

Faculté des sciences

Impact du castor sur les populations d'odonates en Ardenne belge

Auteur : Filipe Dias de Oliveira

Promoteurs : Nicolas Schtickzelle, Marc Dufrêne

Lecteurs : Thierry Hance, Nicolas Titeux, Philippe Goffart

Année académique 2019-2020

Master en Biologie des Organismes et Écologie à finalité spécialisée: Biologie
environnementale

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier chaleureusement toutes les personnes qui ont contribué et qui m'ont aidé à concrétiser ce mémoire.

Ainsi, je voudrais remercier mon promoteur le professeur Nicolas Schtickzelle pour sa disponibilité permanente, conseils précieux mais aussi pour m'avoir guidé tout au long du mémoire.

De la même manière, j'aimerais remercier le professeur Marc Dufrêne de m'avoir épaulé dans les analyses statistiques.

J'aimerais aussi remercier Monsieur Philippe Goffart du SPW/DEMNA ainsi que le Dr. Nicolas Titeux pour leurs conseils précieux, qui m'ont permis de prendre du recul et d'avancer dans la conception de ce travail.

Il est aussi important de souligner que ce mémoire n'aurait pas été possible sans le chaleureux partage des données liés au castor et aux libellules.

Pour cette raison, j'aimerais aussi remercier le SPW/DEMNA, Natagora ainsi que le Contrat de Rivière Lesse d'avoir partagé les différentes données.

Finalement, j'aimerais remercier Sandy d'avoir pris le temps de corriger mon mémoire et de me conseiller dans ma façon d'écrire.

Résumé

Le castor est depuis quelques années de retour en Belgique et aujourd'hui il fait partie intégrante de la biodiversité belge. Beaucoup d'études mettent en avant l'influence positive que le castor peut avoir sur d'autres groupes d'organismes, dont notamment les libellules, par la création d'un barrage qui crée de l'hétérogénéité dans l'environnement. Les libellules sont connues pour être des insectes très dépendantes des milieux aquatiques. Par conséquent, quelques études ont déjà fait le lien entre la création d'une retenue d'eau par le barrage et l'augmentation des populations de libellules. Et c'est sur ce constat que se base mon mémoire. J'ai essayé tout au long de ce travail d'évaluer s'il y a un changement apparent des populations de libellules depuis l'apparition du castor en Wallonie. La première partie du travail a consisté à trouver l'année de construction de chaque barrage afin de connaître le moment approximatif où un changement au niveau des libellules aurait pu être mesuré. Par la deuxième partie j'ai essayé d'évaluer un changement au niveau de la richesse et de la communauté des libellules en comparant les observations de celles-ci à deux périodes, à savoir avant et après l'apparition du barrage. Ce travail a ainsi permis de mettre en évidence que la réponse des libellules n'est pas évidente et que celle-ci dépend fortement de l'influence du barrage sur l'environnement. En d'autres mots, pas tous les barrages ne semblent impacter de la même façon les libellules ce qui a une répercussion sur les résultats de l'analyse. De plus, la taille des retenues créées par les barrages semble corrélée à la taille des eaux stagnantes présentes sur les sites, ce qui complique encore plus l'évaluation des réponses des libellules. Néanmoins, le castor reste par ses effets positifs un organisme fort utile à l'amélioration de l'habitat pour divers organismes et de ce fait il faut continuer à s'intéresser à ce rongeur et à son influence sur la biodiversité.

Mots-clés : Castor, Odonates, Barrage, Wallonie, Ardenne, Richesse, Communauté de libellules, Analyse multivariée

Abstract

The beaver is back in Belgium for a few years and today it is an integral part of the Belgian biodiversity. Many studies highlight the positive influence that the beaver can have on other groups of organisms, including dragonflies, by creating a dam that creates heterogeneity in the environment. Dragonflies are known to be insects that are highly dependent on aquatic environments. Consequently, a few studies have already linked the creation of a water retention by the dam to an increase in dragonfly populations. And that's what my work is based on. Throughout this work, I have tried to assess whether there is an apparent change in dragonfly populations since the appearance of the beaver in Wallonia. The first part of the work consisted of finding the year of construction of each dam in order to know the approximate time when a change in dragonflies could have been measured. In the second part I tried to evaluate a change in dragonfly richness and community by comparing dragonfly observations at two periods, namely before and after the appearance of the dam. This work has thus shown that the response of dragonflies is not obvious and that it depends strongly on the influence of the dam on the environment. In other words, not all dams seem to impact dragonflies in the same way, which has an impact on the results of the analysis. In addition, the size of the impoundments created by the dams appears to be correlated with the size of the standing water present at the sites, which further complicates the assessment of dragonfly responses. Nevertheless, the positive effects of the beaver continue to make it a very useful organism in improving habitat for various organisms, and as a result, we must continue to pay attention to this rodent and its influence on the biodiversity.

Keywords: Beaver, Odonata, Dams, Wallonia, Ardenne, Richness, Dragonfly community, Multivariate Analysis

Table de matières

1. INTRODUCTION.....	1
1.1. QUESTION DE DEPART	1
1.2. LE RETOUR DU CASTOR EN BELGIQUE.....	2
1.3. ÉCOLOGIE DU CASTOR.....	4
1.3.1. <i>Portrait du castor</i>	4
1.3.2. <i>Modification hydromorphologique et physico-chimique du milieu</i>	6
1.3.3. <i>Impact sur la biodiversité</i>	8
1.4. CAS D'ETUDE : LES LIBELLULES	12
1.4.1. <i>Distribution des libellules</i>	14
1.4.2. <i>Situation des libellules</i>	15
1.5. LA RELATION ENTRE LE CASTOR ET LES LIBELLULES.....	19
1.6. HYPOTHESES & OBJECTIF DU MEMOIRE	20
2. MATERIEL & METHODES	21
2.1. CARTE D'OCCUPATION DU CASTOR EN WALLONIE.....	21
2.1.1. <i>Acquisition des données</i>	21
2.1.2. <i>Critiques par rapport à l'utilisation de bases de données préexistantes</i>	22
2.1.3. <i>Traitement des données</i>	23
2.1.4. <i>Regroupement de barrages</i>	23
2.1.5. <i>Région d'étude</i>	24
2.1.6. <i>Date d'établissement des barrages</i>	25
2.1.7. <i>Utilisation des observations de castor autour d'un barrage</i>	26
2.1.8. <i>Estimation de la date de création de chaque barrage et évaluation de son exactitude</i>	29
2.2. L'ANALYSE DES POPULATIONS DE LIBELLULES	32
2.2.1. <i>Site d'étude</i>	32
2.2.2. <i>Jeu de données libellules</i>	34
2.2.3. <i>Variables explicatives</i>	38
2.2.4. <i>Analyses statistiques</i>	40
3. RESULTATS.....	43
3.2. DYNAMIQUE DES POPULATIONS DE CASTOR EN WALLONIE.....	43

3.3. LA REPONSE DES LIBELLULES FACE A L'APPARITION DU BARRAGE.....	48
3.3.1. <i>Fiabilité de la date de barrages pour les stations étudiées</i>	48
3.3.2. <i>Richesse totale des libellules</i>	48
3.3.3. <i>Analyses multivariées</i>	53
4. DISCUSSION	68
4.1. LE GRAND RETOUR DU CASTOR EN WALLONIE.....	68
4.2. LA REPONSE DES LIBELLULES FACE A L'APPARITION DES BARRAGES	69
4.2.1. <i>Richesse totale sur les sites avec barrage</i>	69
4.2.2. <i>Changement de la communauté des libellules</i>	71
4.3. UTILISATION DES BASES DE DONNEES ET PERSPECTIVES FUTURES	77
5. CONCLUSION	79
6. REFERENCES.....	80
7. ANNEXE.....	90

1. Introduction

1.1. Question de départ

Le castor a fait son grand retour en Belgique après presque deux siècles d'absence suite à son extinction du territoire belge. En effet, depuis sa première réapparition, les présences et observations de ce rongeur n'ont cessé de croître, au point qu'aujourd'hui il fasse partie intégrante de la faune belge. Ainsi, les cours d'eaux belges doivent de nouveau faire face aux changements apportés par la présence de cet animal.

En Europe, diverses études mettent en avant l'impact important que le castor peut avoir sur la biodiversité. Ces études viennent en grande partie de pays où le castor n'a jamais disparu de leur territoire. En Belgique en revanche, des études de ce type sont encore rares notamment parce que le retour du castor est un phénomène assez récent. Et c'est ce constat qui rend l'élaboration de ce mémoire intéressante, puisque ce retour suscite des questions concernant l'impact potentiel que le castor pourrait avoir sur la faune et la flore belge. En effet, contrairement aux autres pays, le ré-établissement de ce rongeur en Wallonie a été très rapide ces dernières années, et par conséquent la réponse de la biodiversité belge encore difficile à estimer. Comme il n'est pas possible d'étudier l'impact du castor sur tous les organismes, il a fallu cibler un organisme précis. Et tel le titre du mémoire l'indique, le choix s'est fait sur les odonates ou, au sens plus large, les libellules.

Il existe plusieurs raisons pour ce choix. Tout d'abord, ce groupe d'insectes est très sensible à tout changement au niveau de leur habitat aquatique et terrestre. Ceci rend l'étude de ce taxon particulièrement intéressante. En effet, sachant que le castor modifie fortement le milieu (physico-chimie et hydro-morphologie), sur lequel il s'établit, il impacte potentiellement aussi les populations de libellules. Puis, l'étude sur l'impact que le castor peut avoir sur les libellules nous permet aussi d'avoir un peu plus d'informations par rapport à des études sur un autre organisme puisqu'au stade larvaire, les libellules sont de très bons indicateurs de la qualité biologique du cours d'eau. Et dernièrement, ce choix d'organisme-cible vient aussi de la possibilité qu'il y a de réaliser cette étude, puisque grâce à l'effort de nombreuses personnes passionnées, beaucoup de données sur la présence de libellules existent au niveau de la Wallonie et cela depuis des décennies.

1.2. Le retour du castor en Belgique

Le castor, animal emblématique des cours d'eau, est un rongeur de la famille des Castoridés qui existe en Europe depuis 30 millions d'années (Dewas et al., 2011). Deux espèces de ce genre sont décrites : *Castor fiber* ou castor d'Eurasie et *Castor canadensis*, le castor canadien. Les deux espèces sont morphologiquement indistinguables et ont un comportement similaire et la seule façon de distinguer les deux espèces, c'est au niveau du caryotype (Lavrov et Orlov, 1973). Aujourd'hui, on suppose qu'il existe deux lignées au sein de l'espèce *Castor fiber* : une originaire d'Asie jusqu'à l'Europe de l'Est et l'autre originaire de l'Europe de l'Ouest et centrale (Durka et al., 2005).

Au cours du Moyen-Âge, le castor a bien failli disparaître du continent européen par la dégradation massive de son habitat (drainages des zones humides, canalisation des rivières, etc.), la chasse pour sa fourrure et sa chair mais aussi pour une substance propre au castor, le castoréum, sécrétion odorante lui permettant notamment de marquer son territoire (Nolet et Rosell, 1998). Ainsi, vers la moitié du 19^{ème} siècle, 1200 individus répartis dans 8 régions isolées subsistaient encore en Europe (Nolet et Rosell, 1998). C'est à la suite de ce constat que de nombreux pays ont décidé d'adopter au début du 20^{ème} siècle, des mesures de protection du castor. Et grâce à l'efficacité de cette mesure, l'espèce est aujourd'hui catégorisée comme « faible risque d'extinction » par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN) en 2008 (Batbold et al., 2008).

Depuis son extinction en Belgique (dernier individu recensé en 1848 dans le Brabant ; van Wijngaarden, 1966), le premier individu a été aperçu en 1990 dans la rivière Roer dans les Hautes-Fagnes (Huijser et Nolet, 1991). Et cet individu semble être originaire d'une population de la région de l'Eifel en Allemagne (Dalbeck et al., 2008). Depuis cette première apparition, beaucoup d'autres individus ont été recensés provenant en grande partie de réintroductions clandestines (Van den Bergh et Manet, 2003).

En effet, il semble que pendant ces réintroductions, 101 individus (de provenance bavaroise) ont été relâchés en territoire belge entre 1998 et 2001 (Schwab et Schmidbauer, 2002) selon le schéma suivant (Van den Bergh et Manet, 2003) :

- Automne 1998 : Bassin de l'Ourthe (Hotton et Houffalize)
- Printemps 1999 : Vallée de Houille

- Entre 1999 et 2001 : Bassin moyen de l'Ourthe ; Haute Meuse et affluents
- Début 2001 : Bassin de la Semois (Arlon) et bassin de la Dyle (Wavre)

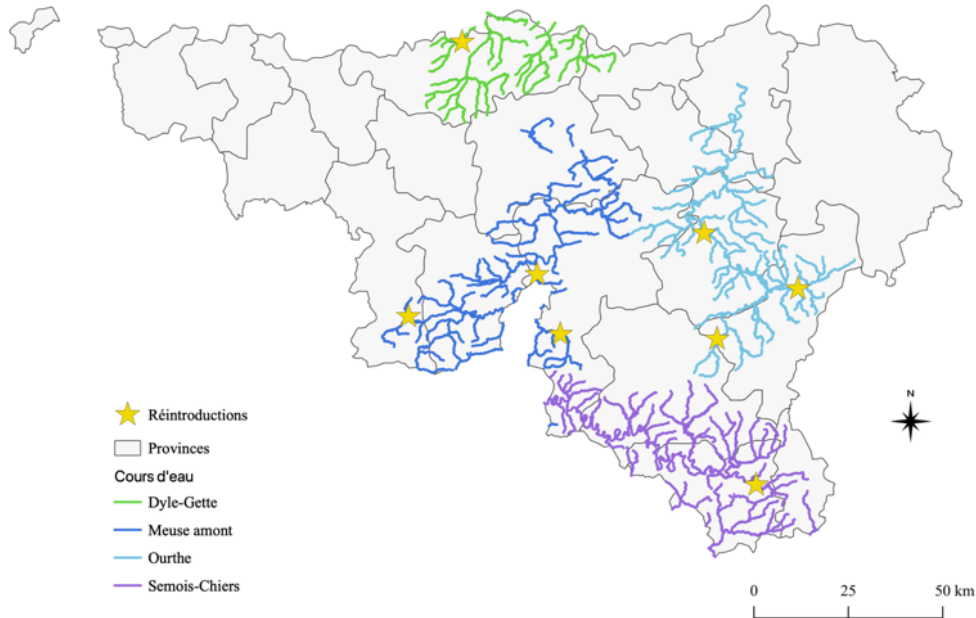


Figure 1. Carte illustrant les endroits approximatifs où les réintroductions ont eu lieu entre 1998 et 2001.

Le castor n'est pas un animal très facilement observable. Il n'en reste qu'il ne passe pas inaperçu dans la nature à cause de ses barrages, et son recensement reste donc assez facile. En 2015, 350 sites étaient connus pour la présence du castor et on estime une population de l'ordre de 1400 à 1700 pour la Wallonie (Barvaux et al., 2015). Ceux-ci se situent dans la grande majorité des bassins hydrographiques : Ourthe, Amblève, Basse et Haute Meuse, Moyenne et Haute Semois, Our, Lesse et Dyle (Barvaux et al., 2015).

Depuis 2010, une diminution du taux de colonisation du castor peut être observée. En effet, depuis sa première réapparition, le castor semble avoir atteint sa limite d'établissement et les rivières semblent saturées. Les castors étant territoriaux, de moins en moins d'individus trouvent un lieu où s'établir sans pour autant entrer en forte compétition avec leurs congénères. Et le fait de devoir se disperser plus souvent augmente le contact avec l'homme, rendant cette espèce plus vulnérable à des accidents avec des véhicules notamment (Barvaux et al., 2015).

1.3. Écologie du castor

1.3.1. Portrait du castor

Le castor est assez unique par son comportement mais aussi par sa morphologie. Par sa capacité de modifier la phytocénose, la topographie, la morphologie, l'hydrologie de son milieu, il est ce qu'on appelle une espèce-ingénieur (Jones et al., 1994). Et cette capacité lui permet ainsi d'avoir une influence importante sur tout l'écosystème et sur toutes les autres espèces, ce qui le rend aussi une espèce-clé (Paine, 1969).

La taille du castor est très dépendante des disponibilités en nourriture et de la région rencontrée mais en moyenne il mesure entre 80 et 110 cm (avec 35 à 40 cm supplémentaires pour la queue). Le poids moyen d'un castor est de l'ordre de 20 kg, mais peut atteindre 36 kg chez les plus gros individus (Cabard, 2009).

Le castor est un animal totalement herbivore, qui ne mange pas de poisson comme des mythes anciens le suggèrent. Il préfère en effet des végétaux de la famille des Salicacées, tel le peuplier ou le saule. Mais, comme tout organisme, le castor nécessite un régime diversifié et par conséquent, il peut aussi se rabattre sur d'autres végétaux tels des conifères ou des plantes herbacées (p.ex. : la reine-des-prés, l'oseille, les nénuphars ou l'iris). Le castor sait facilement s'adapter à son habitat et surtout ajuster ses préférences alimentaires lorsqu'il s'établit sur un nouveau site (Cabard, 2009).



Figure 2. Photographies de la progression de l'abattage d'un arbre par un castor (© Filipe Dias).

Le castor base son choix d'habitat sur plusieurs critères, notamment sur le nombre et le type de végétaux disponibles, qui sont cruciaux pour son alimentation mais aussi pour la construction de son gîte et de son barrage. Une longueur d'environ 1,8 km de boisement semble nécessaire pour l'établissement d'une population de castor sur un lieu (Fustec et al., 2001). De plus, il préfère les petites rivières avant tout autre type de cours d'eau (p.ex. : grandes rivières, étangs ou lacs) (Richard, 1980) et de préférence un cours d'eau à pente douce et débit lent (Erome, 1982). Une famille de castor seule dans une région peut établir son territoire sur plusieurs kilomètres. Mais avec l'arrivée d'autres congénères, les territoires se réduisent à tel point qu'on peut trouver des familles à une distance d'environ 200 m les unes des autres (Fustec et al., 2001).

A côté des gîtes, en forme de terrier ou de hutte, les castors sont aussi connus pour la construction de leurs barrages. Ce qui est intéressant à savoir c'est que contrairement à *C. canadensis*, le castor eurasiens ne construit pas toujours un barrage, tout simplement parce qu'en Europe (surtout en Europe de l'Ouest) le milieu ne s'y prête pas toujours. Malgré cela on trouve aujourd'hui des barrages éparpillés partout en Europe et surtout aux endroits où la rivière ne dépasse pas une profondeur de 60 cm (Cabard, 2009). En Amérique du Nord, il y a eu des observations qui ont mis en évidence la taille qu'un tel barrage peut atteindre. En effet, dans l'État du Montana, un barrage de 700 mètres de long a vu le jour (Ives, 1942) et dans le Wyoming, on a pu observer un barrage atteignant une hauteur de 5 mètres (Grasse et Putnam, 1955). Chez le castor eurasiens, en revanche, un barrage d'une hauteur de l'ordre de 3 mètres en Norvège est considéré jusqu'à aujourd'hui comme le plus haut en Europe (Collen et Gibson, 2001).

Un barrage apporte plusieurs avantages au castor. En effet, le blocage du cours d'eau créé par le barrage génère un étang en amont de celui-ci. Celui-ci permet au castor (qui par la voie terrestre est très lent) d'atteindre assez vite tous les points de son territoire et notamment d'échapper à des prédateurs potentiels. L'étang peut aussi être un lieu de prolifération d'une végétation aquatique dont le castor se nourrit.

1.3.2. Modification hydromorphologique et physico-chimique du milieu

Les castors peuvent modifier profondément le fonctionnement et la structure d'un écosystème (Hartman et Tornlov, 2006). En effet, par leur activité de construction de barrages, ils altèrent le réseau hydrographique (Hood et Bayley, 2008 ; Burchsted et Daniels, 2014) et les bandes riveraines en augmentant le niveau des cours d'eau, ce qui impacte fortement l'écosystème fluvial (McKinstry et al., 2001).

Comme l'établissement du castor rime avec modification de l'écosystème, une autre question surgit. Quel impact a cette modification au niveau fonctionnel des cours d'eau ?

Par son rôle de « gestionnaire » du bassin hydrographique, le castor le modifie profondément. Par exemple, un barrage construit par un castor a une certaine capacité de rétention qui a la fois limite les inondations en aval des barrages (Collen et Gibson, 2000) mais limite en même temps les sécheresses pendant les mois les plus chauds (Hammerson, 1994) car il rend le débit d'eau plus constant au cours du temps (Burchsted et Daniels, 2014).



Figure 3. Photographie d'un barrage près de Houffalize. On peut voir la rétention d'eau ainsi que l'accumulation de la matière organique qu'un tel barrage peut causer (© Filipe Dias).

Un autre avantage est l'amélioration de la qualité de l'eau (Wilkinson et al., 2010). En effet, lors de la surveillance de la qualité de l'eau, Puttock et al. (2017) ont remarqué une diminution de la quantité en sédiments dans la colonne d'eau en sortie du barrage. Le sédiment qui ne traverse pas le barrage s'accumule au fond, s'accumule et crée ainsi au cours du temps des milieux humides pouvant accueillir la végétation (Butler et Malanson, 1994). Cette sédimentation peut être très rapide (47 cm de dépôt de sédiments par an dans l'Oregon (Etats-Unis)) ou assez lente (Roulet et al., 1997). De plus, les lits en aval du barrage sont moins concentrés en sédiments, ce qui a un effet significatif au niveau des frayères des poissons et augmente ainsi la survie des œufs qui ne sont pas couverts de sédiments qui diminuent notamment l'échange gazeux avec l'eau (Kemp et al., 2012).

L'activité du castor impacte aussi les concentrations d'éléments nutritifs puisque de grandes quantités en composés organiques et inorganiques ont pu être observés dans un étang en amont d'un barrage de castor (Rosell et al., 2005, Puttock et al., 2017). Cette accumulation peut notamment servir de nutriments pour le développement de la vie aquatique telles les plantes aquatiques. Mais contrairement à ce qu'on observait au niveau du phosphore et azote, la concentration en carbone ne semble pas diminuer (Puttock et al., 2017). En effet, l'augmentation de la concentration en carbone organique dissout est logique puisqu'un barrage de castor stocke des sédiments et des nutriments, mais en plus immerge une partie de l'environnement sous l'eau, ce qui enrichit l'étang en matière organique (Puttock et al., 2017).



Figure 4. Zone inondée en amont d'un barrage de castor. Toute la végétation autour est submergée à cause du barrage à l'origine de l'accumulation de l'eau (© Filipe Dias).

1.3.3. Impact sur la biodiversité

Comme l'établissement du castor rime avec modification de l'écosystème, une autre question surgit. Quel impact aura-t-il sur la biodiversité ? Est-ce que l'activité du castor favorise la biodiversité ? Améliore-t-il d'une manière quelconque l'abondance et la diversité des espèces ? Ou est-ce qu'il existe des espèces qui par la présence du castor souffrent d'un déclin de leurs populations ?

Depuis les premières réapparitions du castor à travers toute l'Europe, de nombreuses études se sont intéressées à l'impact du castor sur différents taxons d'animaux et de plantes et ici je vous présente quelques exemples .

Flore

L'impact le plus logique d'un herbivore au niveau de la communauté végétale est de favoriser la prolifération des espèces desquelles ils ne se nourrit pas. Ainsi, nous pouvons notamment observer une augmentation nette du nombre de certains macrophytes (Ray et al., 2001). En effet, en Ecosse sur un cours d'eau dominé par seulement quelques espèces de macrophytes tels *Iris pseudacorus*, *Carex restrata* et *Equisetum fluviatile*, on a pu démontrer que par sa consommation de ces types de végétaux, le castor a réussi à diminuer la taille mais aussi la couverture de ces espèces (Law et al., 2014). Ceci a donc diminué la dominance de celles-ci et en même temps aussi la compétition entre les plantes moins représentées. Tout ceci a abouti à une augmentation de la richesse spécifique, trois fois plus grande qu'avant l'arrivée du castor, avec l'émergence d'autres macrophytes moins dominants tels que *Hippuris vulgaris*, *Juncus effusus* ou même *Galium palustre* (Law et al., 2014). Au niveau des espèces herbacées, l'impact majeur du castor provient de sa capacité à créer des clairières par l'abatage des arbres et la consommation des canopées. En effet, au niveau d'un site en grande partie occupé par une prairie humide mais surmonté de quelques grands arbres caduques, on a pu observer une augmentation de l'ordre de 46% en moyenne la richesse spécifique des espèces végétales herbacées. Ceci viendrait surtout d'un accroissement de l'humidité au niveau du sol mais aussi d'une diminution de l'espèce dominante, qui dans ce cas précis était *Urtica dioica* (Law et al., 2017).

Tous ces exemples démontrent donc bien que l'influence principale du castor sur la communauté végétale vient surtout de son activité herbivore qui diminue l'abondance des

espèces dominantes, ce qui permet la régénération d'une végétation plus diversifiée. En même temps, de par sa capacité d'abattage des arbres, il permet aussi la création de clairières et par conséquent aussi la possibilité d'établissement de plantes héliophiles. Néanmoins, par la création d'une retenue d'eau, le castor inonde toute une partie de l'environnement et de ce fait altère aussi une partie de la végétation.

Un castor ne reste pas pour toujours dans le même site. En effet, dû à un manque de nourriture, ce dernier peut abandonner son territoire et son barrage. Ainsi, si le barrage résiste suffisamment longtemps malgré le manque d'entretien après le départ du castor, on peut avoir ce qu'on appelle la création d'une prairie de castor dû la sédimentation continue (Gurnell, 1998). Ces prairies peuvent persister jusqu'à 50 ans (Terwilliger et Pator, 1999) et sont contrairement aux rives forestières sous une forte luminosité, le sol est fortement humide et riche en azote (Johnston et al., 1995). Celle-ci subira par la suite une succession de végétaux typiques de ces milieux humides, telles des graminées ou des laîches jusqu'à créer des marais occupés par des arbustes tels l'aulne et un retour vers une forêt plus dense (Wright et al., 2002).



Figure 5. Photographie d'une prairie de castor au niveau de l'Eifel (Allemagne). On y voit à l'avant-plan l'ancien barrage du castor recouvert totalement de végétation (Photographie issue du site www.cscf.ch).

Faune

Chez les amphibiens, Dalbeck et Weinberg (2009) se sont intéressés à comparer l'influence d'étangs artificiels créés par l'homme ces dernières décennies et celui d'un étang créé par un castor. Et ils ont pu montrer qu'au niveau des étangs en amont d'un barrage de castor, on trouvait en moyenne 4,8 espèces différentes d'amphibiens contre 3,6 pour les étangs créés artificiellement par l'homme (Dalbeck et Weinberg, 2009). Cette différence prend son origine au niveau de l'optimum thermique de chaque espèce. En effet, un étang de castor étant moins entouré d'arbres, on y trouve une température plus élevée qu'au niveau d'un étang artificiel qui, étant souvent entouré d'arbres, se situe plutôt à l'ombre. Ainsi, les espèces comme *Rana lessonae*, *Bufo bufo* ou encore *Alytes obstetricans* sont des espèces trouvées proche d'un barrage de castor tandis que *Salamandra salamandra* est trouvée dans des milieux plus frais, donc plutôt au niveau d'étangs artificiels (Dalbeck et Weinberg, 2009 ; Bashinsky, 2014). La création de clairières permet aux rayons de soleil d'atteindre l'étang, de le réchauffer et le ainsi de le rendre plus attractif pour la reproduction des amphibiens (Bashinsky, 2008).

Un autre impact très intéressant du castor est celui au niveau des chauves-souris. En effet, quel impact un animal tellement dépendant du milieu aquatique peut-il avoir sur une chauve-souris qui vit dans les airs ? Il est d'abord important de rappeler que les chauves-souris sont en majorité insectivores et surtout actives ici en Europe au niveau des vallées de rivière où on trouve une abondance importante d'insectes aquatiques (Fukui et al., 2006). En revanche, l'efficacité de prédation de la chauve-souris est corrélée à la densité de la végétation au niveau des berges (Erickson et West, 2003) mais aussi au courant d'eau (Rydell et al., 1999). Si le courant est trop fort (le cas de rivières peu profondes), il peut y avoir un effet interférant sur le signal acoustique de la chauve-souris (Rydell et al., 1999). Le castor, lui, crée des clairières au niveau des berges et diminue la vitesse du courant par la création de barrages, ce qui d'après Chiechanowksi et al. (2011), semble en effet favorable surtout à la famille des Vespertilionidés (p.ex. : *Pipistrellus* sp. ou *Nyctalus* sp). L'élargissement des rivières par les barrages favorise aussi une plus grande abondance des insectes aquatiques qui sont la ressource principale de ce groupe de mammifères volants.

Au niveau des oiseaux, on a pu aussi mettre en évidence un impact significatif du castor. En Finlande, dans 10 de 13 étangs créés par l'activité du castor, on a pu montrer une augmentation de populations de l'espèce *Anas crecca*. Mais on a aussi pu mettre en évidence un changement

au niveau de la composition des communautés qui était dominée par les espèces *Anas platyrhynchos* et *Anas penelope* (Nummi et al., 1997).

Une des espèces qui partagent avec le castor le même type d'habitat est la loutre. Et cette dernière semble profiter de l'activité du castor, puisque celui-ci crée des habitats aquatiques adaptés à la loutre et en plus ces habitats attirent souvent les proies des loutres, qui sont les amphibiens, les poissons et les invertébrés (Stringer et Gaywood, 2016).

L'activité du castor change l'environnement de telle façon qu'on passe dans une partie du cours d'eau d'un écosystème lotique à un écosystème lentique. Et ce changement s'observe aussi au niveau du changement de la composition des macroinvertébrés. Ainsi, dans un cours d'eau sans barrage, le milieu est dominé par la famille des Simuliidées, Chironomidées, Ephéméroptères et les Trichoptères. Après la création du cours d'eau en revanche, ces familles sont remplacées en grande majorité par les Odonates, les Tubificidées et les Pélécytopodes (Rosel et al., 2005). En revanche, une autre étude dans le centre de l'Allemagne a un constat assez différent. En effet, il semblerait que le barrage du castor ait un effet négatif sur les trichoptères et les plécoptères avec un effet global négatif pour la grande majorité des insectes si on compare avec les portions de rivières non-affectées par le castor (Arndt et Domdei, 2011). Chez les Odonates et les Éphéméroptères il ne semble pas y avoir eu de changement au niveau de l'abondance mais plutôt au niveau de la composition des espèces (Arndt et Domdei, 2011).

En Allemagne, une étude au niveau de plusieurs barrages de castors, a pu mettre en évidence une augmentation de la présence de *Gyraulus parvus*, un type de gastéropode invasif en Europe, qui profite de l'étang en amont du barrage (Harthun, 1999). En effet, ce barrage qui déborde de bois mort est un habitat idéal pour cette espèce qui se nourrit du périphyton présent en abondance (Harthun, 1999). Ces étangs sont aussi un lieu de prédilection de mollusques du genre *Pisidie* (Harthun, 1999), qui filtrent les nutriments et la matière organique sédimentant vers le fond.

Il est donc tout à fait possible de se rendre compte que, même si c'est un animal très discret, le castor a, par son activité, une grande influence sur l'écosystème. Cette influence en majorité positive, peut aussi être négative, dépendant des espèces considérées. Et ces effets au niveau des espèces sont souvent concomitants aux effets au niveau de l'hydromorphologie et de la physico-chimie du cours d'eau.

1.4. Cas d'étude : les libellules

Les libellules sont, avec les papillons, un des groupes d'insectes les plus connus par le grand public. En effet, croiser une libellule lors d'une promenade au bord d'une rivière ou d'un étang apporte toujours quelque chose de particulier. Rares sont les personnes qui restent insensibles à une telle rencontre.

Les libellules¹ au sens large sont l'ordre des Odonates, qui comprend le groupe des Zygoptères, plus communément appelé les demoiselles, et celui des Anisoptère, les libellules au sens strict. Cet ordre est le plus ancien au sein des hexapodes (avec les Éphémères). En effet, des fossiles datant d'il y a 320 millions d'années ont été découverts, attestant d'une présence de ce groupe déjà au Carbonifère (Bourdot et al., 2017).

Les libellules traversent un cycle de vie assez complexe. En effet, elles ne procèdent pas à une métamorphose complète ; en d'autres mots elles n'ont pas recours à un stade de pupes. On ne trouve ainsi qu'un stade larvaire et un stade adulte chez cet ordre. Ces deux stades se différencient fortement entre eux et entre espèces. Cette différenciation est souvent dépendante de l'habitat auquel le stade fait face. Un critère fixe chez toutes les espèces de cet ordre est que les larves sont strictement aquatiques alors que les adultes sont aériens (Stoks, 2006).

Le premier stade des œufs chez les libellules est le plus résistant à tous les facteurs physico-chimiques dans la nature. Il n'en reste pas moins que moins d'1% des œufs atteindront le stade adulte reproducteur (Stoks, 2006).

Le prochain stade est celui des larves qui dans toutes les espèces de libellules est la plus longue (sauf pour le cas particulier de *Sympecma fusca*) avec des phases de mue nombreuses (Stoks, 2006). La durée de ce stade est très dépendante des facteurs extérieurs tels que les facteurs physico-chimiques (la température, le taux en oxygène dissout ou l'acidité de l'eau) mais aussi biologiques tels que prédation par les poissons par exemple. D'un autre côté, les larves de libellules sont aussi des prédatrices acharnées notamment du zooplancton, d'insectes tels que des moustiques mais aussi des larves de libellules pouvant appartenir à la même espèce (Stoks, 2006).

¹ Dans ce travail, j'utiliserai le mot libellule pour l'ordre des Odonates et pas pour le sous-groupe des Anisoptères.

Le stade adulte est celui le plus connu. En même temps, ce stade reste le plus éphémère. L'adulte se dégage de la larve à un moment précis qu'on dénomme l'exuvie. A partir de ce moment, l'individu n'est pas totalement fonctionnel et il doit traverser encore une phase de maturation qui peut durer de 5 jours à 3 semaines en fonction de l'espèce mais aussi des conditions du milieu (Stoks, 2006). Cette phase, qui se déroule entièrement hors, même loin, de l'eau, sert surtout de phase de croissance, de grossissement mais aussi de développement, en particulier des cellules reproductrices (Stoks, 2006). Ce n'est qu'à partir du moment où les femelles sont prêtes à se reproduire, qu'elles retournent dans un cours d'eau souvent à l'endroit où elles-mêmes ont éclos. Ce phénomène semble provenir du fait que la libellule semble se « rappeler », que les conditions de développement y ont été propices pour elle et pourraient d'autant l'être pour sa descendance (Stoks, 2006).



Figure 6. Photographie à gauche de *Libellula depressa* (femelle) un odonate du sous-groupe des anisoptères et à droite *Calopteryx virgo* (femelle) appartenant au sous-groupe des zygoptères (© Filipe Dias).

1.4.1. Distribution des libellules

L'attraction générale du public envers les odonates fait qu'aujourd'hui nous sommes face à une augmentation de la disponibilité en données d'observations dans toute l'Europe (Boudot et Kalkman, 2015). Ainsi, seulement quelques pays européens abritent la grande majorité des 143 espèces trouvées en Europe (France, l'Allemagne et les pays tels que l'Autriche ou la Suisse occupés en grande partie par les Alpes) (Kalkman et al., 2018). Cette distribution est liée au climat régnant dans ces régions. En effet, on trouve une plus grande diversité au niveau de l'Europe centrale par la disponibilité permanente d'eau de surface, primordiale au cycle de vie des libellules. Dans le Sud de l'Europe, le déclin en diversité vient du simple fait qu'on y trouve moins d'espèces lenticques (préférant les étangs, marécages ou lacs) vu la rareté de ce type d'habitat qui tend à s'assécher pendant les mois les plus chauds et les moins pluvieux (Kalkman et al., 2018). En revanche au niveau de ces régions, on trouve plutôt des espèces lotiques (préférant les eaux courantes) (Kalkman et al., 2018). De l'autre côté, on trouve plus d'espèces lenticques du côté de l'Europe centrale et de l'Est (Kalkman et al., 2018). N'en reste pas moins qu'on trouve aussi des espèces lotiques en Europe centrale et des espèces lenticques au sud de l'Europe.

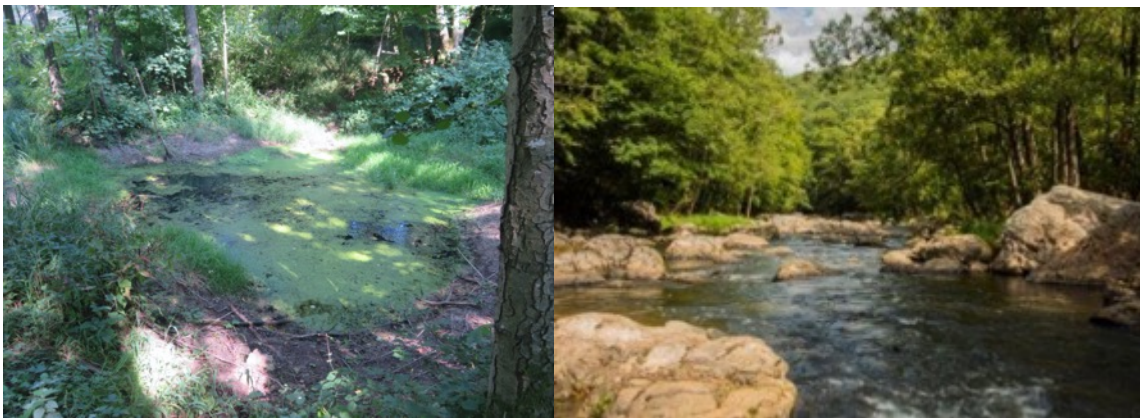


Figure 7. Photographies d'un milieu lenticque (à gauche) et lotique (à droite). (Photographie à gauche © Filipe Dias, à droite de www.wallonie.be).

Selon Hof et al. (2006), les espèces lotiques ont une aire de distribution plus restreinte due en grande partie à leur potentiel de dispersion plus faible que les espèces lenticques. Ainsi, on observe ces dernières années une expansion majoritairement d'espèces lenticques vers le Nord (Grewe et al., 2012). Cette constatation provient de l'adaptation acquise par les espèces lenticques au cours de l'évolution. En effet, la capacité de dispersion est d'une grande importance pour ces espèces vivant dans des milieux spatialement et temporellement plus

éphémères comparé à des habitats lotiques (Grewe et al., 2012). Mais d'autres raisons peuvent empêcher une expansion nordique des espèces lotiques. D'abord, les odonates lotiques sont souvent spécialisées à un type de substrat particulier ou plus généralement à un habitat particulier diminuant le nombre de milieux favorable à leur établissement (Kalkman et al., 2018). Une dernière possibilité provient de la compétition qui peut se créer entre espèces lotiques du Sud et du Nord qui peuvent être assez semblables et diminuant ainsi cette capacité de dispersion (Kalkman et al., 2018).

1.4.2. Situation des libellules

La biodiversité au niveau des insectes est globalement fortement menacée (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). Les odonates n'échappent pas à cette tendance puisqu'à une échelle mondiale, 106 sur les 118 insectes aquatiques listés dans les espèces en danger d'extinction appartiennent à l'ordre des odonates (Kalkman et al., 2010). Nous pouvons considérer que jusqu'à 10% des espèces d'odonates sont en danger d'extinction à travers tout le globe (Clausnitzer et al., 2009). En Europe, 15% des 143 espèces décrites sont menacées (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). Au niveau wallon, cette tendance s'accroît même. Dans la Wallonie, on peut observer jusqu'à 66 espèces différentes dont 57 natives à la région. Et sur ces 57 espèces 47 % sont menacées à divers degrés (« en danger critique », « en danger » ou « vulnérable ») (Goffart, 20006).

Les libellules sont des indicatrices très intéressantes de la qualité des écosystèmes aquatiques et de la biodiversité s'y trouvant (Gerlach et al., 2013) car ce sont des organismes très sensibles à des changements de leur milieu aquatique mais aussi terrestre. Plusieurs facteurs anthropiques posent des menaces aux populations de libellules. Au début du 20^{ème} siècle, c'est surtout la perte et conversion des habitats vers des surfaces agricoles et urbanisées, le drainage des surfaces humides et l'eutrophisation des eaux qui contribuaient en grande partie au déclin des odonates (Kalkman et al., 2010). L'eutrophisation profitait surtout aux espèces du Sud de l'Europe par leur habitude aux eaux plus eutrophes par rapport aux espèces du Nord, plus habituées aux eaux plutôt oligotrophes (Corbet, 1999). De façon intéressante, on a pu démontrer dans quelques études (e.g. Goertzen et Suhling, 2019 ; Goertzen et Suhling, 2015) que les surfaces urbanisées semblent être plus favorables aux odonates que les surfaces agricoles même si ça provoquait un changement au niveau de la composition des espèces. Ainsi, sur les 81

espèces différentes qu'on peut trouver au niveau de l'Europe centrale, encore 75 entre-elles pouvaient être observées au sein des régions urbanisées (Goertzen et Suhling, 2015).

Aujourd'hui c'est surtout la pollution par les pesticides qui contribue largement au déclin des populations de libellules (Van Dijk et al., 2013). Après, il y a aussi un certain impact des espèces invasives et des pathogènes, ainsi que l'impact généré par le réchauffement climatique (Maes et al., 2010).

C'est surtout ce dernier qui est très intéressant puisque il contribue aujourd'hui largement à des changements biologiques et écologiques au niveau de la faune et flore (e.g. Parmesan et Yohe, 2003). Si on ne prend en compte que le facteur « augmentation de la température », on peut dire que les espèces y répondent de manière très diversifiée. En effet, en tant qu'ectothermes, les insectes tendent à répondre de manière différente que les endothermes tels le mammifères (Thomas et al., 2004). Ce qu'on peut aujourd'hui largement observer, c'est une expansion de l'aire de répartition des insectes vers le Nord ou vers de plus hautes altitudes (Hickling et al., 2006).

Chez les odonates, on a pu démontrer que c'est un ordre d'insecte qui semble aussi être sensible au changement climatique (Hassall, 2015). Ce qui semble intéressant, c'est que les espèces vivant dans des habitats chauds avec une capacité de dispersion importante, sont celles qui profitent le plus d'une telle augmentation de la température (Franco et al., 2006) et par conséquent, ceci pourra mener à un changement au niveau des communautés du Nord (Termaat et al., 2019).

Un changement au niveau de l'aire de distribution ou au niveau de l'abondance d'une espèce dans une direction particulière prévue par le réchauffement climatique n'est pour autant pas une preuve ultime de la causalité de ce changement. En effet, d'autres facteurs comme la perte et fragmentation de habitats (Warren et al., 2001) ou tout simplement la dynamique intrinsèque aux espèces (Parmesan et Yohe, 2003), peuvent avoir un effet similaire que le réchauffement climatique. Par conséquent, il est d'une importance cruciale dans des études analysant un effet de l'environnement sur un organisme, de baser l'étude sur un plus grand nombre d'espèces et d'en ressortir une tendance globale.

Pour ce qui est du réchauffement climatique, de nombreuses études ont déjà démontré des tendances globales notamment au niveau européen (Termaat et al., 2019), mais on observe aussi déjà des changements au niveau régional. En effet en région wallonne, on peut plus facilement observer des espèces plutôt du Sud, telles *Crocothemis erythraea*, *Lestes barbarus*, *Sympetrum fonscolombii*, *Anax parthenope*, *Coenagrion scitulum* qui aujourd'hui pondent déjà leurs œufs dans les cours d'eaux (Goffart, 2010). Puis, nous avons aussi *Aeshna affinis* et *Sympetrum meridionale* qui toutes les deux ont pu déjà être observées occasionnellement ces dernières années dans la région wallonne sans pour autant émettre des signes d'une reproduction quelconque (Goffart, 2010). Un autre exemple est celui du lac de Virelles, où pendant les années 90, le nombre d'espèces observées est passé de 23 à 29 (Goffart, 2010). Cette augmentation proviendrait surtout de l'apparition des espèces du Sud telles que *Erythromma lindenii*, *Anax parthenope*, *Crocothemis erythraea* et *Sympetrum fonscolombii* (Goffart, 2010).

Mais au sein des espèces natives à la région wallonne, on peut observer des diminutions d'abondance des espèces et des changements au niveau de la composition des communautés. Par exemple, selon des modélisations menées par Maes et al., (2010) on pourra faire face, d'ici la fin de ce siècle, à une dispersion des espèces qu'on trouve au niveau de la région du Condroz vers de plus hautes altitudes au niveau de l'Ardenne (p.ex. : *Calopteryx splendens* ou encore *Calopteryx virgo*). Mais en même temps, les espèces se trouvant surtout au niveau des altitudes basses, auront plutôt tendance à étendre leur aire de distribution vers le Condroz (p.ex. : *Erythromma viridulum* et *Pyrrhosoma nymphula*) (Maes et al., 2010).

A côté des changements observés aujourd'hui, qui semblent prendre leur origine au niveau du réchauffement climatique, il y a aussi des récents projets de restauration des milieux humides entrepris au niveau des hauts plateaux de la Wallonie, qui essaient d'améliorer la situation des libellules en Belgique (e.g. Parkinson et al., 2017). En effet, des vastes projets de restauration ont été menés entre 2003 et 2018 dans le but de restaurer les conditions physico-chimiques et écologiques de ces hauts-plateaux (Tailles, Saint-Hubert, Hautes-Fagnes, Libin, Lomme et Croix-Scaille) riches en une biodiversité souvent très spécialisée. Les libellules étant des organismes très sensibles à tout changement au niveau de leur environnement, elles ont été utilisées pour évaluer l'efficacité des restaurations entreprises dans ces régions.

Ces projets semblent avoir été très favorables aux odonates qui ont montré une réponse positive par un accroissement de la taille des différentes populations mais aussi par une augmentation du nombre d'espèces différentes (Parkinson et al., 2017). Cette augmentation provient d'un côté, de l'augmentation des surfaces humides mais aussi par la création de nouveaux cours d'eaux. En effet, le monitoring des libellules dans ces hauts-plateaux a mis en évidence une augmentation des espèces menacées et spécialistes des milieux tourbeux telles que *Coenagrion hastulatum*, *Leucorrhinia dubia* ou *Leucorrhinia rubicunda* (Parkinson et al., 2017), mais aussi l'observation d'espèces jusque-là non-présentes dans ces régions telles la Cordulie arctique (*Somatochlora artica*) dans le plateau Saint-Hubert ou l'Orthétrum bleuissant (*Orthetrum coerulescens*) au niveau du plateau Croix-Scaille et Saint-Hubert (Dufrêne et al., 2011). Au niveau du plateau des Hautes-Fagnes, on a pu mettre en évidence une baisse des espèces habituées au cours des eaux rapides (p.ex. : *Calopteryx splendens* et *Onychogomphus forcipatus*) laissant place à des espèces plutôt généralistes (Kever et al., 2014).



Figure 8. Quelques résultats des projets de restaurations réalisés au niveau du plateau de Saint-Hubert (à gauche) et au niveau des Hautes-Fagnes (à droite). Photographie à gauche tirée de Dufrêne et al. (2011) et à droite de Kever et al. (2014).

1.5. La relation entre le castor et les libellules

La présence du castor en Belgique est indéniable. Son impact sur les organismes peut prendre du temps avant de réellement pouvoir être observé, mais il est concevable d'estimer que le castor a déjà eu des effets sur la faune et la flore belge.

Au niveau des libellules, on a déjà pu mettre en évidence des changements au niveau des communautés mais aussi des apparitions de nouvelles espèces ou des réapparitions d'espèces jusque-là disparues. Est-ce que pour autant ces changements peuvent aussi en partie avoir leur origine au niveau de l'influence du castor ? Même si par notre analyse descriptive, on ne pourra pas apporter la preuve de la causalité d'un potentiel changement, on peut tout de même construire nos hypothèses sur des études ayant déjà étudié localement l'influence du castor sur les libellules.

Un exemple est celui de Schloemer et Dalbeck (2014) qui, par des expériences faites en Allemagne (plus précisément dans une localité sud-ouest de l'état fédéral Nordrhein-Westfalen ; très proche de la frontière belge), ont comparé l'abondance et la diversité des libellules au niveau de sites non-influencés par le castor, des sites influencés par le castor et un site abandonné par le castor mais dont il reste encore des vestiges de son activité. De façon surprenante, ils ont découvert qu'au niveau du site impacté par le castor, ils ont trouvé 28 espèces différentes de libellules contrairement à 4 au niveau du site non-impacté (Schloemer et al., 2014). Dans le site abandonné du castor, on trouvait encore 14 espèces différentes (Schloemer et Dalbeck, 2014). Ce qui est d'autant plus surprenant, c'est que les espèces rhéophiles (*Cordulegaster bolotonii* et *Calopteryx virgo*), qui étaient les seules qu'on trouvait au niveau du site non-impacté par le castor, étaient aussi trouvées au niveau du barrage du castor et surtout en plus grande abondance. Une autre espèce lotique, *Calopteryx splendens*, qui n'a pas été trouvée au niveau du cours d'eau non-impacté (donc milieu lotique) a par contre été trouvée au niveau de l'étang formé par le castor. Un résultat semblable a été trouvé dans une autre région au centre de l'Allemagne où une augmentation de 3 à 17 espèces différentes a été observée (Harthun, 1999).

Cette grande abondance, mais aussi cette richesse spécifique des libellules au sein d'un site modifié par le castor, s'explique par la diversité des habitats créés par le castor. En effet, le

castor ne produit pas seulement un étang mais plein d'autres habitats favorables à toute une série de libellules diversifiées : des plans d'eaux profonds et peu profonds, des eaux stagnantes mais aussi courantes, de la végétation très variée avec des clairières permettant l'accès aux rayons lumineux, du bois mort mais aussi des lieux favorables aux larves de libellules et à la ponte des œufs.

Ces résultats montrent donc de manière assez impressionnante l'impact que le castor peut avoir sur les libellules en créant divers habitats nécessaires à leur développement. Ainsi, il semble particulièrement intéressant d'investiguer si un phénomène semblable se produit au niveau de la Wallonie.

1.6. Hypothèses & Objectif du mémoire

Pour mon mémoire, je partirai du constat que si on a pu démontrer une influence positive du castor sur les libellules, on peut s'attendre à voir une réponse positive des libellules au retour du castor sur le territoire belge.

Par conséquent, mon hypothèse principale suppose qu'après analyse on pourra découvrir une tendance globale positive des libellules au sein du territoire wallon, et que cette tendance sera corrélée à l'établissement du castor et surtout à la transformation d'un milieu homogène vers un milieu beaucoup plus diversifié. Ceci aura, selon mes estimations, surtout un impact sur la composition des communautés notamment dû au passage d'un milieu lotique à un milieu lentique. En sachant que les analyses sont de type corrélatives, elles ne pourront cependant pas nous apporter la preuve d'une causalité certifiée.

Ainsi, l'objectif principal du mémoire sera de répondre aux questions suivantes :

- (1) Y a-t-il une réponse au niveau composition des communautés de libellules à la création de nombreux barrages à travers tout la région wallonne ?
- (2) Peut-on voir une richesse totale plus grande prenant son origine au niveau de la présence des barrages ?

2. Matériel & Méthodes

2.1. Carte d'occupation du castor en Wallonie

2.1.1. Acquisition des données

Afin de mener à bien mon étude, il a fallu obtenir des données géographiques sur les barrages présents sur le territoire wallon, mais aussi des observations de tous genres liés au castor. En sachant que jusqu'aujourd'hui, peu d'études ont été menées au sujet du castor en Wallonie, il n'a pas été une tâche facile d'obtenir des données les plus complètes possibles.

Ainsi, chaque observation (donnée) devrait porter au mieux les informations suivantes :

- Emplacement géographique de l'observation
- L'année où l'observation a été effectuée
- Nature de l'observation (Barrage, castor, arbre rongé, traces de pattes, etc.)

Afin d'obtenir ces données, ces différentes institutions/organisations/personnes ont été contactées : Contrats de rivière de Wallonie ; Service public de la Wallonie ; Natagora



Différents jeux de données ont ainsi pu être obtenus :

1. Un inventaire organisé entre tous les cantonnements de la Wallonie, réalisé en 2015 par le Service public de Wallonie (SPW). Cet inventaire a été mené afin d'avoir un aperçu de la localisation des barrages en 2015 sur le territoire wallon. Ainsi au total 629 barrages ont été reportés en 2015.
2. Puis, j'ai encore eu droit aux observations liées au castor de la base de données OFFH du SPW.
3. J'ai aussi eu accès à la base de données utilisée par les différents contrats de rivière.
4. Finalement, j'ai aussi eu des données de la part de Natagora. Plus précisément, j'ai eu accès au jeu de données du site web « observations.be ».

2.1.2. Critiques par rapport à l'utilisation de bases de données préexistantes

Depuis plusieurs décennies, l'encodage dans une base de données d'observations d'organismes faites sur le terrain est presque devenu un geste instinctif pour de nombreux naturalistes et scientifiques. En même temps, avec l'écroulement d'écosystèmes entiers et l'extinction massive des espèces, ces bases de données deviennent de plus en plus importantes. En effet, elles permettent de mettre en évidence la dynamique de populations d'organismes sur un territoire donné et peuvent ainsi servir à différents niveaux (création d'atlas, de zones protégées, etc.).

En revanche, ces bases de données sont dans la grande majorité des cas issues de données opportunistes et n'ont souvent pas fait l'objet de campagnes de relevés organisés et systématiques.

Pour l'étude du castor, le seul jeu de données qui ne présente pas ce biais est l'inventaire réalisé en 2015, qui a été une campagne organisée entre les différents cantonnements avec comme but de mettre en évidence la présence de barrages de castor. Étant donné que la grande majorité des emplacements de barrages utilisés dans le cadre de cette étude viennent de cette campagne, nous pouvons considérer ce biais comme évité. Les autres emplacements de barrages ont été soigneusement choisis de ma part grâce à la visualisation de photographies montrant concrètement des barrages.

2.1.3. Traitement des données

Tous les jeux de données étant issus de sources différentes, il a fallu les traiter de manière à les rendre exploitables pour l'analyse. Ainsi, deux grands jeux de données ont donc été créés :

- Un jeu de données « **Barrage** » qui informait du lieu géographique des barrages ainsi que de l'année à laquelle il a été observé.
- Un jeu de données « **Observations** » qui informait du lieu ainsi que de l'année où une observation occasionnelle d'un castor (arbre rongé, trace de patte, crottes, etc.) a été faite.

2.1.4. Regroupement de barrages

Il est impossible de vérifier manuellement s'il n'existe pas de données qui ciblent le même barrage mais qui possèdent différentes données géographiques, dû au fait que les différents observateurs auraient pu prendre note du barrage à partir de différents sites.

Pour cela, il était intéressant de regrouper des barrages et créer plutôt des zones d'influence du barrage. Pour cela, j'ai essayé de trouver la distance pour chaque barrage de son plus proche voisin (voir figure 9). Et ce qu'on peut voir, c'est que beaucoup de barrages trouvent leur premier barrage voisin à 100 m de distance. Ainsi, j'ai décidé de grouper les barrages dans un rayon de 100 m et de ne retenir que la date la plus ancienne comme date de création du barrage.

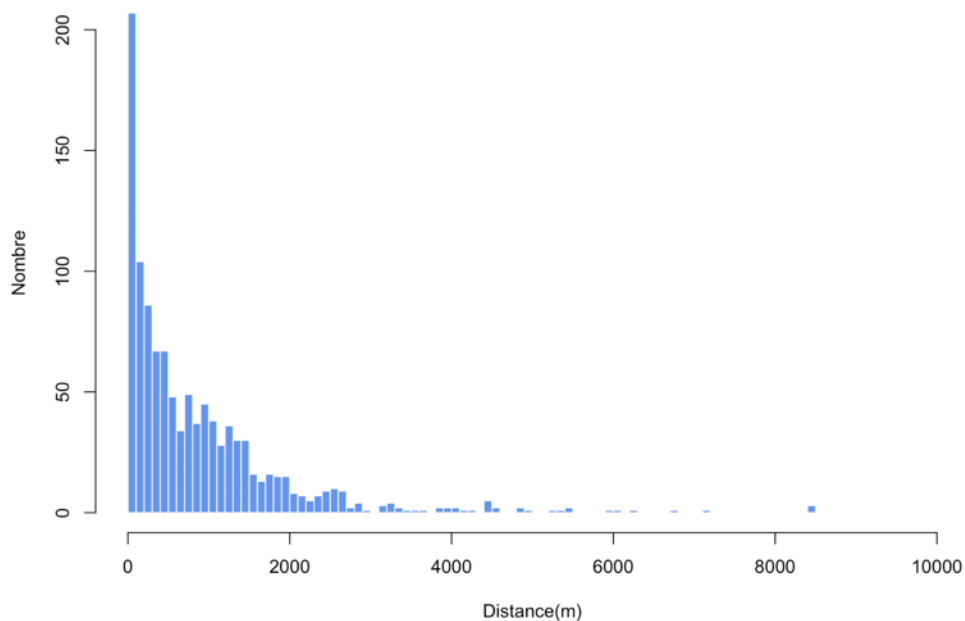


Figure 9. Graphique montrant le nombre de barrages par rapport à la distance minimale les séparant d'un autre barrage.

2.1.5. Région d'étude

Depuis sa réintroduction il y a « seulement » 20 ans, le castor s'est établi sur tout le territoire belge et plus intensément sur le territoire wallon (voir figure 10). Même s'il ne s'est pas encore établi jusqu'aujourd'hui sur toutes les provinces wallonnes, on peut clairement voir que la région ardennaise, la lorraine belge ainsi que la Fagne-Famenne semblent les plus « touchées » par cette recolonisation du castor.

Si on se place au niveau des cours d'eau, on peut grâce à la figure 11 nous apercevoir que peu de bassins hydrographiques ont été épargnés de l'établissement de barrages sur leur cours d'eau. Ainsi, c'est au niveau de l'Ourthe, de la Semois-Chiers ainsi qu'en amont de la Meuse qu'on semble rencontrer le plus de barrages.

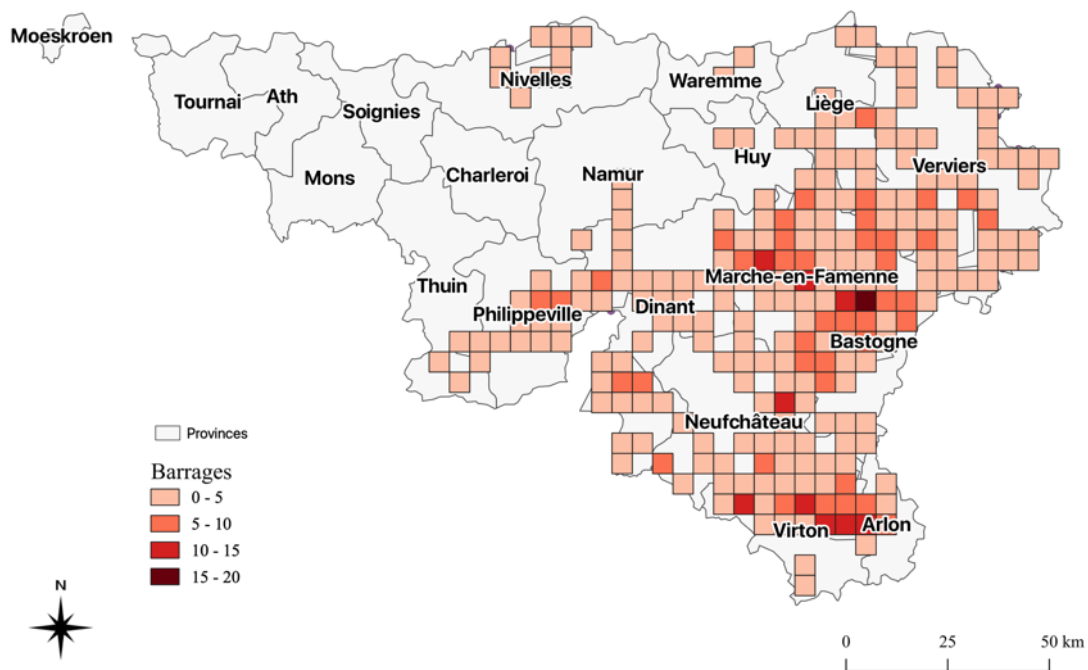


Figure 10. Carte de la Wallonie illustrant les lieux d'établissements des barrages de castor résumé au sein d'une grille de maille 5x5km.

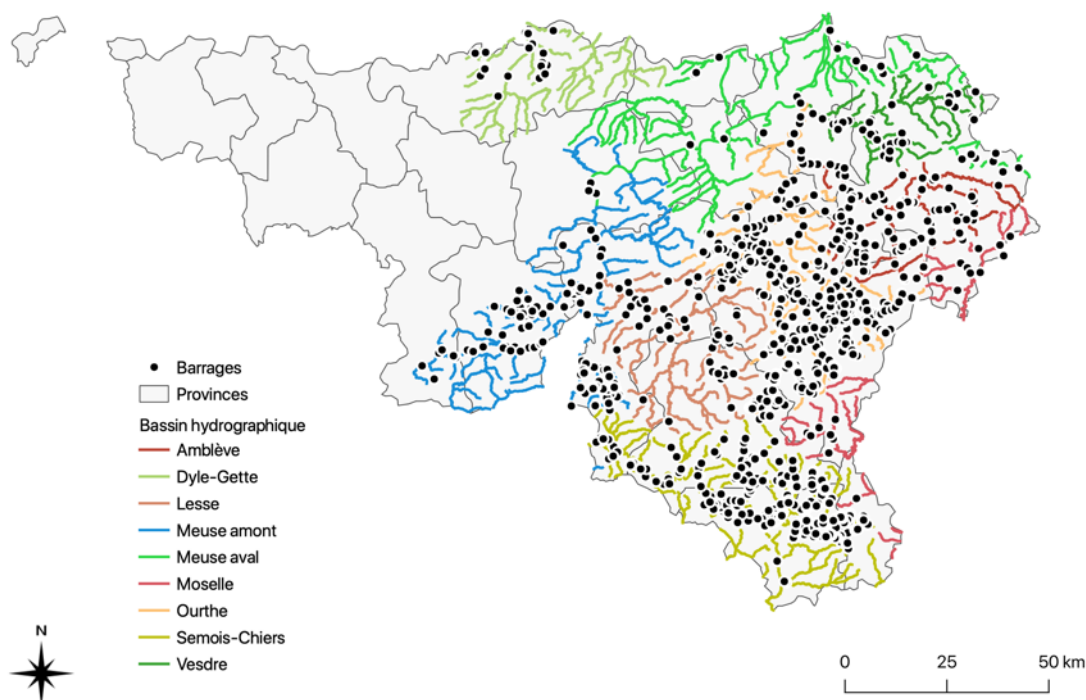


Figure 11. Carte illustrant les bassins hydrographiques de la Wallonie touchées par des barrages de castor.

2.1.6. Date d'établissement des barrages

Le but principal de ce travail est de mettre en évidence une éventuelle influence des barrages du castor sur les populations de libellules. Pour cela, savoir qu'un barrage se situe sur tel lieu n'est pas suffisant. En effet, il est aussi important de connaître l'année à laquelle le barrage a été créé afin de déterminer quand cette influence aurait pu débuter.

Le problème c'est que la date liée à chacune de nos données du jeu de données « Barrage » n'est pas nécessairement la date où le castor a construit son barrage mais bien la date où une tierce personne a constaté qu'il y avait un barrage sur ce site. Et pour rappel, la grande majorité des données du jeu de données « Barrage » proviennent de l'inventaire réalisé en 2015. Par conséquent, la date associée à la grande majorité des barrages est de 2015 (voir figure 12).

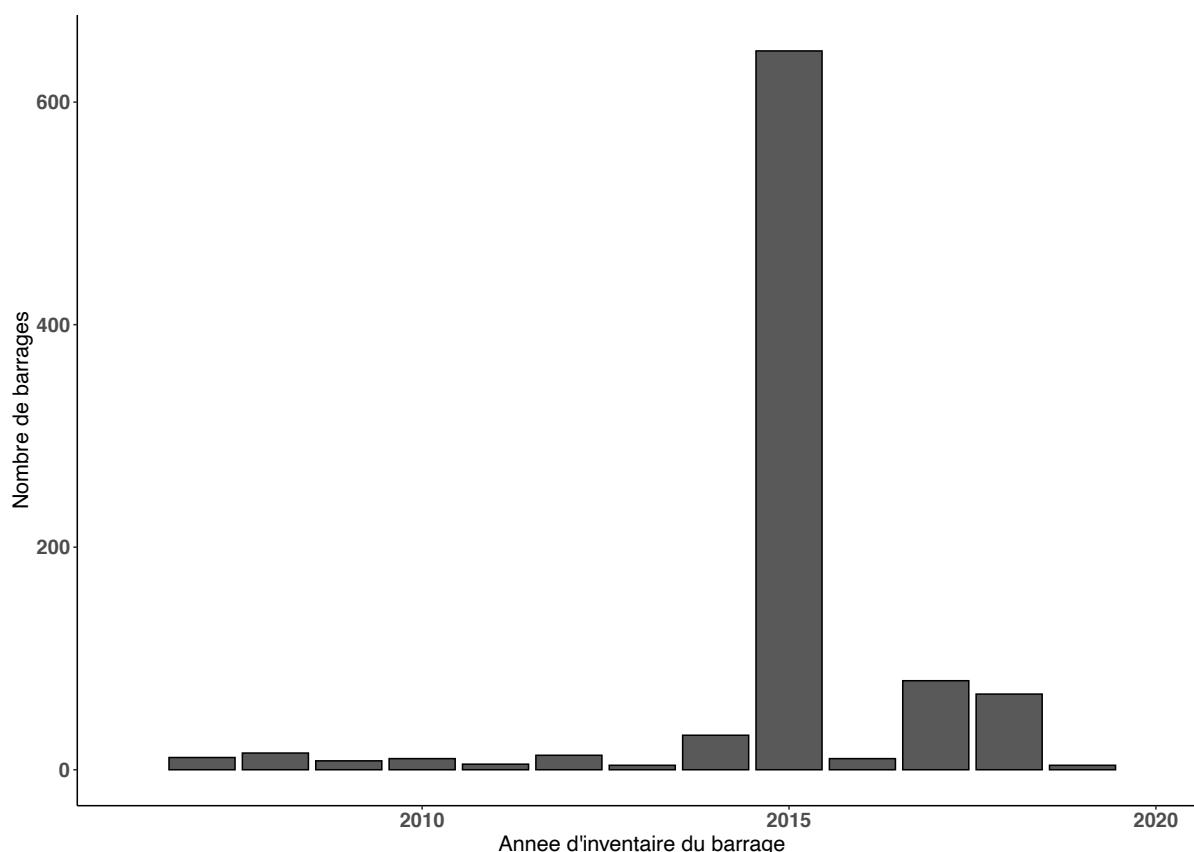


Figure 12. Graphique de la date d'inventaire de chaque barrage.

Afin de lier chaque barrage à une date d'établissement approximative, j'ai utilisé le jeu de données « Observations ».

2.1.7. Utilisation des observations de castor autour d'un barrage

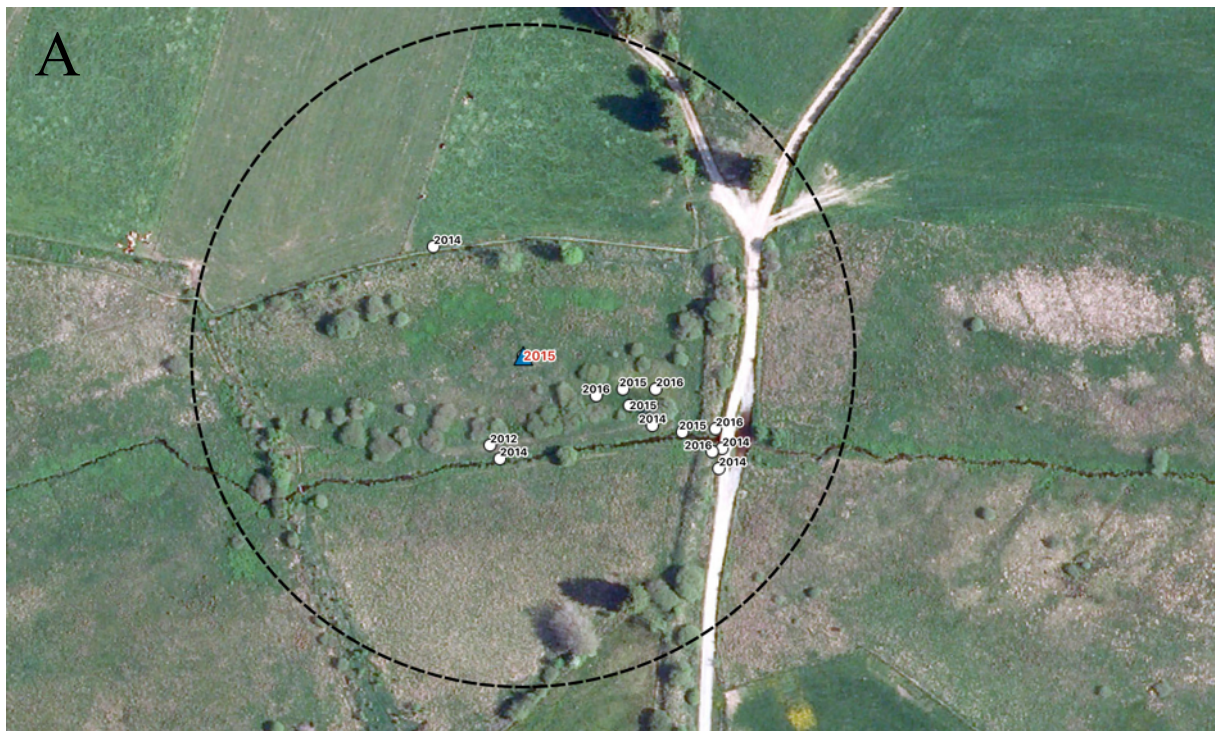
Le castor est un organisme qui, lorsqu'il trouve un lieu propice à sa survie, s'établit sur ce lieu en construisant sa hutte et potentiellement aussi son barrage. Néanmoins, le castor reste un mammifère très mobile (surtout sur l'eau) et son domaine vital peut aller de 1 à 3 km ! Il est donc tout à fait logique qu'une observation d'un castor autour d'un barrage puisse être liée à ce barrage. La question qui se pose, c'est jusqu'à quelle distance peut-on considérer qu'une observation d'un castor est liée à un tel barrage et pas à un autre ? De plus, est-il important qu'une observation ne soit pas partagée par plusieurs barrages ?

Afin de ne pas prendre trop peu d'informations pour chaque barrage mais en même temps d'éviter de partager une observation par plusieurs barrages, j'ai choisi d'utiliser trois rayons de prospections :

- Utilisation d'un rayon de **100 m** (le même rayon avec lequel les barrages ont été regroupés), ce qui permet d'éviter tout partage d'observations entre les barrages
- Utilisation de **1000 m** et de **3000 m** comme rayon qui correspond à un choix basé plutôt sur la logique biologique puisqu'un castor peut éteindre son territoire sur plusieurs kilomètres.

Ces deux catégories de valeurs correspondent donc à mes deux rayons de prospections extrêmes. J'ai décidé d'utiliser ces deux catégories de rayons, car connaître le rayon idéal est impossible. En revanche, choisir différents rayons permettra d'avoir différentes dates d'établissement du barrage et par conséquent aussi différents résultats au niveau de l'analyse des libellules. Ceci me permettra par la suite d'avoir une idée concrète de quel serait le rayon de prospection approximatif à choisir dans le cadre d'une telle étude.

Ainsi, 3 tableaux pour chaque rayon ont été créés, qui lient à chaque fois tous les barrages à toutes les observations faites selon le rayon.



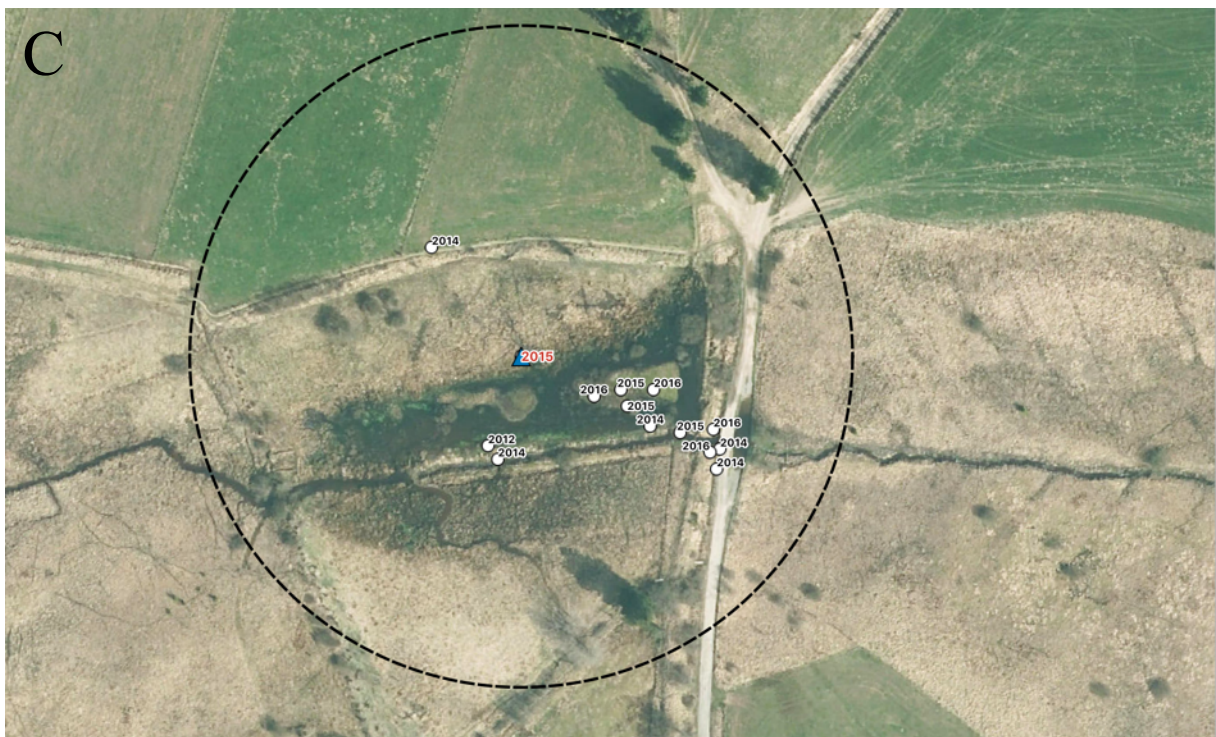
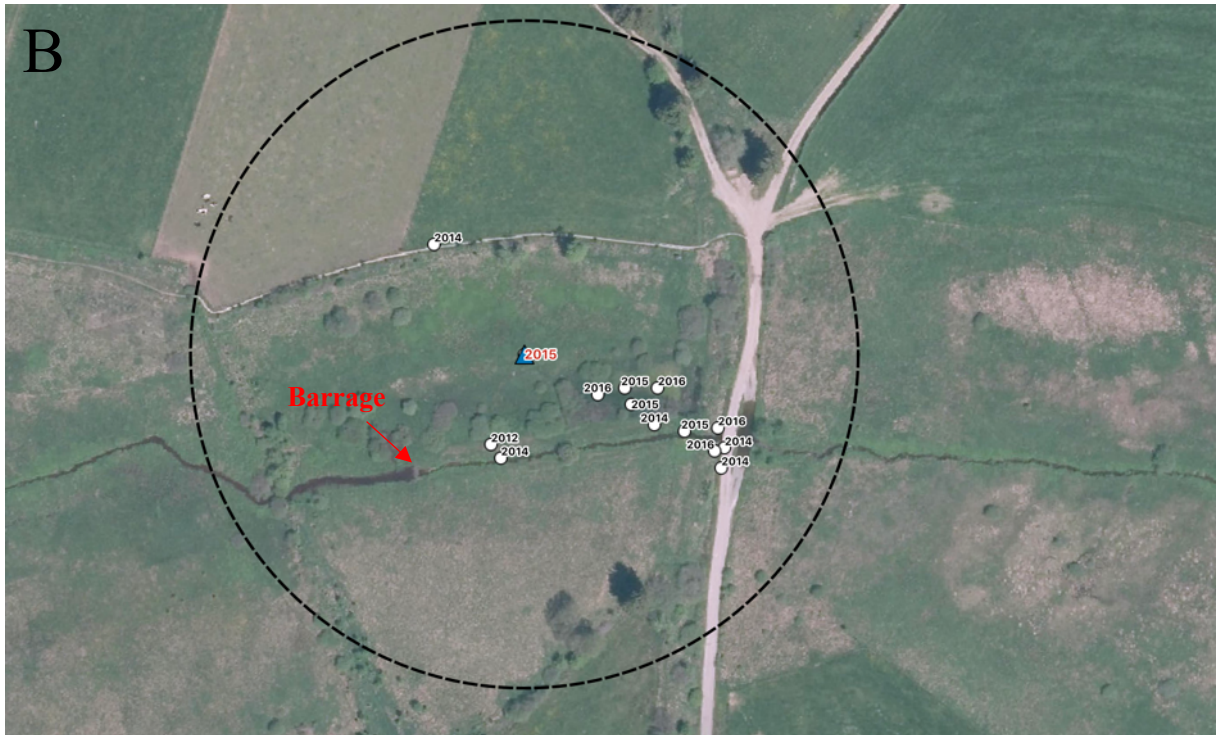


Figure 13. Exemple de l'approche utilisée pour obtenir plus d'informations sur le barrage. Le cercle en pointillé représente le rayon de recherche d'observations autour du barrage. Le triangle bleu représente le barrage accompagné de sa date d'inventaire. Les points blancs indiquent des observations qui ont été faites. Chaque observation possède une date. Cet exemple montre bien que la date la plus ancienne d'observation est de 2012. Si nous observons le développement du

barrage sur les orthophotos, nous observons clairement que sur celles de 2009-2010 (A) il n'y a pas encore de présence de barrage. A partir de 2012-2013 (B) on aperçoit l'ébauche d'un barrage et en 2015 (C) l'influence du barrage sur la création d'une zone humide plus élargie.

2.1.8. Estimation de la date de création de chaque barrage et évaluation de son exactitude

A partir des nouveaux tableaux qui lient chaque barrage aux observations faites selon les rayons, je vais essayer de créer plusieurs variables décrites ci-dessous :

1. L'année la plus ancienne où une observation a été faite (variable 1) : cette variable sera la plus importante, puisqu'elle représente l'année la plus ancienne possible. En effet, il est impossible de prouver que la date de première observation corresponde à la date de création du barrage puisque certaines observations peuvent être de fausses observations, ou le simple passage d'un castor. Néanmoins, cette variable est sensée indiquer à partir de quand on peut observer un changement au niveau de populations de libellules sur ce site. Si aucune observation n'a été faite (surtout le cas pour le tampon de 100 m), on utilisera l'année du barrage en tant que variable 1.
2. Le nombre d'années où une observation a été réalisée (variable 2) : l'important à savoir c'est que juste les années avant la date du barrage ont été prises en compte et que par exemple 10 observations faites la même année ne seront comptabilisées que comme une année. Tous les barrages auront au moins une année d'observation puisque l'année du barrage sera comptabilisée comme une observation.
3. Le nombre d'années entre la première observation et l'année où le barrage a été constaté (variable 3) : cette variable n'indique rien de particulier à part qu'elle servira à calculer la prochaine variable.
4. La proportion (variable 4) : elle se calcule en divisant la variable 2 par la variable 3. Elle donne une idée de la continuité des observations sur ce site. En d'autres mots cette variable représente en quelque sorte l'effort d'échantillonnage et plus elle se rapproche de 1, plus il semble ne jamais avoir eu d'interruption dans le retraçage historique de l'âge du barrage, et par conséquent, plus c'est probable que la date corresponde à la date de création du barrage ou en tout cas la présence certaine du castor.
5. Le nombre total d'observations (pour toutes les années avant et après le barrage) (variable 5) : cette variable est aussi une approximation de l'effort d'échantillonnage

qui est sans doute lié à l'accessibilité du barrage mais aussi à d'autres facteurs tels l'habitude des personnes à croiser le barrage et de l'indiquer. Plus on a d'observations sur un site, plus ce site est accessible (au bord d'une route, ville, etc.) et plus c'est probable que ce barrage ait été répertorié dès le début.

6. Un indice de pondération pour donner une idée de la fiabilité de la date de création du barrage. Cet indice nous sera surtout utile pour l'analyse avec les données de libellules. Le jeu de données sera donc divisé en deux catégories :

- **Fiable (1)** : si la variable 4 ≥ 0.50 et la variable 5 \geq médiane
- **Peu fiable (0.5)** : le reste

Cet indice aurait aussi pu correspondre à une pondération quantitative. Néanmoins, après d'amples essais à créer celui-ci, j'ai dû renoncer à cette dernière puisqu'il était très difficile d'écarter les effets venant des artefacts qui auraient une valeur fort élevée alors qu'ils n'ont eu qu'une observation.

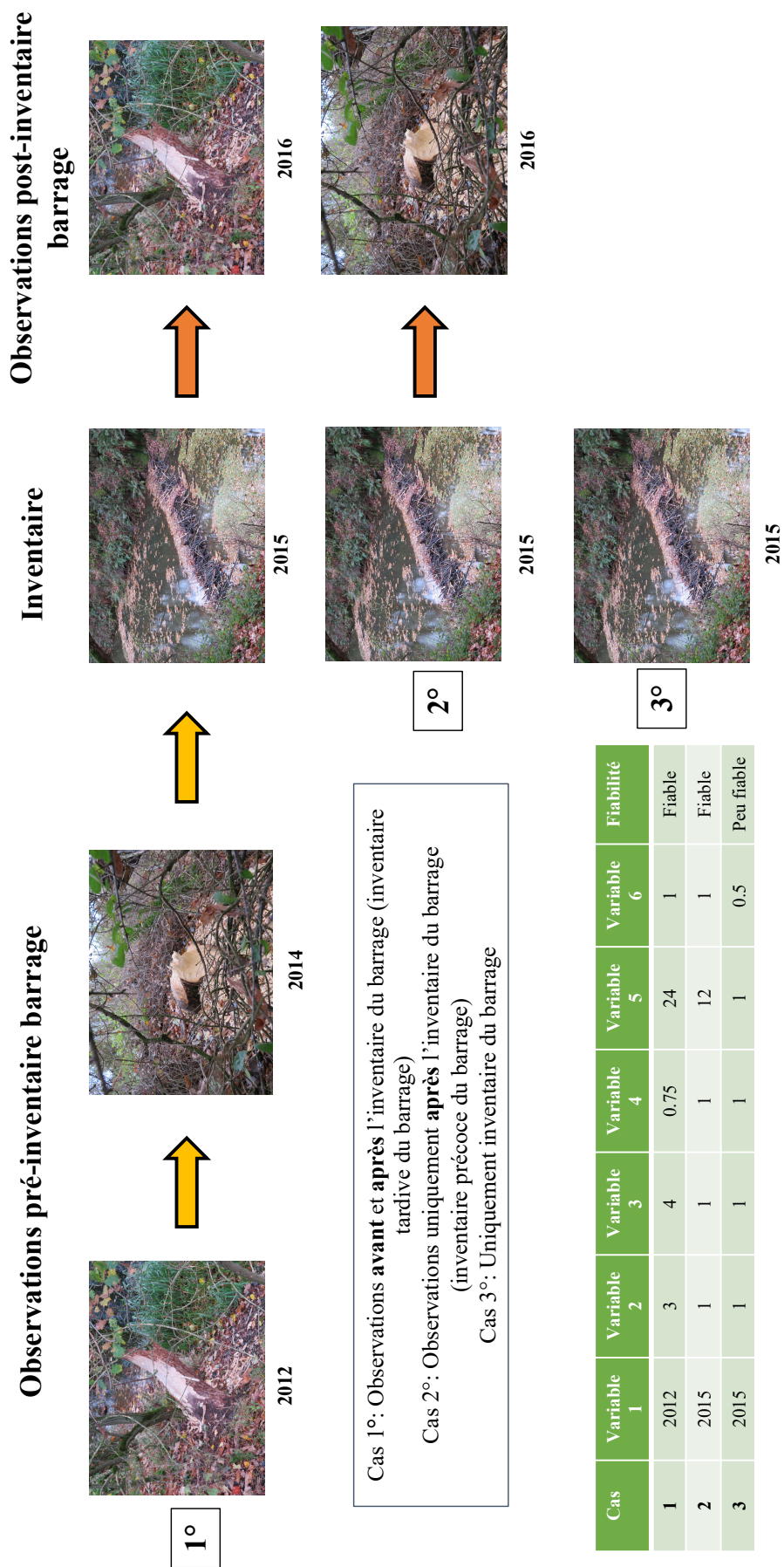


Figure 14. Illustration de la méthode utilisée afin de créer le tableau avec les variables caractérisant chaque barrage.

2.2. L'analyse des populations de libellules

2.2.1. Site d'étude

Pour mon mémoire, deux échelles d'études différentes ont été utilisées. En effet, alors que l'étude sur le castor porte sur la région wallonne, l'étude des libellules a été menée à l'échelle de l'Ardenne et plus précisément au niveau des stations sélectionnées sur base de critères précis. Plusieurs raisons m'ont fait choisir l'Ardenne comme région d'étude des libellules. D'abord, la grande majorité des barrages se situent sur cette région. En effet, les nombreuses réintroductions qui ont été menées entre 1998 et 2001 se sont produites sur le bassin de l'Ourthe. Ceci conduit aussi au fait que c'est aussi au niveau de l'Ardenne qu'on trouve la grande partie des plus anciens barrages et que par conséquent, c'est au niveau de cette région que les populations de libellules ont déjà pu réagir aux nombreux barrages. De plus, se restreindre à une zone géographique telle que l'Ardenne permet aussi de garder une certaine constance au niveau des conditions physico-chimiques et ainsi de réduire l'interférence avec l'impact potentiel recherché qui est celui du barrage construit par le castor.

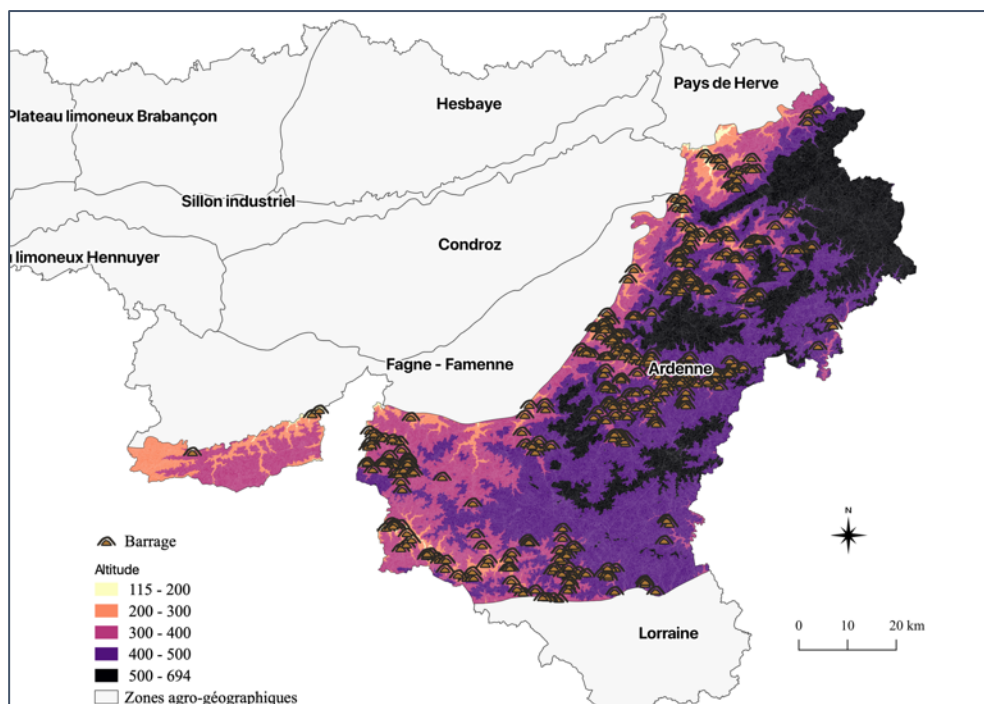


Figure 15. Carte illustrant les zones géographiques naturelles de la Wallonie. L'altitude y est montrée afin d'avoir un aperçu des zones restreintes d'études qui restent tout de même bien pourvues en barrages disponibles pour l'analyse.

Au niveau de l'Ardenne, j'ai aussi décidé de restreindre ma zone d'étude à la région située sous 400 m d'altitude (voir figure 15). Ceci pour la simple et bonne raison que ces dernières années beaucoup de projets Life ayant comme but la restauration des tourbières des hauts-plateaux ardennais, y ont été menés (voir figure 16). Ces restaurations ont clairement démontré leur efficacité sur beaucoup d'organismes et les libellules ne font pas exception (Dufrêne et al., 2011 ; Kever et al., 2014 ; Parkinson et al., 2017).

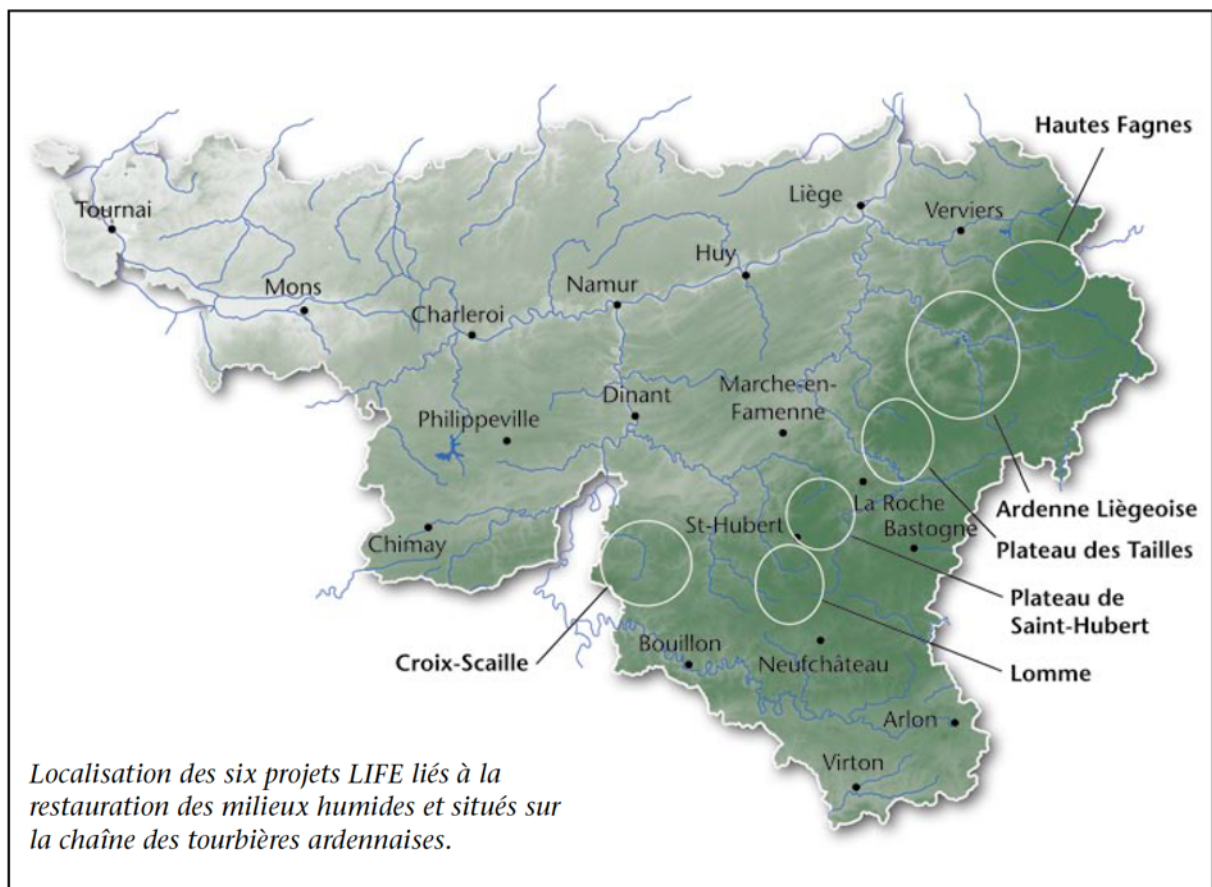


Figure 16. Carte montrant les sites où des restaurations des milieux humides ont été réalisées en Ardenne. Illustration issue de la revue "Forêt Wallonne" n° 128.

2.2.2. Jeu de données libellules

Comme pour la partie castor, les données sur les libellules proviennent de la base de données du SPW mais aussi du site « observations.be » de Natagora. Chaque observation du jeu de données apporte un lot d'informations. A part les informations géographiques, on y trouve l'espèce observée ainsi que l'année d'observation et son abondance

a. Biais lié aux données libellules

Utiliser des données issues de bases de données apporte un lot d'erreurs importants à prendre en compte. Contrairement au castor, ce biais peut apporter beaucoup de difficultés à la conception de l'analyse à réaliser puisque ce qu'on essaye d'observer c'est un changement temporel des populations de libellules sur les différents sites. Or, utiliser un jeu de données ne présentant pas de méthode d'inventaire rigoureux et méthodique complique assez ce travail. Le jeu de données issu du SPW/DEMNA suit un schème de monitoring depuis 1989 qui correspond à un inventaire annuel d'au moins 1700 observations par année sans pour autant présenter une constance spatiale au niveau de l'échantillonnage (Goffart, 2006). A ce jeu de données s'est encore ajouté un jeu de données issu de la plateforme « observation.be » qui lui correspond à des observations ponctuelles.

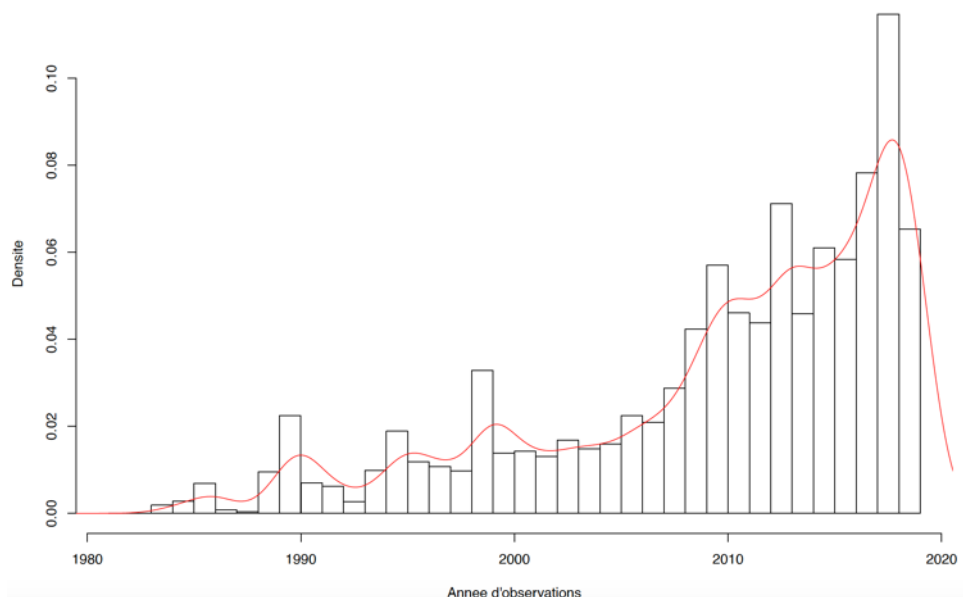


Figure 17. Représentation graphique du nombre d'observations faites au cours de ces dernières années. Ceci correspond aux observations enregistrées dans la base de données du DEMNA et de « observations.be » pour l'Ardenne à moins de 400 m d'altitude.

b. Traitement du jeu de données

Afin de mener au mieux mon étude, j'ai choisi de suivre la méthodologie suivante.

Tout d'abord j'ai utilisé la grille *Universal Transverse Mercator* (UTM) 1x1km utilisée par le SPW/DEMNA afin de regrouper toutes les observations confondues au centre de chaque maille. Puis, j'ai sélectionné toutes les mailles montrant la présence d'au moins un barrage et dans le cas où il y aurait plusieurs barrages, j'ai gardé comme date de barrage celle du barrage le plus ancien. En d'autres mots, j'ai décrit pour chaque carré l'année à laquelle on s'attend à voir un changement au niveau des populations de libellules.

Puis pour chaque carré, j'ai créé deux périodes, à savoir la période P0 et P1. P0 correspond à une période de 10 années avant la date d'établissement du barrage et la période P1 à la période au maximum 10 années après l'établissement du barrage. Ainsi, j'ai fait une sélection des observations de libellules qui se situent au sein de ces deux périodes. Comme tous les carrés ne possèdent pas des observations pour la période P0 et P1, il y aura une nouvelle sélection faite au niveau des carrés potentiellement utilisables en tant que station. Puis en dernier lieu, afin d'être face à des carrés avec un effort d'échantillonnage comparable, j'ai fait une nouvelle sélection des carrés qui doivent posséder pour les deux périodes au moins trois années différentes où des observations de libellules ont été réalisées. Utiliser 3 années permet de supposer qu'une grande partie des espèces (voir toutes) ont pu être inventoriées sur chaque site. Mais une autre condition, est d'avoir au moins trois espèces différentes puisque ceci permet d'avoir suffisamment d'espèces pour pouvoir faire une comparaison de la communauté entre les deux périodes. Utiliser uniquement des carrés avec ces deux conditions permet ainsi de considérer que la comparaison entre la période avant et après l'apparition du barrage est moins biaisé par le manque d'effort d'échantillonnage.

Par contre, cette méthode ne permet pas d'utiliser l'abondance des espèces inventoriées et ainsi d'avoir une idée de l'augmentation ou de la diminution de telle ou telle espèce puisque celle-ci n'est pas suffisamment fiable voire impossible à quantifier vu la variation de l'effort d'échantillonnage.

Ainsi, différents carrés ont été sélectionnés pour les analyses, et seront dénommés à partir d'ici « stations étudiées ».

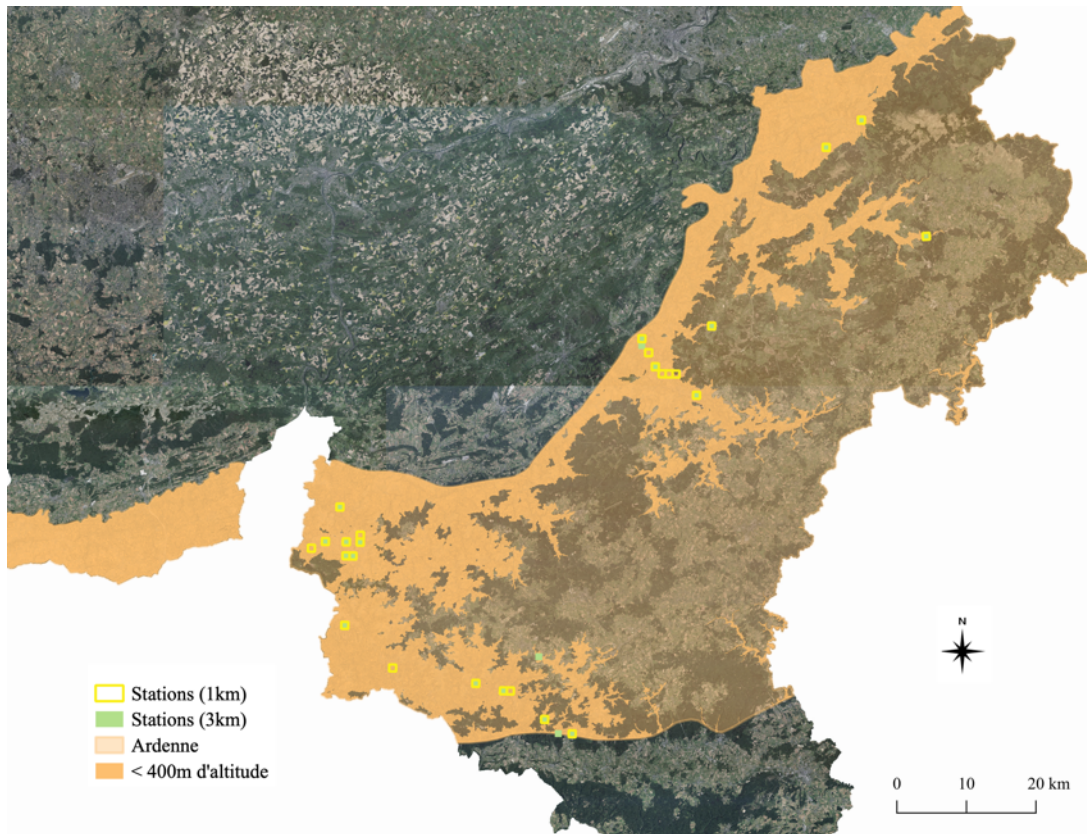


Figure 18. Carte montrant la localisation des stations choisies pour l'analyse. Il y a deux séries de stations : celles dont l'âge des barrages a été estimé à partir d'un rayon de prospection de 1 km (carré en jaune non-rempli) et celles dont l'âge des barrages a été estimé à partir d'un rayon de prospection de 3 km (carré rempli de vert).

Pour rappel, deux rayons de prospection ont été choisis et par conséquent, deux analyses avec des âges de barrage différents ont été réalisées.

Pour chaque espèce, j'ai aussi attribué des caractéristiques écologiques que j'ai trouvées pertinentes dans le cadre de mon étude (voir tableau ci-dessous) :

- **Habitat** : Dans cette catégorie, j'ai classifié les libellules selon leur habitat principal. J'ai distingué entre les libellules qui se sont adaptées aux milieux aquatiques courants (tels des ruisseaux et des rivières de petite ou plus grande taille) qu'on appelle les rhéophiles. Puis aussi celles dont l'habitat est plutôt une masse d'eau stagnante (mares, étangs, lacs). Chez ces dernières, il faut aussi distinguer entre le niveau trophique de la masse d'eau (oligotrophe, mésotrophe ou eutrophe). Ensuite, il existe aussi des espèces

dont la niche écologique est très large et qui ont la capacité d'accomplir leur cycle de vie sur tout type d'eau. Ces espèces sont nommées ubiquistes. Utiliser ce trait est intéressant car le castor, par la création d'un barrage, transforme une eau courante en une masse d'eau stagnante de degrés différents en nutriments mais souvent avec des accumulations de différents composés organiques transformant l'étendue d'eau en une masse d'eau eutrophe (Puttock et al., 2017).

- **Vitesse du courant de l'eau** : Pour les espèces dont l'habitat concerne des eaux stagnantes, c'est clair qu'elles s'attendent à ne pas avoir de courant. En revanche, au niveau des espèces rhéophiles, on peut encore distinguer entre les espèces qui préfèrent des courants faibles et des courants forts. En sachant que le castor ralentit très fortement le cours d'eau, on s'attend à voir proliférer des espèces à courant faible plutôt que les dernières.
- **L'accessibilité à l'ensoleillement (source de chaleur)** : Tous les insectes et par conséquent aussi les libellules, sont des organismes ectothermes. Ils dépendent donc de l'énergie solaire pour se réchauffer et garder ainsi une certaine constance de leur métabolisme interne. En revanche, il existe quelques espèces qui nécessitent plus de chaleur que d'autres. Comme on sait que par l'abatage des arbres le castor crée des clairières, et donc une source de rayons de soleil, on peut s'attendre à avoir plus d'espèces du type thermophile.
- **Dépendance d'une végétation rivulaire/ herbacée / Macrophytes** : Beaucoup d'espèces sont dépendantes de la présence d'une ceinture de roseaux ou d'une végétation rivulaire ou aquatique bien développée. Celles-ci peuvent servir notamment comme substrat de repos, mais aussi comme substrat pour la ponte d'œufs. Sachant que le castor se nourrit de divers types de végétaux, la question qui se pose par la suite est de savoir si on peut observer une diminution de ce type d'espèce.
- **Espèce pionnière** : Chez tous les taxons, il existe des espèces qui sont les premières à coloniser un milieu nouvellement créé. Les libellules ne font pas exception à cette règle et on trouve en Belgique quelques espèces qui peuvent être considérées comme pionnières. Comme on sait que le castor crée un nouveau milieu, on s'attend à voir apparaître plus de ce type d'espèces.

Ces caractéristiques sont un résumé des informations que j'ai acquises des livres Goffart et al., 2006 et Boudot et al., 2017 et la précision de l'attribution de chaque espèce à un groupe peut être trouvé en annexe (annexe 1).

2.2.3. Variables explicatives

a. La variable « Barrage »

Le but primaire est de voir si la variable « Barrage » a un effet sur la composition spécifique d'un site. En revanche, tous les barrages ne présentent pas les mêmes dimensions, et par conséquent, ne présentent pas la même influence sur l'environnement ou en d'autres mots ne changent pas de la même façon l'habitat des libellules. Ainsi, il était aussi important à côté de connaître la date de création du barrage, de pouvoir aussi donner un poids à l'influence de chaque barrage. Pour ça, j'ai utilisé les orthophotos (toutes les photos ont été prises à une échelle de 1 : 1000 afin de pouvoir comparer l'étendue des barrages) et j'ai catégorisé les barrages en 3 classes selon leur étendue :

- **Classe 1** : Pas de retenue d'eau visible



- **Classe 2** : Retenue d'eau moyenne bien visible



- **Classe 3** : Grande retenue ou la création de plusieurs étangs bien visibles



b. Deux autres variables écologiques

Les deux autres variables écologiques utilisées dans le cadre de cette étude sont la présence d'eaux stagnantes (non issues de la présence d'un barrage) et la présence d'eau courante.

Plus précisément, j'ai utilisé la surface totale en mètres carré d'eau stagnante et la longueur totale en mètres d'eau courante présentes pour toute la totalité du carré de 1x1 km correspondant à la station.

Les données sur les eaux courantes (masses d'eau considérées par la Directive Cadre de l'Eau) proviennent du geoportail du SPW alors que celles pour les eaux stagnantes proviennent du Projet informatique de cartographique (PICC) plus quelques données sur les zones humides et mares qui ont été créées pendant quelques divers projets LIFE.

Ces données ont subi une transformation logarithmique afin d'avoir une distribution normale et d'éviter ainsi l'influence de valeurs extrêmes et réduire ainsi l'hétéroscédasticité.

2.2.4. Analyses statistiques

a. Évaluation de la richesse spécifique

Les premières analyses effectuées concernaient le nombre total d'espèces. En effet, la richesse totale a été calculée pour chaque période séparément. En d'autres mots, une comparaison entre toutes les stations à deux périodes différentes a été faite. Mais en plus, j'ai aussi estimé la richesse totale en fonction de la configuration du barrage.

b. Estimation du « Turnover » pour chaque espèce

La différence dans la composition en espèces sur une même station à deux moments peut être issue de ce qu'on appelle le « turnover » ou en d'autres mots, le changement de la composition en espèces qui consiste d'une substitution d'espèces présentes sur un site par d'autres espèces (Baselga et al., 2012). Mais cette différence peut aussi être issue de ce qu'on appelle en écologie le concept de « nestedness » ou d'imbrication qui est en fait une mesure qui permet d'analyser si la faible richesse présente sur un site est un sous-ensemble d'espèces du site le plus riche en espèces d'une région donnée (Boecklen et al., 1997). Mais c'est surtout le premier concept qui nous intéresse ici dans le cadre de cette étude puisque on souhaite vérifier un changement de la communauté d'une période par rapport à une autre.

Pour calculer ce « turnover », j'ai eu recours à l'indice de dissemblance de Jaccard β_{jac} qui prend en compte β_{jtu} , composante « turnover » de cet indice ainsi que le β_{jne} qui est la composante prenant en compte plutôt le « nestedness ». Dans la formule, le a correspond au nombre d'espèces partagées entre deux sites, le b le nombre d'espèces uniques au site le plus pauvre, tandis que le c le nombre d'espèces uniques au site le plus riche.

$$\beta_{jac} = \beta_{jtu} + \beta_{jne} = \frac{b + c}{a + b + c} \text{ (formule simplifiée)}$$

c. Matrice de distance

Pour évaluer la dissemblance dans la composition en espèces de chaque station entre les deux périodes (P0 et P1), j'ai eu recours à deux types de matrices de distances.

Pour le jeu de données binaire utilisant la présence/absence de chacune des espèces, j'ai utilisé l'indice de similarité de Jaccard. Cet indice est en effet le mieux adapté, puisqu'il permet d'éviter que des sites présentant beaucoup d'absences en commun, soient considérés comme des sites proches dans la composition de leurs espèces. Or, prouver l'absence d'une espèce est plus compliqué que sa présence. Et donc pour éviter ce biais, j'ai utilisé l'indice de Jaccard qui ne prend pas en compte ces doubles absences (absence d'une espèce sur les deux sites comparés).

$$\mathbf{INDICE\ DE\ JACCARD} = \frac{a}{a + b + c} \text{ (formule simplifiée)}$$

a : somme des espèces en commun pour les deux stations

b : nombre d'espèces présentes sur la station 1 mais absente sur la station 2

c : nombre d'espèces présentes sur la station 2 mais absentes sur la station 1

$$\mathbf{DISTANCE\ DE\ JACCARD} = 1 - \frac{a}{a + b + c} \text{ (formule simplifiée)}$$

Pour les analyses des espèces regroupées au sein de catégories écologiques, j'ai utilisé la distance euclidienne. Comme toutes les catégories possèdent le même type d'unité, en l'occurrence, le nombre d'espèce, il est possible d'utiliser cette distance.

$$\mathbf{DISTANCE\ EUCLIDIENNE} = \sqrt{[\sum(\text{valeur1} - \text{valeur2})^2]}$$

d. L'analyse en coordonnées principales (PCoA – Principal coordinate analysis / MDS – Multidimensional scaling)

Pour représenter les matrices de distance calculées, c'est la PCoA qui a été utilisée comme méthode d'ordination. Le but d'une analyse d'ordination est de créer un espace de dimension réduit qui permette de projeter la distribution d'objets (espèces, stations, etc.) le long d'un gradient. Cette projection doit permettre de montrer des objets ayant des attributs semblables. La PCoA

retourne ainsi une combinaison de coordonnées qui correspond aux coordonnées de chaque point dans le plan factoriel. Ainsi, l'écart qu'on trouve entre les points (où chaque point correspond à une station) représente la distance qu'on trouve au niveau de la communauté de chaque station. Donc plus les points/stations sont proches, plus les communautés trouvées sur ceux-ci se ressemblent.

e. L'analyse des coordonnées principales sous contrainte (CAP – Constrained analysis of principal coordinates)

Concrètement, cette analyse va créer une ordination sous contrainte de la composition de la communauté. Une telle méthode sous contrainte essaye d'expliquer la variation de la variable réponse (communauté par exemple) par la variation au niveau des variables explicatives (variables environnementales par exemple). On dit que les variables environnementales « forcent » l'analyse de la variable réponse dans une direction et que par conséquent, le résultat d'une telle analyse sous contrainte n'illustre que la variation au sein de la variable réponse qui peut être expliquée par les variables environnementales (Anderson et al., 2003). Pour aller encore plus en détail, j'ai aussi illustré par des diagrammes de Venn la décomposition de la variance afin d'estimer le rôle relatif de chacune des variables explicatives ainsi que de leurs interrelations.

Les analyses géographiques et diverses cartes ont été réalisées grâce au système d'information géographique Qgis 3.4.5. Madeira. Les analyses statistiques et de traitement des données ont été réalisées avec le logiciel RStudio version 1.1.456 (RStudio Team 2015) ainsi qu'avec notamment les diverses fonctions dans le package « vegan » (Oksanen et al., 2013) et « betapart » (Baselga et al., 2012).

3. Résultats

3.2. Dynamique des populations de castor en Wallonie

Ainsi, selon la méthode utilisée dans le cadre de mon travail, nous pouvons globalement observer que plus le rayon de prospection est grand, plus on a des barrages qui ont un âge d'établissement de plus en plus ancien (voir figure 19). En effet, ne considérant que les observations provenant d'un rayon de 100 m, cela nous laisse une grande partie des barrages au même âge prédit que celui de l'inventaire, c'est-à-dire de 2015. Dès lors, plus le rayon est grand (1 et 3 km), plus la méthode attribue un âge plus ancien au barrage. En outre, pour ces derniers, il ne semble pas y avoir une « dominance » d'une seule année comme c'est le cas pour le rayon de 100 m.

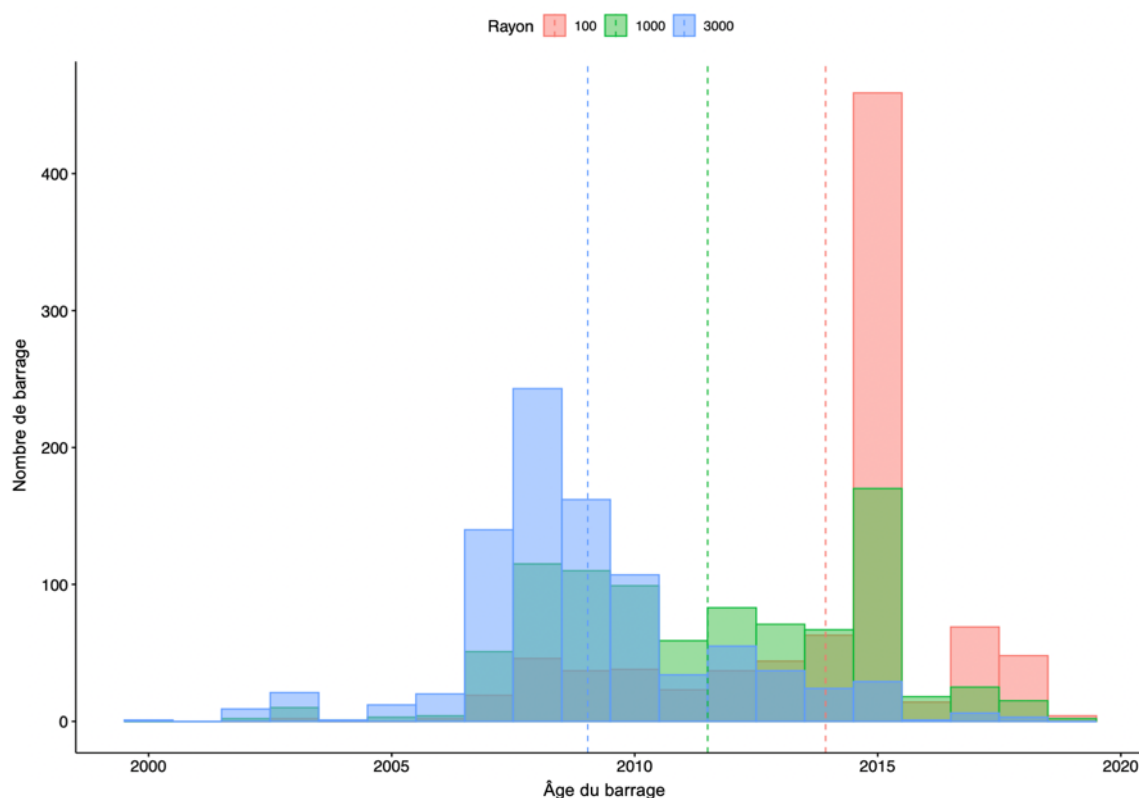


Figure 19. Histogramme de l'âge prédit pour chaque barrage. Les lignes colorées en pointillées correspondent aux moyennes pour chaque rayon de prospection.

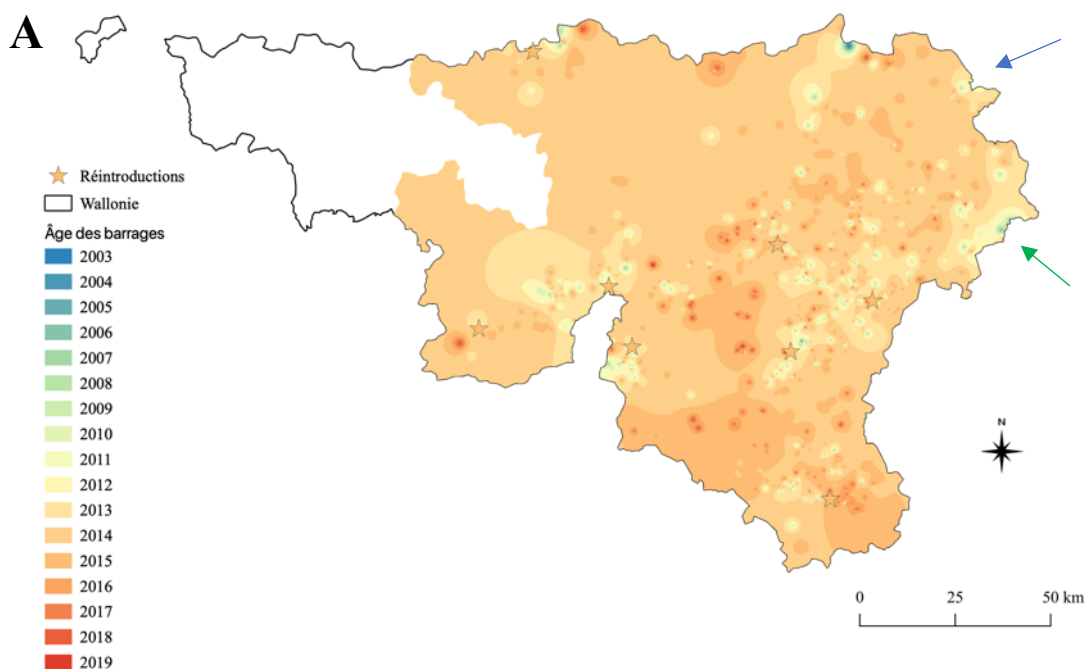
La figure 19 nous donne un aperçu des âges des barrages de manière assez globale et peu intuitive. Par conséquent, pour donner plus de sens à ce résultat, il serait intéressant de l'illustrer sur une carte. En effet, examiner comment les barrages se répartissent sur le territoire selon leurs âges peut être plus intéressant surtout en essayant d'observer si l'expansion débute au

niveau des lieux de réintroductions. Et c'est ce que j'ai essayé d'illustrer par la série de carte A à C de la figure 20.

La figure 20A à 20C, montre l'état de l'expansion des barrages selon les différents rayons de prospection. Ces cartes ont été créées à partir de l'interpolation des dates potentielles de création de chaque barrage. Le but d'illustrer ceci de cette manière, n'est en aucun cas de montrer quelles dates on pourrait avoir pour des barrages non-inventoriés jusqu'à aujourd'hui. Néanmoins j'ai choisi cette méthode, car elle me semble clairement la mieux adaptée à illustrer à l'échelle globale, la création des barrages dans le temps. De plus, elle permet de montrer la différence d'âges des barrages qui existent en considérant différents rayons de prospections (tel montré par la figure 19).

Ce qui apparaît aussi sur les cartes, c'est que les dates les plus anciennes semblent surtout proches des lieux où les réintroductions des castors entre 1998 et 2001 ont été menées.

Puis, il semble qu'on puisse aussi mettre en évidence des introductions naturelles au départ de l'Allemagne tels mentionné par Van den Bergh et Manet (2003) (flèche bleue), mais peut-être aussi une autre introduction à partir de l'Allemagne non mentionné dans Van den Bergh et Manet (2003) (flèche verte).



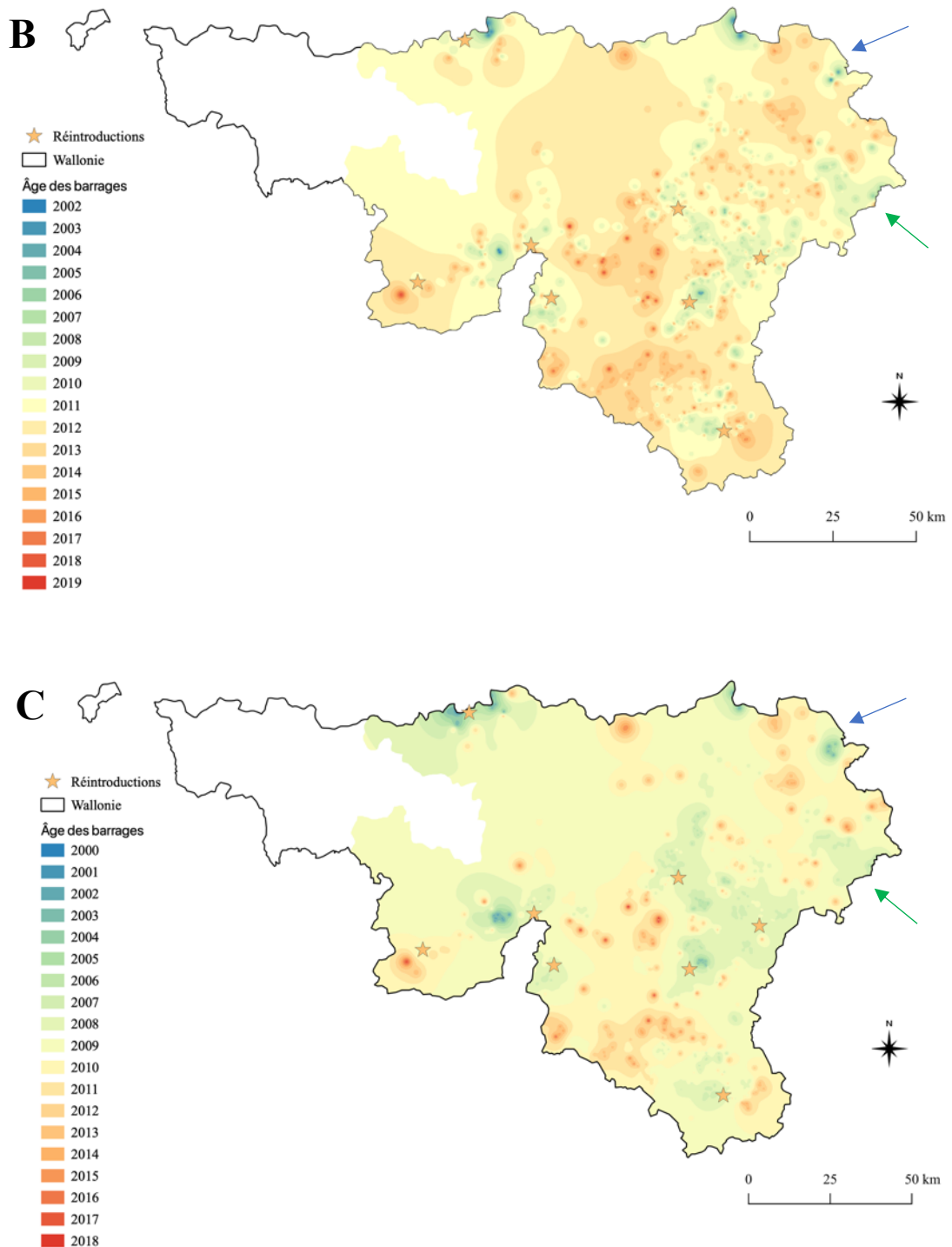


Figure 20. Cartes illustrant, par interpolation, l'âge des barrages dans le territoire wallon. Cartes créées à partir des données issues de l'utilisation d'un rayon de prospection de 100 m (A), de 1 km (B), de 3 km (C). La flèche bleu indique l'endroit potentiel des introductions naturelles mentionnés par Van den Bergh et Manet (2003) et la flèche verte une autre introduction potentielle.

Comme mentionné dans la méthode utilisée, j'ai choisi de donner un indice de pondération à chaque barrage. La figure 21 montre le résultat de cette attribution, et nous observons clairement, que c'est pour le rayon de 100 m qu'on fait face à plus de résultats fiables. Aussi étrange que ce résultat puisse paraître, il n'est pas moins logique. En effet, si nous observons les différentes analyses illustrées par la figure 22 nous comprenons très vite d'où provient ce résultat. En effet, à un rayon de prospection de 100 m, la grande majorité des barrages n'aura eu aucune observation dans ces environs (à part celle de l'inventaire de son barrage). Par conséquent, on aura pour la variable 2 et 3 (figure 22) le résultat de 1. Ceci aura comme conséquence une variable 4 égale à 1 (ou 100%) (figure 22) aussi. De plus, si nous observons de plus près la médiane de la variable 4 et 5 (qui sont utilisées ici pour la pondération), nous pouvons nous apercevoir qu'elles sont de 1. Ceci aura comme conséquence que tous les barrages auront atteint les deux conditions et seront donc catégorisés en tant que fiable. Ceci est bien entendu quelque chose de totalement incorrect et c'est la raison pour laquelle, pour la suite de l'analyse, je n'utiliserai que les deux autres rayons qui présentent environ la moitié des barrages avec une date fiable et l'autre peu fiable. Pour ces deux cas, comme la médiane n'est plus de 1, ce biais pourra être évité. De toute façon, utiliser un rayon de 100 m attribue très clairement beaucoup trop de barrages à l'année d'établissement 2015. Ceci-provient sûrement du fait que le rayon de 100 m n'est largement pas suffisant pour capter toutes les observations liées à un barrage.

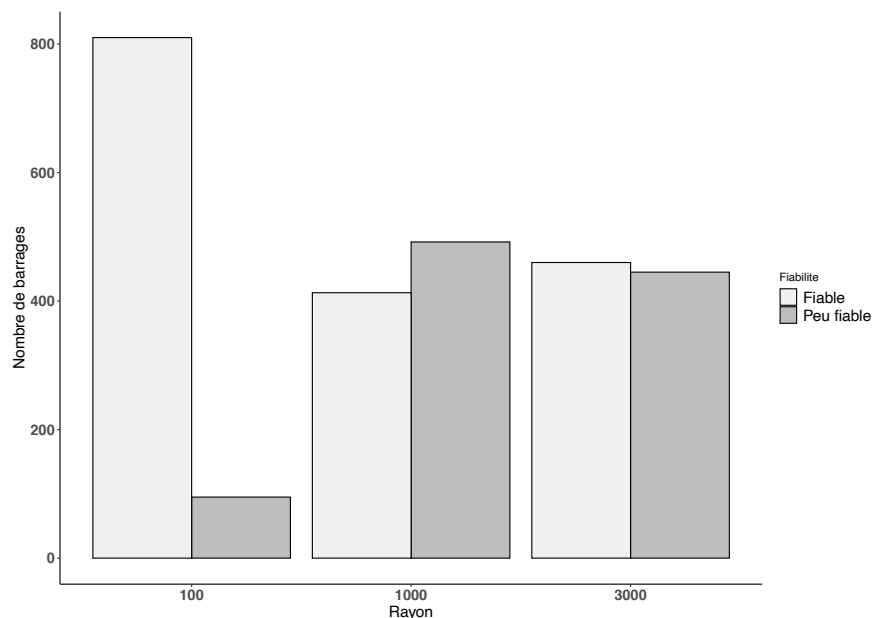


Figure 21. Représentation graphique du nombre de barrages pour lesquels la date potentielle d'établissement est fiable ou peu fiable et ceci pour les 3 rayons de prospection.

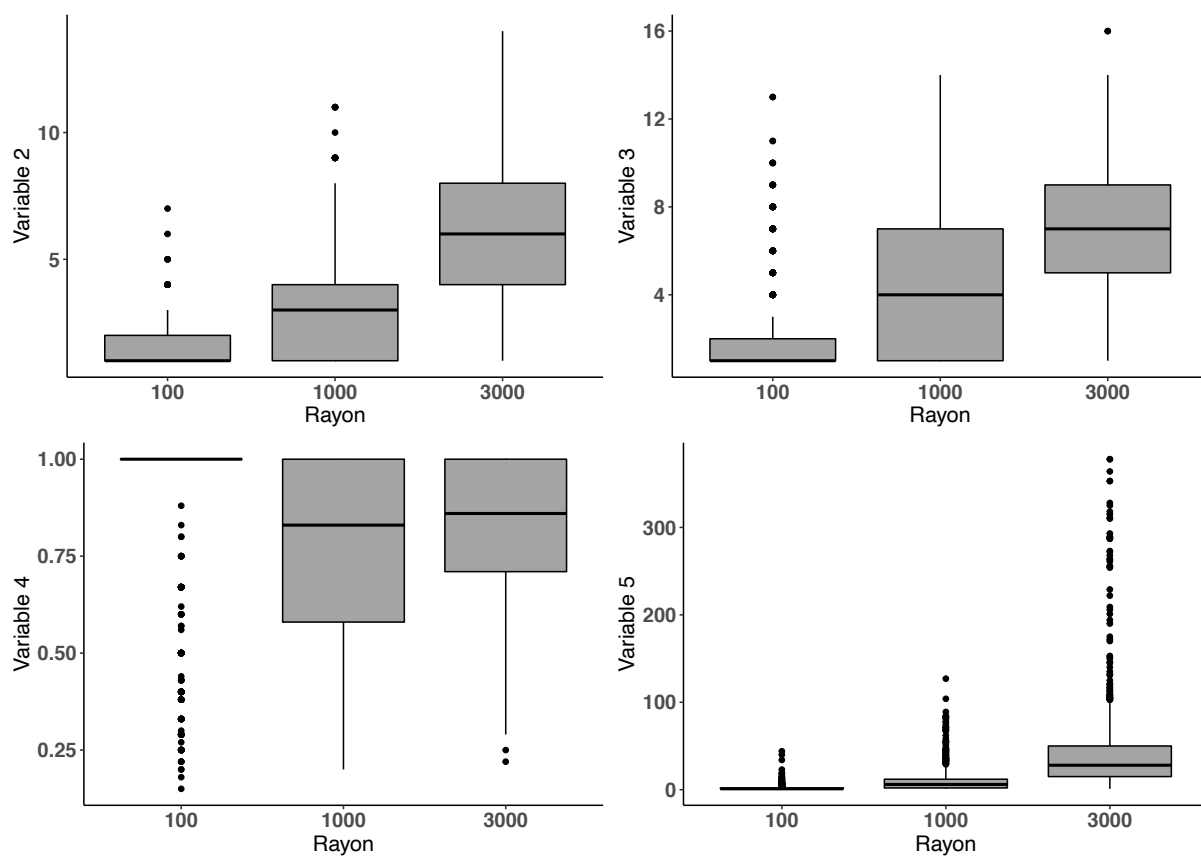


Figure 22. Graphiques illustrant la distribution des valeurs pour les différentes variables par rapport aux rayons de prospections.

3.3. La réponse des libellules face à l'apparition du barrage

3.3.1. Fiabilité de la date de barrages pour les stations étudiées

Les stations étudiées présentent des barrages dont la date de création estimée est majoritairement fiable pour les deux rayons de prospection (R). Plus précisément, pour le rayon de 1 km, sur les 26 stations étudiées 22 présentaient un barrage avec une date fiable, soit environ 85%. Même constat pour les stations issues du rayon de 3 km qui avaient sur les 21 stations étudiées 16 fiables, ce qui correspond à environ 76% des stations étudiées pour ce rayon.

Les valeurs pour toutes les variables décrivant chaque barrage sur chaque station peuvent être trouvées en annexe (annexe 2).

3.3.2. Richesse totale des libellules

Sur les 66 espèces différentes de libellules qu'on retrouve sur le territoire wallon, 43 ont pu être retrouvées sur nos stations. Le nombre total d'espèces différentes qu'on trouve pour chaque station et sa corrélation à chaque variable explicative est illustré par les figures 23 à 26. Ainsi, le nombre minimal d'espèces qu'on retrouve pour une station est de 3 (ce qui n'est pas surprenant, étant donné qu'on a sélectionné les stations qui possèdent au moins 3 espèces et ceci pour les deux périodes). La station avec le plus d'espèces différentes, montre au total 28 espèces différentes. Ces nombres sont le cas pour les deux rayons de prospection.

Selon qu'on considère la richesse avant ou après l'arrivée d'un barrage (figure 23), la moyenne est supérieure pour la P1 par rapport à la P0. En revanche, cette différence est non-significative ($p = 0,13$ pour R 1km et $p = 0,53$ pour R 3km). Si nous répartissons en revanche la richesse, qu'on retrouve au sein de P1, selon la classe des barrages (figure 24), nous pouvons voir que plus la classe du barrage est grande (plus l'impact du barrage sur l'environnement semble grand), plus la richesse est grande ($p < 0,1$).

Plus en détail, en considérant le R de 1 km, nous pouvons observer des différences significatives en comparant la classe 3 avec la classe 0 ($p < 0,05$) et avec la classe 1 ($p < 0,05$). Au niveau du R de 3 km, les différences significatives peuvent être retrouvées entre la classe 2 et 1 ($p < 0,01$), entre la classe 2 et 0 ($p < 0,05$) et entre la classe 3 et 1 ($p < 0,05$).

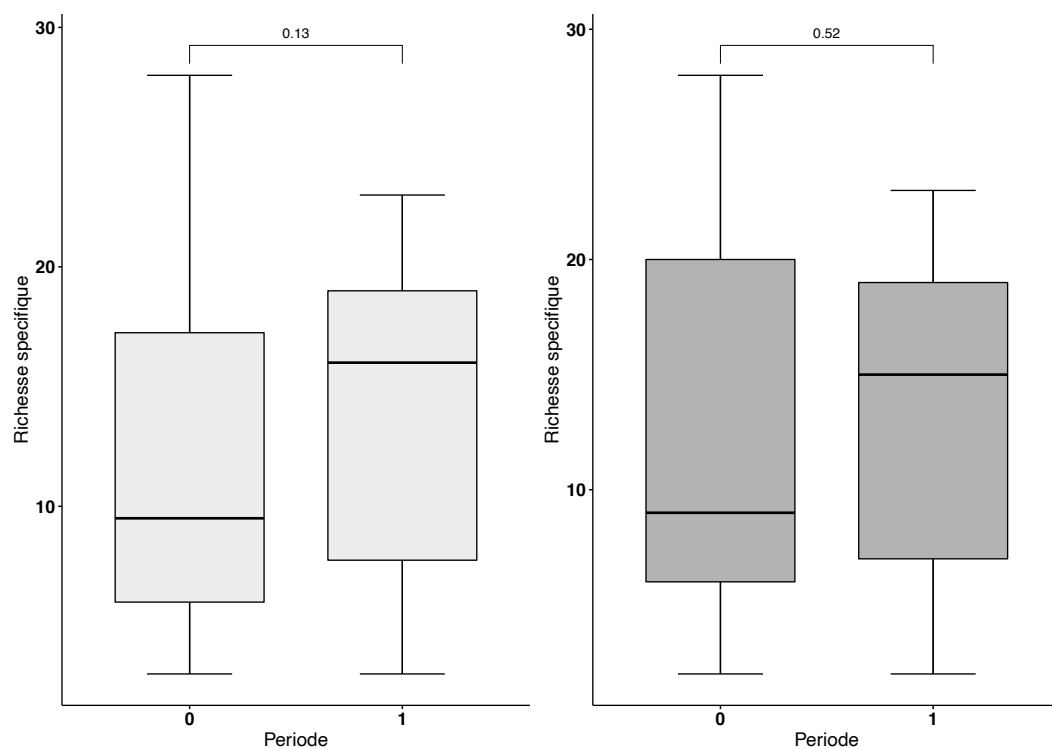


Figure 23. Comparaison de la richesse spécifique entre les deux périodes, à savoir avant et après l'apparition du barrage. Comparaisons des moyennes pour chaque rayon (1 km à gauche et 3 km à droite) ont été effectuées grâce au test de Student.

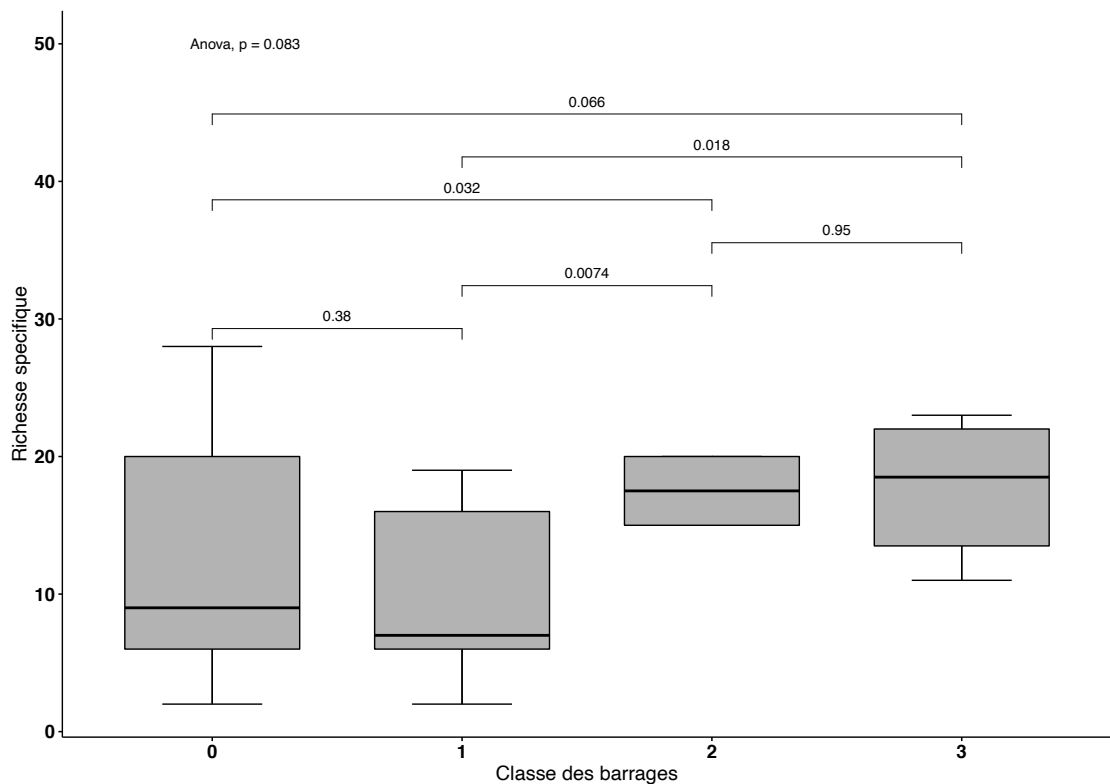
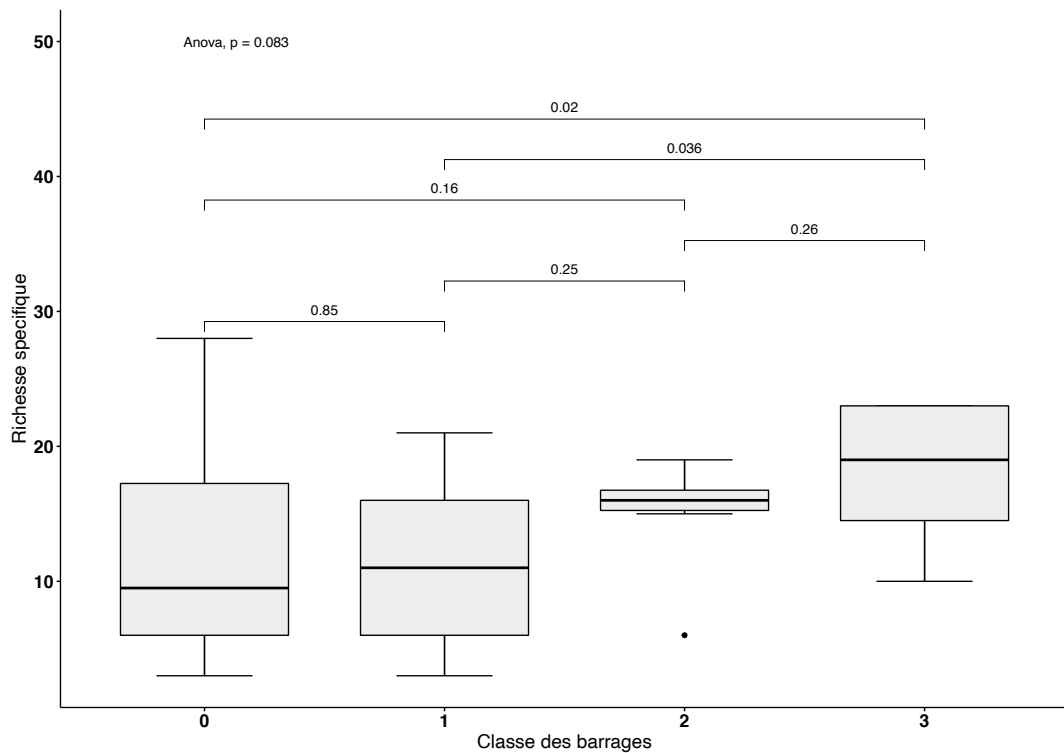


Figure 24. Comparaison de la richesse spécifique selon la classe du barrage. Les comparaisons des moyennes pour chaque rayon (graphique du haut pour le rayon de 1 km et graphique du bas pour le rayon de 3 km) ont été effectuées grâce au test d'anova. Les tests comparant chaque fois deux classes de barrage différentes ont été effectués grâce au test de Student.

En prenant en compte maintenant les deux autres variables environnementales, à savoir la surface en eaux stagnantes et eaux courantes présentes sur chaque station, nous pouvons observer les corrélations illustrées par les figures 25 et 26.

Si nous analysons plus en profondeur chaque graphique, nous pouvons observer que c'est surtout au niveau des eaux stagnantes et plus précisément pour P0, qu'il semble exister une corrélation positive entre la richesse totale et la surface des eaux stagnantes (R de 1 km : $p < 0,05$; R de 3 km : $p < 0,01$). En d'autres mots, plus la surface en eau stagnante semble grande sur une station, plus on trouve d'espèces différentes de libellules. Alors qu'on s'attendait à voir le même résultat pour la P1, puisqu'on considère qu'il n'y a pas eu plus d'eau stagnante au niveau de ces stations dans le temps, il paraît que cette corrélation positive ne semble plus exister ou en tout cas ne plus être significative.

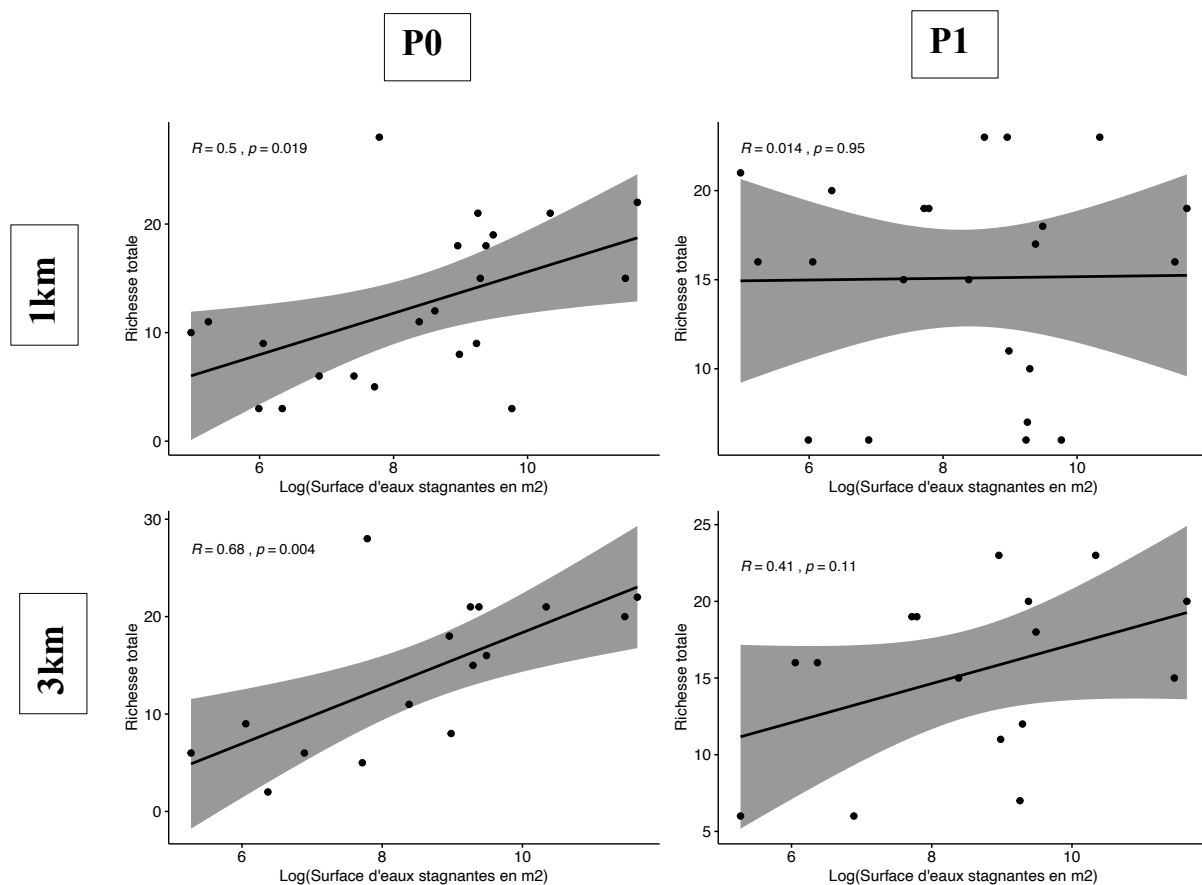


Figure 25. Graphiques illustrant les différentes corrélations entre la richesse totale et les eaux stagnantes selon les deux périodes et deux R.

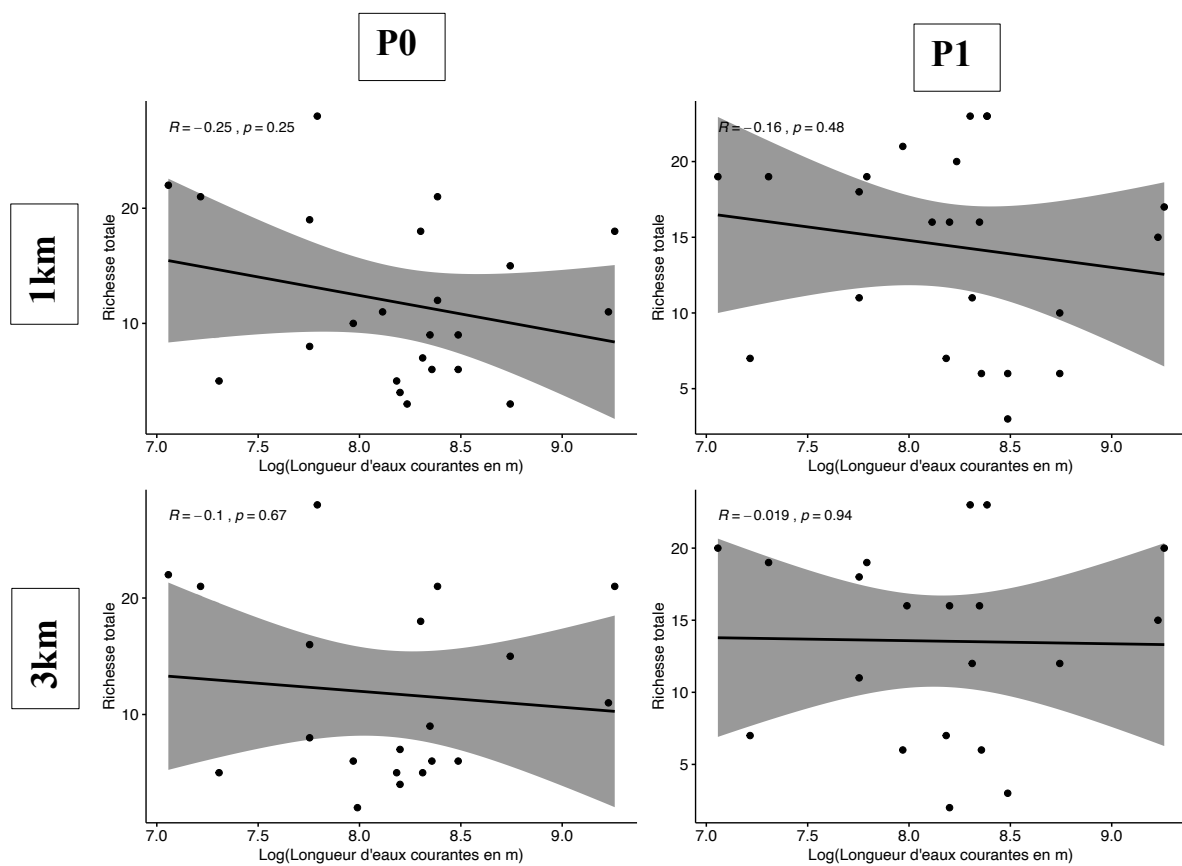


Figure 26. Graphiques illustrant les différentes corrélations entre la richesse totale et les eaux courantes selon les deux périodes et deux R.

Au niveau des eaux courantes, ces corrélations semblent plutôt être négatives mais non significatives. Elles semblent néanmoins s'atténuer (devenir plus proches de 0) pour la P1.

3.3.3. Analyses multivariées

La figure 27 et 28 correspondent à l'analyse en coordonnées principales sur le jeu de données issu du rayon de prospection 1 km alors que la figure 29 et 30 correspondent à la même analyse mais pour le rayon de prospection de 3 km.

Au niveau des graphiques, nous pouvons voir un mélange des stations aux différentes périodes sur le plan formé par les deux axes expliquant le plus la variance. En regardant minutieusement, on peut voir plus de stations de la P1 (en violet) au niveau des coordonnées négatives du plan, mais on n'a pas une opposition nette de P1 par rapport à P0. Par conséquent, on ne peut pas observer d'espèces associées à chacune des périodes. En revanche, nous pouvons observer une forte homogénéité des espèces au niveau des coordonnées négatives du plan.

Nous faisons donc face à un groupement d'une grande partie des espèces au niveau de seulement quelques stations. Et ce regroupement est très proche des stations avec une classe de barrage 2 et 3. Les stations avec un barrage de classe 0 (P0) ou 1 sont quant à elles toujours assez proches les unes des autres.

Si nous examinons maintenant les figures 31 à 36, qui illustrent la richesse totale et la valeur de turnover pour chaque station, nous pouvons observer que les stations éloignées de l'emplacement de espèces sur le graphique, correspondent à des stations pauvres en espèces. En effet, les figures 31 et 33 montrent clairement que les stations qui possèdent la richesse totale la plus élevée (représentée par la taille des cercles) possèdent des coordonnées négatives pour les deux axes de l'ordination, lieu où se trouvent la grande majorité des espèces. Ainsi, ces stations impactent fortement la distribution des espèces sur le graphique. Les figure 32 et 34 montrent la corrélation entre la richesse totale et les coordonnées de l'axe expliquant le plus la distribution des espèces et on peut voir que la richesse totale la plus élevée se situe au niveau des coordonnées négatives du premier axe.

Les figures 35 et 36 montrent pour la même analyse, le taux de « turnover » pour chaque station. Ici, toutes les stations en période 0 sont prises comme référence (valeur de 0), étant donné qu'on essaie de voir un changement de P0 vers P1. Les valeurs de turnover ont donc été illustrées sur les stations de P1 afin de montrer au niveau desquelles on a pu faire face à un changement important de la composition en espèces. Ainsi, il ne semble pas que les mêmes stations arborant le plus de richesse totale, possèdent aussi la valeur de turnover la plus importante. Il se trouve même que ces dernières semblent avoir subi de plus petits changements au niveau de la composition spécifique. Ce sont dorénavant les stations avec les plus petites richesses qui montrent les valeurs de turnover les plus élevées.

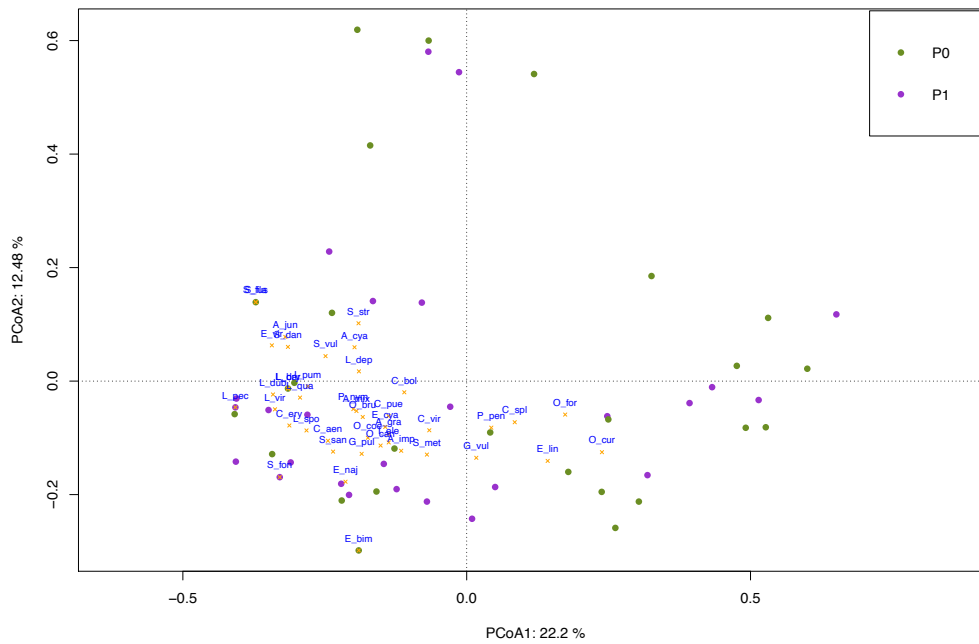


Figure 27. Positionnement des stations par rapport à la période sur le plan factoriel formé par les deux axes de la PCoA. Les deux premiers axes expliquent 35% de variation au niveau de la composition des espèces au sein des sites. R : 1 km.

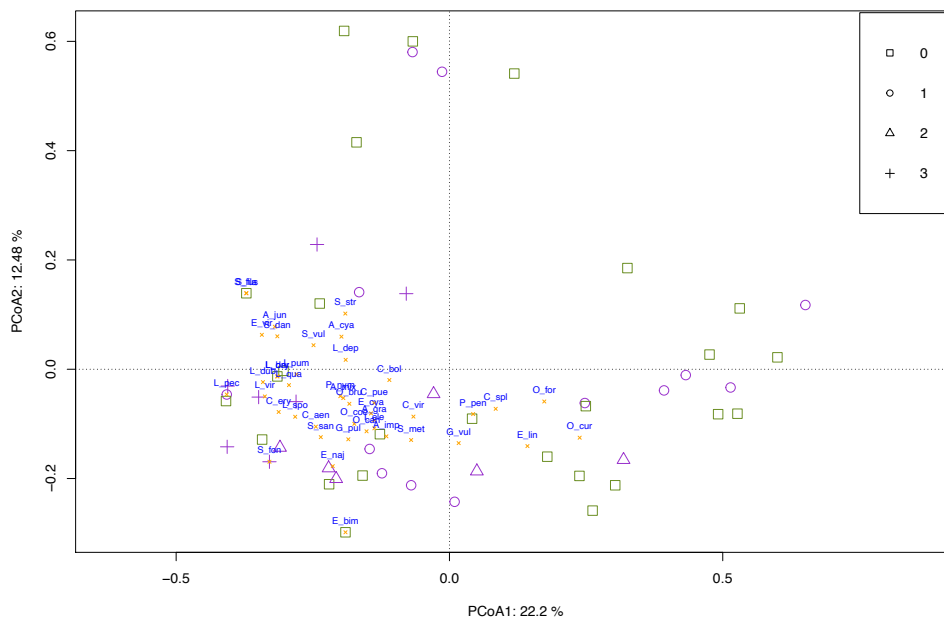


Figure 28. Positionnement des stations par rapport à la classe du barrage sur le plan factoriel formé par les deux axes de la PCoA. Les deux premiers axes expliquent 35% de variation au niveau de la composition des espèces au sein des sites. Le code couleur: vert pour P0 et violet pour P1. R : 1 km.

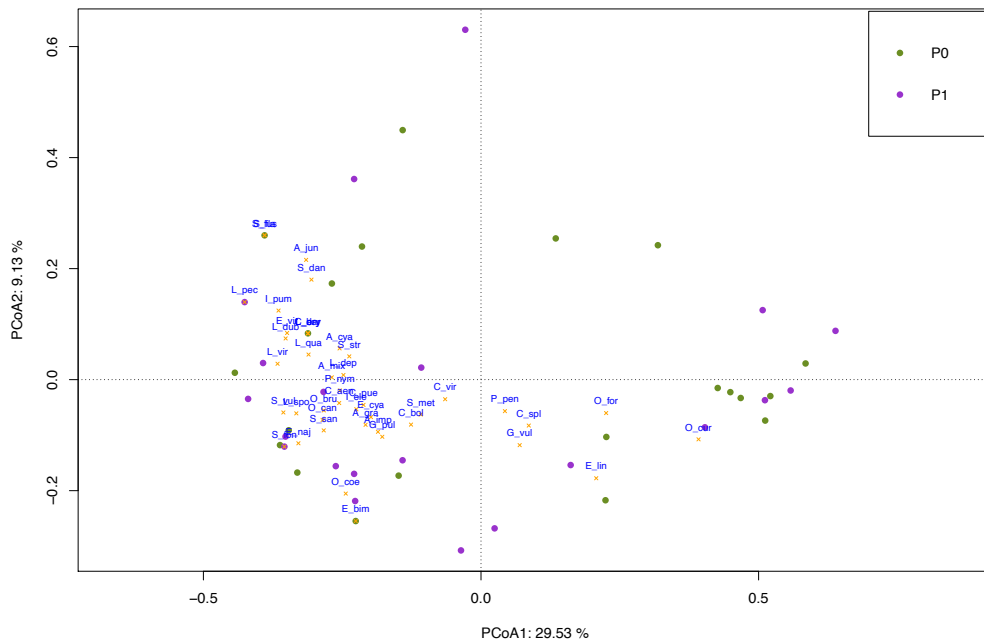


Figure 29. Positionnement des stations par rapport à la période sur le plan factoriel formé par les deux axes de la PCoA. Les deux premiers axes expliquent 39% de variation au niveau de la composition des espèces au sein des sites. R : 3 km.

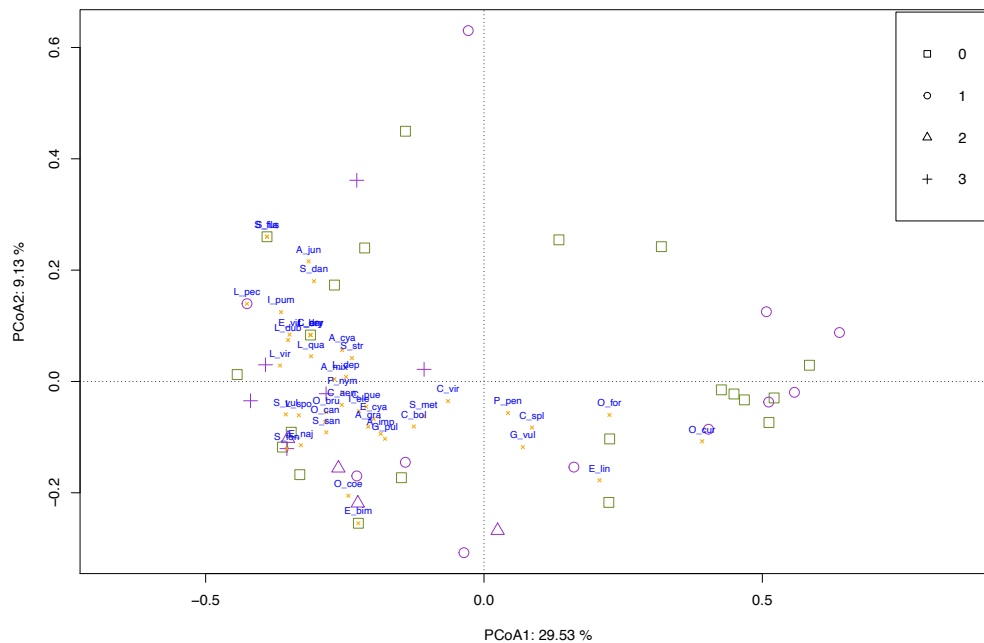


Figure 30. Positionnement des stations par rapport à la classe du barrage sur le plan factoriel formé par les deux axes de la PCoA. Les deux premiers axes expliquent 39% de variation au niveau de la composition des espèces au sein des sites. Le code couleur: vert pour P0 et violet pour P1. R : 3 km.

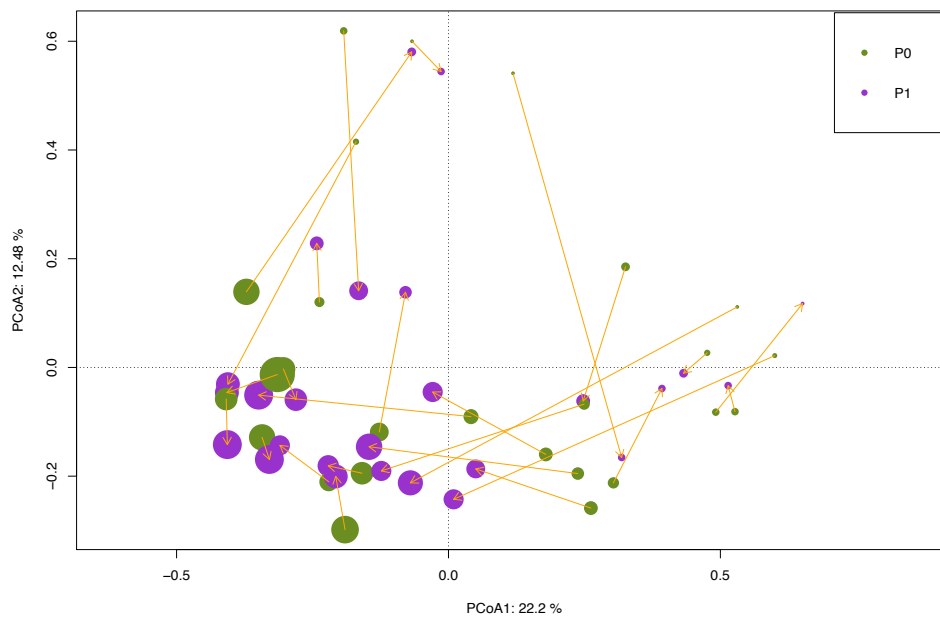


Figure 31. Positionnement des stations par rapport à la période sur le plan factoriel formé par les deux axes de la PCoA. Les flèches illustrent le déplacement dans le plan pour chaque site de la période 0 à 1. La taille des cercles correspond à la richesse totale, en sachant que le cercle le plus petit correspond à 3 espèces tandis que le cercle le plus grand à 28 espèces différentes. Les deux premiers axes expliquent 35% de la variation au niveau de la composition des espèces au sein des sites. R : 1 km.

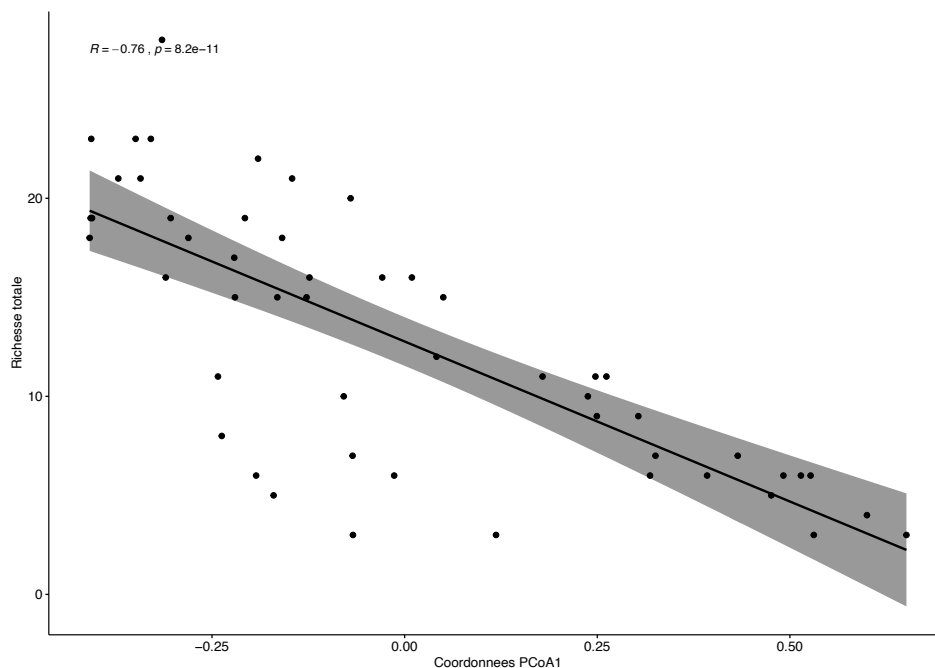


Figure 32. Graphique de la corrélation entre la richesse totale pour chaque station et période par rapport à sa position dans le premier axe de l'analyse PCoA. Ce premier axe explique 22% de la variation au sein des stations.

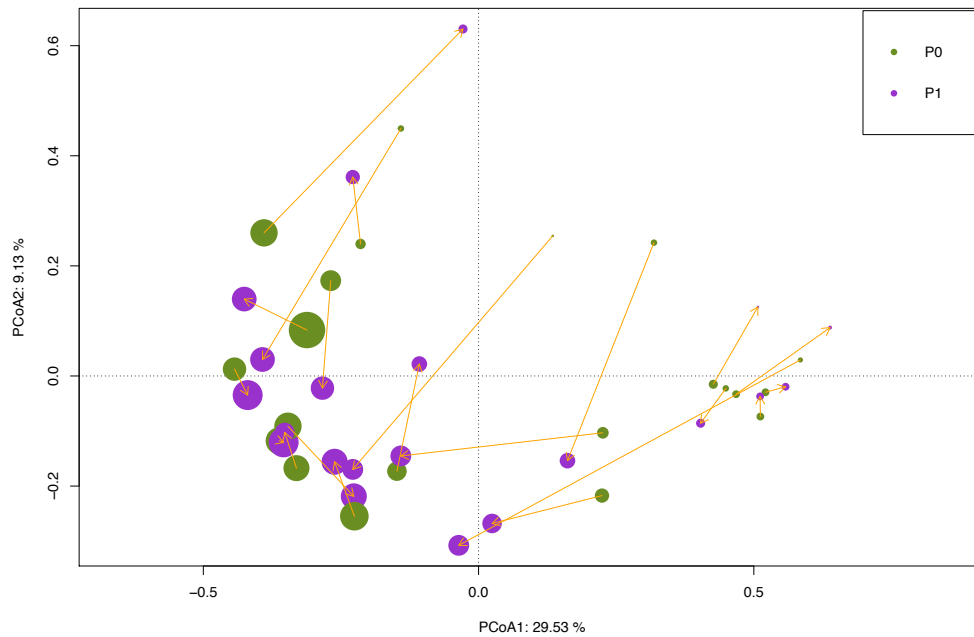


Figure 33. Positionnement des stations par rapport à la période sur le plan factoriel formé par les deux axes de la PCoA. Les flèches illustrent le déplacement dans le plan pour chaque site de la période 0 à 1. La taille des cercles correspond à la richesse totale, en sachant que le cercle le plus petit correspond à 3 espèces tandis que le cercle le plus grand à 28 espèces. Les deux premiers axes expliquent 39% de la variation au niveau de la composition des espèces au sein des sites. R : 3 km.

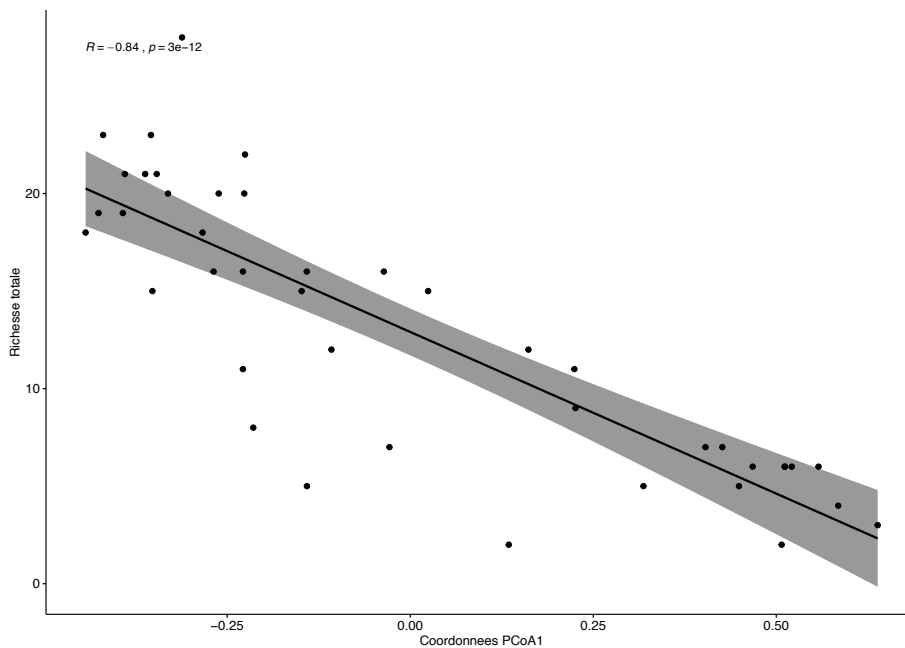


Figure 34. Graphique de la corrélation entre la richesse totale pour chaque station et période par rapport à sa position dans le premier axe de l'analyse PCoA. Ce premier axe explique 30% de la variation au sein des stations.

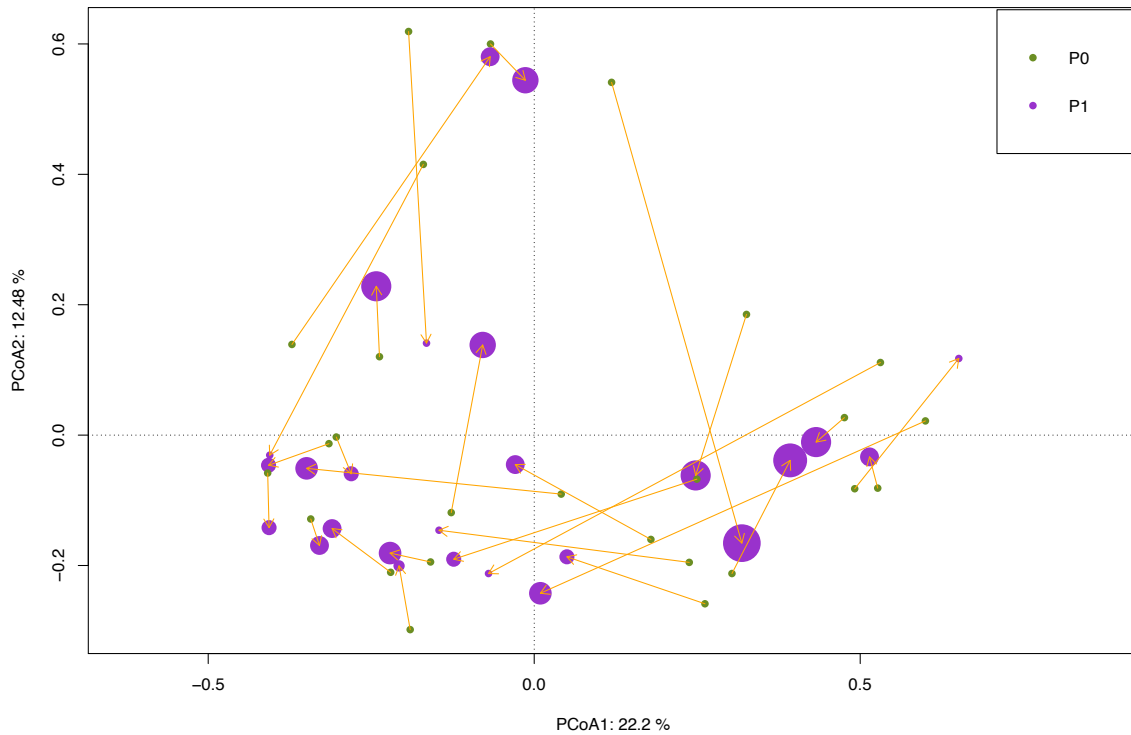


Figure 35. Positionnement des stations par rapport à la période sur le plan factoriel formé par les deux axes de la PCoA. Les flèches illustrent le déplacement dans le plan pour chaque station de la période 0 à 1. La taille des cercles correspond à la valeur de turnover, en sachant que le cercle le plus petit correspond à un turnover de 0 tandis que le cercle le plus grand à un turnover de 0.8. Les deux premiers axes expliquent 35% de variation au niveau de la composition des espèces au sein des stations. R : 1 km.

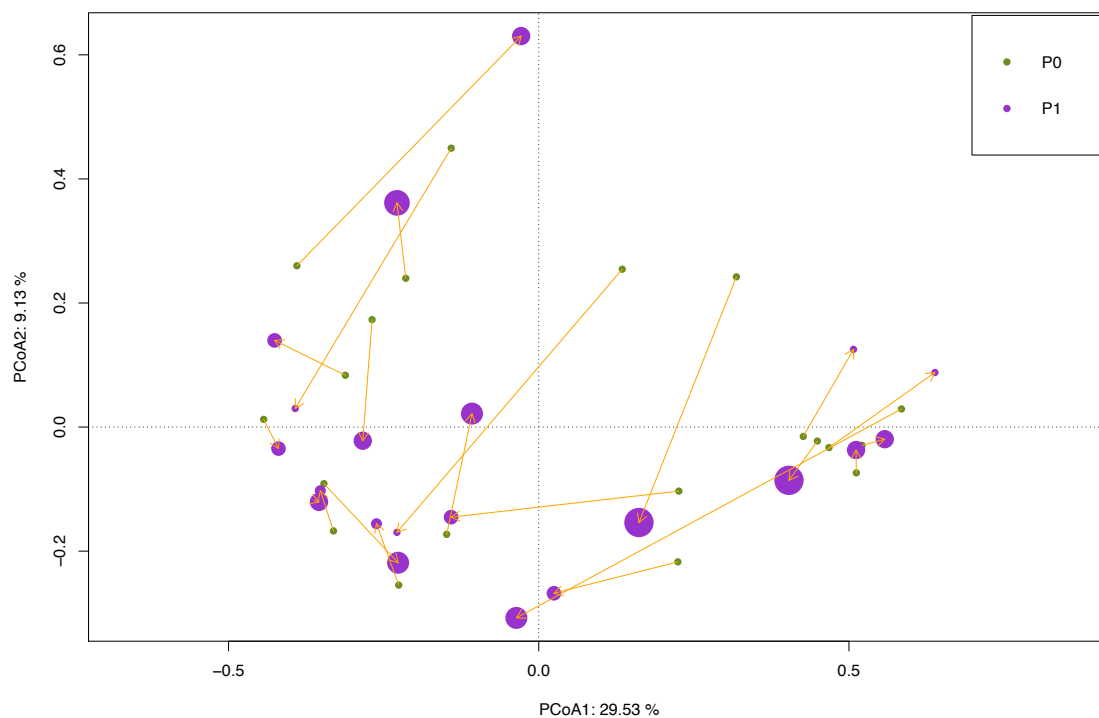


Figure 36. Positionnement des stations par rapport à la période sur le plan factoriel formé par les deux axes de la PCoA. Les flèches illustrent le déplacement dans le plan pour chaque station de la période 0 à 1. La taille des cercles correspond à la valeur de turnover, en sachant que le cercle le plus petit correspond à un turnover de 0 tandis que le cercle le plus grand à un turnover de 0.6. Les deux premiers axes expliquent 39% de variation au niveau de la composition des espèces au sein des stations. R : 3 km.

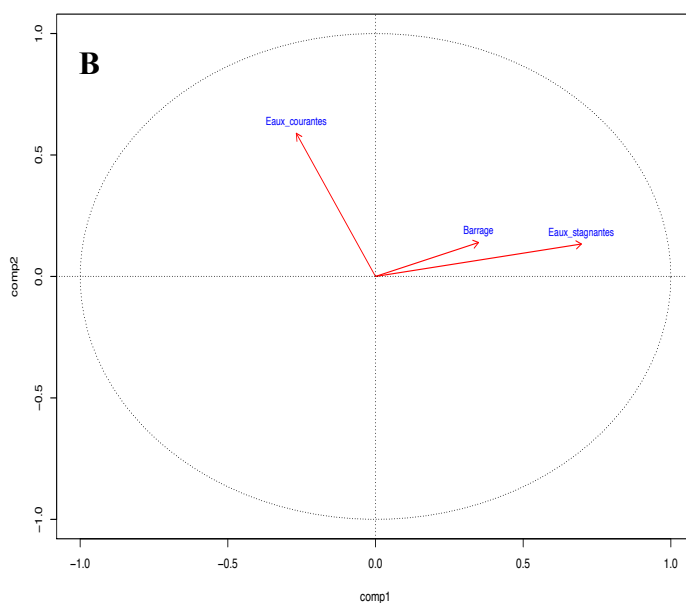
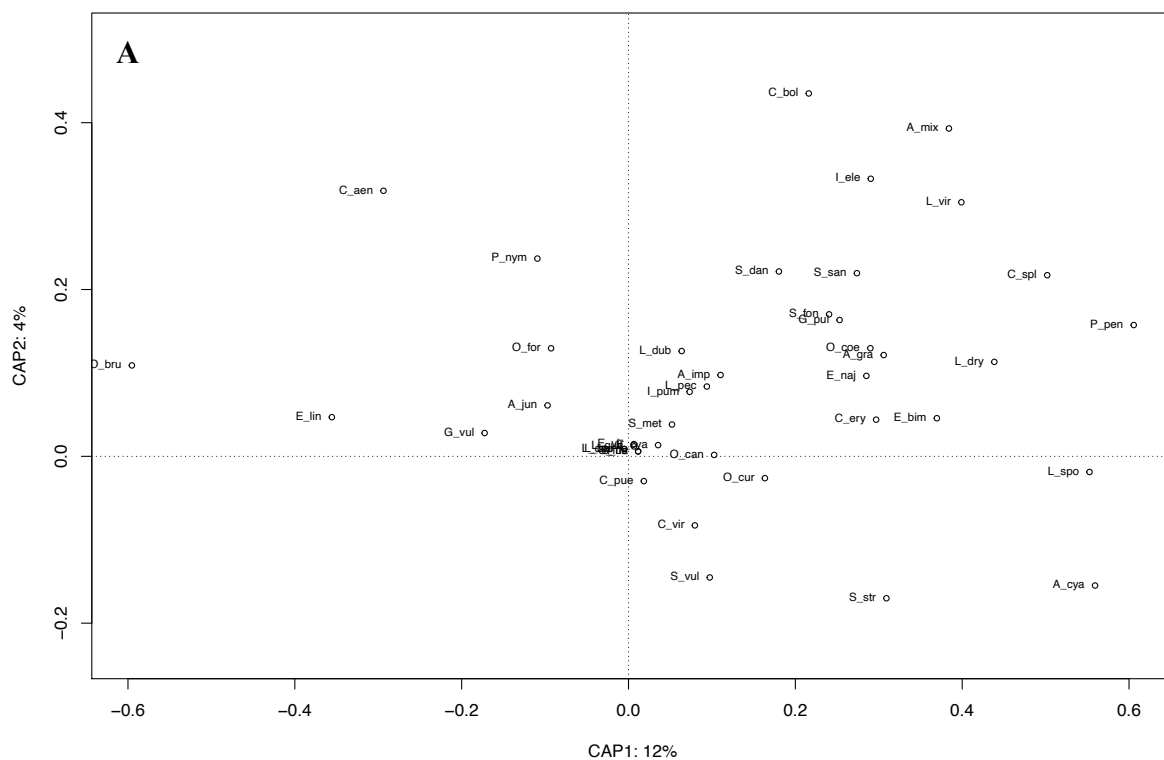


Figure 37. (a) Positionnement des espèces dans le plan factoriel formé par les deux axes de l'analyse des coordonnées principales sous contrainte. Les deux axes expliquent 16% de la distribution des espèces dans le plan. Test d'anova: Modèle < 0,001 ; Axe1 < 0,001 ; Axe 2 < 0,05 ; Variable « Barrage » < 0,1 ; Variable « Eaux stagnantes » < 0,001 ; Variable « Eaux courantes » < 0,01 **(b)** Cercle des corrélations des variables avec les deux premiers axes. R : 1 km.

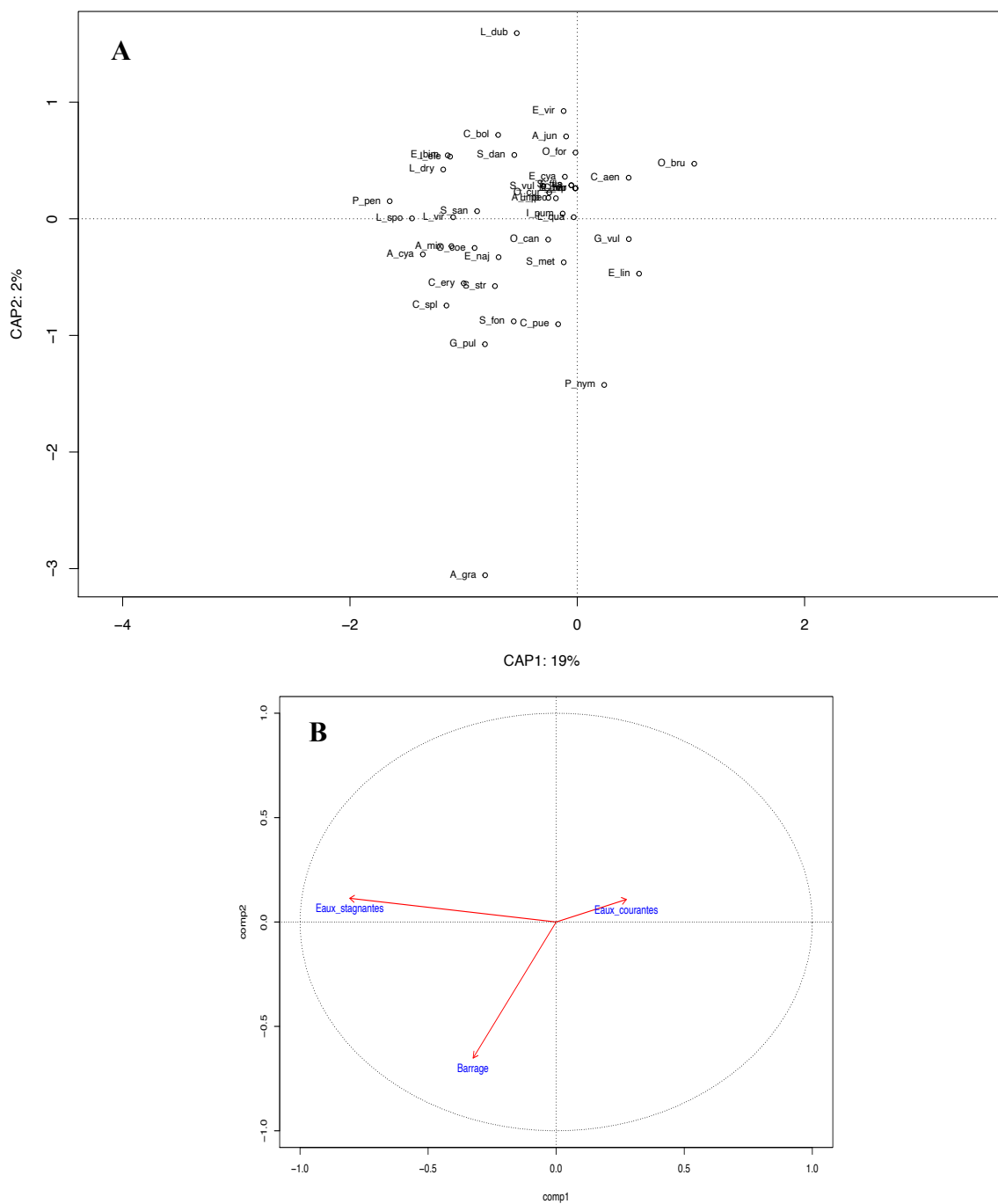


Figure 38. (a) Positionnement des espèces dans le plan factoriel formé par les deux axes de l'analyse des coordonnées principales sous contrainte. Les deux axes expliquent 21% de la distribution des espèces dans le plan. Test d'anova: Modèle < 0,001 ; Axe1 < 0,001 ; Axe 2 = 0,492 ; Variable « Barrage » = 0,152 ; Variable « Eaux stagnantes » < 0,001 ; Variable « Eaux courantes » = 0,590 **(b)** Cercle des corrélations des variables avec les deux premiers axes. R : 3 km.

Le premier et deuxième axe de la CAP (figure 37) semblent expliquer 16 % de la variance totale pour le modèle choisi ($p < 0,001$). Le modèle montre que les espèces *L. dubia*, *A. imperator*, *L. pectoralis*, *I. pumilio*, *S. metallica*, *S. danae*, *S. sanguineum*, *S. fonscolombii*, *G. pulchellus*, *O. coerulescens*, *A. grandis* et *E. najas* sont influencées par la présence d'un barrage ($p < 0,1$).

De l'autre côté, les espèces *C. erythraea*, *E. bimaculata*, *L. dryas*, *C. splendens* et *P. pennipes* semblent augmenter sur les sites présentant des plus grandes surfaces d'eaux stagnantes ($p < 0,001$). La présence d'eaux courantes semble, elle, plutôt favoriser la présence de *C. aenea*, *P. nymphula*, *O. forcipatus* et *A. juncea* ($p < 0,001$). En étudiant de plus près le cercle de corrélation associé aux variables environnementales, nous nous apercevons que les variables « Barrage » et « Eaux stagnantes » semblent clairement corrélées. De ce fait, il était intéressant de faire l'analyse seulement avec les stations présentant une petite surface en eaux stagnantes ($\log(\text{Surface Eaux stagnantes}) < 9$) (figures 40 et 41). De plus, ces deux variables semblent indépendantes de la variable « Eaux courantes ». Le diagramme de Venn (figure 39a) montre que la présence d'un barrage ne semble qu'expliquer 2% de la variation au sein de la composition spécifique des différents sites. Ces valeurs grimpent à 4% pour les eaux courantes et à 9% pour les eaux stagnantes.

Au niveau de l'analyse du jeu de données issu du rayon de prospection de 3km, seulement le premier axe de la CAP (figure 38) semble expliquer 19% de la variance totale pour le modèle choisi ($p < 0,001$). Ainsi, les variables « Barrage » et « Eaux courantes » ne semblent pas avoir d'effet sur la variation dans la composition spécifique des sites ($p = 0,152$ et $0,590$). En revanche, la variable « Eaux stagnantes », semble influencer la présence de *P. pennipes*, *L. sponza*, *L. viridis*, *S. sanguineum*, *I. pumilio*, *L. quadrimaculata* ($p < 0,001$). Le diagramme de Venn (figure 39b) montre clairement que c'est la variable « Eaux stagnantes » qui expliquent 16% de la variation au sein de la composition au niveau des sites.

Si nous regardons maintenant en détail l'analyse sans les stations possédant des surfaces d'eaux stagnantes importantes (pour le rayon 1km ; figure 40), nous pouvons voir que ce modèle « réduit » semble aussi expliquer la variation au sein des communautés des différents sites ($p < 0,001$) et que les deux axes ($p < 0,001$) expliquent 24% de la variation. La variable « barrage » semble aussi contribuer à la variation au niveau des communautés mais seulement de l'ordre de 3% ($p < 0,005$). En effet, il semble que cette variable explique la présence des espèces déjà mentionnées telles *I. pumilio*, *L. dubia*, *A. imperator*, *E. bimaculata*, *S. fonscolombii*, *S. sanguineum*, *C. splendens*, *L. viridis*. Les eaux stagnantes semblent quant à elles être bénéfiques à *L. pectoralis*, *E. najas*, *A. grandis*, *C. erythraea*, *L. dryas* et *P. pennipes* ($p < 0,001$). Ainsi, le modèle montre aussi que *P. nymphula* et *S. danae* semblent surtout présents sur des sites avec

la présence importante d'eaux courantes ($p < 0,001$). En plus, il paraît que ce soit ces deux dernières variables environnementales, qui expliquent le plus la variation au sein de la composition en espèces des différentes stations, à savoir 11% pour la variable « Eaux stagnantes » et 10% pour la variable « Eaux courantes » (figure 39c).

Pour le rayon 3km (figure 41), le modèle sans les eaux stagnantes importantes semble aussi significatif ($p < 0,001$). Néanmoins, seulement un axe semble expliquer cette distribution ($p < 0,001$) et la variable « Barrage » ne semble pas avoir d'effet significatif ($p = 0,108$). En revanche, la variable « Eaux stagnantes », explique la présence des espèces *L. quadrimaculata*, *I. pumilio*, *L. dubia*, *C. splendens* et *C. boltonii* ($p < 0,001$). En effet selon ce modèle, cette variable est à l'origine de 14% de la variation dans la composition spécifique des espèces qu'on retrouve au niveau des différents sites. La variable « Eaux courantes » semble aussi expliquer 4% de la variation ($p < 0,05$) et plus précisément pour les espèces *L. lindenii* et *P. nymphula*.

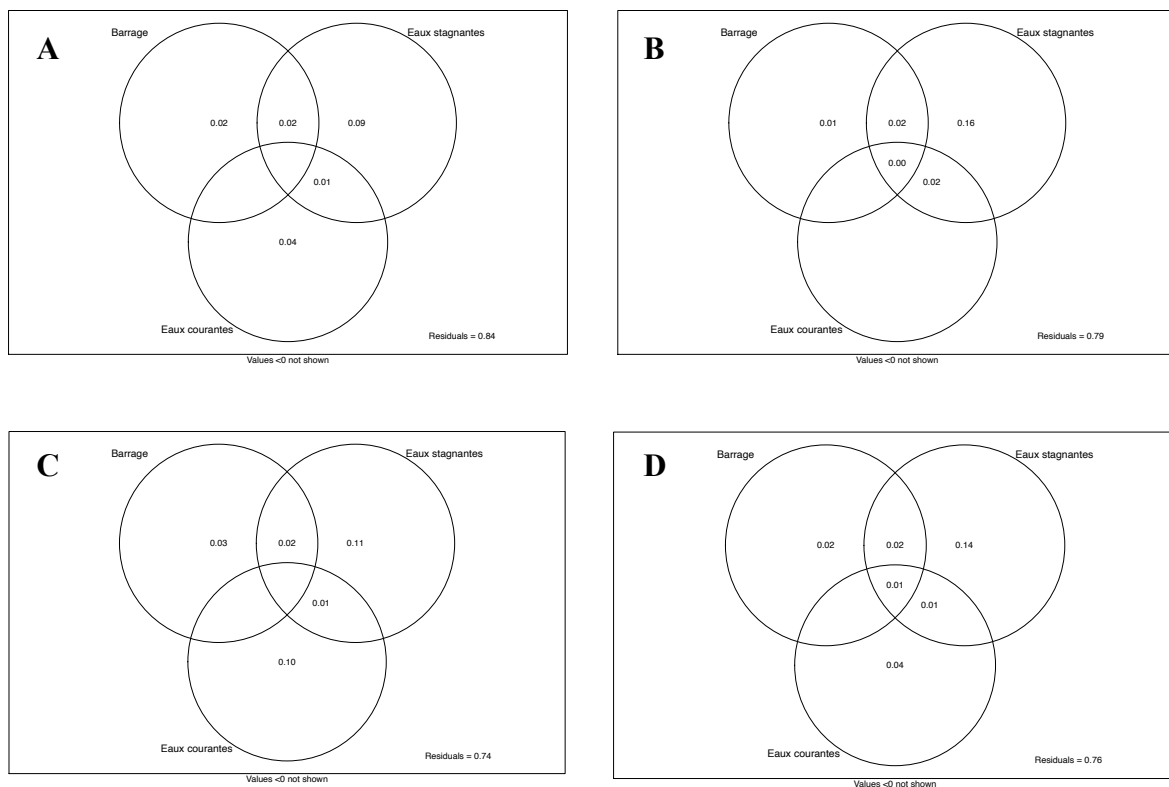


Figure 39. Diagrammes de Venn montrant la contribution de chaque variable à la distribution des espèces dans le plan factoriel. (a) R : 1km ; (b) R : 3km ; Sans les stations avec une grande surface d'eaux stagnantes : (c) R : 1km ; (d) 3 km.

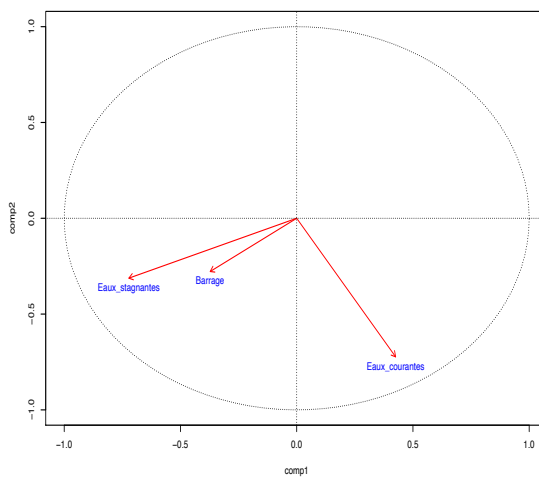
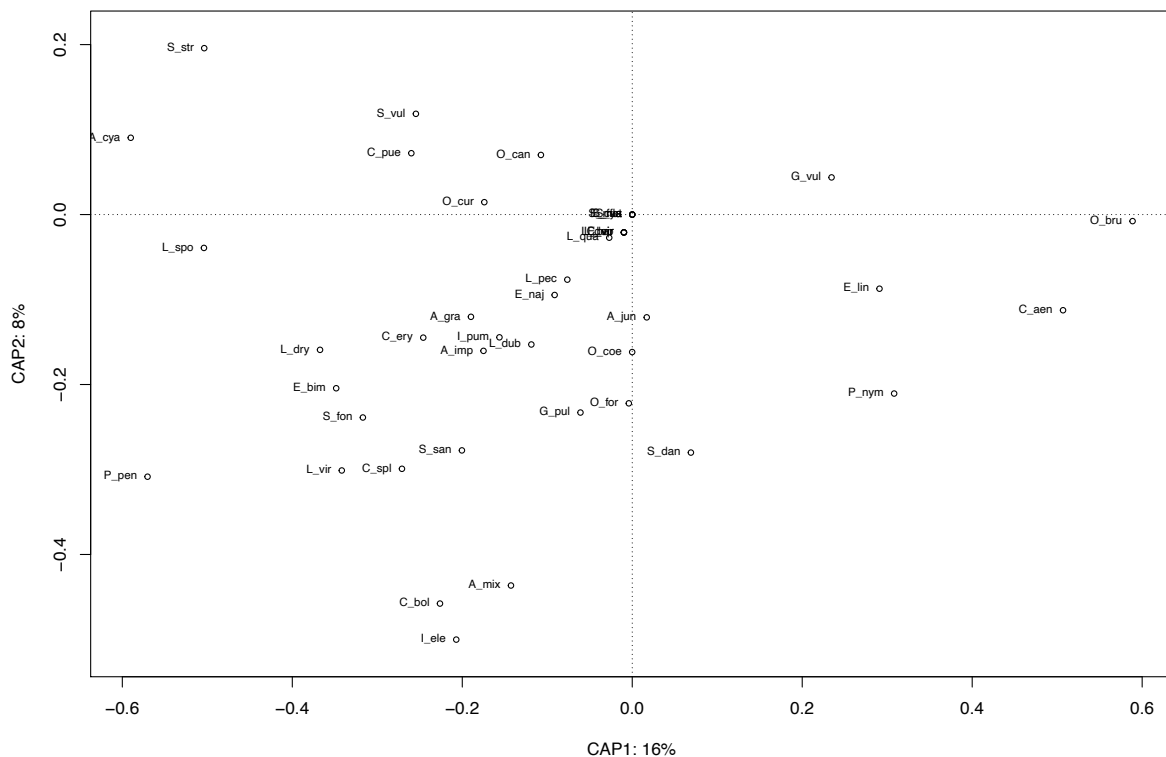


Figure 40. (a) Positionnement des espèces dans le plan factoriel formé par les deux axes de l'analyse des coordonnées principales sous contraintes en ne prenant en compte que les stations avec des surfaces d'eaux stagnantes relativement petites. Les deux axes expliquent 24% de la distribution des espèces dans le plan. Test d'anova : Modèle < 0,001 ; Axe1 < 0,001 ; Axe 2 < 0,001 ; Variable « Barrage » < 0,05. ; Variable « Eaux stagnantes » < 0,001 ; Variable « Eaux courantes » < 0,001 **(b)** Cercle des corrélations des variables avec les deux premiers axes. R : 1 km.

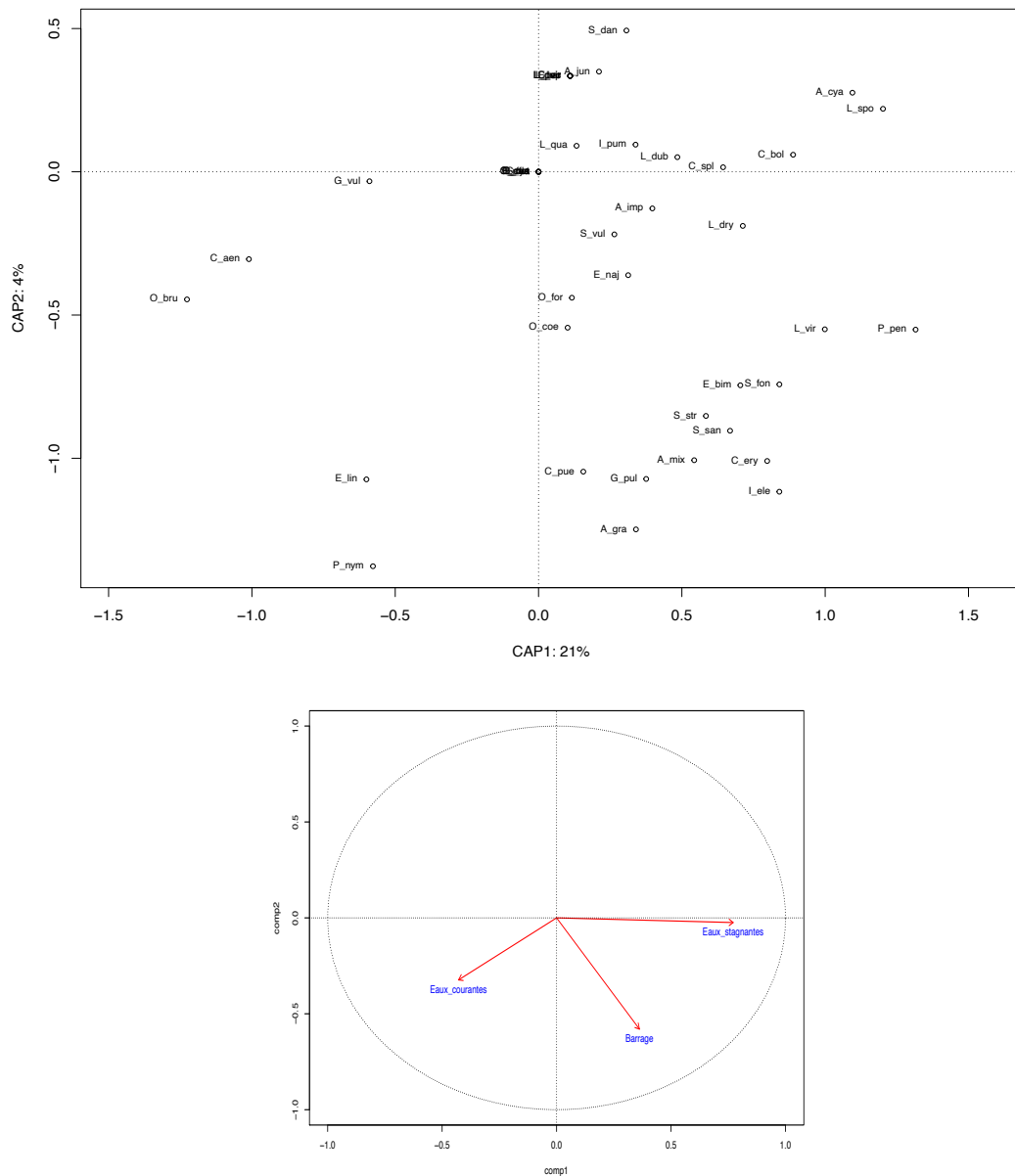


Figure 41. (a) Positionnement des espèces dans le plan factoriel formé par les deux axes de l'analyse des coordonnées principales sous contraintes en ne prenant en compte que les stations avec des surfaces d'eaux stagnantes relativement petites. Les deux axes expliquent 24% de la distribution des espèces dans le plan. Test d'anova : Modèle < 0,001 ; Axe1 < 0,001 ; Axe 2 = 0,301. ; Variable « Barrage » = 0,108 ; Variable « Eaux stagnantes » < 0,001 ; Variable « Eaux courantes » < 0,05. **(b)** Cercle des corrélations des variables avec les deux premiers axes. R : 3 km.

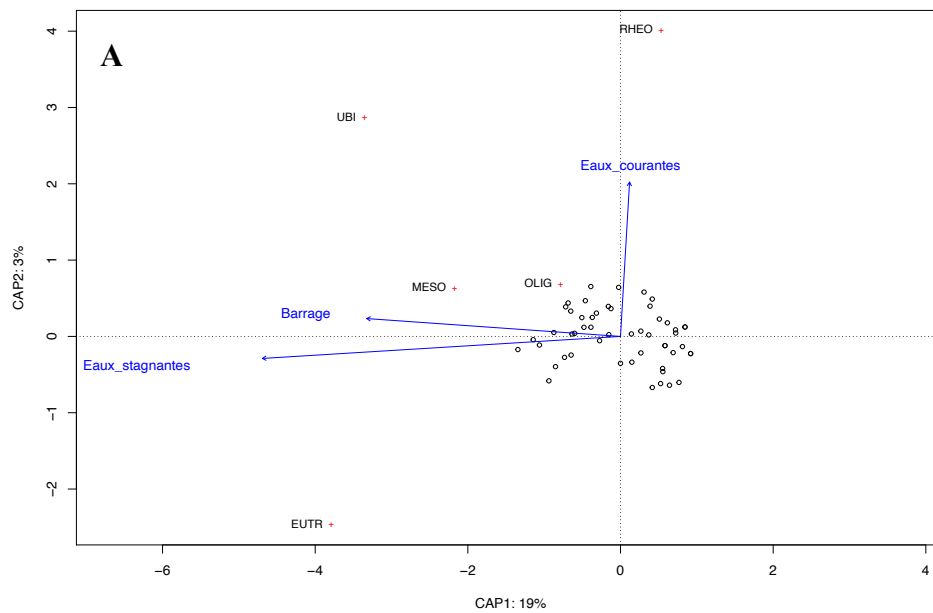


Figure 42. Positionnement des groupement d'espèces selon le milieu dans le plan factoriel formé par les deux axes de l'analyse des coordonnées principales sous contraintes. Les deux axes expliquent 21% de la distribution. Test d'anova : Modèle < 0,001 ; Axe1 < 0,001 ; Axe 2 = 0,148 ; Variable « Barrage » < 0,1 ; Variable « Eaux stagnantes » < 0,01 ; Variable « Eaux courantes » < 0,1. R : 1 km. (EUTR= eutrophe ; MESO= mésotrophe ; OLIG= oligotrophe ; RHEO= rhéophile ; UBI= ubiquiste).

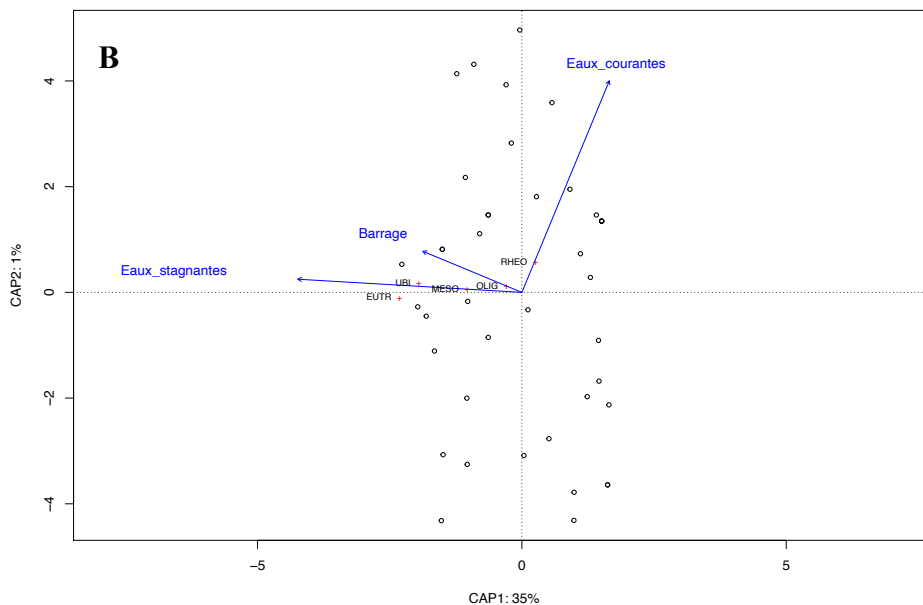


Figure 43. Positionnement des groupement d'espèces selon le milieu dans le plan factoriel formé par les deux axes de l'analyse des coordonnées principales sous contraintes. Les deux axes expliquent 36% de la distribution. Test d'anova : Modèle < 0,001 ; Axe1 < 0,001 ; Axe 2 = 0,800 ; Variable « Barrage » = 0,402 ; Variable « Eaux stagnantes » < 0,001 ; Variable « Eaux courantes » = 0,414 R : 3 km. (EUTR= eutrophe ; MESO= mésotrophe ; OLIG= oligotrophe ; RHEO= rhéophile ; UBI= ubiquiste).

L'analyse a aussi été menée avec les différents groupements écologiques. En revanche, peu de résultats informatifs ont pu en être retirés à part pour le groupement selon le type d'habitat préféré des différentes espèces (figure 42 et 43). Ainsi, nous pouvons clairement observer que les espèces rhéophiles sont plus influencées par la variable « Eaux courantes » ($p < 0,1$). En revanche, pour les variables « Eaux stagnantes » et « Barrage » qui semblent encore corrélées, il est difficile de distinguer les espèces selon le niveau trophique de prédilection des différentes espèces.

4. Discussion

4.1. Le grand retour du castor en Wallonie

Depuis la réintroduction de 100 individus (Manet et Van den Bergh, 2003), peu semble pouvoir arrêter l'expansion du castor sur le territoire wallon. En effet, cette expansion a tellement été rapide qu'un suivi extensif de l'établissement des barrages n'a pas pu être mené au cours des dernières années. Mon travail a ainsi consisté en partie à essayer de réaliser ce suivi en utilisant les observations historiques autour des barrages pour reconstituer leur date de création. Pour cela, j'ai dû d'abord estimer la valeur du rayon de prospection, c'est-à-dire la distance maximale autour d'un barrage donné pour que les observations de castor soient associées à ce barrage. On peut en effet interpréter un nombre relativement important de telles observations comme le signe de l'établissement du castor, même si le barrage n'a pas encore été détecté comme tel.

Ainsi, les différentes cartes montrent bien qu'utiliser un rayon de prospection trop petit, en l'occurrence ici 100 m, semble trop restrictif pour une espèce aussi mobile que le castor. En effet, cette analyse n'apporte pas beaucoup plus d'informations que la prise en compte des données du barrage lui-même, et il semble nécessaire d'explorer des observations beaucoup plus éloignées du lieu du barrage. Ainsi, l'utilisation de 1 à 3 km, correspondant à la taille moyenne du domaine vital du castor en Belgique (Barvaux et al., 2015), semble une bonne estimation afin de retracer correctement l'année où les barrages ont été construits. La distance réelle de déplacement du castor dans une zone donnée varie probablement autour de cette taille moyenne en fonction de la configuration de la rivière et de la disponibilité des ressources, en particulier le nombre d'arbres disponibles sur le site. En effet, celui-ci contraint le castor à se déplacer plus ou moins loin afin d'avoir accès à la matière première nécessaire à la création du barrage.

Ainsi, selon la valeur du rayon de prospection utilisée, les dates d'établissement de chaque barrage changent : Plus le rayon devient grand, plus les dates deviennent anciennes. D'après les cartes des rayons de 1 et 3 km, nous pouvons observer que les dates illustrent bien le pattern de recolonisation attendu à partir des sites de réintroduction et de déplacements naturels depuis l'Allemagne. Il est donc tout à fait raisonnable de considérer que les dates reconstituées pour l'établissement des barrages soient assez proches de la réalité.

Selon moi, cette partie de mon étude sur le castor apporte clairement plus à la connaissance qu'on a aujourd'hui de l'état des barrages en Wallonie. Je pense même que l'utilisation de

données d'observations autour d'un barrage pour estimer l'âge de celui-ci, n'a encore jamais été utilisé ici en Belgique alors que les résultats montrent clairement que cette approche pourrait être intéressante. Elle pourrait en effet être d'intérêt pour des études qui nécessitent de connaître l'âge approximatif du barrage et pourrait même être affinée en intégrant du travail sur le terrain. De plus, cette approche, permettrait d'avoir une vue plus globale sur l'ensemble des barrages puisqu'elle permet d'épargner du temps par rapport à une méthode nécessitant la visite de chaque barrage.

Néanmoins, il est important de rester critique par rapport à cela et de garder à l'esprit qu'on ne peut pas affirmer avec certitude que les dates attribuées à chaque barrage soient bien celles où celui-ci a réellement été créé.

4.2. La réponse des libellules face à l'apparition des barrages

4.2.1. Richesse totale sur les sites avec barrage

L'objectif principal de ce travail était de voir si depuis la réintroduction du castor, on pouvait voir un changement au niveau des populations de libellules en réponse aux changements environnementaux induits par l'établissement du castor et de ses barrages en Wallonie. A cause des variations difficilement quantifiables dans l'effort d'échantillonnage des observations de libellules, la seule réponse qui a pu être recherchée était malheureusement une réponse globale au niveau de la communauté des libellules présentes sur chaque site : sa composition et sa richesse spécifique.

Pour ce qui est de la richesse, si on distingue entre la P0 et la P1, à savoir la période avant et après l'établissement du barrage, on ne peut pas conclure qu'on trouve plus d'espèces sur les sites pendant la P1 par rapport à la P0. Néanmoins, en fractionnant la P1 dans les différentes classes de barrages, on peut voir une tendance positive entre la richesse totale et la classe des barrages. En d'autres mots, il semble que plus le barrage crée une retenue d'eau plus grande, plus on trouve de différentes espèces sur le site. Ceci est tout à fait possible puisque plus un étang est grand, plus des conditions et d'habitats propices peuvent être retrouvés pour différentes espèces de libellules à cause de la plus grande hétérogénéité des conditions micro-environnementales. Ceci a notamment déjà été constaté chez les odonates par d'autres auteurs (Oertli et al., 2002 ; Kadoya et al., 2004) mais aussi pour d'autres organismes tel que les poissons (Kodric-Brown et al., 1993) ou les crustacés (Fryer, 1985). Ainsi, il semble que c'est

surtout la classe de barrage 1, en d'autres mots, un barrage où la retenue en eau est très peu visible, qui tire vers le bas la richesse en P1, et ceci peut avoir deux origines : (1) Il se peut que finalement il n'y avait pas de barrage sur ce site. Ceci est assez probable, puisqu'en effet, pas tous les castors construisent toujours un barrage. Ainsi, en Bavière par exemple seulement 19% des populations de castors ont construit un barrage (Zahner, 2001) ; (2) le barrage est petit et n'a pas suffisamment d'influence sur l'environnement (voir figure 44). Et ce constat peut avoir un impact important sur la suite des analyses puisque 50% des sites étudiés possédaient un barrage de la classe 1 et ceci pour les deux rayons.

Concernant les autres variables environnementales, ce sont surtout les eaux stagnantes présentes sur les sites qui semblent apporter des résultats intéressants, à savoir une corrélation positive entre la richesse totale et la surface en eau stagnante. Mais cette observation ne semble plus présente si on prend en compte la période 1. En effet, il semble que la corrélation se soit rompue alors qu'on considère pour les deux périodes les mêmes surfaces. Est-ce que ceci est le résultat de l'influence du castor ? En effet, en regardant la richesse à chaque point, on s'aperçoit que plusieurs points qui pendant la P0 ne possédaient pas une grande richesse, montrent soudainement une richesse plus abondante pour la P1.

Les rivières et ruisseaux ne semblent pas quant à eux avoir une influence sur le nombre d'espèces présentes sur un site ou au moins leur augmentation ne semble pas avoir des effets sur la richesse.



Figure 44. Exemple d'un barrage très petit avec peu d'impact sur l'environnement et un autre ayant un grand impact en créant une grande retenue et différents habitats propices à de nombreuses espèces. Photographies prises sur la Semois © Contrat de Rivière Semois-Chiers.

4.2.2. Changement de la communauté des libellules

L'utilisation de l'analyse en coordonnées principales avait comme but de rechercher une éventuelle opposition nette entre les stations à la période avant et après l'apparition du barrage. Mais cette opposition ne semble pas présente. En effet, on trouve plutôt un mélange de points sur le plan factoriel appartenant aux deux périodes. Néanmoins, on voit que seulement quelques sites possèdent la grande majorité des espèces. En intégrant la classe des barrages dans la PCoA, on voit clairement que ce sont surtout les classes 2 et 3 qui pèsent le plus sur la distribution des espèces sur le plan et qui ont aussi le plus d'espèces. On a encore quelques cas où la classe 0 (les stations à P0) possèdent des valeurs de richesse assez grandes mais ce qui est plus intéressant à remarquer c'est que les stations avec des barrages de classe 1 semblent toujours proches de celles avec des barrages de classes 0, à savoir loin de l'emplacement des espèces sur le plan factoriel. Ainsi, ceci confirme une nouvelle fois le fait que ces derniers sites peuvent avoir eu une influence négative sur l'analyse.

En revanche, le fait qu'on trouve toujours beaucoup d'espèces sur des sites sans barrage peut être soit expliqué par l'effort d'échantillonnage soit tout simplement par un effet intrinsèque au site lui-même. En effet, chaque station considérée ne se différencie pas seulement au niveau des eaux présentes sur les sites ou la présence ou non d'un barrage. Il y a en effet beaucoup plus de variables environnementales qui ne sont pas prises en compte ici dans l'analyse et qui peuvent aussi jouer sur le fait qu'on trouve plus d'espèces ou d'espèces différentes sur un site par rapport à un autre. Ces autres variables peuvent par exemple être la végétation, le niveau trophique ou le pH de l'eau mais aussi la présence de prédateurs comme des poissons ou grenouilles (e.g. Schindler et al., 2003 ; Carchini et al., 2005).

Ce qui est aussi important à mentionner est le fait que pour les quelques stations où on trouve plus d'espèces à la P1 qu' à la P0, la valeur de turnover n'y est pas pour autant plus élevée. En effet, sur ces sites, il semble que le gain en espèces ne soit pas corrélé à la perte des espèces déjà présentes sur le site, ce qui aboutirait à une valeur de « turnover » élevée. Il semble ainsi qu'on soit ici face au constat aussi fait par Schloemer et al. (2014) qui ont noté que sur les sites avec barrages, à côté du fait qu'on trouvait plus d'espèces d'eaux stagnantes, on avait aussi des espèces auxquelles on ne s'attendait pas, en l'occurrence des espèces de milieux rhéophiles. Ceci vient du fait que le castor ne crée pas seulement des habitats propices à de nouvelles espèces mais garde aussi l'habitat nécessaire au développement des espèces présentes avant l'apparition du barrage. Ceci dépend bien sûr encore une fois aussi des caractéristiques des barrages.

Comme l'analyse de la PCoA ne nous donne pas une réelle distinction entre les périodes, il était aussi important d'avoir recours à la CAP, à savoir à une analyse qui essaye de quantifier la réelle implication des variables environnementales dans la variation observée au niveau de la communauté des libellules. En effet, contrairement à la CAP, la PCoA ne prenait pas en compte les valeurs des variables environnementales. En effet, elle n'illustre que la variation de la communauté qu'on trouvait au niveau des différentes stations.

Ainsi, grâce à la CAP, il y a deux constats majeurs qui peuvent être faits. Le premier est celui que la variable « Barrage » et la variable « Eaux stagnantes » semblent fortement corrélées. En effet, surtout pour le rayon de prospection de 1 km où la variable « Barrage » est significative, on peut voir que la variation trouvée au sein de la communauté de libellules sur les différents sites va dans le même sens que celle de la variable « Eaux stagnantes » et qu'on peut donc considérer que l'influence que le barrage possède sur les libellules soit semblable à celle des eaux stagnantes. Même après avoir essayé d'éviter cette corrélation en enlevant les stations où on avait une grande présence d'eau stagnante, il semble que cette corrélation persiste. Nous pouvons expliquer ceci de la façon suivante : un barrage créant une grande retenue est souvent sur un site où il y avait au préalable déjà une grande surface en eau stagnante. En effet, sur les stations étudiées, le castor semble avoir préféré construire son barrage proche d'un site où il y a déjà la présence d'eau stagnante. En analysant de plus proche la biologie du castor, ceci devient très vite compréhensible : le castor est un animal très peu mobile sur terre contrairement à l'eau (et surtout dans des eaux à faible courant) où il est très agile. En conséquence, un castor qui est à la recherche d'un site favorable pour s'établir choisira préférentiellement un site où il y a déjà une mare, un étang ou un lac. De plus, ceci lui permet de déplacer beaucoup plus facilement le bois nécessaire à la création d'un barrage en le faisant flotter sur l'eau. Ainsi, si un castor s'établit sur un ruisseau où il n'y a pas la présence d'un plan d'eau, il est beaucoup plus vulnérable aux prédateurs et a beaucoup plus de difficulté à construire un barrage efficace. Ainsi, utiliser une eau stagnante comme point de départ semble efficace et lui permet de déplacer le bois vers la source de ce plan d'eau et d'y créer un barrage en amont de cette retenue. Ceci va créer un plan d'eau en amont de l'eau stagnante déjà présente et le processus s'enchaînera de cette façon (Pollock et al., 2015).

Ceci pourrait notamment expliquer la proximité des barrages entre eux en Wallonie et aussi la présence d'un grand nombre de ceux-ci.

Le deuxième constat important est celui que c'est la surface en eau stagnante qui semble influencer le plus la composition de la communauté de libellules (entre 9 à 16% de la variation

dépendant de l'analyse). Même si cette variation n'est pas très grande, elle est toujours plus grande que celle expliquée par le barrage.



Figure 45. Photographie d'un Sympétrum mâle à nervure rouges (*Sympetrum fonscolombii*) © Filipe Dias.

Si nous considérons le peu d'influence que le barrage a sur la variation de la communauté des libellules, il semble que c'est surtout les espèces des milieux eutrophes, oligotrophes et ubiquistes qui semblent bénéficier de la présence d'un barrage. Ceci montre bien qu'un barrage crée une retenue d'eau où la matière organique s'accumule, rendant ainsi l'eau eutrophe (Rosell et al., 2005, Puttock et al., 2017). En revanche, à la sortie du barrage, on trouve déjà une eau moins pourvue en matière organique et ceci pourrait expliquer la présence d'espèces de milieux oligotrophes. De façon surprenante, le barrage semble aussi favoriser deux espèces de milieux rhéophiles (*Orthetrum coerulescens* et *Calopteryx splendens*) qui ont aussi la particularité d'apprécier les sites bien ensoleillés et à courant faible. De plus, cette dernière a souvent été aperçue en Wallonie au-dessus de milieux d'eau stagnante tels des mares ou même des étangs de pêche (Goffart et al., 2006). Comme Schloemer et al. (2014) l'avaient déjà remarqué, les barrages créent une hétérogénéité des milieux, chacun propice à des espèces et groupes écologiques différents. Il y a aussi une influence importante sur trois espèces considérées comme pionnières (*Ischnura pumilio*, *Anax imperator* et *Sympetrum fonscolombii*). En effet, ces trois espèces ont très clairement la capacité à coloniser des mares ou étangs peu profonds récemment créés et qui peuvent même s'assécher en été (Goffart et al., 2006). L'observation de

telles espèces est souvent une indication d'un nouveau plan d'eau sur un site. Ainsi, globalement, les espèces influencées par les barrages semblent apprécier des courants absents ou faibles, avec un ensoleillement assez important et par conséquent aussi une végétation (herbacée, roseaux ou aquatique) assez présente. Ainsi, il ne semble pas que le régime alimentaire du castor influence les espèces qu'on trouve sur le site et qui nécessitent une végétation abondante au bord du cours d'eau.

Les eaux stagnantes sur les différents sites semblent elles, avoir une influence surtout sur des espèces de milieux eutrophes et mésotrophes. Contrairement au barrage, seulement une espèce ubiquiste (*Platycnemis pennipes*) est influencée par la présence d'eau stagnante. Il est aussi important à indiquer que la grande majorité des espèces préfèrent la présence importante de végétation à tous les niveaux. Il semble aussi qu'on trouve surtout des espèces ayant une préférence pour des courants faibles ainsi que pour un ensoleillement intense et que seulement une des trois espèces pionnières influencées par le barrage, l'est aussi par des eaux stagnantes, en l'occurrence *Ischnura pumilio*.

La variable « Eaux courantes » quant à elle ne semble pas avoir d'impact sur la présence d'espèces de milieux eutrophes sur un site. En effet, on peut surtout observer une influence sur des espèces de milieux ubiquistes, oligotrophes, mésotrophes ainsi que rhéophiles à courant fort (*Onychogomphus forcipatus*). Les espèces influencées semblent aussi préférer des habitats avec une végétation abondante. De plus, on trouve l'influence sur une espèce pionnière en l'occurrence *Erythromma lindenii*, qui se trouve souvent au niveau de bras morts ou plans d'eaux créés récemment.

Ainsi, nous pouvons voir que même si la variation au sein des communautés sur les différents sites ne peut qu'être très peu expliquée par la variable « Barrage », nous avons quelques espèces comme exemple allant dans le sens de nos hypothèses. Néanmoins, il faut garder à l'esprit que comme nos résultats ne sont pas toujours significatifs, que les réponses des libellules, peuvent aussi être dues au hasard.

Globalement, la création d'un nouveau plan d'eau semble surtout bénéfique aux espèces de milieux eutrophes ou ubiquistes et notamment aussi aux pionnières. Mais en plus, le barrage ne semble pas pour autant éliminer des espèces de milieux rhéophiles qui ne peuvent pas pleinement profiter de ce plan d'eau. En effet, elles semblent profiter du cours d'eau qui devient plus limpide et dans lequel se trouvent par la suite plus de sédiments où les libellules peuvent pondre les œufs. Ceci montre donc bien l'importance de la diversité d'habitats créée par le castor. Néanmoins, il reste difficile de séparer avec certitude l'impact d'un barrage de castor de

la présence préalable d'eaux stagnantes, étant donné que celles-ci sont souvent présentes à proximité d'un barrage. En plus, ce dernier explique dans toutes les analyses toujours plus la variation trouvée au niveau des communautés.



Figure 46. Photographies de trois espèces différentes qui nécessitent un type de végétation différent : (a) *Aeshna grandis* qui préfère une végétation rivulaire bien présente ; (b) *Sympetrum flaveolum* qui se trouve surtout sur des sites avec une ceinture de roseaux bien développée ; (c) *Coenagrion puella* qui nécessite surtout une végétation aquatique abondante pour y pondre ses œufs comme sur la photographie (c) Filipe Dias.



Figure 27. Photographie d'une Aeschna printanière (*Brachytron pratense*), espèce qu'on pourrait s'attendre à trouver au niveau d'un barrage © Filipe Dias.

Malheureusement, ce mémoire n'a pas totalement permis de répondre aux hypothèses de départ. En effet, nos résultats ne peuvent pas clairement mettre en évidence une réponse claire des libellules à la présence d'un barrage.

Aujourd'hui la question reste ouverte ; il se peut que les barrages n'ont pas encore eu un impact suffisant sur l'environnement pour réellement affecter les populations des libellules à un niveau mesurable. De plus, il est important de rappeler que les libellules (surtout les femelles) ont tendance à rester proches de l'habitat où elles sont nées, puisque si elles y ont pu se développer, alors leur descendance le pourra aussi. Par conséquent, les libellules ne se dispersent pas tout de suite sur un autre site favorable, notamment ceux créés par les barrages, si elles sont déjà sur un site adéquat. Un effet retard est donc probable.

McCauley (2006) a aussi mis en avant l'importance de la distance d'un nouveau plan d'eau (ici l'étude se portait sur des plans artificiels) à un habitat colonisé par des libellules. En effet, plus ce nouveau plan d'eau était isolé d'un habitat de libellules, plus le recrutement de nouvelles espèces était limité, ce qui finalement aboutit à une communauté moins riche en espèces. On pourrait donc s'attendre à un même phénomène pour un nouveau plan d'eau créé par un castor.

De plus, il est important de se rappeler que les insectes sont en déclin dans le monde (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019) et que les odonates n'échappent pas à cette tendance (Goffart et al., 2006). Ce déclin dans certaines régions provoque aussi un déclin des observations liées qui pourrait annuler un potentiel effet positif de la présence du castor

4.3. Utilisation des bases de données et perspectives futures

Il est important de mettre en avant les données utilisées dans le cadre de ce mémoire et ceci surtout pour les données d'observations de libellules. En effet, on peut se poser la question de savoir si ces résultats insuffisants ne proviennent pas de la méthodologie utilisée ? C'est sûr qu'une des variables importantes à prendre en compte dans l'utilisation de bases de données d'observations est très clairement l'effort d'échantillonnage. Celui-ci ne doit pas spécialement être constant ou identique, mais il doit être suffisamment bien quantifié afin de pouvoir en tenir compte pour corriger les données d'abondance et de présence. Effectivement, ceci permettrait d'améliorer la qualité des observations de libellules et finalement de l'analyse de la communauté des libellules sur un site. Bried et al. (2012) se sont plus amplement penché sur la question de connaître l'effort d'échantillonnage nécessaire afin d'avoir un échantillon représentative des espèces de libellules qu'on pourrait rencontrer sur un site. Et ils ont conclu que deux visites chacune de 20 à 40 minutes par semaine devrait permettre d'atteindre cet objectif.

Il est aussi important de mentionner que la méthode utilisée afin de montrer qu'un barrage de castor crée un habitat propice pour un plus grand nombre d'espèces de libellules par rapport à un site non-impacté par un barrage, doit aussi être bien réfléchi. En effet, comparer les populations de libellules sur des sites avec la présence d'un barrage par rapport à des populations sur des sites sans la présence d'un barrage semble la plus logique. Cette méthode a notamment été utilisée par Schloemer et al., (2014) et montre clairement une différence significative entre les populations. Mais une telle méthode est sujette au risque que les différences observées soient dues à des effets confondants, c'est-à-dire à tout autre facteur qui diffère entre les sites avec et les sites sans barrage. En particulier, un biais potentiel peut provenir simplement du fait que le choix des sites d'étude s'est porté sur les caractéristiques des barrages. En d'autres mots, on choisit des barrages ayant clairement eu un grand impact sur l'environnement et aussi sur les libellules. Mais comme on l'a vu, tous les barrages ne créent pas des retenues d'eau importantes au point de créer un véritable étang sur le site, non-présent

auparavant. Ainsi, il est important de ne pas tomber dans le piège d'utiliser une méthodologie qui « force » l'analyse vers des résultats qui confirmeraient nos hypothèses.

Aussi, on compare souvent un site barrage avec un site non-barrage mais seulement sur une année. Or, il est important de comparer le site avant et après l'apparition du changement afin de détecter si oui ou non il y a eu une modification qui puisse prendre son origine au niveau de ce changement. Et c'est à ce niveau que mon travail se distingue des autres jusqu'à aujourd'hui réalisés. En effet, la méthode utilisée, à savoir l'utilisation d'observations de libellules issues des périodes avant et après le changement apporté par le castor, n'a selon ma connaissance, jamais été réalisée. Ces méthodes servent notamment beaucoup dans le cadre de l'évaluation des travaux de restauration et s'apparentent aux méthodes BACI (*Before After Control Impact*) (Smith, 1993).

Néanmoins, il me semble qu'utiliser des bases de données pour des études de comparaison de populations avant et après est très compliqué. Le problème majeur vient du fait qu'utiliser ces données souvent sans effort d'échantillonnage rigoureux ne permet pas de tirer des conclusions à partir des observations sans rentrer dans des interprétations potentiellement fausses. Mais construire des bases de données solides et bien complètes avec un effort d'échantillonnage reste aussi impossible à mettre en œuvre. Néanmoins, ces bases de données restent d'une importance cruciale dans la création d'atlas ou dans des études portant sur le déclin ou l'expansion des certaines espèces.

Selon moi c'est même une méthode combinant l'utilisation de bases de données historiques où on connaît approximativement l'effort d'échantillonnage à des inventaires (réalisés par soi-même) faits sous ce même effort d'échantillonnage et sur les mêmes sites, qui me semble un bon compromis et qui a déjà été utilisé plusieurs fois (Ball-Damerow et al., 2014 ; Vray et al., 2019).

5. Conclusion

Ce mémoire n'a malheureusement pas pu mettre en évidence une réponse claire et nette des populations de libellules à l'apparition de barrages dans le territoire wallon. Néanmoins, je ne pense pas que ce résultat soit issu du fait que les barrages n'ont pas d'effet sur les libellules mais plutôt issu des limites des données et de la méthodologie utilisée.

Néanmoins, il faut garder à l'esprit que la présence d'un castor ou même d'un barrage sur un site n'équivaut pas dans tous les cas à une augmentation du nombre d'espèces de libellules ou de l'abondance d'une espèce spécifique. Le barrage doit très clairement, avoir des caractéristiques particulières et surtout avoir un effet assez important sur l'environnement (grande retenue d'eau, végétation abondante, substrats abondants, ensoleillement, etc.). Dans ce cas, pas seulement les libellules pourront profiter de la présence de ce rongeur mais aussi beaucoup d'autres espèces.

Ces 20 dernières années, le castor a réussi à conquérir une grande partie du territoire wallon et a changé drastiquement les cours d'eaux. Qu'on le veuille ou non, le castor est très clairement redevenu une partie intégrante de la biodiversité belge et je pense qu'il faut l'accepter et essayer de tirer le plus de profits possibles de ces bénéfices apportés à la biodiversité.

En effet, il a été clairement prouvé que le castor est très bénéfique par sa capacité de créer de l'hétérogénéité. Mais pour réellement pouvoir être bénéfique à un grand nombre d'organismes, il faut que les différents milieux naturels soient toujours présents en quantité et distribution correcte, ce qui n'est malheureusement plus trop le cas en Wallonie.

Ainsi, je pense que si on continue à créer des zones humides grâce aux divers projets Life et si on laisse faire le castor ce qu'il sait faire de mieux, à savoir créer des zones humides, on pourra peut-être, et je l'espère en tout cas, voir une diminution du déclin des libellules dans certaines régions de la Belgique.

6. Références

- Anderson, M. J., & Willis, T. J. (2003). Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology*, 84(2), 511-525.
- Arndt, E., Domdei, J. (2011). Influence of beaver ponds on the macroinvertebrate benthic community in Lowland Brooks. *Polish Journal of Ecology*, 59: 799-811.
- Ball-Damerow, J. E., M'Gonigle, L. K., & Resh, V. H. (2014). Changes in occurrence, richness, and biological traits of dragonflies and damselflies (Odonata) in California and Nevada over the past century. *Biodiversity and Conservation*, 23(8), 2107-2126.
- Barvaux, C., Manet, B., Liégeois, S. (2015). *Cohabiter avec le castor en Wallonie*. SPW Editions, 76p.
- Baselga, A., Orme, C. D. L. (2012). betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), 808-812.
- Bashinsky, I. V. (2008). The effect of beaver (*Castor fiber* Linnaeus, 1758) activity on amphibian reproduction. *Inland Water Biology*, 1: 326-331.
- Bashinsky, I.V. (2014). Impact assessment of European beaver reintroduction on amphibians of small rivers. *Russian Journal of Biological Invasions*, 5: 134-145.
- Batbold, J., Batsaikhan, N., Shar, S., *et al.* (2008). *Castor fiber*. In: *IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species*. [Http://www.iucnredlist.org/](http://www.iucnredlist.org/).
- Boecklen, W. J. (1997). Nestedness, biogeographic theory, and the design of nature reserves. *Oecologia*, 112(1), 123-142.
- Boudot, J.-P. et Kalkman, V.J. (2015). *Atlas of the Dragonflies and Damselflies of Europe*. KNNV, Utrecht.

Boudot, J-P., Grand, D., Wildermuth, H., Monnerat, C. (2017). Les Libellules de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Biotope, Mèze (*Collection Parthénope*), 2^e éd., 456pp.

Bried, J. T., Hager, B. J., Hunt, P. D., Fox, J. N., Jensen, H. J., & Vowels, K. M. (2012). Bias of reduced-effort community surveys for adult Odonata of lentic waters. *Insect Conservation and Diversity*, 5(3), 213-222.

Burchsted, D., Daniels, M.D. (2014). Classification of the alterations of beaver dams to headwater streams in northeastern Connecticut, U.S.A. *Geomorphology* 205:36–50.

Butler, D.R., Malanson, G.P. (1994). Beaver landforms. *Can. Geogr. Géographe Can.* 38: 76–79.

Cabard, P. (2009). Le Castor. Paris (*Delachaux et Niestlé, coll.«Les sentiers du naturaliste»*).

Carchini, G., Solimini, A. G., & Ruggiero, A. (2005). Habitat characteristics and odonate diversity in mountain ponds of central Italy. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(6), 573-581.

Ciechanowski, M., Kubic, W., Rynkiewicz, A., Zwolicki, A. (2011). Reintroduction of beavers *Castor fiber* may improve habitat quality for vespertilionid bats foraging in small river valleys. *Eur J Wildl Res*, 57: 737-747.

Clausnitzer, V., Kalkman, V. J., Ram, M., Collen, B., Baillie, J. E., Bedjanič, M., ... & Karube, H. (2009). Odonata enter the biodiversity crisis debate: the first global assessment of an insect group. *Biological Conservation*, 142(8), 1864-1869.

Collen, P., Gibson, R.J. (2001). The general ecology of beavers (*Castor* spp.), as related to their influence on stream ecosystems and riparian habitats, and the subsequent effects on fish – a review. *Rev. Fish Biol. Fish.* 10:439–461.

Corbet, P. S. (1999). Dragonflies: behavior and ecology of Odonata. *Harley Books, Martins*, 882.

Dalbeck, L., Fink, D., Landvogt, M. (2008). 25 Jahre Biber in der Eifel. Das Comeback eines Verfolgten. *Natur in NRW* 3: 30–34.

Dalbeck, L., Weinberg, K. (2009). Artificial ponds: a substitute for natural Beaver ponds in a Central European Highland (Eifel, Germany)?. *Hydrobiologia*, 630: 49-62.

Dewas, M., Herr, J., Schley, L., *et al.* (2011). Recovery and status of native and introduced beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* in France and neighboring countries. *Mammal Review*, 1-22.

Dufrêne, M., Baltus, H., Cors, R., *et al.* (2011). Bilan du monitoring des libellules dans les sites restaurés par le projet Life « Tourbières » sur le plateau de Saint-Hubert. *Les Naturalistes belges*, 92 : 37-54.

Durka, W., Babik, W. (2005). Mitochondrial phylogeography of the Eurasian beaver *C.fiber* L. *Molecular Ecology*. 14, 12.

Équipe de développement de QGIS. (2019). Système d'information géographique QGIS. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org> ».

Erickson, J., West, S. (2003). Association of bats with local structure and landscape features of forested stands in western Oregon and Washington. *Biol Conserv*, 109: 95-102.

Erome, G. (1982). Contribution à la connaissance éco-éthologique du castor (*Castor fiber*) dans la vallée du Rhône. (Thèse). Université Claude-Bernard Lyon.

Franco, A. M., Hill, J. K., Kitschke, C., Collingham, Y. C., Roy, D. B., Fox, R. D., ... & Thomas, C. D. (2006). Impacts of climate warming and habitat loss on extinctions at species' low-latitude range boundaries. *Global Change Biology*, 12(8), 1545-1553.

Fryer, G. (1985). Crustacean diversity in relation to the size of water bodies: some facts and problems. *Freshwater Biology*, 15(3), 347-361.

Fukui, D., Murakami, M., Nakano, S., Aoi, T. (2006). Effect of emergent aquatic insects on bat foraging in a riparian forest. *J Anim Ecol*, 75: 1252-1258.

Fustec J., Lodé T., Le Jacques D., Cormier J.P. (2001). Colonization, riparian selection and home range size in a reintroduced population of European beavers in the Loire. *Freshwater Biology*, 46: 1361-1371.

Gerlach, J., Samways, M., & Pryke, J. (2013). Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of insect conservation*, 17(4), 831-850.

Grasse, J.E. & Putnam, E.F. (1955). Beaver management and ecology in Wyoming. *Wyoming Game and Fish Communication Bulletin*, 6, Cheyenne.

Grewe, Y., Hof, C., Dehling, D.M., *et al.* (2012). Recent range shift of European dragonflies provide support for an inverse relationship between habitat predictability and dispersal. *Global Ecology and Biogeography*, 22: 403-409.

Goertzen, D., & Suhling, F. (2015). Central European cities maintain substantial dragonfly species richness—a chance for biodiversity conservation?. *Insect Conservation and Diversity*, 8(3), 238-246.

Goertzen, D., & Suhling, F. (2019). Urbanization versus other land use: Diverging effects on dragonfly communities in Germany. *Diversity and Distributions*, 25(1), 38-47.

Goffart, P., De Knijf, G., Anselin, A., *et al.* (2006). Les Libellules de Belgique. Repartition, tendances et habitats. Publication du Groupe de Travail Libellules Gomphus et du Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois.-Faune-Flore-Habitats, n°1, Gembloux, 398pp.

Goffart, P. (2010). Southern dragonflies expanding in Wallonia (south Belgium): a consequence of global warming? *BioRisk*, 5: 109-126.

Gurnell, A. M. (1998). The hydrogeomorphological effects of beaver dam-building activity. *Progress in Physical Geography*, 22(2), 167-189.

Hammerson, G.A., (1994). Beaver (*Castor canadensis*) – ecosystem alterations, management, and monitoring. *Nat. Areas J.* 14 (1), 44–57.

Harthun, M. (1999). Der Einfluss des Bibers (*Castor fiber albicus*) auf die Fauna (Odonata, Mollusca, Trichoptera, Ephemeroptera, Diptera) von Mittelgebirgsbächen in Hessen (Deutschland). *Limnologica*, 29: 449-464.

Hartman, G., Tornlov, S. (2006). Influence of watercourse depth and width on dambuilding behaviour by Eurasian beaver (*Castor fiber*). *J. Zool.* 268: 127–131.

Hassall, C. (2015). Odonata as candidate macroecological barometers for global climate change. *Freshwater Science*, 34(3), 1040-1049.

Hickling, R., Roy, D. B., Hill, J. K., Fox, R., & Thomas, C. D. (2006). The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global change biology*, 12(3), 450-455.

Hof, C., Brändle, M., Brandl, R. (2006). Lentic odonates have larger and more northern ranges than lotic species. *Journal of Biogeography*, 33: 63-70.

Hood, G.A., Bayley, S.E., 2008. Beaver (*Castor canadensis*) mitigate the effects of climate on the area of open water in boreal wetlands in western Canada. *Biol. Conserv.* 141: 556–567.

Huijser, M.P., Nolet, B.A. (1991). First observation of a beaver *Castor fiber* in Belgium since 1848. *Lutra*, 34: 43-44.

Ives, R.L. (1942). The beaver–meadow complex. *Journal of Geomorphology*, 5, 191–203.

Johnston, C. A., Pinay, G., Arens, C., & Naiman, R. J. (1995). Influence of soil properties on the biogeochemistry of a beaver meadow hydrosequence. *Soil Science Society of America Journal*, 59(6), 1789-1799.

Jones, C.G., Lawton, J.H., Shackak, M. (1994). Organism as ecosystem engineers. *Oikos*, 69: 373-386.

Kadoya, T., Suda, S. I., & Washitani, I. (2004). Dragonfly species richness on man-made ponds: effects of pond size and pond age on newly established assemblages. *Ecological Research*, 19(5), 461-467.

Kalkman, V.J., Boudot, J.-P., Bernard, R., *et al.* (2010). European Red List of Dragonflies. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Kalkman, V.J., Boudot, J.-P., Bernard, R., *et al.* (2018). Diversity and conservation of European dragonflies and damselflies (Odonata). *Hydrobiologia*, 811: 269-282.

Kemp, P. S., Worthington, T. A., Langford, T. E., Tree, A. R., & Gaywood, M. J. (2012). Qualitative and quantitative effects of reintroduced beavers on stream fish. *Fish and Fisheries*, 13(2), 158-181.

Kever, D., Schott, O., Goffart, P. (2014). Les odontates des Hautes-Fagnes : Effets positifs du récent projet Life de restauration des tourbières. *Les Naturalistes Belges*, 95 : 33-70.

Kodric-Brown, A., & Brown, J. H. (1993). Highly structured fish communities in Australian desert springs. *Ecology*, 74(6), 1847-1855.

Lavrov, L.S. & Orlov, V.N. (1973). Karyotypes and taxonomy of modern beavers (Castor, Castoridae, Mammalia). *Zoologische Zhurnal*, 52, 734–742.

Law, A., Jones, K. C., & Willby, N. J. (2014). Medium vs. short-term effects of herbivory by Eurasian beaver on aquatic vegetation. *Aquatic botany*, 116, 27-34.

Law, A., Gaywood, M.J., Jones, K.C., *et al.* (2017). Using ecosystem engineers as tools in habitat restoration and rewilding: beaver and wetlands. *Science of the Total Environment*, 605-606: 1021-1030.

Maes, D., Titeux, N., Hortal, J., Anselin, A., Decler, K., De Knijf, G., ... & Luoto, M. (2010). Predicted insect diversity declines under climate change in an already impoverished region. *Journal of Insect Conservation*, 14(5), 485-498.

- McCauley, S. J. (2006). The effects of dispersal and recruitment limitation on community structure of odonates in artificial ponds. *Ecography*, 29(4), 585-595.
- McKinstry, M.C., Caffrey, P., Anderson, S.H. (2001). The importance of beaver to wetland habitats and waterfowl in Wyoming. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 37:1571–1577.
- Nummi, P., & Pöysä, H. (1997). Population and community level responses in *Anas*-species to patch disturbance caused by an ecosystem engineer, the beaver. *Ecography*, 20(6), 580-584.
- Nolet, B.A., Rosell, F. (1998). Comeback of the beaver *Castor fiber*: an overview of old and new conservation problems. *Biological Conservation*, 83: 165-173.
- Oertli, B., Joye, D. A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D., & Lachavanne, J. B. (2002). Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological conservation*, 104(1), 59-70.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'hara, R. B., ... & Oksanen, M. J. (2013). Package 'vegan'. Community ecology package, version, 2(9), 1-295.
- Paine, R.T. (1969). The *Pisaster-Tegula* interaction: prey patches, predator food preference, and intertidal community structure. *Ecology*, 50: 950-961.
- Parmesan, C., & Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421(6918), 37.
- Parkinson, D., Goffart, P., Kever, D., Motte, G., Schott, O. (2017). Réponse des odonates à la restauration des tourbières ardennaises. *Forêt Nature*, 142 : 47-55.
- Pollock, M. M., Lewallen, G., Woodruff, K., Jordan, C. E., & Castro, J. M. (2015). *The beaver restoration guidebook: Working with beaver to restore streams, wetlands, and floodplains*.
- Puttock, A., Graham, H. A., Cunliffe, A. M., Elliott, M., & Brazier, R. E. (2017). Eurasian beaver activity increases water storage attenuates flow and mitigates diffuse pollution from intensively-managed grasslands. *Science of the total environment*, 576, 430-443.

Ray, A.M., Rebertus, A.J., Ray, H.L. (2001). Macrophyte succession in Minnesota beaver ponds. *Canadian Journal of Botany*, 79: 487-499.

Richard, B. (1980). Les Castors, Balland. Coll. « Faune et Flore ». Paris.

Rosell, F., Bozer, O., Collen, P., Parker, H. (2005). Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal Rev*, 35: 248–276.

Roulet, N.T., Crill, P.M., Comer, N.T. *et al.* (1997). CO₂ and CH₄ flux between a boreal beaver pond and the atmosphere. *Journal of Geophysical Research*, 102: 313-319.

RStudio Team (2015). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA
URL <http://www.rstudio.com/>.

Rydell, J., Milller, L.A., Jensen, M.F. (1999). Echolocation constraints of Daubenton's bat foraging over water. *Funct Ecol*, 13: 247-255.

Sanchez-Bayo, F. et Wyckhuys, K.A.G. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232: 8-27.

Schindler, M., Fesl, C., & Chovanec, A. (2003). Dragonfly associations (Insecta: Odonata) in relation to habitat variables: a multivariate approach. *Hydrobiologia*, 497(1-3), 169-180.

Schloemer, S., Dalbeck, L. (2014). Der Einfluss des europäischen Bibers (*Castor fiber*) auf Mittelgebirgsbäche der Nordeifel am Beispiel der Libellenfauna (Odonata). *Ergebnisse der Nationalen Bobertagung in Dessau-Rosslau*, Sachsen-Anhalt.

Schwab, G., Schmidbauer, M. (2002). The Bavarian beaver re-introductions. In: Czech A, Schwab G (eds) *The European Beaver in a New Millennium*, 51–53. Proceedings of 2nd European Beaver Symposium. Carpathian Heritage Society, Krakow, Poland.

Smith, E. P., Orvos, D. R., & Cairns Jr, J. (1993). Impact assessment using the before-after-control-impact (BACI) model: concerns and comments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(3), 627-637.

Stoks, R. (2006). Biologie et écologie des libellules. *In* : Goffart, P., De Knijf, G., Anselin, A., *et al.* (2006). Les Libellules de Belgique. Repartition, tendances et habitats. Publication du Groupe de Travail Libellules Gomphus et du Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois.-Faune-Flore-Habitats, n°1, Gembloux, 23-32.

Stringer, A.P., Gaywood, M.J. (2016). The impacts of beavers *Castor* spp. On biodiversity and the ecological basis for their reintroduction to Scotland, UK. *Mammal Review*, 46: 270-283.

Termaat, T., van Strien, A. J., van Grunsven, R. H., De Knijf, G., Bjelke, U., Burbach, K., ... & Motte, G. (2019). Distribution trends of European dragonflies under climate change. *Diversity and Distributions*, 1:15.

Terwilliger, J., & Pastor, J. (1999). Small mammals, ectomycorrhizae, and conifer succession in beaver meadows. *Oikos*, 83-94.

Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., ... & Hughes, L. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970), 145.

Van Wijngaarden, A. (1966). De bever, *Castor fiber* L., in Nederland. *Lutra*, 8: 33-52.

Van den Bergh, M., Manet, B. (2003). The European beaver (*Castor fiber* L.) in Wallonia (southern Belgium): the set-up of an afterthought management programme. *Lutra*, 46: 117-122.

Van Dijk, T. C., Van Staalduinen, M. A., & Van der Sluijs, J. P. (2013). Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid. *PloS one*, 8(5), e62374.

Vray, S., Rollin, O., Rasmont, P., Dufrêne, M., Michez, D., & Dendoncker, N. (2019). A century of local changes in bumblebee communities and landscape composition in Belgium. *Journal of Insect Conservation*, 23(3), 489-501.

Warren, M. S., Hill, J. K., Thomas, J. A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., ... & Jeffcoate, G. (2001). Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, 414(6859), 65.

Wilkinson, M.E., Quinn, P.F., Welton, P. (2010). Runoff management during the September 2008 floods in the Belford catchment, Northumberland. *J. Flood Risk Manag.* 3: 285–295.

Wright, J. P., Jones, C. G., & Flecker, A. S. (2002). An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia*, 132(1), 96-101.

Zahner, V. (2001). Dam building by beaver (*Castor fiber*) and its impact on forest stands in South Germany. *Proceedings of first Euro-American beaver congress*, 4, 119-126.

7. Annexe

Annexe 1 : Espèces selon leurs caractéristiques écologiques

Espèce	Code nom	Habitat	Rapidité	Ensoleillement	Végétation rivulaire	Roselière dense	Macrophytes	Espèce pionnière
<i>Aeshna affinis</i>	A_aff	EUTR	AUCUNE	OUI	OUI	NI	NI	NON
<i>Aeshna cyanea</i>	A_cya	EUTR	FAIBLE	NI	OUI	NI	NI	NON
<i>Aeshna grandis</i>	A_gra	EUTR	FAIBLE	NI	OUI	NI	NI	NON
<i>Aeshna isocelas</i>	A_iso	MESO	AUCUNE	OUI	OUI	OUI	OUI	NON
<i>Aeshna juncea</i>	A_jun	OLIG	AUCUNE	NI	NI	NI	OUI	NON
<i>Aeshna mixta</i>	A_mix	EUTR	FAIBLE	NI	NON	OUI	NI	NON
<i>Aeshna subarctica</i>	A_sub	OLIG	AUCUNE	NI	NON	OUI	OUI	NON
<i>Anax imperator</i>	A_imp	UBI	FAIBLE	OUI	NON	NI	NI	OUI
<i>Anax parthenope</i>	A_par	EUTR	AUCUNE	OUI	OUI	OUI	NI	NON
<i>Brachytron pratense</i>	B_pra	MESO	AUCUNE	OUI	NON	OUI	NI	NON
<i>Calopteryx splendens</i>	C_spl	RHEO	FAIBLE	OUI	NI	NI	NI	NON
<i>Calopteryx virgo</i>	C_vir	RHEO	FAIBLE	NI	NON	NON	OUI	NON
<i>Ceriagrion tenellum</i>	C_ten	MESO	FAIBLE	NI	NON	NON	NON	NON
<i>Coenagrion hastulatum</i>	C_has	MESO	AUCUNE	NI	NI	OUI	OUI	NON
<i>Coenagrion lunulatum</i>	C_lun	MESO	AUCUNE	NI	NI	OUI	NI	NON

<i>Coenagrion mercuriale</i>	C_mer	RHEO	FAIBLE	OUI	NI	OUI	NI	NON
<i>Coenagrion puella</i>	C_pue	UBI	FAIBLE	NI	NI	NI	OUI	OUI
<i>Coenagrion pulchellum</i>	C_pul	MESO	AUCUNE	OUI	OUI	OUI	OUI	NON
<i>Coenagrion scitulum</i>	C_sci	EUTR	FAIBLE	OUI	NI	OUI	OUI	NON
<i>Cordulegaster bidentata</i>	C_bid	RHEO	FAIBLE	NI	OUI	NI	NI	NON
<i>Cordulegaster boltonii</i>	C_bol	RHEO	FAIBLE	NI	OUI	NI	NI	NON
<i>Cordulia aenea</i>	C_aen	MESO	AUCUNE	NI	OUI	OUI	OUI	NON
<i>Crocothemis erythraea</i>	C_ery	EUTR	AUCUNE	OUI	OUI	OUI	OUI	NON
<i>Enallagma cyathigerum</i>	E_cya	UBI	AUCUNE	NI	NI	NI	NON	NON
<i>Epitheca bimaculata</i>	E_bim	EUTR	AUCUNE	OUI	OUI	OUI	OUI	NON
<i>Erythromma lindenii</i>	E_lin	UBI	FAIBLE	OUI	NI	OUI	OUI	OUI
<i>Erythromma najas</i>	E_naj	EUTR	FAIBLE	OUI	NI	OUI	OUI	NON
<i>Erythromma viridulum</i>	E_vir	EUTR	FAIBLE	OUI	NI	NI	OUI	OUI
<i>Gomphus pulchellus</i>	G_pul	UBI	AUCUNE	NI	NON	NON	NON	NON
<i>Gomphus simillimus</i>	G_sim	RHEO	AUCUNE	OUI	NI	NI	NI	NON
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	G_vul	RHEO	FAIBLE	OUI	OUI	NI	NI	NON
<i>Hemianax ephippiger</i>	H_eph	MESO	AUCUNE	NI	NI	NI	NI	NON
<i>Ischnura elegans</i>	I_ele	UBI	FAIBLE	OUI	NON	NON	NON	NON
<i>Ischnura pumilio</i>	I_pum	MESO	AUCUNE	NI	NON	NON	NON	OUI
<i>Lestes barbarus</i>	L_bar	EUTR	AUCUNE	OUI	NON	OUI	NI	NON
<i>Lestes dryas</i>	L_dry	MESO	AUCUNE	OUI	OUI	OUI	NI	NON
<i>Lestes sponsa</i>	L_spo	MESO	AUCUNE	NI	NI	OUI	NI	NON

<i>Lestes virens</i>	L_vir	MESO	AUCUNE	OUI	OUI	OUI	NI	NON
<i>Lestes viridis</i>	L_viri	EUTR	FAIBLE	OUI	OUI	NI	NI	NON
<i>Leucorrhinia caudalis</i>	L_cau	MESO	AUCUNE	NI	OUI	OUI	OUI	NON
<i>Leucorrhinia dubia</i>	L_dub	OLIG	AUCUNE	OUI	OUI	OUI	OUI	NON
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	L_pec	OLIG	AUCUNE	NI	OUI	OUI	NON	NON
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	L_rub	MESO	AUCUNE	NI	OUI	OUI	OUI	NON
<i>Libellula depressa</i>	L_dep	EUTR	AUCUNE	OUI	NON	NON	NON	OUI
<i>Libellula fulva</i>	L_ful	MESO	RAPIDE	NI	OUI	OUI	NI	NON
<i>Libellula quadrimaculata</i>	L_qua	MESO	AUCUNE	NI	NON	OUI	OUI	NON
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	O_for	RHEO	RAPIDE	OUI	OUI	NI	NI	NON
<i>Orthetrum brunneum</i>	O_bru	UBI	FAIBLE	OUI	NI	OUI	NI	NON
<i>Orthetrum cancellatum</i>	O_can	EUTR	AUCUNE	OUI	NI	OUI	NI	OUI
<i>Orthetrum coerulescens</i>	O_coe	RHEO	FAIBLE	OUI	NON	NI	NI	NON
<i>Oxygastra curtisii</i>	O_cur	RHEO	FAIBLE	NI	OUI	NI	NI	NON
<i>Platycnemis pennipes</i>	P_pen	UBI	FAIBLE	OUI	OUI	NI	NI	NON
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	P_nym	UBI	FAIBLE	NI	NI	NI	OUI	NON
<i>Somatochlora arctica</i>	S_arc	OLIG	AUCUNE	NI	OUI	NI	OUI	NON
<i>Somatochlora flavomaculata</i>	S_fla	MESO	AUCUNE	NI	OUI	OUI	NI	NON
<i>Somatochlora metallica</i>	S_met	UBI	FAIBLE	NI	OUI	OUI	NON	NON
<i>Sympetma fusca</i>	S_fus	MESO	AUCUNE	OUI	OUI	OUI	OUI	NON
<i>Sympetrum danae</i>	S_dan	OLIG	AUCUNE	NI	NI	NI	NI	NON
<i>Sympetrum depressiusculum</i>	S_dep	MESO	AUCUNE	OUI	NON	OUI	NON	NON

<i>Sympetrum flaveolum</i>	S_fl	MESO	AUCUNE	NI	NI	OUI	NI	NON
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	S_fon	EUTR	AUCUNE	OUI	NON	NON	NON	OUI
<i>Sympetrum meridionale</i>	S_mer	EUTR	AUCUNE	OUI	NI	OUI	OUI	NON
<i>Sympetrum pedemontanum</i>	S_ped	MESO	FAIBLE	OUI	NI	OUI	NI	OUI
<i>Sympetrum sanguineum</i>	S_san	EUTR	AUCUNE	OUI	NON	OUI	NI	NON
<i>Sympetrum striolatum</i>	S_str	EUTR	AUCUNE	OUI	NON	NON	NON	OUI
<i>Sympetrum vulgatum</i>	S_vul	EUTR	AUCUNE	OUI	NI	OUI	OUI	NON

Annexe 2 : Tableau des variables descriptives des barrages pour le rayon de prospection de 1 km et 3 km

Rayon 1 km :

UTM	Inventaire barrage	Variable 1	Variable 2	Variable 3	Variable 4	Variable 5	Variable 6	Fiabilité
31UFR3138	2015	2010	5	6	0,83	30	1	Fiable
31UFR3339	2015	2007	7	9	0,78	23	1	Fiable
31UFR3544	2015	2010	4	6	0,67	25	1	Fiable
31UFR3627	2015	2012	4	4	1	10	1	Fiable
31UFR3637	2015	2009	4	7	0,57	6	1	Fiable
31UFR3639	2009	2008	2	2	1	34	1	Fiable
31UFR3737	2009	2009	1	1	1	7	1	Fiable
31UFR3839	2015	2010	5	6	0,83	14	1	Fiable
31UFR3840	2015	2009	4	7	0,57	11	1	Fiable
31UFR4321	2015	2011	3	5	0,6	15	1	Fiable
31UFR5519	2015	2015	1	1	1	16	1	Fiable
31UFR5918	2015	2010	2	6	0,33	4	0,5	Peu fiable
31UFR6018	2015	2015	1	1	1	1	0,5	Peu fiable
31UFR6514	2015	2013	3	3	1	12	1	Fiable
31UFR6912	2015	2009	5	7	0,71	8	1	Fiable
31UFR7869	2015	2008	6	8	0,75	24	1	Fiable
31UFR7967	2015	2009	3	7	0,43	11	0,5	Peu fiable
31UFR8065	2015	2007	9	9	1	58	1	Fiable
31UFR8164	2015	2008	6	8	0,75	127	1	Fiable
31UFR8264	2018	2011	7	8	0,88	83	1	Fiable
31UFR8364	2015	2011	5	5	1	68	1	Fiable
31UFR8661	2015	2008	5	8	0,62	24	1	Fiable
31UFR8871	2010	2005	3	6	0,5	20	1	Fiable
31UGR0497	2015	2012	2	4	0,5	2	0,5	Peu fiable
31UGS0901	2015	2014	2	2	1	6	1	Fiable
32UKA9284	2015	2007	7	9	0,78	22	1	Fiable

Rayon 3 km :

UTM	Inventaire barrage	Variable 1	Variable 2	Variable 3	Variable 4	Variable 5	Variable 6	Fiabilité
31UFR3339	2015	2007	9	9	1	75	1	Fiable
31UFR3544	2015	2008	5	8	0,62	31	1	Fiable
31UFR3627	2015	2012	4	4	1	19	0,5	Peu fiable
31UFR3637	2015	2008	8	8	1	57	1	Fiable
31UFR3639	2009	2007	3	3	1	81	1	Fiable
31UFR3737	2009	2008	2	2	1	68	1	Fiable
31UFR3839	2015	2008	8	8	1	64	1	Fiable
31UFR5519	2015	2013	2	3	0,67	31	1	Fiable
31UFR5918	2015	2010	4	6	0,67	34	1	Fiable
31UFR6423	2017	2014	4	4	1	13	0,5	Peu fiable
31UFR6514	2015	2012	4	4	1	31	1	Fiable
31UFR6712	2015	2009	5	7	0,71	46	1	Fiable
31UFR6912	2015	2009	5	7	0,71	22	0,5	Peu fiable
31UFR7868	2015	2008	8	8	1	66	1	Fiable
31UFR7869	2015	2008	8	8	1	61	1	Fiable
31UFR8065	2015	2007	9	9	1	293	1	Fiable
31UFR8661	2015	2008	7	8	0,88	105	1	Fiable
31UFR8871	2010	2005	3	6	0,5	36	1	Fiable
31UGR0497	2015	2010	3	6	0,5	13	0,5	Peu fiable
31UGS0901	2015	2014	2	2	1	10	0,5	Peu fiable
32UKA9284	2015	2007	9	9	1	69	1	Fiable

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN
Faculté des sciences

Place des sciences, 2 bte L6.06.01, 1348 Louvain-la-Neuve, Belgique | www.uclouvain.be/sc