

Université catholique de Louvain
École de biologie



Université de Namur
Département de biologie



Le castor contribue-t-il au déclin des populations du nacré de la bistorte en Wallonie ?

STILMANT Marie-Alexandra

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme
de Master en Biologie des Organismes et Ecologie

Promoteur : Nicolas SHTICKZELLE (Université catholique de Louvain)

Année académique 2019-2020

Remerciements

En premier lieu, je tiens à remercier M. Nicolas SHTICKZELLE, professeur à l'université de Louvain-la-Neuve et promoteur de ce mémoire, qui m'a guidée tout au long de mon mémoire et qui grâce à ses conseils avisés, m'a aidée à trouver des solutions pour avancer. Je le remercie également pour sa disponibilité et pour le temps qu'il m'a consacré en relisant les différentes versions de ce travail.

Je remercie également Mme Camille TURLURE pour sa précieuse aide en me fournissant les données qu'elle avait collectées en 2009 en vue de permettre la réalisation de cette étude. Je tiens également à la remercier pour le temps qu'elle m'a consacré afin de reconnaître les sites d'étude et les espèces de papillons étudiées et afin de me former à leur capture.

Ensuite, j'aimerais remercier mes proches et tout particulièrement Baptiste, Mathieu ainsi que mon père pour le temps passé à chasser les papillons et à réaliser les relevés de végétation. Je remercie également ma marraine et mon père pour leurs relectures attentives et leurs conseils tout au long de la rédaction de ce document.

Finalement, merci à mes parents et Baptiste pour m'avoir supportée et soutenue tout au long de ma formation et pour m'avoir donné l'envie d'aller jusqu'au bout.

Résumé

La biodiversité est essentielle pour la survie et le bien-être de l'humanité. Mais l'Homme, au travers de ses activités, dégrade les habitats naturels, altère le climat, surexploite des espèces au travers de pêches/chasses intensives ou encore introduit, volontairement ou involontairement, des espèces envahissantes. L'ensemble de ces activités cause un déclin massif de la biodiversité. En termes de biodiversité, les insectes constituent un groupe taxonomique dominant qui remplit plusieurs fonctions écologiques au sein de nos écosystèmes : pollinisation, recyclage des matières organiques, contrôle de certaines espèces comme des ravageurs de cultures ou des plantes envahissantes, Parmi les insectes, les papillons sont l'un des groupes les plus étudiés. En Belgique, suite au réchauffement climatique et à la perte/fragmentation de son habitat, le nacré de la bistorte (*B. eunomia*) est en déclin. Il est classé comme vulnérable sur la liste rouge de l'IUCN. Cette espèce est une espèce relique glaciaire à distribution boréo-montagnarde. Elle a pour plante-hôte *P. bistorta*. Un facteur supplémentaire risque d'impacter la fragmentation de son habitat et donc l'évolution des populations de ces papillons, il s'agit du castor. En effet, ce dernier, réintroduit récemment en Belgique, modifie, de par la construction de ses barrages, la physionomie des habitats de *B. eunomia*. Ce mémoire vise dès lors à caractériser l'impact du castor sur l'évolution des populations du nacré de la bistorte. Afin d'atteindre cet objectif, une comparaison des évolutions, entre les années 2009 et 2019, de la qualité de l'habitat et des densités du nacré de la bistorte a été menée dans plusieurs stations/sites situés dans et aux alentours du Plateau des Tailles. Les communautés végétales ont été caractérisées avec la méthode des quadrats afin de caractériser la qualité de l'habitat au travers des différents indices d'Ellenberg: température, lumière, humidité, continentalité, acidité, azote et richesse minérale. Au niveau des papillons, leurs populations ont été estimées grâce à une méthode de capture-marquage-recapture simplifiée. Les résultats obtenus ont permis de mettre en évidence une diminution significative des densités de bistorte à l'échelle des stations colonisées par le castor par rapport aux stations contrôles. Et cette diminution de la bistorte est également associée à une diminution significative du nacré de la bistorte. Les résultats ont également permis de mettre en évidence une dégradation de la qualité d'habitat et une diminution des populations du nacré de la bistorte dans l'ensemble des sites/stations suivis. Néanmoins, aucun impact de la présence du castor sur l'évolution des densités du nacré de la bistorte n'a pu être confirmé. Afin de mettre un tel effet en évidence, une étude mobilisant plusieurs sites/stations en amont/aval des barrages des castors, suivis durant plusieurs années, idéalement avant et après l'arrivée de ces derniers, serait nécessaire.

Abstract

Biodiversity is essential for the survival and well-being of humanity. However, humans due to their activities degrade natural habitats, alter the climate, overexploit species through intensive hunting/fishing or introduce, voluntarily or involuntarily, invasive species. All of these activities are causing a massive decline in biodiversity. In terms of biodiversity, insects are the dominant taxonomic group that fulfils several ecological functions within our ecosystems: pollination, recycling of organic matter, control of some species such as crop pests or invasive plants,... . Among insects, butterflies are one of the most studied groups. In Belgium, due to global warming and habitat loss/fragmentation, the bog fritillary (*B. eunomia*) is in decline and classified as vulnerable on the IUCN Red List. This species is a glacial relict species with a boreal-mountain distribution. Its host plant is *P. bistorta*. An additional factor that may impact its habitat fragmentation and thus the evolution of these butterfly populations is the beaver. Indeed, the beaver, recently reintroduced in Belgium, modifies, through the construction of its dams, the physiognomy of the habitats of *B. eunomia*. This study therefore aims to characterise the impact of the beaver on the evolution of the bog fritillary's populations. In order to reach this objective, a comparison of the evolutions, between years 2009 and 2019, of the quality of the habitat and *B. eunomia* densities, was carried out within several stations/sites located in and around the Plateau des Tailles. Plant communities were characterized through vegetation surveys performed using the quadrat method. On this basis, the quality of these habitats was defined, with the various Ellenberg indices: temperature, light, humidity, continentality, acidity, nitrogen and mineral richness. At the butterfly level, populations were estimated using the simplified MRR (mark-release-recapture) method. Our results highlighted a significant decrease in bistort densities in beaver-impacted stations compared to control stations. This decrease in bistort density was also associated with a significant decrease in the bog fritillary populations. Nevertheless, any significant impact of beaver presence on the change in bog fritillary populations could be confirmed. In order to explore such a relation, a study involving several sites/stations upstream/downstream of beaver dams, monitored over several years, ideally during several years before and after beaver establishment, would be necessary.

Table des matières

| | | |
|-------|---|----|
| 1 | Introduction | 1 |
| 1.1 | La biodiversité, un capital en danger..... | 1 |
| 1.2 | Les insectes, particulièrement touchés | 1 |
| 1.3 | Causes du déclin des insectes tant en densité qu'en diversité | 3 |
| 1.4 | Les papillons, un groupe parapluie..... | 6 |
| 1.5 | Causes de la diminution, en Wallonie, de deux espèces de papillons : le nacré et le cuivré de la bistorte | 7 |
| 1.6 | Historique et impacts du castor | 9 |
| 1.7 | Objectif de ce mémoire | 11 |
| 2 | Matériel et méthodes | 12 |
| 2.1 | Espèces et sites étudiés..... | 12 |
| 2.2 | Caractérisation de la qualité des habitats..... | 14 |
| 2.2.1 | Réalisation des relevés | 14 |
| 2.2.2 | Formatage des données relatives à la qualité des habitats..... | 16 |
| 2.3 | Caractérisation des populations de <i>B. eunomia</i> et <i>L. helle</i> | 21 |
| 2.3.1 | Mesure des abondances | 21 |
| 2.3.2 | Formatage des données..... | 22 |
| 2.4 | Préparations des données pour les analyses statistiques..... | 27 |
| 2.5 | Analyses statistiques..... | 27 |
| 2.5.1 | Impact du castor sur la qualité de l'habitat et sur les populations de <i>B. eunomia</i> | 28 |
| 2.5.2 | Lien entre l'évolution des populations de <i>B. eunomia</i> et la qualité de l'habitat..... | 28 |
| 3 | Résultats | 29 |
| 3.1 | Impact du castor sur les indices de qualité d'habitat | 29 |
| 3.2 | Impact du castor sur <i>Boloria eunomia</i> | 33 |
| 3.3 | Lien entre l'évolution des populations de <i>B. eunomia</i> et la qualité de l'habitat..... | 33 |
| 4 | Discussion | 36 |
| 4.1 | Impact du castor sur les indices de qualité d'habitat | 36 |
| 4.2 | Impact du castor sur <i>Boloria eunomia</i> | 37 |

| | | |
|-------|---|----|
| 4.3 | Lien entre l'évolution des populations de <i>B. eunomia</i> et la qualité de l'habitat..... | 38 |
| 4.4 | Solutions pour empêcher le déclin du nacré de la bistorte | 40 |
| 4.5 | Améliorations et perspectives..... | 41 |
| 4.5.1 | Choix des sites/stations | 41 |
| 4.5.2 | Collecte et traitement des données | 44 |
| 5 | Conclusion..... | 44 |
| 6 | Bibliographie | 45 |

1 Introduction

1.1 La biodiversité, un capital en danger

La biodiversité, les fonctions qu'elle remplit, bases de la stabilité des écosystèmes, et les services écosystémiques qui en découlent, sont essentiels pour la survie et le bien-être de l'humanité (Singh, 2002).

Néanmoins, l'homme, au travers de ses activités, dégrade les habitats naturels, émet des polluants, altère le climat, surexploite des espèces au travers de pêches/chasses intensives ou encore introduit, volontairement ou involontairement, des espèces envahissantes (Ceballos *et al.*, 2010). Ces activités causent un déclin massif de la biodiversité. En effet, différentes études comme Barnosky *et al.*, 2011 ou encore Ceballos *et al.*, 2015 estiment que nous sommes entrés dans une phase d'extinction massive suite, principalement, à une détérioration des écosystèmes : la moitié de la surface de la terre serait, à terme, altérée par l'activité humaine. La terre a déjà connu cinq extinctions massives, mais la différence est qu'elles se sont déroulées sur des millions d'années tandis que celle que nous connaissons se déroule sur quelques siècles (Singh, 2002). Il a également été démontré que la 6^{ème} vague d'extinction sera la plus rapide et la plus dévastatrice (Ceballos *et al.*, 2010). Si la tendance actuelle est maintenue, 50% des espèces auront disparu à la fin du 21^{ème} siècle (Singh, 2002).

1.2 Les insectes, particulièrement touchés

En termes de biodiversité, les insectes constituent le groupe taxonomique dominant. En effet, présents sur terre depuis 400 millions d'années, les insectes représentent un organisme vivant sur deux, les trois quarts du règne animal, et constituent une réussite sans précédent en termes de diversité, d'adaptabilité et d'abondance. Les insectes sont des piliers de nos écosystèmes au niveau desquels ils remplissent plusieurs fonctions écologiques telles que la pollinisation, le recyclage des matières organiques, le contrôle de certaines espèces comme des ravageurs de cultures ou des plantes envahissantes. Ils constituent également le régime alimentaire de nombreuses espèces d'oiseaux, d'amphibiens et de mammifères (Gordon *et al.*, 2019). A titre d'exemple, 80% des plantes sauvages sont dépendantes des insectes pour leur pollinisation et 60% des oiseaux se nourrissent de ces derniers. Ainsi, aux USA, une étude a montré que la valeur des services écosystémiques fournis par les insectes sauvages pouvait être estimée à 57 milliards de dollars par an (Hallmann *et al.*, 2017).

Les insectes sont fortement touchés par la vague d'extinction actuelle. Ainsi, une étude menée en Australie sur l'évolution des populations d'insectes illustre que plus de 40% des espèces d'insectes sont en déclin et que leur taux d'extinction est huit fois plus rapide que celui des mammifères, des oiseaux et des reptiles (figure 1) (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). Ces effondrements ont été observés partout sur la planète. A titre d'exemple, une étude menée sur 27 ans en Allemagne montre que les insectes volants connaissent un déclin de 76% de leur biomasse, dans des zones naturelles protégées, ce qui représente une perte de 2,8% de la biomasse par an (Hallmann *et al.*, 2017). Dans les forêts tropicales de Puerto Rico, une étude menée sur une période de 36 ans montre que le déclin des insectes peut atteindre 98% de leur biomasse avec une perte de 2,7% de la biomasse par an (Lister et Garcia, 2018). Les résultats de ces études mettent en avant que les espèces communes et généralistes sont également concernées et qu'il n'y a pas que les espèces spécialistes qui sont touchées (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019).

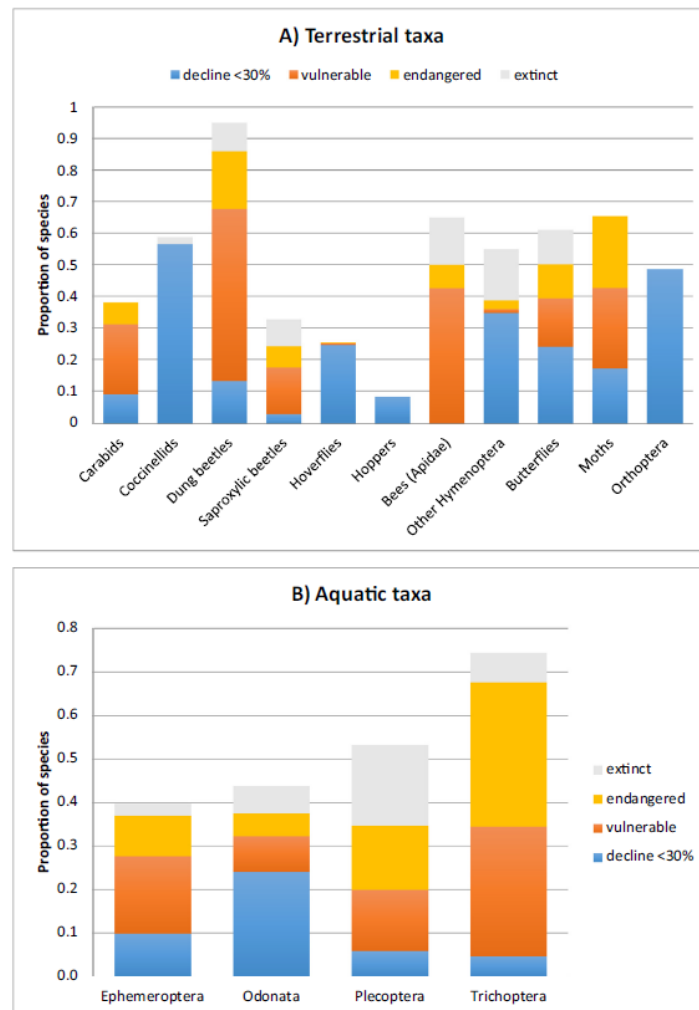


Figure 1 : Proportion d'espèces d'insectes en déclin ou éteintes localement, en Australie, selon les critères de l'UICN: espèces vulnérables (déclin supérieur à 30%), espèces menacées (déclin supérieur à 50%) et éteintes (non enregistrées depuis plus de 50 ans). A) les taxons terrestres; B) taxons aquatiques (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019).

1.3 Causes du déclin des insectes tant en densité qu'en diversité

Les principales causes de ce déclin sont toutes reliées, directement ou indirectement, à l'activité humaine : le changement d'habitat, la pollution, les facteurs biologiques et les changements climatiques (figure 2). Ainsi, le principal facteur de ce déclin est le changement d'habitat pour 49,7% des études ; vient ensuite la pollution avec 25,8% ; cette dernière est suivie des facteurs biologiques avec 17,6% tandis que peu d'études, 6,9%, considèrent le changement climatique comme facteur important (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019).

L'ampleur des changements d'habitat s'est accentuée au cours des siècles pour répondre aux besoins de l'Homme. En effet, de plus en plus de terres sont mobilisées afin de fournir des logements, faciliter les transports et permettre le développement d'activités touristiques

(urbanisation), la production alimentaire (agriculture) et la fabrication de biens (industrialisation), aux dépens des habitats naturels (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). En s'étendant, ces zones grignotent et fragmentent les habitats naturels. Cette diminution de surfaces d'habitats naturels et leur fragmentation ont des effets démographiques importants sur les métapopulations. Pour rappel, une métapopulation correspond à un ensemble de populations qui s'éteignent et se recréent, à des moments différents, suite aux immigrations et émigrations de leurs individus, entre plusieurs patches d'habitats adaptés (Hanski et Kuussaari, 1995 dans Schtickzelle, 2003). Comme la fragmentation des habitats limite la dispersion des individus et, dès lors, diminue la connectivité entre les populations, elle augmente les risques d'extinction des métapopulations, car les populations avec de faibles effectifs ne pourront pas être réalimentées par des migrants (Hanski et Ovaskainen, 2000). Cette fragmentation des habitats va, en conséquence, avoir un impact majeur sur l'évolution et la génétique des populations. Elle va en effet augmenter les risques d'extinction en réduisant la taille des populations et en accentuant leur isolement, ce qui va réduire les flux de gènes, entraîner une diminution de la variabilité génétique et augmenter la consanguinité ainsi que les risques de dérive génétique. Toutes ces conséquences combinées vont entraîner un affaiblissement de la survie et du succès reproductif des individus (Gordon *et al.*, 2019).

La pollution est la deuxième cause, par ordre d'importance, de ce déclin. Les sources de pollution de l'environnement comprennent les sources de lumière artificielles, les pesticides (13% des cas) et les engrais (10% des cas) utilisés en production agricole ou par les particuliers. Les lixiviats d'égout et de décharge des zones urbanisées et les produits chimiques industriels provenant d'usines et de sites miniers sont impliqués dans 3% des cas (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). Les insecticides sont, par définition, particulièrement nocifs pour cette classe. En effet, ils peuvent, en termes d'effets directs, atteindre des espèces non ciblées et entraîner une réduction de leur durée de vie, de leur taux de développement, de leur fertilité et/ou des perturbations de leur comportement. Leur utilisation intensive peut également entraîner, suite à la sélection d'individus résistants et/ou à l'élimination de leurs prédateurs et de leurs parasitoïdes, une augmentation du nombre de certains organismes nuisibles tels que des ravageurs de cultures ou encore des pathogènes. Les effets indirects de ces insecticides font qu'ils réduisent la disponibilité des ressources alimentaires et affectent la productivité et la survie des espèces qui en dépendent (Devine et Furlong, 2007). De plus, ces insecticides peuvent avoir un impact plus général en s'accumulant tout au long de la chaîne trophique et intoxiquer les espèces de cette dernière (Rudd *et al.*, 1981).

Les facteurs biologiques comprennent, entre autres, les espèces invasives ainsi que les parasites et pathogènes inféodés aux différents insectes. L'introduction, assistée par l'Homme, d'espèces exotiques à des fins de lutte biologique, peut également contribuer au déclin d'insectes endémiques par le biais de processus tels que le déplacement compétitif, la prédation directe et le parasitisme. Ainsi, dans 56% des cas, les plantes exotiques invasives ont un impact négatif sur les insectes en induisant une diminution de leur abondance, de leur diversité ou encore de leur fitness. Les parasites et pathogènes ont toujours co-existé avec leur hôte, mais leur virulence récente a été favorisée par un affaiblissement du système immunitaire des insectes suite, notamment, à une exposition des pollens et des nectars aux pesticides (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019).

Le réchauffement climatique a des effets sur le cycle de vie, la phénologie et la distribution de différentes espèces. Ainsi, l'augmentation de la température induit des changements dans la durée du cycle de vie (taux de développement), la densité des populations, la taille, la composition génétique, l'étendue de l'exploitation de la plante hôte ainsi que la distribution locale et géographique liée à la colonisation et à l'extinction. Elle va également avoir des impacts sur les taux de croissance relatifs et la phénologie des insectes et des plantes, aboutissant à des risques de désynchronisation entre les insectes et, par exemple, leurs plantes hôtes, dans le cas d'espèces univoltines (espèces d'insectes ayant une seule génération par an). En plus d'avoir une influence sur la distribution temporelle (phénologie), les changements de températures vont également avoir une influence sur la distribution spatiale des espèces. Ainsi, la majorité des insectes vont modifier ou étendre leur aire de distribution à plus hautes latitudes et à plus hautes altitudes suite au réchauffement climatique, mais certaines espèces ne profitent pas de ce réchauffement. Il s'agit, par exemple, d'espèces situées sur des îles ou d'espèces nécessitant des conditions plus fraîches telles que les espèces montagnardes. Ce sont ces espèces qui sont les plus vulnérables (Bale *et al.*, 2002).

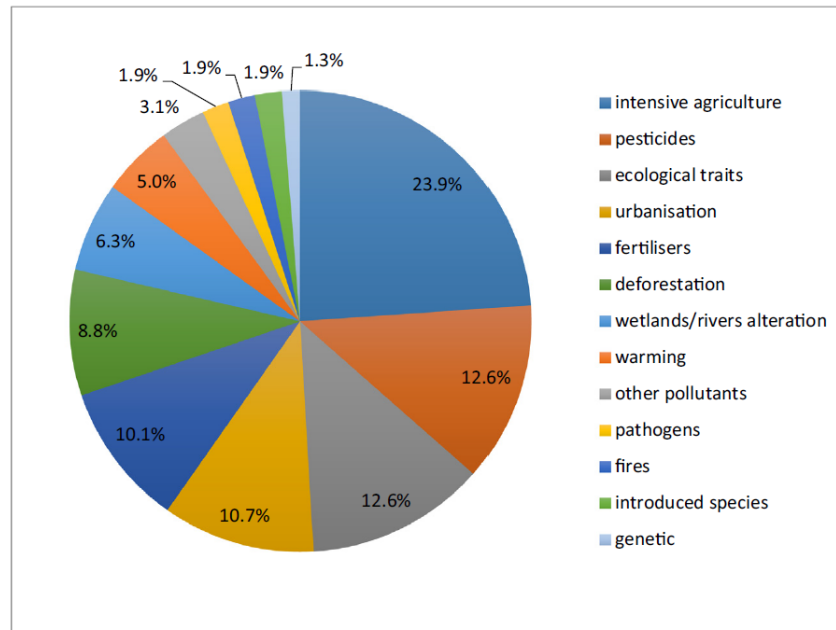


Figure 2 : Causes principales du déclin des insectes (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019).

1.4 Les papillons, un groupe parapluie

Parmi les insectes, les papillons forment l'un des groupes les plus étudiés et ce, pour plusieurs raisons. Premièrement ces organismes ont permis de développer la théorie de la métapopulation (Hanski, 1997 dans Schtickzelle, 2003). En effet, nombre de ces espèces sont des espèces spécialistes, inféodées à une espèce de plante hôte. Dès lors, suite à la fragmentation de leur habitat, leurs populations se retrouvent de plus en plus isolées et dispersées (Bouma *et al.*, 1998 dans Schtickzelle, 2003). Compte tenu de leurs physiologie et écologie similaires à celles d'autres espèces d'herbivores, les résultats obtenus pour les papillons peuvent être extrapolés pour ces dernières (Hellmann, 2002). Leur temps court de génération permet de répondre rapidement aux changements d'environnement, comparativement aux mammifères et aux oiseaux (Askling et Bergman, 2003).

Les papillons sont étudiés depuis au moins 300 ans à cause de leur beauté et touchent donc les citoyens, ce qui permet aux scientifiques de communiquer sur les évolutions de la qualité de notre environnement notamment pour tout ce qui touche à la perte de la qualité des habitats et à leur fragmentation. Vu que ce groupe et les espèces qui le composent sont étudiés depuis longtemps, leur écologie et leurs traits d'histoire de vie sont bien connus (Butterfly Conservation Europe, 2008). De nos jours, les papillons sont en déclin comme la plupart des insectes. Néanmoins, bien que leurs populations soient en diminution, les papillons restent

suffisamment abondants que pour permettre la réalisation d'études quantitatives (Maes et Van Dyck, 2001).

Les papillons sont des indicateurs d'écosystèmes sains ; si l'aire est riche en papillons, elle l'est également en autres invertébrés (Butterfly Conservation Europe, 2008), car ces derniers ont une haute demande pour la qualité de leur habitat (microclimat, structure de la végétation,...) (Maes et Van Dyck, 2001). Ce sont également des proies d'oiseaux, de chauve-souris ou d'autres insectivores et des supports pour les parasites (Butterfly Conservation Europe, 2008). A titre d'exemple, en Suède, les chercheurs ont mis en évidence l'intérêt des insectes et en particulier des papillons, pour déterminer le niveau de conservation d'habitats ouverts à semi-ouverts (Askling et Bergman, 2003). Les papillons sont donc généralement considérés comme de bons indicateurs pour les changements de qualité d'habitats et peuvent être considérés comme un groupe parapluie pour la conservation de la biodiversité (Butterfly Conservation Europe, 2008).

1.5 Causes de la diminution, en Wallonie, de deux espèces de papillons : le nacré et le cuivré de la bistorte

En Belgique, mêmes sous nos latitudes, le climat peut être similaire au climat froid et humide rencontré dans certaines régions du Nord de l'Europe. La présence des plateaux et, au sein de ces derniers, de cuvettes, permet la persistance des tourbières. Ces « refuges glaciaires » sont les biotopes de prédilection des deux papillons qui vont nous intéresser dans le cadre de cette étude : le nacré de la bistorte (*Boloria eunomia* Esper, 1799) et le cuivré de la bistorte (*Lycaena helle* Denis et Schiffermüller, 1775). Ces deux papillons vont également dépendre de la même plante : la bistorte (*Polygonum bistorta* L.), qui est l'unique plante hôte de leurs chenilles. Au vu de leurs similitudes écologiques, il était attendu que leur distribution soit également similaire. Or, la répartition du nacré de la bistorte est une version réduite de celle du cuivré de la bistorte. En effet, le deuxième est toujours là en présence du premier, mais le contraire n'est pas vrai (Barascud et Descimon, 1992). Et ce, alors que le cuivré de la bistorte a un pouvoir de dispersion plus limité que le nacré de la bistorte (Merlet et Houard, 2012). Suite à leur faible pouvoir de dispersion, la structure de la matrice paysagère a une grande importance sur le fonctionnement en métapopulations de ces espèces dont les déplacements peuvent être gênés par des forêts denses ou des milieux artificialisés (Merlet et Houard, 2012).

En Belgique, les populations du nacré de la bistorte vivent dans un paysage très fragmenté (<1% d'habitat adapté sur 10km²) (Schtickzelle et Baguette, 2004). La cause de cette fragmentation est l'intensification des pratiques agricoles qui conduit, soit à un abandon d'une gestion

extensive de zones d'intérêt (déprise agricole), qui se referment, envahies par des ligneux, soit à leur destruction, menant à la division en petits patchs isolés des habitats subsistant (Bouma *et al.*, 1998 dans Schtickzelle, 2003 ; Maes et Van Dyck, 2001). A titre d'exemple, la gestion de prairies d'intérêt par le pâturage diminue l'abondance de la plante hôte du nacré de la bistorte (Schtickzelle et Baguette, 2004) et des touradons de graminées sur lesquelles les chenilles s'exposent au soleil (Turlure *et al.*, 2010). Le pâturage altère ainsi la composition et la physionomie de la végétation (figure 3) (Schtickzelle *et al.*, 2007). En conséquence, un pâturage trop intensif entraîne une diminution du taux de recrutement de plus de 2/3, le tout couplé à une augmentation de l'émigration, ce qui met en péril la viabilité de la métapopulation (Schtickzelle *et al.*, 2007). Certains habitats subissent également, suite à une gestion non concertée, des fauches à une mauvaise période de l'année, si l'on prend en compte le cycle de ces papillons. Les zones humides que le cuivré et le nacré de la bistorte fréquentent sont également modifiées par les plantations forestières ou encore le drainage (Merlet et Houard, 2012).



Figure 3 : Photo montrant l'impact du pâturage (partie gauche) (Schtickzelle *et al.*, 2007).

Un autre impact, plus diffus, de l'activité humaine réside dans le réchauffement climatique. Suite à ce dernier, plusieurs espèces vont s'étendre ou vont se déplacer vers le Nord, mais les espèces reliques glaciaires n'ont pas cette capacité, car leurs populations occupent déjà des refuges, des îlots glaciaires trop éloignés de tout autre habitat adapté (Turlure *et al.*, 2009). Le changement climatique va donc affecter la distribution géographique de ces espèces et induire l'extinction des populations dont les habitats ne permettent plus de couvrir les besoins (Martin *et al.*, 2014).

Ces différentes causes font que tant le nacré que le cuivré de la bistorte sont en déclin et classés comme espèces vulnérables sur la liste rouge de l'IUCN (Turlure *et al.*, 2010). Elles vont

conduire à une perte de la diversité génétique intraspécifique avec, pour conséquence, une diminution du potentiel adaptatif de ces espèces face aux modifications de leur environnement. Les espèces les plus touchées sont celles qui présentent des capacités de dispersion limitées, des exigences d'habitats très étroites et des aires de répartition géographiquement restreintes et isolées (Martin *et al.*, 2014).

Un facteur supplémentaire risque d'impacter les changements d'habitats et donc l'évolution des populations de ces papillons : le castor. En effet, ce dernier, réintroduit récemment en Belgique (Campbell-Palmer, 2016), modifie, suite à la construction de ses barrages, la physionomie des habitats des deux espèces de papillon étudiées. Comment les populations de nacré et de cuivré de la bistorte vont-elles, dès lors, être impactées ?

1.6 Historique et impacts du castor

C'est au 16^{ème} siècle que les densités des populations de castors d'Europe (*Castor fiber* L.) ont fortement chuté en Europe et en Asie (Campbell-Palmer, 2016) suite à la détérioration de leur habitat et à la chasse intensive exercée par l'homme, pour la valorisation de leur fourrure de grande qualité, de leur chair et de leur castoréum (Barvaux *et al.*, 2015). Le castoréum est une sécrétion huileuse produite par les glandes anales du castor afin de lui permettre de marquer son territoire. L'homme lui a trouvé des usages en parfumerie, en médecine (Müller-Schwarze, 1992), comme additif alimentaire (Burdock, 2007) ou encore comme leurre pour attraper des prédateurs tels que les lynx ou les loups (Müller-Schwarze, 1992). Ce rongeur a dès lors disparu de la plupart des pays européens. Il a été réduit à 200 individus en Allemagne, 30 en France et environ une centaine en Norvège. En 1900, ses populations ont commencé à ré-augmenter suite à une protection légale, une régulation de la chasse, des translocations/réintroductions proactives et des recolonisations naturelles. La première translocation officielle s'est produite de la Norvège vers la Suède en 1922 ; après celle-ci 200 autres translocations ont été enregistrées. De nos jours, le castor s'est ré-établi dans 24 pays européens avec un effectif global estimé à plus d'un million d'individus. La restauration de ses populations est considérée comme un succès pour la conservation (Campbell-Palmer, 2016). En Belgique, le castor a disparu au milieu du 19^{ème} siècle avant de recoloniser notre territoire dans les années 90. En 1990, un castor issu d'un programme de réintroduction dans l'Eifel allemand a passé la frontière pour s'établir près des Hautes Fagnes. En 1997, plusieurs observations ont montré l'installation durable de ce rongeur. Et c'est entre l'automne 1998 et le printemps 2000 que plusieurs réintroductions clandestines ont été réalisées. Durant cette période, 100 individus provenant d'Allemagne ont été relâchés. A partir de ces réintroductions, le castor a commencé à

recoloniser naturellement un ensemble de territoires. Ses populations se sont fortement développées et se sont dispersées sur une bonne partie du territoire wallon. En 2013, le castor était présent sur 300 territoires et 1200 à 1500 individus ont été recensés (figure 4). Ces territoires se situent principalement dans les bassins hydrographiques de l'Ourthe, de l'Amblève, de la Basse et de la Haute Meuse, de la Moyenne et de la Haute Semois, de l'Our, de la Lesse et de la Dyle. Outre les quelques individus venant des pays et régions voisines, la population actuelle des castors en Wallonie provient donc essentiellement de la reproduction des castors réintroduits illégalement entre 1998 et 2000. Après presque deux siècles d'absence, le castor a donc recolonisé nos cours d'eau (Barvaux *et al.*, 2015).

Suite à l'urbanisation et à l'intensification de l'usage des milieux rivulaires et humides, l'installation du castor pose souvent des problèmes car l'augmentation des populations fait que certains individus s'installent dans des étangs, dans des piscicultures ou dans d'autres endroits exploités ou habités par l'homme (Barvaux *et al.*, 2015).

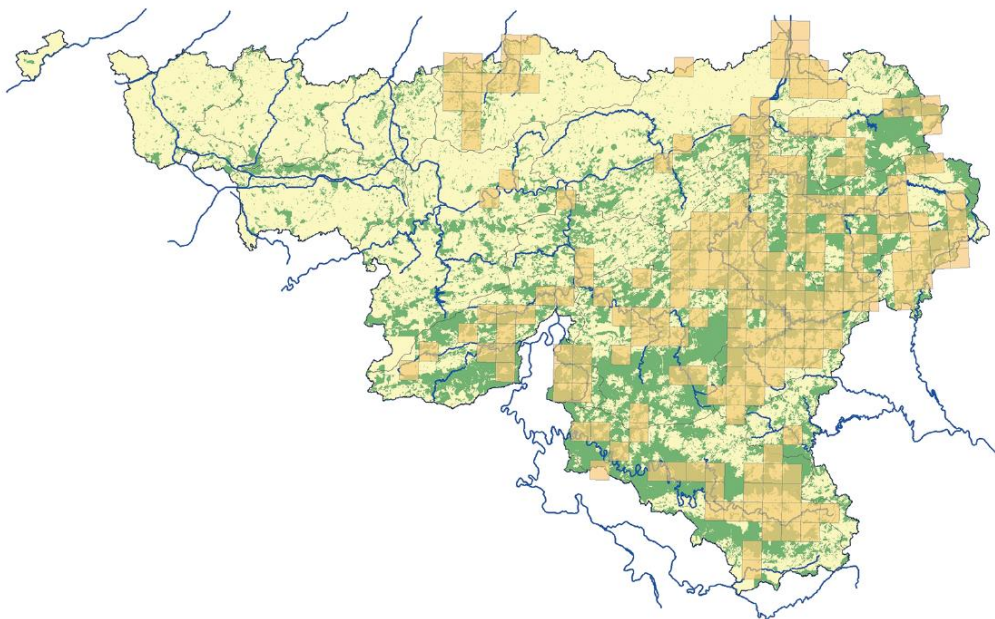


Figure 4 : Distribution du castor en Wallonie en 2014 (Carrés UTM 5km*5km) (Barvaux *et al.*, 2015).

Les castors sont considérés comme de véritables ingénieurs qui façonnent les écosystèmes. En effet, en s'installant, ils modifient complètement l'habitat afin de détourner les ressources biotiques et abiotiques à leur bénéfice, avec un impact non négligeable pour les autres espèces (Rosell *et al.*, 2005). Parmi les êtres vivants, deux types d'ingénieurs peuvent être identifiés : les ingénieurs autogéniques, qui modifient l'environnement via leurs propres structures physiques, c'est-à-dire leurs tissus vivants et morts ; et les ingénieurs allogéniques, qui

modifient l'environnement en transformant des matériaux vivants ou non vivants. Les castors sont des ingénieurs allogènes, car ils prélèvent des arbres dans l'environnement. Ils les transforment de l'état 1 (arbre vivant) à l'état 2 (arbre mort dans le barrage). Cette transformation entraîne la création de barrages et modifie l'hydrologie des cours d'eau et, par là même, la rétention des sédiments et des matières organiques, leur décomposition, le cycle des nutriments, la stabilité du sol, ainsi que l'humidité, la température des écosystèmes (Lawton et Jones, 1995). Ces modifications vont impacter la composition et la diversité des communautés végétales et animales.

Le castor consomme une grande variété d'espèces : plusieurs dizaines d'espèces herbacées et ligneuses. Les coupes des espèces ligneuses contribuent à leur entretien et stimulent leur repousse et leur enracinement. Ces coupes ont pour conséquence un rajeunissement de la végétation. Ces coupes peuvent également favoriser des essences forestières ayant besoin de lumière. L'augmentation du niveau d'eau et le stockage de cette dernière favorisent la mise en place d'une végétation aquatique (Cypéracées, Poacées, Astéracées, Renonculacées, Scrophulariacées, Potamogetonacées, Labiées et Polygonacées) et ont un impact négatif sur les arbres sensibles, comme les résineux, qui meurent suite à l'asphyxie racinaire. La densité et la biomasse des espèces d'invertébrés aquatiques et des espèces des milieux stagnants augmentent et impactent, à leur tour, les communautés piscicoles. Les barrages peuvent également servir de zones refuges. Les zones humides ainsi créées peuvent servir de zones de reproduction aux oiseaux et aux batraciens, ces derniers vont également trouver de la nourriture en abondance vu l'abondance d'invertébrés. Au niveau des mammifères, l'impact est plutôt positif, car les espèces, comme la loutre, peuvent trouver un apport de nourriture et réutiliser les terriers abandonnés. De plus, les castors sont des proies potentielles pour le loup qui revient également dans nos régions (Barvaux *et al.*, 2015 ; Rosell *et al.*, 2005).

En conclusion, le castor, en s'installant, va modifier l'ensemble de l'écosystème. Mais quel impact a-t-il sur les habitats et l'évolution d'espèces reliques glaciaires telles que le nacré et le cuivré de la bistorte ?

1.7 Objectif de ce mémoire

Ce mémoire vise donc à caractériser l'impact du castor sur l'évolution des populations du nacré et du cuivré de la bistorte, deux espèces reliques glaciaires. L'hypothèse posée est qu'en modifiant la qualité des habitats initialement colonisés par ces papillons, les castors affectent,

négativement, le succès de reproduction et la survie des individus et, dès lors, le développement de leurs populations.

Afin de tester cette hypothèse, huit sites du Plateau des Tailles ont été étudiés. Ce sont des sites pour lesquels il existe des données historiques sur la présence et l'abondance des deux espèces de papillons étudiés ainsi que des données sur des descripteurs de végétation permettant de caractériser la qualité de l'habitat pour chacune de ces espèces. La collecte des données contemporaines permettra de comparer la qualité d'habitat de chaque site et les présences/abondances du nacré et du cuivré de la bistorte après l'arrivée des castors. Afin de distinguer l'impact lié à l'arrivée de cette espèce des autres causes éventuelles d'évolution, des sites non impactés par le castor ont également été retenus.

2 Matériel et méthodes

2.1 Espèces et sites étudiés

Les deux espèces retenues pour cette étude sont *B. eunomia* et *L. helle* car ces deux espèces ont été sujettes à de nombreux suivis, ce qui permet d'utiliser différentes données historiques pour comparer les populations avant et après l'arrivée du castor. Le nacré et le cuivré de la bistorte sont toutes deux des espèces ayant comme habitat de prédilection des tourbières. Ils dépendent de la même plante hôte : la bistorte (Barascud et Descimon, 1992). En Belgique, ce sont des espèces univoltines qui ont comme période de vol mai-juin pour *B. eunomia* et mai-juillet pour *L. helle* (Choutt *et al.*, 2011 ; Habel *et al.*, 2010).

La première étape a été de sélectionner les sites d'intérêt. Les sites recherchés doivent avoir été caractérisés à plusieurs reprises durant les dernières décennies et se retrouver dans des contextes pédo-climatiques similaires afin d'en permettre la comparaison et de mener une analyse d'évolution temporelle.

Une pré-sélection des sites d'étude potentiels a été réalisée sur base du site 'Biodiversité Wallonie' (<http://biodiversite.wallonie.be/fr/accueil.html?IDC=6>) en identifiant les sites affichant une présence simultanée des castors, du nacré et du cuivré de la bistorte, ce à l'échelle de l'ensemble de la Wallonie. Néanmoins, vu l'expertise du laboratoire d'accueil sur cette zone, la sélection des sites s'est recentrée sur le Plateau des Tailles et ses environs. Dans cette zone, ce sont huit sites, suivis par Madame Camille Turlure en 2009, dans le cadre de ses recherches, qui ont été sélectionnés. Ce choix a permis d'accéder à des données relatives à la qualité des

habitats et aux densités de papillons, récoltées avant l'arrivée du castor et ce, afin de tester un éventuel effet de ce dernier sur ces paramètres.

Parmi les huit sites sélectionnés, certains sont colonisés par les castors et d'autres pas. Cela permet d'avoir des sites contrôles pour suivre l'évolution temporelle des papillons ciblés. L'objectif de base, pour réaliser cette étude, était d'analyser ces huit sites en réalisant les différents relevés de végétation et les différentes captures ; les stations identifiées au sein de ces sites apportant une information complémentaire. Ainsi, dans certains sites, jusqu'à trois stations peuvent être distinguées, ces stations sont différemment impactées par le castor et leurs barrages. Sur cette base, 18 stations d'études ont pu être individualisées dont 11 sont impactées par le castor alors que 7 peuvent être mobilisées comme des contrôles (tableau 1).

Tableau 1 : Résumé des 8 sites et des 18 stations avec une présence ou non du castor, leurs coordonnées (longitude et latitude) et leur altitude.

| Site | Station | Traitement | Latitude | Longitude | Altitude (m) |
|-------------------|-----------------------|------------|---------------|--------------|--------------|
| Bérisménil | Bérisménil S1 | Castor | 50°11'7.79"N | 5°40'56.69"E | 445 |
| Bérisménil | Bérisménil S2 | Castor | 50°10'56.42"N | 5°41'10.22"E | 440 |
| Grande Fange | Grande Fange S1 | Castor | 50°14'40.28"N | 5°46'44.63"E | 558 |
| Grande Fange | Grande Fange S2 | Castor | 50°14'34.21"N | 5°46'39.92"E | 564 |
| Langlire | Langlire S1 | Contrôle | 50°13'58.90"N | 5°50'20.72"E | 505 |
| Langlire | Langlire S2 | Contrôle | 50°13'58.43"N | 5°50'14.64"E | 500 |
| Petite Langlire | Petite Langlire S1 | Contrôle | 50°14'15.90"N | 5°49'59.61"E | 519 |
| Petite Langlire | Petite Langlire S2 | Contrôle | 50°14'15.54"N | 5°50'4.05"E | 521 |
| Petite Langlire | Petite Langlire S3 | Contrôle | 50°14'13.73"N | 5°50'7.28"E | 519 |
| Petite Mormont | Petite Mormont S1 | Castor | 50° 9'9.95"N | 5°42'54.50"E | 361 |
| Petite Mormont | Petite Mormont S2 | Castor | 50° 9'9.57"N | 5°42'43.09"E | 367 |
| Pisserotte | Pisserotte S10 | Contrôle | 50°13'12.83"N | 5°47'43.59"E | 565 |
| Pisserotte | Pisserotte S3 | Castor | 50°13'11.76"N | 5°47'45.43"E | 563 |
| Pisserotte | Pisserotte S9 | Contrôle | 50°13'15.05"N | 5°47'44.11"E | 566 |
| Prés de la Lienne | Prés de la Lienne S10 | Castor | 50°18'2.76"N | 5°47'57.36"E | 352 |
| Prés de la Lienne | Prés de la Lienne S22 | Castor | 50°18'0.02"N | 5°48'2.31"E | 353 |
| Prés de la Lienne | Prés de la Lienne S3 | Castor | 50°18'4.68"N | 5°47'55.48"E | 351 |
| Prés Lefèvre | Prés Lefèvre | Castor | 50°10'49.02"N | 5°43'25.56"E | 412 |

Les 8 sites et les 18 stations étudiés se situent donc dans le territoire repris entre les points de coordonnées 50°19'25.37"N, 5°43'57.99"E (Bras) ; 50°16'59.15"N, 5°54'50.81"E (Vielsalm) ; 50°10'56.63"N, 5°34'32.56"E (La-Roche-en-Ardenne) ; 50°7'53.46"N, 5°47'23.38"E (Houffalize) (figure 5).

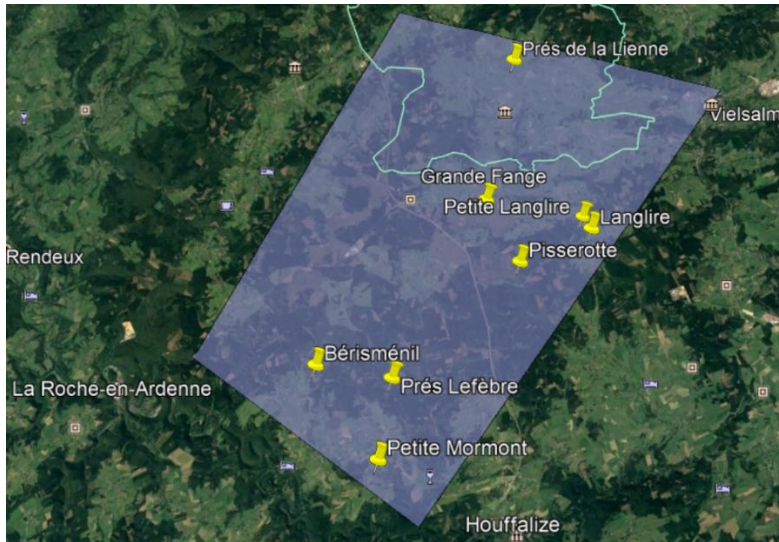


Figure 5 : Carte du Plateau des Tailles et de ses environs, avec la localisation des différents sites étudiés (Google Earth).

Ce territoire, situé au cœur de la région ardennaise, est caractérisé par un climat froid et pluvieux, avec une température moyenne annuelle de 6,5°C et une pluviométrie moyenne de 1430 mm par an. Son climat et ses roches permettent l'apparition de milieux particuliers comme les tourbières, qui n'occupent que des surfaces très restreintes. Le territoire est principalement occupé par des forêts d'épicéa et, secondairement, de hêtres (53,4%). Ces forêts sont fragmentées par des milieux agricoles (36,9% du territoire). L'urbanisation reste, quant à elle, très faible (9,5%) (Equipe LIFE).

2.2 Caractérisation de la qualité des habitats

2.2.1 Réalisation des relevés

Au sein de chacune des stations, des zones de végétations différenciées ont été délimitées et caractérisées. Le tableau 2 reprend l'aire et la description de chacune des zones identifiées dans les stations. Ces aires ont été calculées sur Google Earth.

Tableau 2 : Description des zones caractéristiques de chaque station, leur aire et le nombre de quadrats qui y ont été relevés.

| Station | Zone | Aire (m ²) | Quadrats | Description |
|-----------------------|------|------------------------|----------|--|
| Bérisménil S1 | a | 298,9 | 1 | Talus avec fougère + bistorte |
| Bérisménil S1 | b | 336,5 | 1 | Bistorte + fougère + molinie |
| Bérisménil S1 | c | 374,7 | 2 | Marécage jonc + graminées + épilobe + bistorte |
| Bérisménil S1 | d | 895,9 | 2 | Bistorte + fougère + graminées |
| Bérisménil S1 | e | 1150,2 | 5 | Marécage chardon + fougère + jonc |
| Bérisménil S2 | a | 112,0 | 1 | Reine des prés + orties |
| Bérisménil S2 | b | 318,8 | 3 | Molinie + graminées |
| Bérisménil S2 | c | 291,7 | 4 | Reine des prés + jonc |
| Bérisménil S2 | d | 220,5 | 1 | Graminées + rumex |
| Grande Fange S1 | a | 461,9 | 4 | Graminées + jonc + fougère + chardon |
| Grande Fange S2 | a | 558,3 | 5 | Jonc |
| Langlire S1 | a | 35,9 | 3 | Galium + orties + bistorte |
| Langlire S2 | a | 202,5 | 4 | Graminées + bistorte + galium |
| Petite Langlire S1 | a | 255,0 | 2 | Ronces + bistorte |
| Petite Langlire S1 | b | 1184,7 | 2 | Fougère + bistorte |
| Petite Langlire S1 | c | 168,3 | 3 | Graminées |
| Petite Langlire S1 | d | 46,3 | 1 | Graminées + hautes herbes + bistorte |
| Petite Langlire S2 | a | 232,0 | 2 | Fougère + bistorte |
| Petite Langlire S2 | b | 184,1 | 2 | Fougère + bistorte + rumex |
| Petite Langlire S3 | a | 123,2 | 1 | Fougère |
| Petite Langlire S3 | b | 163,9 | 1 | Ronces + bistorte |
| Petite Langlire S3 | c | 116,5 | 1 | Véronique |
| Petite Langlire S3 | d | 2422,4 | 1 | Fougère + graminées + hautes herbes + bistorte |
| Petite Mormont S1 | a | 643,5 | 1 | Galium + reine des prés |
| Petite Mormont S1 | b | 1174,5 | 4 | Graminées + fleurs |
| Petite Mormont S2 | a | 1367,5 | 2 | Graminées + fleurs |
| Petite Mormont S2 | b | 87,9 | 1 | Graminées + reine des prés + galium + ronces |
| Petite Mormont S2 | c | 52,6 | 1 | Graminées + reine des prés + fougère |
| Petite Mormont S2 | d | 32,1 | 1 | Stellaire |
| Pisserotte S10 | a | 867,8 | 1 | Jonc |
| Pisserotte S3 | a | 1784,2 | 9 | Jonc |
| Pisserotte S3 | b | 589,8 | 0 | Zone inondée |
| Pisserotte S9 | a | 2264,4 | 7 | Jonc |
| Prés de la Lienne S10 | a | 648,5 | 4 | Graminées + galium + rumex |
| Prés de la Lienne S22 | a | 431,6 | 1 | Graminées + galium + reine des prés |
| Prés de la Lienne S22 | b | 359,1 | 1 | Graminées + bistorte |
| Prés de la Lienne S22 | c | 380,5 | 1 | Mercuriale + reine des prés + ronces |
| Prés de la Lienne S22 | d | 769,1 | 1 | Graminées + reine des prés |
| Prés de la Lienne S3 | a | 1542,0 | 2 | Graminées + bistorte |
| Prés de la Lienne S3 | b | 206,5 | 1 | Marécageux bistorte |
| Prés de la Lienne S3 | c | 577,6 | 1 | Jonc + galium |
| Prés de la Lienne S3 | d | 1979,3 | 0 | Zone inondée |
| Prés Lefèvre | a | 234,5 | 1 | Graminées + orties |
| Prés Lefèvre | b | 264,8 | 1 | Graminées + fleurs |
| Prés Lefèvre | c | 125,9 | 1 | Reine des prés |
| Prés Lefèvre | d | 413,2 | 2 | Jonc |

Dans chacune des zones, un ou plusieurs relevés de végétation ont été réalisés par la méthode des quadrats. Ce nombre est défini sur base de l'homogénéité à l'intérieur de la zone considérée. Ainsi, afin de ne pas subdiviser la station en un nombre trop élevé de zones présentant de petites surfaces, plusieurs relevés ont été effectués lorsque les zones présentaient une plus forte hétérogénéité. Concrètement, un quadrat d'un mètre carré était divisé en 25 carrés de 20*20 cm (figure 6). Le relevé a consisté, pour chacune des espèces d'intérêt (ou famille pour les fougères et les mousses), à comptabiliser le nombre de carrés dans lesquels l'espèce était présente. Un minimum de 4 quadrats ont été relevés dans chacune des stations.

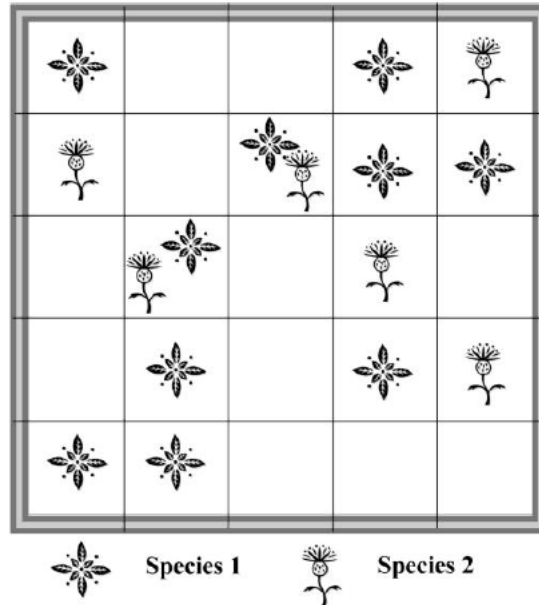


Figure 6 : Exemple d'un relevé de végétation. Le quadrat d'un mètre carré a été divisé en 25 carrés égaux (20*20 cm) et utilisé pour mesurer l'abondance des plantes sur base de leur présence/absence dans chacun des carrés, donc sur une échelle de 0 à 25. Sur cette figure, les abondances de l'espèce 1 et 2 étaient respectivement de 10/25 et 6/25 (Turlure, 2009).

2.2.2 Formatage des données relatives à la qualité des habitats

Les données brutes de 2019 se présentent sous forme d'un tableau où les colonnes reprennent la date, les coordonnées du relevé, en latitude et longitude, le nombre de fleurs de bistortes et de touradons comptabilisés ainsi que l'occurrence des différentes espèces/familles relevées tandis que les lignes correspondent aux différentes stations et zones. Dans une zone, il peut y avoir eu un ou plusieurs relevés. Lorsque plusieurs relevés ont été réalisés, une moyenne a été calculée pour chacune des zones ($MoyQ_{zn}$). Afin d'évaluer l'abondance de chacune des espèces identifiées au sein de la station, les valeurs moyennes ont été multipliées par l'aire des zones correspondantes (S_{zn}) avant de les additionner en vue de reconstituer la population présente sur la station (A_{st}) (tableau 3).

Pour chaque espèce :

$$\sum_{zn=1}^n MoyQ_{zn} * S_{zn} = A_{st}$$

Où zn = zone, st = station, n = nombre de zones, $MoyQ$ = moyenne des relevés dans chacune des zones, S = surface de la zone correspondante et A = abondance au sein de la station

Les abondances peuvent être utilisées pour analyser la qualité des différentes stations, elles intègrent la densité et la surface du site. La densité peut également être calculée à l'échelle de l'ensemble de la station afin de prendre en compte une dimension qualitative indépendante de la surface. C'est cette deuxième solution qui a été utilisée dans le cadre de cette étude. Les abondances (A_{st}) ont donc été divisées par les surfaces correspondantes (S_{st}), ce qui permet de comparer les densités (D_{st}) entre les stations qui présentent des surfaces différentes (tableau 3).

Pour chaque espèce :

$$(A_{st}/S_{st})=D_{st}$$

Où D = densité au sein de la station

Concernant les données historiques, issues des recherches de Madame Turlure, elles ont été collectées en 2009. Les données brutes sont présentées sous un tableau similaire si ce n'est que des zones n'ont pas été distinguées au sein des stations, que les quadrats n'ont pas été géoréférencés ni datés précisément. Dès lors, pour chacune des espèces (ou famille) d'intérêt, une valeur moyenne a été calculée en mobilisant les différents relevés (entre 5 et 10) réalisés au sein de chacune des stations.

Tableau 3 : Mise en forme des données de végétation. (1) Données avec, soit un relevé, soit plusieurs relevés par zone. Exemple avec Bérisménil S1 ; un relevé pour la zone a, deux relevés pour la zone c et cinq relevés pour la zone e. (2) Moyenne des relevés pour chaque zone (MoyQ_{zn}). (3) Moyenne multipliée par l'aire de la zone correspondante pour donner l'abondance pour chaque zone (MoyQ_{zn}*S_{zn}). (4) Addition des abondances de chaque zone pour donner l'abondance totale par station (A_{st}). (5) Division de l'abondance totale par la surface totale correspondante pour obtenir une densité par station (A_{st}/S_{st})=D_{st}.

| Station | Zone | N° relevé | Fleurs | Touradons | POLB | ANEN | ANGS | CALP | CARN |
|---------------|------|-----------|--------|-----------|------|------|------|------|------|
| Bérisménil S1 | a | 1 | 25 | | 25 | | | | |
| Bérisménil S1 | b | 2 | 10 | | 25 | | | | |
| Bérisménil S1 | c | 3 | 16 | 1 | 19 | | | | |
| Bérisménil S1 | c | 4 | 7 | | 8 | | | | |
| Bérisménil S1 | d | 5 | 25 | | 25 | | | | |
| Bérisménil S1 | d | 6 | | | | | | | |
| Bérisménil S1 | e | 7 | 2 | 1 | 5 | | | | |
| Bérisménil S1 | e | 8 | | | | | | | |
| Bérisménil S1 | e | 9 | 4 | | 8 | | 10 | | |
| Bérisménil S1 | e | 10 | 3 | 1 | 4 | | | | |
| Bérisménil S1 | e | 11 | | | 25 | | | | |



| Station | Aire | Zone | Fleurs | Touradons | POLB | ANEN | ANGS | CALP | CARN | CARP |
|---------------|--------|------|--------|-----------|------|------|------|------|------|------|
| Bérisménil S1 | 298,9 | a | 25 | 0 | 25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bérisménil S1 | 336,5 | b | 10 | 0 | 25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bérisménil S1 | 374,7 | c | 11,5 | 0,5 | 13,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bérisménil S1 | 895,9 | d | 12,5 | 0 | 12,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bérisménil S1 | 1150,2 | e | 1,8 | 0,4 | 8,4 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |



| Station | Fleurs | Touradons | POLB | ANEN | ANGS | CALP | CARN | CARP |
|---------------|----------|-----------|----------|------|--------|------|------|------|
| Bérisménil S1 | 7471,25 | 0 | 7471,25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bérisménil S1 | 3364,8 | 0 | 8412 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bérisménil S1 | 4309,28 | 187,36 | 5058,72 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bérisménil S1 | 11199,25 | 0 | 11199,25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bérisménil S1 | 2070,36 | 460,08 | 9661,68 | 0 | 2300,4 | 0 | 0 | 0 |



| Station | Aire | Fleurs | Touradons | POLB | AGRC | ANEN | ANGS | CALP | CARN |
|---------------|--------|----------|-----------|---------|------|------|--------|------|------|
| Bérisménil S1 | 3056,5 | 28414,94 | 647,44 | 41802,9 | 0 | 0 | 2300,4 | 0 | 0 |



| Station | Fleurs | Touradons | POLB | AGRC | ANEN | ANGS | CALP | CARN |
|---------------|--------|-----------|-------|------|------|------|------|------|
| Bérisménil S1 | 9,30 | 0,21 | 13,68 | 0 | 0 | 0,75 | 0 | 0 |

Afin de permettre une comparaison de la qualité de chacune des stations entre les deux années, les mêmes aires ont été, dans la mesure du possible, considérées pour les deux jeux de données. Si une partie de la station a été inondée entre 2009 et 2019 suite à l'occupation par les castors, la zone impactée a été reprise comme zone de qualité 0 mais l'aire totale de la station a été considérée comme inchangée par rapport à 2009. Par contre, si l'aire de la station a augmenté suite à une augmentation de la plage de bistorte ou à une coupe des ligneux initialement présents, la nouvelle aire totale a été considérée en 2019 (figure 7).

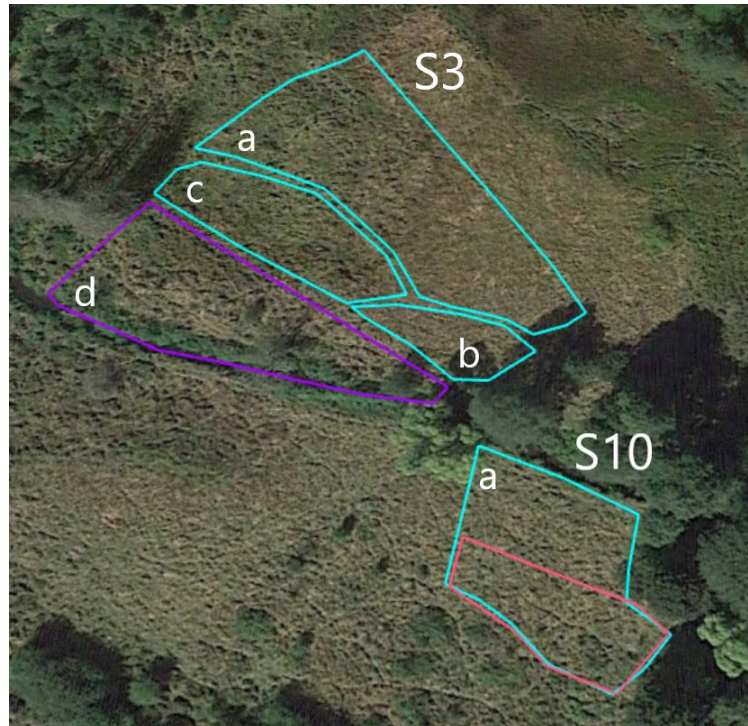


Figure 7 : Les différentes zones par station, ici les stations 3 et 10 des Prés de la Lienne. La surface mauve a été inondée entre 2009 et 2019 et est donc de qualité 0. La surface rouge a été ajoutée entre 2009 et 2019 car des arbres ont été coupés.

Pour analyser les sites, les abondances totales des stations de chaque site (exception faite de Bérisménil dont les deux stations sont trop éloignées que pour permettre un déplacement aisé des papillons de l'un à l'autre), les surfaces des stations de chaque site ont été additionnées. L'abondance totale a ensuite été divisée par la surface totale afin d'obtenir une densité par site. Ces densités permettent de comparer des sites de tailles différentes. Les étapes ci-après ont été appliquées à l'échelle des stations et des sites et pour les données collectées en 2009 et en 2019.

Pour les touradons et *P. bistorta*, les moyennes ont été analysées telles quelles. Les autres espèces ont, quant à elles, été mobilisées afin d'approcher, de caractériser les stations/sites sur base des facteurs environnementaux proposés par Ellenberg (1974). Le professeur Ellenberg

est le premier à avoir utilisé la végétation pour développer des indices environnementaux. Chaque espèce, en Europe, est associée à un indice correspondant à sa tolérance à différents paramètres : lumière, température, continentalité, humidité, acidité et azote - richesse minérale (Julve, 1998). Deux matrices ont donc été multipliées, celle reprenant les densités des espèces présentes dans les stations (D_{st}) ou dans les sites (D_s) et celle intégrant les indices d'Ellenberg pour chacune des espèces considérées (Ind_lum , Ind_temp , ...). Une matrice enrichie des valeurs des indices d'Ellenberg a alors été obtenue pour chacune des stations/sites. Les plantes qui n'ont pas été identifiées jusqu'à l'espèce, que ce soit pour les données de 2009 ou 2019, ont dû être retirées des relevés, car aucun indice d'Ellenberg n'a pu y être associé. Les valeurs « x » ont été ignorées (remplacées par la valeur 0) car, par exemple, une espèce qui a un x pour la lumière signifie qu'elle est tolérante à ce dernier paramètre et donc qu'elle peut aussi bien se développer à l'ombre qu'en pleine lumière. Elle ne nous donne dès lors aucune indication sur la qualité de la station/du site sur cette dimension (tableau 4).

Pour chaque indice d'Ellenberg (pour chaque station et chaque site):

$$\sum_{i=1}^{n_p} D_p * Ind_lum_p = E_lum_{st/s}$$

Où p = espèce, D = densité de l'espèce au sein de la station/du site, Ind_lum = valeur de l'indice d'Ellenberg lumière de l'espèce, E_lum = total des densités des espèces*valeur de l'indice d'Ellenberg lumière de l'espèce correspondante au sein de la station/du site

Tableau 4 : Mise en forme des données de végétation avec les indices d'Ellenberg. (1) Multiplication des matrices 1 et 2. Matrice 1 : A chaque espèce correspond un indice de Lumière, Température, Continentalité, Humidité, Acidité et Azote et richesse minérale (Ind_p). Matrice 2 : A chaque station correspondent les moyennes de chaque espèce (D_p). (2) Total des densités des espèces*indice d'Ellenberg de l'espèce correspondante.

| | AGRC | ANEN | ANGS | CALP | CARN |
|--------------------------------|------|------|------|------|------|
| L (Lumière) | 9 | 0 | 7 | 7 | 8 |
| T (Temperature) | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| K (Continentalité) | 5 | 3 | 4 | 0 | 3 |
| F (Humidité) | 9 | 5 | 8 | 9 | 8 |
| R (Acidité) | 3 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| N (Azote et richesse minérale) | 2 | 0 | 4 | 6 | 2 |

X

| | Bérisménill S1 | Bérisménill S2 | Grande Fange S1 | Grande Fange S2 | Langlire S1 | Langlire S2 | Petite Langlire S1 | Petite Langlire S2 | Petite Langlire S3 |
|------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|-------------|-------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| AGRC | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| ANEN | 0 | 0 | 2,75 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| ANGS | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CALP | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CARN | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 3,25 | 0 | 0 | 0 |



| | Bérisménill S1 | Bérisménill S2 | Grande Fange S1 | Grande Fange S2 | Langlire S1 | Langlire S2 | Petite Langlire S1 | Petite Langlire S2 |
|--------------------------------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|-------------|-------------|--------------------|--------------------|
| L (Lumière) | 198,38 | 399,52 | 212,33 | 273,40 | 202,00 | 217,75 | 49,54 | 225,78 |
| T (Température) | 55,59 | 166,80 | 114,28 | 131,60 | 3,33 | 115,50 | 42,89 | 125,12 |
| K (Continentalité) | 61,01 | 185,05 | 97,50 | 138,40 | 8,00 | 64,00 | 31,16 | 92,42 |
| F (Humidité) | 220,53 | 411,21 | 238,58 | 326,00 | 127,67 | 272,25 | 81,02 | 188,58 |
| R (Acidité) | 67,05 | 151,38 | 81,26 | 147,00 | 52,33 | 101,00 | 52,85 | 93,73 |
| N (Azote et richesse minérale) | 99,35 | 190,48 | 118,00 | 196,60 | 135,33 | 180,50 | 55,86 | 110,10 |

2.3 Caractérisation des populations de *B. eunomia* et *L. helle*

2.3.1 Mesure des abondances

Pour mesurer l'abondance du nacré et du cuivré de la bistorte, une méthode de capture-marquage-recapture (CMR) simplifiée (Turlure *et al.*, 2018) a été mise en œuvre pendant la période de vol des adultes. Pour ce faire, une visite des sites a été réalisée dès que la météo le permettait : un temps sec, ensoleillé et un vent limité étant nécessaires au vol de ces espèces. Au sein de chacune des stations, les individus de chacune des deux espèces cibles étaient

capturés, caractérisés au niveau de leur sexe, marqués sur l'aile par un numéro en fonction du jour de visite (1 pour la première visite sur ce site, 2 pour la deuxième visite sur ce site,...) et relâchés. Le temps de présence sur les différentes zones, de deux observateurs, a été fonction des abondances rencontrées le long d'un trajet défini lors de la première visite sur chaque site.

Un nombre insuffisant de *L. helle* a été attrapé que pour pouvoir réaliser une quelconque analyse. Dès lors, les analyses de ce mémoire se concentrent uniquement sur *B. eunomia*.

2.3.2 Formatage des données

Tout comme les variables décrivant la qualité de l'habitat, la variable « papillon » a pu être analysée à deux niveaux : au niveau des sites et au niveau des stations. Les sites permettaient d'obtenir une estimation de la population totale de *B. eunomia* tandis que les stations permettaient d'obtenir une estimation de l'indice de leur fréquentation de cette espèce.

Les données brutes de 2019, pour les sites, se présentent sous forme d'un tableau où les lignes représentent les stations alors que les colonnes représentent le nombre d'individus capturés, lors de chacune des visites, ainsi que leur sexe. Pour chaque site, le nombre total d'individus de nacré de la bistorte capturés sur l'ensemble de la saison d'observation, a été comptabilisé tous sexes confondus. Sur base du protocole de CMR simplifié (Turlure *et al.*, 2018), une estimation de la taille de la population de nacré de la bistorte, présente par site, a été obtenue (tableau 5) en divisant le nombre de *B. eunomia* capturés par le facteur d'inflation (IF) défini sur base du nombre de sessions de capture effectuées sur le site. Ce facteur sert à extrapoler le nombre d'individus marqués à celui qui aurait été obtenu avec un grand nombre de sessions (figure 8a). La valeur ainsi obtenue est ensuite multipliée par 1,49, car il a été estimé que pour deux *B. eunomia* capturés et marqués, un était « manqué » dans la population (figure 8b).

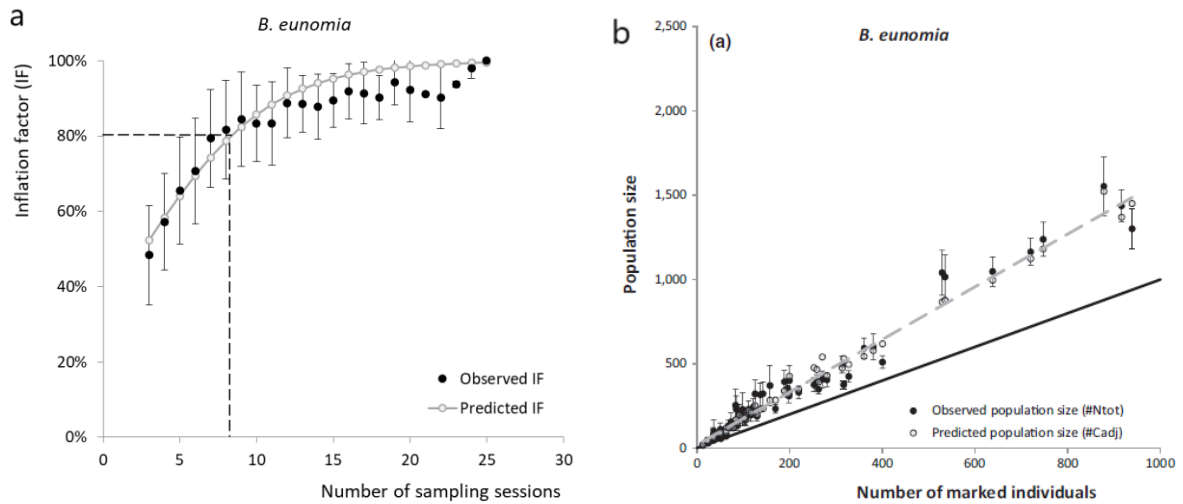


Figure 8 : (a) Facteur d'inflation estimé en fonction du nombre de séances d'échantillonnage pour *B. eunomia*. (b) Pente de la droite qui permet de quantifier la différence entre la taille de la population observée et la taille de la population prédite (Turlure *et al.*, 2018).

Pour chaque site :

$$(\sum \text{Ind}_C) / \text{IF} * 1,49 = N_{\text{tot}}$$

Où Ind_C = individu capturé, IF = facteur d'inflation et N_{tot} = taille de population de *B. eunomia*

Les données historiques, issues de recherches de C. Turlure, reprennent chaque individu de *B. eunomia* capturé (sexe, station de capture, activité lors de sa capture,...), ce pour plusieurs années et plusieurs sites. Les données utilisées dans cette étude sont les données collectées en 2009. Le nombre d'individus capturés sur chaque site a été comptabilisé avant d'appliquer la procédure développée ci-avant.

Tableau 5 : Estimation de la taille de la population de *B. eunomia* en 2019 sur base du nombre total d'individus capturés et du nombre de sessions de capture. (1) Les lignes reprennent les stations alors que les colonnes intègrent le nombre d'individus capturés, pour chacune des sessions de visite, ainsi que leur genre. (2) La taille des populations de *B. eunomia* par site (N_{tot}) est estimée en divisant la somme du nombre de capturés (Ind_C), lors des différentes sessions, par le facteur d'inflation (IF) ; ce dernier étant fonction du nombre de sessions de capture réalisées ; avant de multiplier la valeur obtenue par 1,49 qui est le facteur de multiplication permettant de relier la taille de la population prédite à la taille de la population observée chez cette espèce (Turlure et al., 2018).

| Station | J1 | | J2 | | J3 | | J4 | | J5 | | J6 | |
|-----------------------|------|---------|------|---------|------|---------|------|---------|------|---------|------|---------|
| | Mâle | Femelle | Mâle | Femelle | Mâle | Femelle | Mâle | Femelle | Mâle | Femelle | Mâle | Femelle |
| Bérisménil S1 | | | 13 | | 22 | 6 | 5 | 1 | 1 | 5 | 1 | 9 |
| Bérisménil S2 | | | | | | | 4 | | | | 2 | |
| Grande Fange S1 | | | | | | | | | 3 | | 5 | 2 |
| Grande Fange S2 | | | | | 1 | | 14 | 1 | 7 | | 8 | 5 |
| Langlire S1 | | | | | | | | | | | | |
| Langlire S2 | | | | | | | | | | | | |
| Petite Langlire S1 | | | | | 14 | 2 | 5 | 3 | 3 | | 2 | 3 |
| Petite Langlire S2 | | | | | 4 | | 3 | 1 | | | | |
| Petite Langlire S3 | | | | | | 1 | | | | 1 | 5 | 3 |
| Petite Mormont S1 | | | | | | | | | | | | |
| Petite Mormont S2 | | | | | | | | | | | | |
| Pisserotte S10 | | | | | | | 3 | | 29 | 6 | 17 | 7 |
| Pisserotte S3 | | | | | | | | | 25 | 1 | 40 | 14 |
| Pisserotte S9 | | | | | 1 | | 16 | | 18 | 5 | 27 | 12 |
| Prés de la Lienne S10 | | | | | | | | | | | | |
| Prés de la Lienne S22 | | | | | | | | | | | | |
| Prés de la Lienne S3 | | | | | | | | | | | | |
| Prés Lefèvre | | | | | | | | | | | | |



| Site | Nbre sessions | B. eunomia capturés | IF | Pente | Ntot |
|-------------------|---------------|---------------------|-------|-------|------|
| Bérisménil S1 | 6 sessions | 65 | 0,695 | 1,49 | 139 |
| Bérisménil S2 | 6 sessions | 7 | 0,695 | 1,49 | 15 |
| Grande Fange | 7 sessions | 64 | 0,744 | 1,49 | 128 |
| Langlire | 4 sessions | 0 | 0,583 | 1,49 | 0 |
| Petite Langlire | 6 sessions | 54 | 0,695 | 1,49 | 116 |
| Petite Mormont | 4 sessions | 0 | 0,583 | 1,49 | 0 |
| Pisserotte | 7 sessions | 399 | 0,744 | 1,49 | 800 |
| Prés de la Lienne | 4 sessions | 0 | 0,583 | 1,49 | 0 |
| Prés Lefèvre | 4 sessions | 0 | 0,583 | 1,49 | 0 |

Les tailles de population ainsi estimées pour 2009 et 2019, ont été divisées par les surfaces respectives des sites afin de calculer les densités de papillon (D) au sein de ces derniers.

$$N_{tots} / S_s = D_s$$

Pour les stations, c'est un indice de fréquentation qui a été calculé (Schtickzelle et Baguette, 2004). En effet, on ne peut pas estimer la taille de population par station car les mouvements d'individus entre stations au sein d'un site sont trop nombreux pour que cela soit fiable. L'indice de fréquentation, quant à lui, nous donne une indication sur la perception de la qualité de la

station par *B. eunomia*. Plus il y a de papillons, plus ce dernier considère la station comme étant de bonne qualité. Les recaptures nous donnent une indication sur le temps de résidence des individus dans la parcelle : plus le temps de résidence est long plus la qualité de la station est considérée comme élevée. Pour les données de 2019, pour chaque station et chaque jour, les nombres d'individus observés capturés (Ind_C) ou recapturés (Ind_R) ont été additionnés. Une moyenne par station a ensuite été calculée afin d'obtenir un indice de fréquentation moyen par jour, car le nombre de sessions entre 2009 et 2019 n'est pas égal et ce nombre n'est pas égal non plus entre les différentes stations (tableau 6). Cet indice reflète à la fois l'abondance locale de *B. eunomia* et la durée que chaque individu y passe, information qu'on peut supposer liée à la qualité locale de l'habitat.

Pour chaque jour :

$$(\sum ind_C + \sum ind_R) = \sum ind_{CR}$$

Pour chaque station :

$$Moy (\sum_{i=1}^{n_j} ind_{CRj}) = Freq$$

Où ind = individu, j= jour, C = capture, R = recapture et Freq = moyenne des indices de fréquentation par station

Pour les données historiques, la même procédure que ci-dessus a été appliquée afin d'obtenir un indice de fréquentation moyen par station.

Tableau 6 : Calcul de l'indice de fréquentation de *B. eunomia* en 2019 sur base du nombre total d'individus capturés et recapturés. (1) Tableau avec les lignes qui comprennent les stations et les colonnes qui reprennent le nombre et le genre des individus capturés et recapturés, pour chacune des sessions de visite. (2) Total du nombre d'individus capturés et recapturés par station et par jour ($\sum \text{ind}_{\text{CR}}$). (3) Moyenne des indices de fréquentation par station (Freq).

| Station | J1 | | J2 | | J3 | | J23 | | J4 | | J34 | | J234 | |
|-----------------|------|---------|------|---------|------|---------|------|---------|------|---------|------|---------|------|---------|
| | Mâle | Femelle | Mâle | Femelle | Mâle | Femelle | Mâle | Femelle | Mâle | Femelle | Mâle | Femelle | Mâle | Femelle |
| Bérisménil S1 | | | 13 | | 22 | 6 | 8 | | 5 | 1 | 8 | | 3 | |
| Bérisménil S2 | | | | | | | | | 4 | | | | | |
| Grande Fange S1 | | | | | | | | | | | | | | |
| Grande Fange S2 | | | | | 1 | | | | 14 | 1 | | | | |



| Station | Date | Nbre eunomia CR |
|-----------------|------|-----------------|
| Bérisménil S1 | J2 | 13 |
| Bérisménil S1 | J3 | 36 |
| Bérisménil S1 | J4 | 17 |
| Bérisménil S1 | J5 | 12 |
| Bérisménil S1 | J6 | 14 |
| Bérisménil S1 | J7 | 2 |
| Bérisménil S2 | J4 | 4 |
| Bérisménil S2 | J6 | 2 |
| Bérisménil S2 | J7 | 1 |
| Grande Fange S1 | J5 | 3 |
| Grande Fange S1 | J6 | 10 |
| Grande Fange S1 | J7 | 7 |
| Grande Fange S1 | J8 | 3 |
| Grande Fange S2 | J3 | 1 |
| Grande Fange S2 | J4 | 15 |
| Grande Fange S2 | J5 | 13 |
| Grande Fange S2 | J6 | 18 |
| Grande Fange S2 | J7 | 17 |
| Grande Fange S2 | J8 | 2 |
| Grande Fange S2 | J9 | 1 |



| Station | Indice (Freq) |
|-----------------|---------------|
| Bérisménil S1 | 16 |
| Bérisménil S2 | 2 |
| Grande Fange S1 | 6 |
| Grande Fange S2 | 10 |

Après avoir obtenu les indices de fréquentation moyens en 2009 et 2019, ces derniers ont été divisés par les surfaces respectives des stations afin d'obtenir un indice de fréquentation (I) qui puisse être comparé aux descripteurs de qualité de ces stations.

$$\text{Freq}_{\text{st}} / S_{\text{st}} = I_{\text{st}}$$

2.4 Préparations des données pour les analyses statistiques

Un ratio (D_{st2019} / D_{st2009} et $Elum_{st2019} / Elum_{st2009}$) a été calculé entre les données relatives à l'année 2019 et 2009 afin d'analyser l'évolution de la qualité des stations/sites et l'évolution des densités de populations (D_{st2019} / D_{st2009}) / indices de fréquentation (I_{st2019} / I_{st2009}) entre les deux années considérées. Le logarithme népérien de ces ratios a ensuite été calculé afin d'en normaliser la distribution, qui par définition n'est pas symétrique (p.ex. 1/10 et 10/1 ne sont pas symétriques par rapport au point d'équilibre qu'est 1/1).

$\ln(D_{st2019} / D_{st2009}) = R_{st}$ (pour *P. bistorta* et touradons)

$\ln(Elum_{st2019} / Elum_{st2009}) = R_{lum_{st}}$ (même équation pour les autres indices E_{temp} , E_{cont} , ...)

$\ln(D_{s2019} / D_{s2009}) = R_s$ (pour *B. Eunomia*)

$\ln(I_{st2019} / I_{st2009}) = F_{st}$ (pour *B. Eunomia*)

Où st = station et s =site

Lorsqu'une station/un site de l'année 2009 contenait une valeur nulle, le ratio correspondant tendait vers l'infini. Ces ratios ont dès lors, afin de pouvoir les exploiter, été remplacés par la valeur de 10 qui représentait l'ordre de grandeur supérieur à l'ensemble des valeurs observées. Lorsqu'une station/un site de l'année 2019 ou une station/un site des années 2009 et 2019 contenait des variables présentant une valeur nulle, le ratio pour cette station/ce site était également nul. Le logarithme népérien de zéro n'existant pas, ces ratios ont été remplacés par la valeur de 0,1 (étant l'inverse de dix), pour pouvoir transformer cette valeur en ln, ce qui a permis de maintenir une symétrie dans les transformations de données aux bornes supérieure et inférieure.

2.5 Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel RStudio (RStudio Team, 2015) et les packages « car » pour les Anova's, « ggplot2 » pour les graphiques, « ade4 », « FactoMineR » et « factoextra » pour les ACP.

L'impact de la présence/absence du castor a été évalué tant à l'échelle des stations (18) qu'à celle des sites (9).

2.5.1 Impact du castor sur la qualité de l'habitat et sur les populations de *B. eunomia*

Dans un premier temps, pour les descripteurs de végétation, une analyse en composantes principales (ACP) mobilisant l'ensemble des logarithmes népériens des ratios (2019/2009) des densités a été réalisée afin d'identifier une potentielle structuration/séparation entre les sites/stations sur base de la présence/absence du castor. Cette ACP avait également pour objectif d'analyser la corrélation entre les différentes variables afin de, potentiellement, en réduire le nombre.

Les points ci-après ont été réalisés pour les descripteurs de végétation et *B. eunomia*. Préalablement à la réalisation des analyses de la variance (ANOVA) et afin de permettre ces dernières, des tests d'homogénéité de variances et de normalité ont été mis en oeuvre. Des White-adjusted anova's ont été réalisées, pour certains des descripteurs de végétation, lorsque les variances se révélaient être hétérogènes après un test de Bartlett (Mangiafico, 2015). Afin de tester la normalité de la distribution des différents descripteurs, un test de Shapiro a été réalisé pour les logarithmes népériens des ratios (2019/2009) des densités (R) et des indices de fréquentation (F) analysés. Malgré les transformations réalisées, en mobilisant leur logarithme népérien, certains des ratios ne présentaient pas une distribution normale. Les analyses ont néanmoins été réalisées sur cette base car (1) cette absence de normalité peut être expliquée par un faible nombre d'observations et (2) les analyses réalisées sont assez robustes face à une éventuelle non-normalité.

Parallèlement aux résultats des analyses statistiques, l'effet de la présence/absence des castors sur les valeurs prises par les ratios des différentes variables décrivant la qualité des sites/stations et la densité de population/l'indice de fréquentation de *B. eunomia*, a été illustré par des boxplots.

2.5.2 Lien entre l'évolution des populations de *B. eunomia* et la qualité de l'habitat

Pour analyser le lien existant entre l'évolution des populations de *B. eunomia* et la qualité de l'habitat, une régression linéaire a été réalisée entre les R/F de *B. eunomia*, variables continues et dépendantes, et les ratios des trois descripteurs de végétation (Indices d'Ellenberg regroupés en un Indice global, Touradons et *P. bistorta*), qui reflètent le changement dans la qualité de l'habitat de 2009 à 2019.

3 Résultats

3.1 Impact du castor sur les indices de qualité d'habitat

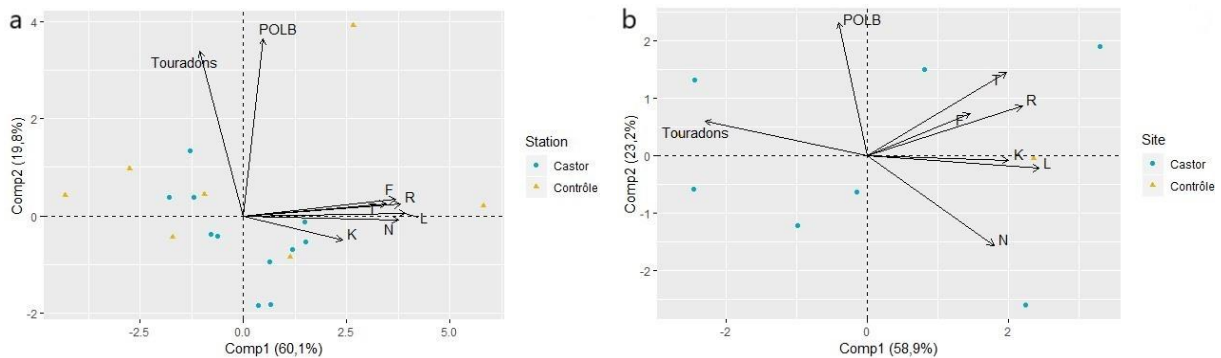


Figure 9 : Répartition des (a) stations et des (b) sites dans l'espace formé par les deux premières composantes de l'ACP réalisée au départ des logarithmes népériens des ratios (2019/2009) des densités calculées pour les différents descripteurs de végétation.

L'ACP, réalisée sur les logarithmes népériens des ratios, à l'échelle des stations, (fig 9a) et des sites (fig 9b), calculés pour les différents descripteurs de végétation, a pour objectif d'identifier une potentielle ségrégation entre les stations/sites avec ou sans castor. Pour les stations, une tendance peut être mise en avant. Les stations contrôles se situent plus vers la partie supérieure de la deuxième composante comparativement aux stations colonisées par le castor. Cette tendance est néanmoins fortement dépendante d'une station : Pisserotte S10. La variabilité entre les stations retenues comme stations contrôles apparaît néanmoins supérieure à celle observée entre les stations colonisées par les castors. Le positionnement des sites dans l'espace formé par les deux premières composantes est plus délicat à analyser vu que seuls deux sites représentent le groupe contrôle.

Pour les stations (fig 9a), la 1^{ère} composante explique 60,1% de la variation tandis que la seconde en reprend 19,8%. Sur ce plan, il y a donc 79,9% de la variation de notre jeu de données qui sont expliqués par les deux premières composantes de l'ACP. La figure 9a illustre également la forte contribution de la bistorte (52,6%) et des touradons (45,4%) à la seconde composante. La première composante est, quant à elle, principalement définie par les six indices d'Ellenberg (entre 7% et 20% pour chaque indice) qui sont également fortement corrélés entre eux (figure 10).

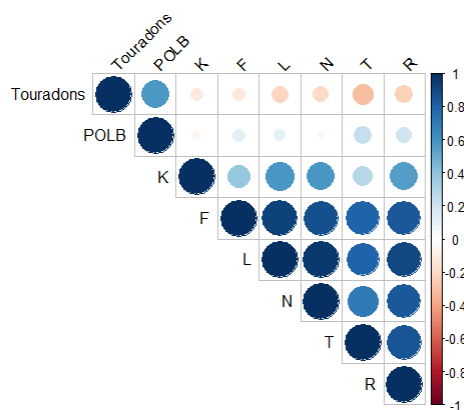


Figure 10 : Matrice reprenant les corrélations entre les différents descripteurs de végétation, à l'échelle des stations.

Ces fortes corrélations entre les valeurs prises par les indices d'Ellenberg ($r =$ entre 0,44 et 0,97 ; p -valeur $< 0,26$) permettent de synthétiser ces six variables en une variable qui correspond à la coordonnée de chacune des stations sur la première composante d'une ACP ne mobilisant que ces six indices d'Ellenberg. Dans ce cas-là, la première composante explique 78,9% de la variation du jeu de données contenant les six indices d'Ellenberg. Un nouveau jeu de données mobilisant cette nouvelle variable, renommée Indice global (Ind), ainsi que l'évolution des logarithmes népériens des ratios des densités de Touradons et *P. bistorta* est alors créé et mobilisé pour la réalisation de la suite des analyses.

Pour les sites (fig 9b), la 1^{ère} composante explique 58,9% de la variation tandis que la seconde en reprend 23,2%. Sur ce plan, il y a donc 82,1% de la variation de notre jeu de données qui est reprise par ces composantes. La figure 9b illustre également la forte contribution de la bistorte à la seconde composante (46,2%). Les six indices d'Ellenberg sont, tout comme à l'échelle des stations, mais d'une manière moins prononcée, corrélés entre eux (figure 11). Ces indices contribuent également fortement à la 1^{ère} composante (entre 7% et 20%).

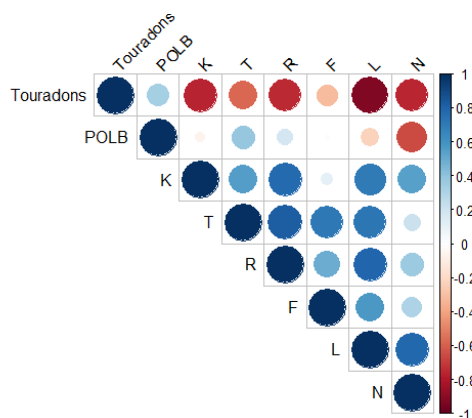


Figure 11 : Matrice reprenant les corrélations entre les différents descripteurs de végétation, à l'échelle des sites.

Comme pour les stations, suite à cette corrélation entre les indices d'Ellenberg ($r =$ entre 0,46 et 0,94 ; p -valeur $< 0,25$), ces derniers ont été synthétisés en une variable qui correspond à la coordonnée de chacun des sites sur la première composante d'une ACP ne mobilisant que ces six indices d'Ellenberg. Un nouveau jeu de données mobilisant cette nouvelle variable, renommée Indice global (Ind), ainsi que l'évolution des logarithmes népériens des ratios des densités de touradons et *P. bistorta*, est alors créé et utilisé pour les prochaines analyses. Mais contrairement aux stations, les touradons sont également anti-corrélés aux indices d'Ellenberg ($r =$ entre -0,64 et -0,99), les huit variables pourraient donc également être réduites en deux variables qui correspondent aux coordonnées de chacun des sites sur ces deux premières composantes avec l'ACP de la figure 9b. Mais les informations étant redondantes avec le jeu de données qui comprend l'indice global, les touradons et *P. bistorta*, les résultats ne seront pas présentés et discutés dans ce travail.

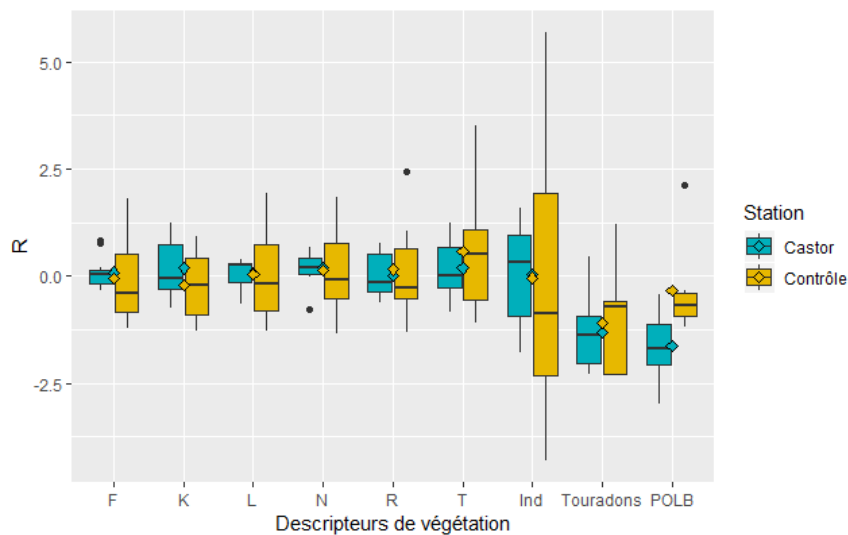


Figure 12 : Evolution des logarithmes népériens des ratios (2019/2009) des densités calculées pour les huit descripteurs de végétation et de l'indice global (Ind) obtenu au départ des indices d'Ellenberg, pour les groupes de stations ayant ou pas été colonisées par le castor. Lorsque le logarithme népérien est supérieur à zéro, cela représente une augmentation du ratio considéré entre les années 2009 et 2019. L'inverse est vrai lorsque le logarithme népérien est inférieur à zéro. Dans les boxplots, les barres noires horizontales représentent les médianes tandis que les diamants représentent les moyennes. Les degrés de liberté associés aux statistiques de Fisher de l'Anova ou de la White-adjusted Anova sont de 1 et 16.

Les Anovas ne permettent pas et ce, quel que soit le descripteur de végétation considéré, à l'exception de *P. bistorta*, de mettre en évidence de différence significative entre les stations contrôles et les stations colonisées par les castors ($p > 0,3$). A cette échelle, un effet significatif de la présence du castor sur l'évolution de la densité de *P. bistorta* ($p=0,011$) a pu être mis en évidence (figure 12). Les résultats illustrent une diminution des densités de bistorte sur

l'ensemble des stations (t-test : $p < 0,001$), mais cette diminution est accentuée dans les stations colonisées par les castors (t-test : $p < 0,001$) par rapport aux stations contrôles (t-test : $p=0,441$). Pour les touradons, une diminution de la densité est également observée sur l'ensemble des stations (t-test : $p < 0,001$) mais cette diminution est similaire entre les stations contrôles et les stations colonisées par les castors. Les boxplots montrent également que la variabilité des logarithmes des ratios pour l'humidité (F), la lumière (L), l'azote et richesse minérale (N), la température (T), l'indice global (Ind) et les touradons apparaît plus importante dans les stations contrôles que dans les stations colonisées par les castors. Tandis que l'inverse semble vrai pour la variable reflétant l'évolution des densités de *P. bistorta*.

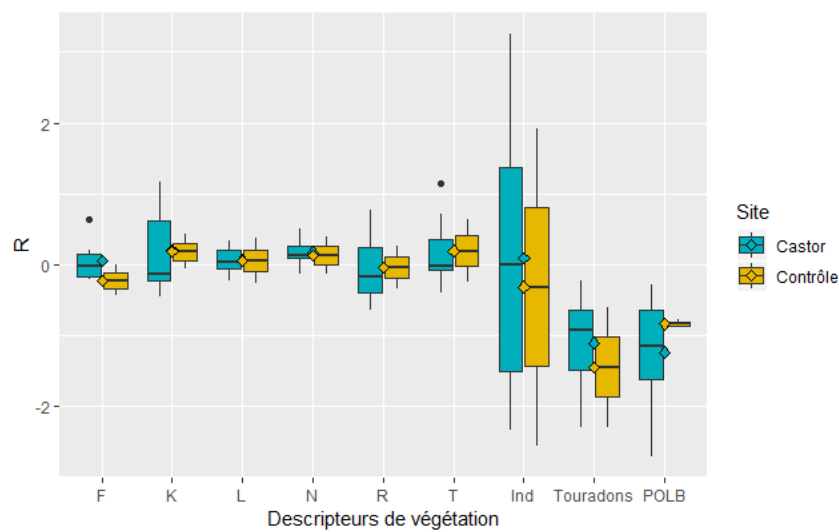


Figure 13 : Evolution des logarithmes népériens des ratios (2019/2009) des densités calculées pour les huit descripteurs de végétation et de l'indice global (Ind) obtenu au départ des indices d'Ellenberg, pour les groupes de sites ayant ou pas été colonisés par le castor. Lorsque le logarithme népérien est supérieur à zéro, cela représente une augmentation du ratio considéré entre les années 2009 et 2019. L'inverse est vrai lorsque le logarithme népérien est inférieur à zéro. Dans les boxplots, les barres noires horizontales représentent les médianes tandis que les diamants représentent les moyennes. Les degrés de liberté associés aux statistiques de Fisher de l'Anova ou de la White-adjusted Anova sont de 1 et 7.

La figure 13 et les Anova's expliquent, pour tous les descripteurs de végétation, une différence non significative entre les moyennes des sites contrôles et des sites colonisés par les castors ($p > 0,3$). Les résultats illustrent une diminution des densités de bistorte (t-test : $p=0,002$) et des densités de touradons (t-test : $p=0,002$) sur l'ensemble des sites. Les boxplots montrent également que la variabilité des logarithmes des ratios pour la continentalité, l'acidité, l'indice global et *P. bistorta* est plus importante dans les sites colonisés par les castors que dans les sites contrôles. Tandis que pour les quatre autres indices d'Ellenberg (humidité, lumière, azote et

richesse minérale et température) et les touradons, les variabilités sont du même ordre de grandeur.

3.2 Impact du castor sur *Boloria eunomia*

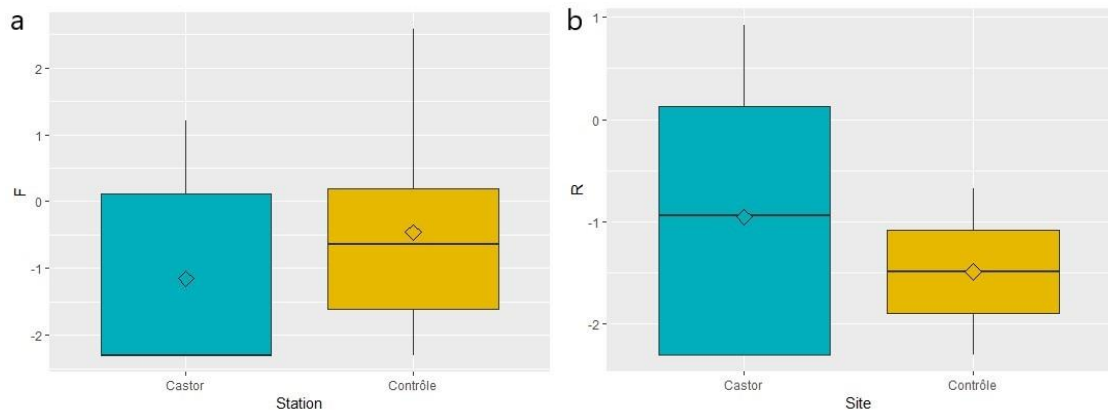


Figure 14 : Evolution des logarithmes népériens des ratios (2019/2009) des indices de fréquentation moyens (F) et des densités (R) de *B. eunomia*, pour les (a) groupes de stations ou (b) groupes de sites ayant ou pas été colonisés par le castor. Lorsque le logarithme népérien est supérieur à zéro, cela représente une augmentation du ratio considéré entre les années 2009 et 2019. L'inverse est vrai lorsque le logarithme népérien est inférieur à zéro. Les barres noires horizontales, dans les boxplots, représentent les médianes tandis que les diamants représentent les moyennes. Les degrés de liberté associés aux statistiques de Fisher de l'Anova ou de la White-adjusted Anova sont de 1 et 16, pour le test à l'échelle des stations (a) et de 1 et 7 pour l'approche réalisée à l'échelle des sites (b).

Les Anova's ne permettent pas de mettre en évidence un effet significatif du castor sur les évolutions, respectivement, des indices de fréquentation (figure 14a) et des densités (figure 14b), de *B. eunomia* ($p > 0,35$). Néanmoins, les figures 14a et 14b illustrent une diminution, respectivement, des indices de fréquentation moyens (F) et des densités (R) de *B. eunomia* sur l'ensemble des stations (t-test : $p=0,026$)/sites (t-test : $p=0,037$) entre les deux années considérées. Les boxplots illustrent également que la variabilité des logarithmes des ratios pour *B. eunomia* est plus importante dans les stations/sites colonisés par les castors que dans les stations/sites contrôles.

3.3 Lien entre l'évolution des populations de *B. eunomia* et la qualité de l'habitat

En l'absence d'effet marqué de la présence du castor sur l'évolution des densités du nacré de la bistorte, le lien entre l'évolution de l'indice de fréquentation/la densité de ce papillon et l'évolution des descripteurs de végétation enregistrés est exploré.

Le modèle linéaire mobilisé à l'échelle des stations est le suivant :

$$F_{eunomia} \sim R_{POLB} + R_{Touradons} + R_{Ind} + R_{POLB} * R_{Touradons} + R_{POLB} * R_{Ind} + R_{Touradons} * R_{Ind} + R_{POLB} * R_{Touradons} * R_{Ind}$$

Où F = logarithme népérien du ratio (2019/2009) des indices de fréquentation moyens et R = logarithme népérien des ratios (2019/2009) des densités

Tableau 7: Valeurs de Fisher (7,10), degrés de liberté et p-valeurs associées pour la régression linéaire mobilisant les descripteurs de végétation et leurs interactions, à l'échelle des stations, en vue d'explicitier les variations des évolutions des indices de fréquentation (F) de ces stations par *B. eunomia* entre 2009 et 2019.

| Descripteurs de végétation | DI | F valeur | p-valeur |
|----------------------------|----|----------|----------|
| POLB | 1 | 2,605 | 0,138 |
| Touradons | 1 | 0,001 | 0,980 |
| Ind | 1 | 0,546 | 0,477 |
| POLB*Touradons | 1 | 0,188 | 0,673 |
| Touradons*Ind | 1 | 0,055 | 0,818 |
| POLB*Ind | 1 | 0,741 | 0,409 |
| POLB*Touradons*Ind | 1 | 0,004 | 0,949 |

Sur base de cette analyse, à l'échelle des stations, l'évolution de l'indice de fréquentation moyen de *B. eunomia* n'est pas significativement impactée par l'évolution de la densité des descripteurs de végétation. Seule *P. bistorta* semble avoir un impact, de manière marginale, sur l'évolution de l'indice de fréquentation moyen de *B. eunomia*. Due à ce résultat, une régression linéaire simple a été réalisée entre l'évolution de l'indice de fréquentation moyen de *B. eunomia* et l'évolution de la densité de *P. bistorta* (tableau 8 et figure 15).

Tableau 8: Valeurs de Fisher (1,16), degrés de liberté et p-valeurs associées, issues de la régression linéaire mobilisant l'évolution des densités de *P. bistorta*, à l'échelle des stations, en vue d'explicitier l'évolution des indices de fréquentation (F) des stations par *B. eunomia*.

| Descripteurs de végétation | DI | F valeur | p-valeur |
|----------------------------|----|----------|----------|
| POLB | 1 | 9,051 | 0,008 |

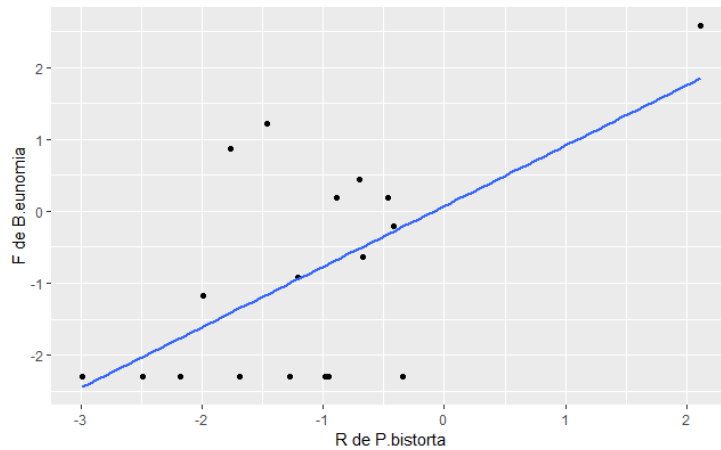


Figure 15 : Impact du logarithme du ratio de la densité de *P. bistorta* entre 2019 et 2009 sur le logarithme népérien du ratio des indices de fréquentation moyens de *B. eunomia* entre ces deux années.

Cette régression linéaire (tableau 8 et figure 15) illustre l'impact significatif qu'a la bistorte sur *B. eunomia*. Une augmentation de la densité de la bistorte induit une augmentation de l'indice de fréquentation moyen de *B. eunomia*.

A l'échelle des sites, le modèle linéaire suivant a été mobilisé :

$$R_{\text{eunomia}} \sim R_{\text{POLB}} + R_{\text{Touradons}} + R_{\text{Ind}} + R_{\text{POLB}}*R_{\text{Touradons}} + R_{\text{POLB}}*R_{\text{Ind}} + R_{\text{Touradons}}*R_{\text{Ind}} + R_{\text{POLB}}*R_{\text{Touradons}}*R_{\text{Ind}}$$

Où R = logarithme népérien des ratios (2019/2009) des densités

Tableau 9: Valeurs de Fisher (1,1), degrés de liberté et p-valeurs associées issues de la régression linéaire réalisée avec les R des descripteurs de végétation et leurs interactions, pour les sites, qui peuvent expliquer la variable R de *B. eunomia*.

| Descripteurs de végétation | DI | F valeur | p-valeur |
|----------------------------|----|----------|----------|
| POLB | 1 | 1,172 | 0,474 |
| Touradons | 1 | 1,591 | 0,427 |
| Ind | 1 | 2,407 | 0,364 |
| POLB*Touradons | 1 | 13,993 | 0,166 |
| Touradons*Ind | 1 | 14,767 | 0,162 |
| POLB*Ind | 1 | 14,571 | 0,163 |
| POLB*Touradons*Ind | 1 | 50,606 | 0,088 |

Sur base de cette analyse, à l'échelle des sites, l'évolution de la densité de *B. eunomia* ne semble pas significativement impactée par l'évolution de la densité des descripteurs de végétation. Par contre, le R de *B. eunomia* est impacté, de manière marginalement significative, par l'interaction triple entre *P. bistorta*, les touradons et l'Indice global.

4 Discussion

4.1 Impact du castor sur les indices de qualité d'habitat

Les résultats obtenus ci-avant, illustrés dans les figures 12 et 13, ne permettent pas de mettre en évidence de différences significatives au niveau des indices de végétation reflétant les caractéristiques abiotiques des stations/sites contrôles par rapport aux stations/sites directement colonisés par les castors.

Au vu des articles qui parlent de l'impact des castors sur les habitats, certains effets attendus n'ont pas été observés. Il s'agit notamment d'une augmentation de l'humidité, d'une augmentation de l'azote et de la richesse minérale, d'une diminution de l'acidité et d'une augmentation de la lumière suite à l'activité des castors. En effet, ces derniers sont des ingénieurs, car ils vont modifier la structure et la dynamique de l'écosystème en cherchant de l'espace et de la nourriture. Les bassins et les canaux de castors affectent les processus hydrologiques et créent des patchs perturbés. Ainsi, lorsqu'un barrage est construit, un étang se crée en amont avec, pour conséquences, un stockage des précipitations, une diminution de la vitesse des cours d'eau, une élévation de la nappe phréatique ou encore une augmentation de la surface humide par rapport au canal. Il y a donc une augmentation globale de l'humidité dans le site entourant cette infrastructure (Gurnell, 1998). L'augmentation du niveau de l'eau et la diminution de la vitesse du courant entraîne une diminution de l'érosion et une augmentation de la sédimentation et cela a un impact sur la qualité de l'eau. De plus, en creusant ses terriers et les canaux, le castor a un impact sur l'hydrologie et l'accumulation des débris et des sédiments (Barvaux *et al.*, 2015). Une augmentation de la quantité de carbone organique, d'azote, de phosphore et d'autres nutriments est donc observée dans le canal (Devito et Dillon, 1992 ; Gurnell, 1998 ; Barvaux *et al.*, 2015). Dans les articles, une augmentation de pH est également observée suite à l'installation des castors dans les cours d'eau. Ce pH peut être augmenté par un phénomène de capture de nitrate (NO₃⁻) et de rejet d'ammonium (NH₄⁺) (Barvaux *et al.*, 2015). Une augmentation de lumière peut également être observée. En effet, les castors récoltent des arbres et des arbustes dans la zone qui entoure leur étang. Cette zone, appelée la zone riveraine, est le 2^{ème} patch qui se développe de façon concentrique au 1^{er}, qui est l'étang lui-même créé par le barrage. Cette zone riveraine est souvent dominée par les espèces feuillues préférées du castor, ces dernières peuvent être coupées à blanc (Johnston et Naiman, 1987). Une augmentation de l'ouverture de la canopée est donc observée (Gurnell, 1998). Le castor, en créant ces parcelles, va provoquer une stratification verticale et horizontale,

en réduisant la hauteur de la végétation et en modifiant le partitionnement de la biomasse (Johnston et Naiman, 1987). En été et en automne, les retenues d'eau peuvent entraîner une légère augmentation de température et peuvent tempérer les baisses de température du cours d'eau. Tandis qu'en hiver et au printemps, le contraire est observé (Rosell *et al.*, 2005 ; Barvaux *et al.*, 2015).

Une des explications pour lesquelles aucune de ces différences n'a été observée dans cette étude pourrait résider dans la variabilité observée. Ainsi, en fonction des sites, certaines des stations colonisées se trouvaient en amont du barrage des castors tandis que d'autres se trouvaient en aval de ce dernier. Cette différence de position fait que les conséquences peuvent également être différentes. En amont, l'eau est retenue par le barrage et cela induit une augmentation de la hauteur de la lame d'eau dans le milieu. Ce plan d'eau induit une diminution de la vitesse du cours d'eau, une diminution de l'érosion et une augmentation de la sédimentation. Cela devrait avoir pour conséquence une augmentation des teneurs en azote et en différents nutriments, comme expliqué ci-dessus. En aval, le débit devrait, à l'équilibre, être équivalent à celui rencontré avant l'installation des castors. L'absence de différence peut également trouver son explication dans la méthode utilisée pour caractériser la qualité de l'habitat. En effet, aucune mesure directe des paramètres abiotiques (température, teneur en azote,...) n'a été réalisée. Ces paramètres ont été déduits des indices d'Ellenberg. Or, (1) un délai de réponse est nécessaire avant que les effets de la perturbation ne se reflètent sur la composition de la communauté végétale et (2) chaque plante a une certaine gamme de tolérance face aux différents paramètres abiotiques, ce qui fait que les indices d'Ellenberg sont des proxys et non des valeurs exactes des différents paramètres abiotiques approchés.

4.2 Impact du castor sur *Boloria eunomia*

La figure 14 ne met en évidence aucun impact significatif du castor sur l'évolution des densités ou des indices de fréquentation de *B. eunomia*, entre 2019 et 2009, respectivement pour les sites ou pour les stations. Néanmoins, une incohérence au niveau des résultats, obtenue à l'échelle des sites et des stations, peut être mise en évidence : les stations directement colonisées par le castor présentent une moyenne et une médiane plus élevées que les stations non impactées tandis que pour les sites, le contraire est observé. Cette incohérence peut être expliquée de différentes manières. (1) Deux approches différentes ont été utilisées pour caractériser l'occurrence de *B. eunomia* à l'échelle des stations et des sites. A l'échelle des sites, pour calculer les densités de populations, le nombre d'individus capturés est utilisé pour estimer

l'abondance réelle, tandis que, pour calculer les indices de fréquentations moyennes à l'échelle des stations, c'est le nombre d'individus capturés et recapturés qui a été mobilisé car il n'est pas possible de calculer une abondance à ce niveau spatial car il y a trop de mouvements de dispersion entre les stations. (2) Les sites non colonisés et les stations non directement colonisées par le castor ne recouvrent pas les mêmes réalités. En effet, à l'intérieur d'un site colonisé, à l'échelle des stations, certaines peuvent être comptées comme colonisées ou contrôle. Par exemple, Pisserotte est un site colonisé, mais, dans les stations, seule la station 3 est considérée comme étant colonisée tandis que les stations 9 et 10 sont comptées comme stations contrôles. (3) De par la présence d'un nombre différent de stations au sein des différents sites, un nombre plus important des stations suivies, proportionnellement au nombre de sites, ne contenait aucun *B. eunomia*. Cela a tiré la moyenne, mais surtout la médiane vers le bas, vers la valeur de -2,3 qui représente le ln de 0,1, défini comme limite inférieure.

Bien que nos résultats ne permettent pas de mettre en évidence un impact significatif du castor sur les populations et/ou l'activité de *B. eunomia*, ils soulignent, sur base des deux années prises en compte, une diminution générale tant des tailles des populations que des indices de fréquentation de cette espèce sur les sites et les stations étudiées, que ce soit en présence ou en absence du castor. Ces résultats confirment le fait que le nacré de la bistorte est en déclin en Belgique, et ce indépendamment de la présence du castor. Afin de généraliser une telle observation, il y aurait lieu de la réitérer sur plusieurs années en comparaison avec plusieurs années de référence antérieures à 2010.

4.3 Lien entre l'évolution des populations de *B. eunomia* et la qualité de l'habitat

Les figures 12 et 13 soulignent, entre 2009 et 2019, à l'échelle des stations et des sites, une diminution significative des densités en touradons et en bistorte. Sur base des résultats obtenus à l'échelle des stations, cette diminution de densité de la bistorte semble plus importante en présence du castor. Ce qui n'est pas le cas à l'échelle des sites. Cette dernière observation pourrait s'expliquer par un effet dilué, à l'échelle du site, des surfaces inondées, suite à la construction des barrages par les castors, prises en compte dans le calcul des densités de bistorte. Une autre explication serait qu'aucune différence significative n'a pu être mise en évidence en lien avec la variabilité observée. En effet, une différence, au niveau des moyennes des évolutions de densité de bistorte, est malgré tout observable dans la figure 13 pour les sites avec ou sans castor.

D'une manière générale, une réduction des densités de touradons et de bistorte a donc été observée entre 2009 et 2019. Ces évolutions peuvent s'expliquer par une compétition avec d'autres espèces comme, par exemple, *Filipendula ulmaria* (L.) (la reine des prés) qui est la principale espèce compétitrice de la bistorte dans ce type de milieu (Schtickzelle *et al.*, 2007). Ainsi, une corrélation négative et significative entre les densités de bistorte et de reine des prés est observée, ce tant à l'échelle des stations ($r=-0,84$; p -valeur $< 0,001$) (figure 16) que des sites ($r=-0,83$; p -valeur $=0,009$). Les corrélations obtenues à l'échelle des sites étant similaires à celles enregistrées à l'échelle des stations, elles ne sont pas présentées. La croissance et le développement de la reine des prés, tout comme celle d'autres espèces hygrophiles de grande taille, est favorisée par une augmentation de l'humidité (Grevilliot et Muller, 1998) et donc par une modification des régimes hydriques des cours d'eau pour des causes qui restent à déterminer. Le castor est probablement impliqué mais, sur base des résultats, on ne peut affirmer qu'il a ou non un rôle important dans ces changements. Les touradons sont également fortement corrélés à la bistorte, que ce soit pour les stations ($r=0,78$; p -valeur $=0,003$) et les sites ($r=0,57$; p -valeur $=0,054$), cela montre que des changements de la qualité d'habitat induisent une diminution de ces deux espèces.

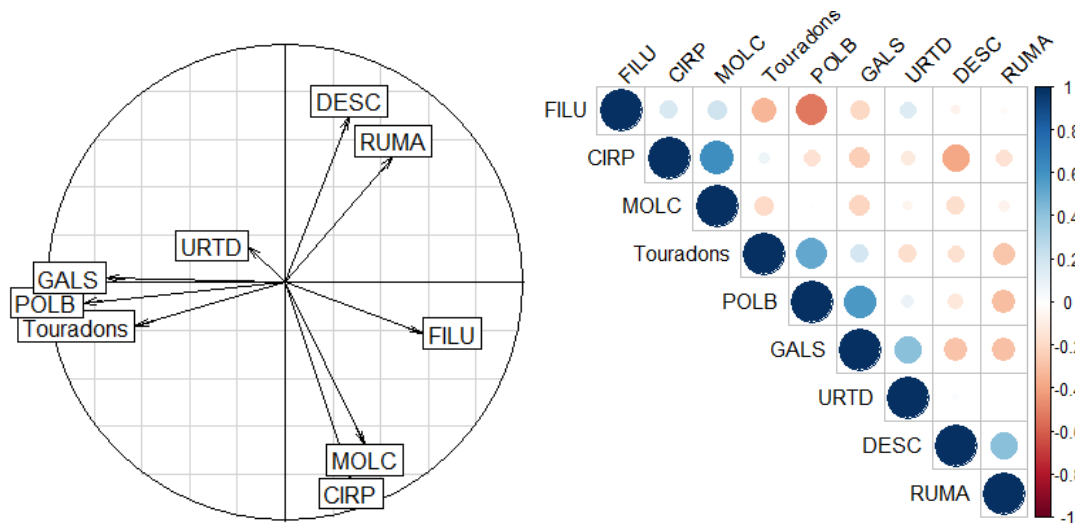


Figure 16 : Cercle de corrélation et matrice de corrélation des espèces principales identifiées dans les relevés de végétation, à l'échelle des stations. CIRP=*Cirsium palustre*, MOLC=*Molinia caerulea*, URTD=*Urtica dioica*, FILU=*Filipendula ulmaria*, RUMA=*Rumex acetosa*, GALS=*Galium saxatile*, DESC=*Deschampsia cespitosa*, POLB=*Polygonum bistorta*.

Or, pour le nacré de la bistorte, un habitat de haute qualité est caractérisé par une richesse en *P. bistorta*, en touradons et de faibles densités en reine des prés, chardons,... Effectivement, pour rappel, les chenilles ont comme plante hôte exclusive la bistorte et c'est également la seule source de nectar en Belgique pour les adultes. Les touradons vont être utiles pour la survie des

chenilles car ils vont leur permettre d'échapper aux inondations durant le printemps et de s'exposer au soleil afin d'augmenter leur métabolisme et leur taux de croissance (Schtickzelle *et al.*, 2007).

Les analyses par modèles linéaires des données récoltées au niveau des stations illustrent la relation positive entre l'évolution des densités de *B. eunomia* et l'évolution des densités de bistorte, confirmant la forte dépendance entre ces deux espèces.

4.4 Solutions pour empêcher le déclin du nacré de la bistorte

Des projets LIFE ont été mis en place pour la conservation du cuivré de la bistorte, ce qui, indirectement, a également un impact positif sur le nacré de la bistorte vu que ces deux espèces ont les mêmes habitats. Ces projets LIFE sont menés en Wallonie, mais également dans d'autres pays comme la Pologne, l'Allemagne ou encore le Grand-duché de Luxembourg. La première initiative a été lancée en 2009 et des retombées positives sont déjà soulignées (« Reconstitution d'un réseau d'habitats de papillons menacés en Région wallonne » - Life 07 NAT/B/000039). Néanmoins, ce projet LIFE ne couvre qu'une partie du territoire du cuivré de la bistorte ; un Plan d'Action plus large a dès lors été mis en place à partir de 2015 et a été proposé sur une période de 10 ans. Ce Plan d'Action est indispensable, sachant que les états membres de l'Union Européenne sont obligés de maintenir les espèces Natura 2000 dans un « état de conservation favorable ». Le cuivré de la bistorte étant en déclin, cela implique que nous devons, au minimum, maintenir son aire de distribution. « L'objectif premier de ce plan d'action est de garantir la pérennité des populations d'Ardenne et de Lorraine, en maintenant les noyaux existants, en les élargissant et en les « reconnectant » entre eux, lorsque c'est nécessaire, de façon à recréer des métapopulations viables à long terme, par le biais de l'entretien et de restaurations adéquates des habitats » (Goffart, 2014).

Concernant le castor, plusieurs solutions peuvent également être mises en place pour empêcher l'inondation des sites. Tout d'abord, il faut savoir que le castor est considéré comme espèce strictement protégée en Wallonie. Il est donc interdit de « capturer, tuer ou perturber intentionnellement des castors, de détruire ses sites de reproduction ou ses habitats naturels, de détenir, transporter, vendre ou acheter des individus ». (Loi sur la conservation de la nature-12 juillet 1973). Néanmoins, afin de permettre sa cohabitation avec l'Homme, il est possible d'obtenir une dérogation dans un cadre précis (Barvaux *et al.*, 2015). L'établissement du castor en Wallonie est donc irréversible, ce qui implique que pour protéger les populations de *B.*

eunomia, il est nécessaire de proposer des solutions d'aménagement ou de prévention pour empêcher les inondations massives de son habitat :

- Aménagement des zones riveraines : la réflexion sur les aménagements prendra en compte le castor et visera à le guider vers des zones où sa présence devrait poser le moins de problèmes (Barvaux *et al.*, 2015). Plus spécifiquement, il y aurait lieu de le guider afin qu'il établisse ses barrages à distance raisonnable de grandes plages de bistortes colonisées par *B. eunomia* afin de ne pas perturber le régime hydrique y établi.
- Dans le même ordre d'idée, la mise en place d'un pré-barrage permet de stimuler la mise en place des barrages de castor sur un site déterminé (Duchesne *et al.*, 2013). En effet, le castor a tendance à construire son barrage à l'endroit où le cours d'eau se rétrécit, au niveau d'une rupture de pente. En reproduisant ce type de situation, on peut donc inciter le castor à établir son barrage à un endroit bien particulier, là où il posera moins de problèmes (Barvaux *et al.*, 2015).
- Mise en place de tuyaux dans les barrages : ces derniers permettent de contrôler le niveau d'eau sur des petits cours d'eau et d'assurer la libre circulation de cette dernière (Duchesne *et al.*, 2013). Cette pratique vise à diminuer le niveau d'eau en amont du barrage (Barvaux *et al.*, 2015). Le castor pourrait ainsi cohabiter avec *B. eunomia* si l'habitat de ce dernier n'est pas inondé.
- Le démantèlement d'un barrage : détruire le barrage pour permettre à l'eau de s'écouler à nouveau normalement (Barvaux *et al.*, 2015). Cela permet de réduire les risques de rupture et d'inondation en aval en diminuant le niveau d'eau du bassin et la pression exercée sur le barrage (Duchesne *et al.*, 2013). Cette solution est mise en œuvre sur le site de Bérisménil, ce qui permet le maintien de la bistorte et de la population de *B. eunomia* qui lui est inféodée.

4.5 Perspectives

La réalisation de ce travail ne permet pas de conclure et de répondre définitivement à la question posée de la contribution du castor au déclin des populations du nacré de la bistorte en Wallonie. Elle nous a cependant permis d'initier la réflexion et d'identifier les points d'attention et méthodologiques à améliorer afin d'atteindre l'objectif fixé.

4.5.1 Choix des sites/stations

Les sites choisis sont des sites qui contenaient de la bistorte et étaient colonisés par le nacré de la bistorte en 2009. Ces sites ont été choisis sur base des données historiques relevées par C.

Turlure dans le cadre de ses recherches. Toutes les précautions ont été prises pour mesurer l'effet lié à la présence/absence du castor, mais les sites reflètent une diversité de situations où le castor ne représente pas le seul facteur de différenciation. Tout ne peut dès lors pas être identique dû fait que cette analyse est réalisée sur le terrain et doit dès lors prendre en compte l'évolution de tout un système et de l'ensemble des variables qui le caractérisent, contrairement à une approche en laboratoire où seul un facteur est modifié, toute autre chose restant égale.

La considération des stations au lieu des sites permet de prendre en compte l'impact différencié des castors au sein des sites et de mobiliser 17 points au lieu de 9 pour les analyses. Nous espérons ainsi augmenter la sensibilité de ces dernières. Toutes les stations d'un même site ont été échantillonnées de manière simultanée, ce qui devait nous permettre d'avoir, dans la mesure du possible, la même détectabilité pour *B. eunomia* et d'assurer une plus grande comparabilité des résultats obtenus. Cela renforce d'autant les approches par station. Néanmoins, il ne faut pas oublier que les différentes stations d'un site se situent les unes à côté des autres et que les individus de *B. eunomia* peuvent se déplacer aisément entre ces stations.

Il y a néanmoins lieu de souligner la difficulté à définir si, au sein d'un site abritant des castors, une station est ou pas impactée par ce dernier. Nous nous sommes, pour ce faire, basés sur la connaissance historique des sites de C. Turlure et sur l'évolution de la physionomie des sites et de leur régime hydrique. Ainsi, à Petite Mormont, la zone échantillonnée en 2009 étant inondée, nous nous sommes concentrés sur la zone de prairie voisine la plus riche en bistorte. Par ailleurs, à Bérisménil S1, une importante population de *B. eunomia* est installée. Afin de pérenniser cette population malgré la présence des castors, certaines personnes viennent régulièrement créer une brèche dans les barrages des castors afin d'éviter que cette zone d'intérêt soit inondée.

Comme dit dans les premiers points de la discussion, une des explications sur la non-significativité des résultats serait la forte variabilité entre les stations du même site et la forte variabilité entre les sites du même groupe. Afin de réduire cette variabilité, il pourrait être pertinent d'augmenter le nombre de critères mobilisés dans la typologie, dans le regroupement des sites étudiés à condition, bien entendu, d'en accroître le nombre. Par exemple, certaines stations colonisées par les castors se trouvaient en amont du barrage tandis que d'autres se trouvaient en aval de ce dernier. Cette différence de position fait que les conséquences peuvent également être différentes, comme illustré à la figure 17. Dans cette dernière, bien que des tendances puissent être pointées, aucune différence significative n'a pu être mise en évidence ; à cause du faible nombre de points présents dans chaque groupe, la puissance statistique pour détecter des effets est malheureusement faible.

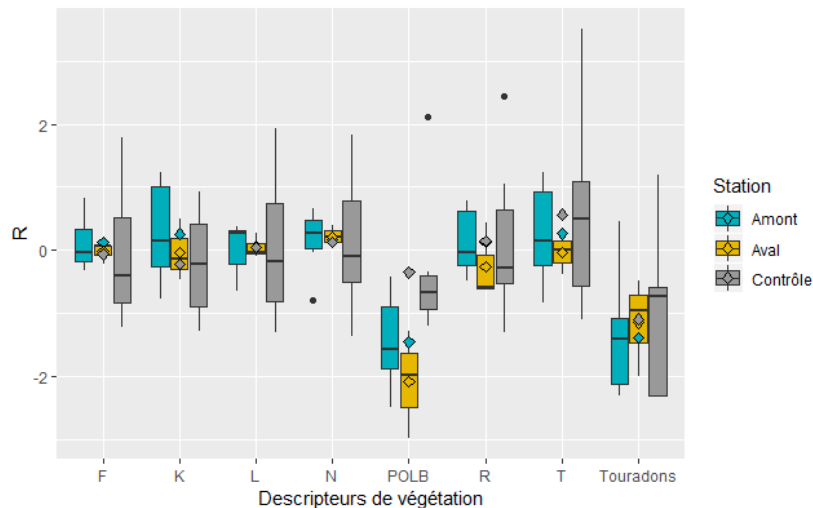


Figure 17 : Evolution des logarithmes népériens des ratios (2019/2009) des densités des huit descripteurs de végétation, pour les groupes de stations ayant ou pas été colonisées par le castor, en amont et en aval du barrage. Lorsque le logarithme népérien est supérieur à zéro, cela représente une augmentation du ratio considéré entre les années 2009 et 2019. L'inverse est vrai lorsque le logarithme népérien est inférieur à zéro. Dans les boxplots, les barres noires horizontales représentent les médianes tandis que les diamants représentent les moyennes.

Pour améliorer cette étude, une augmentation du nombre de sites/stations contrôles et une augmentation du nombre de sites/stations colonisés par les castors, en faisant la distinction entre les sites/stations situés en amont et en aval du barrage, nous paraissent nécessaires. Dans le cadre de notre étude, cette distinction ne peut être faite de par le trop faible nombre de sites/stations approchés. La difficulté réside néanmoins dans l'identification de telles situations 'idéales' qui nécessiteraient également la mobilisation de données historiques, préalables à l'installation des castors. Une alternative pourrait être d'entreprendre une analyse à partir de l'année 2020, et ce sur plusieurs années, au niveau de sites témoins mais également, dans des sites proximaux et dans des biotopes similaires, de sites présentant des barrages récents, de manière à ce que leur impact sur la qualité de l'habitat n'ait pas encore eu l'occasion de se marquer. Tout comme dans le cadre de ce travail, l'étude de l'évolution des facteurs abiotiques ; avec au-delà des indices d'Ellenberg, leur quantification directe ; de la bistorte, des touradons et de *B. eunomia* y serait réalisée. Le suivi pluri-annuel permettrait notamment de prendre en compte l'impact potentiel de facteurs autres que le castor. La mise en œuvre d'un tel suivi est rendue difficile de par (1) la configuration spécifique des sites recherchés au sein desquels le naçré de la bistorte, qui se raréfie, est bien présent et (2) la difficulté de mise en œuvre des suivis par une seule personne sur un nombre important de sites vu que cette espèce, univoltine, présente une durée de vol réduite.

Un effet année peut également intervenir en interaction avec les sites. Par exemple, des relevés et des CMR réalisés suite à une série d'années sèches pourrait mettre en évidence un effet bénéfique du castor sur le développement de la bistorte. En effet, les retenues d'eau développées par les castors permettraient d'augmenter l'humidité des prairies et d'accroître le développement de la bistorte. Alors qu'un tel effet ne serait pas observé suite à l'occurrence d'une série d'années 'normales'. Afin de prendre en compte de tels effets, une étude sur plusieurs années semble donc nécessaire.

Les données ainsi collectées permettraient en outre, comme dans les études mobilisant des méthodes d'analyses statistiques BACI (before-after-control-impact) (Ernst *et al.*, 2010), de comparer l'évolution des ratios entre sites impactés et sites témoins durant plusieurs années avant et après l'implémentation de la perturbation que représente l'arrivée du castor.

4.5.2 Collecte et traitement des données

Les relevés de végétation tout comme les opérations de capture-marquage-recapture ont été réalisés par des personnes différentes entre les deux périodes, ce qui fait que des variations liées à l'échantillonnage ne peuvent pas être écartées. Néanmoins, afin de limiter ces dernières, des protocoles similaires ont été appliqués et une journée d'écolage a été réalisée en compagnie de Madame Turlure et de Monsieur Schtickzelle.

Pour les analyses, la densité de fleurs de bistorte n'a pas été considérée, car cette dernière dépend de la phénologie. Or, entre 2009 et 2019, les relevés n'ont pas été réalisés exactement à la même période ou plus précisément après l'obtention d'une même somme de températures, ce qui conduit inévitablement à des biais. De plus, au sein d'une même année, les relevés n'ont pas été réalisés le même jour sur l'ensemble des sites étudiés.

Pour ce qui est de la taille de la population de *L. helle*, vu le faible nombre d'individus capturés et l'absence d'un protocole de capture-marquage-recapture simplifié, aucune analyse n'a pu être menée. Le faible nombre d'individus capturés se justifie par le fait (1) qu'étant en stage jusque mi-mai, les périodes de vols de *L. helle* n'ont pas pu être couvertes complètement, et (2) qu'étant débutante en la matière, *L. helle* étant de petite taille, ayant un vol rapide et étant plus facilement confondu avec d'autres espèces, ce dernier a été difficile à repérer et à capturer.

5 Conclusion

L'objectif de ce mémoire était de caractériser l'impact du castor sur l'évolution des populations du nacré de la bistorte. L'hypothèse posée était qu'en modifiant la qualité des habitats

initialement colonisés par ces papillons, les castors affectent, négativement, le succès de reproduction et la survie des individus et, dès lors, le développement de leurs populations. Les résultats obtenus soulignent une diminution significative des populations du nacré de la bistorte entre 2009 et 2019, diminution qui peut être mise en lien avec une dégradation de la qualité des habitats considérés, caractérisée par une diminution de la densité de bistorte. Néanmoins le lien entre la présence du castor et la dégradation de la qualité de cet habitat n'est pas sans équivoque. En effet, un lien a pu être établi à l'échelle des stations, mais pas des sites. Cela peut s'expliquer par le fait qu'à l'échelle d'un site, le papillon peut facilement coloniser, occuper les stations les moins impactées par la présence du castor.

Afin d'identifier les causes de la dégradation observée de la qualité des habitats et d'explorer plus avant l'existence d'un lien entre la présence du castor et la dynamique des populations du nacré de la bistorte, une étude mobilisant un plus grand nombre de sites/stations témoins et de sites/stations situés en amont/aval des barrages des castors est nécessaire et ce, sur plusieurs années.

6 Bibliographie

- Askling, J., & Bergman, K. O. (2003). Invertebrates—a forgotten group of animals in infrastructure planning? Butterflies as tools and model organisms in Sweden.
- Baguette, M., & Nève, G. (1994). Adult movements between populations in the specialist butterfly *Procllossiana eunomia* (Lepidoptera, Nymphalidae). *Ecological Entomology*, 19(1), 1-5.
- Bale, J. S., Masters, G. J., Hodkinson, I. D., Awmack, C., Bezemer, T. M., Brown, V. K., ... & Good, J. E. (2002). Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global change biology*, 8(1), 1-16.
- Barascud, B., & Descimon, H. (1992). Deux papillons “reliques glaciaires” en France: *Lycaena helle* (Lycaenidae) et *Procllossiana eunomia* (Nymphalidae): biogéographie, génétique et conservation. *Insectes*, 87(4), 5-9.
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O., Swartz, B., Quental, T. B., ... & Mersey, B. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?. *Nature*, 471(7336), 51.
- Barvaux C., Manet B. et Liégeois S. (2015). Cohabiter avec le castor en Wallonie...Guides méthodologiques. SPW éditions.

- Bouma, J., Varallyay, G., & Batjes, N. H. (1998). Principal land use changes anticipated in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 67(2-3), 103-119.
- Burdock, G. A. (2007). Safety assessment of castoreum extract as a food ingredient. *International journal of toxicology*, 26(1), 51-55.
- Butterfly Conservation Europe (2008). Why butterflies and moths are important. *Butterfly Conservation Europe*. Consulté le 19 mars 2019 : <https://butterfly-conservation.org/butterflies/why-butterflies-matter>
- Campbell-Palmer, R. (2016). *The Eurasian beaver handbook: ecology and management of Castor fiber*. Pelagic Publishing Ltd.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science advances*, 1(5), e1400253.
- Ceballos, G., García, A., & Ehrlich, P. R. (2010). The sixth extinction crisis: loss of animal populations and species. *Journal of Cosmology*, 8(1821), 31.
- Choutt, J., Turlure, C., Baguette, M., & Schtickzelle, N. (2011). Parasitism cost of living in a high quality habitat in the bog fritillary butterfly. *Biodiversity and conservation*, 20(13), 3117-3131.
- Devine, G. J., & Furlong, M. J. (2007). Insecticide use: contexts and ecological consequences. *Agriculture and Human values*, 24(3), 281-306.
- Devito, K. J., & Dillon P.J. (1992). The importance of runoff and winter anoxia to P and N dynamics.
- Duchesne, D., D. Kovacz et A-R. Caissy. 2013. Cohabiter avec le castor : de la planification à l'intervention. Organisme de bassins versants des rivières Rouge, Petite Nation et Saumon. 81 p.
- Equipe LIFE. LIFE Plateau des Tailles : Projet LIFE Nature « Restauration des habitats naturels au plateau des Tailles » 2006-2010. *SPW-DEMNA*.
- Ernst, A. G., Baldigo, B. P., Mulvihill, C. I., & Vian, M. (2010). Effects of natural-channel-design restoration on habitat quality in Catskill Mountain streams, New York. *Transactions of the American Fisheries Society*, 139(2), 468-482.
- Goffart, P. (2014). *Plan d'action «Cuivré de la bistorte et ses habitats» en Wallonie*. DEMNA/DGARNE/SPW.

- Gordon, I., Calatayud, P.A., Le Gall, P., & Garnery, L. (2019) : We are losing the « little things that run the world ». *Un Environnement – Early Warning Emerging Issues and Futures*
- Gurnell, A. M. (1998). The hydrogeomorphological effects of beaver dam-building activity. *Progress in Physical Geography*, 22(2), 167-189.
- Grevilliot, F., Krebs, L., & Muller, S. (1998). Comparative importance and interference of hydrological conditions and soil nutrient gradients in floristic biodiversity in flood meadows. *Biodiversity & Conservation*, 7(11), 1495-1520.
- Habel, J. C., Schmitt, T., Meyer, M., Finger, A., Roedder, D., Assmann, T., & Zachos, F. E. (2010). Biogeography meets conservation: the genetic structure of the endangered lycaenid butterfly *Lycaena helle* (Denis & Schiffermüller, 1775). *Biological Journal of the Linnean Society*, 101(1), 155-168.
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., ... & Goulson, D. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one*, 12(10), e0185809.
- Hanski, I. (1997). Habitat destruction and metapopulation dynamics. In *The Ecological Basis of Conservation* (pp. 217-227). Springer, Boston, MA.
- Hanski, I., & Kuussaari, M. (1995). Butterfly metapopulation dynamics. *Population dynamics: new approaches and synthesis*, 149-171.
- Hanski, I., & Ovaskainen, O. (2000). The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature*, 404(6779), 755.
- Hellmann, J. J. (2002). Butterflies as model systems for understanding and predicting climate change. *Wildlife responses to climate change*. Island Press, Washington, DC, 93-126.
- Johnston, C. A., & Naiman, R. J. (1987). Boundary dynamics at the aquatic-terrestrial interface: the influence of beaver and geomorphology. *Landscape Ecology*, 1(1), 47-57.
- Julve P. (1998). Baseflor. Index botanique, écologique et chronologique de la flore de France. Consulté le 25 septembre 2019 : <http://philippe.julve.pagesperso-orange.fr/catminat.htm>
- Lister, B. C., & Garcia, A. (2018). Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(44), E10397-E10406.

- Lawton, J. H., & Jones, C. G. (1995). Linking species and ecosystems: organisms as ecosystem engineers. In *Linking species & ecosystems* (pp. 141-150). Springer, Boston, MA.
- Maes, D., & Van Dyck, H. (2001). Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario?. *Biological conservation*, 99(3), 263-276.
- Mangiafico, S.S. 2015. *An R Companion for the Handbook of Biological Statistics*, version 1.3.2. Consulté le 12 novembre 2019 : rcompanion.org/rcompanion/
- Martin, Y., Habel, J. C., Van Dyck, H., & Titeux, N. (2014). Losing genetic uniqueness under global change: the Violet Copper (*Lycaena helle*) in Europe. *Jewels in the mist. A synopsis on the endangered Violet Copper butterfly Lycaena helle*. Pensoft, Sofia-Moscow, 165-184.
- Merlet, F. & Houard, X. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Cuivré de la Bistorte (Lycaena helle (Denis & Schiffermüller, 1775)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 6 pages.
- Müller-Schwarze, D. (1992). Castoreum of beaver (*Castor canadensis*): function, chemistry and biological activity of its components. In *Chemical Signals in Vertebrates 6* (pp. 457-464). Springer, Boston, MA.
- Rosell, F., Bozser, O., Collen, P., & Parker, H. (2005). Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal review*, 35(3), 248-276.
- RStudio Team (2015). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Rudd, R. L., Craig, R. B., & Williams, W. S. (1981). Trophic accumulation of DDT in a terrestrial food web. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, 25(3), 219-228.
- Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, 8-27.
- Schtickzelle, N. (2003). Metapopulation dynamics and viability of the bog fritillary butterfly *Proclissiana eunomia*. University of Louvain-la-Neuve. Thesis.
- Schtickzelle, N., & Baguette, M. (2004). Metapopulation viability analysis of the bog fritillary butterfly using RAMAS/GIS. *Oikos*, 104(2), 277-290.

- Schtickzelle, N., Turlure, C., & Baguette, M. (2007). Grazing management impacts on the viability of the threatened bog fritillary butterfly *Proclossiana eunomia*. *Biological Conservation*, 136(4), 651-660.
- Singh, J. S. (2002). The biodiversity crisis: a multifaceted review. *Current Science*, 82(6), 638-647.
- Turlure, C. (2009). Habitat from a butterfly's point of view: How specialist butterflies map onto suitable resources. University of Louvain-la-Neuve. Thesis.
- Turlure, C., Choutt, J., Van Dyck, H., Baguette, M., & Schtickzelle, N. (2010). Functional habitat area as a reliable proxy for population size: case study using two butterfly species of conservation concern. *Journal of insect conservation*, 14(4), 379-388.
- Turlure, C., Pe'er, G., Baguette, M., & Schtickzelle, N. (2018). A simplified mark–release–recapture protocol to improve the cost effectiveness of repeated population size quantification. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(3), 645-656.
- Turlure, C., Van Dyck, H., Schtickzelle, N., & Baguette, M. (2009). Resource-based habitat definition, niche overlap and conservation of two sympatric glacial relict butterflies. *Oikos*, 118(6), 950-960.