

Mémoire

Auteur : Beaugendre, Chloé

Promoteur(s) : Magain, Nicolas

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en biologie des organismes et écologie, à finalité spécialisée en biologie de la conservation : biodiversité et gestion

Année académique : 2020-2021

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/12602>

Avertissement à l'attention des usagers :

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

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

Suivi des mouvements de rhopalocères dans les prairies humides à haute valeur biologique des régions de Saint-Vith et de Bastogne



Mémoire présenté par Chloé BEAUGENDRE

En vue de l'obtention du grade de master en Biologie des Organismes et Écologie à finalité spécialisée Biologie de la Conservation : Biodiversité et Gestion

Promoteur : Claude DOPAGNE

Co-promoteur : Nicolas MAGAIN

Année académique 2020-2021

Remerciements

Je souhaite en premier lieu remercier mon promoteur Claude DOPAGNE, membre de la cellule scientifique de Natagriwal, pour avoir mis en place ce sujet de recherche. Je lui sais gré de ses conseils, de sa grande disponibilité et de son soutien lors de mes diverses péripéties dont notamment la course poursuite avec les vaches.

Je remercie également mon co-promoteur Nicolas MAGAIN, professeur à l'université de Liège, pour ses réponses rapides, ses nombreuses relectures et l'aide apportée au niveau des statistiques.

Je suis reconnaissante aux agriculteurs qui m'ont autorisé à me déplacer sur leurs parcelles, notamment Jean-François D'HOFFSCHIMDT qui a accepté, le temps d'un appel de me décrire en détail la météo. Un grand merci aussi à tous les scientifiques, guides et doctorantes qui ont répondu par mail et téléphone à mes interrogations. Merci également à Luc BAILLY, botaniste et mycologue, qui m'a aidé à réaliser les inventaires floristiques : sans lui, ils n'auraient pas été aussi complets.

Merci à mes parents pour leur soutien durant mes études, le prêt de la voiture pour les sorties sur le terrain et les multiples relectures. Merci à mes amis qui m'ont assisté avec les codes R, accompagné sur le terrain (même sous la pluie), servi de copilotes et qui m'ont aidé à sortir de la boue quand je m'y enfonçais. Je rends grâce à tous ceux et celles qui m'ont encouragé et soutenu sur cette longue période, mais aussi tout au long de mes études.

Enfin, je tenais particulièrement à remercier *Coenonympha pamphilus* qui a su être présent à chacune de mes sorties sur le terrain, même lorsque les autres rhopalocères fuyaient le mauvais temps.

Résumé

Le déclin des insectes et notamment des pollinisateurs s'accroît d'année en année. Responsables de nombreux services écosystémiques et en bas de la chaîne alimentaire, leur disparition causera une réaction en chaîne néfaste pour les écosystèmes comme pour l'espèce humaine. Les rhopalocères étant des espèces parapluies et de bons bioindicateurs sont particulièrement étudiés. La mesure agroenvironnementale et climatique MC4 a pour objectif de protéger les prairies humides et par ce biais les nombreux rhopalocères qui y sont inféodés, dont le Cuivré de la bistorte (*Lycaena helle*) qui bénéficie de mesures spéciales du fait de sa rareté.

Dans le but d'observer les populations de ce petit papillon mais également les déplacements de tous les rhopalocères, sept prairies humides classées MC4 ont été visitées de fin avril à début juillet 2021. Plusieurs transects ont été réalisés au sein de chaque prairie, afin d'évaluer au mieux les potentielles différences de communautés selon le gradient d'humidité visible. Sur chaque transect ont été recensés les rhopalocères mais également leurs interactions de butinage.

Ce travail a permis d'identifier de réelles variations environnementales au sein même d'une prairie et de confirmer l'existence de populations de rhopalocères différentes selon ces zones. Tandis que le Fadet commun (*Coenonympha pamphilus*) ne présentait pas d'intérêt pour un milieu en particulier, le Citron (*Gonepteryx rhamni*) quant à lui préférait les zones sèches. A l'inverse du Nacré de la bistorte (*Boloria eunomia*) qui s'est cantonné aux zones humides où il n'a été observé que butinant sa plante hôte : *Polygonum bistorta*. Enfin, le Cuivré de la bistorte (*Lycaena helle*), bien qu'inféodé aux zones humides, a présenté une attirance pour les plantes de zone plus sèche, milieu essentiel donc pour la pérennité de l'espèce. L'impact de la météo sur les populations et les variations temporelles des communautés ont également pu être observés et, rapprochés des données des années précédentes, ce qui a démontré un déclin général des communautés en lien avec les variations climatiques.

Une étude plus poussée de l'impact du changement climatique sur les rhopalocères est à envisager de sorte à prévoir l'évolution des communautés et à répondre aux mieux à leur besoin futur. Dans les prairies MC4 bénéficiant d'un statut spécial « Cuivré de la bistorte » il serait également intéressant de se pencher plus en avant sur l'impact du bétail dans les zones humides en restauration, zones qui cette année se sont avérées pauvres en rhopalocères.

Table des matières

I.	Introduction	1
A.	Déclin de la biodiversité	1
B.	Causes du déclin des pollinisateurs	3
C.	Les paysages semi-naturels, un essentiel des pollinisateurs.....	7
D.	Les papillons de jour.....	9
E.	Réponses au déclin des papillons diurnes.....	11
F.	Le projet LIFE papillons.....	15
G.	Objectifs du mémoire	17
II.	Matériel et méthode.....	18
A.	Zones d'étude	18
B.	Stratégie d'échantillonnage	19
C.	Traitement des données	21
III.	Résultats.....	25
A.	Évolution temporelle des rhopalocères au sein des différentes prairies	25
B.	Analyse des paramètres météorologiques : température et précipitation	27
C.	Analyse des variations des populations de rhopalocères au sein des prairies	28
D.	Analyse des relations plantes-insectes.....	35
IV.	Discussion.....	37
A.	Évolution temporelle des rhopalocères au sein des différentes prairies	37
B.	Variation des populations de rhopalocères au sein des prairies	40
C.	Analyse des relations plantes-insectes.....	45
V.	Conclusion.....	48
VI.	Bibliographie	50
VII.	Annexes	58

Table des illustrations

Figure 1 Diminution des insectes et des vertébrés à l'échelle mondiale au cours de la dernière décennie (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019).....	2
Figure 2 Principaux facteurs associés au déclin des insectes (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019)	3
Figure 3 Indice d'abondance (Living planet index, LPI) pour les papillons des prairies européennes de 1990 à 2017 (Andersen et coll., 2020)	9
Figure 4 Richesse spécifique des assemblages de papillons à l'extérieur et à l'intérieur du réseau Natura 2000 (intervalle de confiance de 95%) (Rada et coll., 2019).....	11
Figure 5 Participation aux MAEC wallonnes entre 1994 et 2019 (Walot, 2020).....	12
Figure 6 Évolution des surfaces de MAEC relatives aux prairies (Walot, 2020).....	14
Figure 7 Carte des zones d'action prioritaire du plan d'action "Cuivré de la bistorte et ses habitats" (Goffart, 2014)	16
Figure 8 Carte reprenant les différents sites d'échantillonnages au sein des provinces de Liège et du Luxembourg	18
Figure 9 Azurée de la Bugrane (<i>Polyommatus icarus</i>) en période de ponte (a) (Photo © D.Perrocheau), au repos sur un lotier corniculé (<i>Lotus corniculatus</i>) (b) et de butinage sur de la luzerne lupuline (<i>Medicago lupulina</i>) (c) (Photos © C.Dopagne.)	21
Figure 10 Évolution du nombre d'espèces observées au cours de l'année 2021 sur les sept prairies d'intérêt.....	25
Figure 11 Évolution du nombre d'individus observés au cours de l'année 2021 sur les sept prairies d'intérêt.....	25
Figure 12 Nombre total d'espèces observées chaque année (de 2015 à 2021) sur les sept prairies d'intérêt.....	26
Figure 13 Indices de Simpson (D), indice de Shannon (H'), indice de Hill et indice de Piélou (E) pour les sept prairies d'intérêt	28
Figure 14 Contribution (en %) des variables environnementales aux deux premières composantes principales.....	30
Figure 15 Cercle de corrélation pour les variables environnementales (avec leur degré de contribution en %) en fonction des deux premières composantes principales.....	30
Figure 16 Nuage de point présentant les stations, leur qualité de représentation selon cos2 et les variables environnementales en fonction des deux premières composantes principales.....	31

Figure 17 Matrice présentant la fréquence des différentes espèces de rhopalocères au sein des 18 zones d'études. Les zones présentant des associations d'espèces similaires sont représentées par un encadré rouge. Le type de milieu préférentiel des rhopalocères déterminé par le site BIOGEOnet et Delachaux.

Figure 18 Diagramme de Sankey représentant les interactions de butinages entre les rhopalocères (orange) et les plantes à fleurs (vert) 36

Tableau 1 Récapitulatif des différents sites échantillonnés (BIOGEOnet). 18

Tableau 2 Planning des terrains 19

Tableau 3 Les différentes méthodes de recensement floristique 20

Tableau 4 Résultats des Glm pour le nombre d'espèces, l'abondance de celles-ci, le nombre de *Lycaena helle* et de *Boloria eunomia* en fonction des paramètres météo (précipitation et température)..... 27

Tableau 5 Récapitulatif des indices d'Ellenberg et Julves pour les 18 zones d'intérêt. Avec en bleu : milieu humide ; en vert : milieu intermédiaire ; en jaune : milieu sec..... 29

Tableau 6 Corrélation entre la variable « Humidité atmosphérique » et les variables « Humidité édaphique », « Matière organique » et « Texture du sol » ; entre les variables « Nutriment sol » et « Continentalité » et les variables « Température du milieu » et « Lumière » 33

Tableau 7 Résultats des Glm pour le nombre d'espèces et l'abondance de celles-ci en fonction des paramètres environnementaux (Température, Humidité atmosphérique et Nutriment sol) 33

Tableau 8 Résultats des Glm pour le nombre de *Lycaena helle* et de *Boloria eunomia* en fonction des paramètres environnementaux (Température, Humidité atmosphérique et Nutriment sol) 34

I. Introduction

A. Déclin de la biodiversité

1. Déclin global

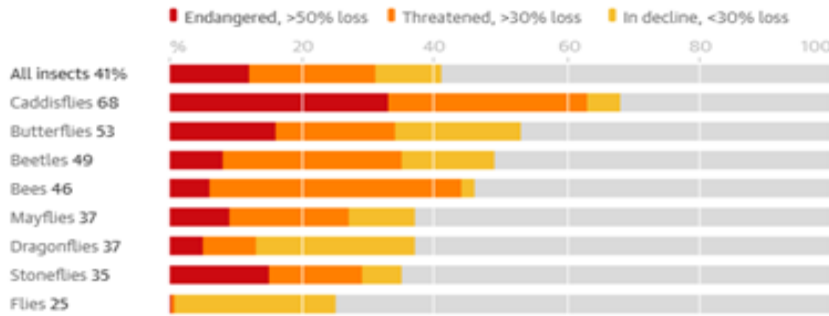
Le déclin de la biodiversité constaté à ce jour laisse entendre une crise écologique majeure que le monde scientifique qualifie désormais de sixième extinction de masse, dite de l'Holocène (Ceballos, *et al.*, 2017). Bien qu'il soit difficile d'évaluer le taux d'extinction pour certains taxons (rareté des individus, difficultés d'approche...), la modélisation et les relations entre les aires de répartition et les espèces suggèrent que les disparitions futures tourneront autour de 21 à 52% en plus de celles actuelles (Barnosky *et al.*, 2011). Et si de nouvelles démarches sont proposées d'année en année, les scénarios aboutissent tous à un déclin significatif de la biodiversité.

Depuis 1900, l'abondance des espèces terrestres a diminué d'environ 20%, et plus de 40% des amphibiens et 33% des mammifères marins sont menacés (Watson, 2019). De nombreuses différences régionales sont visibles sur le globe. Tandis que l'Amérique latine et l'Afrique ont perdu respectivement 94% et 65% de leur biodiversité, la perte est moindre en Europe (24%). Les insectes et les espèces végétales sont, également, fortement impactés. Ainsi, le nombre d'espèces végétales disparues est supposément deux fois plus élevé que celui des mammifères, des oiseaux et des amphibiens réunis et 22% des espèces végétales restantes sont en voie d'extinction, notamment sous les tropiques (Living Planet Report, 2020). Au total, on estime qu'environ un million d'espèces, animales et végétales, sont aujourd'hui menacées d'extinction (Watson, 2019).

2. Déclin des insectes

La situation est moins claire pour les insectes en raison de leur nombre : on estime que ces derniers représentent 70% de la diversité animale globale (Roskov, *et al.*, 2020), soit environ 5,5 millions d'espèces dont 80% restent encore à découvrir (Stork, 2017). Toutefois, 5 à 10% des espèces auraient disparu depuis le début du XIXe siècle, début de la période industrielle (Cardoso *et al.*, 2020), et 10% à 40% d'entre elles seraient menacées d'extinction contre 22% de vertébrés (Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019; Watson, 2019) (Figure 1). De plus, il apparaît au vu des dernières études que le taux d'extinction de ce groupe serait huit fois plus élevé que celui des autres animaux et impliquerait la potentielle disparition de toutes les espèces d'insectes dans 100 ans (Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019).

41% of global insect species have declined over the past decade ...



... compared with 22% of vertebrate species

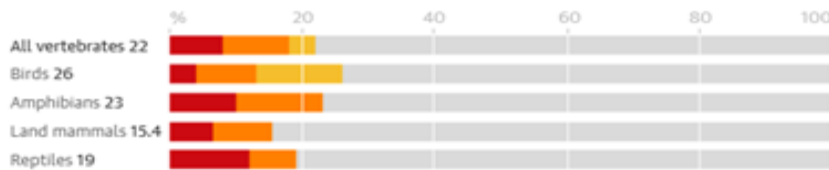


Figure 1 Diminution des insectes et des vertébrés à l'échelle mondiale au cours de la dernière décennie (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019)

La diminution des insectes est également visible dans les zones protégées. En effet, en Allemagne, un déclin des insectes volants de 76% à 82% a été observé dans 63 de ces zones, sur une période de 27 ans (Hallmann *et al.*, 2017).

La disparition des insectes aura un impact majeur sur la biodiversité. Il est admis que les insectes font partie intégrante des réseaux trophiques, chaînes par lesquelles l'énergie et la biomasse circulent (Hallmann *et al.*, 2017; Lister and Garcia, 2018; Goulson, 2019). Ils interviennent dans de nombreuses fonctions essentielles telles que la transformation de la matière organique (Yang and Gratton, 2014) et la pollinisation. En effet, on estime que 78 à 90% des angiospermes¹ seraient dépendantes des espèces animales, majoritairement des insectes (Aizen *et al.*, 2009; Ollerton, *et al.*, 2011; Goulson, 2019). Les diminutions des populations entraîneraient donc le déclin de nombreux services écosystémiques essentiels pour l'être humain. Un accroissement de la dépendance humaine aux insectes pollinisateurs a été observé alors même que ces derniers sont, eux, en déclin (IPBES, 2016). On estime que 75% des plantes cultivées ont potentiellement besoin de la zoogamie (FAO, 2020) et 10% des cultivars sont strictement dépendants des animaux. En 2015, les bénéfices directement imputables à la pollinisation animale représentaient 235 à 577 milliards de dollars américains à l'échelle mondiale pour 5 à 8% de la production agricole, destinée à la fois à l'alimentation humaine et à l'alimentation animale (IPBES, 2016).

¹ Plantes à fleurs

B. Causes du déclin des pollinisateurs

Le déclin et la disparition des pollinisateurs sont multifactoriels : urbanisation, changement d'affectation des sols, changement climatique... (Figure 2) (Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019; Uhl and Brühl, 2019). Un lien de causalité est visible entre l'extinction des espèces pollinisatrices et celle des espèces végétales fonctionnellement liées. Toutefois, le déclin des pollinisateurs peut voir son effet diminuer sur une communauté si les espèces qui disparaissent sont fonctionnellement similaires à celles qui les remplacent (Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019).

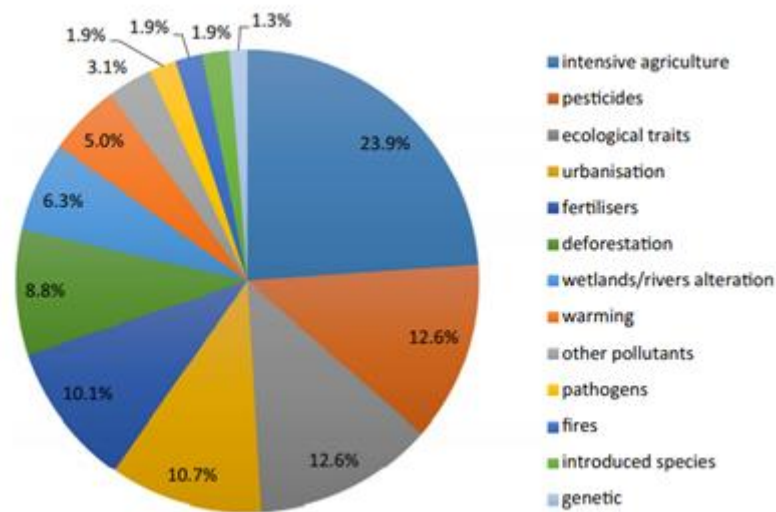


Figure 2 Principaux facteurs associés au déclin des insectes (Sanchez-Baypo and Wyckhuys, 2019)

Une diminution des espèces autrefois communes (peu spécifiques à un type d'habitat) est également visible dans de nombreux pays, à l'instar du damas cendré (*Macaria wauaria*) au Royaume-Uni et du paon du jour (*Aglais io*) aux Pays-Bas. Ceci tend à démontrer que le déclin des insectes n'est pas lié à un type d'habitat en particulier, mais plutôt aux caractéristiques physiologiques communes à tous les insectes (Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019).

1. Modification de l'habitat

La modification des habitats, considérée comme la cause majeure du déclin de la biodiversité en Europe dont 49,7% des études font mention (Habel *et al.*, 2019; Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019), met en danger les espèces spécialisées ayant une capacité moindre à répondre aux changements environnementaux au profit d'espèces plus généralistes (Habel *et al.*, 2016; Thomas, 2016).

Représentant cinq milliards d’hectares, soit 38% des terres émergées (FAO, 2020), l’agriculture est l’une des principales sources de déclin des insectes (Dudley and Alexander, 2017). Depuis le XIXe siècle, les pratiques agricoles traditionnelles ont disparu au profit de pratiques modernes prônant les grandes monocultures génétiquement uniformes. Leur surface totale, au niveau mondial, ne fait qu’augmenter en même temps que la population humaine (FAO, 2020). C’est notamment le cas des pays émergents tel le Brésil qui développe ses monocultures de soja. Ces étendues homogènes, en plus de limiter le déplacement des insectes par l’absence de réseau écologique, diminuent la richesse des ressources alimentaires (Habel *et al.*, 2019). On observe qu’à l’échelle du paysage, les zones agricoles apparaissent comme très pauvres en ce qui concerne la quantité de nectar tandis que les « mauvaises herbes (trèfles, bruyères, chardons...) participent activement à la production (Baude *et al.*, 2016). Ces impacts (uniformisation du paysage, diminution de la ressource alimentaire et perte du réseau écologique) ont, par leur association, un effet “cocktail” qui amplifie leurs effets délétères sur la biodiversité.

L’Europe est quant à elle la première puissance agricole mondiale avec comme premiers acteurs la France, l’Allemagne, l’Italie et l’Espagne. Les situations agricoles du territoire européen sont diversifiées. Le type d’agriculture est dépendant du paysage et seulement 8%, soit treize millions d’hectares, sont réalisées de manière biologique (Ledroit, 2021). Ainsi, les grandes étendues agricoles où les monocultures sont favorisées se retrouveront sur les territoires plats comme la région de la Basse-Saxe et de Thuringe en Allemagne (Pouch, 2015) et de la Beauce en France. Tandis que dans les régions rurales, notamment montagneuses, aura lieu l’exode rural. Cette dernière alimente de façon significative l’urbanisation des zones et provoque donc l’abandon des terres et des exploitations, amenant ainsi, par le développement des friches et le reboisement spontané, le déclin des espèces dépendantes des milieux ouverts (Van Swaay *et al.*, 2019). Ainsi, en Wallonie, la superficie agricole a diminué de 6,3% entre 1985 et 2019. Cette diminution a néanmoins tendance à se réduire progressivement, passant ainsi de 20,5 km²/an entre 1995 et 2000 à 9,8 km²/an entre 2015 et 2019 (SPW, 2021).

La modification des habitats passe également par l’urbanisation qui n’offre de la place qu’aux espèces généralistes² adaptées aux habitats artificiels. Les pertes peuvent toutefois être compensées en partie par les parcs et jardins, lieux de vie de quelques espèces nouvellement colonisatrices telles que le cuivré commun (*Lycaena phlaeas*) (Botías *et al.*, 2017).

² Espèce qui ne dépend pas de conditions environnementales spécifiques

2. Pollution

La pollution apparaît comme le deuxième facteur de déclin des insectes : 25,8% des rapports en font mention. Les sources de pollution environnementale sont variées. Elles comprennent les engrais et les pesticides liés à la production agricole, mais également, dans une moindre mesure, les produits liés aux activités industrielles (métaux lourds, hydrocarbures...) et aux zones urbaines (eaux usées, lixiviats³...) (Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019).

Aujourd'hui, l'agriculture intensive implique l'apport de nombreux herbicides, fongicides et insecticides (Dudley and Alexander, 2017), ces derniers étant les principaux moteurs de la perte de biodiversité (Geiger *et al.*, 2010). Si les fongicides et les insecticides, comme les néonicotinoïdes, impactent directement les pollinisateurs en affaiblissant leur système immunitaire ou en affectant leur croissance (Furlan *et al.*, 2018; Uhl and Brühl, 2019) et sont donc, en ce qui concerne la toxicité, les plus nocifs pour les insectes, les herbicides n'ont pas quant à eux d'effet direct (Mulé *et al.*, 2017; Biesmeijer *et al.*, 2006). Cependant, ces derniers ont un impact majeur sur les communautés d'insectes en provoquant la disparition de leurs ressources alimentaires (Habel *et al.*, 2019).

3. Changements climatiques

Les modèles climatiques actuels prédisent tous une augmentation de la température au cours des années à venir. Mais alors que l'augmentation actuelle de la température avait été estimée à 0,91 °C, une dernière étude a révélé que cette hausse était déjà de 1,07 °C (Morice *et al.*, 2021). Cette hausse de température peut altérer la phénologie des espèces poïkilothermes⁴, dont les insectes. Lors des variations thermiques, les cycles biologiques et les comportements des insectes peuvent être modifiés et, de ce fait, provoquer une désynchronisation des phénologies entre les plantes hôtes et les insectes (Fox, 2013). L'exposition à des températures extrêmes peut également impacter le succès reproducteur⁵ des individus. Pour certains organismes au cycle de vie complexe, comme les Endopterygota (insecte au développement nécessitant une métamorphose), un stress thermique lors du développement peut porter conséquence à la bonne formation des cellules reproductrices (Zizzari and Ellers, 2011; Porcelli *et al.*, 2017).

³ Liquide résiduel engendré par la percolation de l'eau à travers une zone de stockage de déchets ou de produits chimiques

⁴ Espèce chez qui la température interne varie avec celle du milieu

⁵ Capacité d'un individu à diffuser ses gènes via son nombre de descendants fertiles

La grande diversité des insectes permet difficilement de généraliser leurs réactions face au réchauffement climatique. Mais les espèces généralistes semblent moins impactées que les espèces spécialistes⁶ ayant une gamme de conditions environnementales particulières et plus restreintes (Bale *et al.*, 2002). Ce sont donc les espèces tropicales, aux niches thermiques étroites, qui sont les plus touchées par l'augmentation de la température. Tandis que les espèces des régions tempérées, plus tolérantes ont pu profiter, dans une certaine mesure, de cette augmentation pour élargir leur distribution géographique (Lister and Garcia, 2018).

4. *Facteurs biologiques*

La hausse des températures implique la migration d'espèces non indigènes dans des zones qui leur deviennent aujourd'hui accessibles. Ces espèces, potentiellement envahissantes, peuvent avoir des impacts majeurs sur les écosystèmes. Les espèces pollinisatrices nouvellement installées peuvent, via la compétition induite avec les populations locales dans la quête de ressources, impacter ces populations (Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019). La présence de plantes invasives peut aussi être néfastes, car elles remplacent les sources de nourritures locales, voire s'avèrent toxiques pour les insectes (Gallien *et al.*, 2017). Toutefois, certaines plantes invasives, telles l'*Impatiens glandulifera*, peuvent être de meilleures ressources pour les pollinisateurs que les plantes indigènes (Bartomeus *et al.*, 2011; Gallien *et al.*, 2017).

Les parasites et autres agents pathogènes sont également impliqués dans la diminution des pollinisateurs, leur impact ayant surtout été étudié chez *Apis mellifera*. Un acarien parasite des ruches (*Varroa destructor*), amené d'Asie avec l'abeille *Apis cerana*, est de plus en plus présent en Europe (Goulson *et al.*, 2015). Les agents pathogènes ont cependant toujours coexisté avec leurs cibles, mais l'augmentation de leur virulence est susceptible d'être une cause secondaire de l'exposition aux pesticides qui affaiblit le système immunitaire des insectes (Sánchez-Bayo *et al.*, 2016).

⁶ Espèce qui ne peut s'épanouir que dans une gamme étroite de conditions environnementales

C. Les paysages semi-naturels, un essentiel des pollinisateurs

1. Généralités

Les paysages agricoles sont variés et forment un complexe d'habitats divers en fonction de l'intensité de l'occupation des terres. Si l'homme a la main mise sur la structure végétale d'une zone dite semi-naturelle, les espèces qui s'y développent sont spontanées et dépendent des conditions biotiques, abiotiques et anthropiques.

Du fait de cette diversité, tous les milieux n'offrent pas les mêmes ressources aux insectes pollinisateurs et l'importance pour eux d'un certain type de paysage varie au cours des saisons et en fonction des pratiques agricoles (fauche, labour...) qui s'y déroulent (Cole *et al.*, 2017). De nature mobile, les pollinisateurs sont aptes à répondre de manière dynamique aux variations du paysage au cours de l'année en utilisant des habitats variés qui se complètent temporellement et spatialement par des floraisons successives (Baude *et al.*, 2016). Maintenir l'hétérogénéité du paysage semble donc essentiel pour assurer aux pollinisateurs la diversité des ressources et la continuité des réseaux trophiques qui leur sont nécessaires.

2. Historique

La diversité actuelle des milieux semi-naturels est directement ou indirectement liée aux pratiques agricoles actuelles et passées.

Avec l'apparition du mode de vie sédentaire, l'homme a commencé à modifier son environnement de façon à ce qu'il réponde à ses besoins. Les forêts ont reculé pour laisser place aux cultures et aux zones de pâturage (Bartz *et al.*, 2019). L'ouverture des milieux a permis la colonisation d'espèces steppiques comme *Brachypodium pinnatum* et, de ce fait, la création de prairies riches en biodiversité florale, maintenue par les fauches et le pâturage.

Après la Seconde Guerre mondiale, l'agriculture européenne a été remaniée à la suite du traité de Rome, en 1957, instaurant la Politique Agricole Commune (PAC) qui visait à la moderniser et à la développer. Le but étant alors de promouvoir la productivité agricole, d'éviter les fluctuations de prix, de protéger les agriculteurs et d'atteindre l'autonomie alimentaire de l'Europe, objectifs atteints dès les années 1970 (Inra, 2008; Bartz *et al.*, 2019). L'agriculture intensive se met alors en place. Et si, depuis les années 2000, des réformes ont été entreprises pour lutter contre la surproduction, la PAC ne répond pas aujourd'hui aux défis du 21^e siècle. Ces derniers concernent désormais la santé humaine, le développement durable, le développement économique et social des zones rurales et la protection de l'environnement et du climat (Bartz *et al.*, 2019).

3. Les prairies de haute valeur biologique

Les prairies représentent plus de 40% des zones agricoles en Europe. Il est possible de différencier la prairie permanente qui représente 57 millions d'hectares et la prairie temporaire qui en occupe 10 millions (Peyraud *et al.*, 2012). La première est définie comme une surface utilisée pour la production de plantes herbacées, ressemées naturellement ou cultivées, mais qui n'est pas retournée pendant au moins 5 ans (Natagriwal, 2015). La prairie temporaire est, quant à elle, définie comme étant une prairie semée et implantée pendant moins de 5 ans et qui entre dans une rotation d'affectation. Il s'agit d'une culture typique de la façade atlantique de l'Europe jusqu'au sud de la Scandinavie.

Ces zones offrent de nombreux services écosystémiques puisqu'elles jouent un rôle dans l'alimentation des troupeaux (Kaligarič *et al.*, 2019), réduisent l'érosion des sols, diminuent les risques d'incendie et permettent le stockage et la rétention de l'eau (Cooper *et al.*, 2009). Les prairies assurent également le stockage du carbone du fait de la matière organique abondamment présent dans le sol (Peeters and Hopkins, 2010). Ainsi, en Allemagne, la disparition de 6% des prairies permanentes au profit de terres cultivables a induit un relargage de 10 tonnes/ha d'azote et de 100 tonnes de carbone au total (Kleijn and Sutherland, 2003). De plus, les prairies supportent les économies rurales des zones au potentiel agronomique limité et participent à l'esthétique du paysage, ce qui leur confère également un intérêt touristique (Peyraud *et al.*, 2012).

Les prairies ont également un grand intérêt biologique. Ce sont en effet des zones de reproduction et de ressources alimentaires pour de nombreuses espèces de mammifères, d'oiseaux et d'insectes, notamment les papillons. Ainsi, 88% des espèces de papillons européens ont été observées dans les prairies qui constituent l'habitat principal de 57% d'entre elles (Van Swaay *et al.*, 2016).

L'intensification de l'agriculture et le reboisement, qu'il soit spontané ou lié à l'exploitation humaine, ont cependant augmenté la dégradation et la disparition des prairies (Kleijn *et al.*, 2011). Cette perte est estimée à environ 30% de leur surface, soit plus de sept millions d'hectares en Europe (Peyraud *et al.*, 2012)), entraînant par la même occasion le déclin de leurs occupants. Depuis 1990, l'indice d'abondance des papillons des prairies a diminué de 49% (Figure 3) (Living Planet Report, 2020). Afin de préserver la grande biodiversité des prairies, il est aujourd'hui nécessaire de stopper les pertes et l'abandon de ces écosystèmes (Van Swaay *et al.*, 2019).

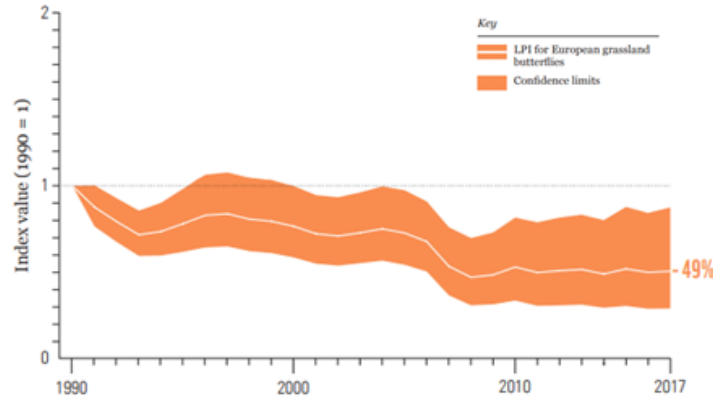


Figure 3 Indice d'abondance (Living planet index, LPI) pour les papillons des prairies européennes de 1990 à 2017 (Andersen et coll., 2020)

D. Les papillons de jour

En plus d'être populaires auprès du grand public, les papillons sont facilement observables et identifiables, ce qui en fait l'un des groupes d'insectes les plus étudiés. Les papillons sont utilisés comme modèle scientifique depuis de nombreuses années, notamment pour rendre compte de l'évolution de la biodiversité entomologique. Ainsi, en Europe, un indicateur de biodiversité : *EU Grassland Butterfly Indicator*, a été mis en place pour 17 espèces au sein de 16 pays, dont la France et la Belgique (Van Swaay *et al.*, 2019).

1. Diminution des papillons

Chez les papillons aussi, le déclin est dramatique : la population de papillons a chuté de 39% de 1990 à 2017 dans 16 pays européens, dont la Belgique (Warren *et al.*, 2021). La liste rouge 2010 des papillons européens indique que, sur 482 espèces, dont 47 non évaluées, 44 espèces sont quasiment menacées et 38 menacées. Les causes du déclin sont considérées comme étant similaires dans la majorité des pays européens, les principaux facteurs étant, comme pour l'ensemble des pollinisateurs, la dégradation de l'habitat et la pollution (Thomas, 2016; Van Swaay *et al.*, 2019; Warren *et al.*, 2021).

L'expansion de l'agriculture intensive, le labour et la fertilisation des zones ouvertes par l'apport d'engrais représentent la plus grande menace pour les papillons en Europe occidentale. De fait, la diversité spécifique et l'abondance des papillons semblent positivement corrélées à une gestion extensive des terres et donc à l'absence de pesticide (Habel *et al.*, 2019). Depuis les années 1950, au Royaume-Uni, 97% des prairies riches, 80% des prairies calcaires et 40% des landes ont disparu (Asher et coll., 2001). Et des pertes similaires ont pu être enregistrées dans le reste de l'Europe (Warren *et al.*, 2021). Dans la partie Sud-Est de l'Allemagne, la diversité des papillons est passée de 171 à 71 espèces entre 1840 et 2013, avec une augmentation des espèces généralistes aux dépens des espèces spécialistes (Habel *et al.*, 2016, 2019). En effet, la disparition et la dégradation des habitats ouverts conduisent à l'isolement des parcelles

restantes et impactent fortement les espèces sédentaires spécialistes à faible capacité de dispersion ou se reproduisant dans ces zones (Ekroos *et al.*, 2014).

Peu de recherches sont effectuées sur l'impact des insecticides sur les papillons. Mais des études en laboratoire ont démontré que les néonicotinoïdes peuvent avoir un impact considérable sur le Monarque (*Danaus plexippus*) (Halsch *et al.*, 2020) et ces mêmes pesticides ont été trouvés en doses mortelles dans les plantes hôtes en champs (Pecenka and Lundgren, 2015). Une étude au Royaume-Uni a également prouvé une corrélation positive entre le déclin des papillons occupant les zones ouvertes et l'utilisation des néonicotinoïdes, sans pour autant démontrer de causes directes (Gilburn *et al.*, 2015; Warren *et al.*, 2021).

La pollution azotée, via l'élevage intensif et les émissions dues aux transports, a également un impact (Thomas, 2016; Kurze *et al.*, 2018). Les milieux pauvres en nutriments accueillent de nombreux papillons spécifiques de par la diversité végétale proposée. En effet, l'enrichissement en azote provoque la dissémination des espèces végétales tolérantes à l'azote aux dépens de celles exigeant des conditions pauvres en éléments nutritifs et réduit, de ce fait, la diversité alimentaire des papillons (Öckinger *et al.*, 2006). De plus, l'augmentation du couvert végétal lié à l'apport d'azote réduit la quantité de sols nus, nécessaire à la reproduction de certaines espèces comme la Mégère (*Lasiommata megera*) (Klop *et al.*, 2014).

2. Rôle et intérêt des papillons

Par rapport aux autres pollinisateurs, les papillons de jour contribuent peu aux services écosystémiques. Ils permettent cependant d'évaluer l'état de la biodiversité et ont de plus une grande valeur esthétique, ce qui favorise la sensibilisation auprès du grand public (Thomas, 2016).

En raison de leur courte durée de vie, de leur faible capacité de déplacement (d'un à deux kilomètres en moyenne) et de leur spécificité à quelques plantes hôtes, notamment au stade larvaire, les papillons sont d'excellents bioindicateurs (Inra, 2008). De plus, l'évolution des communautés de papillons, bien qu'ils ne représentent que 2% des espèces d'insectes décrites, est considérée comme représentative de l'état des populations d'insectes (Thomas, 2005, 2016; Van Swaay *et al.*, 2006). Les papillons de jour sont également considérés comme des espèces parapluies⁷ compte tenu de leurs niches écologiques réduites (Rauw, 2015; Dopagne, 2016).

⁷ Espèce dont les besoins incluent ceux de nombreuses autres espèces ; en la protégeant, on étend la protection à toutes les espèces qui partagent ou interagissent avec son habitat.

E. Réponses au déclin des papillons diurnes

1. Le réseau Natura 2000

Le réseau Natura 2000 est un ensemble de sites écologiques mis en place à la suite de la directive Oiseaux de 1979 et de la directive Habitats de 1992, toutes deux mises en place par l'Union européenne. Instauré par décret en 2001 pour préserver les espèces et les habitats menacés en Europe, le réseau n'est opérationnel que depuis 2004. Couvrant plus de 18% de la superficie terrestre et 8% du territoire marin de l'Union européenne (UE), Natura 2000 est le plus grand réseau coordonné d'aires protégées du monde : fin 2007, il comportait près de 25 000 sites couvrant un cinquième du territoire de l'UE (Sundseth and Creed, 2008).

Afin d'appliquer la législation européenne, la Wallonie modifie en 2001, via le décret N2000, la Loi de la Conservation de la Nature pour y introduire le concept de sites Natura 2000. Chaque site fait ainsi l'objet d'un arrêté de désignation qui définit les enjeux biologiques et les mesures nécessaires à la conservation du lieu (Conseil régional wallon, 2000).

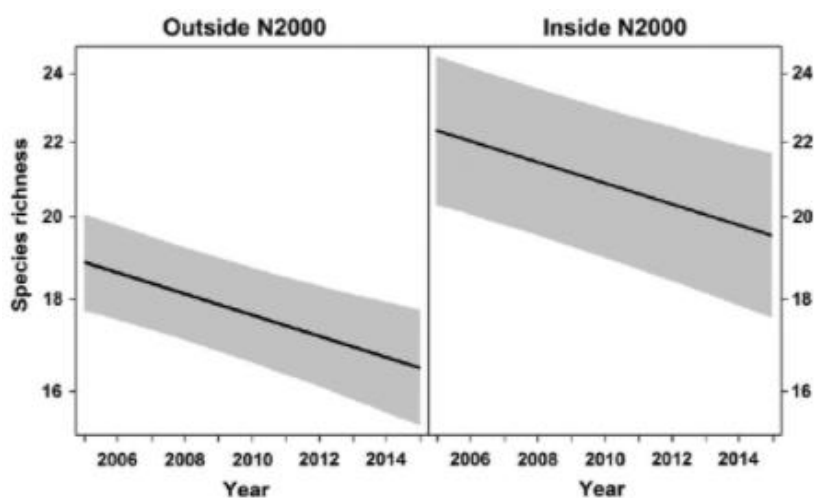


Figure 4 Richesse spécifique des assemblages de papillons à l'extérieur et à l'intérieur du réseau Natura 2000 (intervalle de confiance de 95%) (Rada et coll., 2019)

Les habitats favorables aux papillons sont souvent inclus dans le réseau Natura 2000. De ce fait, leur diversité y est plus importante (Jones-Walters *et al.*, 2016). En région wallonne, ce sont 220 944 hectares, soit 13% du territoire, qui sont concernés par ce réseau. Au niveau du territoire wallon, treize insectes, dont quatre papillons de jour (l'Azuré du serpolet (*Maculinea arion*), le Cuivré de la bistorte (*Lycaena helle*), le Cuivré des marais (*Lycaena dispar*) et le Damier de la succise (*Euphydryas aurinia*)) sont repris dans la directive Habitat 92/43/CEE (Wibail *et al.*, 2014). Toutefois, même si la richesse spécifique des papillons est plus élevée dans les sites Natura 2000, les mesures ne sont pas suffisantes pour freiner le déclin de ces espèces qui décroissent aussi au sein du réseau (Figure 4) (Rada *et al.*, 2019).

2. Les mesures agroenvironnementales et climatiques (MAEC)

Les premiers dispositifs agroenvironnementaux ont été mis en place par l'Union européenne dans les années 1990 avec pour objectif d'arrêter le déclin de la biodiversité et d'inverser la tendance (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2017). La proportion de ce type de dispositif est des plus importantes pour la richesse et l'abondance des espèces de papillons (Zingg *et al.*, 2019). Ces mesures, préconisant une gestion à faible intrant, sont propices au développement des papillons. En Suisse, où ces mesures sont également mises en place, l'abondance des papillons a augmenté de 60% lorsque la proportion de zones de promotion de la biodiversité est passée de 5 à 15% (Zingg *et al.*, 2019).

En Wallonie, un hectare sur deux est consacré à l'agriculture. Cette dernière joue donc un rôle essentiel dans la protection de l'environnement. En place depuis 1985 (CEE 797/85) et faisant partie de la Politique Agricole Commune (PAC) depuis 1994 (AGW, 8/12/94) (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2017), les Mesures Agro-Environnementales et Climatiques (MAEC) ont pour objectif, par un engagement volontaire de cinq ans, la mise en place de méthodes favorables à la protection de l'environnement, à la conservation du patrimoine naturel et au maintien des paysages en zone agricole (Natagriwal, 2015). Une augmentation globale des agriculteurs participant au programme est visible depuis sa création en 1995.

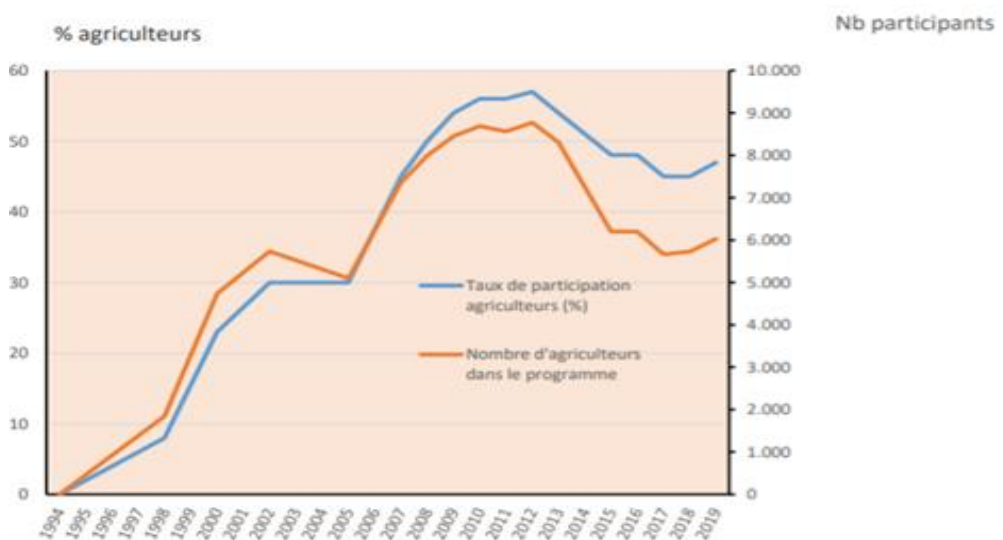


Figure 5 Participation aux MAEC wallonnes entre 1994 et 2019 (Walot, 2020)

Une chute est néanmoins constatée en 2013 à la suite de la transition entre l'ancien et le nouveau programme qui implique la division par deux de certaines subventions, l'augmentation du nombre de modalités d'engagement et la suppression de la mesure « couverture automnale

du sol » qui concernait près de 3 000 dossiers. La stabilisation du programme et le contexte agricole de 2017, liés aux conditions météorologiques défavorables et à la perte des cultures de 2016, ont permis le relancement du programme, avec une augmentation modeste, mais qui s'avère, pour l'instant, constante du nombre d'agriculteurs impliqués (Figure 5) (Walot, 2021).

Les agriculteurs participant à ce programme bénéficient d'une aide financière cumulable avec d'autres programmes comme Natura 2000 et visant à couvrir l'effort et les coûts liés à la mise en œuvre du programme. Onze méthodes sont proposées aux agriculteurs, qui peuvent adhérer à six d'entre elles sans avis préalable d'un expert (SPW, 2015; Natagriwal, 2015). En 2012, 54% des agriculteurs wallons étaient engagés au moins dans une des mesures. En 2015, les MAEC ont permis l'entretien de 12 000 kilomètres de haies, de 4 000 mares, et la conservation de 6 500 hectares de prairies de haute valeur biologique (Natagriwal, 2015). Par la formation d'un réseau écologique et grâce à un effet synergique, les MAEC, qui n'ont pas la conservation des pollinisateurs comme objectif principal, participent tout de même à leur protection. Par exemple, les méthodes visant à la gestion des haies et des alignements d'arbres (MB1a), en offrant ressources alimentaires et abris, sont bénéfiques aux lépidoptères (Dover, 2019).

La méthode ciblée MC4, uniquement accessible après l'avis d'un expert, vise à la conservation des prairies de haute valeur biologique et, ainsi, des papillons diurnes qui sont nombreux dans ce type de milieu. C'est pourquoi la mesure MC4 est adaptée par les experts de Natagriwal pour répondre aux besoins des espèces rares, tel le Cuivré de la bistorte (*Lycaena helle*), qui résident dans ces prairies (Rouxhet *et al.*, 2008).

Cette méthode vise essentiellement à préserver la biodiversité, mais sert aussi à protéger les eaux souterraines et de surface via la gestion extensive des pâtures. Les conditions de base à respecter dans les MC4 sont l'interdiction des apports de fertilisants, des produits phytopharmaceutiques, des traitements antiparasitaires systématiques et des travaux de drainage ou de curage. Lorsque la présence d'une espèce protégée est avérée, les conditions spécifiques du cahier des charges varient en fonction du biotope occupé et du statut de protection de la parcelle (Rouxhet *et al.*, 2008). En échange des efforts fournis et des coûts de mise en œuvre, les agriculteurs, au nombre de 1254 en 2018, sont indemnisés à hauteur de 450€ par hectare et par an (Natagriwal, n.d.).

Les prairies MC4 bénéficient d'un fauchage tardif. En effet, la fauche a un fort impact sur les communautés végétales puisqu'elle empêche la dominance des espèces sociales⁸ hautes tel le Fromental (*Arrhenatherum elatius*) et favorise les espèces moins compétitives (Piqueray *et al.*, 2019). Par son influence sur la disponibilité des ressources alimentaires des insectes, la date de fauche est un paramètre important. Retarder la fauche des prairies extensives après le 15 juillet a un véritable impact positif sur les communautés de papillons (Bruppacher *et al.*, 2016). La gestion de la prairie par fauchage implique l'obligation de conserver une zone refuge (non fauchée) d'une superficie équivalente à 10% de la surface de la prairie et d'exporter le produit de la fauche hors de la zone afin de ne pas apporter d'engrais (Kühne *et al.*, 2015). Le bétail est également autorisé à pâturer de manière extensive (Goffart *et al.*, 2014) si toutefois l'espèce sélectionnée est rustique : Highland ou Galloway lorsqu'il s'agit de prairies humides, notamment dans les prairies à bistortes qui sont fréquentées par *Lycaena helle*. Dans ce type de milieu, la charge en bétail ainsi que le moment du pâturage ont également leur importance (Natagriwal, n.d.).

La progression de la mesure MC4 est constante et se poursuit sans discontinuité (Figure 6). Son succès, associé à l'indemnisation, permet la conservation des zones et l'augmentation de ces dernières. Une marge de progrès de plusieurs milliers d'hectares (au minimum de 7 000 hectares) est prévue pour les années à venir (Walot, 2021).

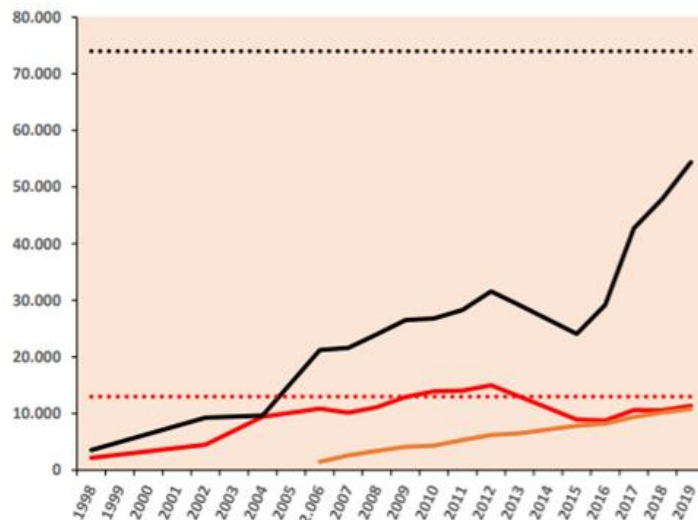


Figure 6 Évolution des surfaces de MAEC relatives aux prairies (Walot, 2020)

Légende : Ligne rouge : prairies naturelles (ha) ; Ligne orange : prairies de hautes valeurs biologiques (ha) ; Ligne noire : FC/autonomie fourragère (ha) ; pointillés rouges : prairies naturelles et HBV — objectifs identiques pour 2020 (ha) ; pointillés noirs : autonomie fourragère, FC — objectifs 2020 (ha)

⁸ Espèces réunies en grand nombre à un même point.

F. Le projet LIFE papillons

Les projets LIFE (L'Instrument Financier pour l'Environnement) de l'Union européenne sont en place depuis 1992 et ont comme objectif premier de financer les projets du réseau Natura 2000 (LIFE Nature), les projets liés à l'environnement tel que la dépollution des eaux (LIFE Environnement) et la mise en place de structures pour la conservation de la nature dans les pays voisins de l'UE (LIFE Pays Tiers).

Le projet LIFE papillons, initié en 2009 et achevé en 2015, s'inscrit dans les projets LIFE nature qui visent à la restauration et à la conservation des habitats naturels menacés et des espèces protégées au sein de l'Union européenne. Les territoires concernés en Wallonie sont dispersés dans cinq sous-régions (Rauw, 2015) :

- Haute Ardenne ;
- Ardenne ;
- Fagne ;
- Famenne ;
- Lorraine.

Sur les 118 espèces de papillons diurnes présentes en Wallonie (Natagriwal, n.d.), 51% sont menacées de disparition ou déjà éteintes. Et sur les quatre espèces répertoriées par Natura 2000, seules trois ont été sélectionnées pour ce projet : *Lycaena helle*, *Lycaena dispar* et *Euphydryas aurinia*. La dernière espèce, *Maculinea arion*, n'étant pas considérée comme ayant de population viable dans la région, n'a pas été retenue (Life Papillons, 2015). Le but de ce projet était en premier lieu de réduire l'isolement des populations subsistantes par la mise en réseau d'habitats interconnectés tenant compte des exigences de chacune des espèces visées et leur assurant une viabilité à long terme. Dans un second temps, le projet a contribué à la restauration d'habitats favorables et à la mise en place d'une gestion récurrente adaptée et durable au sein des sites faisant partie du projet. Enfin, le but était de sensibiliser et d'informer le grand public au déclin des papillons de jour. Les résultats, bien que positifs pour ce projet, n'ont cependant pas couvert toute l'aire de répartition de *Lycaena helle* et n'ont donc pas répondu entièrement à la problématique de conservation de l'espèce à l'échelle wallonne (Life Papillons, 2015).

3. Le plan d'action « Cuivré de la bistorte et ses habitats »

Afin de pallier aux manquements du projet LIFE papillon, un plan d'action régional a été mis en place en 2015 pour une durée de 10 ans. L'objectif est d'agrandir la zone de distribution de *Lycaena helle*, de former des métapopulations viables et donc d'assurer une résilience de l'espèce. De ce fait, ce plan d'action repose principalement sur le maintien des populations existantes et sur l'amélioration des connexions entre elles via l'entretien et la restauration des bassins versants ardennais, dans lesquels se trouvent les prairies d'intérêt pour *Lycaena helle* (Figure 7) (Goffart, 2014).

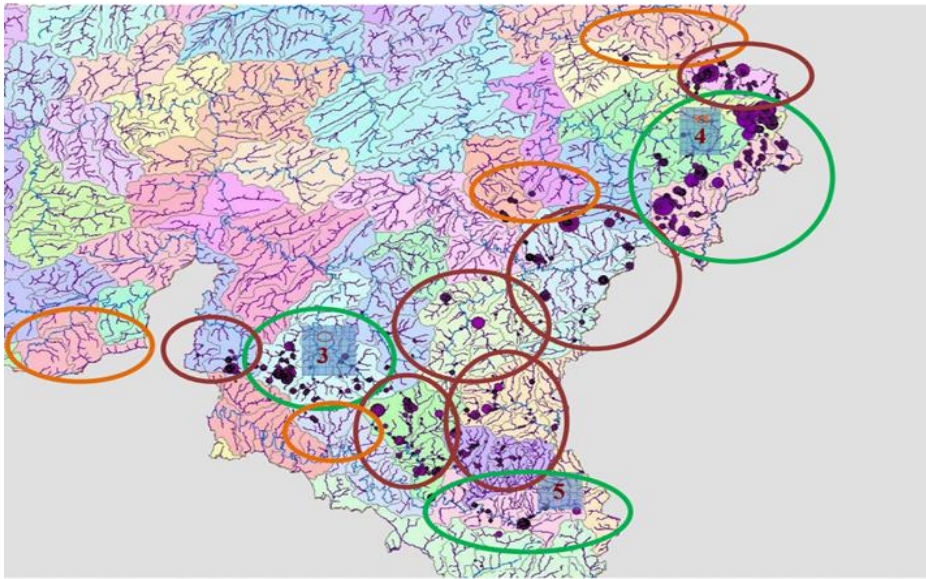


Figure 7 Carte des zones d'action prioritaire du plan d'action "Cuivré de la bistorte et ses habitats" (Goffart, 2014)

Légende : circonférence verte : zone d'action prioritaire pour l'entretien ; circonférence brune : zone d'action prioritaire pour la restauration ; circonférence orange : zone d'action secondaire ; les chiffres indiquent les zones d'action concernées du projet LIFE « papillon ».

L'idéal est de mettre les habitats de *Lycaena helle* sous statut de protection en formant des réserves naturelles domaniales ou agréées, et de classer les zones humides comme étant d'intérêt biologique (Goffart *et al.*, 2014). Toutefois, lorsqu'il n'est pas possible d'acquérir les terrains, la mesure MC4 et les projets Natura 2000 permettent d'instaurer une gestion favorable à l'espèce (Walot, 2021).

G. Objectifs du mémoire

La Belgique abrite une diversité de papillons de jour relativement riche au vu de son territoire peu étendu. Au total, sur les 20 000 papillons diurnes recensés à travers le monde, 120 espèces sont présentes historiquement en Belgique, dont 115 en Wallonie et 70 en Flandre (SPW, n.d.). Entre 1992 et 2007, les populations de papillons ont diminué d'environ 30% (Warren *et al.*, 2021) et en 2001, la Flandre était la région d'Europe avec le plus de papillons éteints du fait de sa grande surface bâtie (Warren *et al.*, 2021). Ce déclin et la diminution constatée des prairies ont poussé la création de mesures de conservation. Ce mémoire s'imbrique dans ce sens : son objectif principal sera d'étudier les mouvements des populations de rhopalocères au sein des prairies humides à haute valeur biologique, suivies par la mesure MC4, dans les régions de Saint-Vith et Bastogne.

Dans un premier temps, les populations recensées seront mises en relation avec les données météorologiques de l'année en cours de façon à observer leur potentiel impact sur les communautés. Les données recueillies seront ensuite mises en relation avec un potentiel changement lié au réchauffement climatique.

Dans un deuxième temps, le cortège des papillons de jour sera étudié afin d'analyser la structure et la diversité des populations le long du gradient d'humidité de chaque prairie. Le but étant de déterminer la nécessité de ce gradient pour les espèces inféodées aux prairies humides. Une attention particulière sera portée à *Lycaena helle* et *Boloria eunomia* de manière à caractériser au mieux les mesures de protection nécessaires à la sauvegarde de ces deux espèces.

Enfin, les relations plantes - papillons seront étudiées sur la base des observations réalisées sur le terrain afin de déterminer quelles espèces végétales attirent quels rhopalocères. Ces comportements de butinages entre les prairies classées MC4 seront ensuite comparés avec les interactions observées au sein des bandes fleuries de la mesure MC2.

II. Matériel et méthode

A. Zones d'étude

L'ensemble des sites étudiés se situe dans les régions de Saint-Vith et de Bastogne. Au total, au sein du réseau existant de Natagriwal, sept prairies (Annexe 1) sont retenues pour les échantillonnages (Figure 8), chacune divisée en deux à trois zones d'étude (Tableau 1).



Figure 8 Carte reprenant les différents sites d'échantillonnages au sein des provinces de Liège et du Luxembourg

Tableau 1 Récapitulatif des différents sites échantillonnés (BIOGEOnet).

Latitude et longitude en WGS84 ; altitude en mètre ; surface en m²

<i>Localité</i>	<i>Station</i>	<i>Latitude</i>	<i>Longitude</i>	<i>Altitude</i>	<i>Surface</i>	<i>Transects</i>
Bastogne	Darimont 02	50° 02' 6.48''	5° 42' 53.90''	470	59081	3
Bastogne	Darimont 04	50° 02' 11.19''	5° 43' 19.78''	485	62587	2
Burg-Reuland	Hasselbach	50° 13' 53,96 ''	6° 07' 38,68 ''	450	21 969	3
Faymonville	Faymonville	50° 24' 15,78 ''	6° 09' 9,95 ''	530	14 885	2
Francorchamps	Francorchamps	50° 27' 25,48 ''	5° 57' 35,72 ''	455	28 717	2
Amel	Herresbach	50° 19' 18,27 ''	6° 16' 18,17 ''	470	30 551	3
Bullingen	Manderfeld	50° 19' 43,68 ''	6° 19' 51,81 ''	523	10 600	3

B. Stratégie d'échantillonnage

1. Conditions météorologiques

Les papillons étant poïkilothermes, la température du milieu influence grandement leur comportement. Le vent exerce également une influence puisqu'il peut empêcher le vol ou les cantonner aux zones abritées (Gilg, 2007).

L'échantillonnage ne se fera, de ce fait, que lorsque les conditions météorologiques seront les suivantes :

- température > 14 °C, si le temps est majoritairement ensoleillé ;
- température > 17 °C, si le temps est majoritairement nuageux ;
- température < 30 °C ;
- Vitesse du vent < 30 km/h

Si, au cours de l'échantillonnage, les conditions météorologiques deviennent durablement défavorables, l'ensemble de la prairie concernée devra faire l'objet d'un nouveau relevé.

2. Identification et comptage des papillons diurnes

Afin de pouvoir étudier la dynamique des populations de papillons, des transects sont effectués dans les différentes zones de chacune des prairies (Tableau 2). Les comptages s'appliquent exclusivement aux imagos et seulement à une distance d'environ deux mètres cinquante de part et d'autre de l'observateur et de cinq mètres devant lui (Gilg, 2007).

La détermination se fait majoritairement à vue, à l'aide d'une paire de jumelles dédiée à l'observation d'insectes. Néanmoins, certains individus nécessitent une capture temporaire au filet afin de vérifier l'identification.

Tableau 2 *Planning des terrains*

Prairies	24/04/2021	28/04/2021	08/05/2021	12/05/2021	14/05/2021	20/05/2021
<i>Darimont 02</i>	X		X		X	
<i>Darimont 04</i>	X		X		X	
<i>Faymonville</i>		X		X		X
<i>Francorchamps</i>	X		X		X	
<i>Hasselbach</i>		X		X		X
<i>Herresbach</i>	X		X		X	
<i>Manderfeld</i>		X		X		X

<i>Prairies</i>	29/05/2021	30/05/2021	10/06/2021	13/06/2021	01/07/2021	05/07/2021
<i>Darimont 02</i>	X			X	X	
<i>Darimont 04</i>	X			X	X	
<i>Faymonville</i>		X	X			X
<i>Francorchamps</i>	X			X		X
<i>Hasselbach</i>		X	X			X
<i>Herresbach</i>	X			X	X	
<i>Manderfeld</i>		X	X			X

3. Recensement floristique

Deux relevés floristiques complets auraient dû être réalisés en début et fin de saison afin de suivre l'évolution des zones au cours de l'année. Toutefois, les conditions météorologiques défavorables et le retard de presque deux mois de la saison n'ont permis la réalisation que d'un seul relevé début juillet. Ce relevé, par la méthode de DAFOR, a pour objectif premier la caractérisation des différentes zones d'intérêt grâce à la typologie WalEUNIS (Annexe 2). Cette dernière est une adaptation wallonne de la typologie européenne EUNIS qui décrit l'ensemble des biotopes terrestres et marins européens, qu'ils soient artificiels ou naturels (Dufrêne and Delescaille, 2005).

L'analyse se fait de façon ordonnée, strate par strate, au sein d'une aire d'environ 10 m², aire minimale pour ce type de milieu. Chaque espèce se voit attribuer un coefficient d'abondance-dominance qui indique son abondance relative et son degré de recouvrement (Tableau 3).

Tableau 3 Les différentes méthodes de recensement floristique

DAFOR	Braun-Blanquet (BB)	Van der Maarel (vdM)
1	r (1 individu)	1
/	+ (insignifiant)	2
R (Rare)	1 (<5%)	3
O (Occasionnel)	2 (5 – 25%)	5
F (Fréquent)	3 (25 – 50%)	7
A (Abondant)	4 (50 – 75%)	8
D (Dominant)	5 (>75%)	9

La description du couvert végétal permet de faciliter l'étude des interactions entre les plantes et les papillons, mais également de caractériser les zones et le gradient d'humidité des prairies.

4. Étude des interactions entre les plantes et les papillons

Lors des transects, chaque interaction est notée en précisant l'espèce de la plante et celle du papillon. Il est également précisé s'il s'agit d'une ponte, de moments de repos ou de périodes de butinage. Le comportement de ponte est reconnaissable à l'immobilisation du papillon qui présente alors un abdomen recourbé et apposé à la surface de la plante (Figure 9a). La période de repos est caractérisée par une immobilisation de l'individu, les ailes repliées (Figure 9b) tandis que le butinage sera représenté par le déroulement de la trompe, l'ouverture des ailes et un tremblement général du corps (Figure 9c).

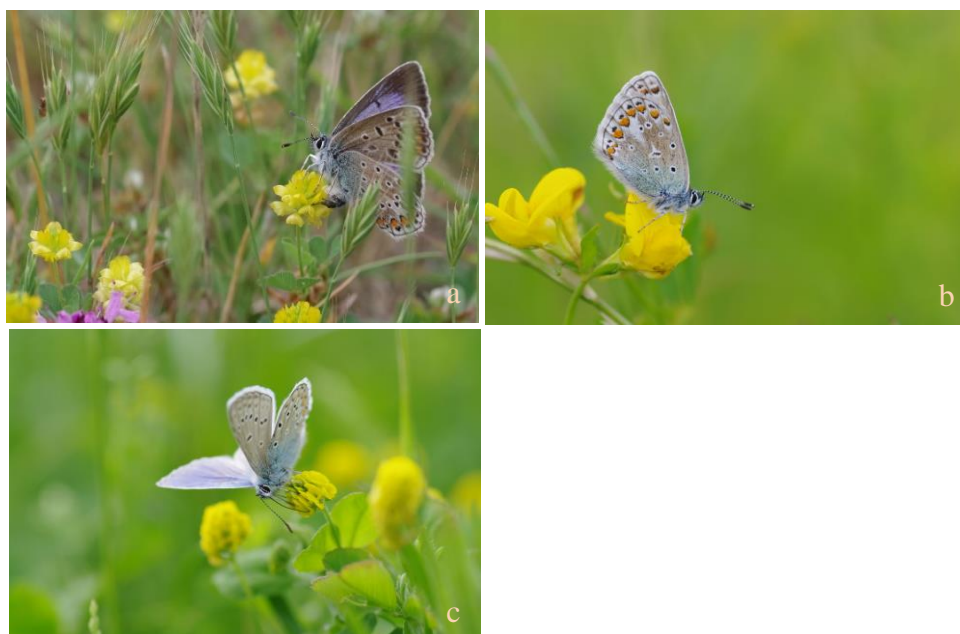


Figure 9 Azurée de la Bugrane (*Polyommatus icarus*) en période de ponte (a) (Photo © D.Perrocheau), au repos sur un lotier corniculé (*Lotus corniculatus*) (b) et de butinage sur de la luzerne lupuline (*Medicago lupulina*) (c) (Photos © C.Dopagne.)

5. Enregistrement et encodage des informations

Suite aux sorties de terrain, les espèces rencontrées, leurs effectifs et leur comportement (butinage et ponte) ont été recensés dans le site BIOGEOnet : <https://www.biogeonet.ulg.ac.be/> ainsi que dans Microsoft Excel.

C. Traitement des données

Les analyses statistiques ont été effectuées sur Microsoft Excel (version 2016, 16.0.14131.20278) et le logiciel RStudio (version 1.4.1717, licence AGPL v3). Les packages *bipartite* — version 2.16 (Beckett *et al.*, 2021), *ggplot2* — version 3.3.5 (Wickham, 2021), *networkD3* — version 0.4 (Allaire, 2017), *FactomineR* — version 2.4 (Husson *et al.*, 2020), *factoextra* — version 1.0.7 (Kassambara, A. and Mundt, 2020) ont été utilisés pour réaliser les graphiques.

1. Évolution temporelle des rhopalocères au sein des prairies et analyse des paramètres météorologiques

Une courbe de tendance du nombre total d'individus de rhopalocères et du nombre d'espèces pour chaque prairie a été réalisée afin d'évaluer l'évolution globale des populations au cours de la saison. Dans le but de visualiser l'évolution des populations sur les différentes années, les données depuis 2015 ont été récupérées pour les sept prairies. Les résultats bruts ont été ensuite moyennés et pondérés sur le nombre de transect réalisés, afin de pouvoir réaliser une comparaison de ces données.

Les données météorologiques pour la température et les précipitations, des jours de terrains et des trois jours précédents celui-ci, ont été recueillies via le site de l'institut royal météorologique de Belgique (IRM) : <https://www.meteo.be/>. Ces paramètres ont permis la création de modèles linéaires généralisés (Glm) afin de déterminer leur effet sur le nombre et l'abondance des populations de rhopalocères. Les données étudiées étant des données de comptage, les Glm produits suivent la loi de Poisson. Cette analyse a également été reproduite de façon spécifique pour *Lycaena helle* et *Boloria eunomia* afin d'observer l'impact de la météo sur ces deux espèces.

2. Analyse des variations des populations de rhopalocères au sein des prairies

La richesse spécifique, ou diversité α , des rhopalocères dans chaque prairie peut être analysée grâce aux indices de diversité qui combinent le nombre d'espèces observées et l'abondance de celles-ci pour chaque zone. Les quatre indices étudiés sont déterminés dans BIOGEOnet :

- L'indice de Shannon-Weaver (H') permet d'obtenir une indication sur la diversité spécifique ainsi que sur la dominance relative des espèces. Si l'indice est proche de 0, cela signifie que la diversité en espèces est faible et qu'une espèce en particulier domine le milieu. Hmax correspond à la diversité maximale de la zone, soit la diversité α , en excluant la dominance relative au sein de la cohorte d'espèces.
- L'indice de Simpson (D) correspond à l'indice initial de Simpson retranché à 1. Lorsque D est égal à 0, une seule espèce est présente dans le peuplement alors que si D est égal à 1, il est supposé qu'un nombre infini d'espèces est présent, mais qu'elles ont toutes une probabilité quasi nulle d'être présentes.
- L'indice de Hill, en comparant les indices de Shannon-Weaver et de Simpson, mesure l'abondance proportionnelle des espèces. Afin que l'indice soit croissant avec la

biodiversité présente, la valeur a été convertie en $1 - Hill$. Il permet ainsi d'avoir une vue précise de la diversité observée qui sera maximale si proche de 1 et minimale à 0.

- L'indice d'équitabilité de Pielou (E) détermine le rapprochement ou l'éloignement entre la diversité spécifique H' et la diversité maximale (H_{max}) de la zone. Si E est proche de 0, la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur une seule espèce, ce qui implique un déséquilibre du milieu. À l'inverse, s'il est proche de 1, les espèces présentes dans le peuplement ont des abondances identiques.

L'utilisation de la végétation comme indicateur pour les facteurs environnementaux a été initiée en Europe par H. Ellenberg. Les espèces végétales se voient attribuer un indice correspondant à leur tolérance à plusieurs paramètres, tels que la lumière, la température et l'acidité (Ellenberg *et al.*, 1976). Par la suite, des variantes ont été définies pour la France (Julve, 1998). Le recensement floristique réalisé au mois de juin a permis la création, sur le site BIOGEOnet, des indices d'Ellenberg-Julve (Annexe 3) pour les différentes zones d'étude. Un tableau récapitulant les variables environnementales (lumière, température, humidité atmosphérique et édaphique, pH, taux de nutriments présents dans le sol, texture du sol et matière organique) a ainsi été créé. La caractérisation WaleUNIS (Dufrêne and Delescaille, 2005) a permis quant à elle de définir les zones en trois types de milieux (sec, intermédiaire et humide), l'objectif étant d'identifier le gradient d'humidité des prairies.

Une analyse en composantes principales (ACP), grâce aux packages FactoMineR et factoextra, a permis de visualiser les différentes zones d'études décrites via les variables environnementales. Afin d'éviter les potentielles erreurs liées aux différentes unités de mesure, les variables sont normalisées de manière à ce que chacune d'elles présente un écart-type égal à un et une moyenne égale à 0. Le nuage de point en deux dimensions permet de représenter les stations en fonction des variables environnementales. La qualité de la représentation des stations sur ces deux dimensions peut être représentée grâce au cosinus carré (\cos^2) : plus le \cos^2 est élevé, plus la représentation est correctement représentée. Enfin, le cercle de corrélation permet de visualiser les relations entre toutes les variables.

Les variables environnementales ont également permis la création de modèles linéaires généralisés (Glm) suivant la loi de Poisson afin de déterminer l'importance des différentes variables sur les populations de rhopalocères. Les modèles ont ainsi testé le nombre d'espèces totales observées, l'abondance des espèces ainsi que les populations de *Lycaena helle* et de *Boloria eunomia* en fonction des variables environnementales.

Afin de déterminer l'existence de communautés de rhopalocères selon l'humidité, une matrice de correspondance a été créée grâce au package bipartite. Ce package a permis de regrouper les sous-zones en fonction des espèces observées sur l'ensemble de la période. Les associations créées sont liées à la taille de l'échantillon et peuvent donc être aléatoires. Dans le but de vérifier la validité du modèle, une comparaison avec un modèle nul est réalisée par l'analyse du z-score. Ce dernier représente l'écart entre la vraisemblance du modèle obtenu et du modèle nul, ici basé sur 100 matrices créées aléatoirement, et standardisé par l'écart-type. Le modèle obtenu est jugé significatif si le z-score obtenu est supérieur à deux (Dormann and Strauss, 2014).

Le recensement floristique réalisé précédemment a quant à lui permis d'identifier la phytosociologie et les caractéristiques physiques (pH, humidité, luminosité, texture, matière organique...) de chaque sous-zone. Ces informations sont ajoutées à la matrice créée et permettent donc la comparaison en fonction de l'humidité.

3. Analyse des relations plantes-insectes

Grâce aux packages ggplot2 et network 3D, un diagramme de Sankey a été créé pour visualiser le lien entre les plantes butinées et les rhopalocères et de confirmer ou non la dépendance de certains papillons au gradient d'humidité par le biais des plantes inféodés à tel ou tel milieu. Ce graphique sera ensuite comparé aux résultats de 2020 obtenus sur les bandes fleuries de la mesure MC2 afin d'apporter des données complémentaires sur les plantes d'intérêt pour cette mesure.

III. Résultats

A. Évolution temporelle des rhopalocères au sein des différentes prairies

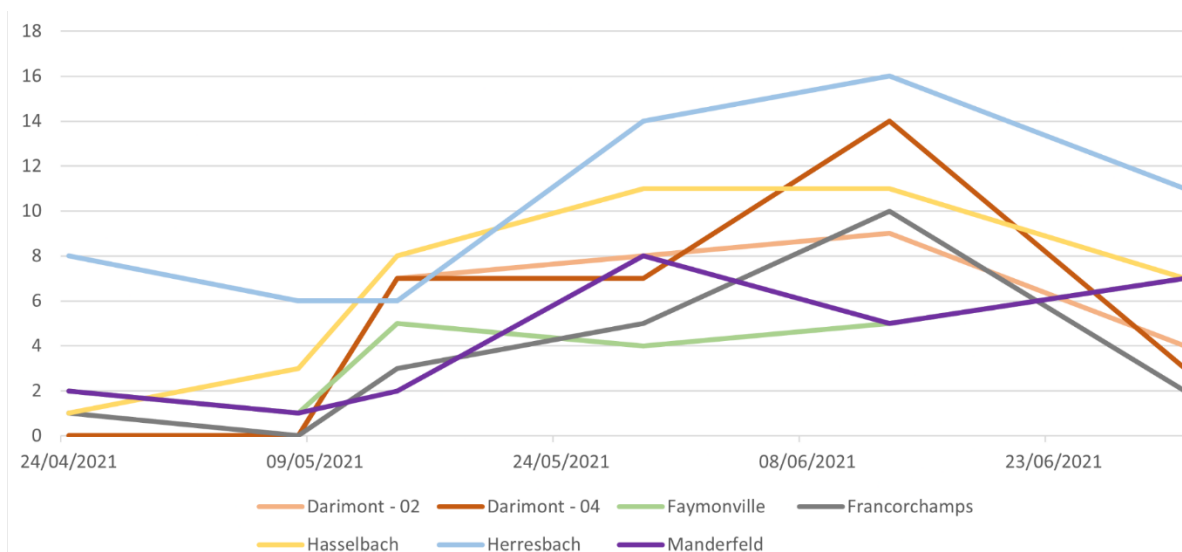


Figure 10 Évolution du nombre d'espèces observées au cours de l'année 2021 sur les sept prairies d'intérêt

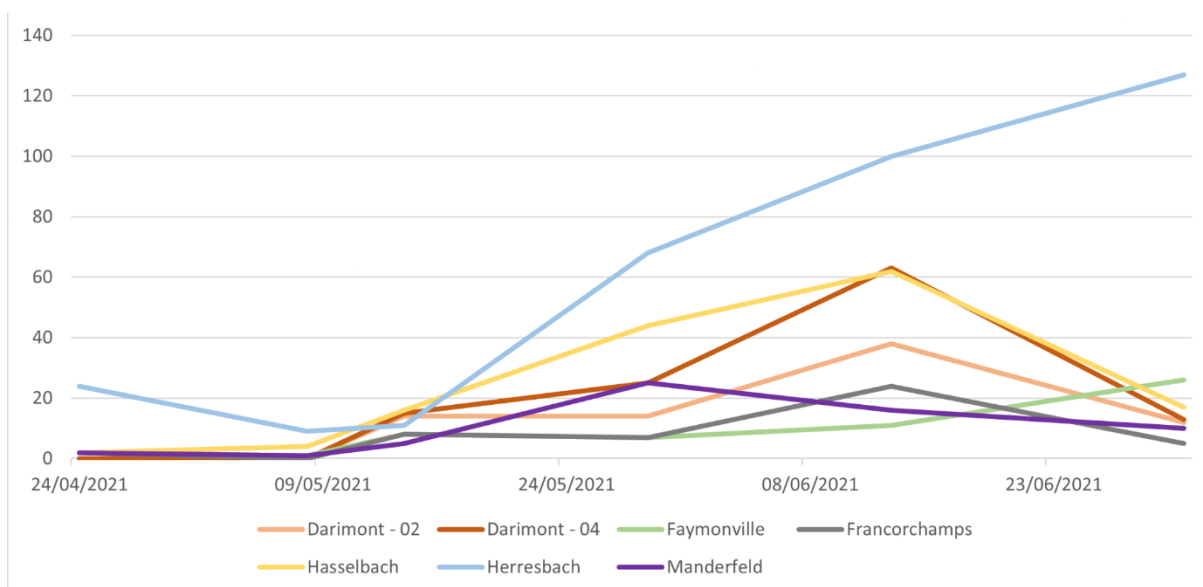


Figure 11 Évolution du nombre d'individus observés au cours de l'année 2021 sur les sept prairies d'intérêt

Les populations de rhopalocères présentent, pour la majorité des sites, une augmentation du nombre d'espèces (Figure 10) comme du nombre d'individus (Figure 11) jusque mi-juin. Exception faite de la prairie de Manderfeld dont le nombre d'espèces continue de croître après cette date. De fortes variations sont toutefois observées au cours du temps.

Le printemps météorologique de 2021 (Annexe 7, Annexe 9) est caractérisé par des mois d'avril et de mai déficitaires, en ce qui concerne les températures, vis-à-vis des normales de saison avec une moyenne en avril de 7,3 °C en 2021 contre 10,4 °C pour la normale et 11,6 °C en mai contre 13,9 °C attendus (Annexe 8). Au niveau des précipitations, avril se situe

dans la norme (35,6 mm), mais le mois de mai présente un excédent d'eau par rapport aux normales : 85,8 mm de précipitations en 2021 pour 59,7 mm pour la normale (Annexe 10).

Les abondances moyennes par années, pondérées par le nombre de transects, pour chaque espèce observée dans les prairies, ont été reprises en Annexe 4. Ces abondances ont été pondérées par le nombre de transects réalisé chaque année de manière à pouvoir les comparer entre elles. Au total, 50 espèces ont été observées en sept ans avec une moyenne de 34 espèces par an. Le minimum étant l'année 2016 avec 24 espèces tandis que le maximum est de 39 espèces pour l'année 2019 et l'année 2021 (Figure 12). Cependant, malgré la diversité d'espèces présentes, les effectifs de l'année 2021 sont majoritairement plus faibles que ceux des autres années.

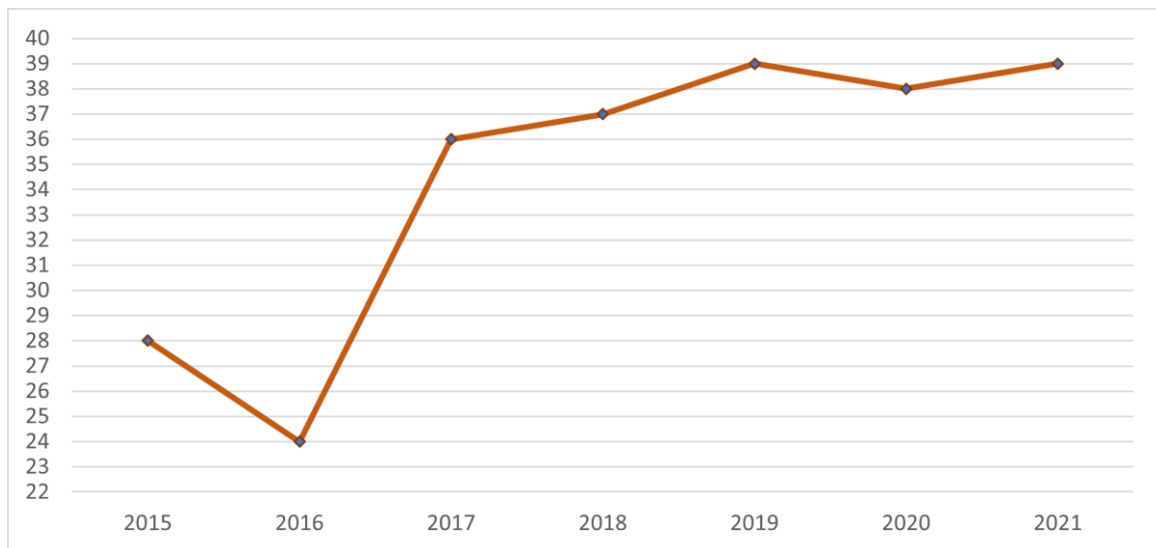


Figure 12 Nombre total d'espèces observées chaque année (de 2015 à 2021) sur les sept prairies d'intérêt

De fortes variations annuelles sont visibles : certaines espèces comme *Limenitis camilla* ou encore *Apatura iris* n'ont été vues qu'une seule fois, tandis que quatre autres espèces : *Maniolia jurtina*, *Aphantopus hyperantus*, *Boloria eunomia* et *Brenthis ino* se distinguent par leur abondance avec en moyenne respectivement 26, 24, 15 et 15 individus. Cependant, *Boloria eunomia* et *Maniolia jurtina* ont vu leur nombre moyen d'individus passer respectivement, de 2020 à 2021, de 18 à 8 et de 34 à 19. Pareillement, *Lycaena tityrus* et *Pieris napi* ont vu leur population décroître au cours du temps tandis que *Brenthis ino* et *Coenonympha arcania* n'ont tout simplement pas été observées cette année malgré une présence récurrente de 2015 à 2020.

À l'inverse, *Thymelicus lineola* et *Thymelicus sylvestris* semblent voir leur population croître en 2021. De même, *Aricia agestis* a été observé pour la première fois. Enfin, certaines espèces semblent présenter une abondance régulière au cours du temps, c'est le cas par exemple de *Lycaena helle*, de *Pyrgus malvae* et de *Coenonympha pamphilus*.

B. Analyse des paramètres météorologiques : température et précipitation

Des modèles linéaires généralisés (Glm) suivant le modèle de Poisson ont été réalisés afin d'évaluer les effets de la température et des précipitations sur les espèces de rhopalocères (Tableau 4).

Tableau 4 Résultats des Glm pour le nombre d'espèces, l'abondance de celles-ci, le nombre de *Lycaena helle* et de *Boloria eunomia* en fonction des paramètres météo (précipitation et température)

Paramètres météo	α	p-valeur	Significativité
Nombre d'espèces en fonction de la météo			
Intercept	3,57 E-01	2,55 E-01	
Précipitation	3,52 E-01	8,53 E-10	***
Température	8,38 E-02	4,13 E-06	***
Abondance des espèces en fonction de la météo			
Intercept	-4,23	<2E-26	***
Précipitation	4,79 E-01	<2E-26	***
Température	2,04 E-01	<2E-26	***
Abondance de <i>Lycaena helle</i> en fonction de la météo			
Intercept	-2,57	4,15 E-03	**
Précipitation	8,84 E-01	2,94 E-09	***
Température	3,12 E-02	7,01 E-01	
Abondance de <i>Boloria eunomia</i> en fonction de la météo			
Intercept	-12,9	1,28 E-15	***
Précipitation	2,33	<2E-26	***
Température	4,21 E-01	1,99 E-08	***

Les précipitations semblent être un facteur important pour la diversité et l'abondance des espèces avec respectivement une p-valeur égale à 8,53 E-10 et inférieure à 2E-26. Si les précipitations augmentent, le nombre d'espèces ainsi que leur abondance augmentent également de manière significative.

L'abondance des espèces varie aussi en fonction de la température (p-value <2E-16). Toutefois, les précipitations semblent plus importantes que la température dans l'augmentation de l'abondance des espèces (Tableau 4). Ce que confirment les corrélations de Pearson, exception faite des prairies Herresbach et Faymonville qui sont corrélées négativement (Annexe 6).

Lycaena helle semble dépendante du taux d'humidité. Le nombre d'individus augmente significativement avec les précipitations. En revanche, la température n'impacte pas

particulièrement cette espèce. *Boloria eunomia*, tout comme *Lycaena helle*, est dépendante de l'humidité. Cependant, l'espèce est plus sensible aux températures. Ce Glm concorde avec l'apparition tardive sur le terrain de *Boloria eunomia* qui n'est apparu qu'avec les températures plus hautes de fin de saison.

C. Analyse des variations des populations de rhopalocères au sein des prairies

1. Variation des rhopalocères entre les prairies

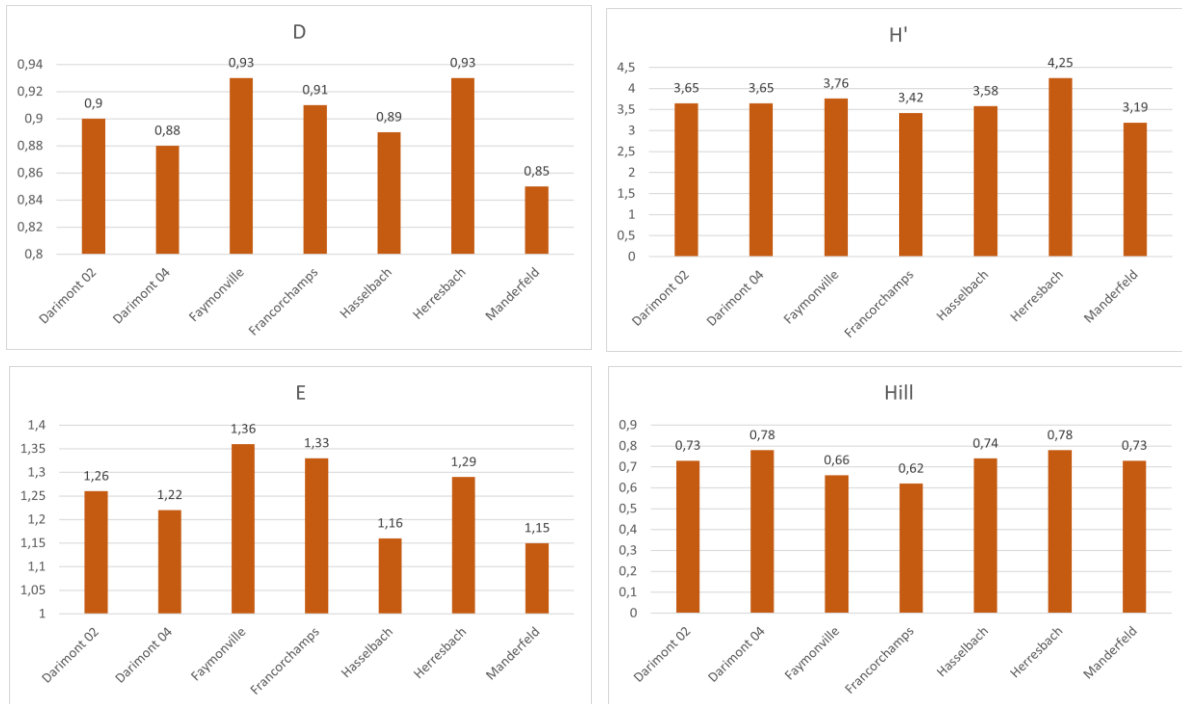


Figure 13 Indices de Simpson (D), indice de Shannon (H'), indice de Hill et indice de Pielou (E) pour les sept prairies d'intérêt

Lorsque l'indice de diversité de Simpson (D) est proche de zéro, une seule espèce est présente dans le peuplement. À l'inverse, plus D est proche de 1, plus la diversité en espèce est grande. Ainsi, les prairies Herresbach et Faymonville avec un D de 0,93 ont une plus grande diversité que la prairie de Manderfeld (D = 0,85). Toutefois, aucune des prairies ne présente un D proche de 0. La diversité en rhopalocère reste donc importante dans les différentes zones d'étude.

L'indice de Shannon (H') augmentant avec le nombre d'espèces, la prairie Herresbach avec un H' égale à 4,25 est la prairie présentant la diversité spécifique la plus grande. À l'inverse, la prairie Manderfeld (H' = 3,19) présente la plus faible diversité spécifique.

L'indice d'équitabilité de Pielou (E) tend vers 0 si une espèce domine le milieu au détriment des autres espèces. Ici, toutes les prairies ont un indice E supérieur à 1, il n'y a donc pas de déséquilibre au sein de ces milieux.

L'indice de Hill propose une mesure de l'abondance proportionnelle en comparant l'indice de Simpson et l'indice de Shannon. Afin que l'indice soit croissant avec la biodiversité présente, la valeur a été convertie en $1 - Hill$. Ainsi plus l'indice est proche de 1, plus la biodiversité est grande. Les prairies de Darimont 04, Hasselbach et Herresbach présentent donc une biodiversité plus importante que les autres prairies (Figure 13).

2. *Caractérisation des zones d'études en fonction des variables environnementales*

Les paramètres d'Ellenberg et Julve (1974, 1998) ont permis la création d'un tableau caractérisant les 18 zones d'études à partir des variables environnementales (Tableau 5). La lumière, la température, la continentalité et le pH présentent des indices relativement semblables entre les zones. En effet, ce sont toutes des prairies plutôt acides au sein d'une même région géographique.

Tableau 5 Récapitulatif des indices d'Ellenberg et Julve pour les 18 zones d'intérêt. Avec en bleu : milieu humide ; en vert : milieu intermédiaire ; en jaune : milieu sec.

Stations	Milieu	Lumière	Température	Continentalité	H. atmosphérique	H. édaphique	pH	Nutriment sol	Texture du sol	M.O.
Darimont 02 - Station 1	Vert	6,6	4,9	4,7	6,8	6,6	4,5	5	2,5	6,1
Darimont 02 - Station 2	Jaune	6,7	4,9	4,7	6,6	6,4	4,5	4,5	2,5	5,8
Darimont 02 - Station 3	Bleu	6,9	5	4,6	8	8	4,6	4,9	2	7,7
Darimont 04 - Station 1	Jaune	7	4,9	4,9	5,8	5,7	5	4,8	2,7	4,6
Darimont 04 - Station 2	Bleu	6,9	4,8	4,7	7,7	7,6	4,8	5,1	2	7
Faymonville - Station 1	Jaune	6,3	4,7	5	6,5	6,4	4,8	5,4	2,3	6,1
Faymonville - Station 2	Bleu	6,4	4,5	4,7	7,4	6,9	4,8	5,3	1,7	7,2
Francorchamps - Station 1	Bleu	6,4	4,9	4,8	7,3	7	4,9	5,3	2	6,5
Francorchamps - Station 2	Vert	6,4	4,7	4,8	7,1	6,9	4,9	5,6	2,1	6,5
Hasselbach - Station 1	Jaune	6,4	4,8	4,9	6,9	6,8	4,8	4,9	1,9	6,2
Hasselbach - Station 2	Bleu	6,7	4,8	4,8	7,2	7,3	5	5,4	2	6,7
Hasselbach - Station 3	Jaune	6,7	4,8	4,7	6,3	6,1	4,7	4,4	2,4	5,5
Herresbach - Station 1	Jaune	7	4,9	4,8	5,5	5,4	5,5	5,6	2,8	3,7
Herresbach - Station 2	Bleu	6,4	4,7	4,8	7,6	7,4	5,2	5,4	1,7	7,4
Herresbach - Station 3	Jaune	6,9	4,8	4,8	5,4	5,2	5,1	5,2	2,9	3,8
Manderfeld - Station 1	Jaune	5,9	4,6	5,2	6,5	6,1	5,4	6,6	2	5,8
Manderfeld - Station 2	Jaune	6,4	4,7	5,1	6	5,9	5,2	6,3	2,4	5,3
Manderfeld - Station 3	Jaune	6,4	4,8	4,9	6,1	5,7	5,1	5,8	2,5	4,5

L'humidité édaphique comme atmosphérique varie fortement d'une station à l'autre, et ce au sein même d'une prairie. Il est possible par ce biais de différencier les zones en milieu humide, intermédiaire et sec. La première composante principale (CP) résume à elle seule 44,8% de la variance des individus (Annexe 12). Si on ajoute à ce pourcentage de variance le pourcentage de variance de la deuxième composante (32,7% de la variance), l'information est résumée à 77,54%. Ces deux composantes principales suffisent donc pour comprendre la variabilité des individus. L'analyse en composante principale sera donc visualisée en deux dimensions et non en dix dimensions (Annexe 12), avec comme axe principal la première CP et comme axe secondaire la deuxième.

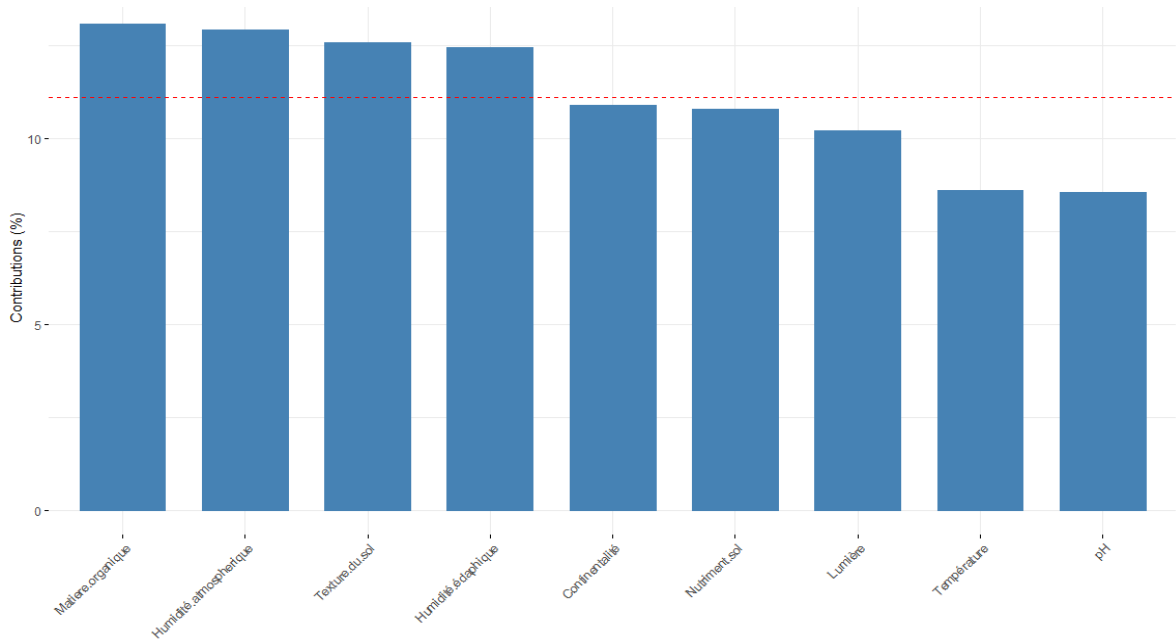


Figure 15 Contribution (en %) des variables environnementales aux deux premières composantes principales

Les variables “Matière organique”, “Humidité atmosphérique”, “Texture du sol”, “Humidité édaphique”, “Continentalité” et “Nutriments sol” contribuent en majorité aux deux premières CP (Figure 14). Tandis que les variables “pH”, “Lumière” et “Température” sont inférieures à 10%, et ne contribuent que peu aux deux premières composantes.

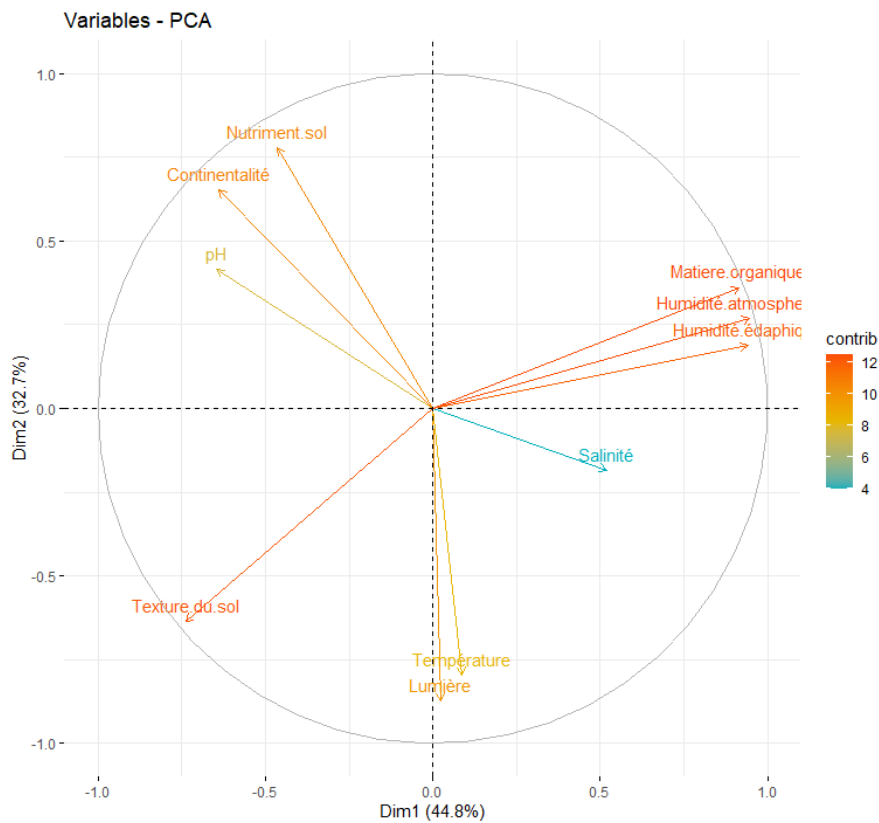


Figure 14 Cercle de corrélation pour les variables environnementales (avec leur degré de contribution en %) en fonction des deux premières composantes principales

Les variables situées près du centre (“pH”, “Température” et “Lumière”) ne sont pas représentées correctement par le plan factoriel (variables à l’intérieur du cercle de corrélation) (Figure 15). Leur interprétation ne peut donc pas être effectuée avec confiance ainsi que le démontre le pourcentage de contribution des variables aux deux composantes principales retenues pour l’analyse.

Les variables “Matière organique”, “Humidité atmosphérique” et “Humidité édaphique” sont fortement corrélées positivement à la première CP, mais ne sont que peu expliquées par la deuxième. De plus, l’angle plutôt fermé que forme la variable "Humidité atmosphérique" avec les deux autres indique que ces trois variables sont fortement corrélées entre elles. Les variables “Continentalité” et “Nutriment sol” sont corrélées négativement avec la première CP et positivement avec la deuxième. L’angle droit que forment ces variables avec celles décrites précédemment indique que ces variables ne sont pas corrélées les unes aux autres. Enfin, la variable “Texture du sol” est, elle, corrélée négativement avec les deux CP et se trouve n’être corrélée avec aucune autre variable (Figure 15).

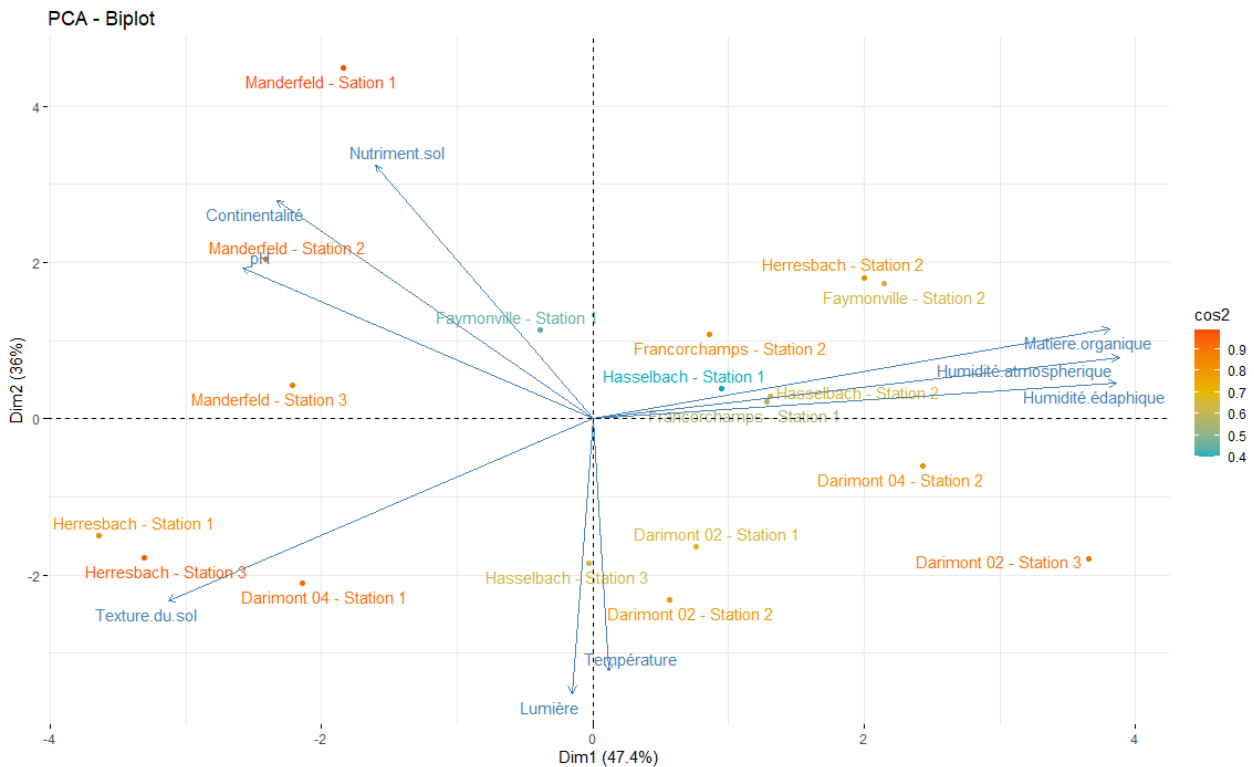


Figure 16 Nuage de point présentant les stations, leur qualité de représentation selon \cos^2 et les variables environnementales en fonction des deux premières composantes principales.

Le nuage de point (Figure 16) représente la distance des différentes stations par rapport au centre du plan factoriel. Une station située près du centre a tendance à avoir des valeurs moyennes pour toutes les variables présentées sur l’ACP. À l’inverse, les stations éloignées du

centre présentent des valeurs éloignées de la moyenne pour telle ou telle variable. Ces informations sont reprises par le coefficient \cos^2 soit le carré du cosinus de l'angle entre l'axe de projection de chaque composante principale et le vecteur représentant la distance de la station par rapport au point central du plan vectoriel. Plus la valeur de \cos^2 est proche de 1, meilleure est la qualité de représentation. Toutefois, ce critère n'a pas de signification pour les individus proches de l'origine du plan, car il est faussé par les valeurs moyennes pour chaque variable. Ainsi, les stations 1 de Francorchamps, de Faymonville et de Hasselbach présentent des valeurs moyennes pour chaque variable et malgré leur \cos^2 faible, ne sont pas forcément mal représentées sur le plan factoriel. En revanche, la station 3 de Hasselbach, avec un \cos^2 compris entre 0,6 et 0,7 (Figure 17) n'est pas aussi bien représentée sur l'ACP que peut l'être la station 1 de Manderfeld.

Enfin, la distance entre les stations traduit leur différence ou leur similitude. De fait, la station 1 de Darimont 04 est similaire à la station 3 de Darimont 04, mais diffère dans sa composition de la station 2 de Darimont 02.

La station 2 de Darimont 04 étant principalement expliquée par la première CP, elle est donc caractérisée par des valeurs importantes pour les variables "Humidité édaphique", "Humidité atmosphérique" et "Matière organique". À l'inverse de la station 2 de Manderfeld qui est caractérisée par de forts taux de nutriments et qui présente un indice de continentalité plus important. Quant aux stations 1 et 3 de Herresbach et à la station 1 de Darimont 04, elles présentent une texture du sol plus proche du limon que de l'argile (Tableau 5, Annexe 3).

Les stations présentent donc des environnements diversifiés, parfois au sein d'une même prairie : la station 2 de Herresbach se caractérise par un fort taux d'humidité atmosphérique et édaphique ainsi que par la présence en quantité de matière organique. Tandis que les stations 1 et 3 de cette même prairie sont plus sèches et ont une texture du sol similaire. De même pour les deux stations de Darimont 04. À l'inverse, les deux stations de Manderfeld sont relativement proches sur le nuage de point (Figure 16) et présentent par conséquent un environnement similaire.

3. Étude de l'incidence des paramètres environnementaux sur les populations de rhopalocères

L'analyse de l'impact des paramètres environnementaux sur la diversité et le nombre de rhopalocères peut être réalisée grâce à des modèles linéaires généralisés suivant la loi de Poisson. La corrélation des variables explicatives a dans un premier temps été observée de manière à éliminer les corrélations supérieures à 0,5 et inférieures à -0,5. Ainsi les variables

“humidité édaphique”, “matière organique” et “texture du sol” ont été supprimées pour ne conserver que “humidité atmosphérique”. La variable “continentalité” a été également supprimée au profit de “nutriment sol”. Enfin, le paramètre “température du milieu” a été conservé au détriment de “lumière” (Tableau 6).

Tableau 6 Corrélation entre la variable « Humidité atmosphérique » et les variables « Humidité édaphique », « Matière organique » et « Texture du sol » ; entre les variables « Nutriment sol » et « Continentalité » et les variables « Température du milieu » et « Lumière »

<i>Humidité atmosphérique</i>	
<i>Humidité édaphique</i>	0,98
<i>Matière organique</i>	0,97
<i>Texture du sol</i>	-0,86
<i>Nutriment sol</i>	
<i>Continentalité</i>	0,75
<i>Température du milieu</i>	
<i>Lumière</i>	0,68

Tableau 7 Résultats des Glm pour le nombre d'espèces et l'abondance de celles-ci en fonction des paramètres environnementaux (Température, Humidité atmosphérique et Nutriment sol)

Paramètres environnementaux	α	<i>p</i>-valeur	Significativité
Nombre d'espèces en fonction des variables environnementales			
<i>Intercept</i>	15,25	1,69 E-04	***
<i>Température du milieu</i>	-1,63	2,04 E-02	*
<i>Humidité atmosphérique</i>	-3,53 E-01	3,60 E-04	***
<i>Nutriment sol</i>	-4,50 E-01	6,44 E-04	***
Abondance des espèces en fonction des variables environnementales			
<i>Intercept</i>	23,18	<2E-16	***
<i>Température du milieu</i>	-2,36	5,48 E-10	***
<i>Humidité atmosphérique</i>	-6,67 E-01	<2E-16	***
<i>Nutriment sol</i>	-6,99 E-01	<2E-16	***

Toutes les variables explicatives retenues semblent avoir un impact sur la diversité des rhopalocères (Tableau 7). La température du milieu semble cependant avoir un effet négatif plus fort. L'humidité et la teneur en nutriment dans le sol, bien que plus faibles, sont également significatives : si elles augmentent, le nombre d'espèces diminue. Le même schéma que précédemment s'applique pour l'abondance des espèces qui diminue si l'humidité atmosphérique, la température et la teneur en nutriment augmentent.

Tableau 8 Résultats des Glm pour le nombre de *Lycaena helle* et de *Boloria eunomia* en fonction des paramètres environnementaux (Température, Humidité atmosphérique et Nutriments sol)

Pramètres environnementaux	α	p-valeur	Significativité
Abondance de <i>Lycaena helle</i> en fonction des variables environnementales			
Intercept	35,6	3,43 E-04	***
Température du milieu	-5,52	8,58 E-04	***
Humidité atmosphérique	-5,77 E-01	3,73E-0,2	*
Nutriments sol	-9,05 E-01	9,04 E-03	**
Abondance de <i>Boloria eunomia</i> en fonction des variables environnementales			
Intercept	-1,62	8,14 E-01	
Température du milieu	8,76 E-01	4,84 E-01	
Humidité atmosphérique	8,86 E-01	2,34 E-05	***
Nutriments sol	-1,48	5,52 E-04	***

La population de *Boloria eunomia*, espèce inféodée aux milieux humides, va croître en même temps que le taux d'humidité (Tableau 8) à l'inverse des autres espèces (Tableau 7) et de *Lycaena helle*. A l'inverse, *Lycaena helle* semble plus sensible aux températures que *Boloria eunomia* dont la relation avec la température du milieu n'est pas significative.

4. Identification des communautés de rhopalocères au sein des différentes stations

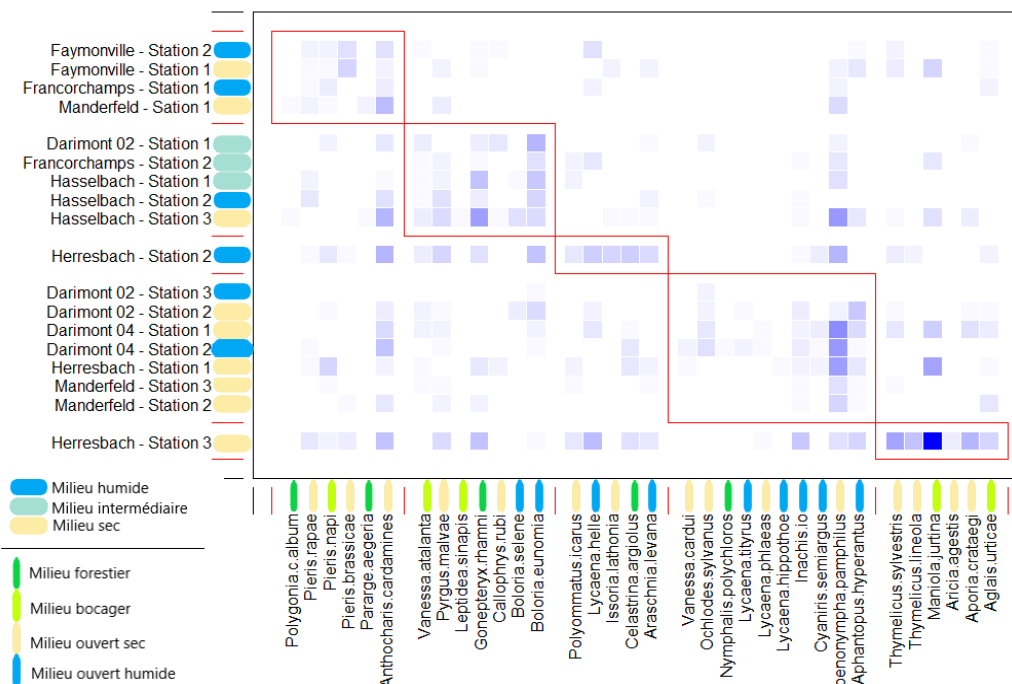


Figure 17 Matrice présentant la fréquence des différentes espèces de rhopalocères au sein des 18 zones d'études. Les zones présentant des associations d'espèces similaires sont représentées par un encadré rouge. Le type de milieu préférentiel des rhopalocères a été déterminé par le site BIOGÉONet et Delachaux.

La matrice (Figure 17) présente un z-score significatif de 19,23 (supérieur à 2) (Dormann and Strauss, 2014). Les associations présentes dans ce modèle ne sont donc pas dues au hasard.

Les associations d'espèces semblent relativement similaires au sein d'une même prairie. C'est notamment le cas pour Hasselbach, Faymonville et Darimont 04. Ces similitudes peuvent s'expliquer par la proximité des zones entre elles et donc par les possibles échanges de populations. Toutefois, la prairie Herresbach présente entre ses zones de fortes différences de communautés.

Lycaena helle a été majoritairement observée au niveau de la station 2 de Herresbach. L'espèce étant inféodée aux milieux humides, sa présence dans la zone est logique. Mais elle a également été observée de manière régulière au sein de la station 3 de Herresbach, qui est bien plus sèche. *Boloria eunomia* semble quant à lui rester fidèle aux zones humides ou intermédiaires et ne s'aventure pas dans les zones sèches.

D. Analyse des relations plantes-insectes

La floraison tardive des plantes n'a permis, en début de saison, que l'observation de quelques interactions entre les plantes *Taraxacum sp.* et *Cardamine pratensis* et les premiers rhopalocères comme *Anthocharis cardamines* et *Gonepteryx rhamni* (Figure 18).

Cirsium palustre et *Polygonum bistorta* ont été majoritairement butinées avec respectivement 22 et 21 interactions observées. *Polygonum bistorta* a été en grande partie butinée par *Boloria eunomia* qui n'a visité que cette plante. *Lycaena helle* a également montré une préférence pour cette plante (4 individus sur 6), mais a été observé en interaction avec d'autres espèces végétales comme *Cerastium sp.* Certaines espèces de rhopalocères notamment *Coenonympha pamphilus*, *Polyommatus icarus* et *Thymelicus sylvestris* se sont montrées peu spécifiques et ont butiné un grand nombre de plantes différentes.

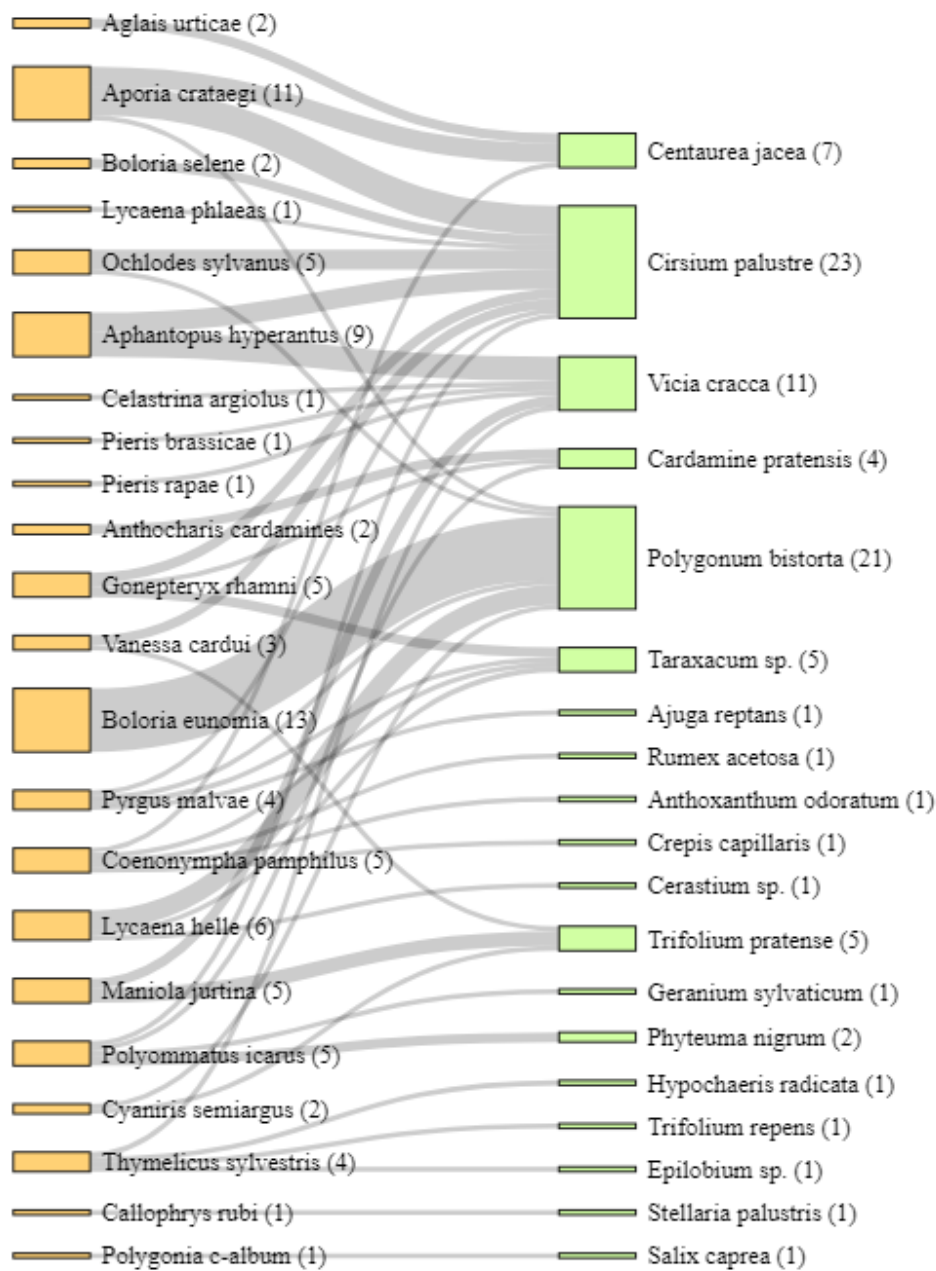


Figure 18 Diagramme de Sankey représentant les interactions de papillons de nuit entre les rhopalocères (orange) et les plantes à fleurs (vert)

IV. Discussion

A. Évolution temporelle des rhopalocères au sein des différentes prairies

1. Impact de la météo sur les communautés

L'évolution des communautés de rhopalocères est corrélée de manière positive avec la température et les précipitations (Tableau 4, Annexe 6). Ces résultats coïncident avec les observations de 2016 où, du fait de l'été humide et peu ensoleillé (Annexe 5), peu d'espèces ont été observées dans les prairies (Figure 12). Cette dépendance à la température peut s'expliquer par le caractère poïkilotherme des papillons (Gilg, 2007). Effectivement, des températures élevées favorisent l'activité (cycle, déplacement, reproduction) des rhopalocères et notamment des espèces dites multivoltines⁹ (Archaux *et al.*, 2006) bien que la relation non linéaire et dynamique entre la température et la photopériode, principal moteur du multivoltinisme, rende difficile la quantification de l'impact de la température sur ces espèces (Tobin *et al.*, 2008). Cependant, de trop fortes températures ont un effet négatif direct sur les populations, en diminuant la fécondité des rhopalocères (Archaux *et al.*, 2006), et indirect via le déficit hydrique induit qui diminue la qualité des plantes hôtes. Ainsi, la sécheresse de 2018 (Annexe 5) a pu impacter certains rhopalocères. De fait, *Pararge aegeria* n'a pas été observé malgré sa présence les années précédentes et *Aphantopus hyperantus* a vu son nombre d'individus moyens passer de 102 en 2017 à 1 en 2018 (Annexe 4). Cette sensibilité à la sécheresse avait déjà été mise en évidence pour ces deux espèces ainsi que pour *Cupido minimus* en Grande-Bretagne par Morecroft *et al.* (2002).

Les faibles effectifs observés au cours de la saison peuvent ainsi s'expliquer par les températures plus froides que les normales de saison (Annexe 8) (IRM, n.d.). Toutefois, la variation de la valeur adaptative des organismes sur les gradients environnementaux n'est pas nécessairement symétrique. Généralement, la performance des espèces décline plus fortement au-dessus de l'optimum thermique qu'en dessous (Araújo *et al.*, 2013). La sensibilité aux conditions climatiques dépend également de la place de la population dans son aire de répartition : les populations présentes à la limite de leur aire de répartition seraient plus sensibles aux variations climatiques que celles présentes au centre de la zone de répartition. À l'inverse, vers le centre de l'aire de répartition, des facteurs tels que la compétition intra et interspécifique peuvent être d'une importance relativement grande, dépassant l'influence des effets météorologiques (Bjørnstad and Grenfell, 2001).

⁹ Espèces présentant plusieurs générations par an.

Cette variation de la sensibilité aux conditions météorologiques rend difficile la représentation de la réponse globale de l'espèce à ces facteurs. La réponse au changement climatique ne sera donc pas uniforme au sein d'une espèce (Mills *et al.*, 2017). De plus, les effets des conditions météorologiques sont souvent compensés pour les espèces à forte densité de population, pour peu que les années à conditions climatiques défavorables ne se succèdent pas (Oliver *et al.*, 2015). Ce qui peut expliquer la forte diversité observée en 2021 (Annexe 4) malgré la saison froide et humide (Annexe 7, Annexe 10). Par ailleurs, les espèces dominantes de 2021 sont celles présentant une forte densité de population comme *Manolia jurtina*, *Aphantopus hyperantus* et *Boloria eunomia*, cette dernière s'étant maintenue malgré la baisse consécutive de sa population (Annexe 4).

Les précipitations sont aussi importantes que les températures pour la dynamique des populations de rhopalocères (Tableau 4, Annexe 5). Les prairies étudiées étant des zones humides, l'impact des précipitations et donc l'apport d'humidité engendré influencent positivement les populations de rhopalocères, notamment les espèces spécialistes de ces zones comme *Lycaena helle* et *Boloria eunomia* (Tableau 4). Plusieurs études ont démontré que la diminution de l'humidité de ces zones, via par exemple le drainage, joue un rôle défavorable dans la sauvegarde des populations (Noreika *et al.*, 2016; Punttila *et al.*, 2016).

Lycaena helle étant une espèce boréo-montagnarde, sa répartition et la sauvegarde de ses populations dépendent d'un microclimat froid (Tableau 4) (Goffart *et al.*, 2014; Modin and Öckinger, 2020). De fait, cette espèce se retrouve majoritairement en altitude et des températures hivernales froides semblent essentielles pour la survie des pupes (Stuhldreher *et al.*, 2014). Toutefois, des températures plus chaudes et des temps d'ensoleillement longs en été sont des paramètres importants pour le développement larvaire (Scherer *et al.*, 2021). L'été chaud et sec de 2020 a ainsi été favorable au développement des larves de *Lycaena helle*. Par la suite, le printemps froid et humide de cette année a permis la conservation des pupes, ce qui peut expliquer le grand nombre d'individus observés par rapport aux années précédentes et la stabilité de la population dans le temps (Annexe 4).

Si *Boloria eunomia* dépend comme *Lycaena helle* des taux d'humidité, l'espèce a besoin, pour se développer et se disperser, de températures plus chaudes (Tableau 4). Ainsi, une population introduite en France n'a pu réellement se développer qu'à la suite d'une année exceptionnellement chaude et ensoleillée (Neve *et al.*, 1996; Kuussaari *et al.*, 2016). De fait, la population a fortement diminué en 2021 par rapport aux années antérieures (Annexe 4), à

l'exception des années 2015 et 2016, bien moins ensoleillées (Annexe 5), qui avaient présenté une stagnation de la population moyenne à 6 individus (pour 25 en 2017) (Annexe 4).

2. Impact du changement climatique sur *Lycaena helle* et *Boloria eunomia*

Les résultats précédents ayant démontré la dépendance de *Lycaena helle* et *Boloria eunomia* aux microclimats froids et humides, il est judicieux de se demander comment ces deux espèces vont répondre aux variations climatiques à venir, et notamment aux hausses de température. Pour répondre à cette question, des spécialistes belges, français et allemands ont été interrogés sur l'état et l'évolution de leurs populations. En effet, peu d'études ont été réalisées sur l'évolution des rhopalocères en Europe suite aux changements climatiques, mais les simulations suggèrent une disparition de *Lycaena helle* en Belgique avant la fin du XXI^e siècle (Maes *et al.*, 2010; Habel *et al.*, 2011).

En Belgique, les populations de *Lycaena helle* se trouvent à une altitude relativement basse (250 à 650 mètres) et sont directement concernées par les changements de températures. Les populations le long de la marge sud, en Lotharingie et en basses altitudes ont, de fait, tendance à disparaître (Goffart *et al.*, 2014) tandis que les populations plus en altitude, à l'est, augmentent. Cependant, les observations en Belgique se sont concentrées en 1990 sur la région du plateau des Tailles et ne se font que depuis peu sur l'est du pays, ce qui peut fausser les observations. En ce qui concerne *Boloria eunomia*, les données sont encore moins nombreuses, mais l'espèce semble suivre le même scénario que *Lycaena helle* (Goffart, communication personnelle).

À l'instar de la Belgique, la France possède peu de données sur les deux espèces. Un plan national d'action est en cours pour *Lycaena helle* mais il s'intéresse en priorité à la connexion entre les sites plutôt qu'aux changements de distribution. Au sein du massif vosgien, le travail sur le cuivré de la bistorte est irrégulier et les stations les plus basses n'ont été découvertes qu'il y a une dizaine d'années. Le suivi de la pérennisation des stations est donc pour le moment privilégié sur le suivi démographique et il n'est pas encore possible d'évaluer l'impact du changement climatique dans ce massif (Dabry, communication personnelle). De manière générale, en France, les populations de *Lycaena helle* se trouvent à une altitude plus haute qu'en Belgique. Cette différence explique pourquoi les observations faites en Belgique sur une potentielle migration en altitude de l'espèce ne sont pas visibles sur le territoire français (Soisson, communication personnelle). En Auvergne, la disparition de l'espèce est ainsi essentiellement liée à l'utilisation des terres et à l'absence de connectivité entre les sites (PNRVA, 2015; Moissan, 2021).

En Allemagne, la disparition des populations de basse altitude a été observée, ce qui se confirme dans les montagnes basses où les populations se trouvent aux altitudes les plus élevées (Fischer, communication personnelle). Il est toutefois difficile d'identifier un seul facteur comme cause de l'augmentation ou de la diminution annuelle d'une population, d'autant plus qu'une sous-population ne peut être considérée isolément (Theißen, communication personnelle). Plus qu'à la température, il semblerait que *Lycaena helle* et *Boloria eunomia* soient sensibles à la sécheresse consécutive à la hausse des degrés. La vulnérabilité aux changements climatiques ne peut être déterminée uniquement sur la résistance des imagos à ces derniers (Klockmann *et al.*, 2018). La capacité de survivre à ce type de stress en début de vie semble être plus importante pour de nombreuses espèces (Klockmann *et al.*, 2017). Une exposition à une faible humidité entraîne à la fois la déshydratation des œufs et une augmentation du taux de mortalité chez les larves, via le stress alimentaire lié à la détérioration des plantes (Klockmann and Fischer, 2017). Les papillons adultes, quant à eux, montrent des adaptations locales à la chaleur (Klockmann *et al.*, 2018).

Les espèces à faible mobilité comme *Lycaena helle* vivant au sein d'environnements fragmentés seront davantage impactées par le changement climatique (Poniatowski *et al.*, 2020). Les populations de cette espèce sont de plus souvent limitées aux basses montagnes, comme en Belgique. La capacité de déplacement est donc fortement limitée. Et puisque l'on ne peut augmenter la hauteur des montagnes, il est essentiel de passer par la préservation et la restauration des zones existantes afin de pallier au réchauffement climatique (Poniatowski *et al.*, 2020).

B. Variation des populations de rhopalocères au sein des prairies

1. Variation des rhopalocères entre les prairies

Les sept prairies présentent une diversité en rhopalocères importante (Figure 13). La prairie de Manderfeld a néanmoins un indice de Simpson plus faible comparé aux autres sites, ce qui n'était pas le cas les années précédentes où l'indice D était égal à 0,93 (Annexe 11). En effet, la prairie Manderfeld était relativement pauvre tout au long de la saison, ce qui explique son indice plus bas.

L'indice D de Simpson donne plus de poids aux espèces abondantes qu'aux espèces rares. La présence de ces dernières ne modifie pas sa valeur contrairement à l'indice de Shannon (H') qui y est beaucoup plus sensible. Ainsi, l'indice de Shannon tend à augmenter lorsque sont présentes des espèces rares et est fortement dépendant du type d'habitat. La prairie Herresbach présente des indices D (0,93) et H' (4,25) élevés et a donc une forte diversité globale, mais

également une forte diversité spécifique avec de nombreuses espèces rares. C'est en effet la prairie où *Lycaena helle* et *Boloria eunomia* ont été vus en grand nombre. En revanche, la prairie Darimont 04 a des indices différents. En effet, la zone ne présentait pas une forte diversité d'espèces, mais *Lycaena helle* y a été vu régulièrement en début de saison. La tendance de cette prairie semble suivre les tendances des années précédentes : un plus faible indice D avec une valeur H' plus forte.

L'indice de Hill, en comparant les deux indices précédents, permet un regard sur l'abondance proportionnelle en espèces et donc sur la biodiversité des sites. La prairie Herresbach présente, avec Darimont 04, la plus grande biodiversité (0,78) ce qui, notamment pour Herresbach, concorde avec les résultats précédents (Figure 13) puisque la zone possède le plus grand indice D et le plus grand H'. Les années précédentes (Annexe 11), la prairie Darimont 04 présentait un indice de Hill plus élevé (0,86) que la prairie Herresbach.

Si les indices D restent dans le même ordre de grandeur, il semblerait que les indices H' aient été meilleurs les années précédentes pour les prairies de Darimont 04, Darimont 02 et Faymonville (Annexe 11). En effet, peu de plantes en fleurs ont été aperçues dans les deux dernières prairies cette année, et la météo particulière n'a pas favorisé la présence de rhopalocères. L'indice de Pielou est quant à lui inférieur en 2021 pour les sept prairies par rapport aux années précédentes. Il est possible d'envisager une diminution de certaines espèces au profit d'autres, ce qui est confirmé sur le terrain où des espèces telles que *Argynnis paphia* et *Brenthis ino* n'ont pas été vues cette année. En revanche, l'indice de Hill est supérieur aux années précédentes pour toutes les prairies. La biodiversité totale est donc en augmentation dans les zones.

2. Étude des variations environnementales entre les stations

Les papillons sont souvent sténoèces et se trouvent donc être fortement sensibles aux variations du milieu. L'humidité, la teneur en nutriment ou en matière organique, entre autres paramètres édaphiques, influencent le couvert végétal et les espèces animales associées. Les associations floristiques peuvent ainsi servir de base à la caractérisation des paramètres environnementaux d'un milieu. Cependant, d'autres facteurs comme la topographie et l'occupation historique d'un sol peuvent jouer sur le type de végétation. Aussi, la correspondance entre le couvert végétal et les paramètres édaphiques, bien qu'elle permette un visuel relativement complet sur ces derniers, ne peut être considérée comme parfaite (Sawchik *et al.*, 2005).

Les résultats obtenus avec les indices d'Ellenberg et Julve (Tableau 5) permettent ainsi de caractériser les zones d'étude au sein des prairies. Ces dernières étant dans une même zone géographique, les variables "température", "continentalité" et "pH" sont relativement similaires entre les stations. La variable "lumière" est également relativement stable. En effet, ce sont des zones ouvertes parfois bordées par des forêts comme la prairie de Hasselbach qui se trouve au sein d'une forêt domaniale. C'est pourquoi, hormis la variable "continentalité", ces paramètres ne sont pas correctement représentés par l'analyse en composante principale (Figure 16).

Le régime hydrologique étant l'un des principaux moteurs de la dynamique des prairies humides (Kati *et al.*, 2012), les zones d'études ont été caractérisées en fonction de leur taux d'humidité édaphique et atmosphérique. Trois types de milieux (humide, intermédiaire et sec) sont donc répertoriés, créant ainsi un gradient d'humidité au sein des prairies. Ce gradient est visible sur chaque site, exception faite de la prairie de Manderfeld qui présente un habitat homogènement sec malgré trois stations aux relevés botaniques dissemblables.

L'importance du régime hydrique est vérifiée par l'ACP (Figure 16). De fait, ce sont les taux d'humidité qui permettent d'expliquer la corrélation entre les différentes variables. À l'échelle d'un écosystème, la productivité primaire dépend du recyclage de la matière organique par l'action des bactéries et champignons décomposeurs. Ces derniers minéralisent les composés organiques et libèrent les nutriments nécessaires à la croissance végétale (AgroParisTech, 2004). Cette relation entre la quantité de matière organique et le taux en nutriment du sol est suggérée par la corrélation négative entre ce dernier et la composante principale 1. Ainsi, le taux de dégradation de la matière organique, et par extension, la concentration en nutriments assimilables en fonction de l'humidité, sont expliqués par la première composante principale. Ceci coïncide avec les observations que l'on peut faire sur le terrain. En effet, la station 3 de Manderfeld, caractérisée par de faibles taux d'humidité et de matière organique (Figure 16), est une prairie en restauration qui accueille depuis peu et de manière occasionnelle des bovins. On peut en déduire que ces derniers apportent via leurs déjections une quantité significative d'éléments qui sont dégradés, rendant le substrat riche en nutriments. Au contraire, la station 2 de Herresbach présente une grande quantité de matière organique (Figure 16) mais qui n'est que peu dégradée. Il s'agit d'une mégaphorbiaie à *Filipendula ulmaria* (Reine des prés) dont l'indice de concentration de matière organique se rapproche sensiblement de celle des marais acides. Cette station qui présente par conséquent un milieu anaérobie de par sa haute humidité, est donc défavorable à la dégradation de la matière organique qui a tendance à s'accumuler.

En ce qui concerne la teneur en nutriment du sol, celle-ci est corrélée positivement avec la continentalité. Une hypothèse plausible serait que le taux de nutriment joue un rôle important sur le couvert végétal qui est justement utilisé pour définir la continentalité du lieu. Au vu des corrélations positives entre ces deux paramètres et la composante principale 2, il est donc possible de conclure que le couvert végétal est en majorité décrit par la deuxième composante principale.

3. Influence des paramètres environnementaux sur les populations de rhopalocères

Selon les résultats du Tableau 7, la diversité des espèces et leur abondance diminuent avec l'augmentation des nutriments du sol. Seules les stations 1 et 2 de la prairie de Manderfeld présentent un fort taux de nutriment (Figure 16). Ce sont en effet des zones qui se sont révélées pauvres en espèces.

La station 2 est recouverte de ronces. Ce type de milieu accueille normalement un certain nombre d'espèces, mais plus communes et moins spécialistes telles que *Pieris napi* et *Polygonia c-album* (Stefanescu *et al.*, 2005). Cependant, cette diversité attendue n'était pas présente au sein de la station à cause de l'absence notable de floraison suite au mauvais temps et au retard de la végétation.

Quant à la station 1 de Manderfeld, son isolement sur la figure 17 peut être expliqué par sa végétation particulière, essentiellement composée de *Carex brizoides* (Laîche brize), une espèce présente sur la liste rouge de Belgique (Saintenoy-Simon *et al.*, 2006). Ce carex pousse sur des terres en jachère fraîches, humides et pauvres en matière organique (Sierka and Wilczek, 2009), ce qui est vérifié sur la figure 17. Du fait de cette composition particulière, la zone ne présente pas spécialement d'intérêt pour les pollinisateurs.

L'humidité atmosphérique a également un impact négatif sur les rhopalocères de manière générale (Tableau 7). Au vu de sa forte corrélation avec les variables "humidité édaphique", "matière organique" et "texture du sol" ces dernières se trouvent avoir également une forte incidence négative sur les communautés de papillons. Les zones humides sont pourtant essentielles pour *Lycaena helle* et *Boloria eunomia* qui y sont inféodées, ce qui est confirmé par la dépendance positive de ces deux espèces à cette variable (Tableau 8). Toutefois, une zone humide isolée ne peut accueillir une forte population de rhopalocères. Il est envisageable qu'un trop fort taux d'humidité et de matière organique favorise le développement de plantes à floraison tardive qui ne peuvent subvenir, en début de saison, aux besoins alimentaires des papillons. Cette hypothèse peut se vérifier sur le terrain puisque les zones les plus humides :

station 3 de Darimont 02, station 2 de Darimont 04 et station 2 de Herresbach, n'ont présenté que peu d'individus jusque début juin.

Si la température du milieu est plus élevée, le nombre, l'abondance des espèces et *Lycaena helle* diminuent (Tableau 7), à l'inverse de la température météorologique qui impacte positivement les communautés de rhopalocères (Tableau 4). Cette corrélation négative entre les communautés observées et la température du milieu des zones étudiées peut s'expliquer par le fait que cette dernière correspond, d'après les indices d'Ellenberg et Julve (1974, 1998), à une température de plaine et de basse montagne (Annexe 3), soit un climat plutôt froid, spécifique donc aux espèces qui y vivent. La température du milieu n'a, à l'inverse, pas d'incidence sur *Boloria eunomia* (p-valeur supérieure à 0,05) (Tableau 8) qui est pourtant plus dépendante des températures météorologiques chaudes que *Lycaena helle* (Tableau 4). Mais *Boloria eunomia* a été observée uniquement dans les zones les plus humides qui présentent, d'un point de vue environnemental, des températures légèrement plus basses que les autres (Tableau 5) ce qui fausse l'observation. La variable "Température du milieu" n'est cependant pas correctement représentée (taux de représentation inférieur à 10%) au niveau de l'ACP (Figure 14), il est donc difficile de conclure sur ce paramètre qui ne diffère finalement que peu entre les prairies.

Certaines espèces de papillons sont indépendantes du taux d'humidité des zones (Figure 17) : *Coenonympha pamphilus* et *Anthocharis cardamines* ont ainsi été vus régulièrement dans toutes les stations. *Gonepteryx rhamni* semble en revanche privilégier les milieux secs et notamment la prairie de Hasselbach qui se trouve au milieu d'une forêt domaniale et convient donc bien à cette espèce inféodée au milieu forestier (Moussus *et al.*, 2019). *Boloria eunomia* semble quant à elle se cantonner aux stations humides ou aux stations présentant une humidité intermédiaire, pour peu que ces dernières soient dans la même zone qu'une autre station humide à l'instar des stations 1 et 2 de Hasselbach.

Enfin, *Lycaena helle* se retrouve comme *Boloria eunomia* dans les zones humides à bistortes, mais a été observé régulièrement dans des zones plus sèches notamment sur la station 1 de Darimont 04 et la station 3 de Hasselbach. Cette disposition à visiter des zones autres que celles présentant un fort couvert de bistortes a été également observée en Allemagne (Bauerfeind *et al.*, 2008; Scherer, Löffler and Fartmann, 2021). Les individus, malgré le caractère sédentaire marqué de l'espèce, sont capables de traverser de fines zones arborées jusqu'à une distance de 560 mètres (Merlet and Houard, 2012) avec de rares colonisations longue distance pouvant aller jusqu'à deux kilomètres (Goffart, 2014). Pour la sauvegarde de l'espèce, il est donc essentiel de protéger les zones conjointes aux prairies humides à bistorte.

C. Analyse des relations plantes-insectes

1. Principales ressources florales pour les rhopalocères

Le printemps frais et humide de la saison a favorisé le développement des graminées au détriment des plantes à fleurs qui se sont avérées moins présentes que les années précédentes. En début de saison, *Taraxacum sp.* et *Cardamine pratensis* ont été majoritairement butinées notamment par *Gonepteryx rhamni* et *Anthocharis cardamines* qui est inféodé à cette seconde plante (Navarro-Cano *et al.*, 2015).

Cirsium palustre et *Polygonum bistorta* ont été les plantes les plus visitées par les rhopalocères (Figure 18) avec respectivement 23 et 21 observations. Une étude sur des prairies anglaises a également rapporté que *Cirsium palustre* était favorisée par les papillons, avec 47 espèces observées sur la plante (Hardy *et al.*, 2007). *Vicia cracca* avec onze visites semble, notamment pour *Aphantopus hyperantus*, être également une source de nectar importante. En effet, selon Ouvrard and Jacquemart (2018), *Vicia cracca* produit 484,4 µg/UF de nectar par jour. *Centaurea jacea* a également été butiné par plusieurs papillons. Son potentiel attractif pour les pollinisateurs est facilement expliqué puisque cette plante produit 1177,75 µg/UF/jour de nectar (Ouvrard and Jacquemart, 2018).

Coenonympha pamphilus, *Polyommatus icarus* et *Thymelicus sylvestris* sont les espèces ayant visité le plus d'espèces végétales. Il est à noter que ce sont toutes trois des espèces communes et généralistes, au contraire de *Boloria eunomia* qui n'a été aperçu que butinant sa plante hôte *Polygonum bistorta*. En effet, l'habitat préférentiel de *Boloria eunomia* se caractérise par un couvert majoritairement composé de *Polygonum bistorta* avec peu de plantes concurrentes (graminées, reines des prés et chardons) (Schtickzelle *et al.*, 2007). L'espèce a donc tendance à privilégier sa plante hôte (Schtickzelle *et al.*, 2007), mais elle est capable, lorsque le besoin s'en fait sentir, de butiner d'autres plantes telles que les éricacées qui lui servent également de plantes hôtes en Pologne (Klimczuk and Sielezniew, 2020). *Lycaena helle*, également inféodé à *Polygonum bistorta*, semble moins restrictif au stade imago et a été vu en train de butiner davantage d'espèces, y compris des plantes inféodées à des milieux plus secs comme *Taraxacum sp.* L'espèce présente toutefois une nette préférence pour *Polygonum bistorta*.

Les interactions de butinages (Figure 18) concordent avec les résultats précédents (Figure 17). *Coenonympha pamphilus* a été observé régulièrement dans quasiment toutes les stations et a été vu butinant une large diversité de plantes. Cette espèce, généraliste, utilise donc une grande variété de ressources et d'habitats (Habel *et al.*, 2019) et ne dépend pas du gradient d'humidité

des prairies pour sa quête de ressources alimentaires. *Boloria eunomia*, par sa constance à butiner *Polygonum bistorta* se retrouve essentiellement dans les zones humides et dépend essentiellement de celles-ci pour vivre.

Étant donné que *Trifolium repens* préfère les sols bien drainés et *Hypochaeris radicata* les pelouses (INPN, 2018), *Thymelicus sylvestris*, qui butine ces deux plantes, s'avère donc préférer butiner des plantes inféodées, comme lui, aux milieux plus secs. Il a toutefois été vu dans quelques zones humides butinant *Cirsium palustre* et *Epilobium sp.* et semble donc dépendant du gradient d'humidité. Enfin, *Lycaena helle* est, à l'instar de *Thymelicus sylvestris*, assujetti au gradient d'humidité présent dans les prairies puisqu'il butine à la fois des plantes de zones humides (*Polygonum bistorta*) et de zones sèches (*Crepis capillaris*, *Taraxacum sp.*) tout en étant inféodé aux premières.

2. Comparaison des résultats précédents avec les interactions plantes-insectes observées au sein des bandes fleuries MC2 lors de l'année 2020

De fortes différences sont visibles entre les ressources utilisées par les rhopalocères au sein des prairies (Figure 18) et des bandes fleuries (Annexe 13). Les plantes présentes dans les bandes fleuries ne sont majoritairement pas celles que l'on retrouve dans les prairies humides. Ainsi, seules *Centaurea jacea*, *Trifolium pratense*, *Trifolium repens* et *Taraxacum sp.* se retrouvent dans les deux milieux, les trois dernières étant des espèces très communes.

Dans les prairies, *Cirsium palustre* (Figure 18) a été préférée par les rhopalocères aux dépens de *Centaurea jacea*, prioritaire dans les bandes fleuries (Annexe 13). Cette dissemblance peut s'expliquer par l'absence de *Cirsium palustre* dans les bandes fleuries et par le potentiel attractif des cirses pour les pollinisateurs. Si Ouvrard and Jaquemart (2018) n'ont pas recensé la quantité de nectar produit par *Cirsium palustre*, *Cirsium arvense* et *Cirsium vulgare* produisent respectivement 2608,94 et 1534,23 µg/UF/jour contre 1177,75 µg/UF/jour pour *Centaurea jacea*. De même, *Polygonum bistorta*, ne poussant que dans les zones humides, n'a pas été observée au sein des bandes.

Taraxacum sp. semble avoir été davantage visité dans les prairies par rapport aux bandes fleuries. Il est envisageable que, dans les bandes fleuries, *Taraxacum sp.* ait fleuri en même temps que d'autres espèces mais qu'étant une plante basse, il n'ait pas représenté un grand intérêt pour les rhopalocères ; tandis que dans les prairies, *Taraxacum sp.* était l'une des seules plantes en fleur en début de saison, de ce fait essentielle aux rhopalocères.

Les communautés de rhopalocères présentent également des différences entre prairies humides et bandes fleuries. Toutefois, certaines espèces sont présentes dans les deux milieux. Parmi elles, *Aglais urticae* n'a butiné dans les deux cas que *Centaurea jacea*. Tandis qu'*Aporia crataegi* n'a, dans les bandes fleuries, visité que *Centaurea jacea*, hormis une visite sur *Leucanthemum vulgare*, du fait de l'absence de *Cirsium palustre* et de *Polygonum bistorta* qu'il butine en priorité dans les prairies.

Les bandes fleuries peuvent avoir tendance à favoriser les espèces généralistes au détriment des autres. Cependant, la mesure peut tout de même assurer la protection d'espèces plus rares pour peu qu'une population se trouve à proximité (Korpela *et al.*, 2013) et que la bande fleurie soit maintenue suffisamment longtemps dans le temps pour permettre sa colonisation par les espèces moins mobiles (Haaland *et al.*, 2011).

Malgré cela, les communautés observées restent différentes entre les bandes fleuries et les espaces naturels tels que les prairies humides (Figure 18, Annexe 13). De fait, la préservation des espèces sténoèces devrait, selon Kleijn *et al.* (2011) se concentrer sur les sites naturels ou gérés de manières extensives afin d'assurer la durabilité des populations existantes. Mais l'instauration des bandes fleuries permet de renforcer, à l'échelle du paysage, le réseau écologique et assure un rôle de refuge pour les pollinisateurs en cas de sécheresse (Korpela *et al.*, 2013). La création et la gestion des bandes fleuries sont donc des mesures essentielles qui peuvent, si elles perdurent dans le temps, préserver les espèces généralistes elles aussi en déclin (Haaland *et al.*, 2011) et compléter la protection des zones naturelles.

V. Conclusion

Le présent mémoire avait pour principale aspiration d'étudier les mouvements des populations de rhopalocères au sein des prairies humides. L'objectif étant de confirmer ou non l'existence de populations différentes le long du gradient d'humidité de ces prairies.

Une diminution générale des populations de rhopalocères a pu être mise en évidence pour cette année 2021. La cause première de ce déclin est la météo qui, de par des températures anormalement basses, a impacté directement les rhopalocères. Ce déclin a cependant été en partie compensé par les années précédentes, du moins pour les espèces qui ne dépendent pas fortement des températures hautes. Concernant les deux espèces d'intérêt, leur situation diffère. *Lycaena helle* a démontré sa préférence pour les températures fraîches et les forts taux d'humidité et la population semble s'être stabilisée dans le temps, sans pâtir des conditions météorologiques de cette saison. Alors que *Boloria eunomia*, bien que présentant des populations plus importantes en termes d'abondance, a présenté un déclin conséquent, en partie dû aux températures trop basses pour l'espèce.

Cette dépendance de *Lycaena helle* aux basses températures pose réellement une interrogation quant à sa survie lors des changements climatiques. De manière globale, l'impact de ces changements ne peut être correctement évalué, par manque de recul sur l'espèce, en Belgique et en France, mais aussi par l'absence de données collectées en ce sens (Dabry, Goffart, et Soisson, communication personnelle). Toutefois, une diminution des populations en basses altitudes est visible en Allemagne (Fischer, communication personnelle) et semble être observée en Belgique (malgré un certain biais dans ces observations) (Goffart, communication personnelle). *Boloria eunomia* semble suivre la même ligne évolutive, mais les données sont encore plus rares pour cette espèce qui ne bénéficie pas du statut de protection de *Lycaena helle*.

Les prairies en cours de restauration, Manderfeld et Faymonville, présentent une biodiversité plus basse que les autres prairies. Les efforts réalisés sur ces zones sont donc à poursuivre. Une diminution du pâturage serait à envisager sur la prairie de Manderfeld et sur la zone humide de Faymonville, les populations de rhopalocères y ayant été fortement impactées par les conditions climatiques et le piétinement. Il serait intéressant, lors de conditions météorologiques similaires à celles de la saison 2021, de diminuer voire d'interdire la charge en bétail sur ces zones. L'analyse des indices d'Ellenberg et de Julve (1974, 1998) a mis en évidence de réelles différences environnementales entre et à l'intérieur des prairies, qui présentent notamment un gradient d'humidité marqué. Une prairie humide en elle-même ne peut donc être considérée comme une seule entité et doit de ce fait bénéficier de mesures de

conservations variées en concordance avec les caractéristiques de la zone d'intérêt. Le gradient d'humidité entraîne de fortes différences de communautés de rhopalocères au sein d'une même prairie, bien que la continuité entre les zones favorise les échanges. Ainsi certaines espèces seront uniquement visibles dans les zones les plus sèches, comme *Gonepteryx rhamni* et *Maniola jurtina*, tandis que d'autres ne seront observées que dans les zones les plus humides à l'instar de *Boloria eunomia* qui est inféodé à ce type de milieu (Moussus *et al.*, 2019). *Lycaena helle* est également inféodé aux zones humides mais, à l'inverse de *Boloria eunomia*, il a été régulièrement vu dans les zones plus sèches conjointes à son milieu préférentiel.

L'analyse des interactions de butinage a permis l'identification des espèces végétales préférentielles des rhopalocères au sein des prairies humides. Les ressources florales de début de saison comme *Taraxacum sp.* s'avèrent essentielles pour les rhopalocères. La préférence allait néanmoins à *Cirsium palustre* et *Polygonum bistorta*. La première ayant été butinée par de nombreuses espèces serait à considérer pour les semis des bandes fleuries où elle n'est pas encore présente. *Boloria eunomia*, s'il en a la possibilité, ne butine que sa plante hôte, ce qui confirme que la sauvegarde de l'espèce est d'autant plus liée à la sauvegarde des prairies humides à bistorte. Tandis que *Lycaena helle*, par ses interactions de butinage moins spécifiques, démontre sa dépendance tant aux zones à bistortes qu'aux zones conjointes à celles-ci.

Il serait intéressant d'analyser plus en détail les potentiels mouvements des populations de *Lycaena helle* et *Boloria eunomia* afin de vérifier si une migration en altitude de ces espèces est réellement visible, conséquence potentielle des changements climatiques. Cette recherche, si elle s'avérait confirmer une telle migration, permettrait de prévoir à long terme la conservation de ces espèces en leur assurant des sites d'intérêt plus en altitude. De plus, si la conservation de *Boloria eunomia* passe en priorité par le maintien des zones humides, il est aujourd'hui essentiel de prendre en considération les zones connexes, intermédiaires et sèches, aux zones à bistortes pour *Lycaena helle*.

VI. Bibliographie

AgroParis Tech (2004) ‘Gestion des états physiques et chimiques du sol — Dégradation des matières organiques.’ Available at: https://tice.agroparistech.fr/coursenligne/courses/SIAFEEAGRONOMIE5bd9/document/peuplements/sol/part2_mo_degradation.htm

BIOGEOnet (no date). Available at: <https://www.biogeonet.ulg.ac.be/index.php?pg=1001&fav=0>

Aizen, M. A. *et al.* (2009) ‘How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production’, *Annals of Botany*, 103(9), pp. 1579–1588. doi: 10.1093/AOB/MCP076.

Allaire (2017) *networkD3 package - RDocumentation*. Available at: <https://www.rdocumentation.org/packages/networkD3/versions/0.4>

Araújo, M. B. *et al.* (2013) ‘Heat freezes niche evolution’, *Ecology Letters*, 16(9), pp. 1206–1219. doi: 10.1111/ELE.12155.

Bale, J. S. *et al.* (2002) ‘Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores’, *Global Change Biology*, 8(1), pp. 1–16. doi: 10.1046/J.1365-2486.2002.00451.X.

Barnosky, A. D. *et al.* (2011) ‘Has the Earth’s sixth mass extinction already arrived?’, *Nature* 2011 471:7336, 471(7336), pp. 51–57. doi: 10.1038/nature09678.

Bartomeus, I. *et al.* (2011) ‘Climate-associated phenological advances in bee pollinators and bee-pollinated plants’, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(51), pp. 20645–20649. doi: 10.1073/PNAS.1115559108.

Bartz, D. *et al.* (2019) *Atlas de la PAC | Heinrich Böll Stiftung | Bureau Paris - France*. Available at: <https://fr.boell.org/fr/atlas-de-la-pac>

Baude, M. *et al.* (2016) ‘Historical nectar assessment reveals the fall and rise of floral resources in Britain’, *Nature* 2016 530:7588, 530(7588), pp. 85–88. doi: 10.1038/nature16532.

Bauerfeind, S. S. *et al.* (2008) ‘Patch occupancy in the endangered butterfly *Lycaena helle* in a fragmented landscape: effects of habitat quality, patch size and isolation’, *Journal of Insect Conservation* 2008 13:3, 13(3), pp. 271–277. doi: 10.1007/S10841-008-9166-1.

Beckett, S. *et al.* (2021) ‘Package “bipartite” Type Package Title Visualising Bipartite Networks and Calculating Some (Ecological) Indices also based on C-code developed by Nils Bluethgen’. Available at: <https://github.com/biometry/bipartite>

Bjørnstad, O. N. and Grenfell, B. T. (2001) ‘Noisy Clockwork: Time Series Analysis of Population Fluctuations in Animals’, *Science*, 293(5530), pp. 638–643. doi: 10.1126/SCIENCE.1062226.

Botías, C. *et al.* (2017) ‘Quantifying exposure of wild bumblebees to mixtures of agrochemicals in agricultural and urban landscapes’, *Environmental Pollution*, 222, pp. 73–82. doi: 10.1016/J.ENVPOL.2017.01.001.

Bruppacher, L. *et al.* (2016) ‘Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: Evidence from field-scale experiments’, *Biological Conservation*, 196, pp. 196–202. doi: 10.1016/J.BIOCON.2016.02.018.

Cardoso, P. *et al.* (2020) ‘Scientists’ warning to humanity on insect extinctions’, *Biological Conservation*, 242, p. 108426. doi: 10.1016/J.BIOCON.2020.108426.

- Ceballos, G. *et al.* (2017) 'Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines', *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(30), pp. E6089–E6096. doi: 10.1073/pnas.1704949114.
- Cole, L. J. *et al.* (2017) 'Exploring the interactions between resource availability and the utilisation of semi-natural habitats by insect pollinators in an intensive agricultural landscape', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 246, pp. 157–167. doi: 10.1016/J.AGEE.2017.05.007.
- Cooper, T. *et al.* (2009) 'Executive Summary - The Provision of Public Goods through Agriculture in the European Union', *Institute for European Environmental Policy*, pp. 1–27.
- Dopagne, C. (2016) 'Suivi des populations de papillons diurnes sur les bandes fleuries (MC8) Suivis 2016 Natagriwal Cellule d'appui scientifique Site d'hébergement : aCREA-ULg-Université de Liège Sart Tilman, B22-4000 LIEGE'.
- Dormann, C. F. and Strauss, R. (2014) 'A method for detecting modules in quantitative bipartite networks', *Methods in Ecology and Evolution*, 5(1), pp. 90–98. doi: 10.1111/2041-210X.12139.
- Dover, J. W. (2019) 'The ecology of butterflies and moths in hedgerows and field margins', *The Ecology of Hedgerows and Field Margins*, pp. 186–209. doi: 10.4324/9781315121413-10.
- Dudley, N. and Alexander, S. (2017) 'Agriculture and biodiversity: a review', <http://dx.doi.org/10.1080/14888386.2017.1351892>, 18(2–3), pp. 45–49. doi: 10.1080/14888386.2017.1351892.
- Dufrêne, M. and Delescaille, L. M. (2005) *La biodiversité en Wallonie. La typologie WalEUNIS - version 1.0*. Available at: <http://biodiversite.wallonie.be/fr/la-typologie-waleunis-version-1-0.html?IDD=962&IDC=811>
- Ekroos, J. *et al.* (2014) 'Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both?', *Biological Conservation*, 172, pp. 65–71. doi: 10.1016/J.BIOCON.2014.02.013.
- FAO (2020) *FAO Statistical Programme of Work 2020–2021*, *FAO Statistical Programme of Work 2020–2021*. FAO. doi: 10.4060/ca9734en.
- Fox, R. (2013) 'The decline of moths in Great Britain: a review of possible causes', *Insect Conservation and Diversity*, 6(1), pp. 5–19. doi: 10.1111/J.1752-4598.2012.00186.X.
- Archaux, F. and Wolters, V. (2006) 'Impact of summer drought on forest biodiversity: what do we know?' doi: 10.1051/forest:2006041.
- Furlan, L. *et al.* (2018) 'An update of the Worldwide Integrated Assessment (WIA) on systemic insecticides. Part 3: alternatives to systemic insecticides', *Environmental Science and Pollution Research* 28:10, 28(10), pp. 11798–11820. doi: 10.1007/S11356-017-1052-5.
- Gallien, L. *et al.* (2017) 'Invasive plants threaten the least mobile butterflies in Switzerland', *Diversity and Distributions*, 23(2), pp. 185–195. doi: 10.1111/DDI.12513.
- Geiger, F. *et al.* (2010) 'Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland', *Basic and Applied Ecology*, 11(2), pp. 97–105. doi: 10.1016/J.BAAE.2009.12.001.
- Gilburn, A. S. *et al.* (2015) 'Are neonicotinoid insecticides driving declines of widespread butterflies?', *PeerJ*, 3(11), p. e1402. doi: 10.7717/PEERJ.1402.
- Gilg, O. (2007) 'Méthode de suivi des milieux ouverts par les Rhopalocères dans les réserves naturelles de France', *Réserves Naturelles de France*, Available at: https://www.academia.edu/1370607/Méthode_de_suivi_des_milieux_ouverts_par_les_Rhopalocères_dans_les_réserves_naturelles_de_France

Goffart, P., et al. (2014) *Restoration and management of habitat networks for Lycaena helle in Belgium*. Available at: https://www.researchgate.net/publication/262486152_Restoration_and_management_of_habitat_networks_for_Lycaena_helle_in_Belgium

Goffart, P. et al. (2014) ‘Restoration and management of habitat networks for Lycaena helle in Belgium’, *Jewels In The Mist : A synopsis on the highly endangered butterfly species the Violet Copper butterfly, Lycaena helle*, (May), pp. 197-216.

Goffart, P. et al. (2014) *Plan d’action « Cuivré de la bistorte et ses habitats » en Wallonie*.

Goulson, D. et al. (2015) ‘Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers’, *Science*, 347(6229). doi: 10.1126/SCIENCE.1255957.

Goulson, D. (2019) ‘The insect apocalypse, and why it matters’, *Current Biology*, 29(19), pp. R967–R971. doi: 10.1016/J.CUB.2019.06.069.

Haaland, C. et al. (2011) ‘Sown wildflower strips for insect conservation: a review’, *Insect Conservation and Diversity*, 4(1), pp. 60–80. doi: 10.1111/J.1752-4598.2010.00098.X.

Habel, J. C. et al. (2011) ‘Global warming will affect the genetic diversity and uniqueness of Lycaena helle populations’, *Global Change Biology*, 17(1), pp. 194–205. doi: 10.1111/J.1365-2486.2010.02233.X.

Habel, J. C. et al. (2016) ‘Butterfly community shifts over two centuries’, *Conservation Biology*, 30(4), pp. 754–762. doi: 10.1111/COBI.12656.

Habel, J. C. et al. (2019) ‘Agricultural intensification drives butterfly decline’, *Insect Conservation and Diversity*, 12(4), pp. 289–295. doi: 10.1111/ICAD.12343.

Hallmann, C. A. et al. (2017) ‘More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas’, *PLOS ONE*, 12(10), p. e0185809. doi: 10.1371/JOURNAL.PONE.0185809.

Halsch, C. A. et al. (2020) ‘Pesticide Contamination of Milkweeds Across the Agricultural, Urban, and Open Spaces of Low-Elevation Northern California’, *Frontiers in Ecology and Evolution*, 0, p. 162. doi: 10.3389/FEVO.2020.00162.

Hardy, P. B. et al. (2007) ‘Specialism for larval and adult consumer resources among British butterflies: Implications for conservation’, *Biological Conservation*, 138(3–4), pp. 440–452. doi: 10.1016/J.BIOCON.2007.05.014.

Husson, F. et al. (2020) ‘Package “FactoMineR” Title Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining’. Available at: <http://factominer.free.fr>

INPN Inventaire National du Patrimoine Naturel (2018). Available at: <https://inpn.mnhn.fr/accueil/index>

Inra (2008) ‘Agriculture et biodiversité Valoriser les synergies’, *Agriculture*, pp. 184 ST-Agriculture et biodiversité : Valoriser. Available at: <http://oatao.univ-toulouse.fr/16331>

IPBES (2016) *Pollinisation, pollinisateurs et production alimentaire, un état des connaissances pour l’action publique et privée | Fondation pour la recherche sur la biodiversité*. Available at: <https://www.fondationbiodiversite.fr/actualite/ipbes-4-pollinisation-pollinisateurs-et-production-alimentaire-un-etat-des-connaissances-pour-laction-publique-et-privee/>

Jones-Walters, L. M. et al. (2016) ‘The “Umbrella Effect” of the Natura 2000 network: an assessment of species inside and outside the European Natura 2000 protected area network : executive summary’. doi: 10.18174/385796.

Julve, P. (1998) *Baseflor. Index botanique, écologique et chirologique de la flore de France*. Available at: <http://biodiversite.wallonie.be/fr/julve-ph-1998-baseflor-index-botanique-ecologique-et->

chorologique-de-la-flore-de-france-version-31-decembre-2002-http-pe.html?IDD=167772196&IDC=3046

Kaligarič, M. *et al.* (2019) 'The failure of agri-environment measures to promote and conserve grassland biodiversity in Slovenia', *Land Use Policy*, 80, pp. 127–134. doi: 10.1016/J.LANDUSEPOL.2018.10.013.

Kassambara, A. and Mundt, F. (2020) *Factoextra Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses*. Available at: <https://www.scirp.org/reference/referencespapers.aspx?referenceid=2938126>

Kati, V. *et al.* (2012) 'Butterfly and grasshopper diversity patterns in humid Mediterranean grasslands: The roles of disturbance and environmental factors', *Journal of Insect Conservation*, 16(6), pp. 807–818. doi: 10.1007/s10841-012-9467-2.

Kleijn, D. *et al.* (2011) 'Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline?', *Trends in Ecology and Evolution*, 26(9), pp. 474–481. doi: 10.1016/J.TREE.2011.05.009.

Kleijn, D. and Sutherland, W. J. (2003) 'How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity?', *Journal of Applied Ecology*, 40(6), pp. 947–969. doi: 10.1111/J.1365-2664.2003.00868.X.

Klimczuk, P. and Sielezniew, M. (2020) 'Asymmetry in host plant preferences of two ecotypes of *Boloria eunomia* (Lepidoptera: Nymphalidae)', <http://www.eje.cz/doi/10.14411/eje.2020.042.html>, 117(1), pp. 380–392. doi: 10.14411/EJE.2020.042.

Klockmann, M. and Fischer, K. (2017) 'Effects of temperature and drought on early life stages in three species of butterflies: Mortality of early life stages as a key determinant of vulnerability to climate change?', *Ecology and Evolution*, 7(24), pp. 10871–10879. doi: 10.1002/ece3.3588.

Klockmann, M. *et al.* (2017) 'Heat resistance throughout ontogeny: body size constrains thermal tolerance', *Global Change Biology*, 23(2), pp. 686–696. doi: 10.1111/GCB.13407.

Klockmann, M. *et al.* (2018a) 'Variation in adult stress resistance does not explain vulnerability to climate change in copper butterflies', *Insect Science*, 25(5), pp. 894–904. doi: 10.1111/1744-7917.12456.

Klockmann, M. *et al.* (2018b) 'Variation in adult stress resistance does not explain vulnerability to climate change in copper butterflies', *Insect Science*, 25(5), pp. 894–904. doi: 10.1111/1744-7917.12456.

Klop, E. *et al.* (2014) 'Impact of nitrogen deposition on larval habitats: the case of the Wall Brown butterfly *Lasiommata megera*', *Journal of Insect Conservation* 2014 19:2, 19(2), pp. 393–402. doi: 10.1007/S10841-014-9748-Z.

Korpela, E. L. *et al.* (2013) 'Can pollination services, species diversity and conservation be simultaneously promoted by sown wildflower strips on farmland?', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 179, pp. 18–24. doi: 10.1016/J.AGEE.2013.07.001.

Ellenberg, H. *et al.* (1976) 'Aims and Methods of Vegetation Ecology', *Geographical Review*, 66(1), p. 114. doi: 10.2307/213332.

Kühne, I. *et al.* (2015) 'Leaving an uncut grass refuge promotes butterfly abundance in extensively managed lowland hay meadows in Switzerland', *Conservation Evidence*, 12, pp. 25–27. doi: 10.7892/BORIS.88891.

Kurze, S. *et al.* (2018) 'Nitrogen enrichment in host plants increases the mortality of common Lepidoptera species', *Oecologia* 2018 188:4, 188(4), pp. 1227–1237. doi: 10.1007/S00442-018-4266-4.

Kuussaari, M. *et al.* (2016) 'Weather explains high annual variation in butterfly dispersal',

Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 283(1835). doi: 10.1098/RSPB.2016.0413.

Ledroit, V. (2021) *L'agriculture européenne en 10 chiffres clés*. Available at: <https://www.toutteleurope.eu/agriculture-et-peche/l-agriculture-europeenne-en-10-chiffres-cles/>

Life Papillons: Life Papillons (2015). Available at: <https://www.life-papillons.eu/> (Accessed: 20 August 2021).

Lister, B. C. and Garcia, A. (2018) 'Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(44), pp. E10397–E10406. doi: 10.1073/PNAS.1722477115.

Living Planet Report (2020) *Living planet Report 2020. Bending the curve of biodiversity loss*, WWF. Available at: https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/living_planet_report_2020.pdf

Maes, D. *et al.* (2010) 'Predicted insect diversity declines under climate change in an already impoverished region', *Journal of Insect Conservation* 2010 14:5, 14(5), pp. 485–498. doi: 10.1007/S10841-010-9277-3.

Merlet, F. and Houard, X., (2012) 'Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Cuivré de la Bistorte 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 p.

Météo en Belgique - IRM (no date). Available at: <https://www.meteo.be/fr/belgique>

Mills, S. C. *et al.* (2017) 'European butterfly populations vary in sensitivity to weather across their geographical ranges', *Global Ecology and Biogeography*, 26(12), pp. 1374–1385. doi: 10.1111/geb.12659.

Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (2017) 'Mesures agro-environnementales et paiements pour services environnementaux : regards croisés sur deux instruments', *Centre d'études et de prospective*, (n°104), pp. 1–4. Available at: <https://agriculture.gouv.fr/mesures-agro-environnementales-et-paiements-pour-services-environnementaux-regards-croises-sur-deux>

Modin, H. and Öckinger, E. (2020) 'Mobility, habitat selection and population connectivity of the butterfly *Lycaena helle* in central Sweden', *Journal of Insect Conservation* 2020 24:5, 24(5), pp. 821–831. doi: 10.1007/S10841-020-00254-Y.

Moissan (2021) 'Actualisation des connaissances sur la répartition du cuivré de la bistorte, du damier de la succise et de l'apollon sur le site NATURA 2000 Monts Dore.'

Moniteur, B. (2000) *Décret relatif à la conservation des sites Natura 2000 ainsi que la faune et de la flore sauvage*. Available at: <https://wallex.wallonie.be/contents/acts/12/12149/1.html?doc=6896&rev=6167-3246>

Morecroft, M. D. *et al.* (2002) 'Effects of drought on contrasting insect and plant species in the UK in the mid-1990s', *Global Ecology and Biogeography*, 11(1), pp. 7–22. doi: 10.1046/J.1466-822X.2002.00174.X.

Morice, C. P. *et al.* (2021) 'An Updated Assessment of Near-Surface Temperature Change From 1850: The HadCRUT5 Data Set', *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 126(3), pp. 1–28. doi: 10.1029/2019JD032361.

Moussus, J. P. *et al.* (2019) *Guide pratique des papillons de France*. Available at: <https://www.chapitre.com/BOOK/moussus-jean-pierre-lorin-thibault-cooper-alan/guide-pratique-des-papillons-de-france,79602174.aspx>

Mulé, R. *et al.* (2017) 'Systematic review of the effects of chemical insecticides on four common butterfly families', *Frontiers in Environmental Science*, 5(JUN), pp. 1–5. doi: 10.3389/fenvs.2017.00032.

Natagriwal (2015) 'Dossier_presse_20_ans_MAE_version_finale'. Available at: www.natagriwal.be

Natagriwal (no date). Available at: <https://www.natagriwal.be/>

Navarro-Cano, J. A. *et al.* (2015) 'Climate change, phenology, and butterfly host plant utilization', *AMBIO* 2015 44:1, 44(1), pp. 78–88. doi: 10.1007/S13280-014-0602-Z.

Neve, G. *et al.* (1996) 'Dispersal, Colonization Power and Metapopulation Structure in the Vulnerable Butterfly *Proclissiana eunomia* (Lepidoptera: Nymphalidae)', *The Journal of Applied Ecology*, 33(1), p. 14. doi: 10.2307/2405011.

Noreika, N. *et al.* (2016) 'Specialist butterflies benefit most from the ecological restoration of mires', *Biological Conservation*, 196, pp. 103–114. doi: 10.1016/J.BIOCON.2016.02.014.

Öckinger, E. *et al.* (2006) 'The relationship between local extinctions of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels', *Biological Conservation*, 128(4), pp. 564–573. doi: 10.1016/j.biocon.2005.10.024.

Oliver, T. H. *et al.* (2015) 'Interacting effects of climate change and habitat fragmentation on drought-sensitive butterflies', *Nature Climate Change*, 5(10), pp. 941–946. doi: 10.1038/nclimate2746.

Ollerton, J. *et al.* (2011) 'How many flowering plants are pollinated by animals?', *Oikos*, 120(3), pp. 321–326. doi: 10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x.

Ouvrard, P. and Jacquemart, A.-L. (2018) 'Agri-environment schemes targeting farmland bird populations also provide food for pollinating insects', *Agricultural and Forest Entomology*, 20(4), pp. 558–574. doi: 10.1111/AFE.12289.

Pecenka, J. R. and Lundgren, J. G. (2015) 'Non-target effects of clothianidin on monarch butterflies', *The Science of Nature* 2015 102:3, 102(3), pp. 1–4. doi: 10.1007/S00114-015-1270-Y.

Peeters A. and Hoppkins A. (2010) 'Climate change mitigation in European grasslands.' *Grassland Science in Europe*, 15, 72-74

Peyraud, J.-L. *et al.* (2012) 'Place et atouts des prairies permanentes en France et en Europe', *Fourrages*, (211), pp. 195–204. Available at: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01210332>

Piqueray, J. *et al.* (2019) 'Management of Grassland-like Wildflower Strips Sown on Nutrient-rich Arable Soils: The Role of Grass Density and Mowing Regime', *Environmental Management*, 63(5), pp. 647–657. doi: 10.1007/s00267-019-01153-y.

PNRVA (2015) 'Etude de la connectivité des populations de Cuivré de la bistorte *Lycaena helle* dans le Cézallier et l' Artense Résultats intermédiaires de l' étude – phase 1 : 2014 de Cuivré de la bistorte *Lycaena helle* dans le Cézallier et l' Artense'.

Poniatowski, D. *et al.* (2020) 'Relative impacts of land-use and climate change on grasshopper range shifts have changed over time', *Global Ecology and Biogeography*, 29(12), pp. 2190–2202. doi: 10.1111/GEB.13188.

Porcelli, D. *et al.* (2017) 'Local adaptation of reproductive performance during thermal stress', *Journal of Evolutionary Biology*, 30(2), pp. 422–429. doi: 10.1111/jeb.13018.

Pouch, T. *et al.* (2015) 'L'Allemagne et sa mutation agricole', <http://journals.openedition.org/rea>, (116–117), pp. 55–66. doi: 10.4000/REA.4818.

Punttila, P. *et al.* (2016) 'The effects of drainage and restoration of pine mires on habitat structure, vegetation and ants', *Silva Fennica*, 50(2). doi: 10.14214/sf.1462.

Rada, S. *et al.* (2019) 'Protected areas do not mitigate biodiversity declines: A case study on butterflies', *Diversity and Distributions*, 25(2), pp. 217–224. doi: 10.1111/DDI.12854.

Rauw, A., et al. (2015) *Rapport final projet Life Papillons*. Available at: <https://fr.calameo.com/read/004113686b534addbce8e>

Roskov Y. et al. (2020) *COL | The Catalogue of Life*. Available at: <https://www.catalogueoflife.org/col/browse/tree>

Rouxhet, S. et al. (2008) *Vade-mecum relatif à l'avis technique dans le cadre du programme agro-environnemental: METHODE 8 - Prairie de haute valeur biologique*. Available at: https://www.academia.edu/49104773/Programme_Agro_environnemental_en_Région_Wallonne_Vade_mecum_relatif_à_lavis_technique_dans_le_cadre_du_programme_agro_environnemental_Méthode_8_Prairie_de_haute_valeur_biologique

Saintenoy-Simon, J. et al. (2006) *Liste rouge de la flore de Wallonie, Biodiversité Wallonie*. Available at: <http://observatoire.biodiversite.wallonie.be/especes/flore/LR2010/liste.aspx>

Sánchez-Bayo, F. et al. (2016) 'Are bee diseases linked to pesticides? - A brief review', *Environment International*, 89–90, pp. 7–11. doi: 10.1016/j.envint.2016.01.009.

Sánchez-Bayo, F. and Wyckhuys, K. A. G. (2019) 'Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers', *Biological Conservation*, 232(January), pp. 8–27. doi: 10.1016/j.biocon.2019.01.020.

Sawchik, J. et al. (2005) 'Distribution patterns and indicator species of butterfly assemblages of wet meadows in southern Belgium', *Belgian Journal of Zoology*, 135(1), pp. 43–52. Available at: <https://orbi.uliege.be/handle/2268/145388>

Scherer, G. et al. (2021) 'Abandonment of traditional land use and climate change threaten the survival of an endangered relict butterfly species', *Insect Conservation and Diversity*. doi: 10.1111/icad.12485.

Schtickzelle, N. et al. (2007) 'Grazing management impacts on the viability of the threatened bog fritillary butterfly *Proclossiana eunomia*', *Biological Conservation*, 136(4), pp. 651–660. doi: 10.1016/J.BIOCON.2007.01.012.

SERVICE PUBLIC DE WALLONIE DIRECTION GENERALE OPERATIONNELLE DE L'AGRICULTURE, DES RESSOURCES NATURELLES (no date). Available at: <https://spw.wallonie.be/direction-générale-opérationnelle-de-lagriculture-des-ressources-naturelles-et-de-lenvironnement>

Sierka, E. and Wilczek, Z. (2009) (PDF) *Autecology of Carex Brizoides in woodlands of the Silesian Upland and its phytoindicative importance, Ostateczna makieta Geobotanika*. Available at: https://www.researchgate.net/publication/352978277_Autecology_of_Carex_Brizoides_in_woodlands_of_the_Silesian_Upland_and_its_phytoindicative_importance

SPW (2021) 'Utilisation de l'espace agricole', (i), pp. 1–6. Available at: <https://etat-agriculture.wallonie.be/contents/indicatorsheets/EAW-1.html>

Stefanescu, C. et al. (2005) 'Butterflies highlight the conservation value of hay meadows highly threatened by land-use changes in a protected Mediterranean area', *Biological Conservation*, 126(2), pp. 234–246. doi: 10.1016/J.BIOCON.2005.05.010.

Stork, N. E. (2017) 'How Many Species of Insects and Other Terrestrial Arthropods Are There on Earth?' doi: 10.1146/annurev-ento-020117.

Stuhldreher, G. et al. (2014) 'Cold-adapted species in a warming world – an explorative study on the impact of high winter temperatures on a continental butterfly', *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 151(3), pp. 270–279. doi: 10.1111/EEA.12193.

Sundseth, K., and Creed, P. (2008) 'Natura 2000 - Protecting Europe's biodiversity. European Commission.'

- Van Swaay, C. *et al.* (2016) ‘The European Butterfly Indicator for Grassland species: 1990-2015’. De Vlinderstichting. Available at: [https://portal.research.lu.se/portal/en/publications/the-european-butterfly-indicator-for-grassland-species-19902015\(bb3f778b-32ee-452c-9ac4-d42706ec5b1c\)/export.html](https://portal.research.lu.se/portal/en/publications/the-european-butterfly-indicator-for-grassland-species-19902015(bb3f778b-32ee-452c-9ac4-d42706ec5b1c)/export.html)
- Van Swaay, C. *et al.* (2019) ‘The EU Butterfly Indicator for Grassland species: 1990-2017: Technical Report’, *Butterfly Conservation Europe*, p. 23. Available at: <https://www.readkong.com/page/the-eu-butterfly-indicator-for-grassland-species-1990-2017-2532321>
- Van Swaay, C. *et al.* (2006) ‘Biotope Use and Trends of European Butterflies’, *Journal of Insect Conservation* 2006 10:2, 10(2), pp. 189–209. doi: 10.1007/S10841-006-6293-4.
- Thomas, J. A. (2005) ‘Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups’, *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1454), pp. 339–357. doi: 10.1098/RSTB.2004.1585.
- Thomas, J. A. (2016) ‘Butterfly communities under threat: Butterfly populations are declining worldwide as a result of habitat loss and degradation’, *Science*, 353(6296), pp. 216–218. doi: 10.1126/SCIENCE.AAF8838.
- Tobin, P. C. *et al.* (2008) ‘Historical and projected interactions between climate change and insect voltinism in a multivoltine species’, *Global Change Biology*, 14(5), pp. 951–957. doi: 10.1111/j.1365-2486.2008.01561.x.
- Uhl, P. and Brühl, C. A. (2019) ‘The Impact of Pesticides on Flower-Visiting Insects: A Review with Regard to European Risk Assessment’, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(11), pp. 2355–2370. doi: 10.1002/etc.4572.
- Walot, T. (2021) ‘ELI-Agronomie’, *ELI-Agronomie*. Available at: https://agriculture.wallonie.be/documents/20182/21864/PwDR_version+23+mars+2017+-
- Warren, M. S. *et al.* (2021) ‘The decline of butterflies in Europe: Problems, significance, and possible solutions’, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2). doi: 10.1073/PNAS.2002551117.
- Watson, S. R. (2019) ‘Le dangereux déclin de la nature : Un taux d’extinction des espèces « sans précédent » et qui s’accélère’, *Ipbes*. Available at: <https://ipbes.net/news/Media-Release-Global-Assessment-Fr>
- Wibail, L. *et al.* (2014) *Évaluation de l’état de conservation des habitats et espèces Natura 2000 en Wallonie. Résultats du Rapportage Article 17 au titre de la Directive 92/43/CEE pour la période 2007-2012*. Available at: https://www.researchgate.net/publication/264549926_Evaluation_de_l'etat_de_conservation_des_habitats_et_especes_Natura_2000_en_Wallonie_Resultats_du_Rapportage_Article_17_au_titre_de_la_Directive_9243CEE_pour_la_pperiode_2007-2012
- Wickham, A. (2021) *Reading: Ggplot2 Elegant Graphics For Data Analysis*. Available at: <https://wakuwaku2021.online/download/4553349-ggplot2-elegant-graphics-for-data-analysis-hadley-wickham>
- Yang, L. H. and Gratton, C. (2014) ‘Insects as drivers of ecosystem processes’, *Current Opinion in Insect Science*, 2, pp. 26–32. doi: 10.1016/J.COIS.2014.06.004.
- Zingg, S. *et al.* (2019) ‘Increasing the proportion and quality of land under agri-environment schemes promotes birds and butterflies at the landscape scale’, *Biological Conservation*, 231(June 2018), pp. 39–48. doi: 10.1016/j.biocon.2018.12.022.
- Zizzari, Z. V. and Ellers, J. (2011) ‘Effects of exposure to short-term heat stress on male reproductive fitness in a soil arthropod’, *Journal of Insect Physiology*, 57(3), pp. 421–426. doi: 10.1016/j.jinsphys.2011.01.002.

VII. Annexes

Annexe 1 Lien BIOGEOnet pour les 7 prairies d'intérêt	59
Annexe 2 Liste hiérarchique complète des habitats WaleUNIS (biodiversite.wallonie.be)	59
Annexe 3 Indice d'Ellenberg et Julves (1974, 1998).....	61
Annexe 4 Abondance, moyennée sur le nombre de transects réalisés, de chacune des espèces observées dans les sept prairies d'intérêt de 2015 à 2021	62
Annexe 5 Moyenne annuelle (calculée pour les mois de mai, juin, juillet et aout) des paramètres météorologiques : Ensoleillement (h), Température (°C) et Précipitations (mm). 63	63
Annexe 6 Corrélation de Pearson pour le nombre et l'abondance des espèces en fonction de la température (°C) et des précipitations (mm)	63
Annexe 7 Tableau des températures moyennes (°C) pour chaque jour de terrain et moyenne des trois jours précédents (IRM)	64
Annexe 8 Comparatif entre les températures moyennes mensuelles de 2021 et des normales de saison (IRM)	64
Annexe 9 Tableau des précipitation (mm) pour chaque jour de terrain et moyenne des trois jours précédents (IRM)	65
Annexe 10 Comparatif entre les précipitations mensuelles de 2021 et des normales de saison (IRM).....	65
Annexe 11 Indices de diversités pour les 7 prairies d'intérêt avant 2021	66
Annexe 12 Explication de la variance (en %) par les dix composantes principales de l'analyse en composantes principales réalisée sur les variables environnementales	66
Annexe 13 Diagramme de Sankey représentant les interactions de butinages (vert) et les plantes à fleurs spontanées (jaune) et plantées (orange) dans les bandes fleuries MC2 (Kolkman, 2020).....	67

Annexe 1 Lien BIOGEOnet pour les 7 prairies d'intérêt

<i>Nom de la station</i>	<i>Lien vers les prairies</i>
CB — Parcours Darimont — 02	https://www.biogeonet.ulg.ac.be/direct.php?page=201&sel=271513
CB — Parcours Darimont - 04	https://www.biogeonet.ulg.ac.be/direct.php?page=201&sel=271515
RND Hasselbach MC4	https://www.biogeonet.ulg.ac.be/direct.php?page=201&sel=265764
Faymonville	https://www.biogeonet.ulg.ac.be/direct.php?page=201&sel=279830
Francorchamps	https://www.biogeonet.ulg.ac.be/direct.php?page=201&sel=279828
Herresbach	https://www.biogeonet.ulg.ac.be/direct.php?page=201&sel=265762
Manderfeld	https://www.biogeonet.ulg.ac.be/direct.php?page=201&sel=279829

Annexe 2 Liste hiérarchique complète des habitats WalEUNIS (biodiversite.wallonie.be)

- C — Eaux de surface
 - C1 — Eaux stagnantes
 - C2 — Eaux courantes
 - C3 — Végétation aquatique
- D — Tourbières et bas-marais
 - D1 — Tourbières hautes et tourbières de couverture
 - D2 — Tourbières de vallées, bas-marais et tourbières de transition
 - D4 — Bas-marais riches alcalins
 - D5 — Roselières sèches et magnocariçaies
- E — Prairies, pelouses, ourlets forestiers et formations herbeuses variées sur sols non marécageux.
 - E1 — Pelouses sèches
 - E2 - Prairies mésophiles
 - E3 — Prairies humides
 - E5 — Mégaphorbiaies et ourlets forestiers
- F — Landes, fourrés et tundra
 - F3 — Fourrés tempérés et méditerranéo-montagnards
 - F4 — Landes des régions tempérées
 - F9 — Fourrés riverains et fourrés sur bas-marais
 - FA - Haies
 - FB — Plantations de ligneux bas
- G — Forêts et autres territoires boisés
 - G1 — Forêts feuillues décidues
 - G3 — Plantations de conifères
 - G4 — Plantations mixtes feuillus-conifères
 - G5 — Alignements d'arbres, zones récemment exploitées, forêts et taillis aux jeunes stades
- H — Habitats sans ou avec peu de végétation
 - H1 — Grottes, systèmes de grottes, mines et tunnels, passages et pièces d'eau souterrains
 - H2 — Éboulis
 - H3 — Rochers et falaises
- I — Habitats récemment ou régulièrement cultivés
 - I1 — Cultures
 - I2 — Jardins et des parcs
 - Ia — Prairies temporaires de fauche

- J — Habitats construits
 - J1 — Immeubles des villes et des villages
 - J2 — Constructions à faible densité
 - J3 — Sites industriels extractifs
 - J4 — Réseaux de transport
 - J5 - Habitats aquatiques d'origine anthropogène très artificielle
 - J6 — Dépôts de déchets divers
- X — Complexes d'habitats
 - X04 — Complexes de tourbières hautes
 - X06 — Cultures à l'ombre d'arbres
 - X07 — Terre de culture et bords des champs, présentant une flore spontanée (communautés et adventices, notamment messicoles)
 - X08 — Mosaïques rurales, consistant en des bois, des haies, des pâtures et des cultures
 - X09 — Bois pâturés (avec une couverture d'arbres surmontant la pâture)
 - X10 — Bocages
 - X11 — Grands parcs
 - X13 — Territoires avec des éléments feuillus dispersés
 - X15 — Territoires avec des éléments résineux dispersés
 - X16 — Territoires avec des éléments mixtes feuillus-résineux dispersés
 - X20 — Alignements d'arbres
 - X21 — Sites archéologiques
 - X22 — Jardins non 'domestiques' des centres des petites villes
 - X23 — Grands jardins non domestiques
 - X24 — Jardins domestiques des centres urbains
 - X25 — Jardins domestiques des villages et des périphéries urbaines

Lumière		Température		Continentalité	
1	hypersciaphiles	1	alpines à nivales, altiméditerranéennes	1	marines à maritimes
2	sciaphiles	2	subalpines, oroméditerranéennes	2	hyperocéaniques
3	sciaphiles - hémisciaphiles	3	montagnardes	3	océaniques
4	hémisciaphiles	4	collinéennes, psychroatlantiques	4	subocéaniques
5	hémisciaphiles - hémihéliophiles	5	planitiaies à montagnardes	5	subocéaniques - précontinentales
6	hémihéliophiles	6	planitiaies thermophiles, thermoatlantiques ...	6	précontinentales
7	hémihéliophiles - héliophiles	7	euryméditerranéennes, méditerranéo-atlantiques	7	subcontinentales
8	héliophiles	8	mésoméditerranéennes	8	continentales
9	hyperhéliophiles	9	thermoméditerranéennes à subdésertiques	9	hypercontinentales

Nutriment du sol		Salinité		Humidité atmosphérique	
1	hyperoligotrophiles	0	ne supportant pas le sel	1	aéroxérophiles
2	oligotrophiles	1	hyperoligohalines, [0-0,1% Cl-]	2	aéroxérophiles - aéromésoxérophiles
3	oligotrophiles - mésooligotrophiles	2	peroligohalines, [0,1-0,3% Cl-]	3	aéromésoxérophiles
4	mésooligotrophiles	3	oligohalines, [0,3-0,5% Cl-]	4	aéromésoxérophiles - aéromésohydriques
5	mésotrophiles	4	mesooligohalines, [0,5-0,7% Cl-]	5	aéromésohydriques
6	mésotrophiles	5	mesohalines, [0,7-0,9% Cl-]	6	aéromésohydriques - aéromésohygrophiles
7	mésotrophiles - eutrophiles	6	mesoeuhalines, [0,9-1,2% Cl-]	7	aéromésohygrophiles
8	eutrophiles	7	euhalines, [1,2-1,6% Cl-]	8	aéromésohygrophiles - aérohydrophiles
9	polytrophiles	8	polyhalines, [1,6-2,3% Cl-]	9	aérohydrophiles
		9	hyperhalines, [>2,3% Cl-]		

Humidité édaphique		Texture du sol		Matière organique	
1	hyperxérophiles (sclérophiles, ligneuses microphylls, réviviscentes)	1	argile	1	lithosol, arénosol
2	perxérophiles (caulocrassulescentes subaphylles, coussinets)	2	argile - limon	2	mull carbonaté
3	xérophiles (velues, aiguillonnées, cuticule épaisse)	3	limon	3	mull actif
4	mésoxérophiles	4	sable fin	4	mull acide
5	mésoshydriques	5	sable grossier	5	moder
6	mésoshygrophiles	6	graviers	6	mor, hydromor, xéromor
7	hygrophiles (courtement inondables, en semaines)	7	galets	7	ranker, tangel
8	hydrophiles (longuement inondables, en mois)	8	blocs, fentes des parois	8	anmoor, gyttja
9	amphibies saisonnières (hélrophytes exondés une partie minoritaire de l'année)	9	dalle	9	tourbe
10	amphibies permanentes (hélrophytes semiémergés à base toujours noyée)				
11	aquatiques superficielles (0-50cm)				
12	aquatiques profondes (1-3m)				

Annexe 4 Abondance, moyennée sur le nombre de transects réalisés, de chacune des espèces observées dans les sept prairies d'intérêt de 2015 à 2021

Espèce	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
<i>Aglais urticae</i>	2	10	8	8	2	3	2
<i>Anthocharis cardamines</i>	0	11	3	4	4	3	3
<i>Apatura iris</i>	0	0	0	0	1	0	0
<i>Aphantopus hyperantus</i>	20	19	102	1	10	9	4
<i>Aporia crataegi</i>	10	6	10	9	6	6	4
<i>Araschnia levana</i>	4	2	6	4	2	2	2
<i>Argynnis paphia</i>	0	0	1	2	1	1	2
<i>Aricia agestis</i>	0	0	0	0	0	0	3
<i>Boloria eunomia</i>	6	6	25	17	26	18	8
<i>Boloria selene</i>	5	3	12	7	5	5	3
<i>Brenthis daphne</i>	0	0	0	0	0	3	0
<i>Brenthis ino</i>	6	21	55	13	4	3	0
<i>Callophrys rubi</i>	0	0	1	1	2	2	1
<i>Carcharodus alceae</i>	0	0	0	1	0	1	0
<i>Carterocephalus palaemon</i>	0	0	0	0	2	0	2
<i>Celastrina argiolus</i>	0	0	0	0	0	9	3
<i>Coenonympha arcania</i>	5	2	8	3	1	2	0
<i>Coenonympha pamphilus</i>	2	4	5	5	3	4	4
<i>Colias croceus</i>	1	0	0	0	1	0	0
<i>Colias hyale</i>	0	0	0	2	1	4	0
<i>Cyaniris semiargus</i>	3	2	2	1	2	4	3
<i>Everes argiades</i>	0	0	0	1	0	0	0
<i>Gonepteryx rhamni</i>	3	1	5	3	5	2	2
<i>Inachis io</i>	0	1	3	1	1	1	2
<i>Issoria lathonia</i>	1	1	1	1	0	1	3
<i>Lasiommata megera</i>	0	0	1	1	0	1	1
<i>Leptidea sinapis</i>	0	0	0	0	1	0	1
<i>Limenitis camilla</i>	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lycaena helle</i>	0	0	7	4	4	3	3
<i>Lycaena hippothoe</i>	4	4	9	4	3	3	1
<i>Lycaena phlaeas</i>	1	0	2	4	2	2	1
<i>Lycaena tityrus</i>	3	0	6	7	7	2	1
<i>Maniola jurtina</i>	13	30	57	10	19	34	19
<i>Melanargia galathea</i>	0	0	0	0	0	0	2
<i>Melitaea diamina</i>	0	1	2	8	4	1	2
<i>Nymphalis polychloros</i>	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ochlodes sylvanus</i>	5	2	3	9	2	5	3
<i>Papilio machaon</i>	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pararge aegeria</i>	1	0	2	0	2	1	1
<i>Pieris brassicae</i>	1	1	1	2	2	1	2
<i>Pieris napi</i>	7	10	9	8	2	2	3
<i>Pieris rapae</i>	1	4	1	2	3	8	1
<i>Polygonia c-album</i>	2	0	2	0	2	1	1
<i>Polyommatus icarus</i>	4	2	11	8	5	11	2
<i>Pyrgus malvae</i>	0	0	2	1	2	1	2
<i>Satyrium pruni</i>	0	0	0	1	0	0	0
<i>Thymelicus lineola</i>	7	0	8	3	8	6	14
<i>Thymelicus sylvestris</i>	3	7	3	2	4	3	5
<i>Vanessa atalanta</i>	2	3	1	1	2	1	2
<i>Vanessa cardui</i>	2	0	1	2	3	0	1

Annexe 5 Moyenne annuelle (calculée pour les mois de mai, juin, juillet et aout) des paramètres météorologiques : Ensoleillement (h), Température (°C) et Précipitations (mm)

	Ensoleillement	Température	Précipitations
2015	216,4	17	55,0
2016	176,6	16,6	90,5
2017	194,6	17,8	56,2
2018	236,5	18,9	37,1
2019	224,1	17,3	63,4
2020	214,7	17,6	43,4

Annexe 6 Corrélation de Pearson pour le nombre et l'abondance des espèces en fonction de la température (°C) et des précipitations (mm)

Prairies	Température	Précipitations
Nombre d'espèce par rapport à la météo		
<i>Darimont – 02</i>	0,26	0,76
<i>Darimont – 04</i>	0,21	0,90
<i>Faymonville</i>	0,88	-0,04
<i>Francorchamps</i>	0,21	0,64
<i>Hasselbach</i>	0,32	0,48
<i>Herresbach</i>	0,55	0,27
<i>Manderfeld</i>	0,74	0,082
Abondance des espèces par rapport à la météo		
<i>Darimont – 02</i>	0,37	0,92
<i>Darimont – 04</i>	0,35	0,94
<i>Faymonville</i>	0,93	-0,20
<i>Francorchamps</i>	0,18	0,64
<i>Hasselbach</i>	0,32	0,64
<i>Herresbach</i>	0,88	-0,03
<i>Manderfeld</i>	0,49	0,32

Annexe 7 Tableau des températures moyennes (°C) pour chaque jour de terrain et moyenne des trois jours précédents (IRM)

	Darimont - 02	Darimont - 04	Faymonville	Francorchamps	Hasselbach	Herresbach	Manderfeld
Moyenne 3 jours	12,9	12,9 /		13,2	13,2 /		/
24/04/2021	13	13 /		13,5	13,5 /		/
Moyenne 3 jours	/	/	11,1 /	/	/	11,1	11,1
28/04/2021	/	/	11 /	/	/	11	11
Moyenne 3 jours	12,8	12,8 /		13	13 /		/
08/05/2021	14	14 /		14,8	14,8 /		/
Moyenne 3 jours	/	/	13,6 /	/	/	13,6	13,6
12/05/2021	/	/	11,5 /	/	/	11,5	11,5
Moyenne 3 jours	12	12 /		12	12 /		/
14/05/2021	11,7	11,7 /		11,6	11,6 /		/
Moyenne 3 jours	/	/	13,7 /	/	/	13,7	13,7
20/05/2021	/	/	14,8 /	/	/	14,8	14,8
Moyenne 3 jours	15,5	15,5 /		15,5	15,5 /		/
29/05/2021	15,7	15,7 /		16	16 /		/
Moyenne 3 jours	/	/	15,8 /	/	/	15,8	15,8
30/05/2021	/	/	14,9 /	/	/	14,9	14,9
Moyenne 3 jours	/	/	16,6 /	/	/	16,6	16,6
10/06/2021	/	/	16,7 /	/	/	16,7	16,7
Moyenne 3 jours	16,3	16,3 /		16,5	16,5 /		/
13/06/2021	15,9	15,9 /		15,9	15,9 /		/
Moyenne 3 jours	19,2	19,2 /	/	/	19,7 /	/	/
01/07/2021	18,9	18,9 /	/	/	20,1 /	/	/
Moyenne 3 jours	/	/	19,9	19,9 /	/	19,9	19,9
05/07/2021	/	/	20,1	20,1 /	/	20,1	20,1

Annexe 8 Comparatif entre les températures moyennes mensuelles de 2021 et des normales de saison (IRM)

	Moyenne mensuelle	Normale de saison
Avril	7,3	10,4
Mai	11,6	13,9
Juin	18,6	16,7
Juillet	17,9	18,7

Annexe 9 Tableau des précipitation (mm) pour chaque jour de terrain et moyenne des trois jours précédents (IRM)

	Darimont - 02	Darimont - 04	Faymonville	Francorchamps	Hasselbach	Herresbach	Manderfeld
Moyenne 3 jours	0,5	0,5 /		0,4	0,4 /	/	
24/04/2021	1,6	1,6 /		2	2 /	/	
Moyenne 3 jours	/	/	2,4 /	/	/	2,4	2,4
28/04/2021	/	/	1,2 /	/	/	1,2	1,2
Moyenne 3 jours	1,2	1,2 /		1,2	1,2 /	/	
08/05/2021	1,6	1,6 /		2,8	2,8 /	/	
Moyenne 3 jours	/	/	3,1 /	/	/	3,1	3,1
12/05/2021	/	/	1,1 /	/	/	1,1	1,1
Moyenne 3 jours	2,2	2,2 /		2,2	2,2 /	/	
14/05/2021	1,5	1,5 /		1	1 /	/	
Moyenne 3 jours	/	/	2,7 /	/	/	2,7	2,7
20/05/2021	/	/	1,8 /	/	/	1,8	1,8
Moyenne 3 jours	2,3	2,3 /		1,9	1,9 /	/	
29/05/2021	2,1	2,1 /		2,2	2,2 /	/	
Moyenne 3 jours	/	/	2,1 /	/	/	2,1	2,1
30/05/2021	/	/	3 /	/	/	3	3
Moyenne 3 jours	/	/	2,4 /	/	/	2,4	2,4
10/06/2021	/	/	2,9 /	/	/	2,9	2,9
Moyenne 3 jours	3,8	3,8 /		3,1	3,1 /	/	
13/06/2021	3,8	3,8 /		3,5	3,5 /	/	
Moyenne 3 jours	1,4	1,4 /	/	/	1,6 /	/	
01/07/2021	2	2 /	/	/	2,2 /	/	
Moyenne 3 jours	/	/	0,9	0,9 /	/	0,9	0,9
05/07/2021	/	/	2,2	2,2 /	/	2,2	2,2

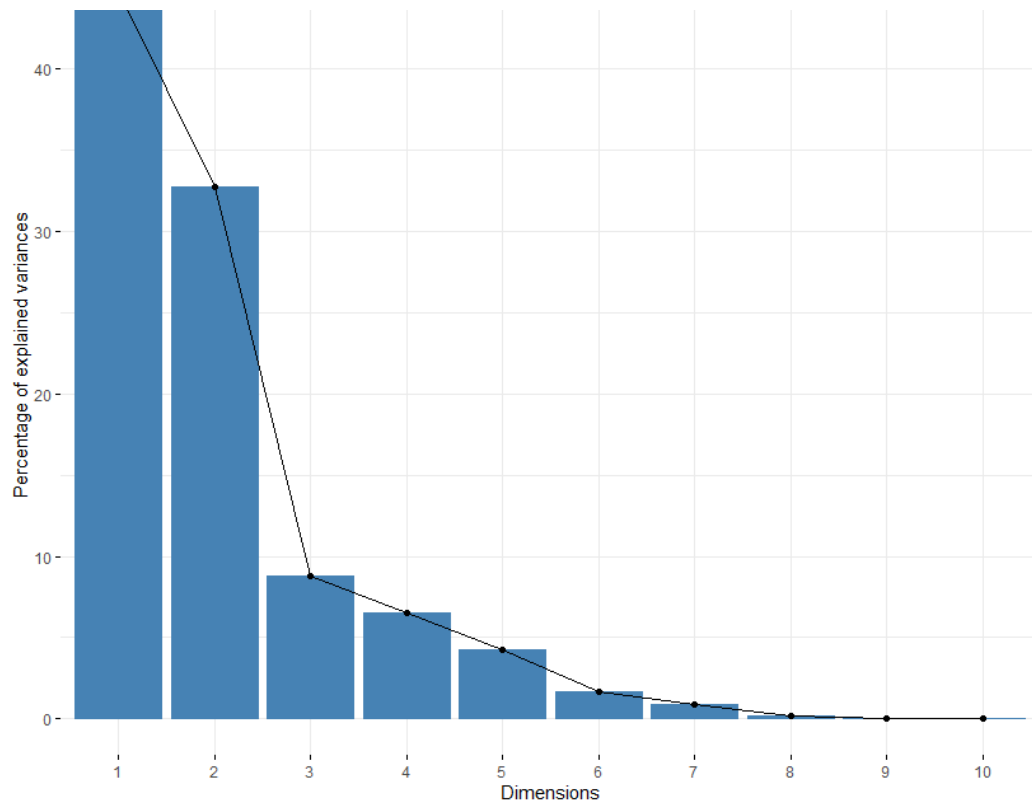
Annexe 10 Comparatif entre les précipitations mensuelles de 2021 et des normales de saison (IRM)

	Moyenne mensuelle	Normale de saison
<i>Avril</i>	35,6	46,7
<i>Mai</i>	85,8	59,7
<i>Juin</i>	121	70,8
<i>Juillet</i>	166,5	76,9

Annexe 11 Indices de diversités pour les 7 prairies d'intérêt avant 2021

Prairie	H'	E	D	Hill
<i>Darimont 02</i>	3,91	1,08	0,89	0,82
<i>Darimont 04</i>	4,01	1,10	0,87	0,86
<i>Faymonville</i>	3,80	1,15	0,90	0,77
<i>Francorchamps</i>	3,91	1,13	0,90	0,80
<i>Hasselbach</i>	4,29	1,15	0,93	0,78
<i>Herresbach</i>	3,98	1,03	0,89	0,83
<i>Manderfeld</i>	4,19	1,19	0,93	0,78

Annexe 12 Explication de la variance (en %) par les dix composantes principales de l'analyse en composantes principales réalisée sur les variables environnementales



Annexe 13 Diagramme de Sankey représentant les interactions de butinages (vert) et les plantes à fleurs spontanées (jaune) et plantées (orange) dans les bandes fleuries MC2 (Kolkman, 2020)

