

## **Comparaison de la diversité taxonomique et fonctionnelle des communautés végétales et des invertébrés au sein de zones envahies et non envahies par des espèces végétales exotiques envahissantes**

**Auteur :** Martoglio, Justine

**Promoteur(s) :** Monty, Arnaud

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

**Diplôme :** Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

**Année académique :** 2022-2023

**URI/URL :** <http://hdl.handle.net/2268.2/18218>

---

*Avertissement à l'attention des usagers :*

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

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

---

**COMPARAISON DE LA DIVERSITE TAXONOMIQUE  
DES COMMUNAUTES VEGETALES ET DE MACRO-  
INVERTEBRES AU SEIN D'HABITATS ENVAHIS ET  
NON-ENVAHIS PAR DES ESPECES VEGETALES  
EXOTIQUES ENVAHISSANTES.**

**JUSTINE MARTOGLIO**

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE  
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES MILIEUX NATURELS**

**ANNEE ACADEMIQUE 2022-2023**

**PROMOTEUR : ARNAUD MONTY, DEPARTEMENT BIODIVERSITE ET PAYSAGE**





Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique<sup>3</sup> de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur

**COMPARAISON DE LA DIVERSITE TAXONOMIQUE  
DES COMMUNAUTES VEGETALES ET DE MACRO-  
INVERTEBRES AU SEIN D'HABITATS ENVAHIS ET  
NON-ENVAHIS PAR DES ESPECES VEGETALES  
EXOTIQUES ENVAHISSANTES.**

JUSTINE MARTOGLIO

TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE  
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES MILIEUX NATURELS

ANNEE ACADEMIQUE 2022-2023

PROMOTEUR : ARNAUD MONTY, DEPARTEMENT BIODIVERSITE ET PAYSAGE



## Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier Arnaud MONTY, mon promoteur académique, pour m'avoir fait confiance et avoir accepté de m'accompagner dans la réalisation de ce travail de fin d'étude.

Je remercie ensuite Jérémie GUYON, du Contrat de rivière Dyle-Gette, et Dido GOSSE, du contrat de rivière Senne, qui m'ont conseillé lors de la sélection des sites, m'ont accompagné sur le terrain et m'ont facilité la prise de contact auprès des propriétaires des sites sélectionnés. Je remercie par la même occasion Adrien DELFORGE, chargé de mission au sein de l'axe Biodiversité et paysage, et Pierre JOYE, du DNF, pour leurs suggestions de sites d'intérêt.

Je remercie Stjin VAN ONSEM et Niels SCHILD, de l'Agence Nature et Forêts (Flandres), qui m'ont également aidé dans la sélection de sites pour mon système B et qui m'ont accompagné lors de la visite de ces sites sur le terrain.

Je souhaiterais ensuite remercier particulièrement Julien PETERS, doctorant au département Biodiversité et Paysage, qui m'a fait bénéficier de ses connaissances sur les pièges Barber, sur l'identification des carabes et m'a offert son aide pour la préparation du matériel nécessaire à mes relevés sur le terrain. Je remercie également le docteur Frédéric CHEROT, attaché qualifié du DEMNA, qui m'a fait bénéficier de son expertise pour la vérification de mes identifications de macro-invertébrés aquatiques.

Je remercie également le professeur Marc DUFRENE pour son séminaire portant sur « l'Acquisition et l'analyse de données » qui m'a permis de réaliser les analyses de mes données et Adeline FAYOLLE pour son aide concernant l'interprétation de mes résultats.

Enfin je souhaiterais remercier Timothée REYNIERS, Jeremy DEFACQZ, Emma MARCHOUL, Nina LECLEF, Raphaël BLERVACQ, TFistes et Blandine HOTTEKIET-GENETIER, stagiaire au sein du département, qui m'ont accompagnée lors de mes relevés sur le terrain.



## Résumé

Les espèces végétales exotiques envahissantes (EEE) exercent divers impacts négatifs sur les écosystèmes et la biodiversité, raison pour laquelle la gestion de ces espèces devrait augmenter. Cela est particulièrement vrai dans les écosystèmes aquatiques et riverains qui représentent des habitats d'intérêt pour la conservation mais qui sont fortement envahis et peuvent servir de corridors pour la propagation des EEE. Mon travail de fin d'études présente deux objectifs principaux : 1) mettre en place un plan expérimental qui sera réutilisé dans le futur pour évaluer l'effet des actions de gestion mises en œuvre dans le cadre du projet européen LIFE RIPARIAS (2021-2026) ; et 2) comparer la diversité taxonomique des plantes et des invertébrés collectés en zones envahies et non-envahies. J'ai sélectionné trois systèmes, qui sont des combinaisons d'une plante envahissante particulière, d'une technique de gestion et d'un écosystème ciblé. Ils ont été sélectionnés parmi les sites qui seront gérés par LIFE RIPARIAS, afin de s'assurer que les actions de contrôle seront mises en œuvre et d'avoir suffisamment de sites gérés parmi lesquels les choisir. Les trois EEE étudiées sont *Hydrocotyle ranunculoides*, *Impatiens glandulifera* et *Ludwigia grandiflora*, et les groupes d'invertébrés sont les macro-invertébrés aquatiques (Odonates et Coléoptères) pour les milieux aquatiques et les Carabidae pour l'habitat terrestre. J'ai fait des relevés de végétation et d'invertébrés dans les zones envahies et non-envahies des sites sélectionnés. Pour chaque système séparément, j'ai ensuite comparé les indices de diversité (richesse en espèces, Shannon, Simpson) et la valeur de conservation en utilisant l'ANOVA avec le statut d'invasion comme facteur fixe et le site comme facteur aléatoire. J'ai également comparé la composition des espèces de plantes et d'invertébrés avec une analyse en coordonnées principales (PCoA). Les résultats n'ont pas mis en évidence d'effet significatif de l'invasion sur les communautés végétales à l'exception de l'indice de Simpson pour les communautés envahies par *Hydrocotyle ranunculoides* et ce en raison de la dominance de cette espèce. Les macro-invertébrés ne semblaient pas non plus affectés par l'invasion à l'exception des odonates dont la diversité et la composition étaient significativement différentes entre les zones envahies et non-envahies dans les deux habitats aquatiques. Mon hypothèse est que les plantes envahissantes agissent comme abri pour ces taxons dont l'abondance était plus importante au sein des parcelles envahies.

## Abstract

Invasive alien plant species (IAPS) have diverse negative impacts on ecosystems and biodiversity, and management of these species is expected to increase. This is particularly true in aquatic and riparian ecosystems that represent habitats of conservation value but which are severely invaded and can act as corridors for IAPS spread. My master's thesis has two main objectives: 1) set up an ambitious experimental design to be used to assess the effect of management actions; and 2) compare plant and invertebrate diversity (from both a taxonomic perspective) between invaded and non-invaded areas. I selected three systems, that are combinations of a particular plant invader, one management technique and one targeted ecosystem. They were selected among sites that will be managed by LIFE RIPARIAS, to ensure that control actions will be implemented and to have sufficient sites to choose from. The three IAPS are *Hydrocotyle ranunculoides*, *Impatiens glandulifera* and *Ludwigia grandiflora*, and the invertebrate groups are respectively aquatic macro-invertebrates (Odonata and Coleoptera) in aquatic habitats and Carabidae in tall herbs vegetation. I made vegetation surveys and collected invertebrates in invaded and non-invaded areas of invaded sites. For each system separately, I then compared diversity indices (species richness, Shannon, Simpson) and conservation value using ANOVA with invasion status as fixed factor and site as random factor. I also compared plant and invertebrate species composition with a principal coordinate analysis. The results did not highlight significant effect of invasion on plants communities except for Simpson index of communities invaded by *Hydrocotyle ranunculoides* due to the dominance of this species. Macro-invertebrate did not seem to be affected by the invasion neither except for odonates whose diversity and composition were significantly different between invaded and non-invaded areas in both aquatic habitats. My hypothesis is that invasive plants act as shelter for those taxa whose abundance was more important in invaded plots.

# Table des matières

Remerciements .....	5
Résumé .....	6
Abstract .....	7
Table des figures.....	9
1. Introduction.....	10
2. Matériel et méthodes.....	14
2.1. Mise en place du réseau de quadrats .....	14
2.1.1. Choix des espèces.....	14
2.1.2. Sélection des sites .....	16
2.1.3. Paramètres abiotiques .....	17
2.2. Mesures de la diversité biologique .....	18
2.2.1. Relevés de végétation .....	18
2.2.2. Collecte et identification des macro-invertébrés.....	19
2.3. Analyses.....	21
3. Résultats .....	23
3.1. Mise en œuvre d'un réseau de quadrats opérationnel .....	23
3.2. Evaluation de l'état de conservation des habitats avant gestion .....	29
3.2.1. Comparaison des facteurs abiotiques .....	29
3.2.2. Etude de la diversité spécifique .....	29
3.2.3. Comparaison de la composition des communautés par ordination .....	33
4. Discussion .....	38
4.1. Synthèse des principaux résultats de l'étude.....	38
4.2. Difficulté de mise en place du schéma d'échantillonnage .....	38
4.4. Différences observées entre les communautés de macro-invertébrés et de plantes .....	39
4.5. Différences observées entre milieux terrestre et aquatique .....	41
4.6. Discussion de l'analyse statistique .....	41
5. Conclusion .....	43
Bibliographie .....	44
Annexes .....	48

## Table des illustrations

Figure 1 : Illustration de l'habitat, des groupes taxonomiques d'intérêt et de la méthode de capture pour chaque système : SYSTEME H, Hydrocotyle ranunculoides, Odonates, Coléoptères et capture au filet ; SYSTEME J, Ludwigia grandiflora, Odonates, Coléoptères et capture au filet ; SYSTEME B, Impatiens glandulifera, Carabes et capture au piège Barber .....	15
Figure 2 : Capuchon de pilulier et vis utilisés pour marquer de manière permanente le centre des quadrats du système B. ....	17
Figure 3 : Embarcation gonflable utilisée lors des relevés en milieu aquatique.....	17
Figure 4 : Pièges Barber utilisés pour la capture des carabes au sein du système B. ....	19
Tableau 1 : Echelle de Braun-Blanquet (Kuchler & Mueller-Dombois, 1976). ....	19
Figure 5 : Répartition des sites sélectionnés sur le territoire belge.....	23
Tableau 2 : Planning des visites et des gestions des sites sélectionnés pour l'étude. ....	24
Figure 6 : Emplacement des quadrats pour le site H1. ....	26
Figure 7 : Emplacements des quadrats pour le site J2. ....	27
Figure 8 : Emplacements des quadrats pour le site B4. ....	28
Tableau 3 : Moyennes des facteurs environnementaux mesurés sur le terrain pour les quadrats non-envahis (en vert) et envahis (en rouge) et erreurs types associées.....	29
Tableau 4 : Moyennes des indices de diversité calculés pour les quadrats non-envahis (en vert) et envahis (en rouge) et erreurs types associées. ....	29
Figure 9 : Ordinations non-contraintes pour les groupes taxonomiques de chaque système .....	34
Figure 10 : Fréquence d'occurrence des espèces dominantes des communautés au sein des quadrats envahis et non-envahis par groupe taxonomique pour chaque système.....	35
Tableau 5 : Significativité des modèles testés par ordination contrainte (ns : non significatif ; * significatif ; ** hautement significatif ; *** : très hautement significatif).....	36

## 1. Introduction

Les espèces exotiques envahissantes (EEE), ou espèces invasives, constituent un driver majeur de perte de biodiversité à l'échelle mondiale (Schwartz et al. 2006 cité par Hejda et al., 2009). En raison d'invasions massives par des plantes exotiques envahissantes, une homogénéisation à l'échelle globale, d'unités phytogéographiques initialement différentes, est notamment observée (Schwartz et al. 2006 cité par Hejda et al., 2009).

En Europe, les habitats d'eau douce font partie des plus sensibles aux invasions biologiques. Ce sont également les milieux où les plus grandes densités d'espèces exotiques sont recensées (Lazzaro et al., 2020).

Trois caractéristiques des milieux aquatiques et rivulaires expliquent leur propension à être envahis. Premièrement, les rivières jouent le rôle de corridors écologiques et permettent le transports de nombreuses graines et propagules qui sont ensuite déposés sur les berges en aval (Tabacchi et al., 2005 ; Kowarik & Saumel, 2008 ; Cabra-Rivas et al., 2014 cités par Castro-Díez et al., 2017). Ces propagules sont généralement issues d'espèces exotiques se développant dans des milieux anthropisés comme des jardins, des champs ou au bord des routes fréquemment observés à proximité des habitats aquatiques et rivulaires (Tickner et al., 2001 ; Dyderski et al., 2015 cités par Castro-Díez & Alonso, 2017). Deuxièmement, les facteurs climatiques limitant la croissance des plantes ont tendance à être tamponnés grâce à la proximité des milieux aquatiques ou des cours d'eau (Naiman & Decamps, 1997 cité par Castro-Díez & Alonso, 2017). Enfin, le faible niveau de fertilité des sols constitue généralement un filtre abiotique empêchant l'installation des espèces exotiques au sein du milieu. Au sein des milieux ripariens, ce filtre est levé grâce à l'apport continue de sédiments (Castro-Díez & Alonso, 2017).

Les invasions biologiques impactent généralement négativement les milieux touchés. Ainsi, en Belgique notamment, la présence d'espèces invasives entraîne le passage de nombreux milieux d'un bon état de conservation vers un état moyen ou mauvais (Magliozzi et al., 2020). En effet, la présence de plantes exotiques envahissantes au sein d'un milieu aquatique ou riparien altère les propriétés de l'eau et du sol et affecte les autres organismes à travers les chaînes trophiques (Castro-Díez & Alonso, 2017). Des changements importants sont également observés dans la structure et la composition de la végétation aquatique ou riparienne (Gentili et al., 2021). De plus, les milieux rivulaires belges font partie des régions au sein desquelles la biodiversité et la qualité de l'eau ont été le plus impactées en Europe (Magliozzi et al., 2020). Les impacts de certaines plantes exotiques sur la biodiversité sont déjà documentés. Notamment, la balsamine de l'Himalaya, *Impatiens glandulifera*, entre en compétition avec les autres plantes riveraines indigènes pour la pollinisation, en particulier par les bourdons. Cela entraîne une diminution de la production de graines par les espèces victimes de la compétition (Kettunen et al., 2009). Une autre espèce aquatique, *Ludwigia grandiflora*, forme des peuplements monospécifiques denses qui entravent l'écoulement de l'eau et bloque l'accès à la lumière pour les espèces submergées provoquant l'évincement rapide des autres espèces (Environment Agency, 2014). Enfin, *Hydrocotyle ranunculoides*, forme également des peuplements denses qui bloquent l'accès à la lumière pour les plantes indigènes émergées et submergées et peuvent empêcher l'écoulement naturel de l'eau (Environment Agency, 2014).

Cependant, comme mentionné précédemment, les impacts ne se limitent pas à de la compétition avec les espèces végétales indigènes. D'autres groupes taxonomiques peuvent être négativement affectés par la présence des plantes exotiques. En particulier, les changements de propriétés des sols induits par les plantes invasives sont associés à des changements de composition des communautés

d'arthropodes terrestres (Gutiérrez-López et al., 2014 ; Maceda-Veiga et al., 2016, cités par Castro-Díez & Alonso, 2017).

Il existe plusieurs méthodes pour évaluer l'impact de plantes envahissantes. Tout d'abord, il est possible de simuler la présence de l'espèce envahissante artificiellement en milieu contrôlé, par exemple en y ajoutant des contenants remplis des composés naturellement émis par l'envahissante (Maerz et al., 2005). Cependant, il est possible d'étudier l'impact de l'espèce au sein d'un habitat naturel envahis (Stiers et al., 2011). En effet, « l'étude des impacts au niveau communautaire sur le terrain, en comparant les parcelles envahies et non envahies, permet d'identifier les effets potentiels d'une exotique envahissante et fournir des informations précieuses pour la gestion du paysage et la conservation de la nature » (Gordon, 1998 ; Manchester & Bullock, 2000 cités par Hejda et al., 2009). L'objet de l'étude peut varier également : il est possible d'évaluer l'impact des EEE sur les composantes abiotiques de l'écosystème (Dassonville et al., 2008), sur les composantes biotiques (Stiers et al., 2011) ou même sur les services écosystémiques rendus par les habitats envahis (Eviner et al., 2012). Enfin, l'étude des impacts peut être réalisée à un instant t, en comparant directement des sites envahis et non-envahis, en émettant l'hypothèse que les sites envahis étaient, avant invasion, similaires aux sites non-envahis (Stiers et al., 2011). Autrement, il est possible de suivre l'invasion et les impacts liés à celle-ci au cours du temps (Mazurczyk & Brooks, 2022).

A l'échelle spécifique, la richesse spécifique et le déplacement des espèces natives sont fréquemment utilisés comme indicateur d'impacts des invasions biologiques et de la compétition interspécifique, qui peuvent entraîner le remplacement ou l'extinction locale d'espèces indigènes (Bartz & Kowarik, 2019). Lorsqu'une diminution de diversité spécifique est observée à la suite d'une invasion, il est intéressant, dans la mesure du possible, d'identifier les mécanismes à l'origine de la disparition d'espèces indigènes. Ces mécanismes peuvent être la compétition pour les ressources, l'allélopathie ou encore la modification du fonctionnement de l'écosystème comme la modification du cycle de l'azote, par exemple (Levine et al., 2003). Il est également important de déterminer si l'impact de l'espèce introduite sur la biodiversité indigène est positif ou négatif (Manchester & Bullock, 2000).

L'évaluation de l'impact des espèces exotiques envahissantes est généralement effectuée au sein d'habitats naturels d'intérêt. Il existe de nombreuses définitions de la notion d'habitat mais trois principes sont essentiels à la définition de ce terme : un espace géographique ; un ensemble de facteurs biotiques et abiotiques exerçant une influence sur cet espace géographique ; une organisation spatio-temporelle de cette notion. Il s'agit d'un concept dynamique pouvant s'inscrire dans plusieurs échelles spatio-temporelles (Boulet, 2003 cité par Maciejewski et al., 2016).

Cependant, il convient d'ajouter qu'exception faite des habitats marins, la végétation permet malgré tout de déterminer l'habitat (Rameau et al., 2000 cité par Maciejewski et al., 2016). Dans la Directive Habitat-Faune-Flore (DHFF) ou directive européenne 92/43/CEE, la définition du terme « habitat » est la suivante : « *les caractéristiques géographiques, abiotiques et biotiques, qu'elles soient entièrement naturelles ou semi-naturelles* ». Cette directive donne pour objectif aux Etats membres « *d'assurer le maintien ou le rétablissement dans un état de conservation favorable des habitats naturels et des espèces de faune et de flore sauvages d'intérêt communautaire* ». La description d'habitat reprise dans la DHFF intègre les deux premiers principes mentionnés précédemment mais reste floue quant au troisième principe : l'échelle de description de l'habitat n'est pas toujours précisée dans le manuel EUR 28 (European Commission, 2013 cité par (Maciejewski et al., 2016) qui décrit les habitats d'intérêt communautaire.

En ce qui concerne l'état de conservation des habitats, celui-ci est défini de la façon suivante dans la DHFF : « *l'effet de l'ensemble des influences agissant sur un habitat naturel ainsi que sur les espèces*

typiques qu'il abrite, qui peuvent affecter à long terme sa répartition naturelle, sa structure et ses fonctions ainsi que la survie à long terme de ses espèces typiques ». Cependant cette définition est générale, peu précise et est donc peu opérationnelle pour une utilisation à l'échelle d'un site (Cantarello & Newton, 2008 cités par Maciejewski et al., 2016). Plus concrètement, un habitat présente une composition (ensemble des éléments, tels que les espèces qu'il abrite, dont il est formé), et une structure (organisation physique et disposition des éléments dans l'habitat) qui correspondent à ses caractéristiques biotiques. Les caractéristiques abiotiques de l'habitat sont, entre autres, le sol, la géomorphologie ou le climat. Les interactions entre ces caractéristiques conditionnent les fonctions écologiques qui sont « toutes les actions et processus biologiques qui ont lieu naturellement dans l'écosystème et qui résultent de l'interaction entre tous ces compartiments : échanges, flux de matière, d'énergie, etc. » (Maltby et al., 1996 ; Costanza et al., 1997 cités par Maciejewski et al., 2016). Pour évaluer l'état de conservation d'un habitat il faut donc, idéalement, évaluer sa structure, sa composition et ses fonctions (Noss, 1990 cité par Maciejewski et al., 2016).

Pour évaluer l'état de conservation, il faut définir des valeurs-seuils ou de « référence ». L'état de référence d'un habitat peut être défini à partir d'un état « naturel », non perturbé par l'Homme, un état peu perturbé ou encore du meilleur état en équilibre avec les pratiques anthropiques (Maciejewski et al., 2016). Préalablement à l'évaluation de l'état de conservation de l'habitat, il faut identifier celui-ci sur la base du cortège d'espèces présentes. Plusieurs méthodes existent pour mettre en évidence ces espèces : les espèces diagnostiques (Chytrý et al., 2002b cité par Maciejewski et al., 2016), les espèces fidèles (Bruehlheide, 2000 cité par (Maciejewski et al., 2016) ou les espèces indicatrices (Dufrene & Legendre, 1997 ; Bensettiti (coord.), 2001- 2005 cités par Maciejewski et al., 2016).

Une fois l'habitat identifié, une valeur de conservation (VC) de l'habitat peut être calculée. La méthode utilisée dans cette étude est basée sur la « ressemblance floristique relative » qui cherche la concordance entre les données et des spécimens d'herbiers pour chaque site (Wieringa & Sosef, 2011 cités par Capmourteres et al., 2016). La définition qui a été utilisée est donc : « la proportion d'espèces natives typiques de l'habitat étudié au sein du quadrat ». Les plantes typiques des habitats peuvent être définies comme les plantes caractéristiques identifiées pour chaque habitat dans le Manuel d'interprétation des habitats de l'Union Européenne de 2013 (European Commission, 2013). Cette VC est donc comprise entre 0 (aucun espèce d'intérêt présente) et 1 (l'ensemble des espèces d'intérêt sont présentes). Concernant les macro-invertébrés, la valeur de conservation de chaque site a été basée uniquement sur l'abondance des invertébrés capturés. Cette métrique est fréquemment utilisée et arrive en troisième position pour mesure de la VC (Capmourteres et al., 2016). La VC d'un quadrat retenue pour les macro-invertébrés lors de cette étude correspond donc au « nombre total d'individus capturés par ordre ».

D'autres indices peuvent être calculés pour comparer des habitats envahis et non-envahis. Des indices reflétant la diversité spécifique d'un habitat tels que la richesse spécifique, l'indice de Gini-Simpson (D) et l'indice de Shannon-Weiner (H) peuvent notamment être déterminés. La richesse spécifique correspond au nombre d'espèces présentes au sein de la zone d'inventaire. L'indice de Gini-Simpson correspond à la probabilité de rencontre interspécifique au sein de cette zone. Enfin l'indice de Shannon représente la quantité d'informations contenue dans la distribution des abondances des espèces dans la zone inventoriée. Cependant, ces indices basés uniquement sur la quantité d'espèces ne sont pas suffisants et doivent être associés à une analyse de la qualité des espèces (Dony & Denholm, 1985).

Lorsque l'effet des espèces invasives sur l'état de conservation des habitats est avéré, de nombreux projets d'éradication de plantes exotiques sont mis en œuvre. Cependant, beaucoup d'invasives

possèdent une importante capacité de propagation végétative leur permettant de se développer à partir de fragments de stolons, racines ou rhizomes à l'issue d'une gestion mécanique (Klimeš et al., 1993 ; Kollmann et al., 2011 ; Weber, 2011 cités par Bucharova & Krahulec, 2020). Il est donc recommandé de restaurer les milieux gérés en y implantant activement des espèces végétales natives (Bakker & Wilson, 2004; Kettenring & Adams, 2011 cités par Bucharova & Krahulec, 2020). Pourtant, seul un tiers des projets suivent cette recommandation et mettent en œuvre une végétalisation active post-gestion. Plus généralement, moins de 10% des projets mettent en œuvre une période de contrôle supérieure à 4 ans et seuls 52% des projets monitorent la réponse du milieu, que ce soit le retour des invasives ou des espèces natives, durant une période d'un an après l'éradication (Kettenring & Adams, 2011). Ces périodes de contrôle et de monitoring réduites résultent de contraintes logistiques et financières auxquelles font souvent face les gestionnaires (Kettenring & Adams, 2011).

Ce travail de fin d'études s'inscrit dans le cadre du projet LIFE RIPARIAS (Reaching Integrated and Prompt Action in Response to Invasive Alien Species). Ce projet vise à gérer les espèces exotiques envahissantes présentes au sein des bordures de rivières et des étangs dans les bassins versants de la Dyle, de la Senne et de la Marcq du district hydrographique de l'Escaut en Belgique. Ce projet est cofinancé par l'Union européenne et ce pour une période de six ans. Le projet en lui-même a donc débuté en janvier 2021 et s'achèvera en décembre 2026, s'en suivra une période de suivi « After LIFE » de cinq ans. La gestion des plantes exotiques débutera en avril 2023. Ce projet représente donc une réelle opportunité pour l'étude de la restauration des milieux naturels et le monitoring de l'état des écosystèmes post-gestion (RIPARIAS, 2023).

Le but de mon TFE est de contribuer à l'action D.2. du projet LIFE intitulée « *Monitoring of the effectiveness of management actions* ». Dans un premier temps, l'objectif est donc de mettre en place un réseau de quadrats permettant le suivi de l'efficacité des mesures de gestion mises en œuvre dans le cadre du LIFE. Plus particulièrement, dans un second temps cette étude a également pour but d'évaluer l'état des communautés végétales et de macro-invertébrés au sein de sites envahis et non-envahis avant que les actions d'éradications des plantes envahissantes soient mises en œuvre. Cela permettra d'identifier les impacts des espèces invasives cibles sur la diversité taxonomique des communautés inféodées aux sites sélectionnés. Bien qu'une valeur de conservation et une diversité plus faible soient attendues dans les zones envahies, il est essentiel de vérifier cette hypothèse avant toute intervention, afin de pouvoir déterminer, par la suite, l'efficacité des mesures de gestion qui seront implémentées. Ce TFE constitue donc une étape préalable essentielle à la mise en œuvre des mesures de gestion par le LIFE.

Dans le cadre de ce travail de fin d'études, trois systèmes (correspondant à un habitat et une plante invasive associée) seront étudiés. Les impacts des espèces exotiques envahissantes varient en fonction des facteurs biotiques et abiotiques du milieu (Hulme, 2006 ; Ricciardi et al. 2013 cités par Kumschick et al., 2015). C'est pourquoi il est important de ne pas se limiter à l'étude d'un seul système afin d'éviter de tirer des conclusions sur la base des spécificités de ceux-ci mais également pour déterminer si les tendances observées sont généralisables à l'ensemble des systèmes étudiés.

Enfin, disposant d'une période de travail et des ressources limités, il a été décidé de comparer directement des zones envahies et non-envahies au sein d'habitats naturels (moins coûteux et faisable sur un laps de temps court). De plus, les composantes abiotiques varient assez fortement d'un site à l'autre et les impacts sur les services écosystémiques étant difficiles à mesurer (Eviner et al., 2012), seuls les impacts portant sur les composantes biotiques de l'écosystème ont été étudiés (diversité et composition des communautés fauniques et floristiques).



## 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Mise en place du réseau de quadrats

Le premier objectif du TFE est de mettre en place un réseau de quadrats opérationnel permettant le suivi de la qualité biologique des habitats à la suite des mesures de gestions mises en œuvre.

#### 2.1.1. Choix des espèces

Les EEE impactent à la fois les communautés végétales mais également les communautés de macro-invertébrés. Certaines familles de macro-invertébrés, notamment les Carabidae, peuvent être considérés comme des indicateurs de la qualité des habitats ripariens (Sprössig et al., 2022). De même, la diversité spécifique des macro-invertébrés aquatiques a été mise en relation avec la qualité de l'eau des étangs abritant ceux-ci (Menetrey et al., 2005).

Plus particulièrement, les odonates et les trichoptères sont les indicateurs les plus efficaces de richesse globale des communautés d'invertébrés d'étang (Labat, 2017). En effet, il semble que la richesse de ces groupes reflète la richesse de tous les autres taxons. Ces ordres regroupent un nombre limité d'espèces qui sont bien connues et des clefs de déterminations sont bien établies pour ces ordres. De plus, ces espèces occupent une grande diversité d'habitats et sont donc observables dans un grand nombre de milieux (Briers et al., 2003). Enfin, le caractère indicateur des odonates a également été mis en évidence à travers une seconde étude, basée sur une méthodologie différentes (Sahlen and Ekestubbe, 2001 cités par Briers et al., 2003). Cependant, la méthode « TOC » ou « Trichoptères, Odonates et Coléoptères » est plus efficace que l'étude d'un unique groupe taxonomique et le nombre d'espèces identifiées dans ces taxons cibles présente une bonne corrélation avec le nombre total d'espèces présentes dans le milieu. Cela en fait une méthode efficace d'étude de la diversité en macro-invertébrés au sein d'étangs lorsqu'une étude holistique n'est pas réalisable (Labat, 2017).

Sur bases de ces données, trois systèmes ont été définis pour cette étude. Un système correspond à une espèce végétale exotique envahissante, un habitat cible touché par cette espèce et un groupe de macro-invertébrés associé. Les systèmes retenus pour l'étude sont les suivants :

**SYSTEME H (Hydrocotyle)** - *Hydrocotyle ranunculoides* – Ecosystème aquatique (Etangs et lacs, Habitat 3150) – Communauté de macro-invertébrés : macro-invertébrés aquatiques (Odonates, Trichoptères et Coléoptères).

**SYSTEME J (Jussie à grandes fleurs)** – *Ludwigia grandiflora* – Ecosystème aquatique (Etangs et lacs, Habitat 3150) – Communauté de macro-invertébrés : macro-invertébrés aquatiques (Odonates, Trichoptères et Coléoptères).

**SYSTEME B (Balsamine de l'Himalaya)** - *Impatiens glandulifera* – Ecosystème riparien (Mégaphorbiaies hydrophiles, Habitat 6430) – Communauté de macro-invertébrés : Coléoptères Carabidae.

## Système H



## Système J



## Système B



Figure 1 : Illustration de l'habitat, des groupes taxonomiques d'intérêt et de la méthode de capture pour chaque système : SYSTEME H, *Hydrocotyle ranunculoides*, Odonates, Coléoptères et capture au filet ; SYSTEME J, *Ludwigia grandiflora*, Odonates, Coléoptères et capture au filet ; SYSTEME B, *Impatiens glandulifera*, Carabes et capture au piège Barber .

### 2.1.2. Sélection des sites

L'étude est basée sur des sites situés dans la zone d'intervention du LIFE RIPARIAS qui agit sur les bassins versants de la Dyle, de la Senne et de la Marcq du district hydrographique de l'Escaut. Pour chaque système, 6 sites ont été sélectionnés au sein de ces bassins.

Le premier critère de sélection des sites fut la date de début de gestion des espèces envahissantes. Afin de poursuivre une éventuelle étude doctorale dès l'automne, il est nécessaire que la gestion des invasives débute en 2023 ou 2024 au plus tard.

L'état de référence de chaque système étudié étant un habitat Natura 2000, les sites prospectés devaient également être situés dans des sites Natura 2000. Ce critère a été vérifié grâce aux outils SIG et via des shapefiles fournis par le Dr. Branquart, membre de l'équipe du LIFE RIPARIAS.

D'autres caractéristiques telles que l'accessibilité ou la proximité géographiques des différents sites ont également été pris en compte lors de la sélection des sites d'intérêt.

Pour le système H, les sites ont été sélectionnés principalement sur base des gestions prévues par le Contrat de Rivière Senne et Dyle-Gette dans le cadre du projet RIPARIAS. Le choix des sites fut également orienté par les recommandations de M. Guyon et Mme. Gosse, respectivement coordinateurs des Contrats de rivière Dyle-Gette et Senne. En tant qu'acteurs de terrain, leur connaissance du territoire et des gestions prévues dans le cadre du LIFE a été précieuse pour évaluer la faisabilité de la mise en œuvre de mon protocole d'échantillonnage dans les sites potentiels.

Concernant le système B, des shapefiles indiquant le niveau d'invasion par *Impatiens glandulifera* et les habitats Natura 2000 « 6430 » présents au sein de la zone d'action du LIFE ont été croisés afin d'identifier des sites potentiels de prospection. Le choix des sites a été confirmé grâce à des prospections de terrains en amont de l'échantillonnage afin de vérifier l'accessibilité de ceux-ci ainsi que l'adéquation entre les données cartographiques et la réalité de terrain et sur base des recommandations de M. Guyon et de M. Van Onsem acteurs du LIFE.

Enfin, il fut plus difficile d'identifier des sites potentiels envahis par *Ludwigia grandiflora* en raison du nombre plus restreint de projet de gestion pour cette espèce. Certains sites sélectionnés ne présentent donc pour le moment pas de gestion envisagée. Mon choix a une fois encore été orienté par les conseils de M. Guyon mais également celui de M. Joye du DNF.

Au sein de chaque site sélectionné, 9 quadrats ont été disposés aléatoirement. 6 quadrats étaient situés au sein d'une zone envahie par l'espèce exotique envahissante du système correspondant et les 3 autres étaient situés au sein d'une zone non-envahie.

Pour l'étude des écosystèmes ripariens (système B), des quadrats de dimensions 1 m<sup>2</sup> ont été délimités. Il a été démontré que les quadrats de cette taille fournissent des échantillons de végétation représentatifs et répétables pour les sites (Briggs, 1994 cité par Large et al., 2007). Au sein des sites aquatiques, les quadrats correspondaient à des surfaces de 2500 cm<sup>2</sup> (soit un rayon de 40 cm) délimitées autour de points permanents. Cette surface est la plus utilisée pour l'études des macrophytes aquatiques (Downing & Anderson, 1985).

En milieux aquatique (systèmes H et J), des bambous de 1 m de long ont été placés au centre de chaque quadrat pour matérialiser la zone d'intérêt le temps des mesures. Pour matérialiser les quadrats permanents du système B, qui seront réutilisés pour le suivi du projet LIFE, un capuchon de pilulier rouge a été vissé au centre de chaque quadrat à l'aide de vis en 200 mm de long (Figure 2).



Figure 2 : Capuchon de pilulier et vis utilisés pour marquer de manière permanente le centre des quadrats du système B.

Pour la prospection des étangs, une petite embarcation gonflable (FLT5-5, Figure 3) ainsi qu'un bathyscope ont été utilisés. Pour les zones moins profondes et celles de prairies humides (systèmes B), la prospection a été réalisée en waders ou en bottes.



Figure 3 : Embarcation gonflable utilisée lors des relevés en milieu aquatique.

### 2.1.3. Paramètres abiotiques

Pour tenir compte de l'hétérogénéité des sites en termes de luminosité, facteur de vue du ciel ou *Sky View Factor* (SVF) a été déterminé pour chaque quadrat dans l'ensemble des sites. Le SVF correspond au rapport entre le rayonnement reçu (ou émis) par une surface plane par le rayonnement émis (ou reçu) par l'environnement hémisphérique (Watson & Johnson, 1987). Ce facteur permet de comparer les conditions d'accès à la lumière au sein d'un site : l'indice prend la valeur de 100 pour une surface

totalemment dégagée et la valeur de 0 pour une surface totalement obstruée. Le SVF a été déterminé sur le terrain à partir d'un densiomètre.

Le SVF correspond donc à l'ouverture de la canopée. Cette dernière peut être déterminée à l'aide d'un densiomètre convexe. Le densiomètre est constitué d'un miroir convexe sur lequel sont gravés 24 carrés. Chacun d'entre eux peuvent être divisés en 4 carrés en partant de leur point central, qui est imaginaire. 96 carrés sont alors disponibles sur le miroir. Pour déterminer l'ouverture de la canopée en milieu ouvert, il suffit de tenir le densiomètre à hauteur du coude, avec une distance de 45 à 55 cm de l'œil de l'opérateur, et de compter le nombre de carrés, parmi les 96, sur lesquels la canopée n'est pas visible. Ce nombre a ensuite été multiplié par 1,04 et la valeur obtenue correspond au pourcentage d'ouverture du couvert. Le nombre de carrés occupés multiplié par 1,04 correspond donc à la densité de la canopée (inverse du SVF). La mesure a été répétée selon les quatre orientations cardinales et la valeur finale du SVF correspond à la moyenne des quatre mesures préalablement réalisées (Lemmon, 1956 ; Baudry et al., 2013).

Au sein des habitats aquatiques, pour les systèmes H et J, la profondeur d'eau au niveau de chaque quadrat a été déterminée. Pour cela, des bambous de 1,50 mètres de long similaires à ceux utilisés pour marquer le centre du quadrat ont été utilisés. La longueur de bambou immergée (avant pénétration du substrat) a été mesurée à l'aide d'un mètre pliant de 2 mètres de long. Pour les zones présentant une profondeur supérieure à 1,50 mètres, la mention « >1,50 mètres » a été indiquée lors de l'encodage des données.

## 2.2. Mesures de la diversité biologique

### 2.2.1. Relevés de végétation

Dans chaque quadrat, les espèces de macrophytes ont été identifiées et leur recouvrement a été estimé. Pour cela, le cahier d'habitat Natura 2000 relatif aux habitats humides a été utilisé (Gaudillat et al., 2002). Le Manuel d'interprétation des habitats de l'Union Européenne de 2013 (European Commission, 2013) ; la Flore forestière française (Tome 1) (Rameau & Mansion, 2018) et le Guide Delachaux des fleurs de France et d'Europe (2017) ont également été utilisés.

Pour les espèces qui n'ont pas pu être identifiées directement sur le terrain, des individus ont été collectés, séchés, pressés et examinés plus précisément en laboratoire (Croft & Chow-Fraser, 2009). Pour matérialiser les quadrats présentant une végétation de grande taille sans aplatir celle-ci, quatre tiges de bambou de 1,50 m de hauteur liées grâce à une ficelle ont été utilisées pour délimiter les surface des quadrats.

Pour la réalisation des herbiers, le matériel suivant a été utilisé sur le terrain : un couteau, une pelle, des gants de protection, des sacs en plastiques et une loupe x10. Si possible, des branches présentant des fleurs en bon état ont été prélevées. Les échantillons prélevés devaient illustrer correctement la phyllotaxie et le système rameux des plantes. La pelle a également été utilisée, lorsque nécessaire, afin d'extraire le système racinaire, qui était ensuite nettoyé afin de retirer le substrat. Les spécimens prélevés ont alors été placés dans des sacs plastiques pour être séchés et pressés en laboratoire. Les végétaux d'un même site ont été rassemblés, chaque spécimen a eu un numéro correspondant au numéro du site, numéro du quadrat, la date (mois, jour) et numéro de l'échantillon : SS-QQ-MM-JJ-EE. Sur le terrain, si possible, des photos des feuilles en vues dorsales et ventrales ont été prises afin de permettre l'identification des espèces en laboratoire. Pour le pressage, les spécimens ont été pliés en V, N ou Z. Les feuilles chevauchant les autres organes ou pliées sur la moitié de leur surface ont été retirées. Les spécimens ont été placés entre deux feuilles de papier journal et sous presse durant 24h, puis les journaux ont été changés et le spécimen a été réarrangé. L'opération a été répétée 2 à 3 fois (les journaux sont changés tous les 2 à 3 jours ensuite) (Maden, 1970).

Le recouvrement de chacune de ces espèces au sein du quadrat a ensuite été déterminée grâce à l'échelle de Braun-Blanquet. Celle-ci attribue une valeur (*Tableau 1*) à l'espèce en fonction de la surface qu'elle occupe au sein du quadrat ou de son recouvrement. Le recouvrement correspond à la surface occupée par l'espèce si elle était projetée au sol (Kuchler & Mueller-Dombois, 1976). Le recouvrement a été estimé visuellement sur le terrain.

*Tableau 1 : Echelle de Braun-Blanquet (Kuchler & Mueller-Dombois, 1976).*

<b>Echelle de Braun-Blanquet</b>	<b>Recouvrement (%)</b>
<b>5</b>	75-100
<b>4</b>	50-75
<b>3</b>	25-50
<b>2</b>	5-25
<b>1</b>	< 5, nombreux individus observés
<b>+</b>	< 5, quelques individus observés
<b>r</b>	Individu solitaire, faible recouvrement

Un inventaire des espèces de macrophytes aquatiques a également été réalisé pour chaque site. L'objectif de celui-ci est de fournir une liste des espèces présentes au sein de chaque étang à l'état initial, c'est-à-dire avant gestion. Pour cela, seuls les individus dont les systèmes racinaires étaient immergés ont été considérés afin de limiter le nombre d'espèces terrestres incluses dans le relevé. Pour chaque site, chaque nouvelle espèce identifiée a été recensée. L'inventaire a pris fin lorsque qu'aucune nouvelle espèce n'a été recensée au cours des cinq minutes suivant la dernière identification. (Archaux et al., 2006)

#### 2.2.2. Collecte et identification des macro-invertébrés

Pour étudier les communautés de Carabidae, des pièges Baber ou « pièges à fosse » ont été utilisés (Figure 4).



*Figure 4 : Pièges Barber utilisés pour la capture des carabes au sein du système B.*

La structure des pièges utilisés était la suivante : deux pots transparents emboîtés l'un dans l'autre. Le pot inférieur est troué afin de permettre l'évacuation de l'eau en cas de pluie. Les dimensions des pots correspondent à 11 cm en profondeur et 8,5 cm de diamètre. Ces dimensions sont adaptées à la

capture de coléoptères (Brown & Matthews, 2016). Un toit est ajouté au dispositif, il s'agit d'un rond de plastique suspendu au-dessus du dispositif grâce à des pics en bois. Un entonnoir a également été joint au dispositif. Ce dernier correspond à la partie conique supérieure de 6 cm d'une bouteille plastique, découpée puis retournée afin de jouer le rôle d'entonnoir. L'utilisation de toit permet de réduire l'évaporation du liquide de collecte et de limiter la pollution des pièges par l'eau de pluie et les débris végétaux (Brown & Matthews, 2016). Les pièges à fosses qui contiennent un liquide de collecte doivent être vérifiés au moins une fois par semaine afin d'assurer un bon état de conservation des individus étudiés (Upton & Mantle, 2010). Cependant, la durée optimale d'échantillonnage entre deux relevés est 7 jours (Peters J., Communication personnelle, 2 mars 2023). La durée d'échantillonnage qui a été appliquée fut de 5 jours en raison de contraintes liées à la croissance des espèces exotiques d'intérêt et au planning des gestions. De plus, un seul piège a été installé par quadrat et un seul échantillonnage a été réalisé par quadrat. Le liquide de conservation qui a été utilisé correspond à du vinaigre ménager dans lequel ont été ajoutées quelques gouttes de liquide vaisselle inodore et incolore (Ecover®). Le vinaigre (acide acétique 8%) est souvent utilisé car il attire les gros carabes (Scheller, 1984 ; Woodcock, 2005 ; McCravy & Willand, 2007 cités par Gardarin & Valantin-Morison, 2021). De plus, le vinaigre blanc permet une bonne conservation des insectes pour une période ne dépassant pas 7 jours et il a l'avantage d'être peu cher et facilement accessible (Aristophanous, 2010). Du savon liquide est ajouté afin de diminuer la tension superficielle du liquide et limiter le risque d'évasion (Peters J., Communication personnelle, 2 mars 2023).

Lors de la capture des macro-invertébrés d'eau douce, un filet de 24,5 cm de diamètre et présentant une maille de 1 mm a été utilisé. Pour chaque quadrat, durant 3 minutes, le substrat a été remué puis l'eau a été balayée à l'aide du filet pour capturer les invertébrés en suspension dans l'eau (Chadd, 2010). Le substrat a été remué manuellement dans les sites présentant une faible profondeur et à l'aide d'un râteau dans les zones présentant une profondeur supérieure à 1 m. La capture des macro-invertébrés aquatiques a été réalisée en dehors du quadrat pour ne pas perturber la végétation s'y trouvant. Ainsi, les macro-invertébrés ont été capturés autour du quadrat permanent, de manière perpendiculaire à la berge afin que la profondeur des zones de capture soit identique à celle du quadrat.

Quel que soit le système, un unique échantillonnage a été réalisé par quadrat. Les macro-invertébrés récoltés ont été nettoyés, triés puis conservés dans des piluliers et séparés selon leur quadrat de capture. Les macro-invertébrés étaient conservés dans de l'éthanol à 90%. Un code a été attribué à chaque échantillon, reprenant l'identifiant du site, du quadrat, et la date (jour, mois) : SS-QQ-JJ-MM.

Les invertébrés terrestres capturés ont été triés afin de ne conserver que les carabes pour les systèmes B et les odonates, les trichoptères et les coléoptères pour les systèmes H et J.

Dans l'ensemble des trois systèmes, les taxons ont été identifiés jusqu'au genre et séparés par espèce (parataxonomie) voire jusqu'à l'espèce si possible. Les données collectées correspondent à une liste des différentes espèces et de leur abondance au sein du quadrat (nombre d'individus recensés par espèce et par quadrat).

Pour l'identification des macro-invertébrés, un microscope binoculaire, une lampe et une pince souple ont été utilisés. De plus, les ouvrages suivants ont été utilisés : Tachet, H. (2010). Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie. ; Boudot J-P, Doucet G. et Grand D. (2017). Les Libellules de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Pour l'identification des carabes, les clefs suivantes ont été utilisées : Roger J-L, Jambon O. et Bouger G. (2021). Clef de détermination des carabides, Paysages agricoles du Nord-Ouest de la France ; Coulon J. et al. (2021). Coléoptères carabiques (Volume 1).

Pour faciliter l'identification, des représentants de chaque espèce ont été conservés dans des piluliers afin de servir de référence pour la comparaison avec les individus observés dans les différents quadrats. Chaque espèce a été identifiée deux fois (une fois avec chaque ouvrage) et le Dr Chérot, attaché qualifié du DEMNA a accepté de réaliser une seconde expertise afin de vérifier l'identification des odonates et coléoptères pour lesquels un doute subsistait.

### 2.3. Analyses

Lors de l'analyse des données, les mêmes indices et tests ont été calculés et effectués à la fois pour les relevés de macrophytes et pour les relevés de macro-invertébrés. Ces indices correspondent à la richesse spécifique ou nombre d'espèces observé par quadrat. L'indice de Gini-Simpson (D) ou probabilité de rencontre interspécifique exprimé de la façon suivante :

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

Où  $p_i$  est la proportion d'individus de l'espèce  $i$  et  $S$  est le nombre total d'espèces présentes. Cet indice varie entre 0 (si une seule espèce est présente, le milieu est homogène) et  $1-1/S$  si les  $S$  espèces ont la même probabilité d'être présentes.

L'indice de Shannon Weiner (H) qui représente la quantité d'information contenue dans la distribution des abondances est calculé de la façon suivante :

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Où  $p_i$  est la proportion d'individus de l'espèce  $i$  et  $S$  est le nombre total d'espèces présentes. Cet indice varie entre 0 (si une seule espèce est présente) et  $\ln(S)$  (lorsque les espèces sont réparties équitablement).

Dans un premier temps, à partir des données issues des relevés de végétation, la valeur de conservation de chaque quadrat a été calculée de la façon suivante avec Excel version 2306 :

$$CV = \frac{n_i}{n_c}$$

Où  $n_i$  est le nombre d'espèces caractéristiques de l'habitat dans le quadrat et  $n_c$  est le nombre total d'espèces caractéristiques de l'habitat. Pour les macro-invertébrés, la valeur de conservation correspond au nombre total d'individus capturés par quadrat.

Pour la suite des analyses, le logiciel R version 4.2.1. ainsi que le logiciel SAS 9.4 ont été utilisés. Pour chaque quadrat, la richesse spécifique en macrophytes et en macro-invertébrés a été déterminée grâce au package « vegan » et à la fonction « specnumber ». Les indices de Simpson et de Shannon ont également été déterminés pour chaque quadrats grâce à ce package et avec la fonction « diversity » (Oksanen, 2020 ; Oksanen et al., 2015).

Une analyse de la variance (ANOVA) à deux facteurs a été réalisée afin de comparer les moyennes des richesses spécifiques, des indices de Simpson, Shannon et de la valeur de conservation par site et par traitement (envahi/non-envahi). Le premier facteur est donc un facteur fixe : le traitement envahi/non envahi. Le second facteur est aléatoire et il correspond au site. Les fonctions « proc mean » et « proc anova » de SAS ont été mises en œuvre pour réaliser l'analyse de la variance. Les conditions d'application du test ont été vérifiées : les échantillons sont supposés aléatoires, simples et indépendants ; les populations correspondent à l'association du facteur site et du facteur



envahissement des quadrats : ainsi il y a 12 populations (Site 1 x envahis ; Site 1 x non-envahis ; etc.). Le nombre d'observations par population étant inférieur à 10, les populations sont supposées normales (Brostaux, 2020). L'égalité des variances au sein des populations a, quant à elle, été vérifiée par le test de Bartlett. Les p-valeurs obtenues lors de la réalisation de ces tests sont visibles en annexe 3. Pour les analyses de la variances paramétriques, la significativité a été définie au seuil de 5% (p-valeur < 0,05).

Dans les cas où les conditions d'application (CA) n'étaient pas respectées, des transformations de variables logarithmiques ou racines ont été réalisées. Si ces transformations ne permettaient pas de répondre au problème de violation des conditions d'application, le test de Scheirer-Ray-Hare a été mis en œuvre. Il s'agit d'un test basé sur les rangs, dérivé du test de Kruskal-Wallis et correspondant à l'équivalent non-paramétrique de l'analyse de la variance à deux facteurs (Scheirer et al., 1976). Enfin une ANOVA à un facteur (envahissement) a été réalisée pour comparer les moyennes de SVF et de profondeur d'eau. Dans le cas où les CA n'étaient pas respectées, le test de Kruskal-Wallis a été utilisé.

Pour finir, la comparaison des communautés de macrophytes et de macro-invertébrés pour les quadrats envahis et non-envahis a été réalisée grâce au package « vegan » permettant la mise en œuvre d'une ordination du type « principal coordinate analysis ». Dans un premier temps, la fonction « vegdist » a permis le calcul de la matrice de distance nécessaire à l'ordination. La fonction « cmdscale » a permis la réalisation de l'ordination tandis que la fonction « ordiplot » a été utilisée afin d'afficher le résultat sous forme d'un nuage de points. Une analyse indirecte des gradients environnementaux associés à cette ordination a été réalisée grâce à la fonction « cor » (calcul de la corrélation entre les résultats de l'ordination et les données environnementales). Ensuite, une ordination contrainte ou CAP a été réalisée afin de d'apprécier l'effet du niveau d'invasion et des gradients environnementaux sur l'organisation des espèces. Pour cela, la fonction « capscale » du package vegan a été utilisée. Afin d'évaluer le rôle significatif des variables environnementales sélectionnées (dans cette étude le niveau d'invasion), la fonction « anova » a été utilisée également (Oksanen, 2020 ; Oksanen et al., 2015).

### 3. Résultats

#### 3.1. Mise en œuvre d'un réseau de quadrats opérationnel

A l'issue du processus de sélection des sites, un réseau opérationnel de 161 quadrats a été mis en œuvre et servira au suivi de l'évolution des habitats une fois les mesures de gestions terminées. Cela permettra, entre autres, de vérifier si une reconstitution des communautés vivantes est observée à la suite de la gestion.

Le nombre de sites souhaité a été atteint et ceux-ci répondent en grande partie aux exigences mentionnées précédemment. Au sein de ces sites, trois sites non-envahis et six sites ont été définis malgré la présence dominante de l'espèce envahissante cible (excepté pour le site H1 servant de test). La majorité d'entre eux étaient situés en Région Wallonne (Figure 5) et ce pour une question de facilité linguistique dans un premier temps mais également en raison d'une meilleure définition du planning wallon des gestions. Ainsi, seuls trois sites flamands ont été choisis et concernent exclusivement le système B.

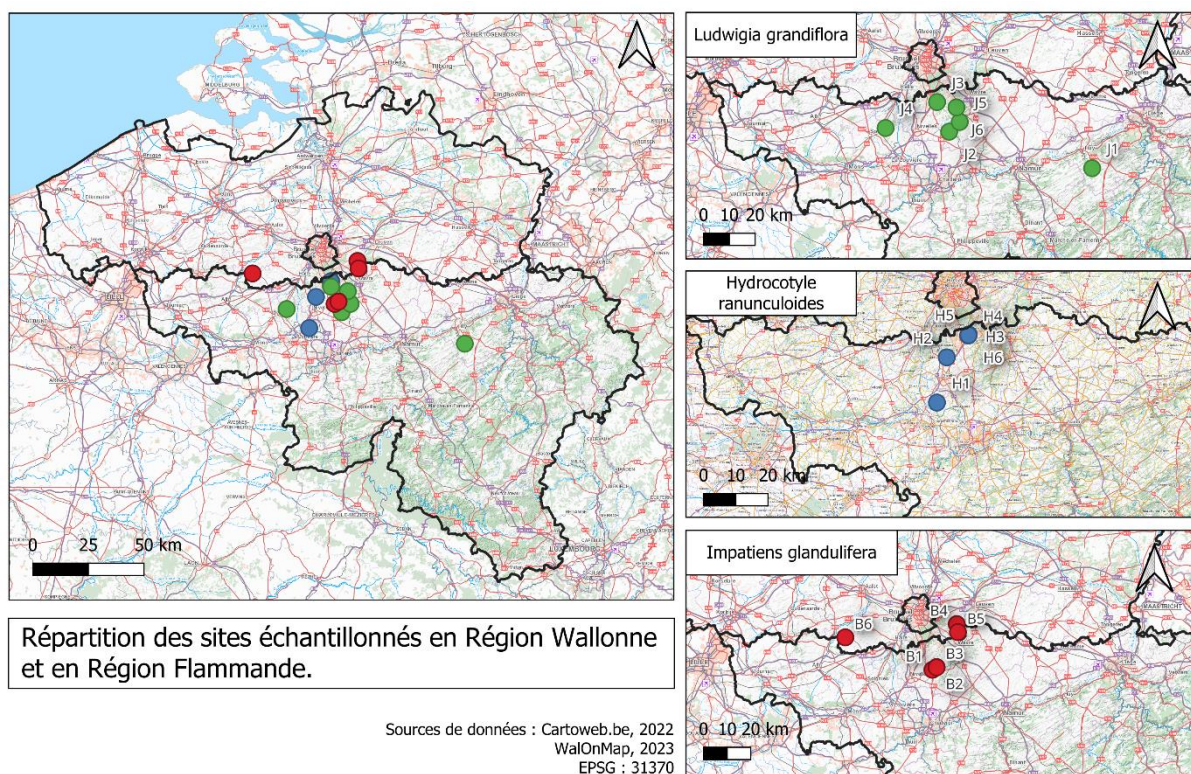


Figure 5 : Répartition des sites sélectionnés sur le territoire belge.

La date d'échantillonnage de chaque site a été déterminée en fonction de la date de gestion prévue du site ainsi que de la disponibilité du propriétaire ou du gestionnaire. De plus, afin de limiter l'effet de saisonnalité sur les relevés, les relevés effectués sur des sites d'un même système ont été planifiés sur une échelle temporelle la plus condensée possible (Tableau 2).

Tableau 2 : Planning des visites et des gestions des sites sélectionnés pour l'étude.

<b>Identifiant du site</b>	<b>Date de la visite de terrain</b>	<b>Adresse</b>	<b>Espèce exotique associée</b>	<b>Date de gestion prévue</b>
<b>H1</b>	18/04/2023	Rue des Roblets, 2 Seneffe	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	24 et 27 avril 2023
<b>H2</b>	08/05/2023	Vieux Chemin de Braine-le-Comte 6	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Gestion en 2023 (date non définie)
<b>H3</b>	17/05/2023	Drève d'Argenteuil	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Essai de gestion en octobre 2023
<b>H4</b>	17/05/2023	Drève d'Argenteuil	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Gestion envisagée en 2024
<b>H5</b>	17/05/2023	Drève d'Argenteuil	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	19-20-21 et 23 juin 2023
<b>H6</b>	02/06/2023	Drève d'Argenteuil	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Gestion envisagée en 2024
<b>J1</b>	22/05/2023	Allée du Houyoux 30, Vierset Barse	<i>Ludwigia grandiflora</i>	Date non définie
<b>J2</b>	25/05/2023	Rue Fosty 38, Genappe	<i>Ludwigia grandiflora</i>	Essai de gestion en octobre 2023
<b>J3</b>	26/05/2023	15 Avenue du Marouset Braine-le-comte	<i>Ludwigia grandiflora</i>	Pas de gestion envisagée pour le moment
<b>J4</b>	30/05/2023	Rue des Queutralles Court-Saint-Etienne	<i>Ludwigia grandiflora</i>	Semaine du 12 juin 2023
<b>J5</b>	31/05/2023	Royal Golf Club de Waterloo 50 Vieux chemin de Wavre	<i>Ludwigia grandiflora</i>	Date non définie
<b>J6</b>	01/06/2023	Rue de Pinchart 100 Ottignies-Louvain-la-Neuve	<i>Ludwigia peploides</i>	5 et 6 juin 2023
<b>B1</b>	08/06/2023	Rue des Croix du feu Genappe	<i>Impatiens glandulifera</i>	11/06/2023
<b>B2</b>	08/06/2023	Rue Eloi Bouvier, Genappe	<i>Impatiens glandulifera</i>	11/06/2023
<b>B3</b>	08/06/2023	Rue Eloi Bouvier, Genappe	<i>Impatiens glandulifera</i>	11/06/2023
<b>B4</b>	08/06/2023	Margijsbosweg 1 (Flandres)	<i>Impatiens glandulifera</i>	Juin 2023
<b>B5</b>	08/06/2023	Margijsbosweg 1 (Flandres)	<i>Impatiens glandulifera</i>	Juin 2023
<b>B6</b>	08/06/2023	Galmaarde n Kapelledreef (Flandres)	<i>Impatiens glandulifera</i>	Juin 2023

En milieu aquatique, chaque quadrat a été matérialisé grâce à un bambou en son centre. Ces bambous ont été retiré pour ne pas gêner lors de la gestion mais chaque emplacement a été enregistré sous forme de photos incluant dans la mesure du possible des éléments structurant du paysage (bâtiment, arbres, etc. ...) qui permettront de replacer ces quadrats lors du suivi à la suite de la gestion. De plus, pour ces milieux, des listes d'espèces présentes sur chaque site ont été déterminées (Annexe 1). Celles-ci pourront servir de base pour la comparaison à l'échelle du site (et non plus du quadrat) une fois la gestion terminée. Pour le système B, comme mentionné précédemment, les quadrats ont été marqués de manière permanente. Des photos ont également été associées à chaque quadrat ce qui permettra de retrouver leur emplacement en complément de l'utilisation d'un détecteur de métal.

Enfin, ces relevés, réalisés antérieurement aux gestions, ont également fourni des informations sur les conditions et l'état initial du site (profondeur de vase, niveau d'envahissement de sites peu accessibles par exemple) aux gestionnaires ce qui leur a permis d'adapter le matériel prévu pour la gestion voire le mode de gestion en lui-même.

Un document rassemblant les photos des emplacements des quadrats et des indications pour faciliter leur utilisation future a été créé. Les bambous et centres des quadrats y sont matérialisés par des symboles colorés. Un exemple pour chaque système est visible en figure 6, 7 et 8. L'ensemble du document se trouve en annexe 2.

## SITE H1 : Rue des Roblets, 2 Seneffe



Début de l'échantillonnage à l'extrémité droite de l'étang, premier quadrat au bord de la roselière. Continuation vers la gauche, le second quadrat (Q2) est situé à environ 2,50 m du premier, vers le centre et la berge. Q3 sur la même ligne que Q2 mais à 2m vers le centre. Q4 à 2m de la berge côté gauche. Q5 à +/- 3m de Q5 vers le centre. Q6 à 3m de Q5 dans le cresson de fontaine. Q7 à 3m de la berge, côté maison.

Figure 6 : Emplacement des quadrats pour le site H1.

## SITE J2 : Rue Fosty 38, Genappe



Débuter au fond de l'étang, avancer sur le petit pont en bois. Q1 est situé à 3 m à droite du pont à mi-parcours. Q2 est situé 2 m plus loin (tout droit). Aller jusqu'au bout du pont et avancer jusqu'au second ponton. Q3 est situé à 1,50 mètres à droite du coin avant droit du ponton.

Figure 7 : Emplacements des quadrats pour le site J2.

## SITE B4 : Margijsbosweg



Avancer jusqu'à l'arbre couché sur la photo 1. Continuer à avancer sur environ 7 m puis tourner à droite dans la végétation. Rejoindre la rive et descendre la berge pour atteindre les quadrats 1 et 2 (séparés de 2 m). Avancer le long du cours d'eau sur 4-5 m jusqu'à atteindre une butte et Q3. Puis se décaler de 2 m vers la gauche pour atteindre Q4. Passer le second tronc couché, puis, rejoindre la rive située en face de la butte (Q5). Puis à 2 m à droite de Q5 se trouve Q6. Ensuite, remonter sur la rive et avancer de 2 m, Q7, Q8 et Q9 sont séparés les uns les autres d'environ 3 m. Attention, une grande crevasse est présente et peu visible!

Figure 8 : Emplacements des quadrats pour le site B4.

## 3.2. Evaluation de l'état de conservation des habitats avant gestion

### 3.2.1. Comparaison des facteurs abiotiques

Tableau 3 : Moyennes des facteurs environnementaux mesurés sur le terrain pour les quadrats non-envahis (en vert) et envahis (en rouge) et erreurs types associées.

Indices	Sky View Factor [%]		Profondeur d'eau [cm]	
	<b>SYSTEME H</b>	69,897 ± 6,919	61,650 ± 4,850	40,500 ± 11,217
<b>SYSTEME J</b>	80,682 ± 6,613	86,038 ± 3,039	42,211 ± 11,508	41,857 ± 5,662
<b>SYSTEME B</b>	50,859 ± 7,251	69,348 ± 4,045	/	/

Les quadrats envahis et non-envahis prospectés en milieux aquatiques semblent homogènes en termes de luminosité (Système H : p = 0,330 ; dl = 1 / Système J : p = 0,729 ; dl = 1) et de profondeur (Système H : p = 0,231 ; dl = 1 / Système J : p = 0,234 ; dl = 1). Cependant, une différence significative de luminosité apparaît entre quadrats envahis et non-envahis pour le système terrestre. Les quadrats envahis sont plus lumineux que les non-envahis (**p = 0,0311 ; dl = 1**) (Tableau 3).

### 3.2.2. Etude de la diversité spécifique

Tableau 4 : Moyennes des indices de diversité calculés pour les quadrats non-envahis (en vert) et envahis (en rouge) et erreurs types associées.

	Indices	Macrophytes		Odonates		Coléoptères	
		Richesse spécifique	0,889 ± 0,332	1,86 ± 0,184	/	0,714 ± 0,215	0,222 ± 0,129
<b>SYSTEME H</b> <i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Indice de Simpson	0,831 ± 0,0663	0,266 ± 0,0456	/	0,697 ± 0,0730	0,851 ± 0,0821	0,788 ± 0,0638
	Indice de Shannon	0,270 ± 0,108	0,427 ± 0,0775	/	0,714 ± 0,0582	0,0278 ± 0,0278	0,0755 ± 0,0344
	Valeur de conservation	/	/	/	2,49 ± 1,02	0,833 ± 0,556	1,66 ± 0,702
	Indices	Macrophytes		Odonates		Coléoptères	
		Richesse spécifique	2,16 ± 0,434	2,63 ± 0,318	0,368 ± 0,175	0,886 ± 0,141	0,789 ± 0,260
<b>SYSTEME J</b> <i>Ludwigia grandiflora</i>	Indice de Simpson	0,513 ± 0,0859	0,357 ± 0,0491	0,767 ± 0,0960	0,411 ± 0,0777	0,687 ± 0,0965	0,667 ± 0,0744
	Indice de Shannon	0,538 ± 0,134	0,630 ± 0,0960	0,0503 ± 0,0503	0,108 ± 0,0436	0,178 ± 0,0855	0,101 ± 0,0442
	Valeur de conservation	/	/	0,789 ± 0,436	3,83 ± 1,45	1,58 ± 0,731	1,11 ± 0,314
	Indices	Macrophytes		Carabes			
		Richesse spécifique	5,06 ± 0,533	5,92 ± 0,291	1,47 ± 0,438	1,31 ± 0,228	
<b>SYSTEME B</b> <i>Impatiens glandulifera</i>	Indice de Simpson	0,705 ± 0,0255	0,759 ± 0,0110	0,642 ± 0,0984	0,520 ± 0,0713		
	Indice de Shannon	1,38 ± 0,0964	1,56 ± 0,0454	0,405 ± 0,149	0,314 ± 0,0839		
	Valeur de conservation	/	/	1,65 ± 0,514	1,97 ± 0,471		



Une valeur moyenne de chaque indice pour les quadrats envahis et non-envahis a été déterminée pour chaque système (Tableau 4). Seule une espèce typique de l'habitat 3150 selon le Manuel d'interprétation des habitats de l'Union Européenne de 2013 ayant été observée au sein des relevés de végétation des systèmes H et J (*Lemna sp*), il n'a pas été possible de calculer la valeur de conservation telle qu'envisagée dans le protocole pour ces systèmes. Au total, 447 macro-invertébrés d'intérêt (224 odonates, 142 coléoptères et 81 trichoptères) ainsi que 99 carabes ont été capturés et identifiés.

Seuls les valeurs de conservation et la richesse spécifique des odonates du système H ne présentaient pas des variances égales. Des transformations de variables (logarithmiques et racines) ont donc été réalisées mais celles-ci n'ont pas résolu le problème de violation des conditions d'application (annexe 3 à 6). De plus, l'effet de l'interaction des facteurs site et envahissement a également été testé. Cependant, le facteur site étant aléatoire, une significativité de l'interaction n'a pas entraîné une décomposition de l'AV2 en plusieurs AV1 (Brostaux, 2020).

Concernant les macrophytes du système H, aucun effet significatif de l'envahissement (p-valeur (p) = 0,1310 ; degré de liberté (dl) = 1) ou du site (p = 0,1417 ; dl = 5) sur la richesse spécifique n'a été mis en évidence par l'analyse. Cependant, un effet significatif de l'**interaction** des deux facteurs sur cet indice a été démontré (**p = 0,0215 ; dl = 5**). Pour l'indice de Simpson, les effets du site (p = 0,2713 ; dl = 5) et de l'interaction site/envahissement (p = 0,0862 ; dl = 5) ne semblent pas significatifs. Au contraire, un effet hautement significatif de l'**envahissement** (**p = 0,0033 ; dl = 1**) a été mis en évidence. En moyenne, cet indice est plus élevé dans les quadrats non-envahis que dans les quadrats envahis. Pour l'indice de Shannon, aucun des trois facteurs, site (p = 0,2242 ; dl = 5), interaction site/envahissement (p = 0,1341 ; dl = 5) ou envahissement (p = 0,3935 ; dl = 1) ne semble exercer un effet significatif sur cet indice.

Pour les odonates capturés dans le système H, le test de Scheirer–Ray–Hare a mis en évidence un effet hautement significatif de l'**envahissement** (**p = 0,00351 ; dl = 1**) sur la richesse spécifique, un nombre plus important d'espèces étant observé en zone envahie. Aucun effet significatif du site (p = 0,05524 ; dl = 5) ou de l'interaction des facteurs n'a cependant été démontré (p = 0,3946 ; dl = 5). De plus, un effet significatif de l'**envahissement** (**p = 0,0415 ; dl = 1**) s'est prononcé sur l'indice de Simpson. Cet indice prenait une valeur de 1 dans les quadrats non-envahis contre 0,697 en moyenne dans les quadrats envahis. Le facteur **site** présentait également un effet significatif (**p = 0,0454 ; dl = 5**). Cependant, l'interaction des deux facteurs ne semblait pas exercer d'effet significatif (p = 0,2434 ; dl = 5). Concernant l'indice de Shannon calculé pour les odonates, aucun des trois facteurs : site (p = 0,3176 ; dl = 5), envahissement (p = 0,1120 ; dl = 1) ou interaction des deux facteurs (p = 0,690 ; dl = 5), ne semblait présenter un effet significatif sur la valeur moyenne de cet indice. Le test de Scheirer–Ray–Hare, réalisé pour l'analyse de la valeur de conservation a mis en évidence un effet hautement significatif de l'**envahissement** (**p = 0,003602 ; dl = 1**) ainsi qu'un effet significatif du **site** (**p = 0,03101 ; dl = 5**). Cependant, aucun effet significatif de l'interaction des deux facteurs n'a été démontré (p = 0,3159 ; dl = 5). Il faut cependant tenir compte de l'absence d'odonates dans les quadrats non-envahis et relativiser les effets mis en évidence par ces analyses.

Pour les coléoptères capturés dans le cadre du système H, la richesse spécifique est influencée de manière hautement significative par le facteur **site** (**p = 0,0002 ; dl = 5**). Au contraire, aucun effet significatif de l'envahissement (p = 0,101 ; dl = 1) ou de l'interaction des deux facteurs (p = 0,8719 ; dl = 5) n'a été démontré. Concernant l'indice de Simpson calculé pour les coléoptères, seul le facteur **site** exerce un effet très hautement significatif sur cet indice (**p < 0,0001 ; dl = 5**). Les effets de l'envahissement (p = 0,3590 ; dl = 1) ou de l'interaction des deux facteurs (p = 0,5476 ; dl = 5) ne semblent pas significatifs. Concernant l'indice de Shannon, un effet significatif n'a été mis en évidence

pour aucun des trois facteurs testés (envahissement ( $p = 0,1650$  ;  $dl = 1$ ), site ( $p = 0,2110$  ;  $dl = 5$ ) ou interaction des deux facteurs ( $p = 0,9027$  ;  $dl = 5$ )). Enfin, le test de Scheirer–Ray–Hare a mis en évidence un effet très hautement significatif du facteur **site** sur la valeur de conservation ( $p < 0,001$  ;  $dl = 5$ ) tandis qu'aucun effet significatif de l'envahissement ( $p = 0,4419$  ;  $dl = 1$ ) ou de l'interaction des facteurs ( $p = 0,8543$  ;  $dl = 5$ ) n'a été démontré.

Deuxièmement, concernant les macrophytes du système J, la richesse spécifique ne semble pas influencée significativement par l'envahissement ( $p = 0,1358$  ;  $dl = 1$ ) ou l'interaction des facteurs ( $p = 0,8038$  ;  $dl = 5$ ) mais un effet très hautement significatif du facteur **site** est mis en évidence ( $p < 0,001$  ;  $dl = 5$ ). Pour l'indice de Simpson, il ne semble pas avoir d'effet significatif de l'envahissement ( $p = 0,3736$  ;  $dl = 1$ ). Il y a cependant un effet significatif du site ( $p = 0,0263$  ;  $dl = 5$ ) et hautement significatif de l'**interaction** des facteurs ( $p = 0,0021$  ;  $dl = 5$ ). Pour l'indice de Shannon, aucun effet de l'envahissement ( $p = 0,2318$  ;  $dl = 1$ ) ou de l'interaction des facteurs ( $p = 0,9292$  ;  $dl = 5$ ) ne ressort de l'analyse. Un effet très hautement significatif du **site** est cependant mis en évidence ( $p < 0,001$  ;  $dl = 5$ ).

Pour les odonates capturés dans le système J, un effet significatif de l'**envahissement** sur la richesse spécifique apparaît ( $p = 0,0272$  ;  $dl = 1$ ). Aucun effet significatif n'a été démontré pour les deux autres facteurs : site ( $p = 0,1326$  ;  $dl = 5$ ) ; interaction des deux facteurs ( $p = 0,7398$  ;  $dl = 5$ ). Concernant l'indice de Simpson, un effet significatif n'a été démontré pour aucun des trois facteurs : envahissement ( $p = 0,0522$  ;  $dl = 1$ ) ; site ( $p = 0,0999$  ;  $dl = 5$ ) et interaction des deux facteurs ( $p = 0,2499$  ;  $dl = 5$ ). Concernant l'indice de Shannon, un effet significatif n'a également été mis en évidence pour aucun des trois facteurs : envahissement ( $p = 0,2751$  ;  $dl = 1$ ) ; site ( $p = 0,3536$  ;  $dl = 5$ ) et interaction des deux facteurs ( $p = 0,8223$  ;  $dl = 5$ ). Enfin, le test de Scheirer–Ray–Hare a mis en évidence un effet hautement significatif de l'**envahissement** sur la valeur de conservation ( $p = 0,0535$  ;  $dl = 1$ ). Au contraire, aucun effet significatif du site ( $p = 0,1195$  ;  $dl = 5$ ) ou de l'interaction des deux facteurs n'a été démontré par le test ( $p = 0,2670$  ;  $dl = 5$ ).

Pour les coléoptères capturés dans le système J, un effet hautement significatif du **site** sur la richesse spécifique apparaît ( $p = 0,0037$  ;  $dl = 5$ ). Aucun effet significatif n'a été démontré pour les deux autres facteurs : envahissement ( $p = 0,3819$  ;  $dl = 1$ ) ; interaction des deux facteurs ( $p = 0,4647$  ;  $dl = 5$ ). Concernant l'indice de Simpson, un effet hautement significatif du **site** apparaît de nouveau ( $p = 0,0077$  ;  $dl = 5$ ). Cependant, aucun effet significatif n'a été démontré pour les deux autres facteurs : envahissement ( $p = 0,7888$  ;  $dl = 1$ ) ; interaction des deux facteurs ( $p = 0,8557$  ;  $dl = 5$ ). Concernant l'indice de Shannon, un effet hautement significatif du **site** est mis en évidence une fois encore ( $p = 0,0088$  ;  $dl = 5$ ). Cependant, aucun effet significatif n'a été démontré pour les deux autres facteurs : envahissement ( $p = 0,3367$  ;  $dl = 1$ ) ; interaction des deux facteurs ( $p = 0,5118$  ;  $dl = 5$ ). Pour finir, le test de Scheirer–Ray–Hare a mis en évidence l'effet significatif du **site** sur la valeur de conservation ( $p = 0,01028$  ;  $dl = 5$ ). Cependant, aucun effet significatif n'a été mis en évidence par le test pour le facteur envahissement ( $p = 0,8863$  ;  $dl = 1$ ) et pour l'interaction des deux facteurs ( $p = 0,5403$  ;  $dl = 5$ ).

Troisièmement, pour les macrophytes du système B, la différence de moyenne de richesse spécifique ne semble pas significativement expliquée par le site ( $p = 0,0878$  ;  $dl = 5$ ), l'envahissement ( $p = 0,3089$  ;  $dl = 1$ ) ou l'interaction des deux facteurs ( $p = 0,0631$  ;  $dl = 5$ ). Pour l'indice de Simpson, il ne semble pas avoir d'effet significatif de l'envahissement ( $p = 0,1521$  ;  $dl = 1$ ) ou de l'interaction des deux facteurs ( $p = 0,0502$  ;  $dl = 5$ ). Un effet significatif du facteur **site** ressort cependant ( $p = 0,0188$  ;  $dl = 5$ ). Pour ce qui est de l'indice de Shannon, un effet significatif du **site** est de nouveau observé ( $p = 0,0398$  ;  $dl = 5$ ) tandis qu'aucun effet significatif de l'envahissement ( $p = 0,2071$  ;  $dl = 1$ ) ou de l'interaction des facteurs ( $p = 0,0659$  ;  $dl = 5$ ) n'est démontré. De même, pour la valeur de conservation, aucun effet significatif de l'envahissement ( $p = 0,3094$  ;  $dl = 1$ ), du site ( $p = 0,4777$  ;  $dl = 5$ ) ou de l'interaction des deux facteurs ( $p = 0,5166$  ;  $dl = 5$ ) n'a été démontré par l'analyse.

Pour les carabes capturés au sein du système B, un effet significatif de l'**interaction** entre le facteur site et le facteur envahissement sur la richesse spécifique a été démontré (**p = 0,0144 ; dl = 5**). Cependant, aucun effet significatif de l'envahissement ( $p = 0,8263$  ;  $dl = 1$ ) ou du site ( $p = 0,1809$ ,  $dl = 5$ ) n'a été relevé. Concernant l'indice de Simpson calculé sur base des carabes capturés, les facteurs **site** (**p = 0,0318 ; dl = 5**) et **interaction** des deux facteurs (**p = 0,0120 ; dl = 5**) présentent un effet significatif. Aucun effet significatif n'a été mis en évidence pour l'envahissement ( $p = 0,5551$  ;  $dl = 1$ ). Concernant l'indice de Shannon, un effet significatif n'a été démontré pour aucun des trois facteurs : envahissement ( $p = 0,6782$  ;  $dl = 1$ ), site ( $p = 0,4968$  ;  $dl = 5$ ) ou interaction des deux facteurs ( $p = 0,1262$  ;  $dl = 5$ ). Enfin, le test de Scheirer–Ray–Hare a mis en évidence l'effet significatif de l'**interaction des facteurs** sur la valeur de conservation (**p = 0,1466 ; dl = 5**) mais n'a pas démontré l'existence d'un effet significatif du facteur envahissement ( $p = 0,7438$  ;  $dl = 1$ ) ou du facteur site ( $p = 0,7244$  ;  $dl = 5$ ).

### 3.2.3. Comparaison de la composition des communautés par ordination

Après avoir comparé les indices de diversité grâce à des analyses de la variance, la « qualité » des espèces a été étudiée grâce à la réalisation d'ordinations contraintes et non-contraintes.

Dans un premier temps, pour les communautés végétales, des ordinations non-contraintes incluant les espèces invasives ciblées ont été réalisées pour chaque système (Figure 9, a). Deux groupes de quadrats bien distincts sont alors observables pour chacun des trois systèmes et correspondent aux groupes envahis et non-envahis.

Pour ne pas tenir compte de la présence des invasives lors de l'ordination des quadrats et comparer les communautés végétales en présence et en l'absence de ces espèces, des ordinations non-contraintes ont de nouveau été réalisées pour chaque système en retirant les données de recouvrement, propres aux espèces invasives, des jeux de données. Pour les trois ordinations ainsi réalisées, les centroïdes des groupes de quadrats envahis et non-envahis sont alors beaucoup plus proches, la séparation entre les deux groupes est moins nette et ceux-ci semblent se superposer traduisant une similarité dans les communautés.

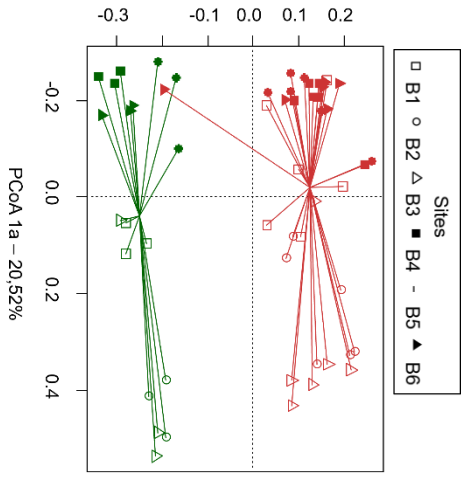
Pour effectuer ces analyses, il a été décidé d'intégrer aux données une espèce fictive « pas d'espèce », pour tenir compte des quadrats n'étant recouverts par aucune espèce ou uniquement par l'espèce invasive étudiée (et donc retirée pour la seconde ordination) et ne pas simplement retirer ces quadrats du jeu de données. Un effet marqué de cette « espèce » sur l'ordination des quadrats est observée. En effet, les quadrats « vides » se superposent complètement et tirent le reste des groupes, ne mettant ainsi pas en évidence les différences présentes entre les quadrats « pleins » (Figure 9, b).

Des ordinations non-contraintes ont également été réalisées pour chaque ordre et chaque système sur base des matrices d'abondance. De nouveau, un effet marqué des quadrats sans espèces est observé, tirant les groupes de quadrats envahis et non-envahis vers une extrémité du graphique (Figure 9, c, d). Cependant, les centroïdes des groupes envahis et non-envahis pour les odonates du système J sont bien distincts ce qui semble indiquer une différence de composition entre communautés en fonction de l'envahissement. Enfin, aucun des quadrats non-envahis du système H ne présentait d'espèces d'odonates. De fait, l'ensemble des quadrats non-envahis ne contient qu'une seule espèce « pas d'espèce » et ils se superposent donc à l'extrémité gauche du graphique.

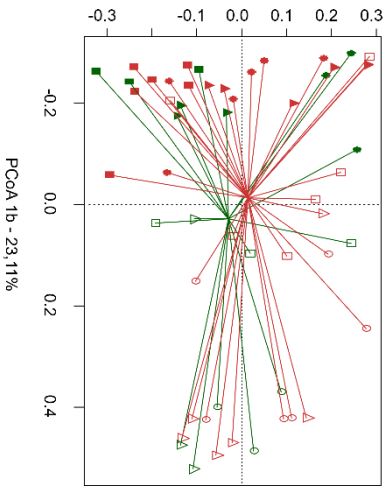
L'analyse indirecte des gradients environnementaux (Annexe 7) indiquent un effet majoritaire de la profondeur d'eau pour l'ordination des macrophytes aquatiques et du SVF pour les macrophytes du système B. Concernant les macro-invertébrés, les communautés d'odonates semblent principalement affectées par le niveau d'invasion tandis que les coléoptères du système J et les carabes sont davantage sensibles au SVF et les coléoptères du système H à la profondeur d'eau.

**SYSTEME B**

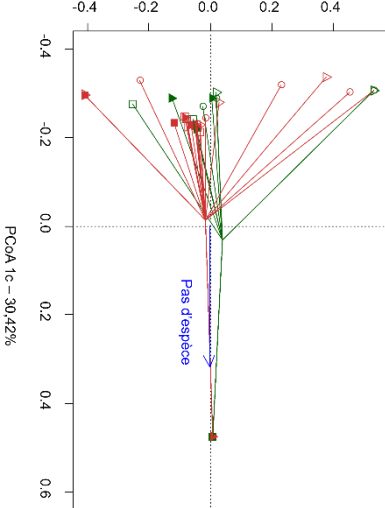
PCoA 2a – 11,26%



PCoA 2b – 8,15%



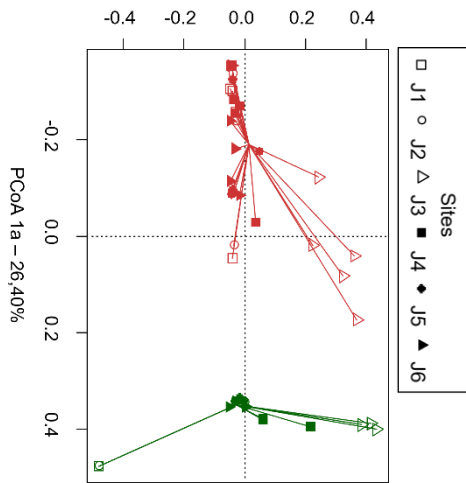
PCoA 2c – 8,80%

**Carabes**

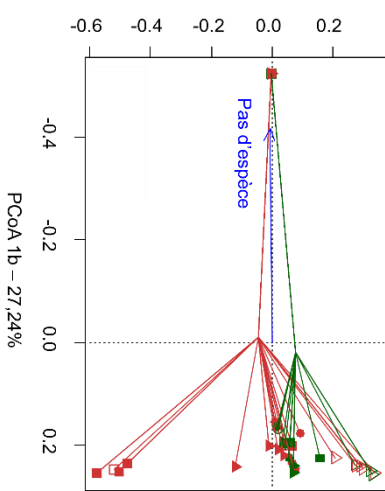
— Non-envahi  
 — Envahi

**SYSTEME J**

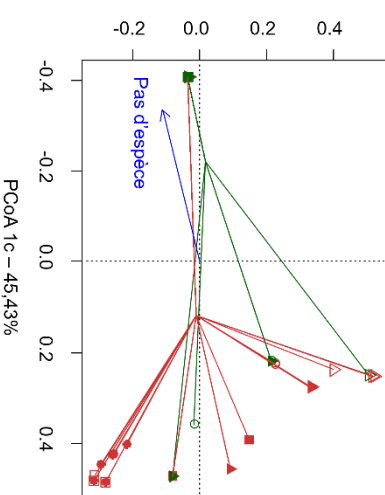
PCoA 2a – 10,69%



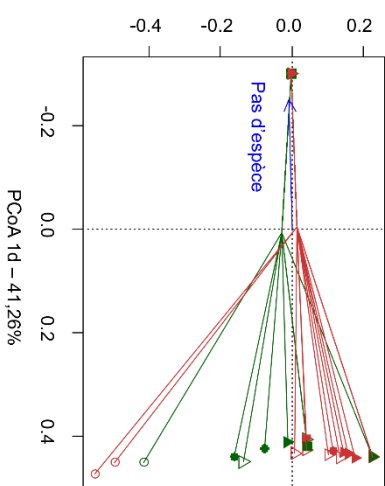
PCoA 2b – 11,06%



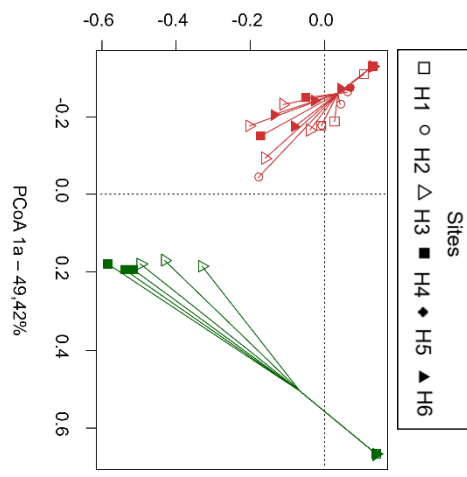
PCoA 2c – 11,56%

**Odonates**

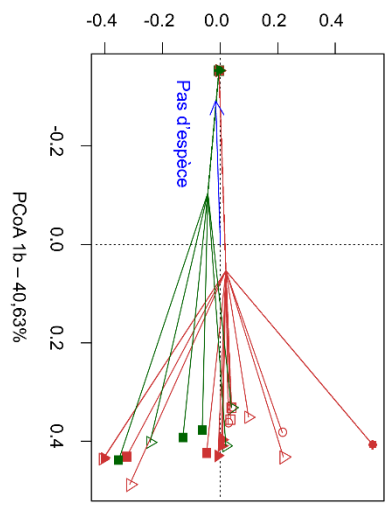
PCoA 2d – 6,45%

**Coléoptères****SYSTEME H**

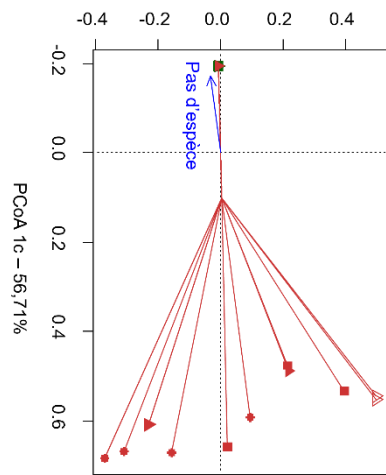
PCoA 2a – 13,00%



PCoA 2b – 9,29%



PCoA 2c – 11,50%

**Odonates**

PCoA 2d – 10,65%

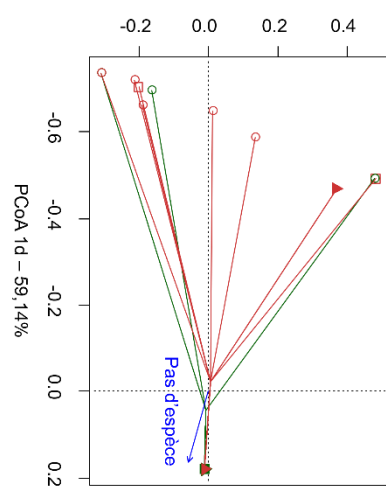
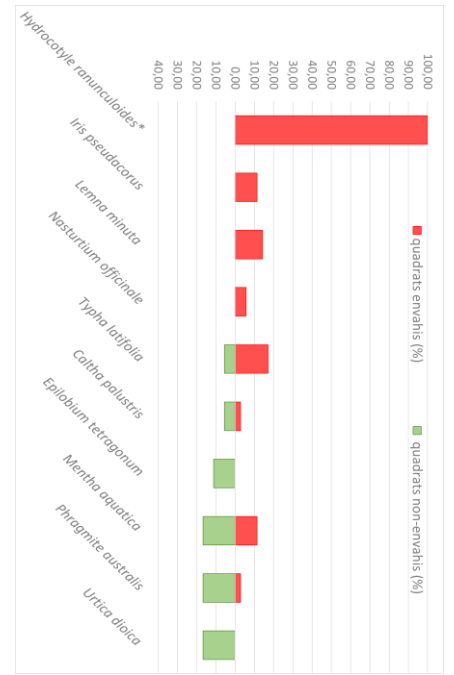
**Coléoptères****Communités végétales - invasive  
inclue****Communités végétales - invasive  
exclue****Communités de macro-invertébrés**

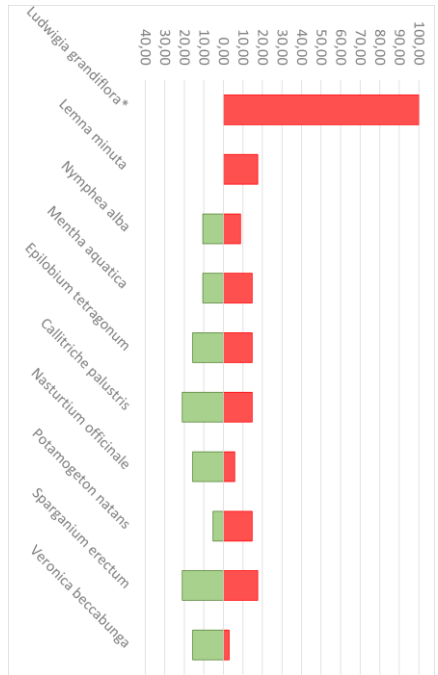
Figure 9 : Ordinations non-contraintes des quadrats sur base des relevés de végétation et de macro-invertébrés pour chaque système.

### Communautés végétales

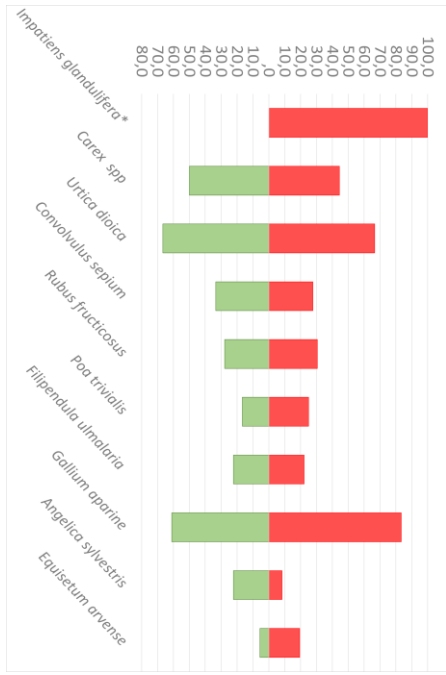
#### SYSTEME H



#### SYSTEME J

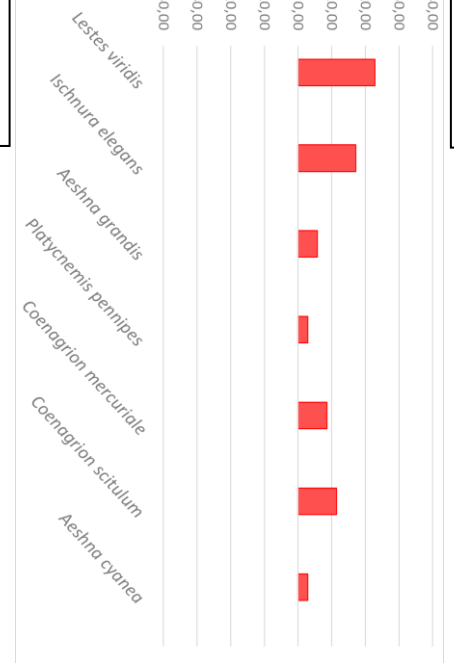


#### SYSTEME B

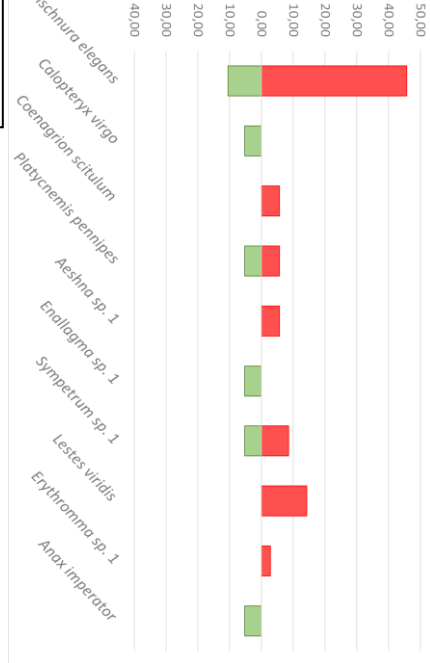


### Communautés de macro-invertébrés

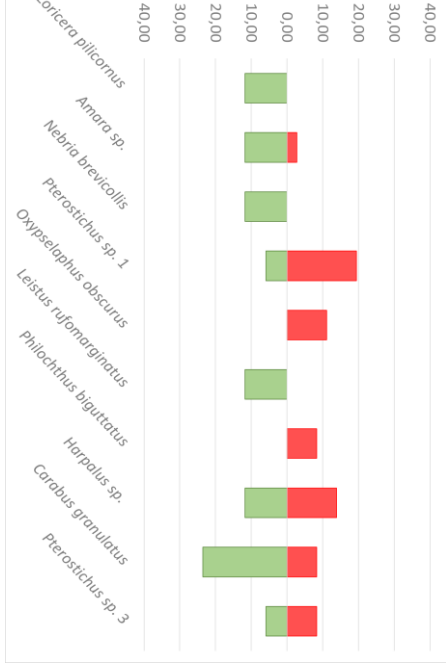
#### Odonates



#### Odonates



#### Carabes



#### Coléoptères



#### Coléoptères

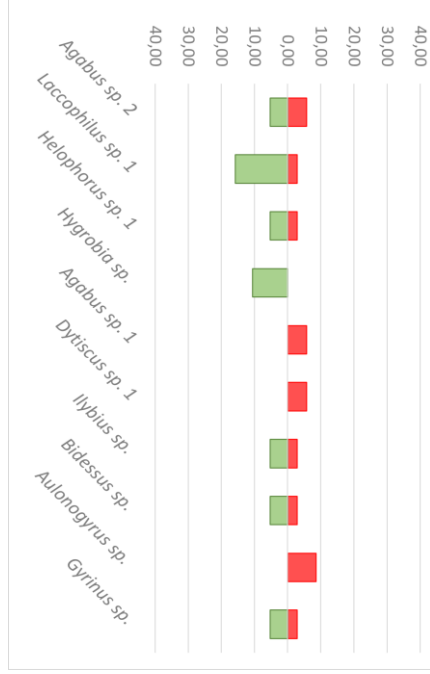


Figure 10 : Fréquence d'occurrence des espèces dominantes des communautés au sein des quadrats envahis et non-envahis par groupe taxonomique pour chaque système.

Un histogramme représentant la fréquence d'occurrence des dix espèces les plus abondantes au sein des quadrats envahis et non-envahis a été réalisé pour chaque groupe taxonomique et pour chaque système (Figure 10). Il apparaît alors qu'aucune espèce d'aucun système n'est présente dans plus de 25% des quadrats (envahis et non-envahis) excepté pour les macrophytes du système B et *Ischura elegans* pour les odonates du système J. Ces effectifs faibles indiquent que les communautés étudiées sont très spécifiques et sont constituées d'un faible nombre d'espèces. Ainsi, les espèces observées sont propres à chaque site et ne se retrouvent pas ou peu d'un site à l'autre. Il apparaît également que très peu de macro-invertébrés sont présents en zone non-envahie au sein du système H. Ce déséquilibre est visible également pour les odonates du système J, les espèces présentes dans ce système sont donc plus « rares » ou moins abondantes et ne sont probablement pas reprises dans l'histogramme. Au contraire, les effectifs observés pour les coléoptères et les carabes sont supérieurs pour les quadrats non-envahis que pour les quadrats envahis. Les communautés de ces macro-invertébrés en zones non-envahies semblent donc plus similaires entre elles que celles des communautés envahies.

Des ordinations contraintes ont ensuite été réalisées pour déterminer la part de la variance expliquée par chacun des facteurs environnementaux mesuré sur le terrain.

Tableau 5 : Significativité des modèles testés par ordination contrainte (ns : non significatif ; \* significatif ; \*\* hautement significatif ; \*\*\* : très hautement significatif).

<b>SYSTEME H</b> <i>Hydrocotyle</i> <i>ranunculoides</i>	<b>Indice</b>	<b>Macrophytes</b>	<b>Odonates</b>	<b>Coléoptères</b>
	SVF	ns	ns	*
	Profondeur d'eau	ns	*	ns
	Niveau d'invasion	ns	**	ns
	Interaction	ns	**	ns
<b>SYSTEME J</b> <i>Ludwigia</i> <i>grandiflora</i>	<b>Indice</b>	<b>Macrophytes</b>	<b>Odonates</b>	<b>Coléoptères</b>
	SVF	ns	ns	ns
	Profondeur d'eau	***	ns	*
	Niveau d'invasion	ns	**	ns
	Interaction	***	*	*
<b>SYSTEME B</b> <i>Impatiens</i> <i>glandulifera</i>	<b>Indice</b>	<b>Macrophytes</b>	<b>Carabes</b>	
	SVF	*	ns	
	Niveau d'invasion	ns	ns	
	Interaction	ns	ns	

Pour les macrophytes du système H, le niveau d'invasion explique 2,72% de la variance. De plus, aucun effet significatif de cette variable n'a été mis en évidence ( $p = 0,12$  ;  $dl = 1$  : modèle testé non significatif) (Tableau 5). L'ordination contrainte selon le SVF n'était pas significative ( $p = 0,885$  ;  $dl = 1$ ) et cette variable n'explique que 1,23% de la variance. La profondeur d'eau explique 2,77% de la variance et ne semble de nouveau pas avoir de rôle significatif sur l'ordination des quadrats ( $p = 0,115$  ;  $dl = 1$ ). Enfin, le modèle intégrant les trois variables environnementales explique 6,73% de la variance et n'est pas significatif ( $p = 0,202$  ;  $dl = 3$ ). Pour les odonates du système H, l'ordination contrainte des quadrats selon le **niveau d'invasion** met en évidence le rôle hautement significatif de cette variable ( $p = 0,002$  ;  $dl = 1$ ) qui explique **10,24%** de la variance. Le rôle du SVF n'est pas significatif ( $p = 0,624$  ;  $dl = 1$  ;  $VE = 1,28\%$ ). Au contraire, le rôle de la **profondeur d'eau** est significatif ( $p = 0,019$  ;  $dl = 1$  ; **Variance expliquée (VE) = 6,27%**). De même, le modèle intégrant les **trois variables** est hautement significatif ( $p = 0,004$  ;  $dl = 3$  ; **VE = 16,9%**). Pour les coléoptères du système H. L'ordination contrainte selon par le niveau d'invasion ne met pas en évidence un rôle significatif de cette variable ( $p = 0,813$  ;  $dl = 1$  ;  $VE = 0,96\%$ ). Le constat est le même pour les modèles intégrant la profondeur d'eau ( $p = 0,978$  ;  $dl = 1$  ;

VE = 0,61%) ou les trois variables à la fois ( $p = 0,235$  ;  $dl = 3$  ; VE = 7,14%). Cependant, le **SVF** présente un rôle significatif sur l'ordination des variables ( $p = 0,023$  ;  $dl = 1$  ; VE = 5,71%).

Pour le système J, l'ordination contrainte par le niveau d'invasion indique que cette variable explique 2,58% de la variance totale, son effet ne semble pourtant pas significatif ( $p = 0,115$  ;  $dl = 1$ ). Le rôle du SVF a été testé également et il n'apparaît pas significatif ( $p = 0,099$  ;  $dl = 1$  ; VE = 2,65 %). Cependant, le rôle de la **profondeur d'eau** est très hautement significatif ( $p = 0,001$  ;  $dl = 1$  ; VE = 5,71%). De même, le modèle intégrant les **trois variables environnementales** est très hautement significatif et les variables expliquent **11,34%** de la variance ( $p = 0,001$  ;  $dl = 3$ ). Pour les odonates du système J, l'ordination contrainte par le **niveau d'invasion** met en exergue l'effet hautement significatif de cette variable expliquant **7,07%** de la variance totale ( $p = 0,002$  ;  $dl = 1$ ) (Tableau 5). Aucun effet significatif du SVF ( $p = 0,138$  ;  $dl = 1$  ; VE = 2,73%) ou de la profondeur d'eau ( $p = 0,543$  ;  $dl = 1$  ; VE = 1,57%) n'a été mis en évidence par les ordinations contraintes par ces facteurs. Cependant, un effet significatif du modèle intégrant les **trois facteurs** apparaît ( $p = 0,004$  ;  $dl = 3$  ; VE = 10,79%). Enfin pour les coléoptères, l'ordination contrainte par le niveau d'invasion qui indique que cette variable n'explique qu'1,65% de la variance et ne présente pas un rôle significatif sur les communautés ( $p = 0,503$  ;  $dl = 1$ ). De même, aucun effet significatif du SVF n'a été montré ( $p = 0,104$  ;  $dl = 1$  ; VE = 2,87%). Au contraire, un effet significatif de la **profondeur d'eau** ( $p = 0,024$  ;  $dl = 1$  ; VE = 4,52 %) et de la combinaison des **trois variables environnementales** ( $p = 0,041$  ;  $dl = 1$  ; VE = 8,83 %) a été observé.

Enfin, pour le système B, l'ordination contrainte selon le niveau d'invasion indique que cette variable explique 1,55% de la variance totale. Cependant, le rôle de cette variable ne semble pas significatif ( $p = 0,732$  ;  $dl = 1$ ). Le rôle de l'association des deux variables a été testé également et ne semble pas significatif ( $p = 0,121$  ;  $dl = 2$  ; VE = 4,53%). Cependant, le rôle significatif du **SVF** a été démontré ( $p = 0,04$  ;  $dl = 1$  ; VE = 2,94%). Pour les carabes, l'analyse indique que le niveau d'invasion explique une faible part de la variance (VE = 1,94%) et elle ne met pas en évidence de rôle significatif de cette variable ( $p = 0,391$  ;  $dl = 1$ ). Aucun effet significatif du SVF ( $p = 0,275$  ;  $dl = 1$  ; VE = 2,15) et de l'association des deux variables ( $p = 0,191$  ;  $dl = 2$  ; VE = 4,57%) n'a pu être mis en évidence.



## 4. Discussion

### 4.1. Synthèse des principaux résultats de l'étude

Les résultats présentés précédemment indiquent que, pour les communautés végétales, c'est le facteur site qui influence principalement les nombres d'espèces et leur patron d'abondance au sein de l'habitat. Cependant, pour le système H, envahi par l'hydrocotyle, l'invasive agit sur l'indice de Simpson qui est notamment plus élevé en zones non-envahies ce qui pourrait traduire une plus grande équitabilité des abondances entre espèces.

Pourtant, la composition des communautés végétales ne semble pas significativement impactée par la présence d'espèce invasive. Ce sont davantage les facteurs environnementaux propres au site tels que le SVF (pour le système B) et la profondeur d'eau (pour le système J) qui déterminent la composition des espèces.

Concernant les macro-invertébrés, en termes de diversité, un effet assez marqué et positif de l'envahissement est observé sur les odonates que ce soit au sein du système H ou J. En effet, le nombre d'espèces et d'individus observés est plus conséquent en zones envahies que non-envahies. Cet effet est cependant à relativiser pour les sites envahis par l'hydrocotyle dans lesquels aucun odonate n'a été capturé en zone non-envahie. Au contraire, c'est le facteur site qui influence principalement la diversité en espèces de coléoptères pour ces systèmes. Enfin, concernant la diversité en carabes pour le système B, la tendance est moins claire, le site semble exercer un effet sur la répartition des espèces au sein de l'habitat mais les différences de diversité résulteraient davantage de l'interaction du facteur site et du facteur envahissement que de chaque facteur indépendamment.

L'étude de la composition des communautés confirme la tendance observée pour les odonates : le niveau d'invasion agit significativement sur l'organisation des quadrats. Cependant, les facteurs environnementaux (profondeur d'eau ou interaction des facteurs) ne semblent pas négligeables. De même, pour les coléoptères aquatiques, ce sont des facteurs environnementaux (SVF pour le système H et profondeur d'eau pour le système H) qui semblent influencer le plus la composition des communautés. Enfin, aucun des facteurs testés n'explique significativement les différences de composition des communautés de carabes étudiées.

### 4.2. Difficulté de mise en place du schéma d'échantillonnage

Les résultats détaillés précédemment résultent de la mise en œuvre difficile du schéma d'échantillonnage initialement conçu pour cette étude. En effet, la première difficulté fut rencontrée lors de la sélection des sites à échantillonner. Comme mentionné précédemment (cf 2.1.), plusieurs contraintes devaient (idéalement) être prises en compte lors de ce processus de sélection : les sites devaient être situés dans la zone d'intervention du LIFE RIPARIAS (bassins versants de la Dyle, de la Senne et de la Marq du district hydrographique de l'Escaut) ; une gestion de ces sites devait également être prévue pour l'année 2023 ou 2024 mais ils ne devaient pas avoir été gérés les années précédentes afin de réaliser un état des lieux non biaisé par une gestion antérieure. Enfin les sites devaient être suffisamment envahis pour pouvoir y installer six quadrats dans les zones occupées par l'espèce invasive.

Une fois les sites sélectionnés, la seconde difficulté fut d'organiser le planning des visites sur le terrain. Cela nécessite effectivement l'accord des propriétaires des sites parfois réfractaires aux mesures de gestion et à la présence d'étrangers sur leurs propriétés. De plus, certains propriétaires ne semblaient pas réellement conscients de la problématique des espèces végétales exotiques envahissantes et réimplantaient volontairement des espèces exotiques au sein de leurs étangs alors même qu'une gestion pour d'autres espèces était déjà planifiée. Au contraire, d'autres étaient tellement investis

dans le projet et désireux de se débarrasser des espèces « nuisibles » qu'ils commençaient à retirer les invasives avant la date de gestion prévue par les contrats de rivières, biaisant par la même occasion l'état des lieux devant être réalisé quelques jours avant celle-ci.

Cette problématique a également été rencontrée en raison d'un manque de communication avec les contrats de rivière en charge des gestions. Notamment, les pièges Barbers qui devaient initialement être laissés sept jours sur chaque site ont dû être relevés au bout de cinq jours en raison d'une modification de la date de gestion (avancée de deux semaines) qui ne m'avait pas été communiquée. De surcroît, il est également arrivé que des sites sur lesquels des pièges étaient encore présents et qui ne devaient être gérés qu'un jour plus tard soient déjà en partie fauchés lors de ma visite pour relever les pièges. Ce dernier événement a probablement affecté les abondances de carabes capturés sur ces sites : les pièges situés en zone fauchée étant moins remplis et les pièges limitrophes plus remplis en raison de la concentration des individus se réfugiant à cet endroit.

En raison de la difficulté à définir la date d'échantillonnage de chaque site (accord des propriétaires, présence des gestionnaires requise, contrainte de la date de gestion), la période d'échantillonnage s'est étalée de la mi-avril à la mi-juin 2023. Cela a pour conséquence la présence d'un effet assez marqué de la saisonnalité : plus les relevés étaient réalisés tard dans la saison et plus la végétation était développée et la quantité de macro-invertébrés importante.

Enfin, sur place, une dernière difficulté résidait dans le fait d'identifier des zones non envahies suffisamment étendues pour y installer les trois quadrats témoins. Dans les systèmes H et J, reposant sur des étangs, l'invasion était tellement avancée que les seules zones non-envahies existantes étaient des zones dans lesquelles pratiquement aucune végétation native n'était présente. Particulièrement, dans le système B, une différence significative de luminosité a été mise en évidence entre les quadrats envahis et les témoins traduisant des différences de conditions abiotiques dont il faut tenir compte lors de l'interprétation. Il aurait probablement été plus facile de travailler sur des sites en cours d'invasion présentant encore des zones avec une végétation indigène développée comme cela a déjà été réalisé dans d'autres études (Stiers et al., 2011). Cependant, les sites pour lesquels une gestion a été prévue sont des sites où l'espèce envahissante est considérée problématique c'est-à-dire des sites en fin d'invasion. Il existe quatre étapes dans le processus d'invasion : l'introduction de propagules et l'émergence des premiers individus et la colonisation du milieu des zones les plus perturbées aux zones non perturbées (Kornaś, 1990). Ces étapes, propres aux invasions à l'échelle d'un paysage, peuvent être transposées à l'échelle d'un site. Dans ce cas, l'ensemble des sites prospectés étaient au troisième voire au quatrième stade d'invasion, c'est-à-dire que toute leur surface, même celle initialement non perturbée étaient désormais couverte par l'espèce invasive. Par conséquent, il fut difficile d'installer des témoins représentatifs des communautés végétales indigènes d'intérêt.

#### 4.4. Différences observées entre les communautés de macro-invertébrés et de macrophytes

Le second objectif de ce TFE est d'évaluer l'état des communautés des sites prochainement gérés et ce sur base de leur diversité taxonomique végétale et en macro-invertébrés.

Les résultats propres à la végétation indiquent que c'est avant tout les caractéristiques des sites (SVF, profondeur d'eau) qui influencent le nombre d'espèces présentes et la composition des communautés. Au sein d'un même site, les espèces natives sont présentes à la fois en zones envahies et non envahies. C'est la diversité de ces espèces qui va être affectée lors de l'invasion. Ce phénomène est notamment traduit par la différence significative de valeur pour l'indice de Simpson pour le système H : l'indice est plus important en zone non-envahie (0,831) qu'en zone non-envahie (0,266) ce qui exprime une plus grande diversité d'espèces en l'absence d'invasion. En effet, comme il est fréquemment observé lors

d'une invasion par hydrocotyle, cette espèce domine et occupe l'ensemble de l'espace disponible limitant de fait les ressources disponibles pour les autres espèces. Il est possible que cet effet ait été mis en évidence pour le système H en raison de la croissance plus précoce de l'hydrocotyle dans la saison alors que les deux autres espèces semblent se développer plus tardivement. Les contraintes liées à la gestion et au calendrier n'ont pas permis de réaliser les relevés au moment le plus opportun ce qui pourrait expliquer que la dominance de celles-ci se soit moins fait ressentir dans les résultats. Bien que la période estivale soit optimale pour recenser la majorité des espèces des communautés végétales des milieux étudiés (Jenačković et al., 2018), les relevés d'invertébrés et de végétation ont été réalisés entre les mois d'avril et juin, au printemps, en raison de plusieurs contraintes techniques liées à la gestion mentionnées précédemment.

L'effet significatif de l'interaction des facteurs site et envahissement est également observé sur la diversité de macrophytes en milieu aquatique. Cela s'explique par le fait que certains paramètres environnementaux limitent la croissance de l'espèce invasive elle-même. En effet, certains sites présentaient une importante profondeur (plus de quatre mètres) ou au contraire une profondeur très faible (un à deux centimètres). De même, le site J4 présentait une variation importante de son niveau d'eau menant à un assèchement temporaire en été. Ces facteurs influencent le développement de l'espèce exotique envahissante et donc son effet sur les autres espèces mais ils sont également limitants pour ces dernières : s'ils sont contraignants pour l'espèce exotique qui présente, par définition, un caractère envahissant, ils le sont également pour les espèces natives moins compétitives.

Ainsi, si la présence de l'invasive apparaît plutôt neutre voire négative par rapport aux macrophytes, un effet, au contraire, positif est observé sur les macro-invertébrés de deux systèmes. Des tendances différentes sont observées en fonction des groupes au sein d'un même système. En effet, comme mentionné précédemment, en milieu aquatique, les odonates semblent plutôt favorisés par la présence de l'espèce exotique (richesse spécifique et valeur de conservation supérieure en zones envahies). Les sites étant tellement envahis, les zones non-envahies présentent peu de végétation ou composée d'espèces très peu spécifiques voire terrestres (*Urtica dioica*, *Mentha aquatica* par exemple). Les espèces exotiques étant très couvrantes et offrant un épais tapis végétal jouent donc le rôle d'abris permettant aux larves d'odonates de chasser et se développer sans craindre la prédation par les poissons qui s'y déplacent plus difficilement.

Cependant, cet effet n'apparaît pas significatif sur les coléoptères qui sont davantage impactés par le facteur site et les paramètres environnementaux (SVF, profondeur d'eau). Au sein des étangs, la richesse en macro-invertébrés est corrélée positivement à la surface de l'étang (Hassall et al., 2011). Plus particulièrement, la richesse en coléoptères est corrélée positivement à l'ombrage mais négativement à la présence de poissons ce qui peut expliquer l'impact significatif du facteur site sur cet ordre (Hassall et al., 2011). De plus, d'autres facteurs chimiques n'ont pas été considérés mais exercent probablement un effet significatif sur la richesse spécifique des ordres étudiés. Il a notamment été démontré que la richesse en odonates est positivement corrélée au pH et à la demande en oxygène du milieu (Hassall et al., 2011).

Enfin, l'envahissement n'a pas d'effet significatif sur la diversité ou la composition des communautés de carabes. C'est davantage l'effet site, voire l'interaction des deux facteurs qui priment. Dans les mégaphorbiaies, *Impatiens glandulifera* était bien moins dominante que les espèces étudiées dans les milieux aquatiques, par conséquent, au sein d'un même site les communautés végétales étaient relativement similaires et impactaient donc peu les carabes présents. Au contraire, une différence significative de luminosité a été mise en évidence entre les zones envahies et non-envahies, les quadrats non-envahies étant globalement plus ombragés que les quadrats envahies. Il convient cependant de

noter que, dans de nombreux quadrats, aucun invertébré appartenant aux groupes étudiés n'a pu être observé ce qui déforce l'analyse.

#### 4.5. Différences observées entre milieux terrestre et aquatique

Bien que les résultats soient différents entre communautés végétales et animales, il semble intéressant de comparer les résultats en fonction du type de milieu étudié et plus précisément milieu aquatique / milieu terrestre.

Premièrement, alors que la compétition résultant de la présence des invasives semble impacter plutôt négativement les communautés de macrophytes aquatiques. L'impact de la balsamine semble moins négatif. En effet, les caractéristiques de l'appareil végétatif de la balsamine sont semblables à d'autres espèces végétales présentes dans ce milieu. De surcroît, la balsamine exerce alors un effet rôle similaire à d'autres espèces dans la communautés ce qui n'induit pas de changement majeur en termes de composition au sein de celle-ci. En effet, *Impatiens glandulifera* envahit des milieux ripariens au sein desquels de grandes espèces nitrophiles dominent les communautés. Par conséquent, sa présence au sein du milieu entraîne un effet similaire à la compétition générée par ces espèces natives nitrophiles (Hejda & Pysek, 2006 cité par Hejda et al., 2009). En mégaphorbiaie, la limite de l'habitat est moins nette qu'en milieu aquatique dans lesquels les espèces végétales sont dépendantes de la présence d'eau.

De même, en milieu terrestre la balsamine était moins dominante et était présente en mélange avec les autres espèces tandis qu'en milieu aquatique les espèces exotiques formaient un tapis végétal dense, c'est pourquoi les macro-invertébrés aquatiques et les communautés végétales du système H semblaient plus favorisés par l'invasion ou impactés par le site qu'en milieu terrestre. En effet, les carabes macroptères et certains genres, tels que les *Bembidion*, présentent une capacité de dispersion plus importante à certaines périodes de l'année, notamment en hiver et au printemps, pour pallier l'instabilité des habitats ripariens et le risque d'inondation (Desender, 1989). De fait, ils sont en mesure de se déplacer en cas de perturbation du milieu et sont donc moins inféodés à un site que les organismes aquatiques. Enfin, le couvert végétal servant d'abri aux carabes était similaire entre milieu envahis et non-envahis, en raison du niveau d'invasion plus faible de la balsamine ce qui pourrait également expliquer l'absence de différence observée entre la richesse en carabes dans ces deux cas.

Enfin, la fréquence d'occurrence des espèces dominantes de macrophytes au sein des quadrats est supérieure en mégaphorbiaie qu'en milieu aquatique. Cela signifie que les communautés sont moins spécifiques à un site donné et les mêmes espèces sont observées d'un site à l'autre contrairement aux communautés d'espèces aquatiques qui semblent propres à chaque site.

#### 4.6. Discussion de l'analyse statistique

Les résultats ne mettent pas en évidence d'effet significatif de l'envahissement pour plusieurs systèmes. Il faut cependant tenir compte du fait que le test non paramétrique utilisé, de Scheirer-Ray-Hare, est peu puissant et est donc moins susceptible de mettre en évidence des effets (Mangiafico, 2016).

De plus, le jeu de données utilisé n'est pas équilibré : il y a plus d'observations de quadrats envahis que de non-envahis. Cela implique qu'il y a plus d'informations pour les combinaisons site x envahissement que pour les non-envahis. Ainsi, les facteurs ne sont pas indépendants, les tests ne le sont donc pas non plus ce qui limite la capacité de l'analyse à distinguer les effets des deux facteurs testés (Shaw & Mitchell-Olds, 1993). De même, il a été décidé de tenir compte des quadrats non-envahis en ajoutant une espèce « pas d'espèce » ce qui tire l'ordination des quadrats et masque la variabilité entre quadrats occupés. Il serait pertinent de reconduire l'analyse en supprimant les

quadrats « vides ». Autrement, il serait envisageable d'utiliser une autre méthode d'ordination telle que la NSCA ou « non-symmetric correspondance analysis » qui est plus robuste à la présence d'espèces rares et limite l'isolement de certains quadrats sur bases de ces espèces mais qui permet cependant d'en tenir compte. Cela permet donc d'éviter de corriger le jeu de données en supprimant les espèces rares (Gimaret-Carpentier et al., 2018).

Pour finir, lors de cette étude, la diversité taxonomique des communautés a été étudiée. Cependant, il pourrait être intéressant de s'intéresser à la diversité fonctionnelle de celles-ci. En effet, chaque espèce présente un certain nombre de traits physiologiques, morphologiques et comportementaux susceptibles d'influencer le fonctionnement de l'écosystème et l'abondance en espèces (Tilman, 2001). Etudier la diversité fonctionnelle pourrait donc fournir des informations sur la manière dont les organismes réagissent aux perturbations engendrées par le développement de l'espèce envahissante. Une manière d'étudier cette diversité serait de calculer la « Community Weighted Mean trait value » ou valeur moyenne pondérée par communauté, qui est un indicateur de diversité fonctionnelle permettant d'évaluer les changements de valeur moyenne des traits fonctionnels au sein des communautés (Ricotta & Moretti, 2011).

## 5. Conclusion

En dépit des difficultés rencontrées lors de la mise en œuvre du protocole expérimental et particulièrement du manque de représentativité des quadrats témoins, présentant parfois des conditions abiotiques différentes, ce TFE a permis la création d'un réseau de quadrats opérationnel. Celui-ci permet l'évaluation et le suivi de l'état de conservation de plusieurs habitats visés par des mesures de gestion pour l'éradication d'espèces végétales exotiques envahissantes. De plus, une évaluation des communautés préalable à la gestion a été réalisée pour l'ensemble des trois systèmes étudiés. Cette évaluation n'a pas mis en évidence d'effets significatifs de l'invasion sur la richesse spécifique, la valeur de conservation ou sur la composition des communautés végétales des trois systèmes. Une hypothèse est que certains effets n'ont pu être mis en évidence en raison de la période de relevés trop précoce, du niveau d'invasion trop avancé ou encore des tests réalisés trop peu puissants. Un effet de l'envahissement sur les patrons d'abondances des espèces dans le système H a été démontré, soulignant la dominance d'*Hydrocotyle ranunculoides* dans ce milieu. Si l'effet de l'invasion fut peu visible sur les communautés végétales, les odonates en furent positivement affectés tant en termes de diversité que de composition et ce pour les deux systèmes aquatiques. L'hypothèse retenue est que les espèces invasives jouent alors un rôle d'abri pour ces taxons qui dépendent beaucoup du couvert végétal. Les coléoptères aquatiques, au contraire, semblent davantage affectés par les autres paramètres environnementaux comme l'ombrage ou la profondeur d'eau. Une hypothèse est que d'autres facteurs non étudiés, tels que le pH ou la présence de poissons, et variant d'un site à l'autre présentent un effet significatif sur ces taxons. Enfin, l'étude n'a pas montré d'effet de la présence d'*Impatiens glandulifera* sur les communautés de carabes. Cela pourrait s'expliquer par la capacité de dispersion élevée des carabes inféodés aux milieux ripariens, capables de s'extraire aux milieux trop perturbés. Deux autres hypothèses seraient la présence de niveaux d'invasion plus faibles des mégaphorbiaie par rapport au milieux aquatiques et la ressemblance de la balsamine avec les grandes espèces nitrophiles dominantes de ce milieu, limitant ainsi son impact sur la structure de la communauté.

## Bibliographie

- Archaux F., Gosselin F., Bergès L. & Chevalier R., 2006. Effects of sampling time, species richness and observer on the exhaustiveness of plant censuses. *Journal of Vegetation Science* **17**(3), 299–306.
- Aristophanous M., 2010. Does your preservative preserve? A comparison of the efficacy of some pitfall trap solutions in preserving the internal reproductive organs of dung beetles. *ZK* **34**, 1–16.
- Bartz R. & Kowarik I., 2019. Assessing the environmental impacts of invasive alien plants: a review of assessment approaches. *NB* **43**, 69–99.
- Baudry O., Charmetant C., Collet C. & Ponette Q., 2013. Mesurer l'ouverture du couvert et estimer la disponibilité en lumière en forêt feuillue au moyen du densiomètre convexe. *Forêt wallonne* **126**, 17–28.
- Boudot J-P, Doucet G. et Grand D., 2017. Les Libellules de France, Belgique, Luxembourg et Suisse.
- Brostaux Y., 2020. Statistiques appliquées, deuxième partie.
- Brown G.R. & Matthews I.M., 2016. A review of extensive variation in the design of pitfall traps and a proposal for a standard pitfall trap design for monitoring ground-active arthropod biodiversity. *Ecology and Evolution* **6**(12), 3953–3964.
- Briers R.A. & Biggs J., 2003. Indicator taxa for the conservation of pond invertebrate diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **13**(4), 323–330.
- Bucharova A. & Krahulec F., 2020. Native seed addition as an effective tool for post-invasion restoration. *Basic and Applied Ecology, From Nature Conservation to Ecosystem Restoration* **42**, 54–61.
- Capmourteres V. & Anand M., 2016. "Conservation value": a review of the concept and its quantification. *Ecosphere* **7**(10), e01476.
- Cardoso P., Mammola S., Rigal F. & Carvalho J., 2022. Biodiversity Assessment Tools.
- Castro-Díez, Pilar & Alonso, Álvaro, 2017. Effects of non-native riparian plants in riparian and fluvial ecosystems: a review for the Iberian Peninsula. *Limnetica* (36), 525–541.
- Chadd R., 2010. Assessment of Aquatic Invertebrates. In: Hurford, C., Schneider, M., Cowx, I. eds. *Conservation Monitoring in Freshwater Habitats: A Practical Guide and Case Studies*. Springer Netherlands, Dordrecht, 63–72.
- Coulon J. et al., 2021. Coléoptères carabiques (Volume 1).
- Croft M.V. & Chow-Fraser P., 2009. Non-random sampling and its role in habitat conservation: a comparison of three wetland macrophyte sampling protocols. *Biodivers Conserv* **18**(9), 2283–2306.
- Dassonville N., Vanderhoeven S., Vanparys V., Hayez M., Gruber W. & Meerts P., 2008. Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. *Oecologia* **157**(1), 131–140.
- Desender K., 1989. Ecomorphological adaptations of riparian carabid beetles. Comptes rendus du symposium « invertebrés de Belgique », 309-314.

- Dony J.G. & Denholm I., 1985. Some Quantitative Methods of Assessing the Conservation Value of Ecologically Similar Sites. *Journal of Applied Ecology* **22**(1), 229–238.
- Downing J.A. & Anderson M.R., 1985. Estimating the Standing Biomass of Aquatic Macrophytes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **42**(12), 1860–1869.
- Environment Agency, 2014. Aquatic and riparian plant management: controls for vegetation in watercourses, Technical guide.
- European Commission, 2013. Interpretation Manual of European Union Habitats - EUR28.
- Eviner V.T., Garbach K., Baty J.H. & Hoskinson S.A., 2012. Measuring the Effects of Invasive Plants on Ecosystem Services: Challenges and Prospects. *Invasive plant sci. manag.* **5**(1), 125–136.
- Gardarin A. & Valantin-Morison M., 2021. Which Pitfall Traps and Sampling Effort to Choose to Evaluate Cropping System Effects on Spider and Carabid Assemblages? *Environmental Entomology* **50**(1), 256–266.
- Gaudillat V., Bardat J. & Documentation Française (Eds.), 2002. *Habitats humides: la documentation française*, Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire, La Documentation française, Paris, 457.
- Gentili R., Schaffner U., Martinoli A. & Citterio S., 2021. Invasive alien species and biodiversity: impacts and management. *Biodiversity* **22**(1–2), 1–3.
- Gimaret-Carpentier C., Chessel D. & Pascal J.-P., 1998. Non-symmetric correspondence analysis: an alternative for species occurrences data. *Plant Ecology* **138**(1), 97–112.
- Hassall C., Hollinshead J. & Hull A., 2011. Environmental correlates of plant and invertebrate species richness in ponds. *Biodivers Conserv* **20**(13), 3189–3222.
- Hejda M., Pyšek P. & Jarošík V., 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* **97**(3), 393–403.
- Jenačković D., Lakusic D., Zlatkovic D., Juskovic M. & Randjelovic V., 2018. Emergent wetland vegetation data recording: Does an optimal period exist? *Applied Vegetation Science* **22**.
- Kaesler M. & Kirkman L., 2009. Estimating Total Plant Species Richness in Depressional Wetlands in the Longleaf Pine Ecosystem. *Wetlands* **29**, 866–874.
- Kettenring K.M. & Adams C.R., 2011. Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis: Invasive plant control experiments. *Journal of Applied Ecology* **48**(4), 970–979.
- Kettunen M., Genovesi P., Gollasch S., Pagad S. & Starfinger U., 2009. Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU.
- Kornaš J., 1990. Plant invasions in Central Europe: historical and ecological aspects. In: di Castri, F., Hansen, A.J., Debussche, M. eds. *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*, Monographiae Biologicae. Springer Netherlands, Dordrecht, 19–36.
- Kumschick S., Gaertner M., Vilà M., Essl F., Jeschke J.M., Pyšek P., Ricciardi A., Bacher S., Blackburn T.M., Dick J.T.A., Evans T., Hulme P.E., Kühn I., Mrugała A., Pergl J., Rabitsch W., Richardson D.M., Sendek



- A. & Winter M., 2015. Ecological Impacts of Alien Species: Quantification, Scope, Caveats, and Recommendations. *BioScience* **65**(1), 55–63.
- Labat F., 2017. A new method to estimate aquatic invertebrate diversity in French shallow lakes and ponds. *Ecological Indicators* **81**, 401–408.
- Large A. r. g., Mayes W. m., Newson M. d. & Parkin G., 2007. Using long-term monitoring of fen hydrology and vegetation to underpin wetland restoration strategies. *Applied Vegetation Science* **10**(3), 417–428.
- Lazzaro L., Bolpagni R., Buffa G., Gentili R., Lonati M., Stinca A., Acosta A.T.R., Adorni M., Aleffi M., Allegrezza M., Angiolini C., Assini S., Bagella S., Bonari G., Bovio M., Bracco F., Brundu G., Caccianiga M., Carnevali L., Di Cecco V., Ceschin S., Ciaschetti G., Cogoni A., Foggi B., Frattaroli A.R., Genovesi P., Gigante D., Lucchese F., Mainetti A., Mariotti M., Minissale P., Paura B., Pellizzari M., Perrino E.V., Pirone G., Poggio L., Poldini L., Poponessi S., Prisco I., Prosser F., Puglisi M., Rosati L., Selvaggi A., Sottovia L., Spampinato G., Stanisci A., Venanzoni R., Viciani D., Vidali M., Villani M. & Lastrucci L., 2020. Impact of invasive alien plants on native plant communities and Natura 2000 habitats : State of the art, gap analysis and perspectives in Italy. *Journal of Environmental Management* **274**, 111140.
- Lemmon P.E., 1956. A Spherical Densiometer For Estimating Forest Overstory Density. *Forest Science* **2**(4), 314–320.
- Levine J.M., Vilà M., D’Antonio C.M., Dukes J.S., Grigulis K. & Lavorel S., 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. <https://royalsocietypublishing.org/doi/epdf/10.1098/rspb.2003.2327>, (20/02/2023).
- Maciejewski L., Lepareur F., Viry D., Bensettiti F., Puissauve R. & Touroult J., 2016. État de conservation des habitats : propositions de définitions et de concepts pour l’évaluation à l’échelle d’un site Natura 2000. *revec* **71**(1), 3–20.
- Maden K., 1970. Plant Collection and Herbarium Techniques. *Our Nature* **2**(1), 53–5
- Maerz J.C., Brown C.J., Chapin C.T. & Blossey B., 2005. Can secondary compounds of an invasive plant affect larval amphibians? *Funct Ecology* **19**(6), 970–975.
- Magliozzi C., Tsiamis K., Vigiak O., Deriu I., Gervasini E. & Cardoso A.C., 2020. Assessing invasive alien species in European catchments: Distribution and impacts. *Science of The Total Environment* **732**, 138677.
- Manchester S.J. & Bullock J.M., 2000. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology* **37**(5), 845–864.
- Mangiafico S., 2016. R Handbook: Scheirer–Ray–Hare Test, August-2-2023. [https://rcompanion.org/handbook/F\\_14.html](https://rcompanion.org/handbook/F_14.html), (02/08/2023).
- Mazurczyk T. & Brooks R.P., 2022. Native biodiversity increases with rising plant invasions in temperate, freshwater wetlands. *Wetlands Ecol Manage* **30**(1), 139–160.
- Menetrey N., Sager L., Oertli B. & Lachavanne J.-B., 2005. Looking for metrics to assess the trophic state of ponds. Macroinvertebrates and amphibians. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **15**, 653–664.
- Oksanen J., 2020. Vegan: ecological diversity.

- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Minchin P., O'Hara B., Simpson G., Solymos P., Stevens H. & Wagner H., 2015. Vegan: Community Ecology Package. *R Package Version 2.2-1* **2**, 1–2.
- Rameau & Mansion, 2018. La Flore forestière française (Tome 1).
- RIPARIAS, 2023. <https://www.riparias.be>, (20/02/2023).
- Roger J-L, Jambon O. et Bouger G., 2021. Clef de détermination des carabides, Paysages agricoles du Nord-Ouest de la France.
- Roulston T.H., Smith S.A. & Brewster A.L., 2007. A Comparison of Pan Trap and Intensive Net Sampling Techniques for Documenting a Bee (Hymenoptera: Apiformes) Fauna. *Journal of the Kansas Entomological Society* **80**(2), 179–181.
- Scheirer C.J., Ray W.S. & Hare N., 1976. The Analysis of Ranked Data Derived from Completely Randomized Factorial Designs. *Biometrics* **32**(2), 429–434.
- Shaw R.G. & Mitchell-Olds T., 1993. Anova for Unbalanced Data: An Overview. *Ecology* **74**(6), 1638–1645.
- Sprössig C., Dziöck F. & Buchholz S., 2022. Changes in carabid diversity indicate successful restoration of riparian habitats. *International Review of Hydrobiology* **107**(1–2), 68–75.
- Stiers I., Crohain N., Josens G. & Triest L., 2011. Impact of three aquatic invasive species on native plants and macroinvertebrates in temperate ponds. *Biol Invasions* **13**(12), 2715–2726.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P., 2000. Invertébrés d'Eau Douce. Systématique, Biologie, Écologie.
- Tilman D., 2001. Fonctionnal diversity.
- Upton M.S. & Mantle B.L., 2010. Methods for Collecting, Preserving and Studying Insects.
- Watson I.D. & Johnson G.T., 1987. Graphical estimation of sky view-factors in urban environments - Watson - 1987 - Journal of Climatology - Wiley Online Library. <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/joc.3370070210>, (01/03/2023).

## Annexes

Annexe 1 : Listes des abondances des espèces de macro-invertébrés au sein des sites prospectés. Les listes des espèces de macro-invertébrés par quadrats sont visibles via le lien :

[https://l.messenger.com/l.php?u=https%3A%2F%2Fmseduculiegebe-my.sharepoint.com%2F%3Ax%3A%2Fg%2Fpersonal%2Fjustine\\_martoglio\\_student\\_uliege\\_be%2FEZwEv9idzL1DvYo5BGYv2WYBNFppnu3jfb-JofMxw\\_Ls1g%3Fe%3D1B4YzZ&h=AT3HoVtSKwmB0cNuCjUei7YWb7hQi02-Qtl15eL\\_9yoC-G50BqRPXe-GWFPbmmNPWcbG5xMCzbJOSqCQc7XZCFVBn-SMVZO-1OWuWeSi9\\_Lir2iqeleLl4Y8pDiaKlg47HUeUS8Qab\\_vlgzTIlblhA](https://l.messenger.com/l.php?u=https%3A%2F%2Fmseduculiegebe-my.sharepoint.com%2F%3Ax%3A%2Fg%2Fpersonal%2Fjustine_martoglio_student_uliege_be%2FEZwEv9idzL1DvYo5BGYv2WYBNFppnu3jfb-JofMxw_Ls1g%3Fe%3D1B4YzZ&h=AT3HoVtSKwmB0cNuCjUei7YWb7hQi02-Qtl15eL_9yoC-G50BqRPXe-GWFPbmmNPWcbG5xMCzbJOSqCQc7XZCFVBn-SMVZO-1OWuWeSi9_Lir2iqeleLl4Y8pDiaKlg47HUeUS8Qab_vlgzTIlblhA)

Ce lien rassemble également les abondances des macrophytes par quadrat et la liste des espèces végétales présentes par site.

### Odonates - SYSTÈME H

Site	<i>Aeshna cyanea</i>	<i>Platycnemis pennipes</i>	<i>Aeshna grandis</i>	<i>Coenagrion mercuriale</i>	<i>Coenagrion scitulum</i>	<i>Lestes viridis</i>	<i>Ischnura elegans</i>
H1							
H2							
H3			1			1	4
H4	1	1	2	2	2	3	11
H5				1	13	38	5
H6					1	1	

### Coléoptères - SYSTÈME H

Site	<i>Agabus sp. 2</i>	<i>Meladema sp. 1</i>	<i>Helophorus sp. 1</i>	<i>Coleostoma sp. 1</i>	<i>Copelatus sp. 1</i>	<i>Dytiscus sp. 1</i>	<i>Hydaticus sp. 1</i>	<i>Berosus sp. 1</i>	<i>Hydrosapha sp. 1</i>
H1	5	1	1	4					
H2	53		2		2	2			
H3									
H4									
H5									
H6							1	1	1

### Odonates - SYSTÈME J

Site	<i>Ischnura elegans</i>	<i>Calopteryx virgo</i>	<i>Coenagrion scitulum</i>	<i>Platycnemis pennipes</i>	<i>Aeshna sp. 1</i>	<i>Enallagma sp. 1</i>	<i>Sympetrum sp. 1</i>	<i>Lestes viridis</i>	<i>Erythromma sp. 1</i>	<i>Anax imperator</i>
J1	12									
J2	4	1	9	47	4	1				
J3							13			
J4	2				1			2		
J5	42								1	
J6	4							5		1

**Coléoptères - SYSTÈME J**

Site	<i>Agabus sp. 2</i>	<i>Laccophilus sp. 1</i>	<i>Helophorus sp. 1</i>	<i>Hygrobia sp. 1</i>	<i>Agabus sp. 1</i>	<i>Dytiscus sp. 1</i>	<i>Laccophilus sp. 2</i>	<i>Dytiscus sp. 2</i>	<i>Hygrobia sp. 2</i>	<i>Ilybius sp. 1</i>	<i>Graptodytes sp. 1</i>	<i>Bidessus sp. 1</i>	<i>Meladema sp. 1</i>	<i>Hydrochara sp. 1</i>	<i>Meladema sp. 2</i>	<i>Hydaticus sp. 1</i>	<i>Graphoderus sp. 1</i>	<i>Aulonogyrus sp. 1</i>	<i>Gyrinus sp.</i>
J1																			
J2	19	1	1	1															
J3		1	2		2	2	4	1	1	2	1	1	1						
J4												2		2	1				
J5		4											1			2	3		
J6				1														11	2

### SITE H1 : Rue des Roblets, 2 Seneffe



H1-01



H1-02



H1-03



H1-04



H1-05



H1-06



H1-07

Début de l'échantillonnage à l'extrémité droite de l'étang, premier quadrat au bord de la roselière. Continuation vers la gauche, le second quadrat (Q2) est situé à environ 2,50 m du premier, vers le centre et la berge. Q3 sur la même ligne que Q2 mais à 2m vers le centre. Q4 à 2m de la berge côté gauche. Q5 à +/- 3m de Q5 vers le centre. Q6 à 3m de Q5 dans le cresson de fontaine. Q7 à 3m de la berge, côté maison.

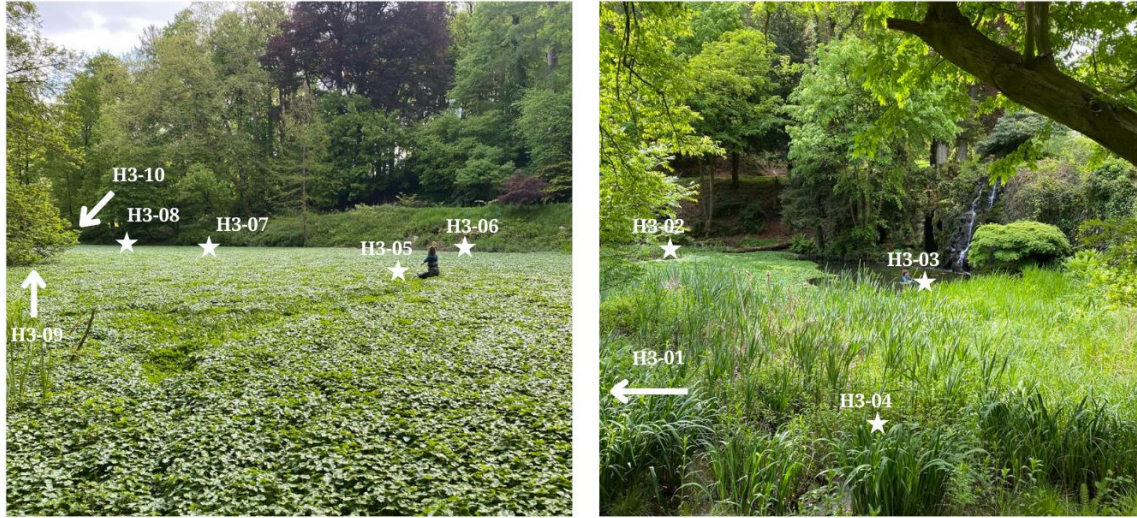
## SITE H2 : Vieux Chemin de Braine-le-Comte 6



Etang divisé en deux zones, une boisée et une "jardin". Dans la zone boisée, commencer au niveau de la fosse en béton, avancer tout droit sur 4-5 mètres (Q1). Revenir sur ses pas sur 3m puis se déplacer de 5 mètres à gauche, zone d'eau dégagée (sans arbres) (Q2). Ensuite, avancer de 2m et se décaler de 3m vers la gauche (Q3). Se déplacer vers la droite de 4m environ (Q4). Puis, avancer de le fond de l'étang sur 2-3m (Q5). Se déplacer vers la droite de l'étang sur 3m jusqu'à un gros saule (Q6). Revenir vers le bord de l'étang, à droite du point de départ, zone sous les arbres, libre (Q7). Se déplacer vers la zone "jardin" (cf. photos).



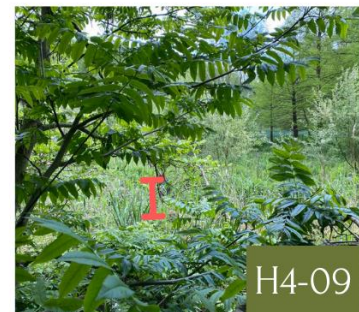
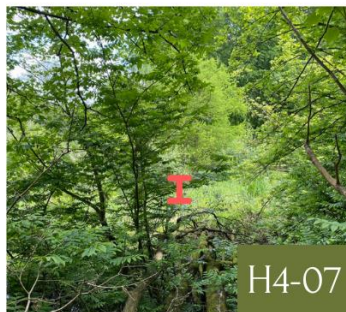
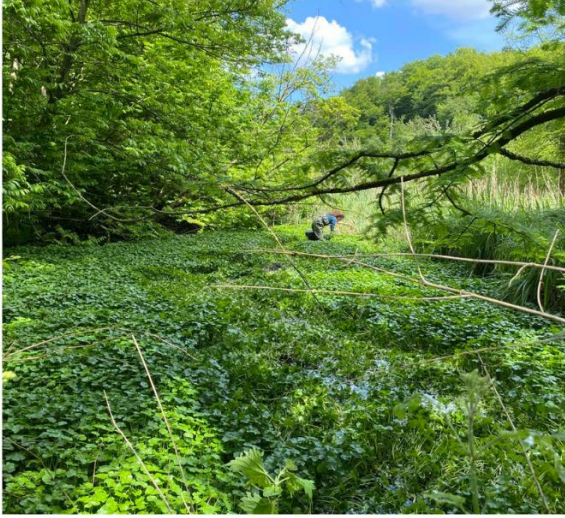
# SITE H3 : Drève d'Argenteuil





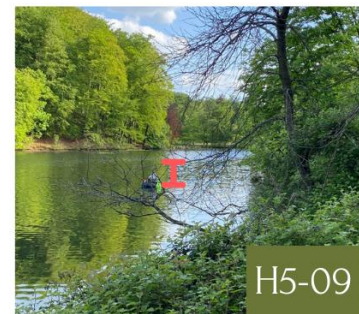
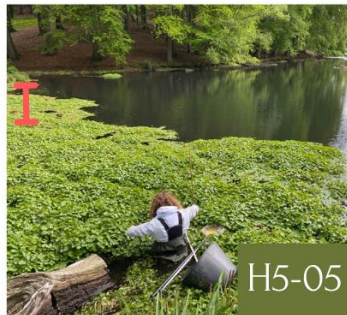
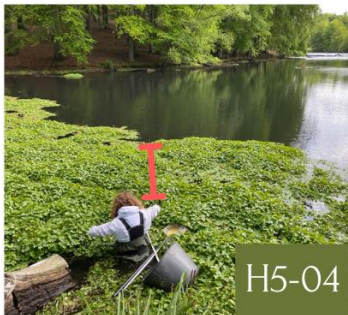
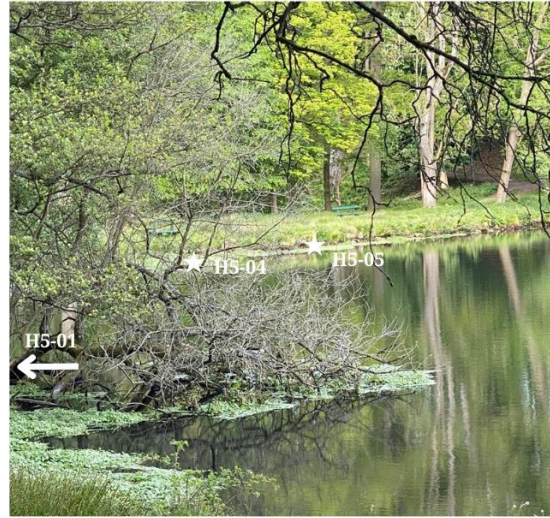
Source de données : WalOnMap, 2023  
EPSG 31370

# SITE H4 : Drève d'Argenteuil



Première partie de l'étang mitoyen (côté étang totalement envahis, amours blancs). Etang accessible par deux endroits : directement à partir du grand étang totalement envahi ou en traversant le bois d'une vingtaine de mètres. Les quadrats 1, 2 et 3 sont situés dans la seconde zone (accessible via le bois). Les restants sont accessibles depuis l'extrémité de l'autre étang. Pour Q7, 8 et 9, traverser l'étang longitudinalement, puis, avancer sur la droite, dans la partie asséchée, sur 5-6 m. Puis, avancer vers la gauche sur 6 m pour atteindre une zone faiblement immergée avec un petit courant. Les trois quadrats forment un triangle de 2 m de côté.

# SITE H5 : Drève d'Argenteuil

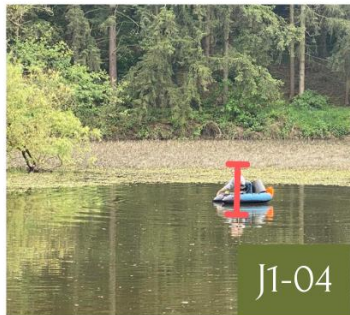


# SITE H6 : Drève d'Argenteuil



Seconde partie de l'étang mitoyen. Débuter au niveau de la plaque de béton. Avancer vers la gauche, jusqu'au couloir formé par la roselière. avancer dans le couloir sur 4 m (Q1). Q7 est situé à droite à 50 cm de la limite des phragmites, et à 2,50 m de Q6. Q8 est situé 1,50 m plus loin que Q7 et à 2 m de la limite des phragmites. Partir de Q8, avancer de 4 mètres (vers la droite de l'étang) et Q9 est situé sur la droite à 30 cm de la limite des phragmites.

SITE J1 : Allée du Houyoux 30, Vierset Barse



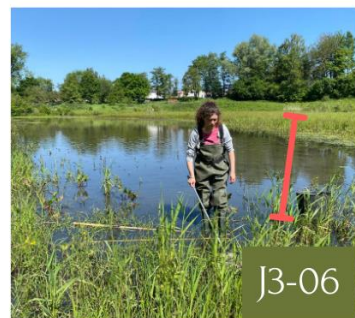
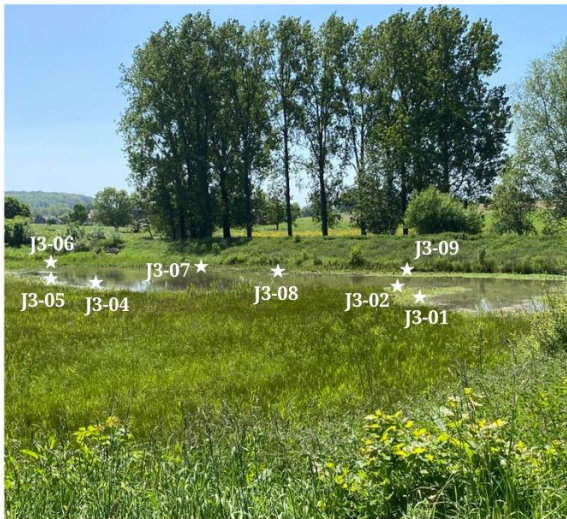


# SITE J2 : Rue Fosty 38, Genappe



Débuter au fond de l'étang, avancer sur le petit pont en bois. Q1 est situé à 3 m à droite du pont à mi-parcours. Q2 est situé 2 m plus loin (tout droit). Aller jusqu'au bout du pont et avancer jusqu'au second ponton. Q3 est situé à 1,50 mètres à droite du coin avant droit du ponton.

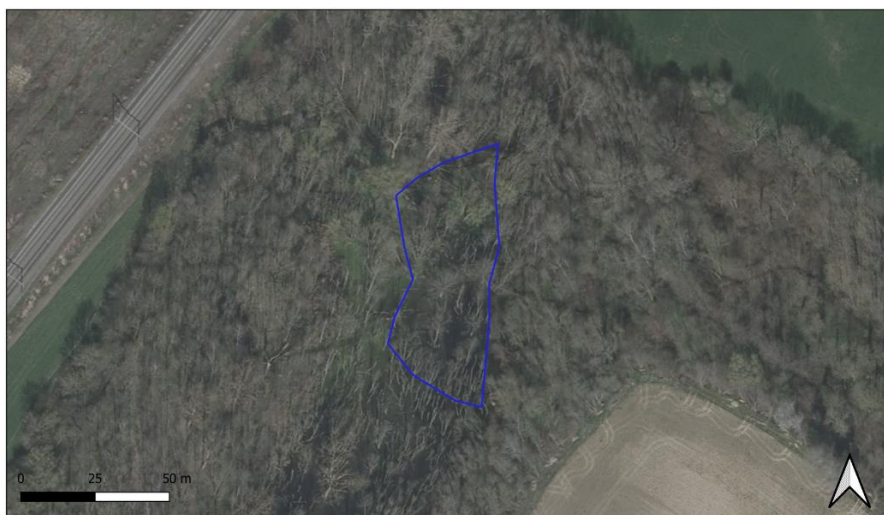
# SITE J3 : 15 Avenue du Marouset Braine-le-comte



# SITE J4 : Rue des Queutralles Court-Saint-Etienne

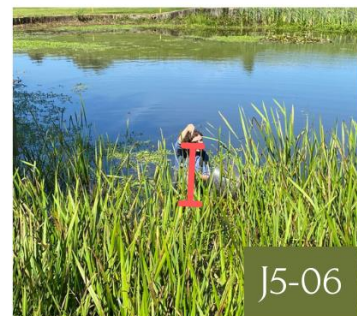


Aller jusqu'à la partie Est du marais, envahis par la jussie.

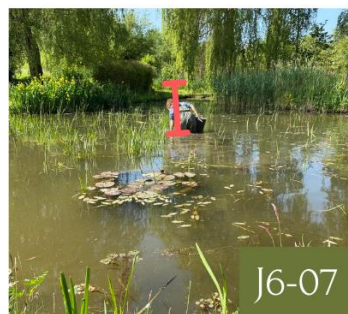
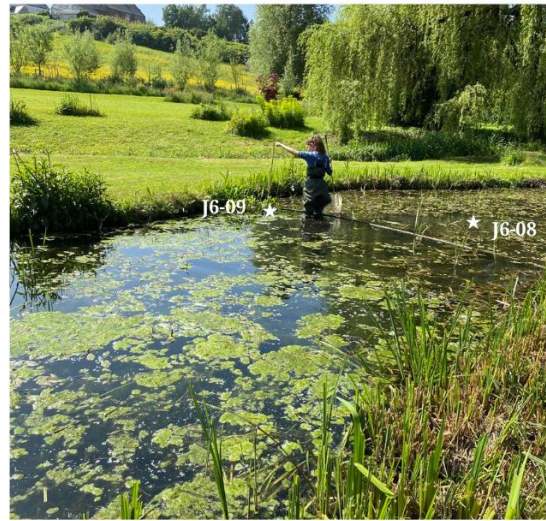


Source de données : WalOnMap, 2023  
EPSG 31370

# SITE J5 : Royal Golf Club de Waterloo 50 Vieux chemin de Wavre



# SITE J6 : Rue de Pinchart 100 Ottignies-Louvain-la-Neuve



# SITE B1 : Rue des Croix du feu Genappe





Commencer par l'extrémité (largeur) la plus proche de la route. Avancer de 5-6 m environ, à 1 m des barbelés se trouve Q1. Se déplacer vers le cours d'eau sur 2 m puis vers la gauche sur 1 m (Q2). Avancer de 3 mètres dans la même direction (Q3). Les quadrats suivants sont positionnés à 4 à 6 mètres les uns des autres en suivant la ligne des arbres (tous sont situés à 1 à 2 m de la limite du huppier) sauf Q9 qui est décalé de 4 m vers la gauche.

SITE B2 : Rue Eloi Bouvier, Genappe



Pour atteindre le site, avancer sur le terrain, sur le chemin, passer la ligne d'arbres visible sur la seconde photos puis avancer jusqu'au virage à gauche. Une fois passé, avancer sur 50 mètres puis avancer dans la végétation sur la gauche sur +/- 25 mètres pour atteindre Q1. Avancer de 7-8 m vers le saule de gauche pour atteindre Q2. Puis aller sous le saule pour Q3. Avancer le long des arbres sur 10 m environ jusqu'à rejoindre un ruisseau. 4 quadrats sont présents à cet endroit, séparés de 2 m environ les uns des autres, 3 à droite du ruisseau, vers la forêt et 1 à gauche (vers la prairie). Retourner vers le chemin emprunté initialement sur 5 m jusqu'à Q8 puis continuer dans la même direction sur 2 m pour atteindre Q9. Le trajet parcouru forme normalement un rectangle.



Source de données : WalOnMap, 2023  
EPSG 31370

SITE B3 : Rue Eloi Bouvier, Genappe



Pour ce site, partir du site précédent et rebrousser chemin en suivant le sentier normalement tondu/débroussaillé. Rejoindre le panneau "propriété privé" et les arbres visibles sur la seconde photo. 4 quadrats sont situés à droite des arbres, vers B2. Ils sont espacés d'environ 2 m les uns des autres. B7 est situé à gauche des arbres, à 3 m du chemin. Q5 et Q6 sont situés en face, à gauche de l'arbre et à 2 m l'un de l'autre. Q8 et Q9 sont situés à 4 m sur la gauche de Q6, pour Q9, partir de Q8 est avancer perpendiculairement au chemin.

# SITE B4 : Margijsbosweg



Avancer jusqu'à l'arbre couché sur la photo 1. Continuer à avancer sur environ 7 m puis tourner à droite dans la végétation. Rejoindre la rive et descendre la berge pour atteindre les quadrats 1 et 2 (séparés de 2 m). Avancer le long du cours d'eau sur 4-5 m jusqu'à atteindre une butte et Q3. Puis se décaler de 2 m vers la gauche pour atteindre Q4. Passer le second tronc couché, puis, rejoindre la rive située en face de la butte (Q5). Puis à 2 m à droite de Q5 se trouve Q6. Ensuite, remonter sur la rive et avancer de 2 m, Q7, Q8 et Q9 sont séparés les uns les autres d'environ 3 m. Attention, une grande crevasse est présente et peu visible!

# SITE B5 : Margijsbosweg





Emprunter le chemin de randonnée jusqu'à l'arbre couché sur la première photo. Avancer de 10 m puis traverser le cours d'eau. Une grande crevasse est présente également, 3 quadrats se situent à gauche de celle-ci (le long de la rive) et 4 de l'autre. Q7 est situé à proximité de Q6 décalé de 2 m vers la forêt. Ensuite, partir de Q7, avancer dans le bois et rejoindre la berge de l'autre côté. Q8 et Q9 se trouvent sur la droite, à une dizaine de m de Q7 le long de la berge et séparés de 2 m environ.

# SITE B6 : Galmaarde n Kapelledreef



Rejoindre le site en longeant la voie ferrée. Avancer de 20-25 mètres environ puis tourner à gauche et avancer vers le cours d'eau. à 6-7 mètres du cours d'eau se trouve Q1. Ensuite, rejoindre la berge (Q2) puis avancer de 2 m vers la gauche (Q3). Avancer de 2 m vers la gauche puis s'éloigner du cours d'eau de 2 m environ (Q4). Ensuite, avancer parallèlement au ruisseau sur 3 m (Q5). De même, avancer de 2 m puis de 1,50 m vers la droite (Q6). Rebrousser chemin jusque Q4 puis avancer vers la gauche perpendiculairement au cours d'eau, vers la voie ferrée sur 2 m (Q7). Avancer de 2 m parallèlement au cours d'eau vers la gauche (Q8 est sur la gauche). Enfin, avance de 2 mètres dans la même direction (Q9 est sur la droite).



Source de données : WalOnMap, 2023  
EPSG 31370

Annexe 3 : p-valeurs obtenues lors de la vérification de l'égalité des variances par le test de Bartlett pour l'analyse de la variance pour les conditions abiotiques (si  $p > 0,05$ , l'égalité des variances est vérifiée).

Système	Sky View Factor	Profondeur d'eau
<b>SYSTEME H</b>	p = 0,9144 dl = 1	p = 0,1682 dl = 1
<b>SYSTEME J</b>	p = 0,01945 dl = 1	p = 0,04613 dl = 1
<b>SYSTEME B</b>	p = 0,2769 dl = 1	/

Annexe 4 : p-valeurs obtenues lors de la vérification de l'égalité des variances par le test de Bartlett pour les différents indices calculés lors de l'analyse des communautés végétales (si  $p > 0,05$ , l'égalité des variances est vérifiée).

Indices	<b>SYSTEME H</b> <i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	<b>SYSTEME B</b> <i>Impatiens glandulifera</i>	<b>SYSTEME J</b> <i>Ludwigia grandiflora</i>
<b>Richesse spécifique</b>	p = 0,0954 dl = 7	p = 0,1488 dl = 8	p = 0,1061 dl = 10
<b>Indice de Simpson</b>	p = 0,3379 dl = 7	p = 0,2326 dl = 11	p = 0,2103 dl = 10
<b>Indice de Shannon</b>	p = 0,4195 dl = 7	p = 0,0511 dl = 11	p = 0,5110 dl = 10
<b>Valeur de conservation</b>	/	p = 0,0535 dl = 8	/

Annexe 5 : p-valeurs obtenues lors de la vérification de l'égalité des variances par le test de Bartlett pour les différents indices calculés lors de l'analyse des communautés de macro-invertébrés (si  $p > 0,05$ , l'égalité des variances est vérifiée / égalité des variances non vérifiée).

Indices	<b>SYSTEME H</b> <i>Coléoptères</i>	<b>SYSTEME H</b> <i>Odonates</i>	<b>SYSTEME B</b> <i>Carabes</i>	<b>SYSTEME J</b> <i>Coléoptères</i>	<b>SYSTEME J</b> <i>Odonates</i>
<b>Richesse spécifique</b>	p = 0,5551 dl = 3	p = 0,0179 dl = 3	p = 0,0711 dl = 9	p = 0,0923 dl = 9	p = 0,200 dl = 8
<b>Indice de Simpson</b>	p = 0,7245 dl = 3	p = 0,9507 dl = 3	p = 0,9916 dl = 9	p = 0,9707 dl = 9	p = 0,1211 dl = 8

<b>Indice de Shannon</b>	p = 0,9837 dl = 3	p = 0,1950 dl = 2	p = 0,5654 dl = 8	p = 0,4598 dl = 5	p = 0,2145 dl = 4
<b>Valeur de conservation</b>	p = 0,0016 dl = 3	p < 0,0001 dl = 3	p = 0,0061 dl = 9	p = 0,0001 dl = 9	p < 0,0001 dl = 8

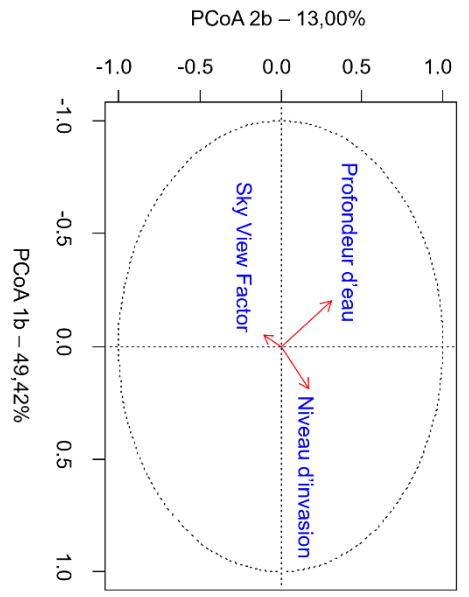
Annexe 6 : p-valeurs obtenues lors de la vérification de l'égalité des variances par le test de Bartlett pour les différents indices calculés ayant subi une transformation de variable logarithmique (si  $p > 0,05$ , l'égalité des variances est vérifiée / **égalité des variances non vérifiée**).

Indices	<b>SYSTEME H</b> <i>Coléoptères</i>	<b>SYSTEME H</b> <i>Odonates</i>	<b>SYSTEME B</b> <i>Carabes</i>	<b>SYSTEME J</b> <i>Coléoptères</i>	<b>SYSTEME J</b> <i>Odonates</i>
<b>Richesse spécifique</b>	/	p = 0,0179 dl = 3	/	/	/
<b>Valeur de conservation</b>	p = 0,0016 dl = 3	p < 0,0001 dl = 3	p = 0,0061 dl = 9	p = 0,0001 dl = 9	p < 0,0001 dl = 8

Annexe 7 : Cercles des corrélations associés aux ordinations non-contraintes présentées section 3.2.3 (\* : significatif, \*\* : hautement significatif ; \*\*\* : très hautement significatif).

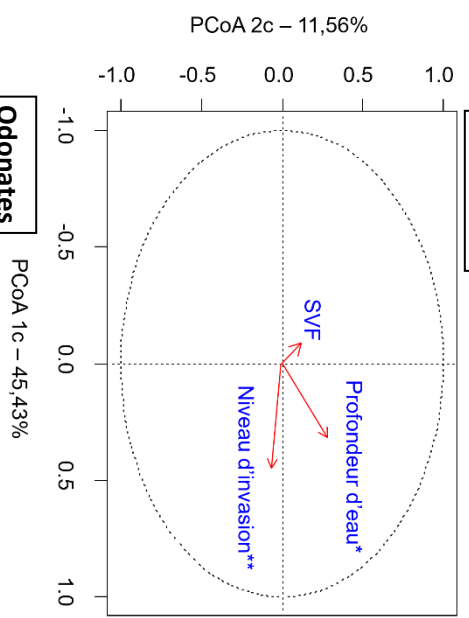
Communautés végétales - invasive  
exclue

**SYSTEME**

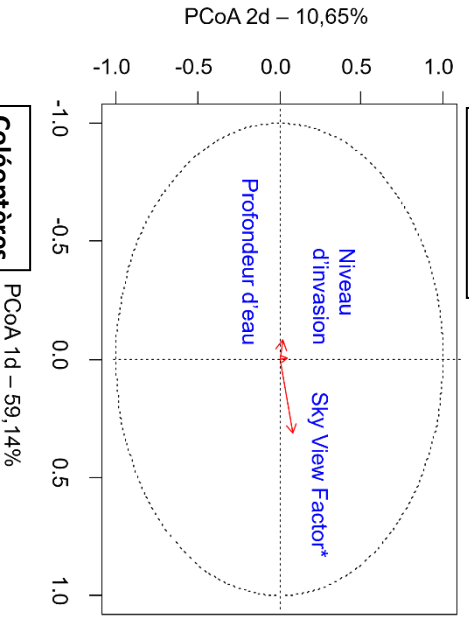


Communautés de macro-invertébrés

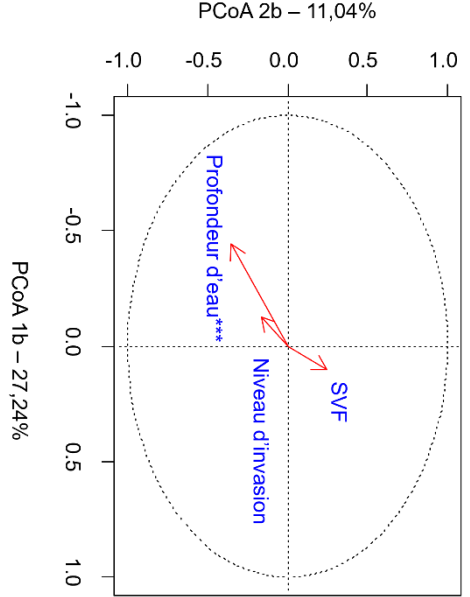
Odonates



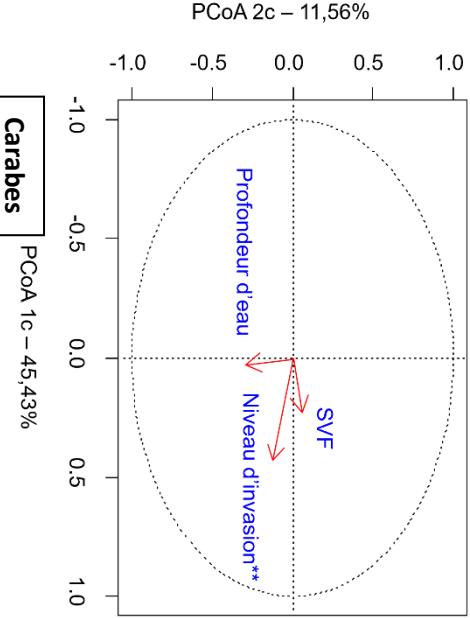
Coléoptères



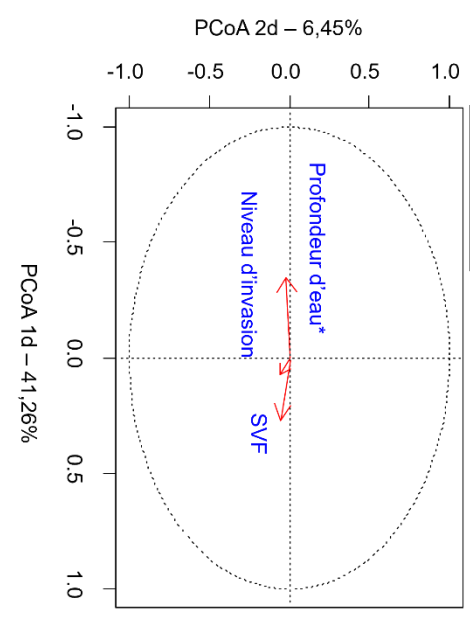
**SYSTEME J**



Carabes



Odonates



**SYSTEME B**

