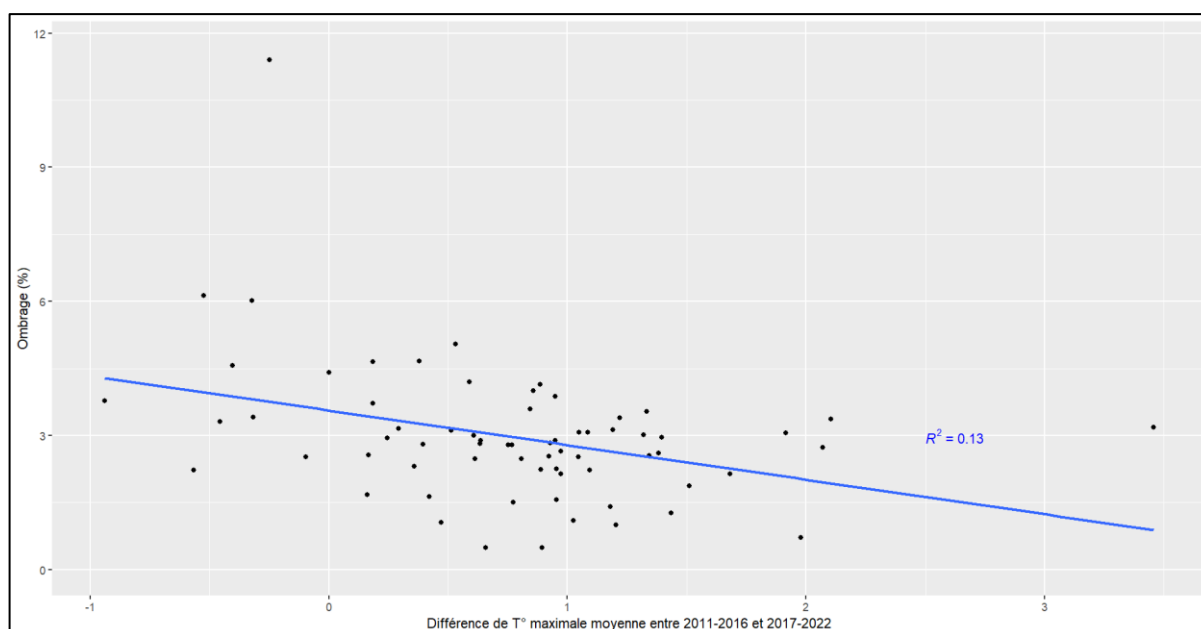


Figure 25 - Évolution de la différence de température maximale moyenne entre les périodes 2011-2016 et 2017-2022 avec la proportion d'ombrage.

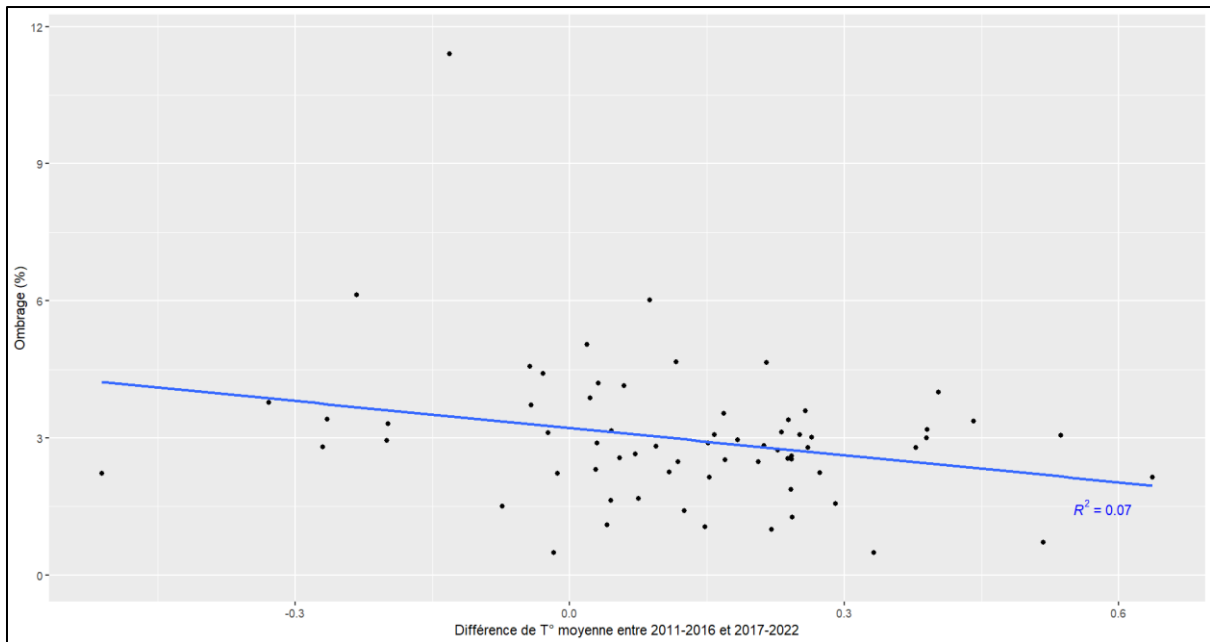


Figure 26 - Évolution de la différence de température moyenne entre les périodes 2011-2016 et 2017-2022 avec la proportion d'ombrage.

3.3. Impact de l'occupation du sol

Les données d'occupation du sol ne font ressortir des différences significatives uniquement pour la catégorie « Cultures » (Test de Kruskal Wallis : $H = 6,8623$; $p\text{-value} = 0,03235$) avec, en moyenne, une proportion plus élevée de cultures pour des sites qui ont observé une diminution de la biomasse en ombres par m^2 entre les périodes 2000-2010 et 2011-2022 (Figure 27).

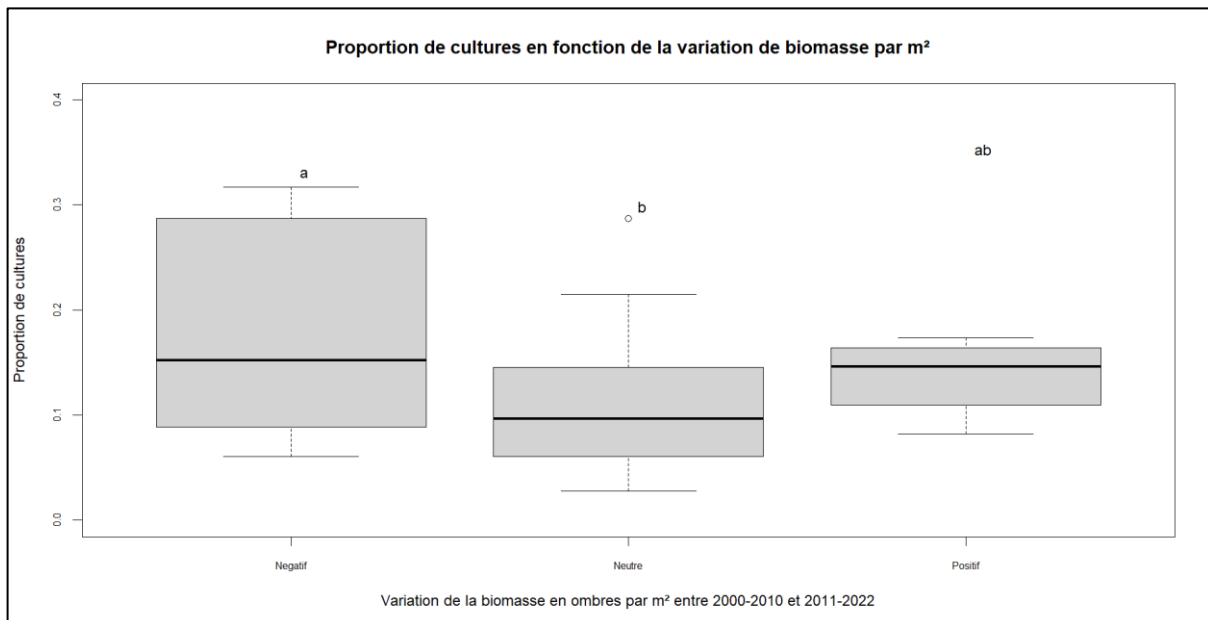


Figure 27 - Test de Dunn entre la proportion de cultures et la variation de biomasse en ombres par m^2 .

4. Bassins versants de l'Ourthe et de la Lesse

4.1. État général

4.1.1. Données de débit

Les tendances des deux bassins sont similaires aux tendances globales avec un nombre de jours à débit inférieur au P95 (= débit dépassé 95% du temps) en augmentation (Figure 28). Cette tendance est cependant plus marquée pour le bassin de l'Ourthe qui observait déjà 16 jours pour 2011-2015 contre 9 jours pour le bassin de la Lesse. Le nombre de jours à débit supérieur au P5 (= débit dépassé 5% du temps) montre une légère augmentation au cours de la période contrairement à la tendance globale.

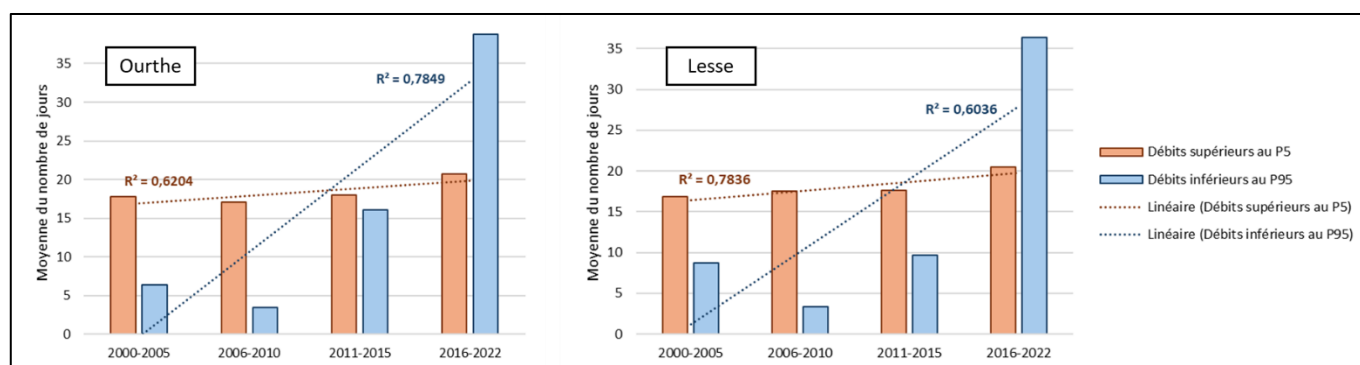


Figure 28 - Évolution du nombre de jours à un débit supérieur au débit dépassé 5% du temps (P5) et à un débit inférieur au débit dépassé 95% du temps (P95) pour les bassins l'Ourthe et de la Lesse sur 4 sous-périodes entre 2000 et 2022.

4.1.2. Données de température de l'eau

Pour les deux bassins, le nombre de jours dépassant la température optimale maximale pour l'ombre (18°C) est en claire augmentation depuis 2011 pour des températures comprises entre 18 et 23°C (Figure 29). En effet, un total de 9 (Ourthe) et 12 (Lesse) jours au-dessus des 18°C sont comptabilisés pour 2011-2016 contre 20 (Ourthe) et 25 (Lesse) jours pour 2017-2022.

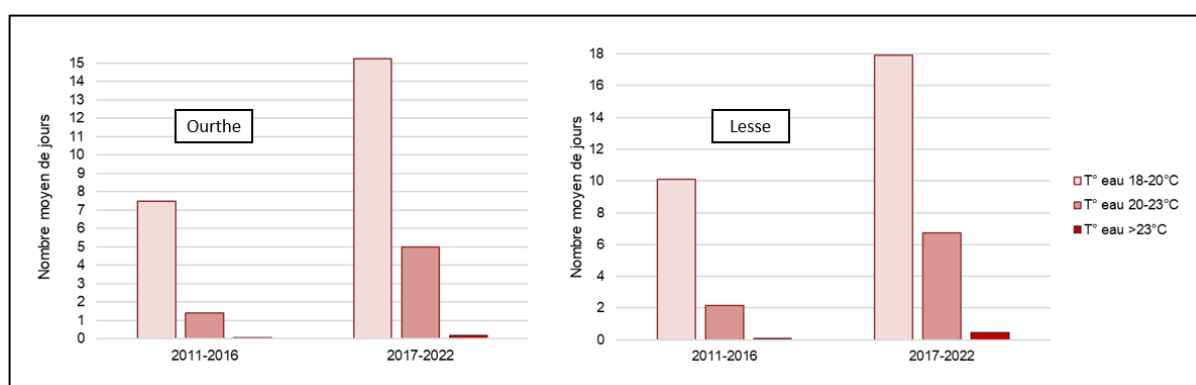


Figure 29 - Évolution du nombre moyen de jours où la température de l'eau était comprise entre 18-20°C, 20-23°C et supérieure à 23°C pour deux sous-périodes des bassins de l'Ourthe et de la Lesse entre 2011 et 2022.

4.1.2.1. Masses d'eau du bassin de l'Ourthe

Seules 10 masses d'eau possèdent des données de températures. Une (OU28R) ne présente pas de journées avec une température d'eau à plus de 18°C et 2 (OU26R et OU33R) ne présentent pas de

jours à plus de 20°C (Figure 30). Les masses d'eau restantes montrent une augmentation du nombre de jours à plus de 18 et 20°C.

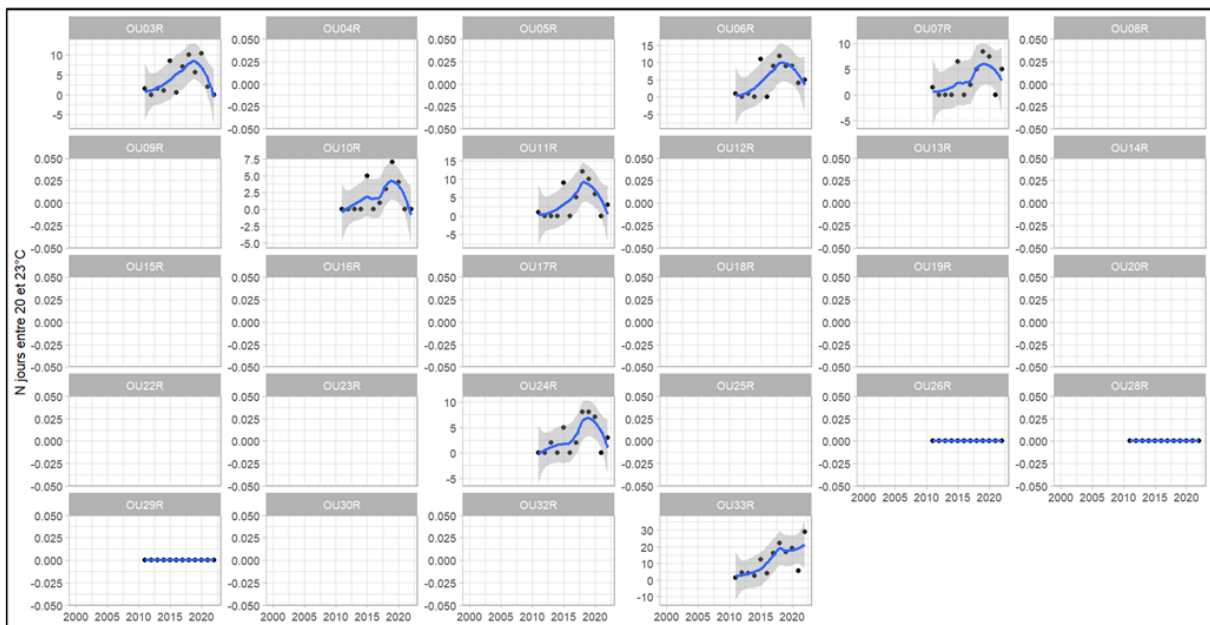
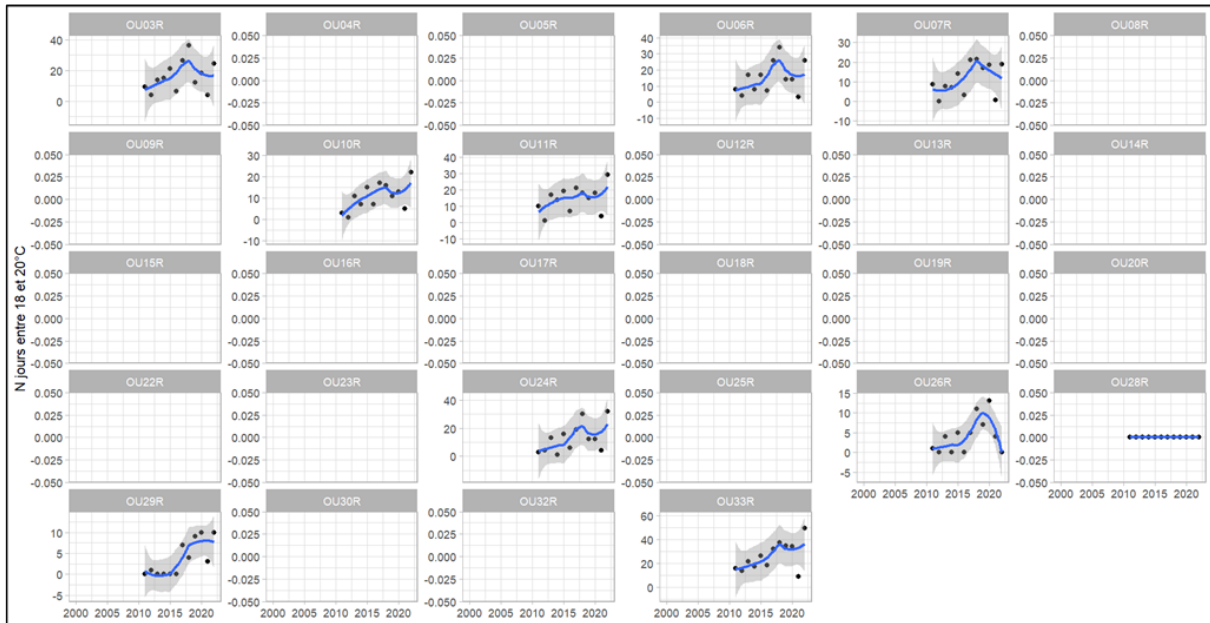


Figure 30 - Évolution du nombre de jours avec une température entre 18 et 20°C (haut) et entre 20 et 23°C (bas) au sein des différentes masses d'eau constitutives du bassin de l'Ourthe entre 2000 et 2022.

4.1.2.2. Masses d'eau du bassin de la Lesse

Seulement 14 masses d'eau possèdent des données de température d'eau dont 3 (LE06R, LE26R et LE30R) ont moins de trois années de relevés. Les 11 autres montrent une augmentation du nombre de jours avec une température d'eau à plus de 18°C. Pour la majorité d'entre-elles (N=7/11 masses d'eau), on observe aussi une tendance à l'augmentation du nombre de jours à plus de 20°C (Figure 31).

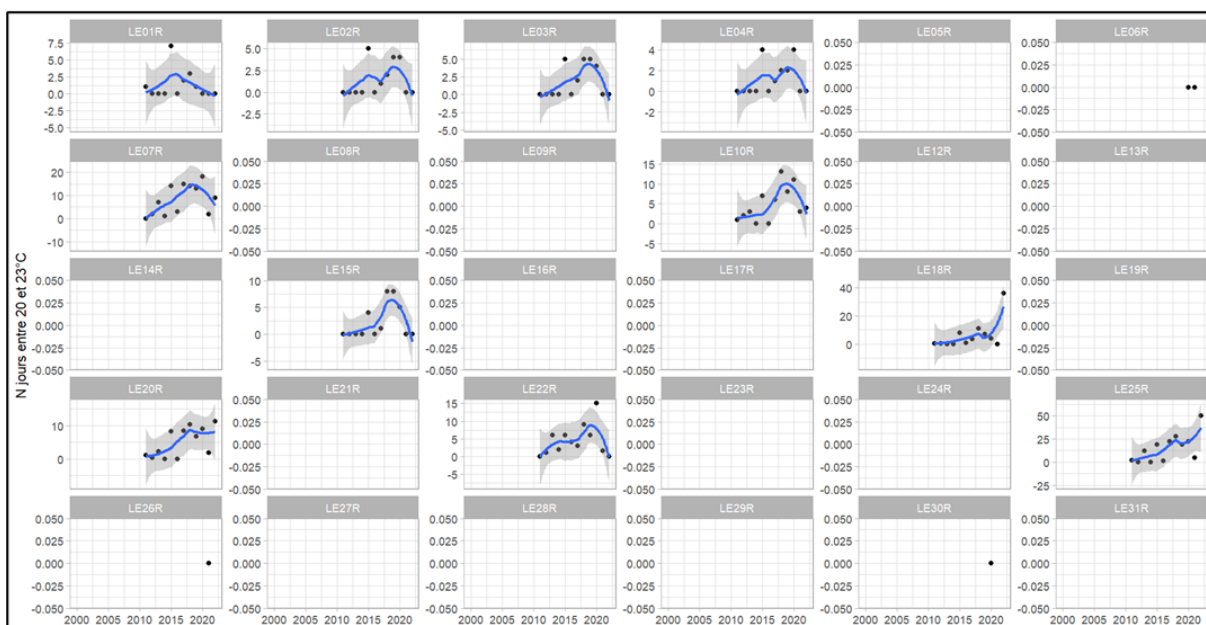
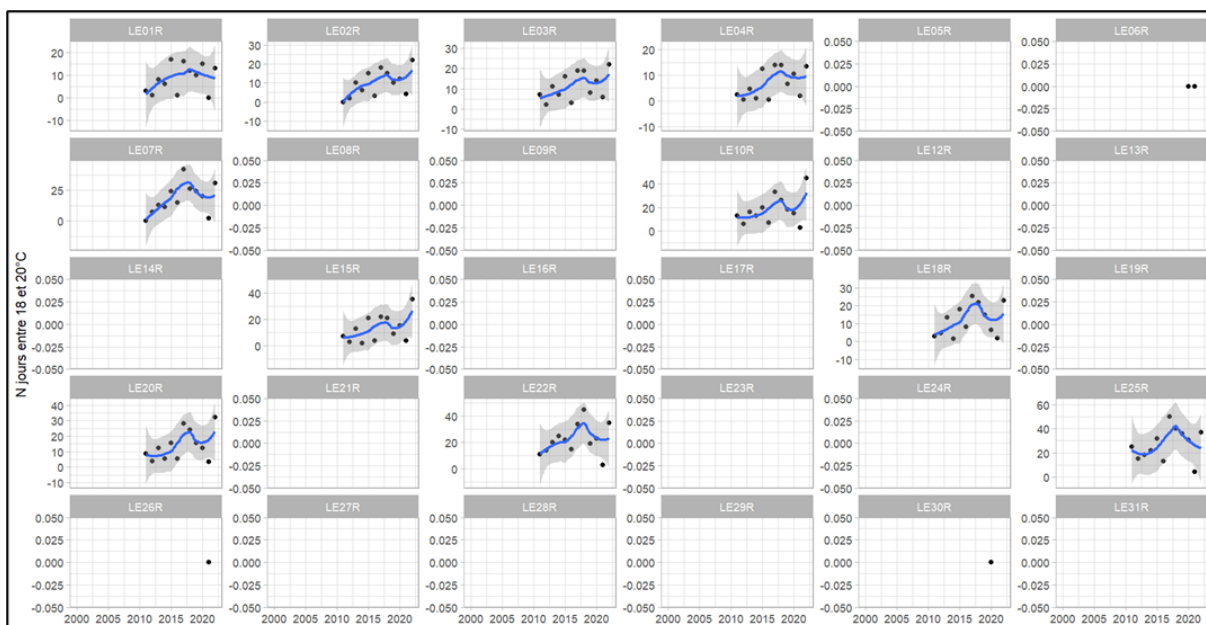


Figure 31 - Évolution du nombre de jours avec une température entre 18 et 20°C (haut) et entre 20 et 23°C (bas) au sein des différentes masses d'eau constitutives du bassin de la Lesse entre 2000 et 2022.

4.1.3. État écologique, chimique et biologique

4.1.3.1. État écologique officiel 2021

L'état écologique des bassins de la Lesse et de l'Ourthe est bon. Le bassin de la Lesse possède 1 masse d'eau d'état médiocre, 3 d'état moyen et 26 en bon état et le bassin de l'Ourthe possède 1 masse d'eau d'état non déterminable, 5 d'état moyen, 26 en bon état et 3 en très bon état (Figure 32).

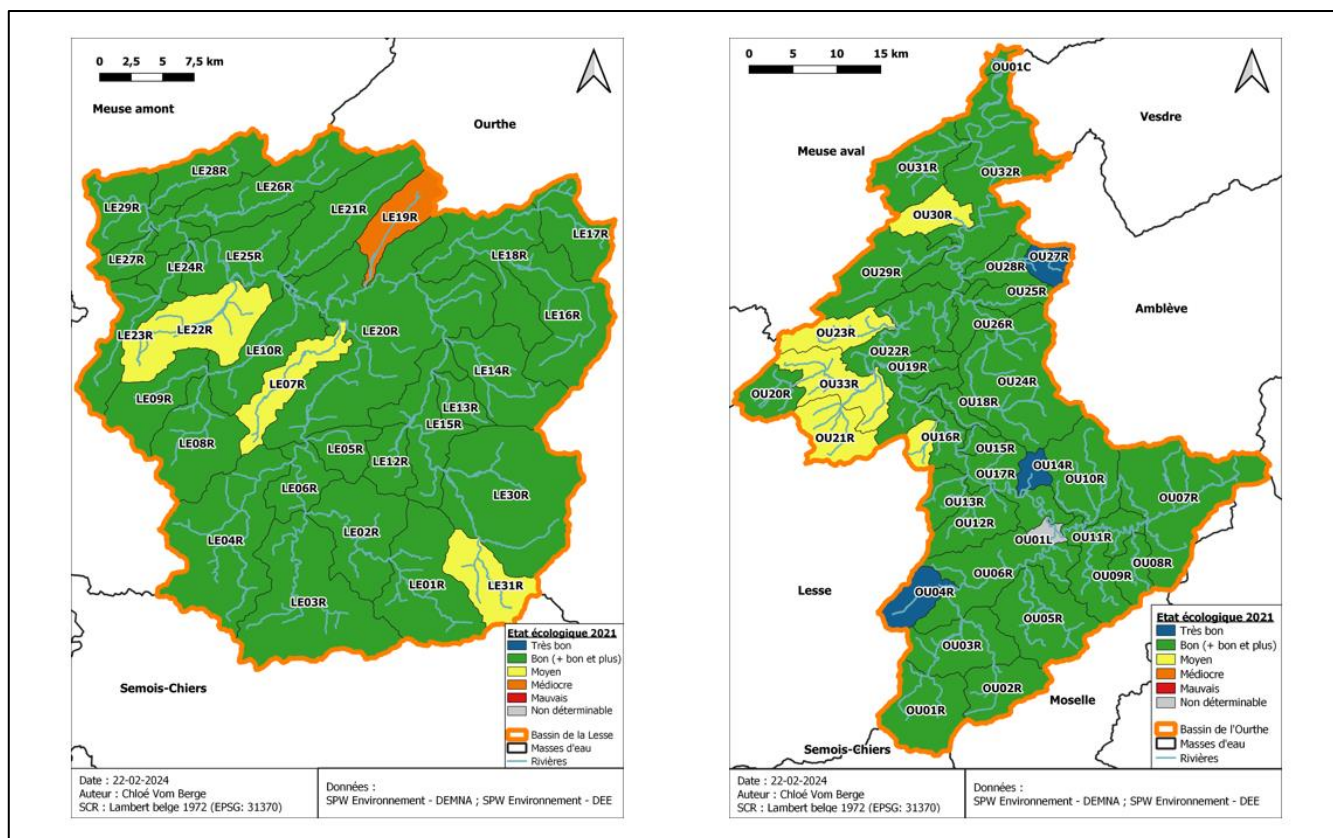


Figure 32 - État écologique 2021 des masses d'eau de surface des bassins de la Lesse (gauche) et de l'Ourthe (droite). Source des données : SPW Environnement - DEMNA ; SPW Environnement - DEE.

4.1.3.2. État chimique officiel 2018 (Source : Département de l'Environnement et de l'Eau, Plans de gestion Wallons des Districts hydrographiques SPW-Arne-DEE)

Le bassin de la Lesse présente une proportion de masses d'eau en bon état très légèrement supérieur à l'Ourthe avec, 83,33% et 82,86% respectivement pour le bassin de la Lesse et de l'Ourthe. Le bassin de la Lesse présente des évolutions positives (2 masses d'eau) et négatives (5 masses d'eau) entre 2013 et 2018, alors que le bassin de l'Ourthe n'a observé que des évolution négative (6 masses d'eau) (Tableau 14).

Tableau 14 – Masses d'eau du bassin de la Lesse et de l'Ourthe présentant une évolution négative ou positive de leur état chimique officiel (hors PBT ubiquiste) entre 2013 et 2018. (Source : Département de l'Environnement et de l'Eau, Plans de gestion Wallons des Districts hydrographiques SPW-Arne-DEE)

LESSE			OURTHE		
Masse d'eau	État 2013	État 2018	Masse d'eau	État 2013	État 2018
LE06R	Bon	Mauvais	OU01C	/	Mauvais
LE16R	Mauvais	Bon	OU09R	Bon	Mauvais
LE19R	Bon	Mauvais	OU18R	Bon	Mauvais
LE20R	Bon	Mauvais	OU26R	/	Mauvais
LE27R	Mauvais	Bon	OU27R	Bon	Mauvais
LE30R	Bon	Mauvais	OU30R	Bon	Mauvais
LE31R	Bon	Mauvais	/	/	/

4.1.3.3. État biologique

La qualité biologique du bassin versant de l'Ourthe est, dans son ensemble, restée constante entre les classes de qualité 4 (bonne) et 5 (très bonne). De légères variations de qualité sont cependant observables pour certaines masses d'eau comme OU03R ou OU26R qui semblent voir leur qualité diminuer légèrement (*Figure 33*).

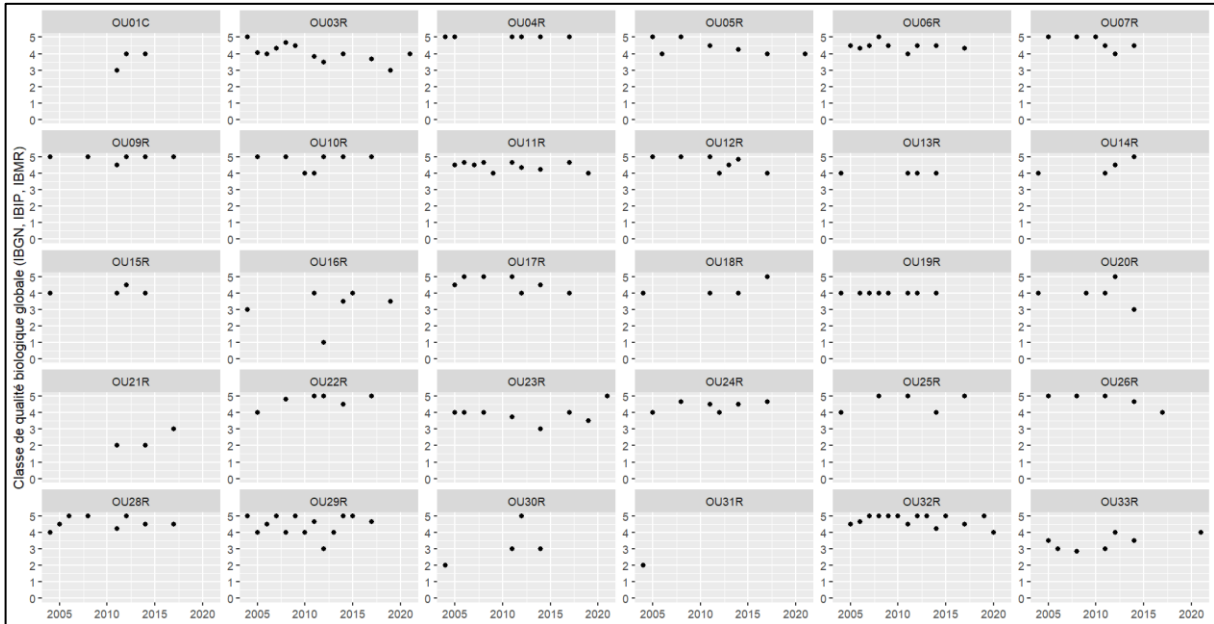


Figure 33 - Évolution de la qualité biologique au sein des différentes masses d'eau constitutives du bassin de l'Ourthe entre 2004 et 2022.

La qualité biologique du bassin de la Lesse est restée globalement constante sur la période avec, cependant, des variations différentes en fonction des masses d'eau. La majorité d'entre-elles ont gardé une qualité bonne à très bonne, cependant 3 (LE14R, LE18R et LE19R) semblent perdre en qualité biologique ces dernières années, 1 (LE31R) a gagné en qualité biologique et 1 (LE22R) a gardé une qualité moyenne (*Figure 34*).

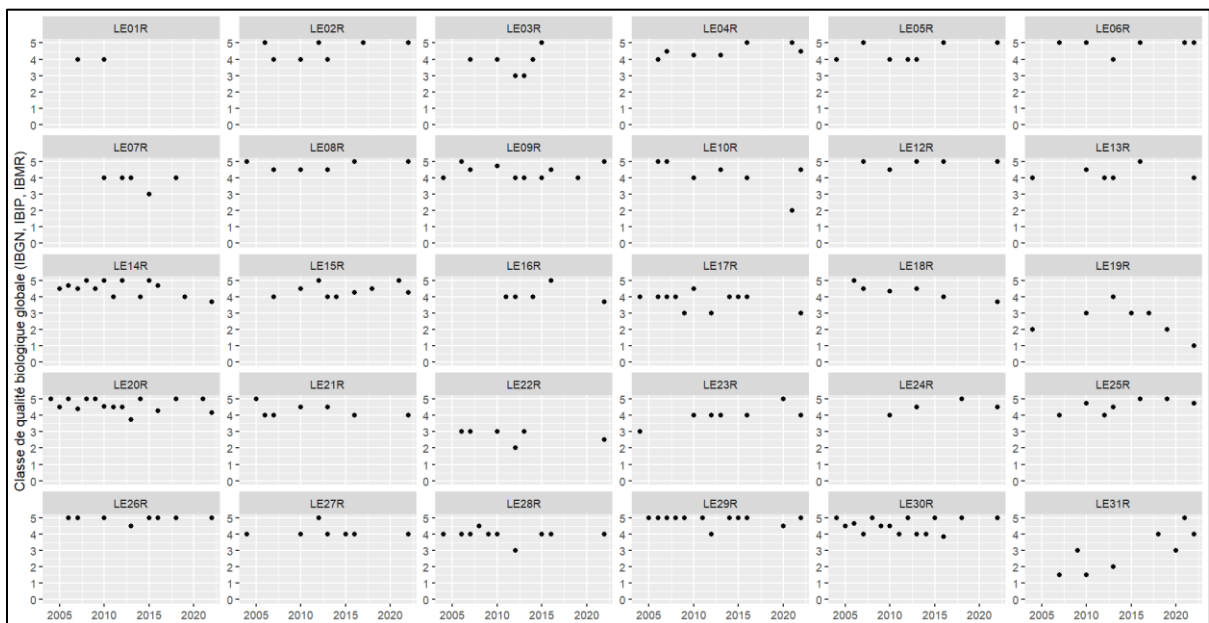


Figure 34 - Évolution de la qualité biologique au sein des différentes masses d'eau constitutives du bassin de la Lesse entre 2004 et 2022.

4.1.4. Hydromorphologie et ripisylve

4.1.4.1. Masses d'eau du bassin de l'Ourthe

Les rivières des différentes masses d'eau de l'Ourthe ont une sinuosité qui varie de rectiligne (0,91 - OU01C) à méandriforme (2,06 - OU04R), une profondeur moyenne de 0,8 (OU01L) à 4,86 (OU14R) mètres et une largeur moyenne allant de 6,83 (OU03R) à 70,48 (OU01L) mètres (*Tableau 15*).

Tableau 15 - Caractéristiques hydromorphologiques (sinuosité, profondeur moyenne du chenal et largeur moyenne du chenal) des différentes masses d'eau constitutives du bassin versant de l'Ourthe.

Masse d'eau	Sinuosité	Profondeur moyenne chenal émergé [m]	Largeur moyenne chenal émergé [m]
OU01C	0,91	3,78	36,78
OU01L	0,99	0,80	70,48
OU01R	1,70	1,51	NA
OU02R	1,52	1,23	NA
OU03R	1,27	1,12	6,83
OU04R	2,06	2,68	NA
OU05R	1,32	1,16	8,11
OU06R	1,10	1,18	16,20
OU07R	1,27	1,37	8,03
OU08R	1,32	1,12	NA
OU09R	1,24	0,85	NA
OU10R	1,21	1,36	7,07
OU11R	1,14	0,96	12,60
OU12R	1,22	1,47	NA
OU13R	1,26	1,82	NA
OU14R	1,24	4,86	NA
OU15R	0,99	2,33	NA
OU16R	1,11	2,12	NA
OU17R	1,14	1,73	30,16
OU18R	1,15	1,68	NA
OU19R	1,10	1,31	NA
OU20R	1,21	1,35	NA
OU21R	1,16	1,69	NA
OU22R	1,09	1,64	24,82
OU23R	1,21	1,33	NA
OU24R	1,34	1,95	7,24
OU25R	1,09	1,54	NA
OU26R	1,16	1,52	10,80
OU27R	1,01	1,55	NA
OU28R	1,17	1,73	27,44
OU29R	1,30	1,53	7,72

OU30R	1,12	2,14	NA
OU31R	1,06	2,06	45,45
OU32R	1,03	1,96	40,15
OU33R	1,26	1,22	8,66

Les caractéristiques de la ripisylve varient entre masses d'eau avec une augmentation maximale de la ripisylve de 10,3% (OU01C) et minimale de -13,13% (OU04R), une continuité de ripisylve (situation 2015) maximale de 91,81% (OU14R) et minimale de 13,41% (OU01L). Pour ce qui est de la hauteur moyenne de la ripisylve (situation 2018), celle-ci est maximale pour la masse d'eau OU14R (17,09 m) et minimale pour OU01R (1,2 m). Finalement, l'ombrage (situation 2018) est maximal pour OU01C avec 5,2% d'ombrage et est minimal pour OU11R (0,5%) (Tableau 16).

Tableau 16 - Caractéristiques de la ripisylve (augmentation en proportion entre 2006 et 2015, continuité en 2015, hauteur de la végétation en 2018 et ombrage en 2018) des différentes masses d'eau constitutives du bassin versant de l'Ourthe.

Masse d'eau	Augmentation ripisylve 2006-2015 [%]	Continuité ripisylve 2015 [%]	Hauteur moyenne ripisylve (2018) [m]	Ombrage (2018) [%]
OU01C	10,30	21,20	1,53	5,20
OU01L	-2,60	36,12	5,51	3,35
OU01R	9,80	13,41	1,20	3,79
OU02R	3,85	20,31	2,61	1,37
OU03R	4,38	30,89	4,23	4,41
OU04R	-13,13	58,18	7,80	0,92
OU05R	6,35	22,88	2,25	3,92
OU06R	-1,76	43,52	6,28	3,07
OU07R	-0,91	37,71	3,56	3,12
OU08R	-3,36	23,49	2,17	2,94
OU09R	-1,06	28,12	3,39	3,42
OU10R	-3,73	60,58	7,94	1,57
OU11R	-5,37	43,93	7,07	0,50
OU12R	-8,76	72,14	8,94	0,90
OU13R	-8,16	76,92	11,17	0,67
OU14R	-1,57	91,81	17,09	0,81
OU15R	-0,59	82,80	11,64	4,67
OU16R	-2,44	64,51	8,03	3,62
OU17R	8,79	51,76	7,88	2,79
OU18R	2,24	74,60	11,44	3,32
OU19R	-3,72	87,42	12,98	0,87
OU20R	-3,43	64,74	8,45	3,02
OU21R	5,62	53,24	5,70	4,24
OU22R	5,07	48,76	6,61	4,24
OU23R	-3,47	84,83	14,10	1,88

OU24R	-1,33	80,67	13,33	2,79
OU25R	-7,50	84,99	14,82	4,27
OU26R	1,97	61,92	11,00	2,53
OU27R	-1,83	90,92	15,93	2,06
OU28R	0,13	85,39	15,25	1,40
OU29R	5,66	66,35	11,15	2,60
OU30R	0,19	55,12	6,06	2,55
OU31R	0,79	74,36	12,82	2,85
OU32R	2,05	48,96	8,73	2,60
OU33R	-2,14	75,44	10,96	3,05

4.1.4.2. Masses d'eau du bassin de la Lesse

Les rivières des différentes masses d'eau de la Lesse ont une sinuosité qui varie de rectiligne (1,01 – LE06R) à méandrique (1,97 – LE08R), une profondeur moyenne de 0,95 (LE24R) à 2,78 (LE14R) mètres et une largeur moyenne allant de 5,52 (LE22R) à 28,25 (LE29R) mètres (Tableau 17).

Tableau 17 - Caractéristiques hydromorphologiques (sinuosité, profondeur moyenne du chenal et largeur moyenne du chenal) des différentes masses d'eau constitutives du bassin versant de la Lesse.

Masse d'eau	Sinuosité	Profondeur moyenne chenal émergé [m]	Largeur moyenne chenal émergé [m]
LE01R	1,36	1,25	NA
LE02R	1,07	1,01	7,96
LE03R	1,29	1,00	8,57
LE04R	1,32	1,22	8,72
LE05R	1,54	1,44	NA
LE06R	1,01	1,24	17,36
LE07R	1,12	1,13	NA
LE08R	1,97	1,87	NA
LE09R	1,37	1,14	NA
LE10R	1,18	1,13	8,85
LE12R	1,52	1,89	NA
LE13R	1,03	1,72	NA
LE14R	1,32	2,78	NA
LE15R	1,24	1,23	9,68
LE16R	1,25	2,56	7,14
LE17R	1,22	1,28	NA
LE18R	1,20	1,85	7,30
LE19R	1,14	2,04	NA
LE20R	1,23	1,72	15,34
LE21R	1,23	1,11	8,21
LE22R	1,50	2,02	5,52

LE23R	1,15	1,15	NA
LE24R	1,10	0,95	NA
LE25R	1,24	0,96	25,38
LE26R	1,47	1,12	NA
LE27R	1,17	1,54	NA
LE28R	1,25	1,72	NA
LE29R	1,09	2,72	28,25
LE30R	1,37	1,37	6,94
LE31R	1,71	1,41	NA

Les caractéristiques de la ripisylve varient entre masses d'eau avec une augmentation maximale de la ripisylve de 12,62% (LE21R) et minimale de -17,47% (LE16R), une continuité de ripisylve (situation 2015) maximale de 96,44% (LE27R) et minimale de 32,53% (LE31R). Pour ce qui est de la hauteur moyenne de la ripisylve (situation 2018), elle est maximale pour les masses d'eau LE05R et LE08R (17,26 m) et minimale pour LE31R (2,57 m). Finalement, l'ombrage (situation 2018) est maximal pour LE19R avec 6,78% d'ombrage et est minimal pour LE05R (0,6%) (Tableau 18).

Tableau 18 - Caractéristiques de la ripisylve (augmentation en proportion entre 2006 et 2015, continuité en 2015, hauteur de la végétation en 2018 et ombrage en 2018) des différentes masses d'eau constitutives du bassin versant de la Lesse.

Masse d'eau	Augmentation ripisylve 2006-2015 [%]	Continuité ripisylve 2015 [%]	Hauteur moyenne ripisylve (2018) [m]	Ombrage (2018) [%]
LE01R	-12,81	39,72	5,53	4,65
LE02R	-5,69	56,05	8,69	2,14
LE03R	-11,41	40,74	5,25	3,60
LE04R	-8,17	58,69	7,58	3,40
LE05R	-2,10	95,60	17,26	0,60
LE06R	-3,17	71,35	15,96	1,09
LE07R	-0,30	74,33	11,17	4,00
LE08R	-5,04	92,15	17,26	1,89
LE09R	1,73	93,08	14,06	2,90
LE10R	0,88	68,21	7,81	2,83
LE12R	-7,22	85,17	13,06	3,12
LE13R	-0,20	91,69	15,44	2,54
LE14R	-2,03	91,47	18,29	2,51
LE15R	-5,49	71,65	12,33	2,14
LE16R	-17,47	56,60	8,69	4,85
LE17R	10,30	84,99	13,70	1,65
LE18R	5,39	79,82	13,57	2,95
LE19R	9,14	64,85	7,69	6,78
LE20R	0,00	62,53	9,55	3,02
LE21R	12,62	87,12	13,35	1,62

LE22R	4,07	48,32	3,88	6,02
LE23R	1,75	91,56	11,61	2,43
LE24R	9,67	78,43	9,20	1,33
LE25R	5,11	54,99	8,96	3,37
LE26R	-2,88	80,01	14,65	2,52
LE27R	1,63	96,44	16,71	1,40
LE28R	-0,98	60,81	9,22	2,57
LE29R	1,15	58,31	12,76	1,57
LE30R	2,68	47,77	6,19	2,73
LE31R	-4,60	32,53	2,57	3,69

4.1.5. Occupation du sol

Le bassin versant de l'Ourthe est caractérisé par une majorité de surfaces forestières (26,79%), de cultures (13,44%) et de prairies (12,42%). Le bassin versant de la Lesse est caractérisé par une majorité de surfaces forestières (30,72%), de prairies (14,01%) et de zones artificialisées (11,2%). La répartition de ces surfaces au sein des différentes masses d'eau n'est cependant pas homogène. En effet, des régions à dominance de zones boisées ou de zones de cultures ou encore de zones artificialisées sont visibles à l'échelle du bassin versant (*Figure 35*).

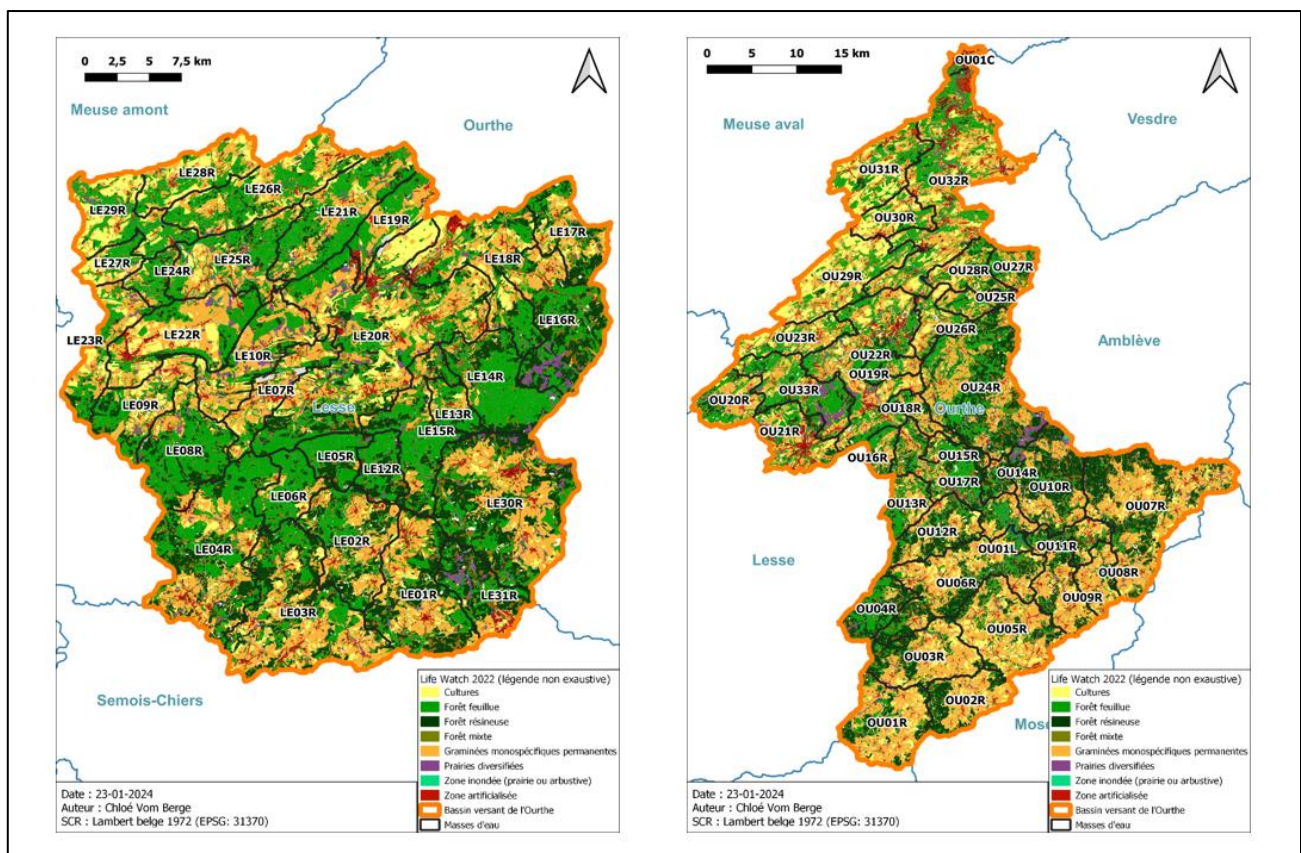


Figure 35 - Occupation du sol (Données Life Watch 2022) des bassins versants de la Lesse (gauche) et de l'Ourthe (droite).

4.2. Populations d'ombres

Les différentes données évoluent de manière opposée entre les bassins de la Lesse et de l'Ourthe. Des valeurs élevées sont observées pour la première période (2000-2005) dans le bassin de l'Ourthe, elles diminuent globalement pour les autres périodes sauf la moyenne du nombre d'ombres qui a réaugmenté entre 2011 et 2015 (*Tableau 19*). Le bassin de la Lesse voit ses valeurs augmenter sauf pour la période 2011-2015.

Tableau 19 - Moyenne du nombre d'ombres, biomasse moyenne [g], moyenne du nombre d'ombres par m², moyenne de la biomasse [g] par m² et nombre de pêches pour les bassins de la Lesse et de l'Ourthe sur 4 sous-périodes entre 2000 et 2022.

Période	Moyenne du nombre d'ombres		Biomasse moyenne [g]		Moyenne N ombre/m ²		Moyenne biomasse [g] /m ²		N pêches	
	Lesse	Ourthe	Lesse	Ourthe	Lesse	Ourthe	Lesse	Ourthe	Lesse	Ourthe
2000-2005	81,57	1.446,62	15.095,73	95.145,13	0,06	1,32	11,21	95,08	39	68
2006-2010	469,50	278,00	25.965,50	18.873,00	0,31	0,14	15,94	10,22	29	20
2011-2015	149,50	450,00	12.924,50	18.263,50	0,07	0,22	6,93	7,80	13	30
2016-2022	711,50	205,50	17.094,00	7.606,00	0,57	0,14	10,18	5,58	39	28

Les populations d'ombres ont évolué différemment au cours du temps entre le bassin de l'Ourthe et le bassin de la Lesse. En effet, le bassin de l'Ourthe montre des différences significatives d'abondance en ombre entre la période 2000-2005 et les 3 périodes suivantes (respectivement par rapport à 2006-2010, 2011-2015 et 2016-2022, p-valeur = 0,033, p-valeur = 0,0011, p-valeur = 0,0034) (*Figure 36*). Le bassin de la Lesse ne présente pas de différence significative (Test de Kruskal Wallis : H = 2,5526 ; P = 0,4659) d'abondance d'ombres entre les différentes périodes. Lorsque l'on compare les abondances en ombres, deux à deux pour les mêmes périodes entre la Lesse et l'Ourthe, il existe uniquement une différence significative (Test de Wilcoxon : W = 38,5 ; P = 0,0002753) d'abondance pour les périodes 2000-2005.

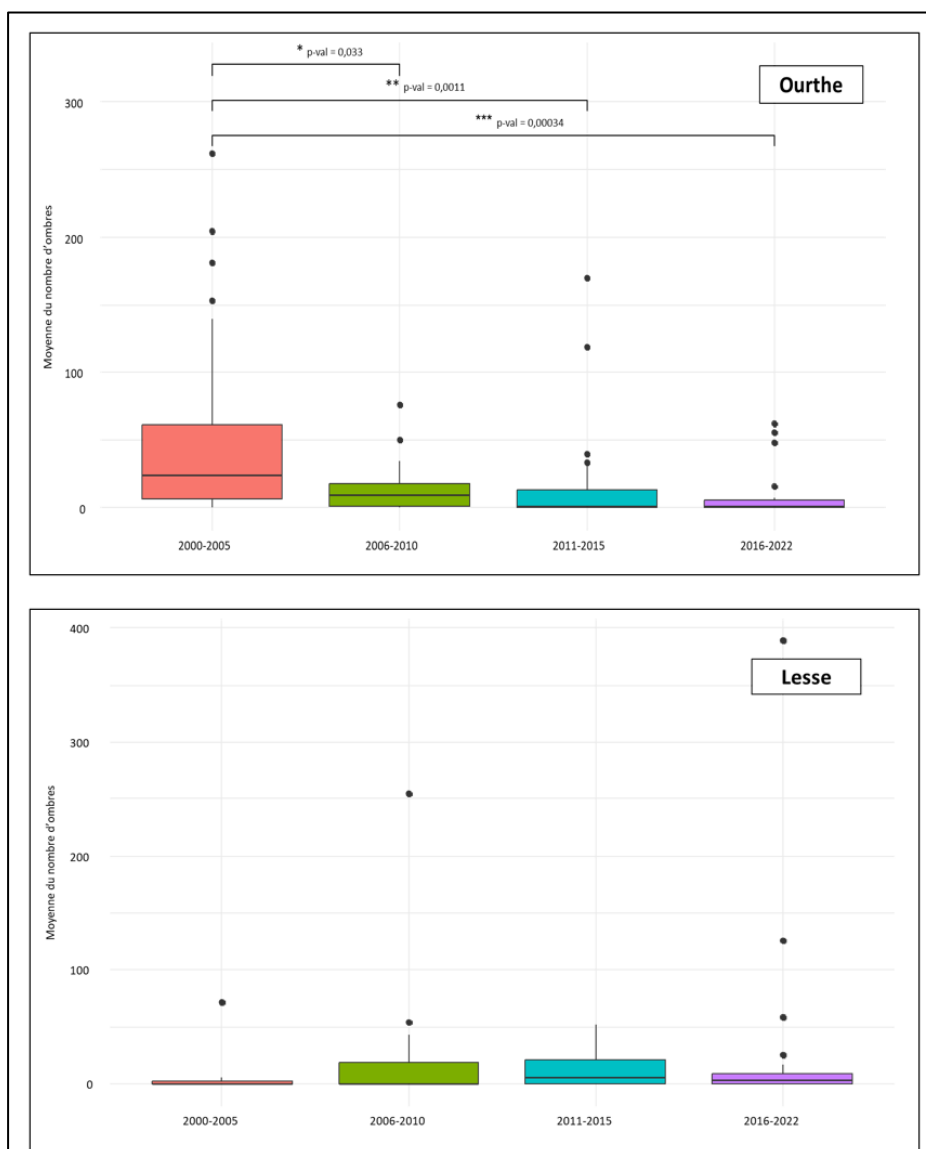


Figure 36 - Évolution de la moyenne du nombre d'ombres pour les bassins de l'Ourthe (haut) et de la Lesse (bas) sur quatre sous-période entre 2000 et 2022. Les différences significatives relevées par le test de Wilcoxon sont visibles.

4.2.1. Évolution pour les masses d'eau du bassin de l'Ourthe

Au niveau des masses d'eau constitutives du bassin de l'Ourthe, les tendances et abondances diffèrent et seules deux possèdent des données après 2020 (OU05R et OU32R). Sur les 30 masses d'eau possédant des relevés sur la période : 14 ne présentent pas d'ombre (ex. OU01C), 5 ne possèdent qu'un seul relevé avec présence d'ombre (ex. OU04R), 1 semble en augmentation (OU06R) et les 9 autres ont soit des tendances de déclin (ex. OU32R), soit de maintient (ex. OU11R) (Figure 37).

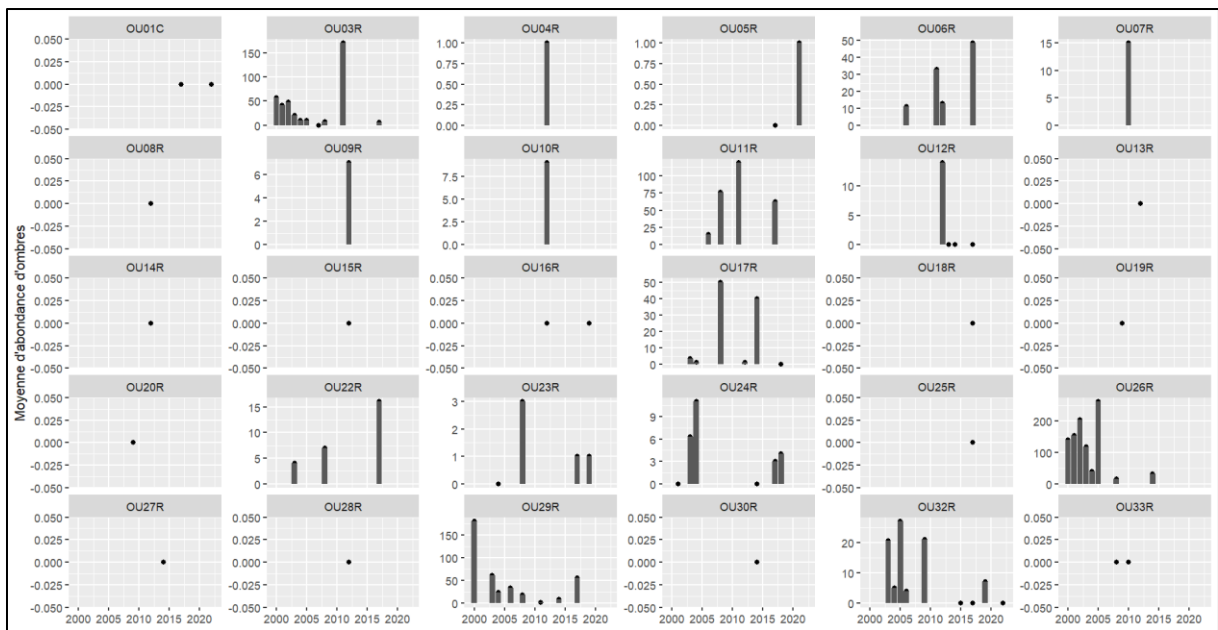


Figure 37 - Évolution de la moyenne d'abondance d'ombres pour les différentes masses d'eau du bassin versant de l'Ourthe entre 2000 et 2022.

4.2.2. Évolution pour les masses d'eau du bassin de la Lesse

Au niveau des masses d'eau constitutives du bassin de la Lesse, les tendances et abondances diffèrent également. Sur les 29 masses d'eau possédant des relevés sur la période : 15 ne présentent pas d'ombre (ex. LE05R), 2 ne possèdent qu'un seul relevé avec présence d'ombre (ex. LE10R) et les 12 autres ont soit des tendances de déclin (ex. LE15R), soit de maintien (ex. LE14R) (Figure 38).

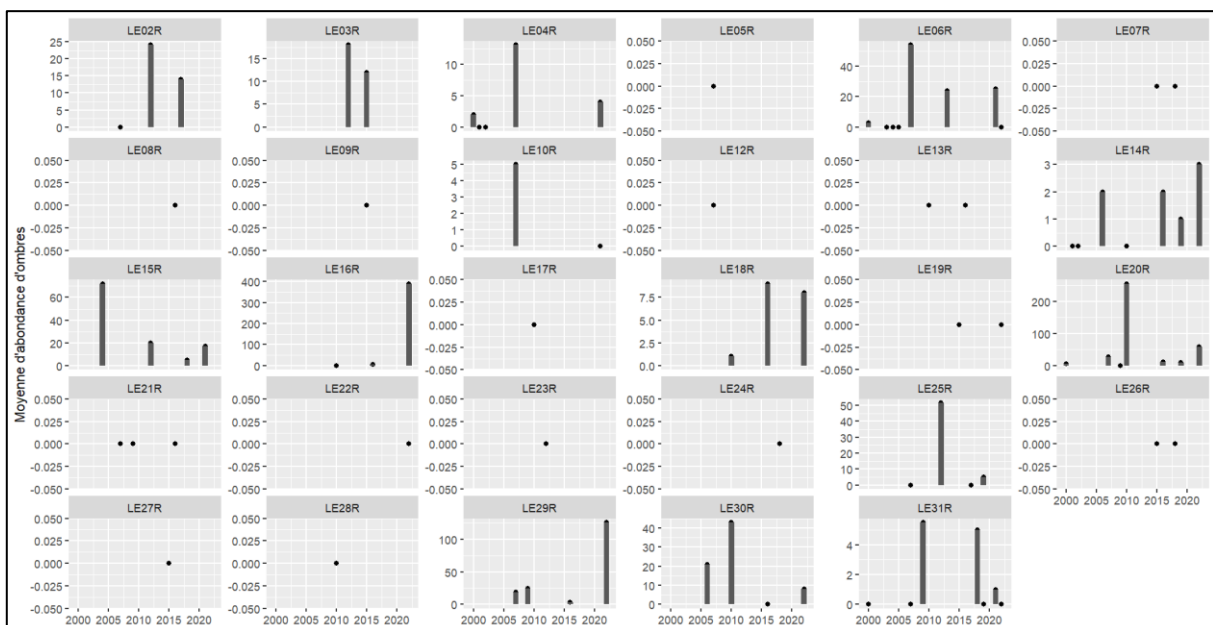


Figure 38 - Évolution de la moyenne d'abondance d'ombres pour les différentes masses d'eau du bassin versant de la Lesse entre 2000 et 2022.

4.3. Facteurs influençant l'évolution historique des populations d'ombres : focus sur les bassins versant de l'Ourthe et de la Lesse

4.3.1. Débits et températures

Pour rappel, les paramètres de débits évalués comme impactant pour l'évolution des populations d'ombres sont les rapports modulés des débits minimum moyens et des débits moyens (cfr. *Analyses et résultats point 3*). Entre les deux bassins versants, seule une différence significative (Test de Wilcoxon : $W = 2285$, $p\text{-value} = 0,01018$) entre les rapports modulés des débits moyens est observée avec, en moyenne, des rapports plus élevés pour le bassin de la Lesse (*Figure 39*).

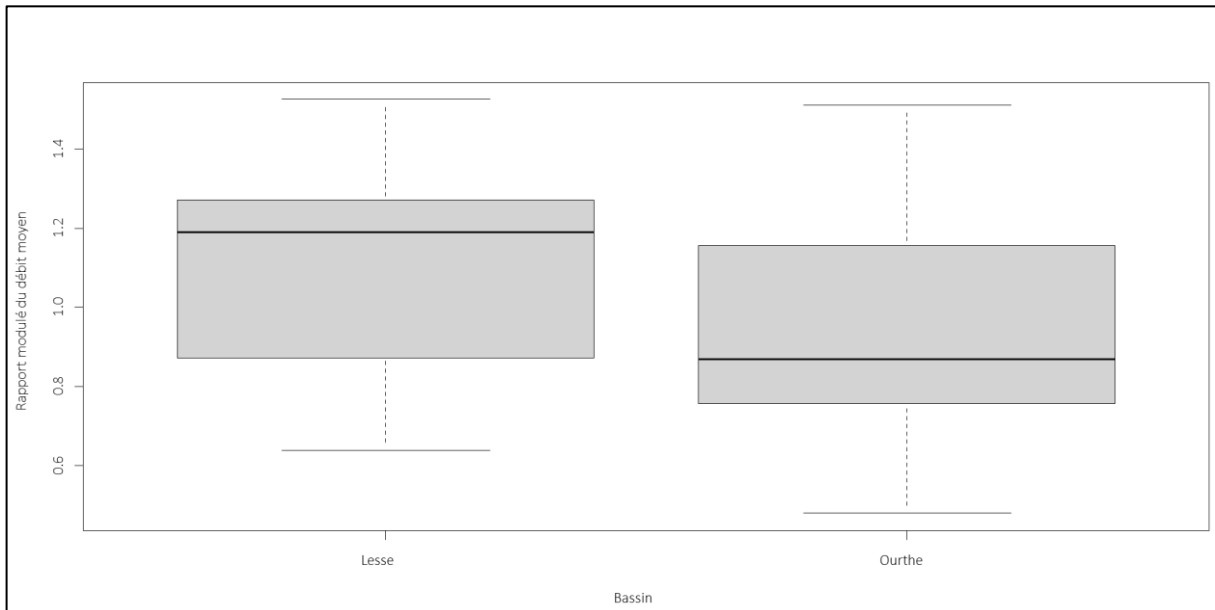


Figure 39 - Boxplot des débits moyens modulés des bassins versants de la Lesse et de l'Ourthe.

Outre les paramètres caractérisés comme impactant, il y a également une différence significative (Test de Wilcoxon : $W = 2302$, $p\text{-value} = 0,007882$) entre les deux bassins versant pour le nombre moyen de jours à débit supérieur au débit dépassé 5% du temps, avec des valeurs en moyenne plus élevée pour le bassin de la Lesse (*Figure 40*).

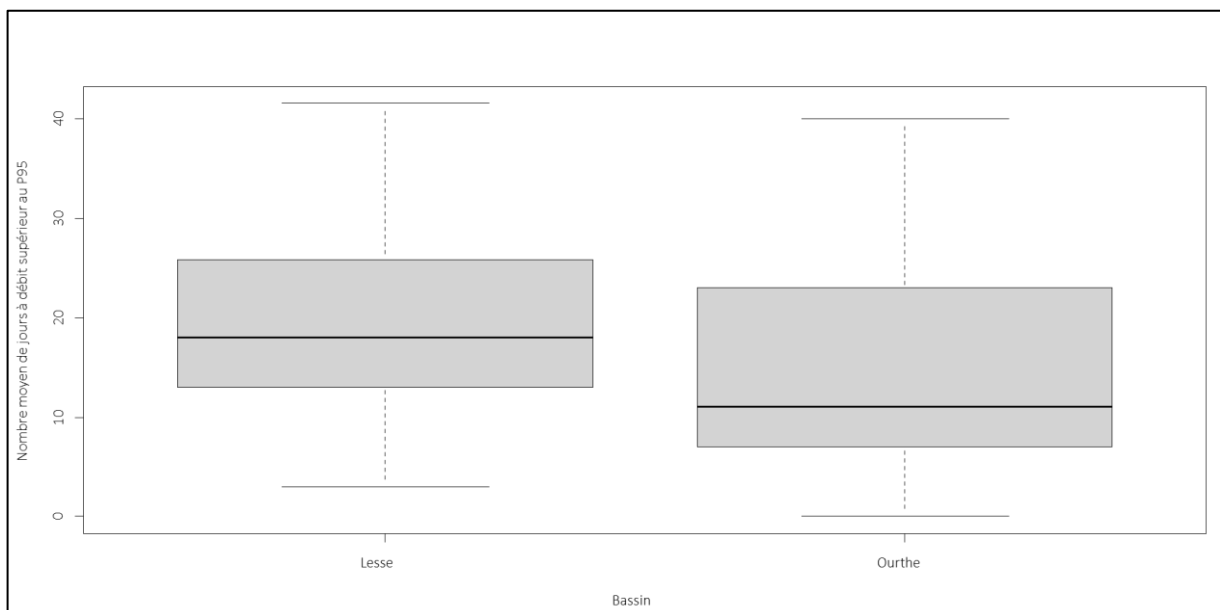


Figure 40 - Boxplot des nombres moyens de jours à débit supérieur au P95 pour les bassins de la Lesse et de l'Ourthe.

Pour ce qui est de la température de l'eau, les paramètres impactant retenus sont la température maximale moyenne, le nombre de jours à température létale et le nombre de jours à température optimale maximale. Entre les deux bassins versants, aucun de ces paramètres ne présentent de différences significatives. Seule la température minimale moyenne présente une différence significative (Test de Wilcoxon : $W = 183$, $p\text{-value} = 0,03155$) où le bassin de l'Ourthe possède des valeurs en moyenne plus faibles (Figure 41).

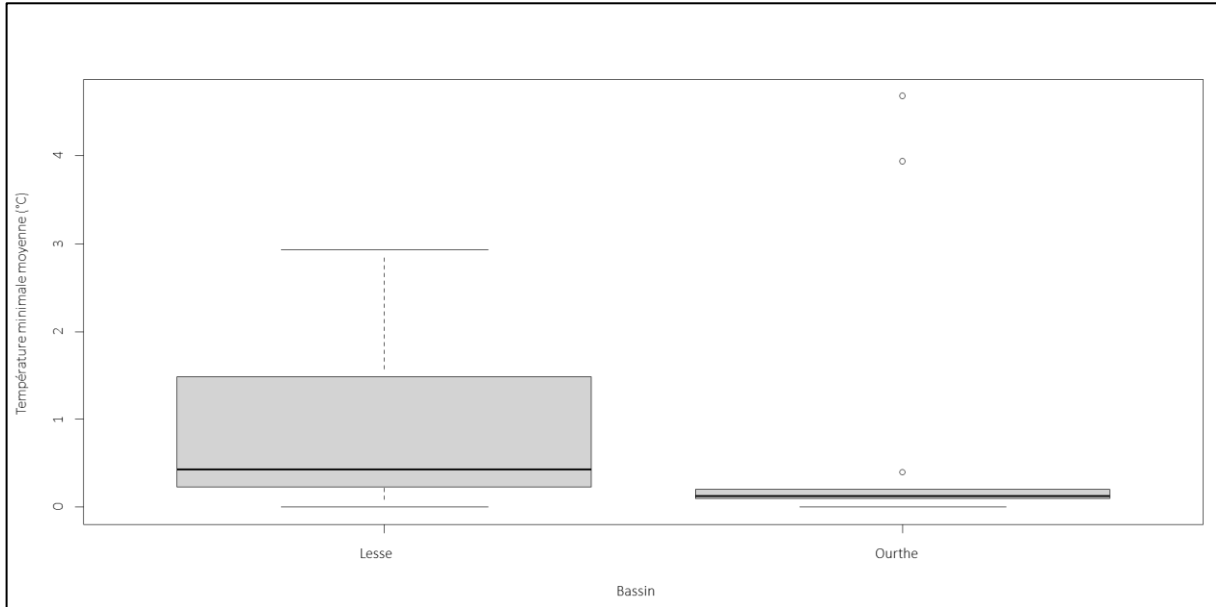


Figure 41 - Boxplot des températures minimales moyenne des bassins de la Lesse et de l'Ourthe.

Lorsque l'on compare pour chaque bassin les périodes 2011-2015 et 2016-2022, le bassin de la Lesse présente, en moyenne entre les deux périodes, une augmentation de la température maximale et du nombre de jours à température critique (20-22°C). Le bassin présente aussi des rapports modulés de débits minimums moyens plus élevés pour la deuxième période. Pour le bassin de l'Ourthe, la moyenne générale de la deuxième période est complètement décentrée vers des valeurs plus élevées de températures maximales moyenne ainsi que des valeurs de rapports modulés des débits minimums moyens et de températures minimums moyennes plus faibles (Figure 42).

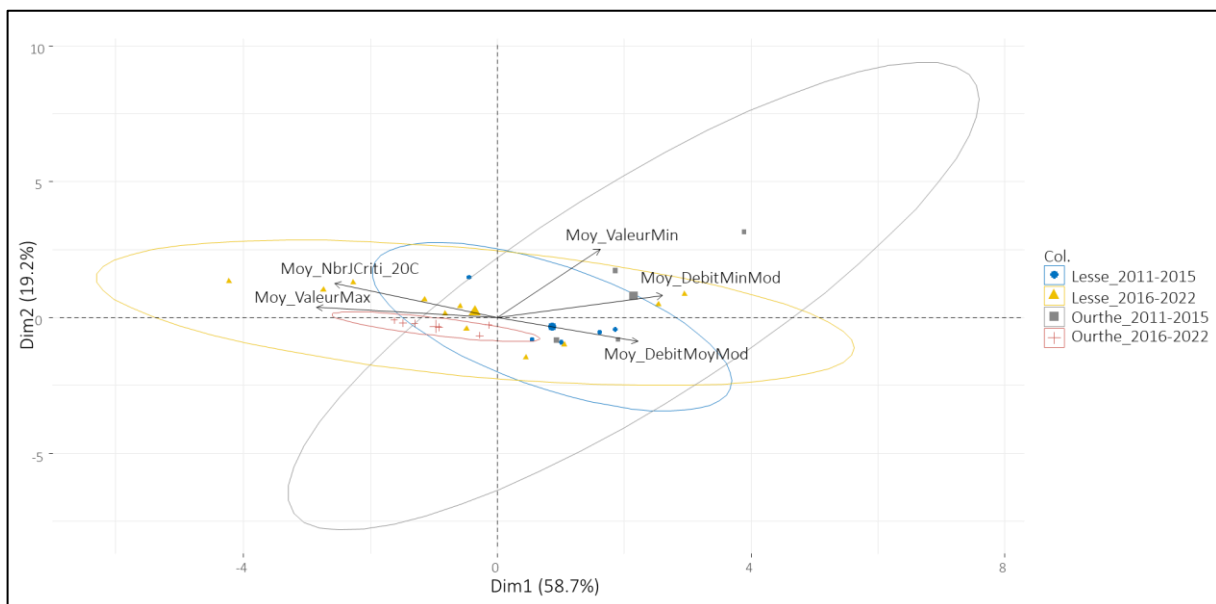


Figure 42 - Analyse en composantes principales des variables influant les populations d'ombres et des variables significativement différentes entre les deux bassins.

Il y a ainsi une différence significative (Test post-hoc pairwise : p-valeur = 0,002) pour le bassin de l'Ourthe entre ces deux périodes, au contraire du bassin de la Lesse pour lequel aucune différence significative ne ressort entre les deux périodes. Une différence significative (Test post-hoc pairwise : p-valeur = 0,022) est également observée entre la première période de la Lesse et la seconde période de l'Ourthe.

4.3.2. Hydromorphologie, ripisylve et occupation du sol

Les autres paramètres semblant impacter les populations d'ombres sont la proportion d'ombrage et la proportion de cultures. Cependant, aucune différence significative de ces paramètres n'est observée entre les deux bassins versants. Pour la ripisylve, seules des différences significatives sont observées pour la proportion de ripisylve (Test t de Student : $t = 2,4767$, p-value = 0,01597) et la hauteur de ripisylve (Test t de Student : $t = 2,3196$, p-value = 0,02366), avec des valeurs plus importantes pour le bassin de la Lesse.

5. Campagne de terrain sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse

5.1. Informations générales des sites d'étude

Les bassins de l'Ourthe et de la Lesse possèdent un linéaire total de 4.709 km de cours d'eau (2.779 km pour l'Ourthe et 1.930 km pour la Lesse). Les sites d'étude représentent 1,2 km de ces linéaires et sont présents sur des rivières de différentes tailles avec la Lhomme et l'Ourthe orientale possédant les plus grands linéaires et le Serpont et le Bronze les plus petits (*Tableau 20*).

Tableau 20 - Liste des rivières étudiées et leur longueur.

OURTHE		LESSE	
Rivière	Longueur	Rivière	Longueur
Aisne	31 km	Lhomme	46 km
Bronze	12 km	Serpont	6 km
Néblon	18 km	Wamme	27 km
Ourthe orientale	39 km	Wimbe	25 km

Dans le bassin de l'Ourthe, 3 sites d'étude sont des affluents directs de l'Ourthe et la quatrième rivière est l'Ourthe orientale, et pour le bassin de la Lesse, 2 sont affluents de la Lhomme (Serpont et Wamme) et 2 sont affluents de la Lesse (Lhomme et Wimbe) (*Figure 43*).

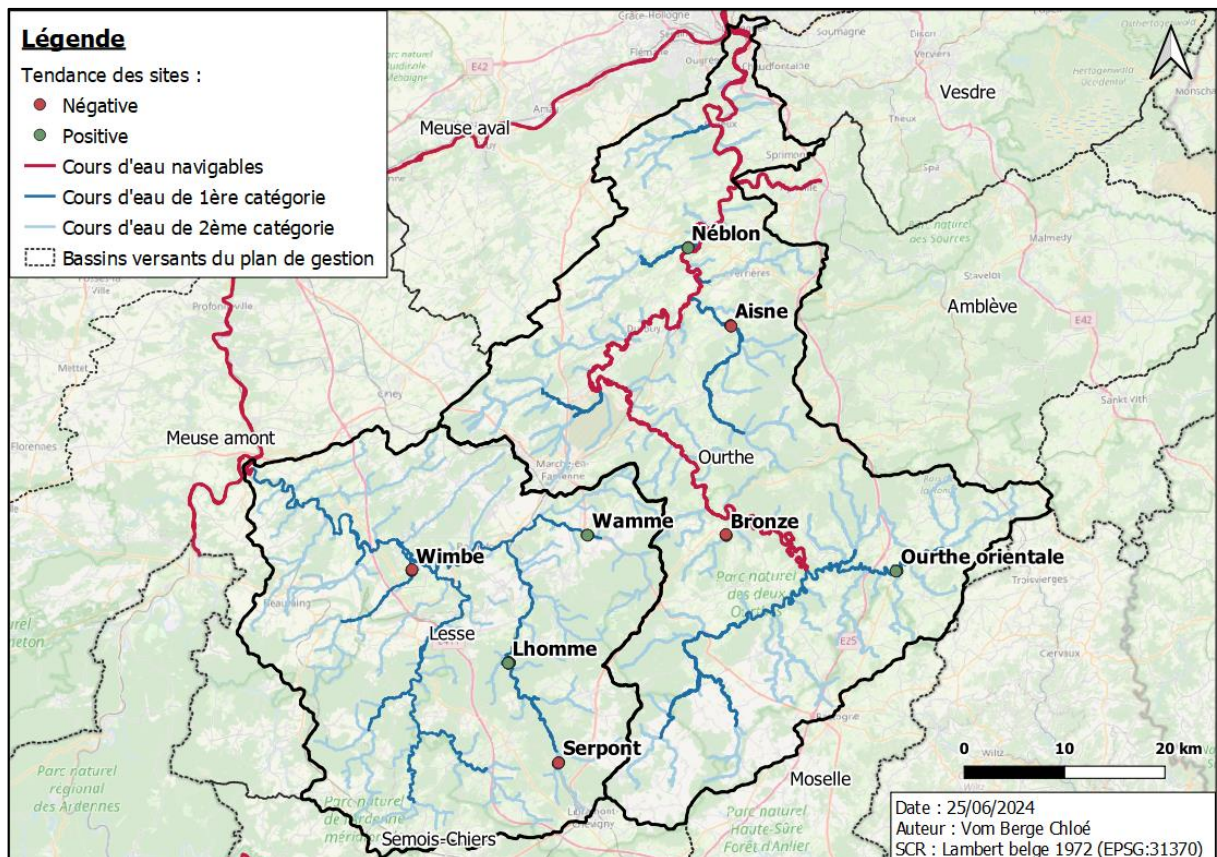


Figure 43 - Localisation des sites d'études au sein des bassins versants de la Lesse et de l'Ourthe.

5.1.1. Relevés piscicoles

Sur les 8 sites, un total d'approximativement 3.414 individus dont 36 ombres ont été recensés lors des pêches électriques réalisées au printemps 2024. Les sites avec la plus grande diversité piscicole sont la Lhomme (12 espèces), l'Aisne (10 espèces) et l'Ourthe orientale (10 espèces) (*Tableau 21*).

Tableau 21 - Récapitulatif des pêches électriques : superficie (m²), date, présence d'ombres, nombre d'individus et nombre d'espèces pour chaque site.

Bassin	Site	Mois	Superficie (m ²)	Présence d'ombres	Nombre d'individus	Nombre d'espèces
Lesse	Lhomme	Juin	2.103	Oui	471	12
	Serpont	Mai	765	Oui	171	5
	Wamme	Juin	1.206	Non	533	6
	Wimbe	Juin	1.158	Non	662	9
Ourthe	Aisne	Juin	1.479	Oui	518	10
	Bronze	Mai	712	Non	211	4
	Néblon	Mai	943	Non	196	8
	Ourthe orientale	Mai	1.395	Oui	652	10

Sur l'ensemble des sites, ce sont 13 espèces de poissons et 1 espèce de lamproie qui ont été prélevées, avec le chabot et le vairon représentant à eux deux un peu plus de 50% de l'abondance totale. L'ombre commun se trouve en 10^{ème} position d'abondance (*Figure 44*). La présence de lamproie, est significativement reliées (Test de Wilcoxon : $W = -5$, p -value = 0,01539) à la présence d'ombres, où les sites présentant de l'ombre, présentaient également de la lamproie.

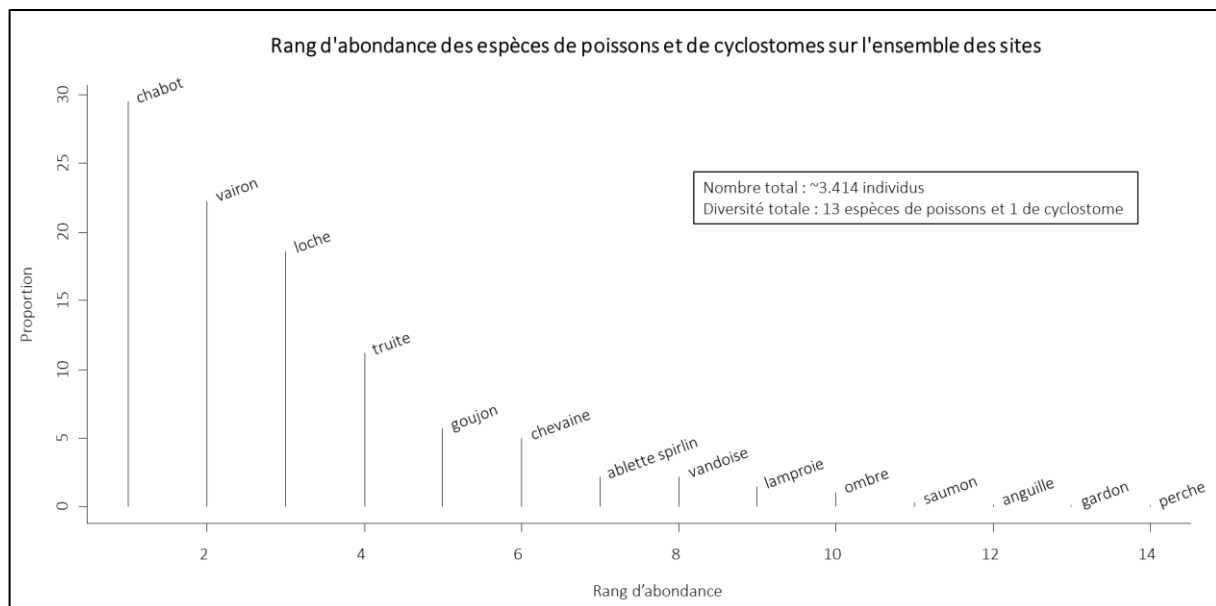


Figure 44 - Proportion des différentes espèces prélevées lors de l'ensemble des pêches électriques.

À l'échelle des bassins, le chabot reste l'espèce dominante, avec le vairon et la loche venant en seconde ou troisième position en fonction des bassins. L'ombre se trouve à la 11^{ème} position sur 12 espèces dans le bassin de l'Ourthe et à la 9^{ème} position sur 13 espèces pour le bassin de la Lesse (Figure 45).

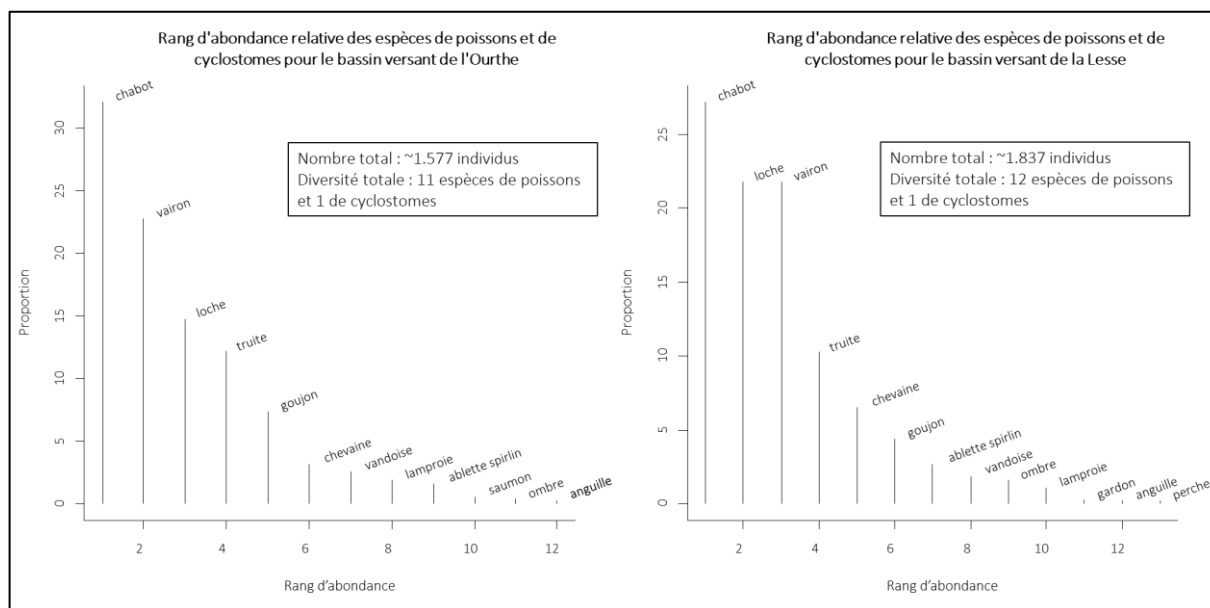


Figure 45 - Proportion des espèces prélevées lors des différentes pêches électriques sur les bassins versants de l'Ourthe et de la Lesse.

5.1.2. Relevés des macroinvertébrés benthiques et dérivants

Un total de 5.872 macroinvertébrés benthiques et 514 macroinvertébrés dérivants ont été prélevés sur les 8 sites d'études. Le site le plus diversifié en macroinvertébrés benthiques est l'Ourthe orientale (84 taxons) suivi du Bronze (74 taxons), du Serpont (64 taxons) et de la Lhomme (63 taxons) (Tableau 22).

Tableau 22 - Récapitulatif des relevés de macroinvertébrés benthiques et dérivants : mois du relevé, présence d'ombres sur le site en 2024, nombre d'individus et diversité des macroinvertébrés benthiques et dérivants.

Bassin	Site	Mois	Présence d'ombres	N benthiques	Diversité benthiques	N dérivants	Diversité dérivants
Lesse	Lhomme	Juin	Oui	518	63	46	5
	Serpont	Mai	Oui	652	64	87	13
	Wamme	Juin	Non	372	27	5	4
	Wimbe	Juin	Non	1.153	60	21	8
Ourthe	Aisne	Juin	Oui	535	36	83	6
	Bronze	Mai	Non	1.530	74	31	6
	Néblon	Mai	Non	473	59	54	10
	Ourthe orientale	Mai	Oui	639	84	187	25

5.1.2.1. Macroinvertébrés benthiques

Les taxons des macroinvertébrés benthiques les plus abondants sur l'ensemble des sites sont les familles, de l'ordre des diptères, les Simuliidae et les Chironomidae, suivies par les familles de l'ordre des éphémères, les Baetidae et les Ephemerellidae (Figure 46 (haut)). Les deux familles de diptères (Chironomidae et Simuliidae) représentent plus de 50% des individus prélevés sur les sites du bassin de l'Ourthe. Pour les sites du bassin de la Lesse, les Simuliidae représentent presque 50% des individus prélevés, suivis par les Baetidae représentant presque 20% des individus prélevés (Figure 46 (bas)).

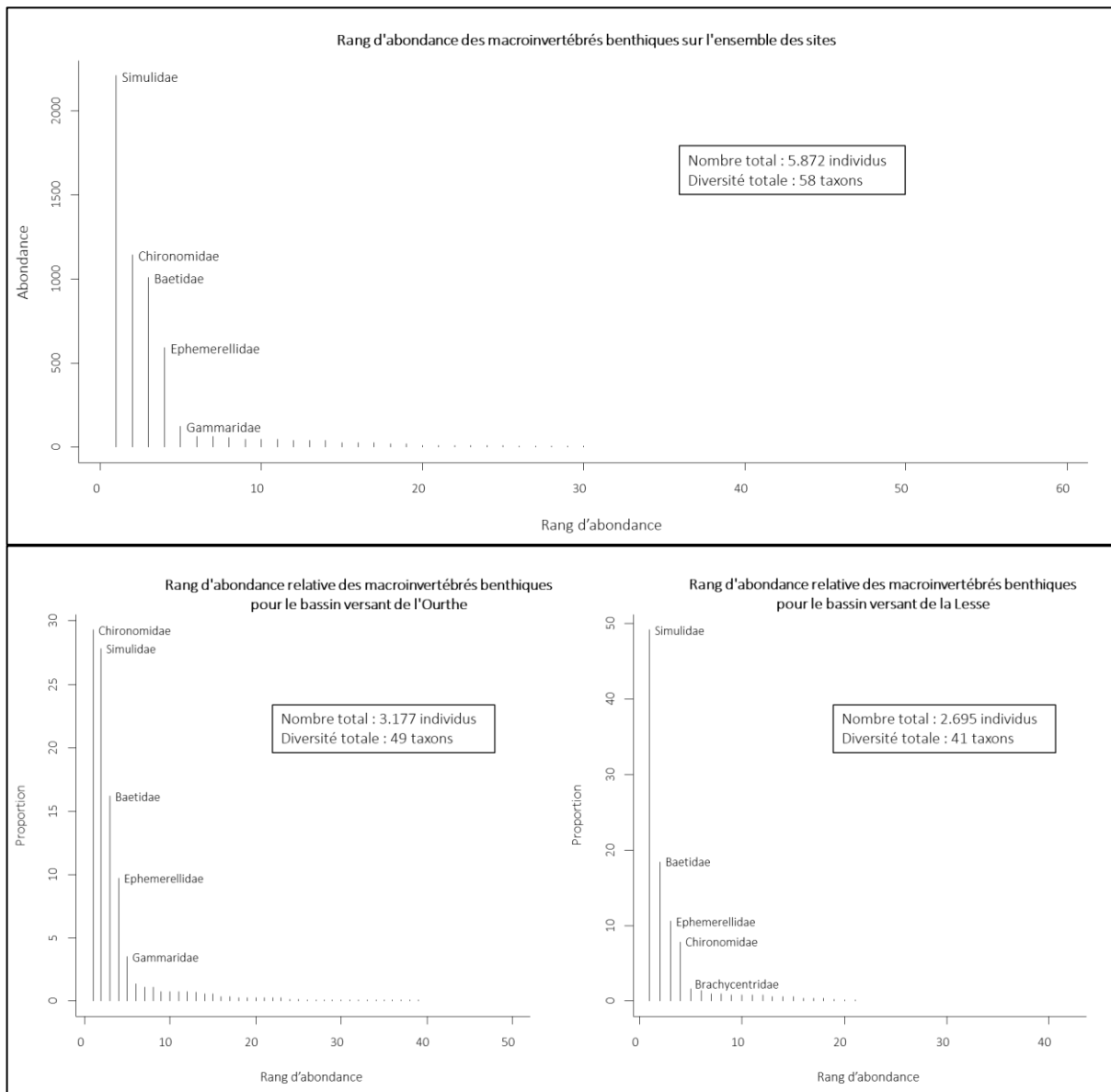


Figure 46 - Proportion des différents taxons de macroinvertébrés benthiques prélevés lors de la campagne d'échantillonnage sur tous les sites (haut) et par bassin versant (bas).

L'effort d'échantillonnage s'avère correcte avec des courbes d'accumulation proche de l'asymptote (Figure 47). Cependant, le nombre de taxons manquant selon l'estimateur de Chao (Tableau 23) tourne autour des 20% pour l'ensemble des sites (~16 taxons manquants) et pour les sites du bassin de la Lesse (~11 taxons manquants). Le nombre de taxons manquants monte à 28,7% pour les sites du bassin de l'Ourthe.

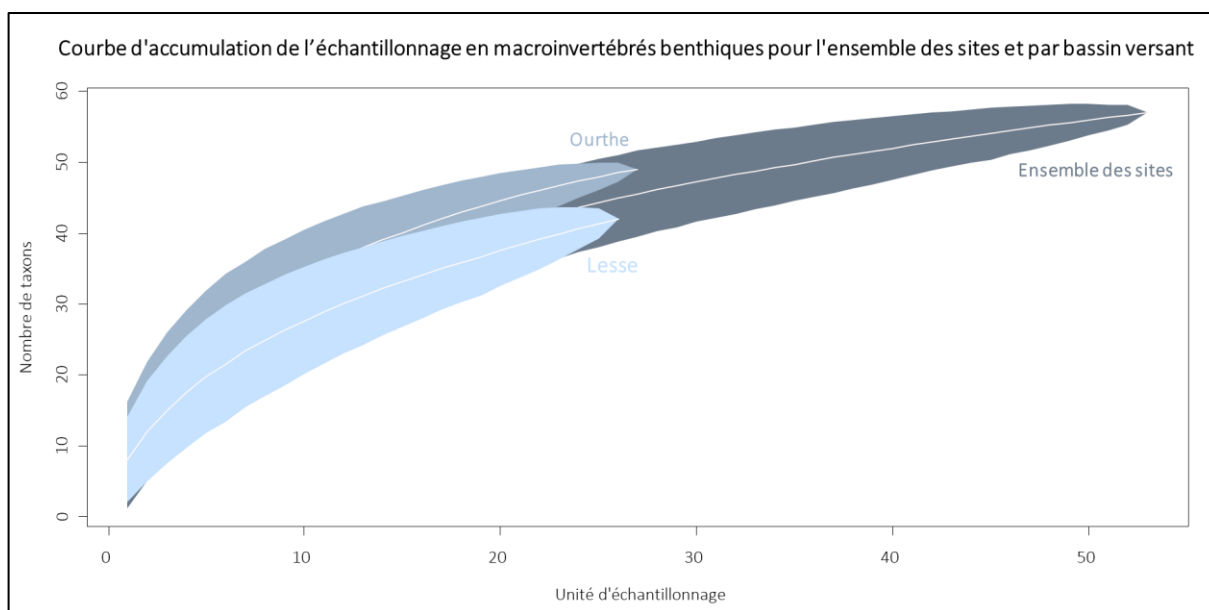


Figure 47 - Courbes d'accumulation de l'échantillonnage en macroinvertébrés benthiques de l'ensemble des sites et des sites de chaque bassin versant.

Tableau 23 - Nombre de taxons manquants estimé par la méthode de Chao.

	Nombre réel de taxons	Estimation de chao	Nombre de taxons manquants
Ensemble des sites	58	73,6	15,6 (21,2%)
Ourthe	41	57,5	16,5 (28,7%)
Lesse	49	60	11 (18,3%)

Aucune différence significative d'abondance ou de diversité n'a été observée que ce soit entre bassins versants ou entre sites. Une tendance est observable entre sites avec présence et sites avec absence d'ombres (Test de Wilcoxon : $W= 447,5$, $p\text{-value} = 0,07689$) avec une abondance moyenne en macroinvertébrés benthiques plus élevée pour les sites sans ombres (147 contre 80,83). De plus, il y a une diversité significativement plus élevée (Test de Wilcoxon : $W= 226$, $p\text{-value} = 0,000191$) est observable pour les relevés effectués au mois de mai par rapport à ceux effectués au mois de juin.

5.1.2.2. Macroinvertébrés dérivants

Sur l'ensemble des sites ce sont les mêmes deux familles de diptères, les Chironomidae et les Simuliidae, suivies des Baetidae et Ephemerellidae qui dominent en abondance d'individus dans les prélèvements de macroinvertébrés dérivants (Figure 48).

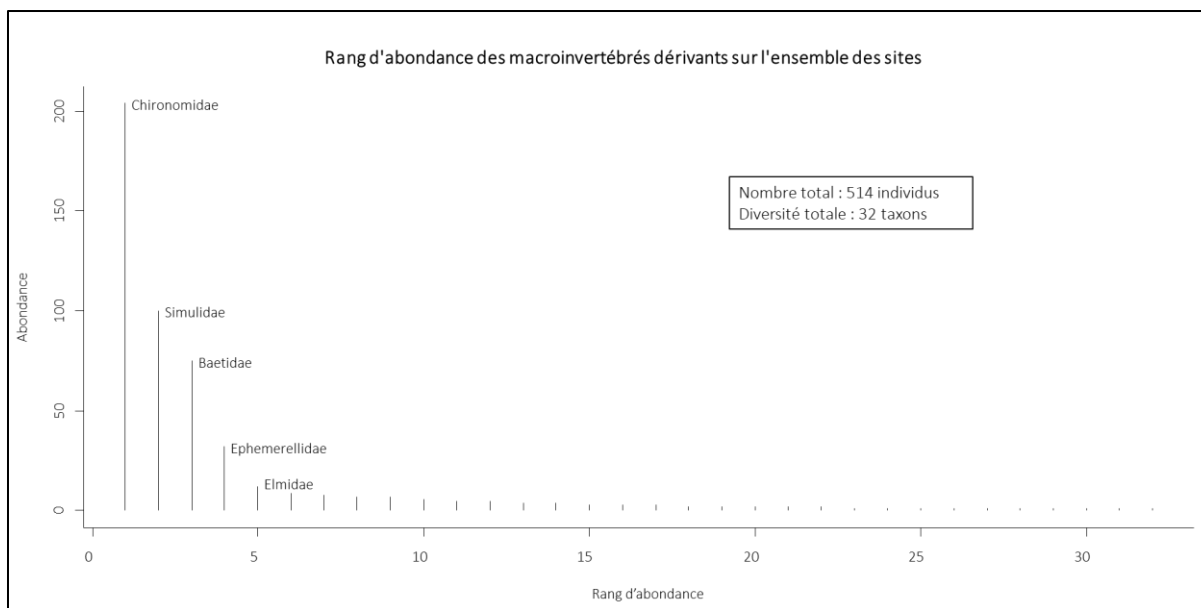


Figure 48 - Abondance des différents taxons prélevés lors de l'échantillonnage des macroinvertébrés dérivants sur l'ensemble des sites.

Pour les deux bassins, les Chironomidae sont les plus abondants, suivis des Simuliidae et Baetidae pour le bassin de l'Ourthe et par les Baetidae, Simuliidae et Ephemerellidae pour le bassin de la Lesse (Figure 49).

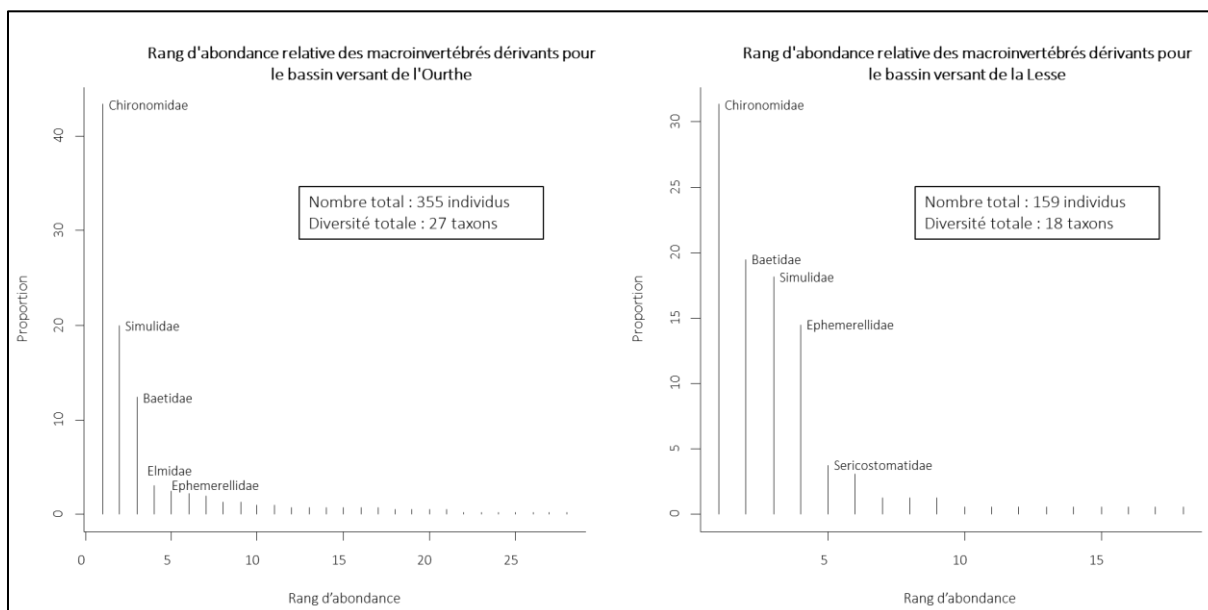


Figure 49 - Proportion des différents taxons de macroinvertébrés dérivants prélevés lors de la campagne d'échantillonnage sur les sites des bassins de l'Ourthe et de la Lesse.

L'échantillonnage s'avère être bon pour le bassin de l'Ourthe et l'ensemble des sites, mais mauvais pour le bassin de la Lesse. En effet, les courbes d'accumulation pour l'ensemble des sites et pour l'Ourthe tendent vers l'asymptote au contraire de celle de la Lesse (Figure 50). De plus, l'estimateur de Chao (Tableau 24) indique qu'il manque 19% (~8 taxons) pour l'ensemble des sites, 13,5% (~4 taxons) pour le bassin de l'Ourthe et 40,7% (11 taxons) pour le bassin de la Lesse.

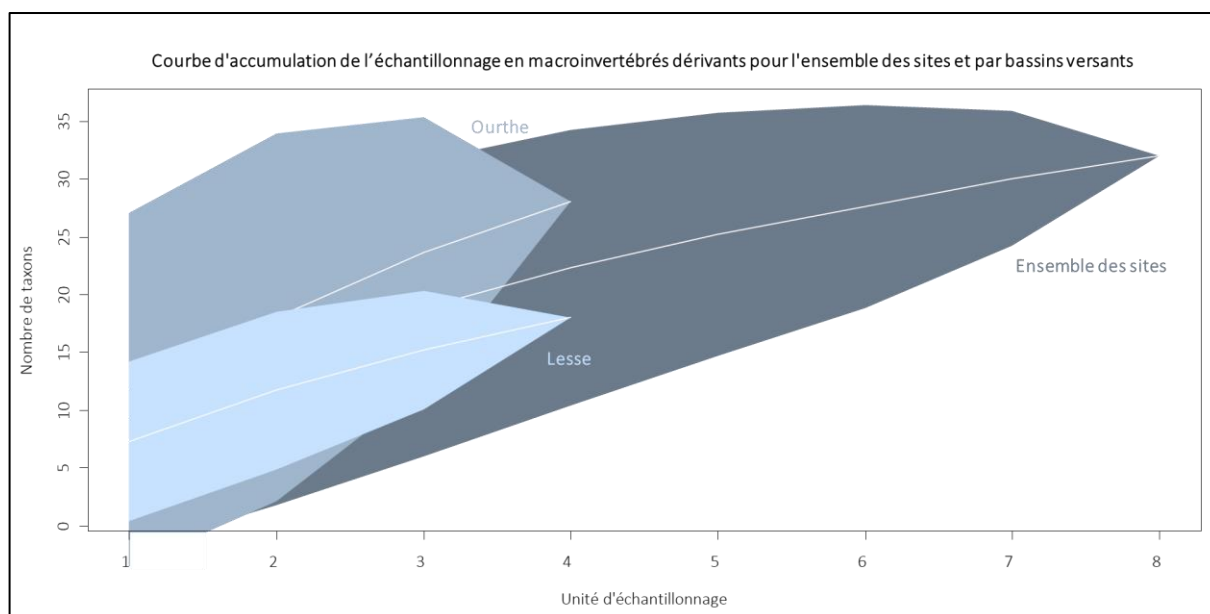


Figure 50 - Courbes d'accumulation de l'échantillonnage en macroinvertébrés dérivants de l'ensemble des sites et des sites de chaque bassin versant.

Tableau 24 - Nombre de taxons manquants estimé par la méthode de Chao.

	Nombre réel de taxons	Estimation de chao	Nombre de taxons manquants
Ensemble des sites	32	39,5	7,5 (19%)
Ourthe	27	31,2	4,2 (13,5%)
Lesse	18	27	11 (40,7%)

Il n'y a pas de différence significative d'abondance ou de diversité en macroinvertébrés dérivants entre bassins versants ou entre sites. Cependant, il y a une tendance entre sites avec présence et sites avec absence d'ombres (Test t de Student : $t = -2,3498$, $p\text{-value} = 0,08265$) avec une abondance moyenne en macroinvertébrés dérivants plus élevée pour les sites avec présence (en moyenne 99 contre 27,75).

5.1.3. Contenus stomachaux

Sur l'ensemble des 23 contenus stomachaux étudiés, 41 taxons ont été retrouvés dont les familles des Baetidae, des Simulidae et des Chironomidae qui se retrouvent dans les 4 plus abondantes (Figure 51, haut). Les Simulidae et Baetidea prédominent pour les deux bassins (Figure 51, bas).

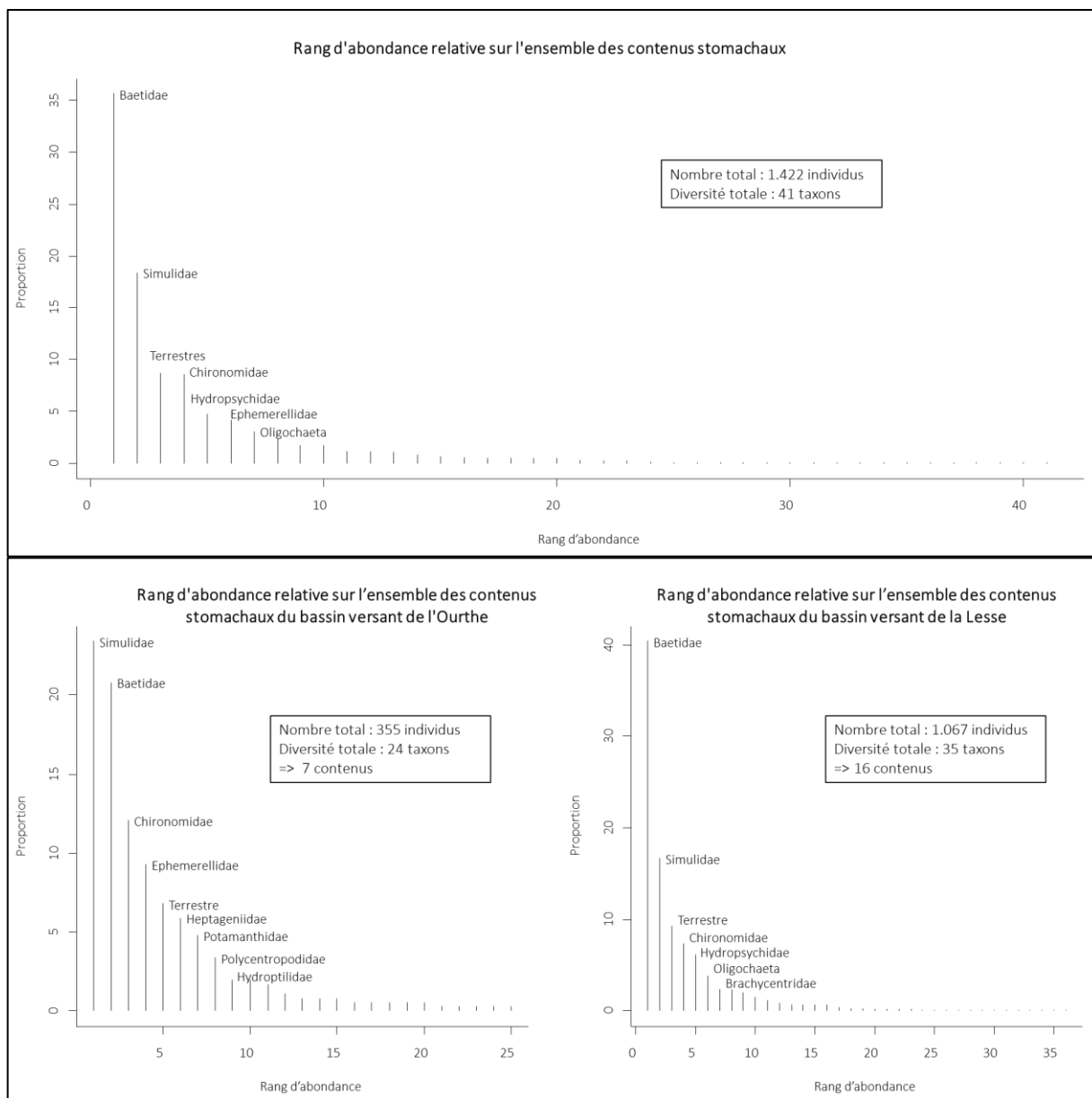


Figure 51 - Proportion des différents taxons de macroinvertébrés présents dans les contenus stomachaux prélevés lors de la campagne d'échantillonnage sur l'ensemble des sites (haut) et sur les sites des bassins de l'Ourthe et de la Lesse (bas).

A l'échelle des 23 contenus stomachaux récoltés, l'indice de Chao estime qu'il ne manque que 12% de taxons (~6 taxons). Les contenus du bassin de l'Ourthe présentent 7,7% (~2 taxons) de taxons manquants et les contenus du bassin de la Lesse un nombre élevé de 30,8% (~16 taxons) taxons manquants (Tableau 25). Aucune différence significative de diversité des contenus stomachaux n'a été observée entre les deux bassins versants.

Tableau 25 - Nombre de taxons manquants estimé par la méthode de Chao.

	Nombre réel de taxons	Estimation de chao	Nombre de taxons manquants
Ensemble des contenus	41	46,6	5,6 (12%)
Ourthe	24	26	2 (7,7%)
Lesse	35	50,6	15,6 (30,8%)

Au niveau des communautés de macroinvertébrés retrouvées dans les contenus stomachaux, aucune différence significative n'a été observée entre les deux bassins versants. Le bassin de la Lesse, possédant plus de contenus stomachaux, présente des communautés plus diversifiées (Figure 52).

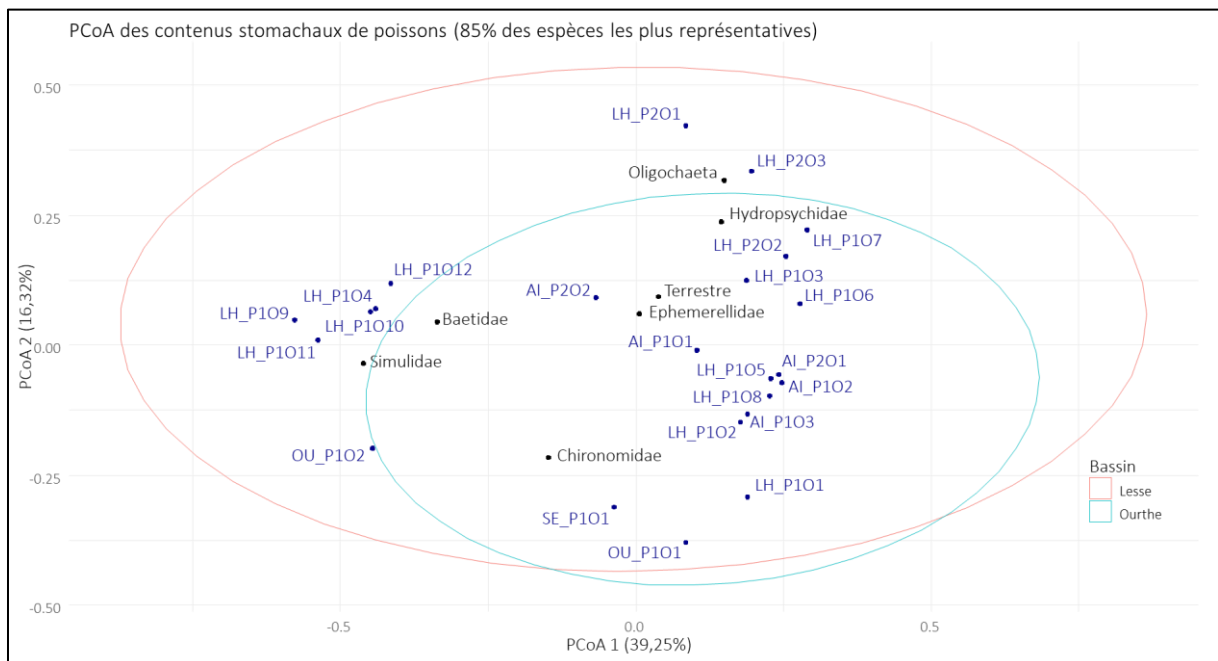


Figure 52 - PCoA des contenus stomachaux avec les taxons représentant 85% de l'abondance totale avec les ellipse de chaque bassin versant.

Cependant, une différence significative (PERMANOVA : p-valeur = 0,001) entre stade de développement (adultes > 23cm de long et juvéniles < 23cm de long) est présente. Avec les stades juvéniles présentant une abondance plus importante de Simuliidae et de Baetidae (Figure 53).

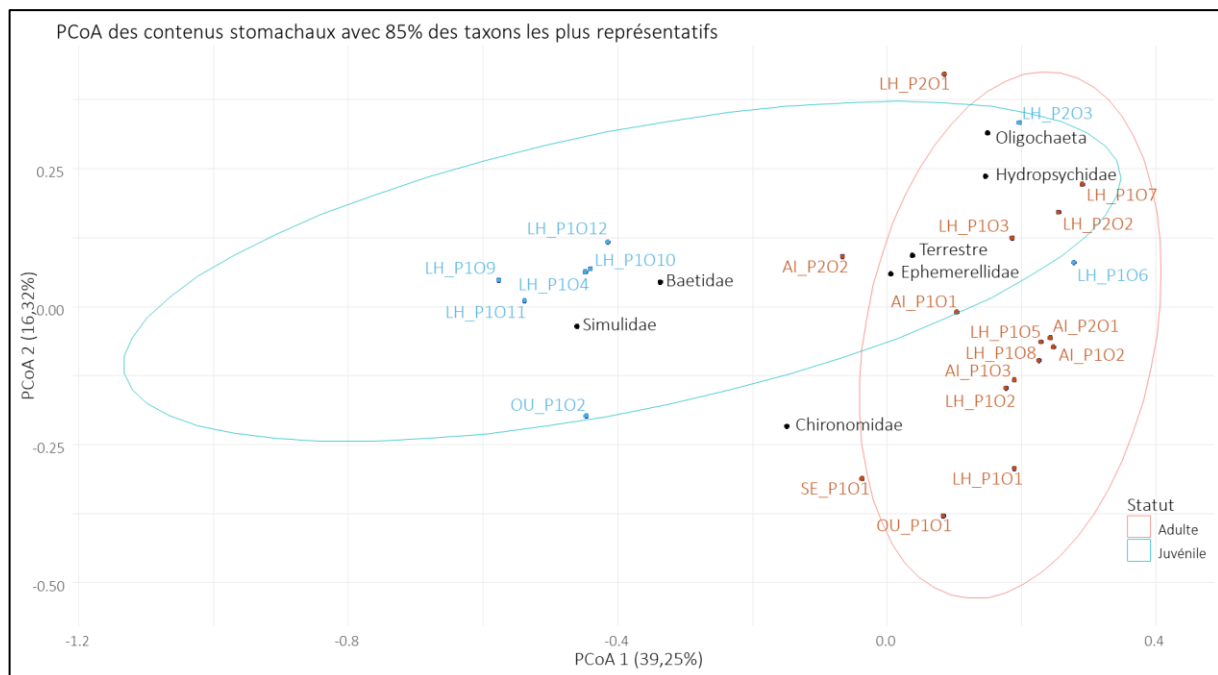


Figure 53 - PCoA des contenus stomachaux avec les taxons représentant 85% de l'abondance totale avec les ellipse en fonction du stade de développement.

L'indice de sélectivité de Pearre a été réalisé sur l'ensemble des taxons présents au sein des contenus stomachaux (Figure 54). L'ensemble des valeurs, proches de 0, indique que l'ombre consomme la nourriture principalement disponible dans le milieu. Les insectes terrestres possèdent l'indice le plus élevé suivi de la famille des Heptageniidae. Les indices les plus faibles sont associés aux Simuliidae et aux Ephemerellidae.

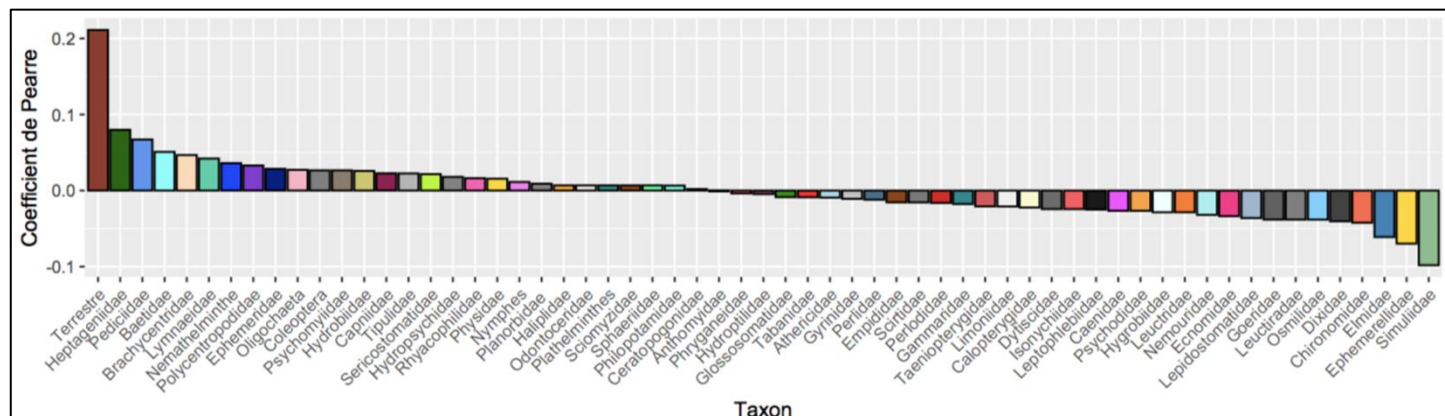


Figure 54 - Indice de Pearre moyen pour chaque taxon présent dans les contenus stomachaux.

5.1.4. Biométrie des ombres

Au total, 36 ombres ont donc été recensés dont 28 (8 adultes et 20 juvéniles) sur la Lhomme, 5 adultes sur l'Aisne, 2 (1 adulte et 1 juvénile) sur l'Ourthe orientale et 1 adulte sur le Serpont (Tableau 26). Les 4 sites présentent un indice de Fulton moyen similaire (~0,86) en dessous de 1. Aucune différence significative d'indices de Fulton n'est présente entre les deux bassins mais bien entre stades de développement (Test de Wilcoxon : $W = 211$, $p\text{-value} = 0,04343$) avec les juvéniles 0+ ayant, en moyenne, un indice de Fulton plus faible que les individus de plus d'un an.

Tableau 26 - Biométrie des ombres prélevés : stade, nombre, masse moyenne, longueur totale moyenne, indice de Fulton et données d'habitat de l'ombre (hauteur d'eau moyenne et vitesse de courant moyenne du lieu de capture).

Site	Stade	Nombre	Masse moyenne (g)	Longueur totale moyenne (mm)	Indice de Fulton	Hauteur d'eau moyenne (cm)	Vitesse de courant moyenne (m/s)
Lhomme	Adultes	8	204,86	281,28	1,19	65,38	0,46
	Juvéniles 1+	7	69,16	197,43	1,10	50,14	0,72
	Juvéniles 0+	13	1,28	52,54	1,02	23,4	0,37
	Tous stades	28	76,41	154,14	1,09	44,32	0,50
Serpont	Adultes	1	151,9	262	1,02	48	0,37
Bassin de la Lesse	Tous stades	29	79,02	157,86	1,09	44,46	0,49
Aisne	Adultes	5	204,12	285,2	1,13	52	0,53
Ourthe orientale	Adultes	1	255,4	301	1,23	36	0,3
	Juvéniles 1+	1	33	160	1,06	NA	NA
	Tous stades	2	144,2	230,5	1,14	36	0,3
Bassin de l'Ourthe	Tous stades	7	187	269,57	1,13	49,33	0,49

L'évolution des indices de Fulton moyen calculés à l'aide des relevés historiques depuis 2000 montrent une tendance à la diminution pour l'Aisne et la Lhomme avec une stabilisation pour les deux rivières ces dernières années (Figure 55). L'Ourthe orientale et le Serpont montrent une tendance relativement stable.

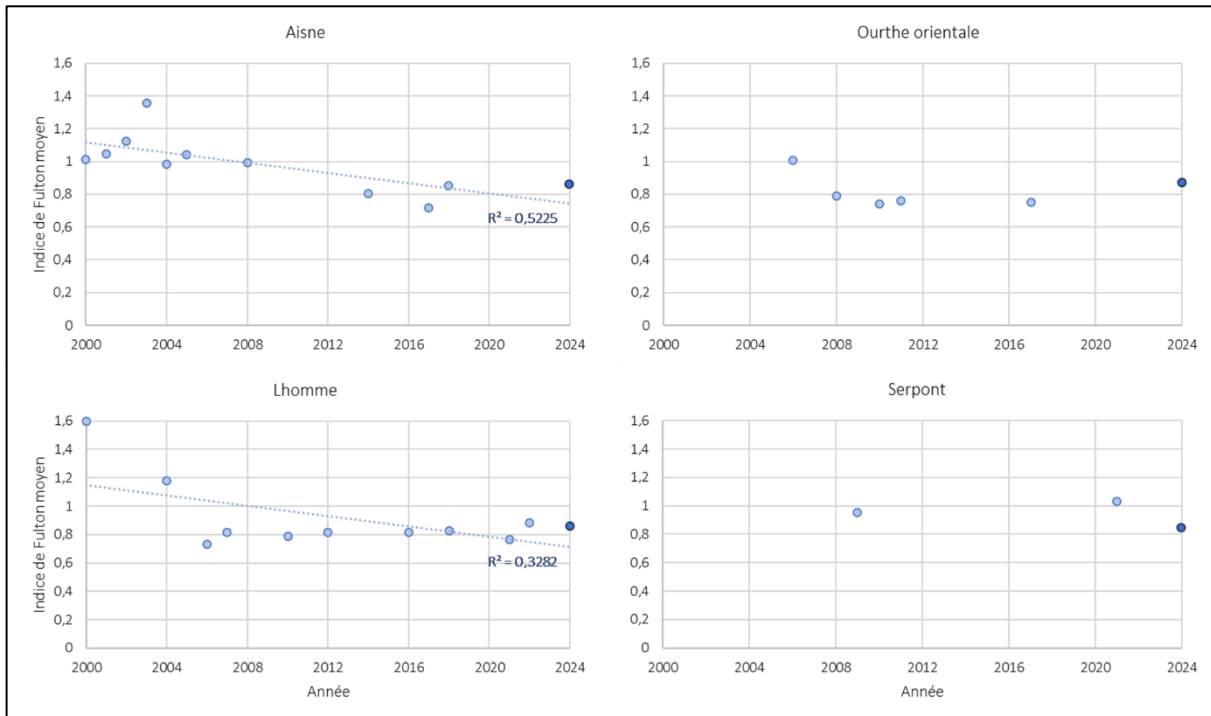


Figure 55 - Évolution des indices de Fulton moyen sur les rivières avec présence d'ombres depuis 2000 jusque 2024.

5.1.5. Paramètres environnementaux

5.1.5.1. Température de l'eau

Les températures des sites des deux bassins versants ne présentent pas de différences significatives et suivent des tendances identiques sur la période du 7 mars au 26 août 2024 (Figure 56). L'Ourthe orientale, la Wamme, la Wimbe et le Bronze ont vu des jours avec plus de 20°C (maximum pour la Wamme avec 21,31°C). Au niveau des sites (Figure 57), seule la Wimbe possède une température moyenne significativement plus élevée que les autres (Test de Dunn : p-value < 0,005 pour chaque site). Les données du Serpont, s'arrêtant au 1^{er} juin, elles n'ont pas été prises en compte dans l'analyse pour ne pas biaiser les résultats.

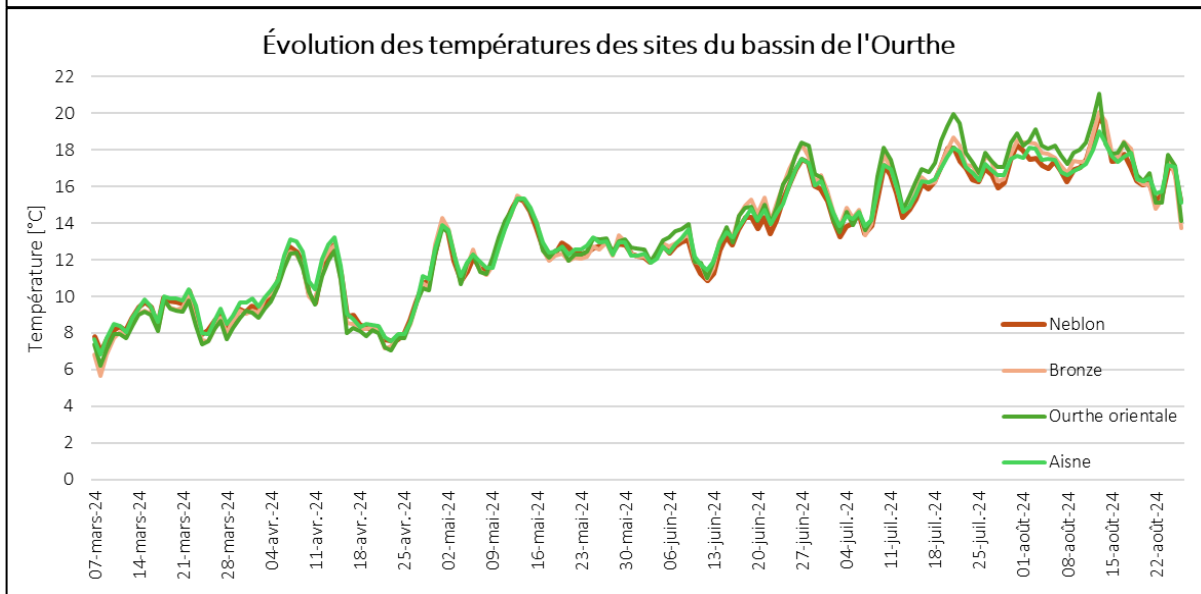
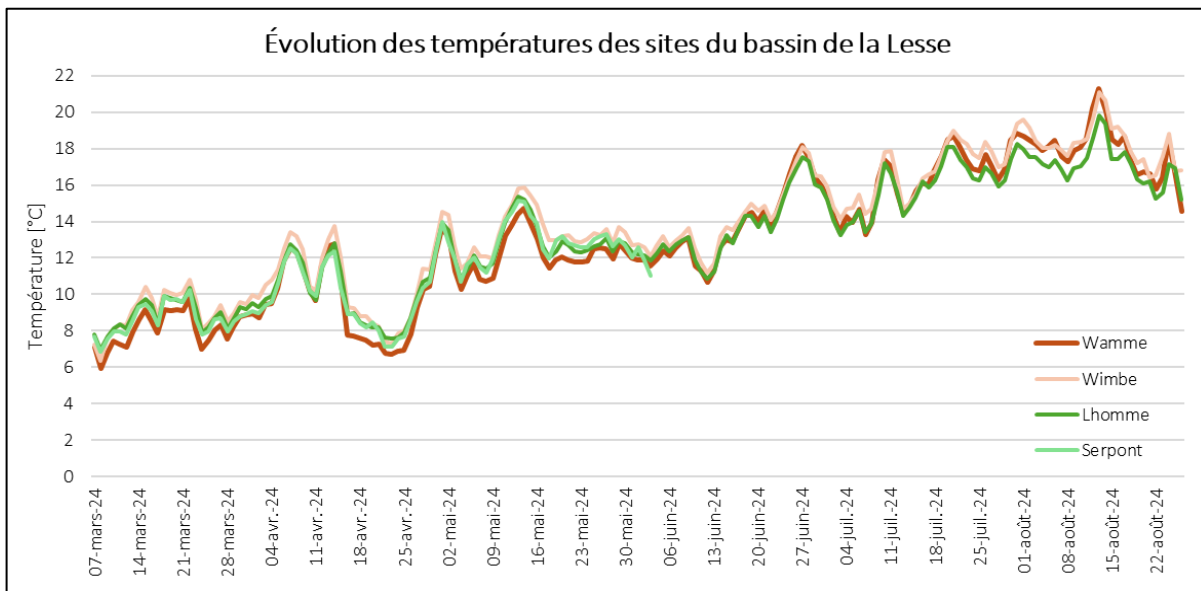


Figure 57 - Évolution des températures des différents sites pour la période du 7 mars 2024 au 26 août 2024, excepté pour le Serpont dont les données vont jusqu'au 1er juin 2024.

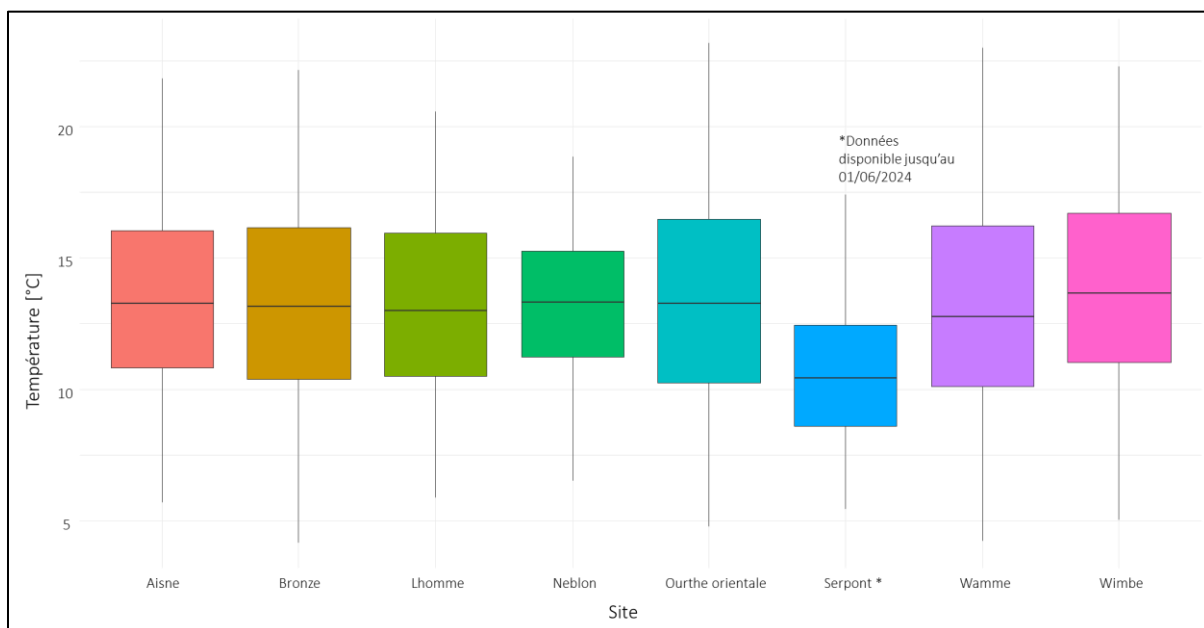


Figure 56 - Boxplot des températures moyennes par site pour la période du 7 mars au 26 août 2024.

5.1.5.2. Hydromorphologie et ripisylve

Les sites étudiés présentent une pente entre 0,48% pour l'Ourthe orientale et 3,23% pour le Serpont ainsi qu'une largeur moyenne entre 4,75 m pour le Bronze et 14,03 m pour la Lhomme. Pour ce qui est de la ripisylve, la Wimbe et le Bronze présente la proportion sur une largeur de 2m la plus plus faible avec respectivement 43 et 55% de ripisylve. La Wamme, l'Aisne et le Néblon présentent eux une proportion de 100% de ripisylve (Tableau 27).

Tableau 27 - Caractéristiques hydromorphologiques et de ripisylve des sites étudiés.

Bassin	Site	Pente (%)	Largeur moyenne (m)	Ripisylve rive droite	Ripisylve rive gauche	% ripisylve 2m	Structure
Lesse	Lhomme	0,91	14,03	>10m	>10m	95%	1 strate >7m / multistrates
	Serpont	3,23	5,1	2-5m	5-10m	70%	Multistrates
	Wamme	1,12	8,04	>10m	2-5m	100%	Multistrates
	Wimbe	0,99	7,72	1-2m	1-2m	43%	1 strate 3-7m
Ourthe	Aisne	0,77	9,86	2-5m	>10m	100%	Multistrates
	Bronze	1,6	4,75	>10m	0-1m	55%	1 strate 3-7m / multistrates
	Néblon	1,18	6,28	>10m	0-1m	100%	Multistrates
	Ourthe orientale	0,48	9,3	1-2m	1-2m	78%	1 strate >7m

5.1.5.3. Occupation du sol

Parmi les différents paramètres testés, seule la proportion de forêts dans une zone d'1km autour du site est significativement plus élevée (test t de Student : $t=-2,778$, p-valeur = 0,04217) pour les sites avec présence d'ombres (Figure 58). Les autres paramètres n'ont pas montré de différences significatives.

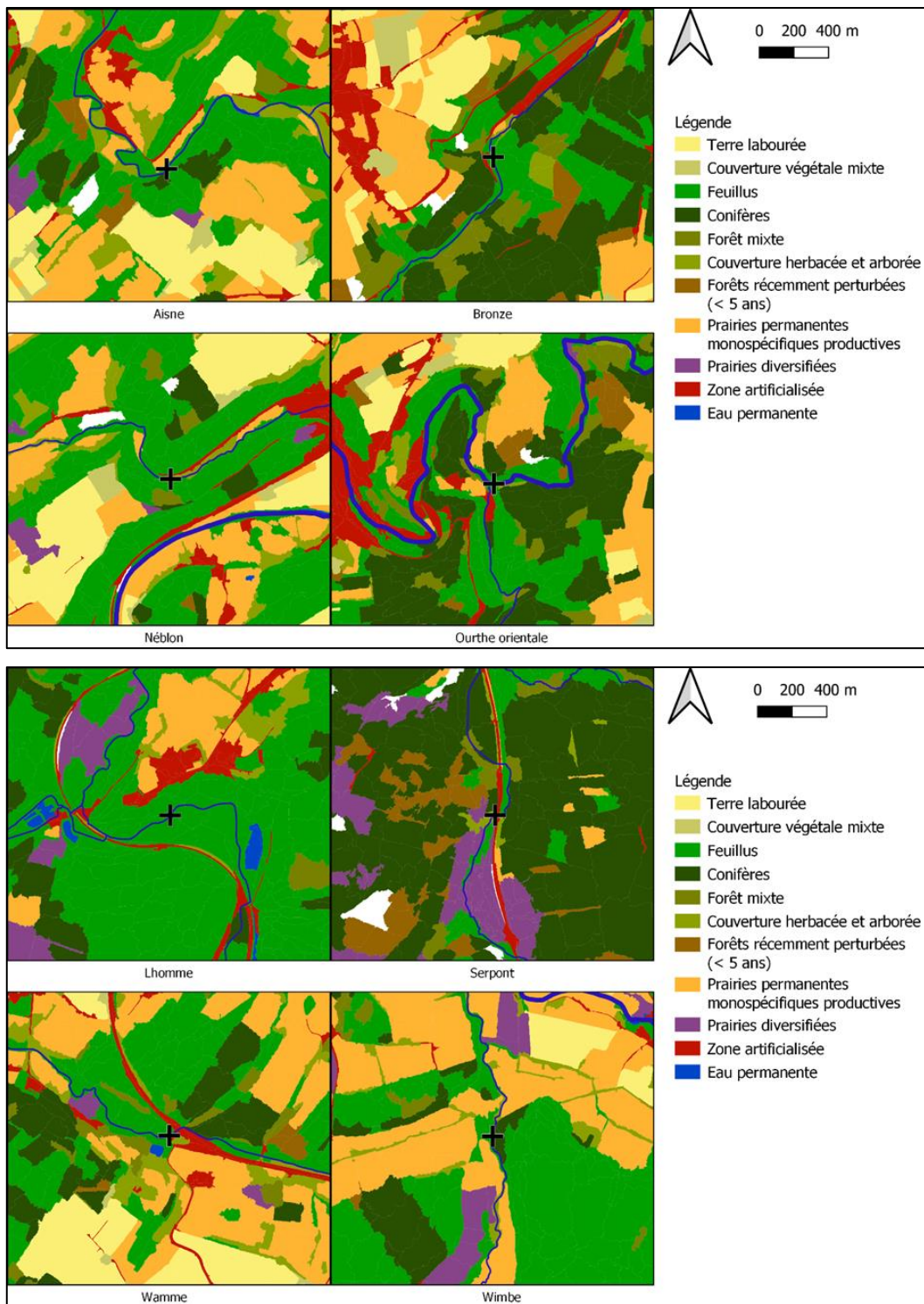


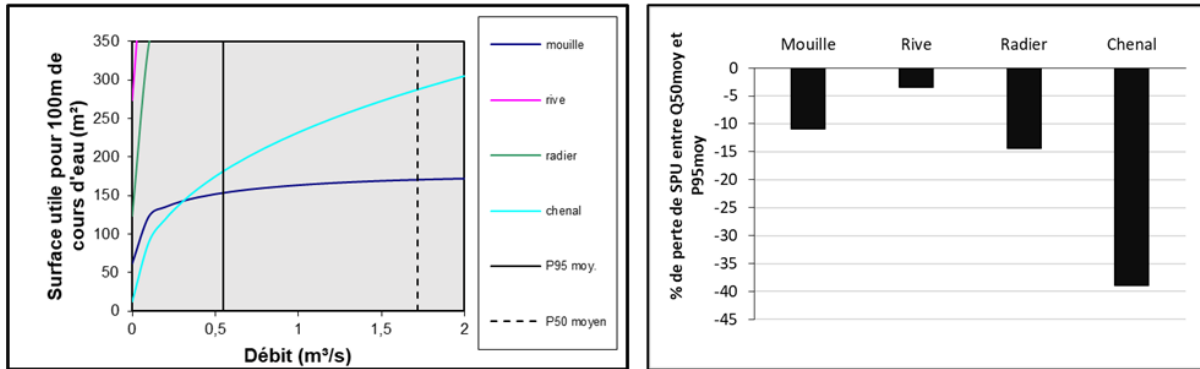
Figure 58 - Occupation du sol dans un rayon de 1km autour des sites d'étude, du bassin de l'Ourthe (haut) et de la Lesse (bas).

5.1.5.4. Utilisation du modèle hydraulique ESTIMHAB

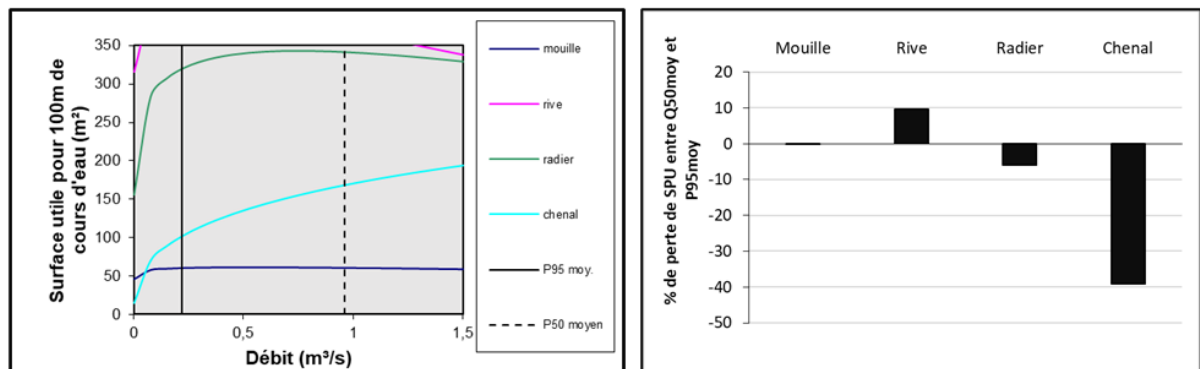
Par le biais des relevés de terrain (hauteur d'eau – largeur d'eau – granulométrie), l'utilisation du modèle ESTIMHAB a permis de calculer des surfaces utiles disponibles pour l'ombre (espèce considérée comme représentante de la guilde « chenal »). Pour les 3 rivières du bassin de la Lesse (Lhomme – Wamme – Wimbe (Figure 59)), on observe une perte de SPU de 29% à 40% entre le module et le

P95moy (Figure 59 & 60). Pour le bassin de l'Ourthe (Ourthe orientale – Aisne – Wamme (Figure 60)), ce taux varie de 18% à 38% de perte de SPU. Aucune tendance n'a pu être mise en évidence entre cette perte de SPU (capacité d'accueil du milieu) pour l'ombre et les rivières avec ou sans ombre capturé.

Lhomme



Wamme



Wimbe

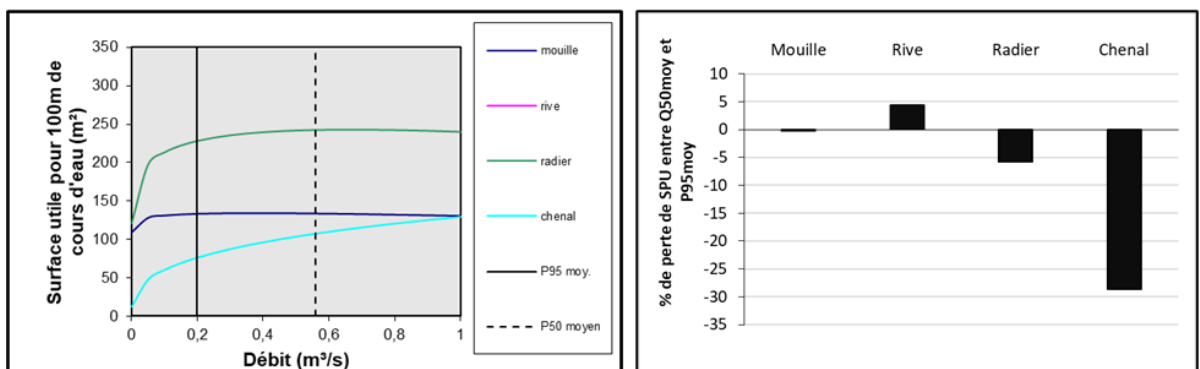
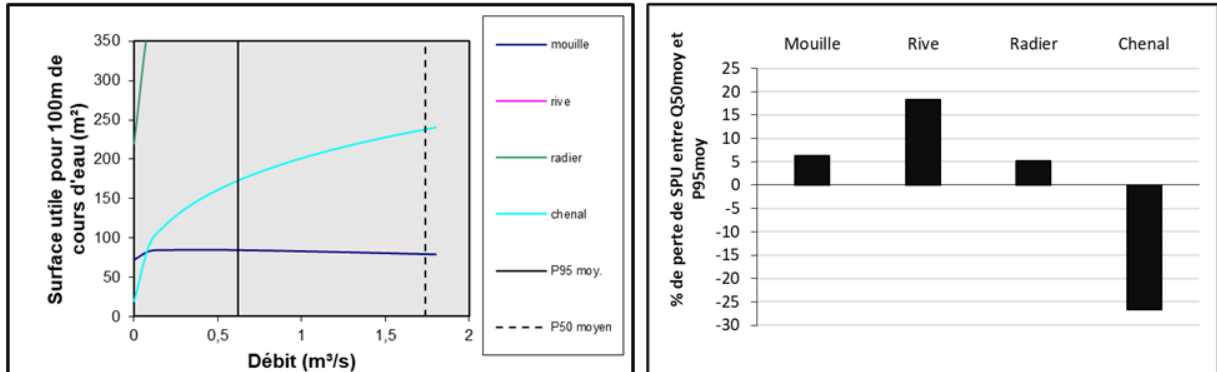
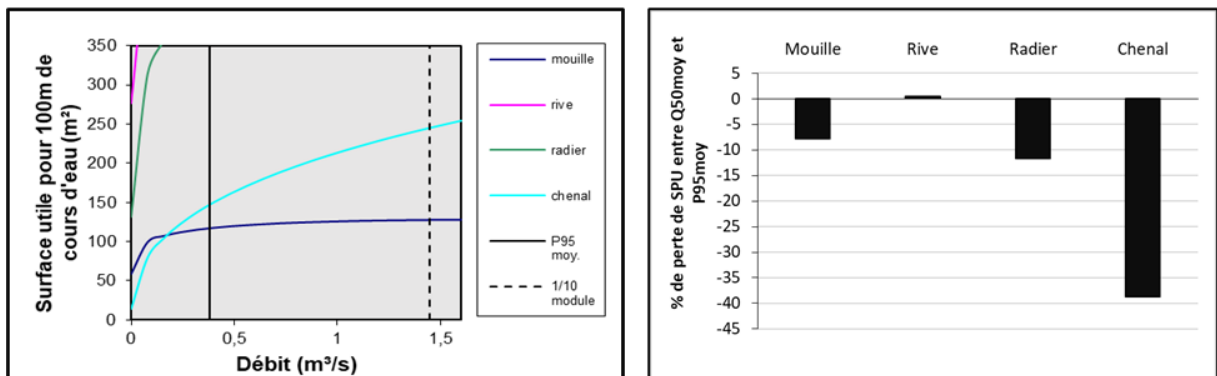


Figure 59 - Courbes par guilde fournies par le modèle Estimhab qui représentent la surface potentiellement utile (SPU) pour 100m de cours d'eau en fonction du débit pour les 3 rivières du bassin de la Lesse. Le P95moyen et le module sont représentés également (à gauche). Histogramme des pertes de SPU par guilde entre le P95moyen et le module (à droite).

Ourthe or.



Aisne



Néblon

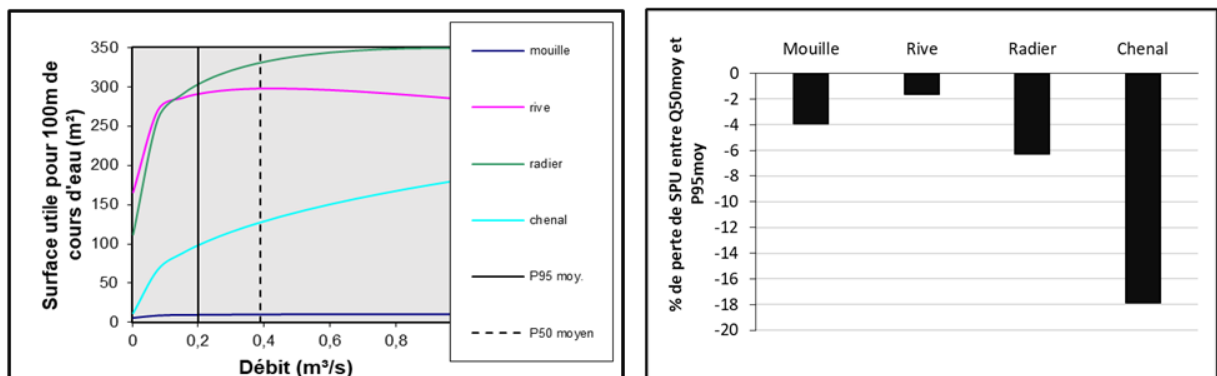


Figure 60 - Courbes par guilde fournies par le modèle Estimhab qui représentent la surface potentiellement utile (SPU) pour 100m de cours d'eau en fonction du débit pour les 3 rivières du bassin de l'Ourthe. Le P95moyen et le module sont représentés également (à gauche). Histogramme des pertes de SPU par guilde entre le P95moyen et le module (à droite).

5.2. Sites d'étude du bassin de l'Ourthe

5.2.1. Aisne

5.2.1.1. Relevés piscicoles

L'évolution de l'abondance en ombre par m² sur l'Aisne pour la période 2000 – 2022 montre une diminution basée sur 10 années avec relevés (Figure 61). La pêche électrique réalisée au printemps 2024 confirme la tendance.

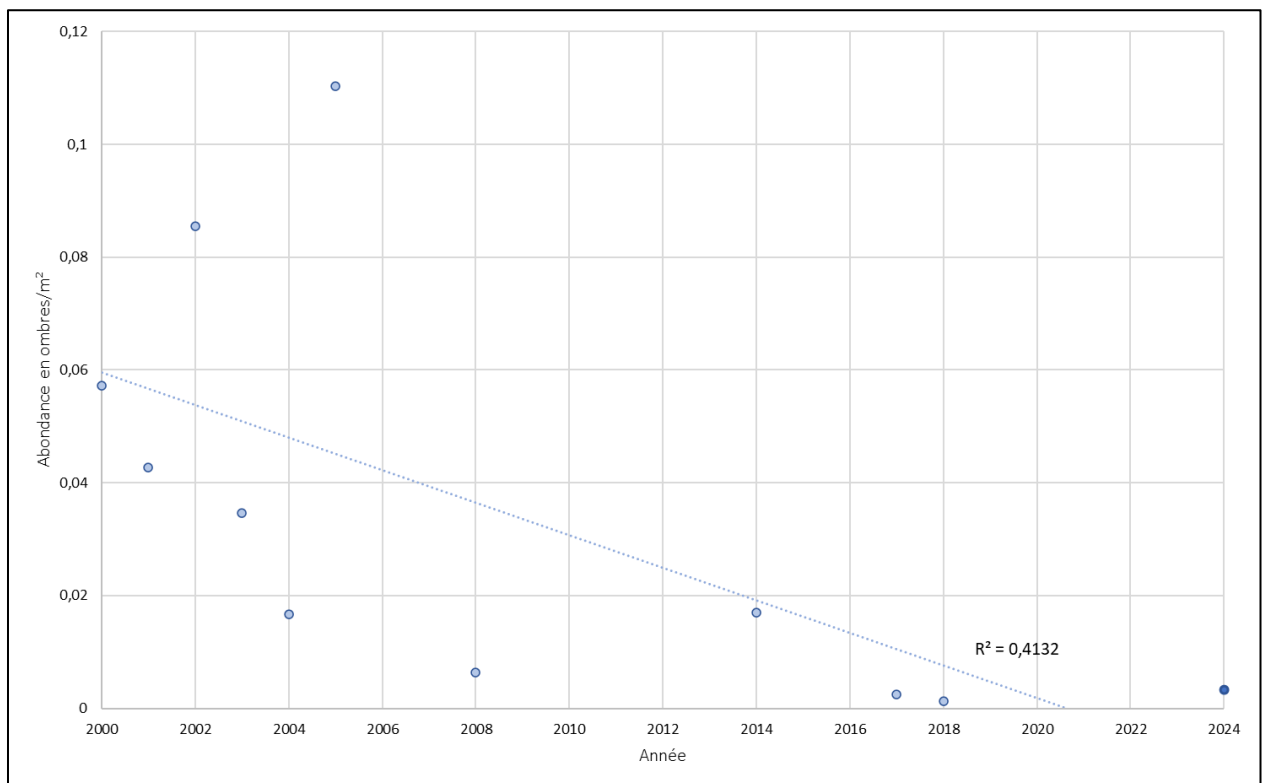


Figure 61 - Évolution des populations d'ombres sur l'Aisne. Le point bleu foncé correspond aux données de la pêche 2024.

Sur le site, 9 espèces de poissons et 1 de cyclostome ont été recensées lors de la pêche électrique. Le site présente une proportion en loches plus importante que la proportion de chabots, avec la loche et le vairon comme espèces les plus abondantes (Figure 62).

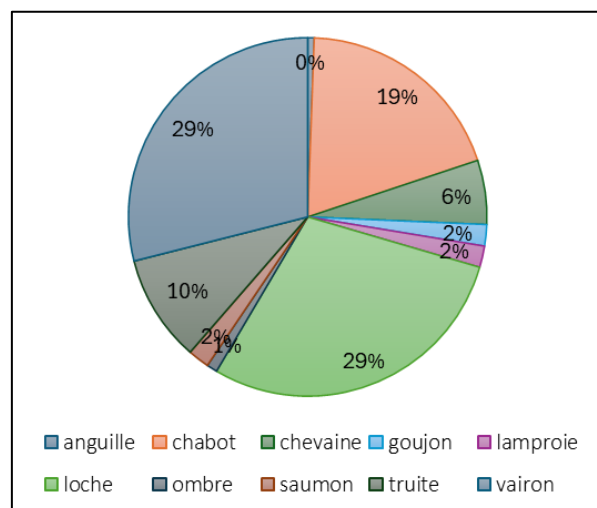


Figure 62 - Proportion des différentes espèces prélevées lors de la pêche électrique sur l'Aisne.

5.2.1.2. Relevés des macroinvertébrés benthiques et dérivants

Les taxons de macroinvertébrés les plus abondants sont les Simuliidae avec une proportion d'un peu plus de 40% pour les benthiques et les dérivants. Ils sont suivis de Baetidae et des Ephemerellidae pour les benthiques et des Chironomidae et Baetidae pour les dérivants (Figure 63).

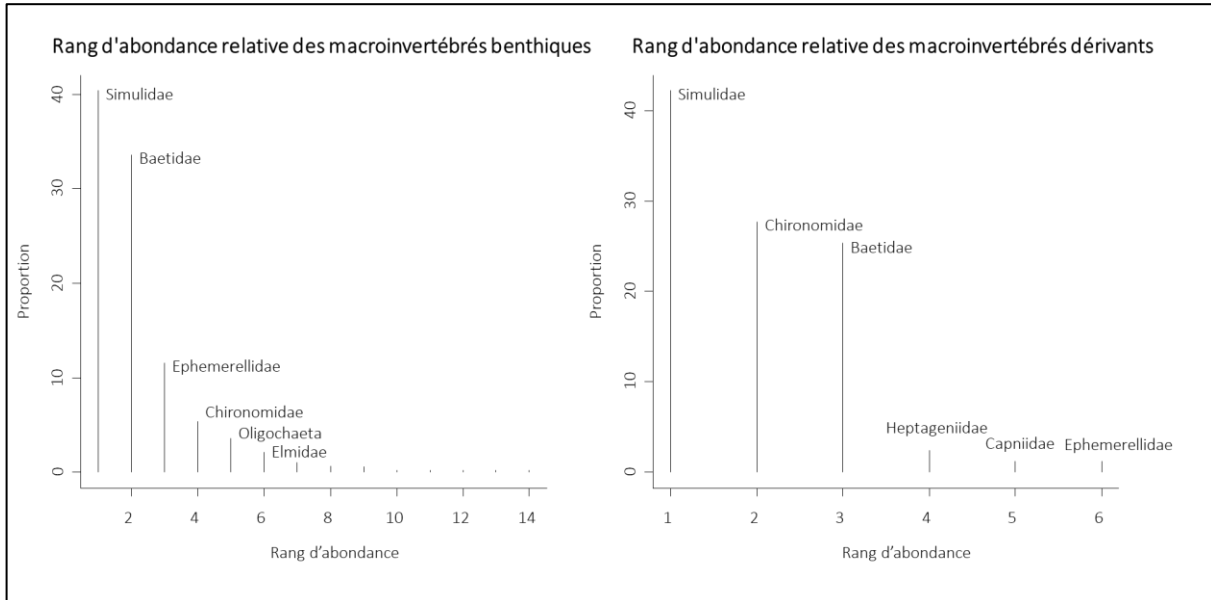


Figure 63 - Proportion des différents taxons de macroinvertébrés benthiques et dérivants prélevés sur le site de l'Aisne.

5.2.1.3. Contenus stomachaux et biométrie des ombres

Les contenus stomachaux prélevés sur l'Aisne présentent des proportions importantes de la famille des Baetidae, suivie des Ephemerellidae et des taxons terrestres. Les Simuliidae, abondamment présents dans les prélèvements benthiques et dérivants ne représentent qu'un peu moins de 5% des individus présents dans les contenus stomachaux (Figure 64).

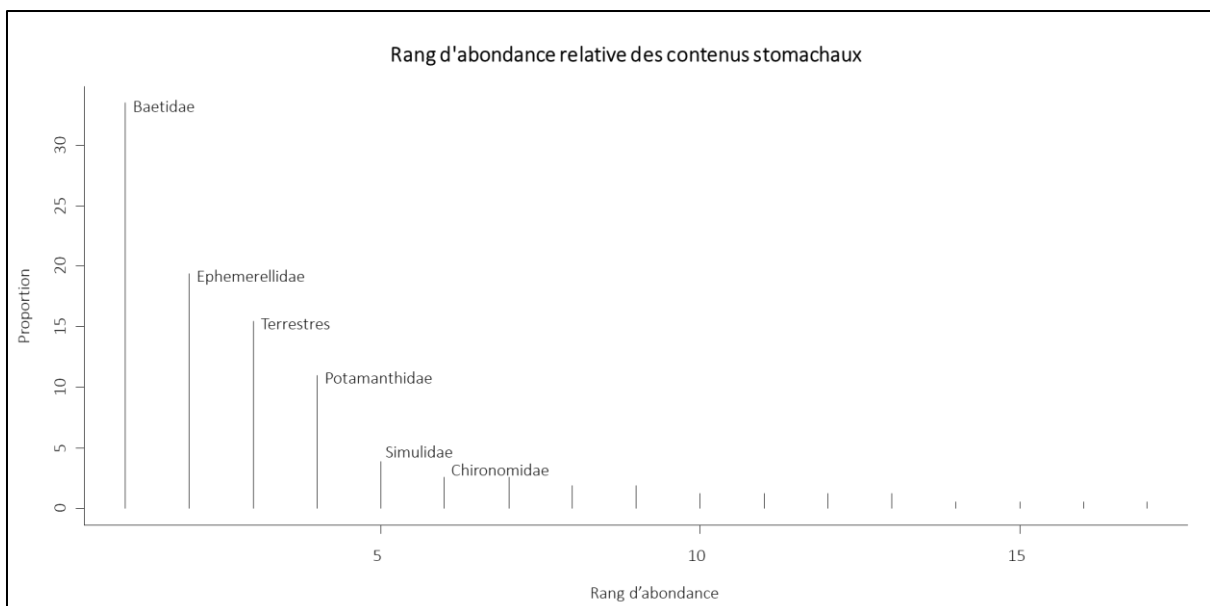


Figure 64 - Proportion des différents taxons présents dans les contenus stomachaux prélevés sur l'Aisne.

5.2.2. Bronze

5.2.2.1. Relevés piscicoles

Une évolution à tendance négative de l'abondance en ombre par m² était montrée par les relevés historique sur le Bronze. Celle est confirmée par la pêche électrique réalisée au printemps 2024, avec aucun ombre pêché depuis 2012 (Figure 65). Aucun relevé n'a été effectué entre 2000 et 2012 sur le Bronze.

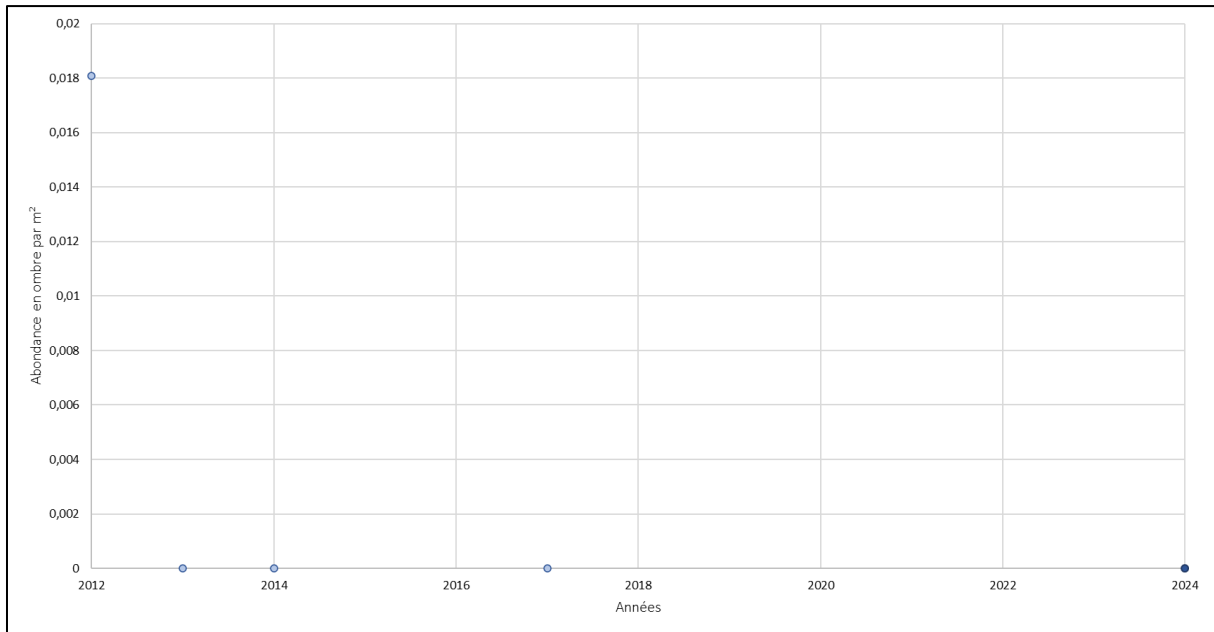


Figure 65 - Évolution des populations d'ombres sur le Bronze. Le point bleu foncé correspond aux données de la pêche 2024.

Seulement 4 espèces des poissons ont été recensées lors de la pêche électrique, avec la truite et le chabot comme espèces principales. Le site présente ainsi une proportion en loches plus faibles que la proportion en chabots (Figure 66).

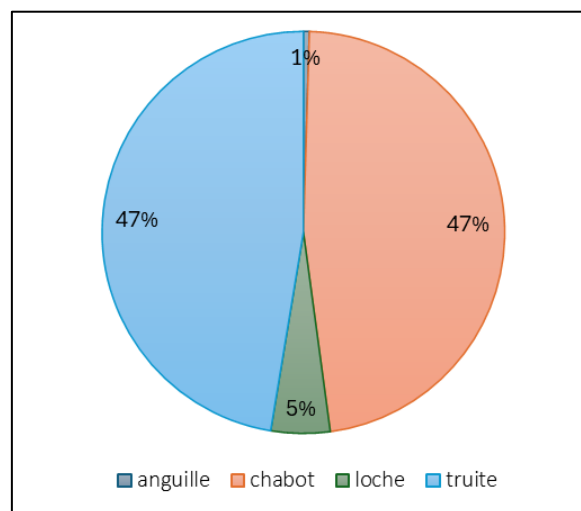


Figure 66 - Proportion des différentes espèces prélevées lors de la pêche électrique sur le Bronze.

5.2.2.2. Relevés de macroinvertébrés benthiques et dérivants

Les relevés de macroinvertébrés sur le Bronze présentent les Chironomidae, les Simuliidae et les Baetidae comme les trois taxons les plus représentatifs du milieu avec une proportion cumulée de plus de 80% (Figure 67).

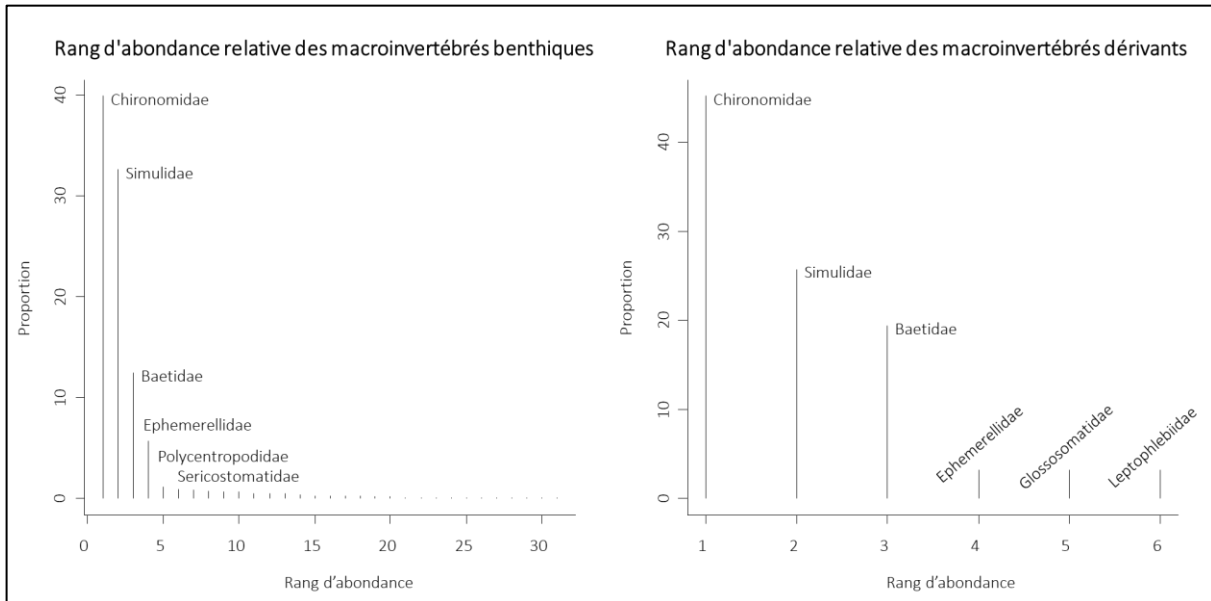


Figure 67 - Proportion des différents taxons de macroinvertébrés benthiques et dérivants prélevés sur le site du Bronze.

5.2.3. Néblon

5.2.3.1. Relevés piscicoles

Le Néblon montre une tendance positive d'après les relevés historiques de 2000 à 2022 avec un maintien de ses populations d'ombres. Cependant, la pêche électrique réalisée au printemps 2024 n'a pas permis de recenser d'ombres commun et inverse ainsi la tendance (Figure 68). Aucun relevé n'a été effectué sur le Néblon entre 2000 et 2006.

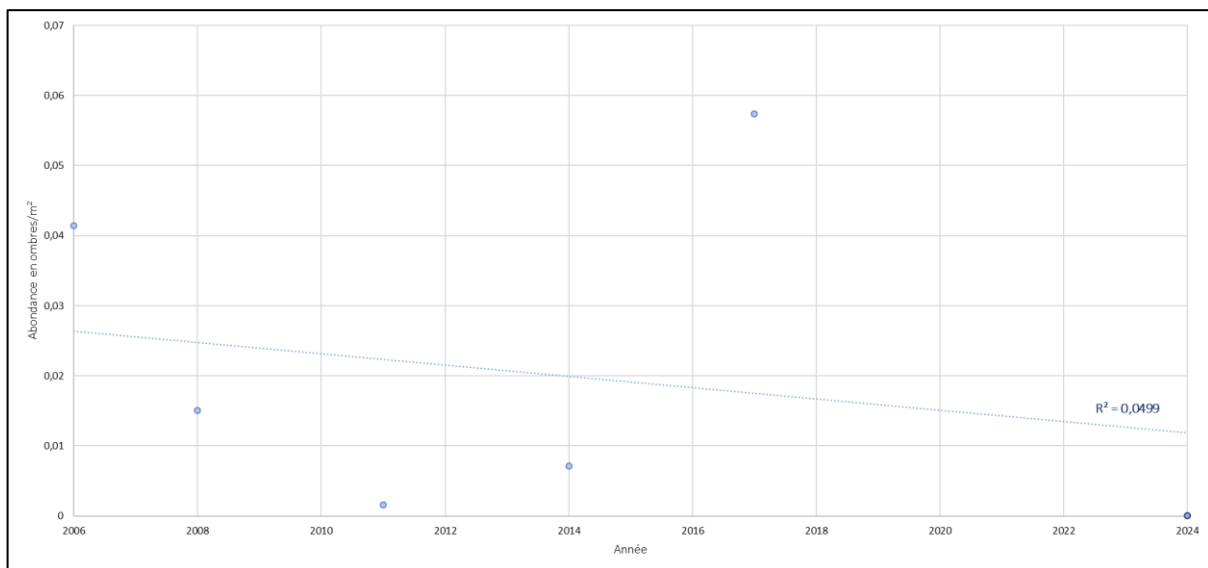


Figure 68 - Évolution des populations d'ombres sur le Néblon. Le point bleu foncé correspond aux données de la pêche 2024.

Un total de 8 espèces a été recensé lors de la pêche électrique avec le chabot représentant la moitié des prises en nombre d'individus, suivis par la vandoise et ensuite par la loche et la truite en troisième position (Figure 69).

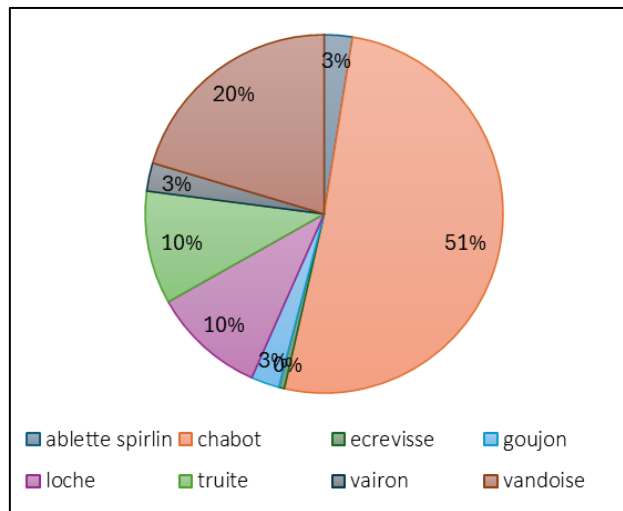


Figure 69 - Proportion des différentes espèces prélevées lors de la pêche électrique sur le Néblon.

5.2.3.2. Relevés de macroinvertébrés benthiques et dérivants

Les macroinvertébrés benthiques les plus abondants sont les familles des Gammaridae, des Ephemerellidae, des Baetidae et des Simuliidae et représentent plus de 65% des individus prélevés. Les taxons les plus présents dans la dérive sont les Baetidae et les Simuliidae qui représentent presque 30% des individus prélevés (Figure 70).

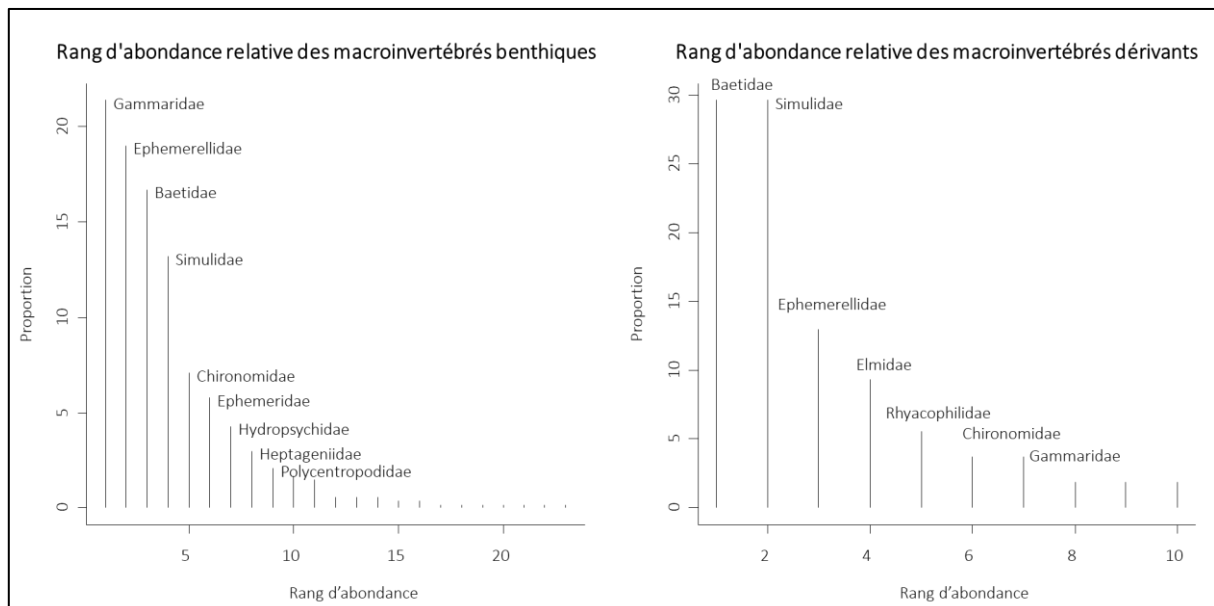


Figure 70 - Proportion des différents taxons de macroinvertébrés benthiques et dérivants prélevés sur le site de le Néblon.

5.2.4. Ourthe orientale

5.2.4.1. Relevés piscicoles

La pêche électrique réalisée au printemps 2024 ne suit pas l'évolution historique, à tendance positive, de la population d'ombres sur l'Ourthe orientale. En effet, trois des cinq relevés historiques ont recensé plus de 0,02 ombre/m² contre 0,0014 ombre/m² en 2024 (Figure 71).

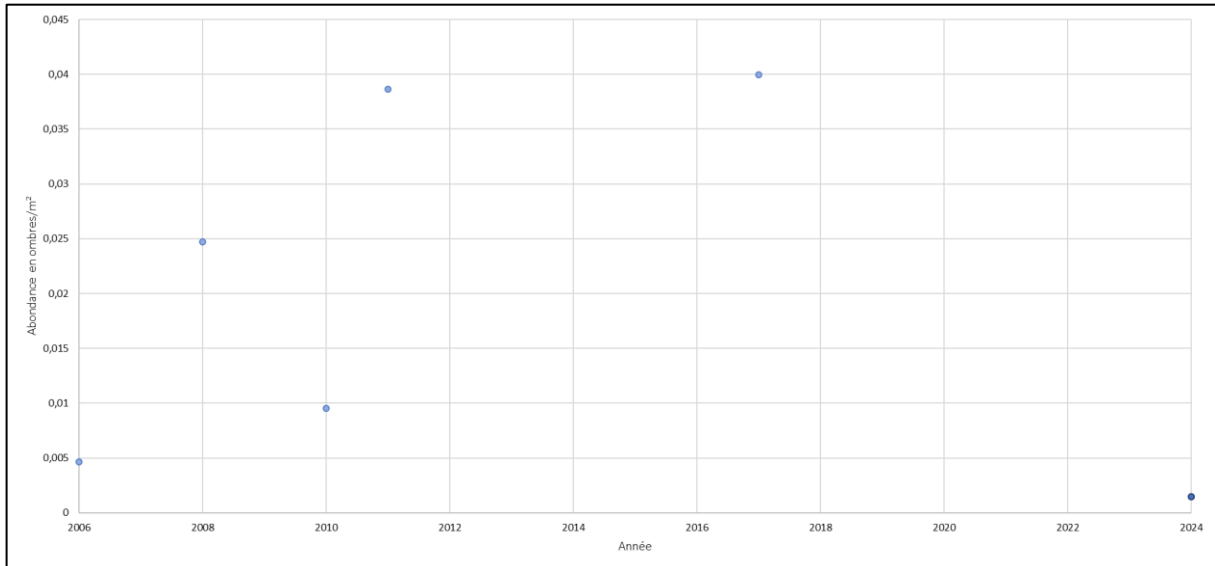


Figure 71 - Évolution des populations d'ombres sur l'Ourthe orientale. Le point bleu foncé correspond aux données de la pêche 2024.

Les espèces recensées lors de cette dernière pêche sont au nombre de 10, avec le chabot et le vairon représentant un peu plus de 60% des individus prélevés (Figure 72).

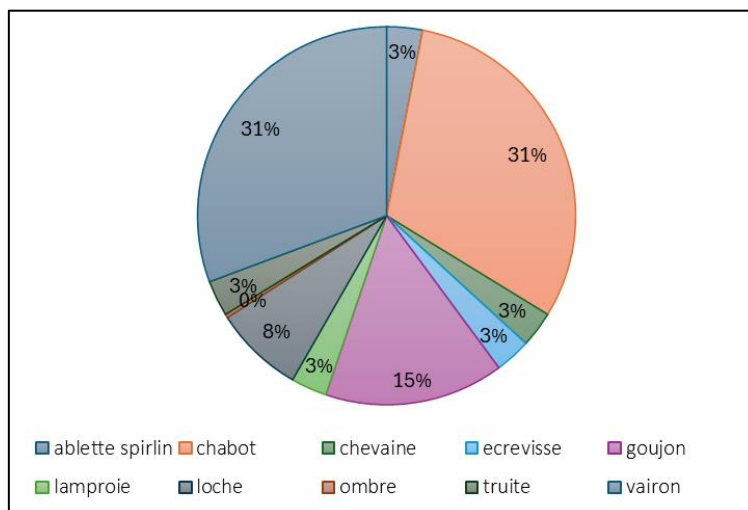


Figure 72 - Proportion des différentes espèces prélevées lors de la pêche électrique sur l'Ourthe orientale.

5.2.4.2. Relevés de macroinvertébrés benthiques et dérivants

La famille des Chironomidae domine au sein des échantillons de macroinvertébrés et représente un peu plus de 40% des individus prélevés pour les benthiques et 60% pour les dérivants. La famille des Simuliidae est en deuxième position dans les deux cas (Figure 73).

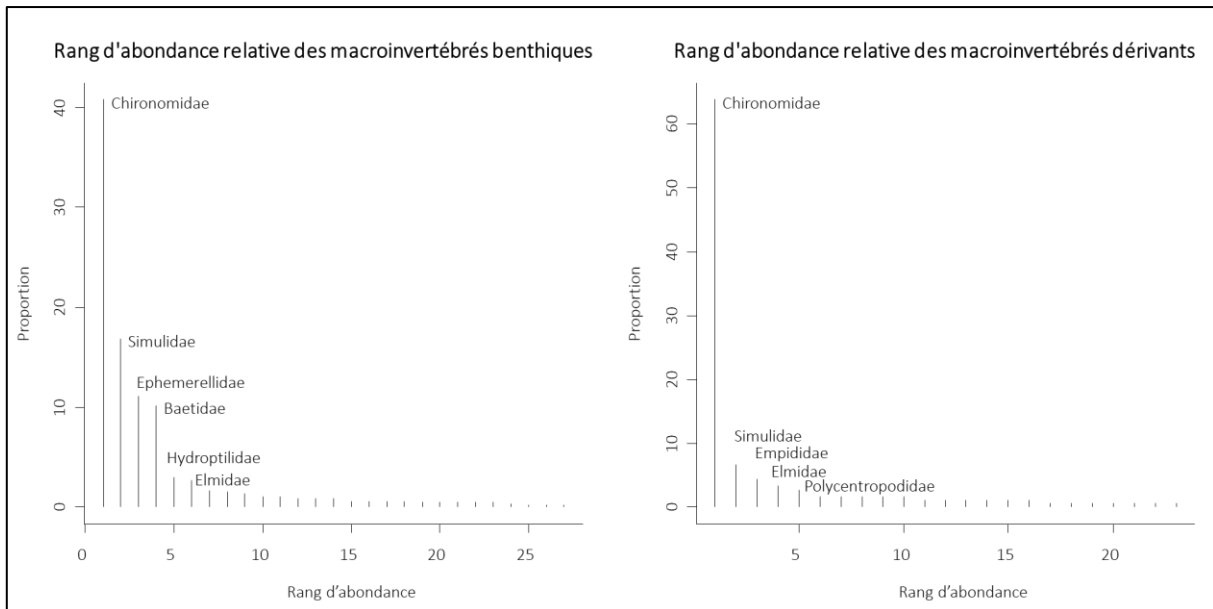


Figure 73 - Proportion des différents taxons de macroinvertébrés benthiques et dérivants prélevés sur le site de l'Ourthe orientale.

5.2.4.3. Contenus stomachaux et biométrie des ombres

Les familles des Simuliidae et des Chironomidae dominent à un peu moins de 60% des individus prélevés dans les contenus stomachaux (Figure 74).

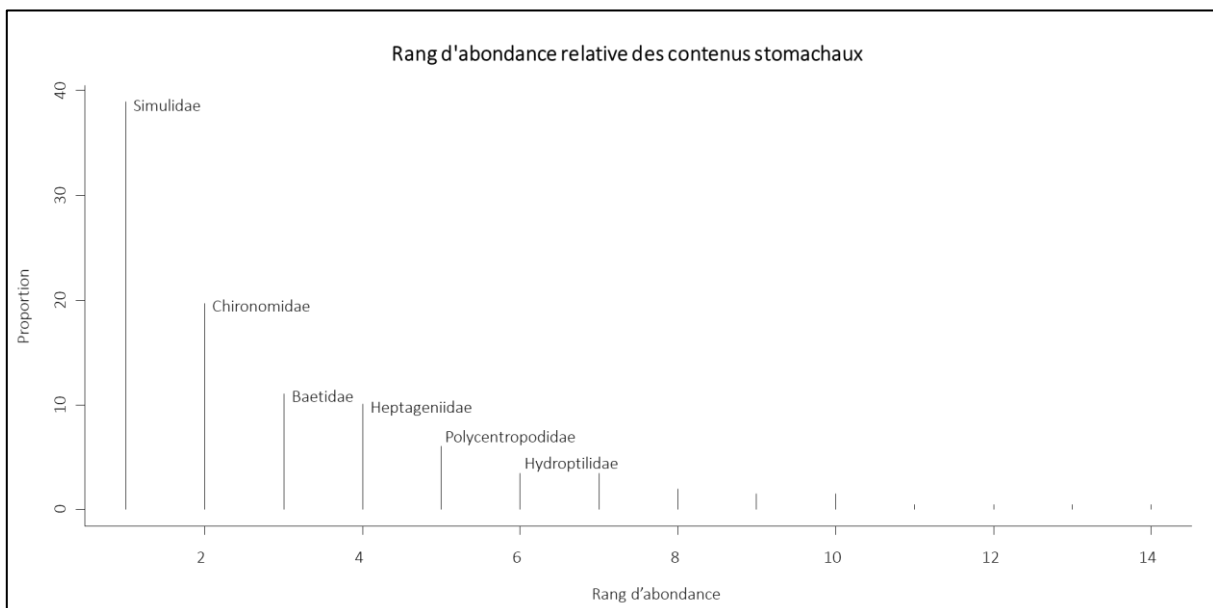


Figure 74 - Proportion des différents taxons présents dans les contenus stomachaux prélevés sur l'Ourthe orientale.

5.3. Sites d'étude du bassin de la Lesse

5.3.1. Lhomme

5.3.1.1. Relevés piscicoles

L'évolution historique considérée comme positive sur la Lhomme est confirmée par la pêche de 2024 montrant un maintien des populations d'ombres (*Figure 75*).

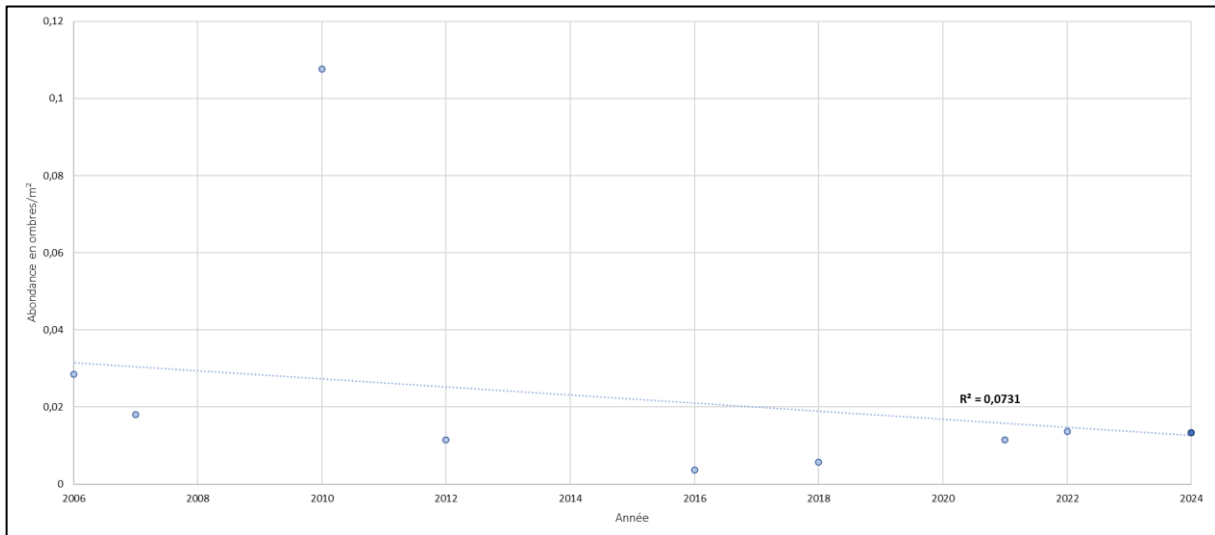


Figure 75 - Évolution des populations d'ombres sur la Lhomme. Le point bleu foncé correspond aux données de la pêche 2024.

Les trois espèces les plus abondantes recensées lors de la pêche sont le chabot, la loche et le vairon qui représentent un peu plus de 60% des individus prélevés (*Figure 76*). Au total ce sont 12 espèces qui ont été recensées, ce qui en fait le site le plus diversifié sur les deux bassins versants.

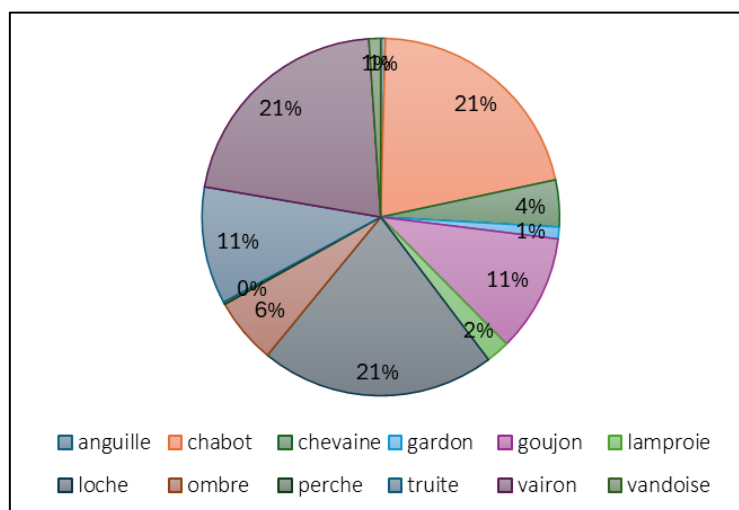


Figure 76 - Proportion des différentes espèces prélevées lors de la pêche électrique sur la Lhomme.

5.3.1.2. Relevés de macroinvertébrés benthiques et dérivants

Les familles des Simuliidae et de Baetidae dominent les relevés de macroinvertébrés benthiques et dérivants et représentent plus de 60% des individus benthiques et plus de 70% des individus dérivants (Figure 77).

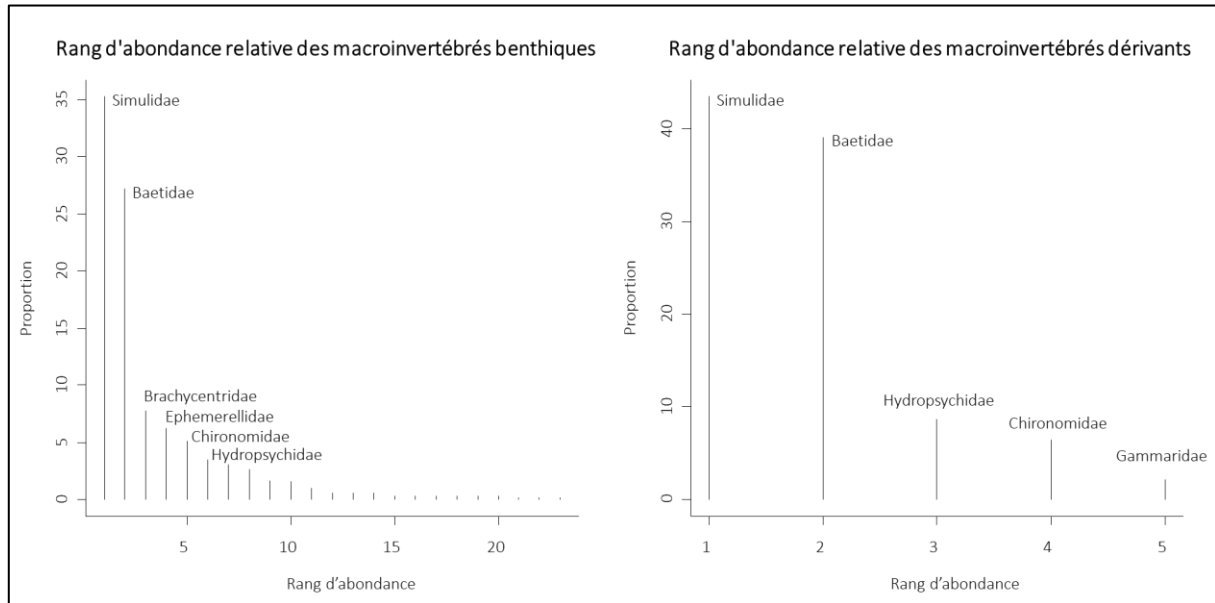


Figure 77 - Proportion des différents taxons de macroinvertébrés benthiques et dérivants prélevés sur le site de la Lhomme.

5.3.1.3. Contenus stomachaux et biométrie des ombres

Dans les contenus stomachaux prélevés sur la Lhomme, ce sont les Baetidae qui dominent avec une proportion de plus de 40%, suivis de la famille des Simuliidae et des taxons terrestres (Figure 78).

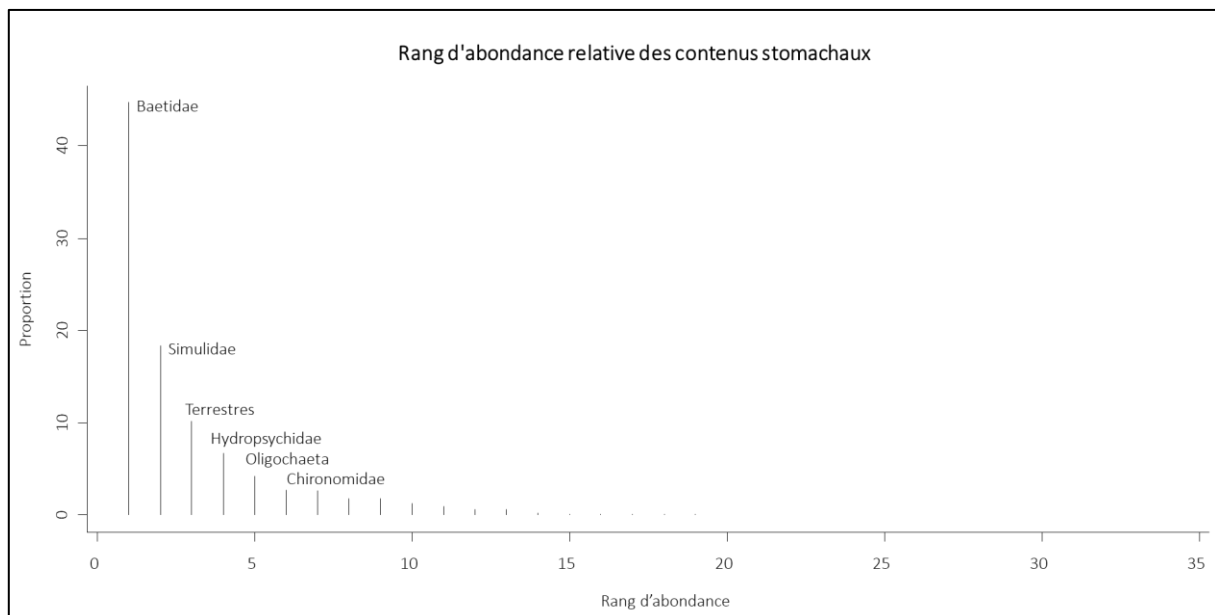


Figure 78 - Proportion des différents taxons présents dans les contenus stomachaux prélevés sur la Lhomme.

5.3.2. Serpont

5.3.2.1. Relevés piscicoles

Les relevés historiques montrent une tendance considérée comme négative et la pêche de 2024 confirme cette tendance avec un seul ombre prélevé (Figure 79).

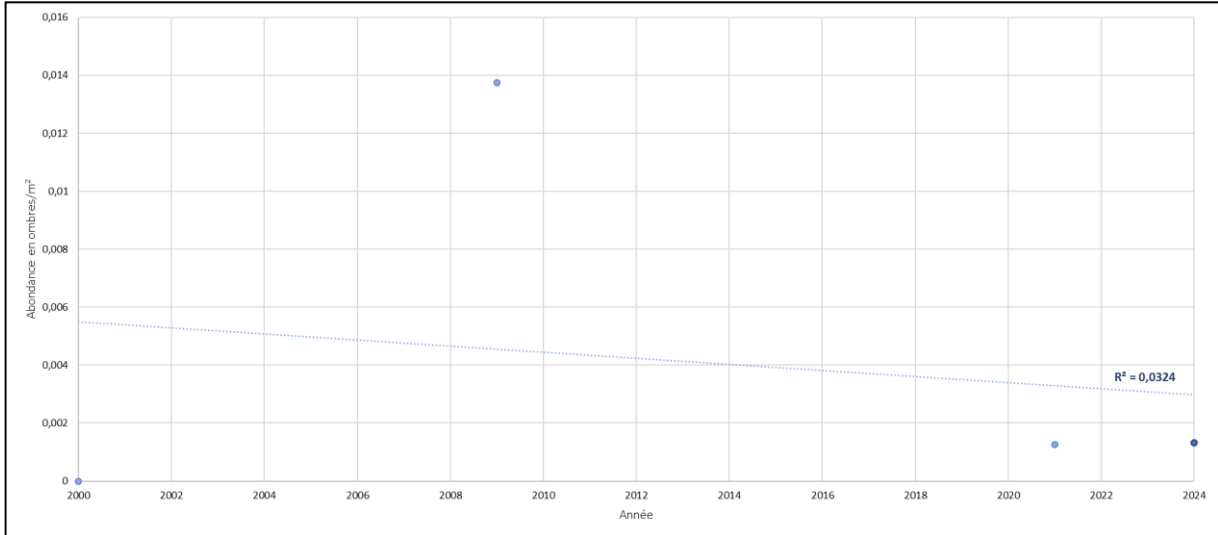


Figure 79 - Évolution des populations d'ombres sur le Serpont. Le point bleu foncé correspond aux données de la pêche 2024.

Les espèces présentes sont au nombre de 5 avec une dominance du chabot et de la truite (Figure 80).

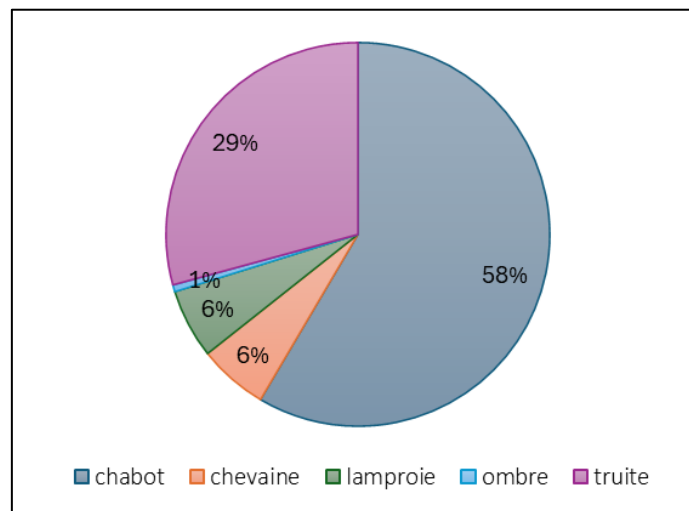


Figure 80 - Proportion des différentes espèces prélevées lors de la pêche électrique sur le Serpont.

5.3.2.2. Relevés de macroinvertébrés benthiques et dérivants

La famille des Ephemerellidae est la plus abondante des individus dérivants, suivie par les Chironomidae, les Simuliidae et les Baetidae. Pour les macroinvertébrés dérivants, ce sont les Chironomidae qui dominent à presque 50% et ils sont suivis des Ephemerellidae (*Figure 81*).

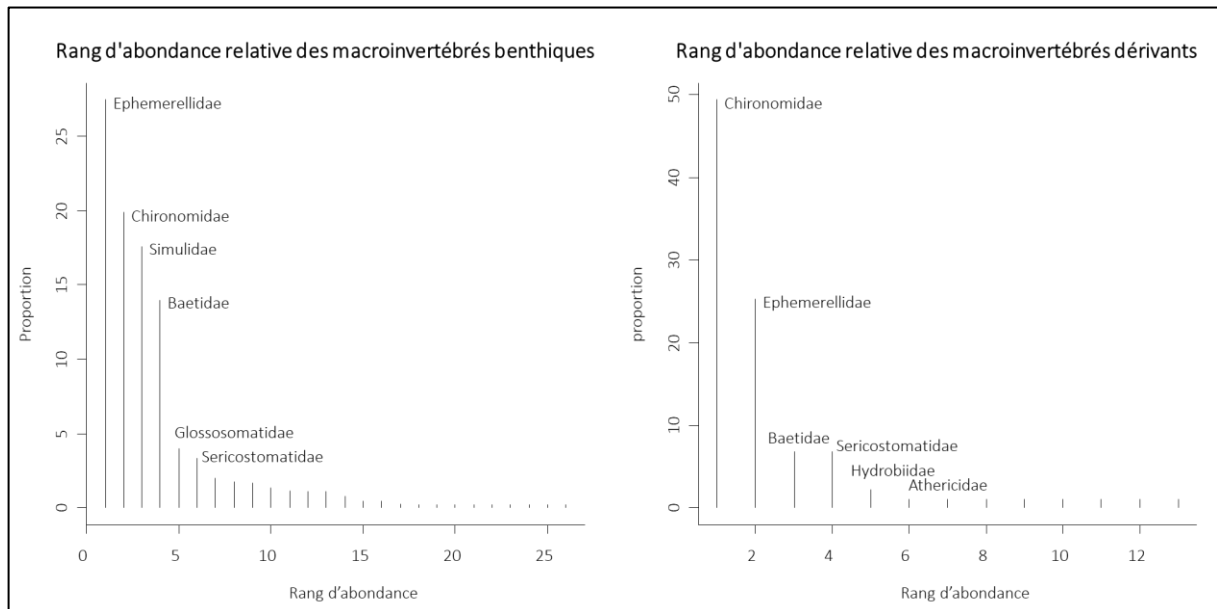


Figure 81 - Proportion des différents taxons de macroinvertébrés benthiques et dérivants prélevés sur le site du Serpont.

5.3.2.3. Contenus stomachaux et biométrie des ombres

La famille des Chironomidae est la plus représentée dans le contenu stomachal prélevé, suivie des familles des Brachycentridae, des Heptageniidae et des Pediciidae (*Figure 82*).

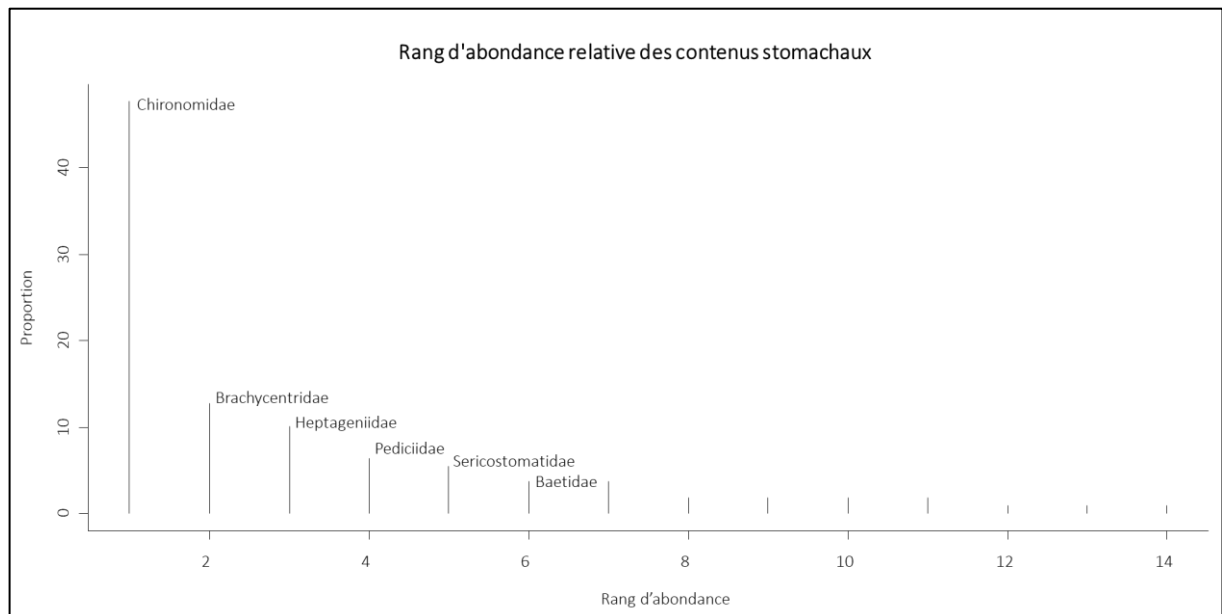


Figure 82 - Proportion des différents taxons présents dans le contenu stomachal prélevé sur le Serpont.

5.3.3. Wamme

5.3.3.1. Relevés piscicoles

L'évolution des populations d'ombres d'après les relevés historiques de 2000 à 2022 montre une évolution positive. Cependant, la pêche de 2024, où aucun ombre n'a été prélevé, ne confirme pas cette tendance (Figure 83).

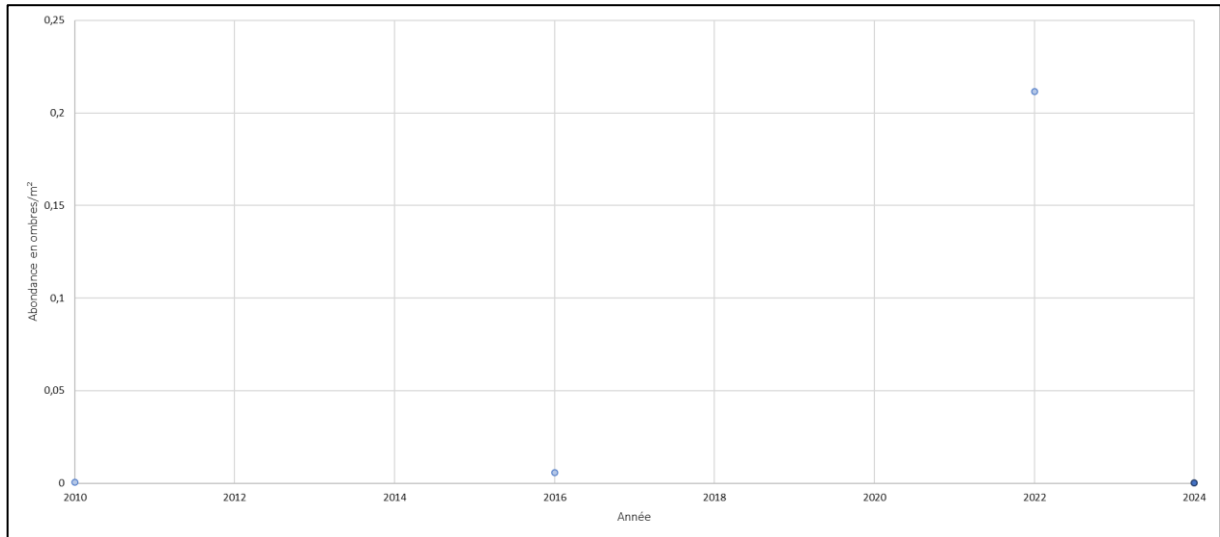


Figure 83 - Évolution des populations d'ombres sur la Wamme. Le point bleu foncé correspond aux données de la pêche 2024.

La pêche électrique du printemps 2024 a permis de recenser 6 espèces dont le chabot, la loche et le vairon qui représentent chacune environ 30% des individus prélevés (Figure 84).

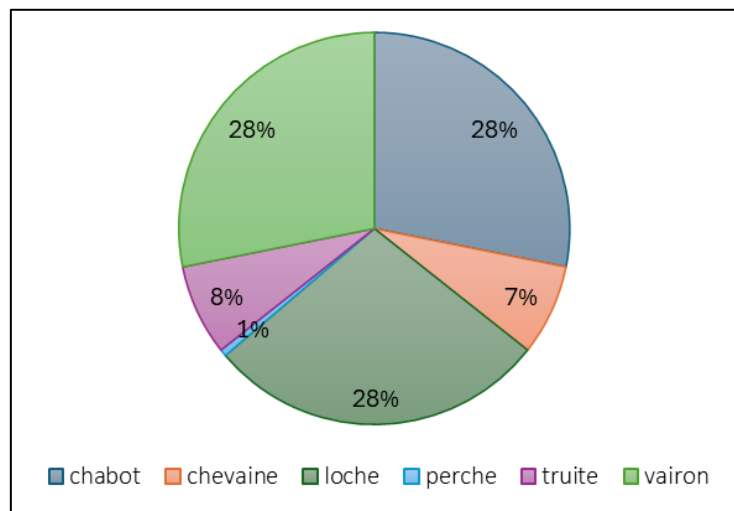


Figure 84 - Proportion des différentes espèces prélevées lors de la pêche électrique sur la Wamme.

5.3.3.2. Relevés de macroinvertébrés benthiques et dérivants

Les familles des Simuliidae et des Baetidae dominent les relevés de macroinvertébrés benthiques et la famille des Chironomidae de macroinvertébrés dérivants (*Figure 85*).

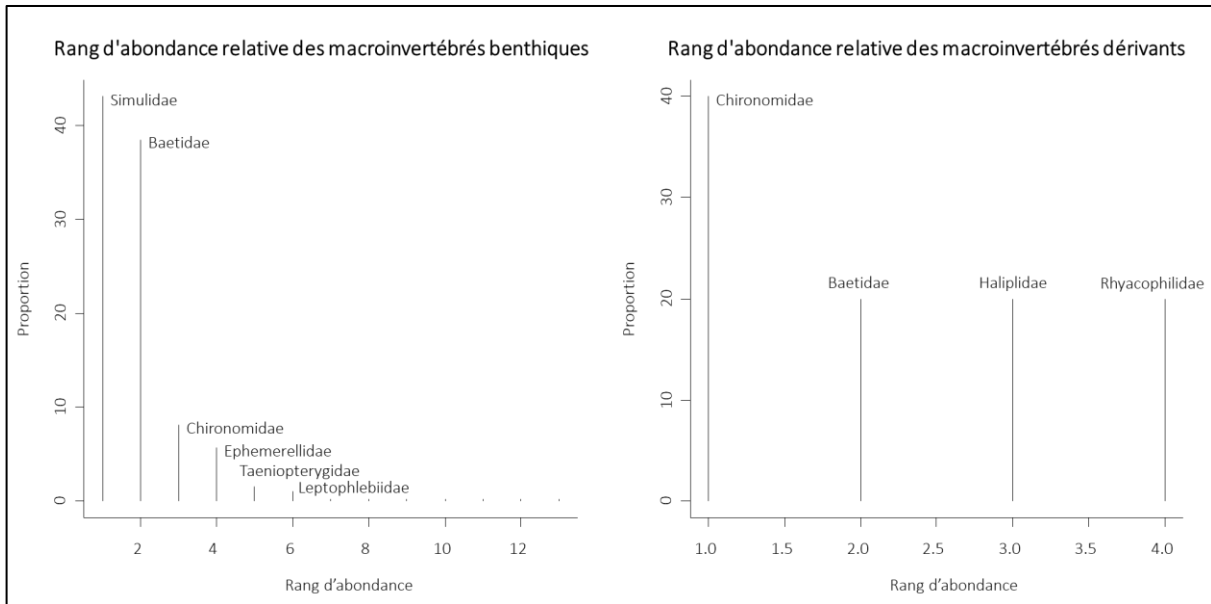


Figure 85 - Proportion des différents taxons de macroinvertébrés benthiques et dérivants prélevés sur le site de la Wamme.

5.3.4. Wimbe

5.3.4.1. Relevés piscicoles

Les relevés historiques sur la Wimbe depuis 2000 montrent une tendance négative des populations, avec aucun ombre pêché depuis 2007. La pêche de 2024 confirme cette tendance (*Figure 86*).

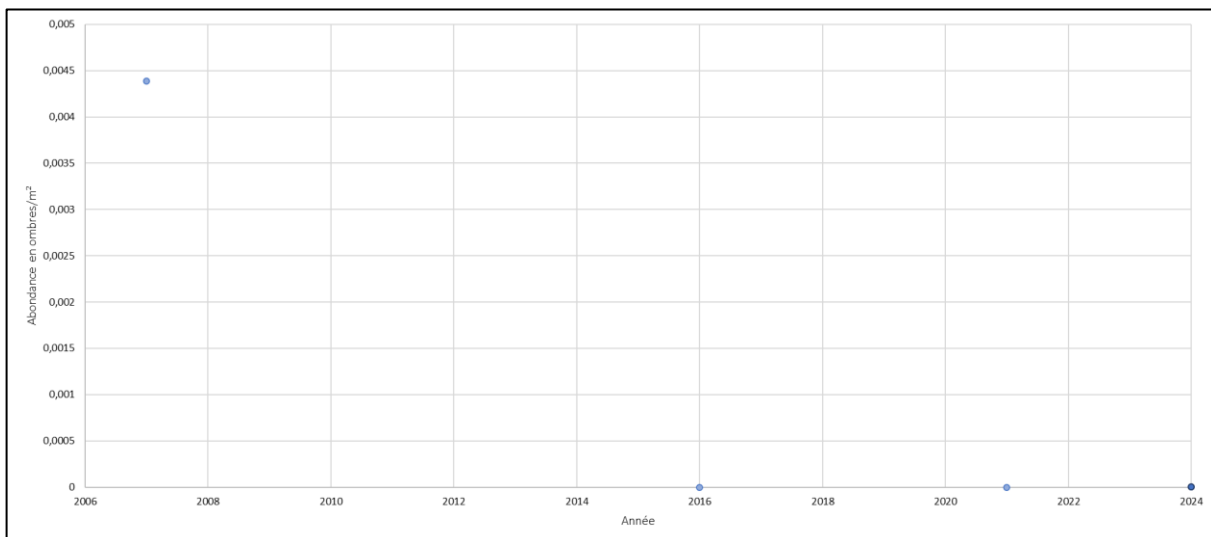


Figure 86 - Évolution des populations d'ombres sur la Wimbe.

Au total, 9 espèces ont été recensées lors de la pêche du printemps 2024 avec, le chabot, la loche et le vairon ayant la proportion la plus importante (*Figure 87*).

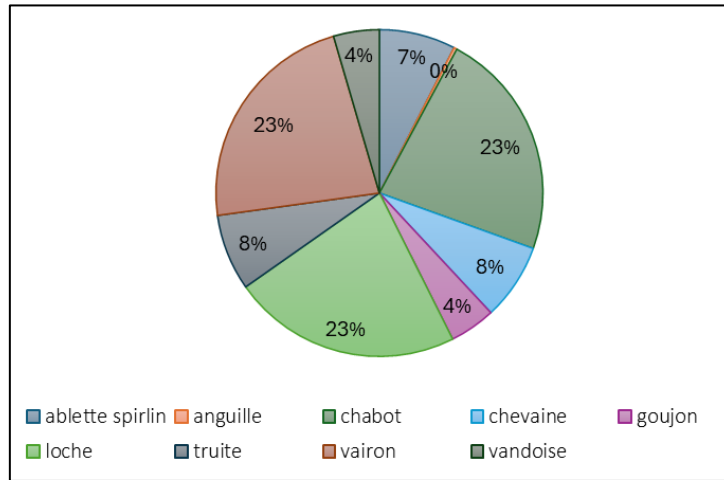


Figure 87 - Proportion des différentes espèces prélevées lors de la pêche électrique sur la Wimbe.

5.3.4.2. Relevés de macroinvertébrés benthiques et dérivants

La famille des Simuliidae domine les échantillons benthiques et dérivants et est suivie des Baetidae (*Figure 88*).

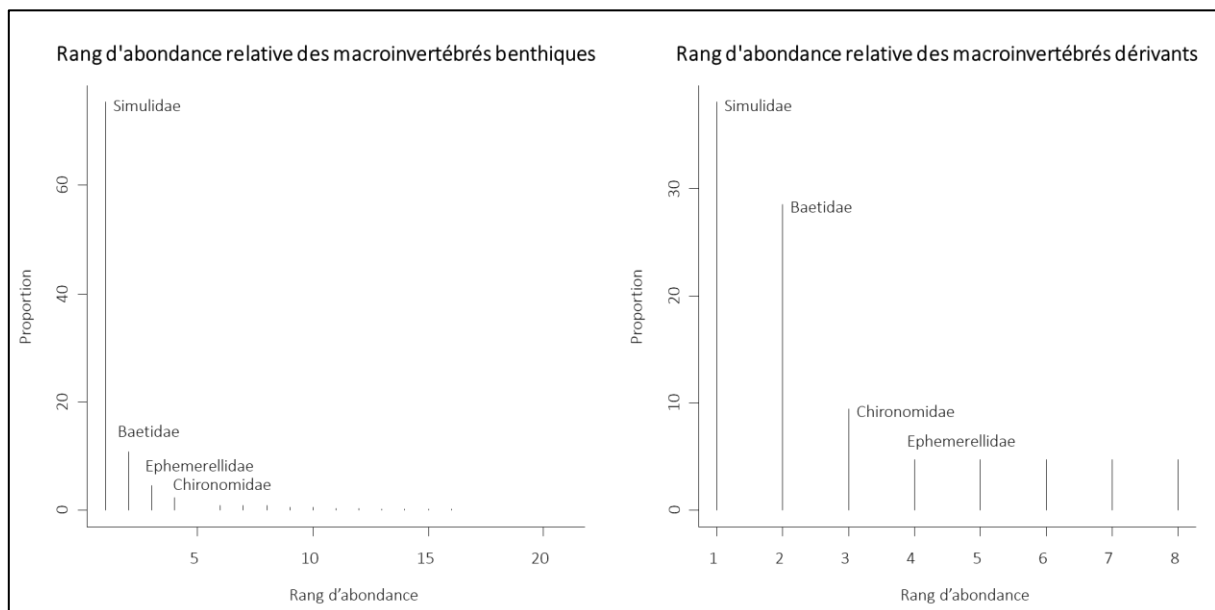


Figure 88 - Proportion des différents taxons de macroinvertébrés benthiques et dérivants prélevés sur le site de la Wimbe.

Discussion

Pour le premier volet de recherche de ce projet, l'acquisition des données récoltées à différents niveaux (SPW-DEMNA, SPW-DCENN, SPW-MII, Universités, PARIS, LifeWatch, ...) a représenté un enjeu majeur. Bien que l'obtention des données fût facilitée par la collaboration de nombreux acteurs en Wallonie, un des constats prédominants est la faible compatibilité des données à l'échelle temporelle mais également à l'échelle spatiale. Ce jeu de données établi dans le cadre du projet SHADOW représente donc une base de données importante tant spatiale qu'historique mais avec des limites d'analyses étant donné sa non-homogénéité qui a engendré la non-utilisation d'un nombre important de données, diminuant ainsi drastiquement leur quantité analysable. Malgré cette contrainte, le plus grand nombre possible de données a été utilisé et a permis de réaliser des analyses statistiquement valables. Dans un contexte de pressions environnementales croissantes au fil des années et dans une situation de changements climatiques, cet aspect doit être pris en compte pour tenter d'uniformiser la récolte d'information afin de permettre la valorisation de ces relevés pour répondre plus précisément à des questions de conservation de la biodiversité en Wallonie.

Pour le second volet de recherche qui concerne la partie de terrain, des contraintes logistiques importantes ont été constatées. En effet, ce printemps 2024 fut exceptionnellement pluvieux, ce qui a entraîné de nombreux reports d'inventaires piscicoles et de macroinvertébrés. Néanmoins, le protocole de terrain initialement prévu a pu être maintenu avec des compromis en termes d'homogénéité temporelle des prélèvements, apportant tout de même une série de données pertinentes. En contrepartie, la faible abondance d'ombres communs recensée sur les rivières d'étude ne nous permet pas de confirmer avec certitude des tendances observées par site et/ou à l'échelle de la Wallonie.

1. État historique et actuel des 9 bassins versants et des populations d'ombre commun

Un état des lieux des populations d'ombre commun en Wallonie et de différents paramètres environnementaux a été réalisé dans le cadre de ce projet avec comme objectif final d'obtenir une meilleure compréhension des raisons du déclin de l'espèce sur la période de 2000 à 2022. Pour rappel, les 9 bassins versants d'étude sont ceux présents au sud du sillon Sambre et Meuse. Il s'agit des bassins versants de l'Amblève, de la Lesse, de la Meuse amont, de la Meuse aval, de la Moselle, de l'Oise, de l'Ourthe, de la Semois-Chiers et de la Vesdre. En effet, les populations d'ombres communs en Wallonie se retrouvent exclusivement au sud du sillon Sambre et Meuse ainsi que dans le sous-bassin versant de la Meuse du bassin de la Meuse aval.

Pourtant considérée en 2007 comme espèce connaissant une augmentation de sa répartition géographique en Wallonie par le rapport sur l'état de la biodiversité piscicole (Philippart, 2007), nos résultats montrent qu'elle est en net diminution quantitative depuis 2000, avec une perte d'effectif de 53,85% entre la période 2000-2005 et 2016-2022, et de 42,86% entre la période 2000-2010 et 2011-2022 sur l'ensemble de sa zone de répartition belge. Cette diminution a ainsi valu le passage de l'espèce, en 2022, à l'état « en danger » sur la liste rouge wallonne (Thiry, 2022). Au niveau des bassins versants, l'Ourthe, la Vesdre, la Meuse amont et l'Amblève montrent un déclin marqué ; la Meuse aval,

la Moselle et Semois-Chiers semblent stables et la Lesse est le seul bassin montrant une tendance à l'augmentation, bien que légère.

Le sud du sillon Sambre et Meuse est connu pour avoir une plus faible artificialisation de son territoire (IWEPS, 2024), ce qui est reflété au sein des 9 bassins versants considérés, principalement caractérisés par des surfaces naturelles (47,15%) ainsi que par des surfaces de prairies et de cultures (33,31%), où peu de différences de proportions d'occupation du sol ont été observées entre bassins versants. Une scission est également marquée entre le nord et le sud du sillon avec les rivières de l'ensemble de la zone considérée qui présentent un état écologique et chimique globalement bon, mis à part les rivières des bassins de la Vesdre, Meuse aval et Meuse amont qui présentent un état écologique et chimique général moyen à mauvais (Département de l'Environnement et de l'Eau, n.d.-b, n.d.-a). Ce sont d'ailleurs des bassins où la situation de l'ombre se dégrade. Pour ce qui est de la ripisylve, la zone considérée possède un recouvrement moyen sur une largeur de 6 mètres le long de ses cours d'eau de 56,16% et un ombrage moyen de 3,15%. Les bassins versants de l'Oise et de la Meuse amont possèdent l'ombrage et la continuité de la ripisylve les plus importants alors que la Moselle se retrouve en dernier pour ces deux paramètres. En effet, l'occupation du sol avoisinant l'écosystème rivière a un impact significatif dans un rayon de 5 km autour du cours d'eau (Fernandes et al., 2019). Plus particulièrement, la ripisylve représente un élément clé sur le fonctionnement et la qualité du milieu (Dufour & Piégay, 2006).

Sur la période, il a été observé que le débit minimum moyen des différentes rivières a diminué pour l'ensemble des bassins versants. De plus, le nombre de jours à un débit très faible (inférieur au P95 = débit dépassé 95% du temps) a plus que quadruplé pour la période 2016-2022 avec 36 jours contre 7 en moyenne pour la période 2011-2015. S'ajoute aux débits, une augmentation du nombre de jours où la température de l'eau est supérieure à 18°C (température optimale maximale de l'espèce), à 20°C (température critique) et plus marginalement à 23°C (température létale). Les bassins avec les nombres moyens de jours les plus élevés sont l'Oise (36,33 jours > 18°C) et la Semois-Chiers (27,15 jours >18°C) et ceux avec les nombres moyens de jours les plus faibles sont la Vesdre (6,09 jours >18°C) et Meuse amont (11,24 jours >18°C). Cette augmentation du nombre de jours à des températures critiques semble plus marquée pour des rivières de taille moyenne que pour des rivières de plus grande taille qui présentent déjà une température de l'eau plus élevée en moyenne. Ces observations ne sont pas étonnantes au vu de l'évolution globale du climat engendrée par le changement climatique où une augmentation du nombre d'évènements extrêmes (inondations, étiages, températures extrêmes) est à attendre dans les années futures (Sabater et al., 2023). L'étude montre ainsi qu'il est urgent de rendre les rivières résilientes et d'ainsi mettre en place des mesures pour palier l'impact de ces évènements futurs sur la biodiversité aquatique, déjà fortement mise à mal par de nombreuses pressions. En tant qu'espèce très exigeante thermiquement et en termes d'habitats (Bašić et al., 2018), l'ombre commun est certainement l'une des premières à répondre à ces évènements.

2. Facteurs influençant le déclin de l'ombre en Wallonie

2.1. Évaluation historique générale

Les différents facteurs qui ont montré un impact sur l'évolution des populations d'ombres en Wallonie sont, le rapport modulé du débit minimum, le rapport modulé du débit moyen, le nombre de jours à température létale, le nombre de jours à température optimale maximale et la température maximale moyenne. Comparativement à la période 2011-2015, les valeurs de la période 2016-2022 montrent beaucoup plus de valeurs extrêmes pour ces différents paramètres. Avec des rapports de débits

minimums faibles, négativement corrélés à des valeurs de températures maximales plus élevées, ainsi qu'à un nombre plus élevé de jours à température optimale maximale et létale. Pour rappel, l'ombre est une espèce exigeante et sténotherme froide avec une gamme de tolérance thermique plus faible que la truite où on observe une réduction de son activité dès 18°C, un arrêt de l'activité vers 20-22°C et des mortalités entre 23-26°C (Bašić et al., 2018; Bruslé & Quignard, 2006). Concrètement, les débits faibles sont généralement associés à des périodes de forte chaleur, ce qui va donc impacter d'autant plus négativement l'espèce en additionnant ainsi deux types de pressions. Enfin, cette pression thermique généralement associée à des conditions d'étiage sévères entraînent également de mauvaises conditions d'oxygénation de l'eau où la teneur minimale requise pour l'ombres est de 7,4 mg O₂/l (Philippart & Vranken, 1983).

Au-delà des facteurs touchant directement le milieu rivière, un autre facteur s'est montré impactant pour l'évolution des populations d'ombre. Il s'agit de la proportion de cultures au sein des masses d'eau concernées par les différents relevés piscicoles historiques. Ainsi, les masses d'eau pour lesquelles une diminution de la biomasse en ombre par m² a été observée, possèdent en moyenne une proportion plus élevée de cultures. La présence de cultures peut engendrer différentes pressions sur le milieu rivière en apportant des contaminants (pesticides, nitrates, ...) via les eaux de ruissellement ou en augmentant la charge sédimentaire, ce qui peut augmenter la turbidité ainsi que la conductivité du milieu et diminuer la disponibilité en oxygène dissout (Brognna et al., 2018; Dufour & Piégay, 2006). En lien avec l'occupation du sol, la ripisylve joue également un rôle indirect sur le milieu aquatique en apportant de l'ombrage. Ce paramètre a montré un impact significatif sur la température maximale et indique, qu'en moyenne, les sites présentant une diminution de leur température maximale entre 2011-2016 et 2017-2017 possèdent une proportion d'ombrage plus élevée. En plus de modérer l'augmentation de la température, la ripisylve joue également un rôle tampon en retenant les sédiments ou encore les polluants, et joue également un rôle structurel en améliorant le maintien des berges (Brognna et al., 2018; Dufour & Piégay, 2006). D'autres facteurs (prédation, barrières à la libre circulation en périodes de stress, perturbations anthropiques du milieu comme les curages, la rectification des berges et les diverses pollutions) sont certainement responsables du déclin des populations d'ombres commun mais n'ont pas pu être mis en lumière à travers cette étude à échelle wallonne.

2.2. Focus sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse

Sur la période de 2000 à 2022, le bassin versant de l'Ourthe présente la tendance à la diminution de population la plus forte alors que le bassin versant de la Lesse présente une tendance à l'augmentation. Ces deux bassins ont donc été choisis pour approfondir la recherche des facteurs influant les populations d'ombres. Bien que des tendances existent, il est important de signaler que le nombre de données de pêches disponibles pour les différents paramètres est grandement réduit par la prise d'uniquement deux bassins versants.

Regardant les données des rapports modulés de débit et les données de températures, le bassin de l'Ourthe possède, en moyenne, des rapports modulés de débits moyens significativement plus faibles que le bassin de la Lesse, indiquant que le bassin de Lesse a, en moyenne, des débits plus élevés pour la période d'étude. Aucun autre paramètre de débit ou de température relevé dans l'analyse globale ne présente de différences significatives entre les deux bassins. Ces paramètres (température minimales moyennes, températures maximales moyennes, nombre moyen de jour à température entre 20 et 23°C, rapports modulés du débit minimum moyen et du débit moyen) ont cependant été

testés à l'aide, entre autres, d'une analyse en composantes principales (ACP) qui montre que le bassin de l'Ourthe présente, en moyenne, des valeurs pour ces différents paramètres qui sont significativement différentes entre 2011-2015 et 2016-2022. Cela n'est pas le cas pour le bassin de la Lesse, pour lequel les valeurs sont donc, en moyenne, restées identiques pour ces différentes variables. Cela pourrait donc expliquer, en partie, la situation de déclin dans le bassin de l'Ourthe. De plus, un paramètre qui n'est pas ressorti dans l'analyse globale mais présentant une différence significative entre les deux bassins est la température minimale moyenne. Celle-ci étant, en moyenne, plus faible dans le bassin de l'Ourthe. Une température plus faible en période hivernale pourrait moins favoriser le développement des individus, généralement plus sensibles aux chocs thermiques négatifs (Auer et al., 2023), et ainsi réduire leur fitness dans ce bassin.

Les facteurs non-directs n'ont pas montré de différences significatives entre bassins, avec seulement, en moyenne, une proportion et une hauteur de ripisylve significativement plus importantes dans le bassin de la Lesse que celui de l'Ourthe. Ce résultat confirmerait partiellement le rôle prépondérant de la ripisylve, observé lors de l'analyse à l'échelle wallonne, comme effet tampon aux changements environnementaux actuels.

3. Campagne de terrain sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse

La campagne de terrain avait pour but d'apporter une analyse plus fine sur les bassins versants de l'Ourthe et de la Lesse. Elle a ainsi permis d'effectuer divers relevés sur 8 rivières dont l'Aisne, le Bronze, le Néblon et l'Ourthe orientale pour le bassin de l'Ourthe et la Lhomme, le Serpont, la Wamme et la Wimbe pour le bassin de la Lesse.

3.1. Relevés biologiques

Au total, ce sont 36 ombres qui ont été prélevés au sein de 4 des 8 rivières, dont 28 ont été prélevés sur la Lhomme. Ce faible nombre d'individus peut être expliqué par différents facteurs. Tout d'abord, la faible fréquence des relevés historiques peut engendrer des tendances erronées. En effet, le nombre d'années avec relevés sur les rivières concernées varie entre 3 et 10, avec une majorité ayant entre 3 et 5 relevés pour la période d'étude comprise entre 2000 et 2022. Ensuite, la localisation du relevé historique n'a pas toujours été utilisée pour les pêches de 2024 afin que l'ensemble des sites soient les plus naturels possibles et donc, par exemple, éviter des secteurs canalisés. Cela a donc pu engendrer le choix d'une zone non utilisée par l'ombre à un instant donné, amplifié par son comportement grégaire. Enfin, les populations d'ombre fluctuent naturellement au cours du temps car le recrutement est très dépendant des conditions environnementales (Philippart, 2007), il est donc possible que nous soyons tombés sur une mauvaise année pour certaines rivières.

Les trois sites possédant la plus grande diversité piscicole (Lhomme, Aisne, Ourthe orientale) sont également trois des quatre sites où l'ombre a été trouvé. Des sites diversifiés en espèces piscicoles peuvent refléter des écosystèmes stables, offrant de bonnes conditions environnementales pour le développement de diverses espèces (Downing et al., 2014). De plus, l'analyse des relevés piscicoles a montré que la présence de lamproies est significativement reliée à la présence d'ombres. Cela est expliqué par les exigences écologiques des deux espèces qui sont toutes deux sensibles à la pollution et à une bonne qualité de rivières (Philippart & Vranken, 1983). Cela indique également que l'habitat de la lamproie (sédiments fins en bord de rivière) et de l'ombre commun (diversité de faciès) étaient présents, reflétant une diversité d'habitats en plus d'une bonne qualité du milieu.

Afin de lier le milieu et l'abondance en ombre, les contenus stomacaux ont été récoltés sur tous les ombres > 1+ (23 contenus). L'analyse réalisée à l'aide de l'indice de sélectivité de Pearre laisse penser que les ombres sont principalement opportunistes et se nourrissent donc des individus présents dans le milieu sans grande sélectivité. Cela corrobore des informations que l'on peut retrouver dans la littérature (Kruzhylina & Didenko, 2011; Radforth, 1940). Cependant, une analyse sur un plus grand nombre d'échantillons provenant d'une plus grande diversité de sites permettrait d'affiner l'analyse afin de voir si des différences existent entre populations par exemple. Une première analyse plus fine, portant sur la différence d'alimentation entre adulte et juvénile (< 24cm de long), a permis de montrer, qu'au sein des individus prélevés, une différence significative de communautés de taxons consommés existait. Avec les juvéniles semblant consommer des taxons ayant plus de chance de se trouver dans la dérive (Tachet et al., 2010) que les adultes, ce qui correspond à leur utilisation du milieu en fonction du stade de développement (Bruslé & Quignard, 2006; Philippart & Vranken, 1983). De manière générale, la diversité et l'abondance en macroinvertébrés n'ont pas montré d'influence sur la présence ou non d'ombres. Il n'est pas possible d'exclure qu'une influence existe, mais il faudrait réaliser de plus amples analyses pour déterminer cela. Au niveau des relevés de macroinvertébrés, ils présentent des faiblesses dû à l'espacement entre certains relevés, engendré par les circonstances météorologiques de ce printemps 2024. Il y a ainsi une diversité plus élevée de macroinvertébrés benthiques pour les relevés réalisés en mai que pour ceux réalisés en juin pour lesquels l'abondance et la richesse taxonomique en macroinvertébrés varient avec les saisons (Hansen & Closs, 2007). Bien que les variations entre les relevés réalisés entre les mois de mai et juin pourraient être considérées comme négligeables (Hay et al., 2008; Outridge, 1988), il serait intéressant d'augmenter les informations sur l'interaction entre macroinvertébrés et l'abondance en ombre pour répondre à l'hypothèse d'une cause à effet entre ces deux variables en Wallonie et plus particulièrement entre le bassin de l'Ourthe et le bassin de la Lesse.

3.2. Relevés environnementaux

Concernant les relevés environnementaux effectués sur les différents sites, peu de facteurs ont montré de différences que ce soit entre bassin ou en fonction de la présence ou non d'ombres. Tout d'abord, il ressort que trois des quatre sites sans ombres prélevés en 2024 ont observé des jours avec une température moyenne de l'eau à plus de 20°C. La Wimbe a observé, sur la période, une température moyenne significativement plus élevée que les autres sites. Comparativement aux autres sites, la proportion plus faible de ripisylve le long de la Wimbe (43% sur une bande de 2m le long des 150m) pourrait expliquer une température plus élevée. Ensuite, en lien avec la ripisylve, la proportion de forêt dans les alentours proches (<1km) du site a montré une influence significative sur la présence ou non d'ombres. Cela confirme des points développés plus haut, montrant que les forêts, et surtout celles au plus proches de la rivière, jouent divers rôles clés pour le maintien d'un cours d'eau de qualité. Enfin, les autres paramètres n'ont pas montré de tendances ou différences concrètes. Une campagne de terrain plus large aurait pu montrer plus de résultats, mais cela n'était pas réalisable dans la durée réduite du projet.

Conclusion

Des efforts sont encore nécessaires pour rendre les rivières wallonnes résilientes faces aux conditions climatiques et aux pressions anthropiques actuelles et futures. En effet, l'occurrence de débits et des températures extrêmes va augmenter dans les années futures avec de possibles conséquences désastreuses sur les écosystèmes aquatiques si aucune mesure de gestion à long terme n'est mise en place. Les rivières wallonnes, majoritairement coincées dans des matrices fortement anthropisées, subissent déjà des pressions plus ou moins fortes dues aux activités humaines. Les réduire reste primordial, que ce soit pour diminuer les sources de pollutions (réduction du nombre de rejets d'eaux usées, des intrants utilisés pour les cultures, ...), pour ouvrir le continuum fluvial (construction de passes à poissons efficaces, destruction d'obstacles, ...) et faciliter l'accès à de nouveaux habitats aux espèces aquatiques, mais également pour diminuer la destruction des habitats, afin d'atteindre le bon état écologique sur l'ensemble du territoire. Les mesures proposées dans le cadre de cette recherche, initialement portées sur l'ombre commun, seront de plus bénéfiques pour l'ensemble de la biodiversité rivulaires de par le niveau d'exigence de cette espèce vis-à-vis de son milieu.

L'étude réalisée a permis de mettre en lumière différents facteurs problématiques pour l'ombre commun, il s'agit :

- de l'augmentation du nombre de jours à plus de 20°C, température à partir de laquelle l'espèce diminue son activité biologique, ainsi qu'à plus de 23°C, température à laquelle de la mortalité apparaît ;
- de l'augmentation de la température maximale des rivières ;
- de la diminution du débit minimum des rivières, diminuant la disponibilité en habitats appréciés par l'ombre ;
- d'une proportion importante de cultures dans la masse d'eau ;
- d'une faible proportion de surfaces forestières dans un rayon d'1km.

En parallèle, il a été démontré que l'ombrage offert par la ripisylve permet de réduire l'augmentation de la température maximale, soulignant d'autant plus l'importance de la matrice paysagère sur les écosystèmes rivières. Ainsi, il est important de protéger les rivières en favorisant une occupation du sol naturelle dans les alentours directs et particulièrement par la présence de forêts pour apporter de l'ombrage et favoriser le maintien des berges. Cette mesure est également pertinente à échelle plus large (~1km) pour permettre de réduire l'apport de sédiments et d'intrants jusqu'à la rivière. De plus, éloigner des surfaces anthropisées ne peut être que bénéfique, que ce soit en supprimant ou diminuant le nombre de rejets d'eaux usées, en laissant de l'espace à la rivière pour déborder ou simplement en éloignant les pressions externes. Malgré une densité de population parfois élevée et une proportion importante de zones anthropisées en Wallonie, il est essentiel de prendre ces paramètres en compte dans les aménagements futurs du territoire.

Concernant les mesures à adopter en rivière, il est nécessaire de maintenir des milieux diversifiés en termes d'habitats mais également de faciès d'écoulement et donc de limiter l'artificialisation des berges ou encore le curage du fond des cours d'eau. De plus, il serait intéressant de réévaluer l'impact des différentes barrières à la libre circulation des poissons et de pouvoir réaliser des améliorations au niveaux des points problématiques, comme la modification ou la construction de nouvelles passes à poissons dont l'efficacité est vérifiée au préalable par des équipes compétentes sur l'écologie des espèces piscicoles, ou encore par la destruction d'obstacles.

En continuité à ce projet, la réalisation d'études holistiques, à plus long terme, portées sur une espèce sensible comme l'ombre commun permettrait d'obtenir une compréhension plus poussée des facteurs les plus problématiques pour les milieux aquatiques et ainsi d'obtenir des mesures de gestion plus précises pour pallier aux changements futurs. En effet, cette étude donne de premières bonnes bases et communique des informations sur la direction à prendre pour les recherches futures. De plus, la prise de mesures de données biotiques et abiotiques, gérée par le SPW, devrait être pensée à plus large échelle afin d'obtenir des données compatibles d'un point de vue spatiale et temporel. Enfin, un réseau de mesure de la température de l'eau plus étoffé pourrait être fortement intéressant dans le suivi de l'évolution des températures afin de pouvoir surveiller les zones les plus à risques aux pertes d'espèces et identifier les rivières les plus sensibles à l'élévation de la température pour y apporter le plus rapidement possible des mesures de gestion.

Bibliographie

- Auer, S., Hayes, D. S., Führer, S., Zeiringer, B., & Schmutz, S. (2023). Effects of cold and warm thermopeaking on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus*). *River Research and Applications*, 39(3), 401–411. <https://doi.org/10.1002/rra.4077>
- Bardonnet, A., & Gaudin, P. (1990). Diel pattern of first downstream post-emergence displacement in grayling, *Thymallus thymallus* (L., 1758). *Journal of Fish Biology*, 37(4), 623–627. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1990.tb05895.x>
- Bardonnet, A., Gaudin, P., & Persat*, H. (1991). Microhabitats and diel downstream migration of young grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Freshwater Biology*, 26(3), 365–376. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1991.tb01404.x>
- Bašić, T., Britton, J. R., Cove, R. J., Ibbotson, A. T., & 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>
- Baudoin, J.-M., Burgun, V., Chanseau, M., Larinier, M., Ovidio, M., Sremski, W., Steinbach, P., & Voegtle, B. (2014). *Évaluer le franchissement des obstacles par les poissons : Principes et méthodes : informations sur la continuité écologique*, ICE. ONEMA.
- Benitez, J.-P., Nzau Matondo, B., Dierckx, A., & Ovidio, M. (2015). An overview of potamodromous fish upstream movements in medium-sized rivers, by means of fish passes monitoring. *Aquatic Ecology*, 49(4), 481–497. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9541-4>
- Brogna, D., Dufrière, M., Michez, A., Latli, A., Jacobs, S., Vincke, C., & Dendoncker, N. (2018). Forest cover correlates with good biological water quality. Insights from a regional study (Wallonia, Belgium). *Journal of Environmental Management*, 211, 9–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.017>
- Bruslé, J., & Quignard, J.-P. (2006). *Biologie des poissons d'eau douce européens*. Tec & Doc.
- Cabecinha, E., Hughes, S., & Cortes, R. (2018). Consistent, congruent or redundant? Lotic community and organisational response to disturbance. *Ecological Indicators*, 89, 175–187. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.060>
- Calapez, A. R., Serra, S. R. Q., Rivaes, R., Aguiar, F. C., & Feio, M. J. (2021). Influence of river regulation and instream habitat on invertebrate assemblage' structure and function. *Science of The Total Environment*, 794, 148696. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148696>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Cattanéo, F., Grimardias, D., Carayon, M., Persat, H., & Bardonnet, A. (2014). A multidimensional typology of riverbank habitats explains the distribution of European grayling (*Thymallus thymallus* L.) fry in a temperate river. *Ecology of Freshwater Fish*, 23(4), 527–543. <https://doi.org/10.1111/eff.12106>
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1(5), e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- Chauvin, C., & Peltre, M.-C. (2019). *La bio-indication et les indices macrophytiques, outils d'évaluation et de diagnostic de la qualité des cours d'eau*.
- Darchambeau, F., Chérot, F., & All members of the Hydrobiology Unit (DEMNA-DNE). (n.d.). *DEMNA-DNE : Occurrences of benthic macroinvertebrates in running waters of Wallonia, Belgium*. <https://www.gbif.org/dataset/59b549c0-7da9-4095-98c1-56da90837723>

- De Castro-Català, N., Dolédec, S., Kalogianni, E., Skoulikidis, N. Th., Paunovic, M., Vasiljević, B., Sabater, S., Tornés, E., & Muñoz, I. (2020). Unravelling the effects of multiple stressors on diatom and macroinvertebrate communities in European river basins using structural and functional approaches. *Science of The Total Environment*, 742, 140543. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140543>
- Département de l'Environnement et de l'Eau. (n.d.-a). *Plans de gestion Wallons des Districts hydrographiques SPW-Arne-DEE. Annexe 11 : Etat des masses d'eau, état écologique des masses d'eau de surface. Cycle 2022-2027.*
- Département de l'Environnement et de l'Eau. (n.d.-b). *Plans de gestion Wallons des Districts hydrographiques SPW-Arne-DEE. Annexe 12 : Etat des masses d'eau, état chimique des masses d'eau de surface. Cycle 2022-2027.*
- Downing, A. L., Brown, B. L., & 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>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(02), 163. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Dufour, S., & Piégay, H. (2006). Forêts riveraines des cours d'eau et ripisylves : Spécificités, fonctions et gestion. *Revue Forestière Française*, 4. <https://doi.org/10.4267/2042/6704>
- Fernandes, A. C. P., Sanches Fernandes, L. F., Cortes, R. M. V., & 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>
- Grimardias, D., Faivre, L., & Cattaneo, F. (2012). Postemergence downstream movement of European grayling (*Thymallus thymallus* L.) 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>
- Hansen, E. A., & Closs, G. P. (2007). Temporal consistency in the long-term spatial distribution of macroinvertebrate drift along a stream reach. *Hydrobiologia*, 575(1), 361–371. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0384-9>
- Hay, C. H., Franti, T. G., Marx, D. B., Peters, E. J., & Hesse, L. W. (2008). Macroinvertebrate drift density in relation to abiotic factors in the Missouri River. *Hydrobiologia*, 598(1), 175–189. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9149-3>
- Hayes, D. S., Lautsch, E., Unfer, G., Greimel, F., Zeiringer, B., Höller, N., & Schmutz, S. (2021). Response of European grayling, *Thymallus thymallus*, to multiple stressors in hydropeaking rivers. *Journal of Environmental Management*, 292, 112737. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112737>
- Horká, P., Horký, P., Randák, T., Turek, J., Rylková, K., & Slavík, O. (2015). Radio-telemetry shows differences in the behaviour of wild and hatchery-reared European grayling *Thymallus thymallus* in response to environmental variables. *Journal of Fish Biology*, 86(2), 544–557. <https://doi.org/10.1111/jfb.12575>
- Huet, M. (1949). Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 11(3–4), 332–351. <https://doi.org/10.1007/BF02503356>
- IWEPS. (2024). *Fiche T004-UTIL.SOL.*
- Kawamura, K. (2008). “Handbook of European freshwater fishes” by M. Kottelat and J. Freyhof (2007). *Ichthyological Research*, 55(1), 99–99. <https://doi.org/10.1007/s10228-007-0012-3>
- Kodela, T., Jesenšek, D., & 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>
- Kruzhylina, S., & Didenko, A. (2011). Autumn diet and trophic relations of juvenile brown trout (*Salmo trutta*), rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and european grayling (*Thymallus thymallus*) in

- the shipot river (Ukraine). *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*. 169-181.
- Lamouroux, N., & Capra, H. (2002). Simple predictions of instream habitat model outputs for target fish populations. *Freshwater Biology*, 47(8), 1543–1556. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00879.x>
- Lamouroux, N., & Cattaneo, F. (2006). Fish assemblages and stream hydraulics: Consistent relations across spatial scales and regions. *River Research and Applications*, 22(7), 727–737. <https://doi.org/10.1002/rra.931>
- Li, P., Li, D., Sun, X., Chu, Z., Xia, T., & Zheng, B. (2022). Application of Ecological Restoration Technologies for the Improvement of Biodiversity and Ecosystem in the River. *Water*, 14(9), 1402. <https://doi.org/10.3390/w14091402>
- Lucas, M. C., & Baras, E. (2001). *Migration of freshwater fishes* (T. J. Thom, A. Duncan, & O. Slavík, Eds.; 1st ed.). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9780470999653.fmatter>
- Marsh, J. E., Cove, R. J., Britton, J. R., Wellard, R. G., Bašić, T., & Gregory, S. D. (2022). Density-dependence and environmental variability have stage-specific influences on European grayling growth. *Oecologia*, 199(1), 103–117. <https://doi.org/10.1007/s00442-022-05163-2>
- Muluneh, M. G. (2021). Impact of climate change on biodiversity and food security: A global perspective—a review article. *Agriculture & Food Security*, 10(1), 36. <https://doi.org/10.1186/s40066-021-00318-5>
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M., & Revenga, C. (2005). Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science*, 308(5720), 405–408. <https://doi.org/10.1126/science.1107887>
- Nykänen, M. (2004). *Habitat Selection by Riverine Grayling, Thymallus thymallus L.* Jyväskylä.
- Nzau Matondo, B., Philippart, J. C., Rimbaud, G., & Ovidio, M. (2017). *Rédaction de fiches de vulgarisation sur l'écologie des poissons de Wallonie en lien avec la mise en oeuvre du réseau Natura 2000 et de la convention benelux*. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/245838>
- Outridge, P. (1988). Seasonal and spatial variations in benthic macroinvertebrate communities of Magela Creek, Northern Territory. *Marine and Freshwater Research*, 39(2), 211. <https://doi.org/10.1071/MF9880211>
- Ovidio, M., Capra, H., & Philippart, J. -C. (2007). Field protocol for assessing small obstacles to migration of brown trout *Salmo trutta*, and European grayling *Thymallus thymallus*: A contribution to the management of free movement in rivers. *Fisheries Management and Ecology*, 14(1), 41–50. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2006.00522.x>
- Ovidio, M., Parkinson, D., Sonny, D., & Philippart, J.-C. (2004). Spawning movements of European grayling *Thymallus thymallus* in the River Aisne (Belgium). *Folia Zoologica*, 53(1), 87.
- Parkinson, D., Philippart, J. -C., & 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>
- Pavlov, D. S. (1994). The downstream migration of young fishes in rivers: Mechanisms and distribution. *Folia Zoologica*. <https://www.semanticscholar.org/paper/The-downstream-migration-of-young-fishes-in-rivers:-Pavlov/3a5babe64189ee2fda3cb9e6607462719336bda0>
- Pearre, S. (1986). Distribution and abundance of benthic microalgae in a shallow southwestern Australian estuarine system. *Marine Ecology Progress Series*, 27, 299–314. <https://doi.org/10.3354/meps027299>
- Philippart, J. C. (2007). *L'érosion de la biodiversité : Les poissons*. [Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon].
- Philippart, J.-C., & Vranken, M. (1983). Atlas des Poissons de Wallonie. Distribution, Ecologie, Ethologie, Pêche, Conservation. *Cahiers d'Éthologie Appliquée, Vol 3, suppl. 1-2*, 1.
- Pinna, M., Zangaro, F., Saccomanno, B., Scalone, C., Bozzeda, F., Fanini, L., & Specchia, V. (2023). An Overview of Ecological Indicators of Fish to Evaluate the Anthropogenic Pressures in Aquatic Ecosystems: From Traditional to Innovative DNA-Based Approaches. *Water*, 15(5), 949. <https://doi.org/10.3390/w15050949>

- Plan de relance de la Wallonie*. (n.d.). Wallonie. Retrieved February 1, 2024, from <https://www.wallonie.be/fr/plans-wallons/plan-de-relance-de-la-wallonie>
- Poncin, P. (1996). *Reproduction chez nos poissons*. <https://hdl.handle.net/2268/26940>
- Radforth, I. (1940). The Food of the Grayling (*Thymallus thymallus*), Flounder (*Platichthys flesus*), Roach (*Rutilus rutilus*) and Gudgeon (*Gobio fluviatilis*), with Special Reference to the Tweed Watershed. *The Journal of Animal Ecology*, 9(2), 302. <https://doi.org/10.2307/1462>
- Reichard, M., Jurajda, P., & Vaclavik, R. (2001). Drift of larval and juvenile fishes: A comparison between small and large lowland rivers. *River Systems*, 12(2–4), 373–389. <https://doi.org/10.1127/lr/12/2001/373>
- Sabater, S., Freixa, A., Jiménez, L., López-Doval, J., Pace, G., Pascoal, C., Perujo, N., Craven, D., & González-Trujillo, J. D. (2023). Extreme weather events threaten biodiversity and functions of river ecosystems: Evidence from a meta-analysis. *Biological Reviews*, 98(2), 450–461. <https://doi.org/10.1111/brv.12914>
- Smoliński, S., & Glazaczow, A. (2019). Cascading effects of temperature alterations on trophic ecology of European grayling (*Thymallus thymallus*). *Scientific Reports*, 9(1), 18358. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-55000-5>
- Sonny, D., Jorry, S., Wattiez, X., & Philippart, J. C. (2006). Inter-annual and diel patterns of the drift of cyprinid fishes in a small tributary of the Meuse River, Belgium. *Folia Zoologica*, 75–85.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2010). *Invertébrés d'eau douce : Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions.
- Thiry, V. (2022). *Notice méthodologique : Liste rouge des espèces et priorité de conservation*. SPW.
- Trimmel, H., Weihs, P., Leidinger, D., Formayer, H., Kalny, G., & Melcher, A. (2018). Can riparian vegetation shade mitigate the expected rise in stream temperatures due to climate change during heat waves in a human-impacted pre-alpine river? *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(1), 437–461. <https://doi.org/10.5194/hess-22-437-2018>
- Watz, J., Aldvén, D., Brouziotis, A. A., Carlsson, N., Karathanou, E., Lund-Bjørnås, K., Lundqvist, G., Österling, M., Piccolo, J. J., & Calles, O. (2020). Social behaviour of European grayling before and after flow peaks in restored and unrestored habitats. *River Research and Applications*, 36(8), 1646–1655. <https://doi.org/10.1002/rra.3696>
- Zeh, M., & Dönni, W. (1994). Restoration of spawning grounds for trout and grayling in the river High-Rhine. *Aquatic Sciences*, 56(1), 59–69. <https://doi.org/10.1007/BF00877435>