

Mémoire

Auteur : Perey, Aurélie

Promoteur(s) : Magain, Nicolas; 16397

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 : 2021-2022

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/16188>

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.

Étude de la diversité de rhopalocères dans les prairies de haute valeur biologique sèches et humides en Lorraine belge



Mémoire présenté par Aurélie Perey

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

Promoteur : Claude Dopagne

Co-promoteur : Nicolas Magain

Année académique 2021 - 2022

Remerciements

Je souhaite tout d'abord remercier mon promoteur, Claude Dopagne, membre de Natagriwal, d'avoir mis en place ce sujet de recherche et de m'avoir encadrée durant la réalisation de ce mémoire. Je le remercie pour ses nombreux conseils et sa disponibilité, tant pour les relectures que pour m'accompagner sur le terrain.

Je remercie également mon co-promoteur Nicolas Magain pour sa disponibilité, ses réponses toujours très rapides à mes nombreuses questions, et pour avoir pris le temps de relire et corriger mon travail à plusieurs reprises.

Je souhaite aussi remercier Julien Piqueray qui m'a apporté une aide précieuse pour l'ensemble des analyses statistiques, ainsi que Luc Bailly, botaniste et mycologue, qui m'a énormément aidée à réaliser les inventaires floristiques sur le terrain.

Je tiens également à remercier les agriculteurs qui ont très gentiment accepté que je me rende dans leurs parcelles pour récolter mes données.

Merci à Philippe, mon professeur d'auto-école, qui m'a appris à conduire en un temps record, et à mon Papa qui m'a soutenue dans ce défi et prêté sa voiture. Sans eux je n'aurais jamais pu me rendre en Lorraine si facilement pour récolter mes données.

J'aimerais également remercier la famille Genin qui m'a hébergée plusieurs fois, me permettant de faire moins de route et de gagner du temps pour me rendre dans les prairies.

Enfin, je remercie du fond du cœur ma famille, mon compagnon et mes amis qui m'ont soutenue et encouragée tout au long de ce travail et durant mes études de biologie.

Résumé

Étude de la diversité de rhopalocères dans les prairies de haute valeur biologique sèches et humides en Lorraine belge. Mémoire réalisé par Aurélie Perey. Promoteurs : Claude Dopagne et Nicolas Magain. Année académique 2021 – 2022.

Le déclin de la biodiversité et notamment des insectes pollinisateurs s'accroît un peu plus chaque année. Les pratiques agricoles se sont intensifiées, menant à la dominance des monocultures et à l'utilisation d'insecticides, aux dépens des insectes et de leur milieu naturel. Les effets de ces changements sont souvent étudiés sur les rhopalocères qui sont de bons bioindicateurs et des espèces parapluies. Les méthodes agro-environnementales et climatiques ont été mises en place pour encourager les agriculteurs à revenir vers des pratiques agricoles extensives et tenter de freiner ce déclin de la biodiversité.

Dans ce travail, dix prairies suivies par la MAEC « prairie de haute valeur biologique » (MC4) ont été étudiées en Lorraine belge, dans le but d'évaluer leur diversité en rhopalocères. Cinq prairies humides et cinq prairies sèches ont été choisies, afin d'évaluer la différence de diversité entre ces deux types de prairies. Il s'agit de la première étude sur le sujet dans cette région de Belgique. Les rhopalocères ont été recensés cinq fois dans chaque prairie entre avril et juin 2022. Les interactions de butinage ont également été recensées pour avoir un aperçu des réseaux trophiques existant au sein de ces prairies.

Cette étude a permis de mettre en évidence d'importantes variations de diversité entre les dix prairies étudiées et d'identifier le type de prairie avec la plus grande diversité. Les résultats suggèrent que les prairies sèches sont plus diversifiées que les prairies humides, bien qu'un nombre important d'individus de *Lycaena helle* et *Boloria eunomia*, possédant le statut « vulnérable », ait été observés dans certaines prairies humides. Plusieurs espèces généralistes ont été recensées, comme *Maniola jurtina*, qui a montré une préférence pour les prairies sèches, en visitant majoritairement *Centaurea jacea grandiflora*, présente en abondance dans ce type de prairie. *Aglais urticae* a fait plus souvent varier les sources de nectar, en butinant un nombre important d'espèces végétales dans les deux types de prairies. Les rhopalocères spécialistes, tels que *Lycaena helle* et *Boloria eunomia* n'ont butiné que leur plante-hôte, *Polygonum bistorta*, présente dans trois prairies humides.

Table des matières

I.	<i>Introduction</i>	8
1.	Le déclin des insectes.....	8
2.	Le déclin des pollinisateurs.....	9
3.	Les causes du déclin des pollinisateurs.....	10
3.1.	Dégradation et fragmentation de l'habitat	11
3.2.	Pollution chimique.....	12
3.3.	Pathogènes.....	13
3.4.	Espèces exotiques envahissantes	14
3.5.	Changement climatique	14
4.	Les papillons de jour	15
5.	Mesures de conservation mises en place.....	17
5.1.	Réseau Natura 2000.....	17
5.2.	Projets LIFE.....	18
5.3.	Méthodes agro-environnementales et climatiques.....	19
6.	Objectifs du mémoire	21
II.	<i>Matériel et méthode</i>	22
1.	Zone d'étude	22
2.	Stratégie d'échantillonnage	23
3.	Traitement des données	25
3.1.	Évolution des populations de rhopalocères dans les prairies au cours du temps	25
3.2.	Caractérisation de la diversité des prairies de haute valeur biologique.....	25
3.3.	Analyse de la composition en espèces des prairies.....	26
3.4.	Étude de la différence de diversité entre les prairies sèches et humides	27
3.5.	Étude des interactions de butinage entre les insectes et les plantes.....	28
III.	<i>Résultats</i>	28
1.	Évolution des populations de rhopalocères dans les prairies au cours du temps.	28
2.	Caractérisation de la diversité des prairies de haute valeur biologique	30
2.1.	Diversité des rhopalocères.....	30
2.2.	Diversité végétale	34
3.	Analyse de la composition en espèces des prairies	35

4.	Étude de la différence de diversité entre les prairies sèches et humides	39
5.	Étude des interactions de butinage entre les rhopalocères et les plantes	40
IV.	<i>Discussion</i>	43
1.	Évolution des populations de rhopalocères dans les prairies au cours du temps.	43
2.	Caractérisation de la diversité des prairies de haute valeur biologique	44
3.	Analyse de la composition en espèces des prairies	47
4.	Étude de la différence de diversité entre les prairies sèches et humides	49
5.	Étude des interactions de butinage entre les rhopalocères et les plantes	50
5.1.	Identification des principales ressources florales des rhopalocères.....	50
5.2.	Comparaison des relations plantes-insectes des prairies humides avec celles de prairies humides situées dans les régions de Saint-Vith et Bastogne en 2021	52
5.3.	Comparaison des relations plantes-insectes des prairies sèches avec celles observées dans des bandes fleuries (MC8) en 2020.....	53
V.	<i>Conclusion</i>	54
VI.	<i>Bibliographie</i>	56
VII.	<i>Annexes</i>	62

Liste des figures

Figure 1 : Pourcentage d'espèces d'insectes appartenant à quatre ordres différents, ayant connu une diminution de leur aire de répartition au Royaume-Uni sur une période de 40 ans.....	9
Figure 2 : Évolution de l'indicateur d'abondance des papillons des prairies d'Europe au cours du temps.....	16
Figure 3 : Carte des éco-régions de Wallonie avec la localisation des dix prairies sélectionnées.....	22
Figure 4 : a. Évolution du nombre d'individus de toutes les espèces de rhopalocères observées durant l'étude dans les cinq prairies sèches. b. Évolution du nombre d'espèces de rhopalocères observées durant l'étude dans les cinq prairies sèches.....	29
Figure 5 : a. Évolution du nombre d'individus de toutes les espèces de rhopalocères observées durant l'étude dans les cinq prairies humides. b. Évolution du nombre d'espèces de rhopalocères observées durant l'étude dans les cinq prairies humides.....	30
Figure 6 : a. Richesse spécifique, b. Abondance totale, c. Indice de Shannon et d. Indice d'équitabilité de Piélou pour chaque prairie.....	33
Figure 7 : Analyse en coordonnées principales (PCoA) à partir des données d'abondance des espèces de rhopalocères.....	35
Figure 8 : Analyse en coordonnées principales (PCoA) à partir des données de recouvrement des espèces végétales.....	37
Figure 9 : Paramètres étudiés en fonction du type de prairie.....	39
Figure 10 : Diagramme de Sankey représentant le nombre d'interactions de butinage entre les rhopalocères et les plantes à fleurs.....	41
Figure 11 : Diagramme de Sankey représentant la durée totale des interactions de butinage entre les rhopalocères et les plantes à fleurs.....	43

Liste des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques des dix stations étudiées.....	23
Tableau 2 : Calendrier des journées de terrain.....	24
Tableau 3 : Liste des espèces de rhopalocères observées durant l'étude.....	32
Tableau 4 : Résumé des résultats de l'inventaire floristique.....	34
Tableau 5 : Nombre d'interactions de butinage observées par période et par type de prairie.....	41

Liste des annexes

Annexe 1 : Liste des biotopes WaIEUNIS, plus détaillée pour les habitats concernés dans l'étude des dix prairies.....	62
Annexe 2 : Résultats du nombre d'individus de rhopalocères de chaque espèce recensés dans les dix prairies étudiées.....	64
Annexe 3 : Résultats du recensement floristique reprenant le recouvrement de chaque espèce végétale recensée dans les dix prairies étudiées.....	65
Annexe 4 : Nombre d'individus de différentes espèces de rhopalocères observées dans sept prairies humides dans la région de Saint-Vith et de Bastogne entre 2015 et 2021.....	69
Annexe 5 : Diagramme de Sankey représentant les interactions de butinage entre les rhopalocères et les plantes à fleurs dans sept prairies de haute valeur biologique humides dans la région de Saint-Vith et Bastogne.....	70
Annexe 6 : Diagramme de Sankey représentant les interactions de butinage entre les rhopalocères et les plantes à fleurs spontanées et plantées dans les bandes fleuries MC8.....	71

I. Introduction

1. Le déclin des insectes

La perte de biodiversité que l'on connaît actuellement, aussi appelée 6^{ème} extinction de masse, correspond à une diminution du nombre d'espèces mais aussi à une diminution de l'abondance des populations (Dirzo et al., 2014). Une perte de 322 espèces de vertébrés est observée depuis le 16^{ème} siècle, à laquelle l'homme participe depuis maintenant plus de 500 ans (Ceballos et al., 2010). Les espèces restantes, quant à elles, montrent une diminution de leur abondance de 28 % depuis les 40 dernières années. Les invertébrés sont largement moins étudiés, il existe donc moins de données concernant leur statut de menace, mais selon les données que détient l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature), 40 % des espèces invertébrées seraient menacées (Dirzo et al., 2014).

Parmi les invertébrés, les insectes représentent plus de la moitié des espèces terrestres, avec un peu plus d'un million d'espèces décrites, ce qui fait d'eux un composant majeur de la biodiversité (Stork, 2018). Ils jouent un rôle essentiel dans le fonctionnement des écosystèmes, en tant que pollinisateurs ou comme source d'alimentation pour d'autres animaux (Schowalter et al., 2018). Actuellement, la proportion d'insectes en déclin et menacés d'extinction dans les prochaines décennies serait de 41 %. Ce pourcentage serait deux fois plus élevé que celui des espèces de vertébrés en déclin. Les taxons les plus touchés seraient les lépidoptères, les hyménoptères et les coléoptères. Ce déclin se traduit non seulement par une diminution de l'abondance des espèces, mais également de leur répartition géographique (Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019).

En plus d'une perte de richesse spécifique, la composition des communautés d'insectes est elle aussi impactée. En effet, ces communautés sont aujourd'hui soumises aux changements, avec une proportion nettement plus importante d'insectes généralistes plutôt que spécialistes (Habel et al., 2019). Durant les dernières décennies au Royaume-Uni, plusieurs ordres d'insectes ont connu un déclin de leur aire de répartition allant de 0 à plus de 40 %. Pour chaque ordre d'insectes étudié, entre 30 et 60 % des espèces connaissent un tel déclin. Les lépidoptères ont la proportion d'espèces avec le déclin le plus important, tandis que les odonates ont la plus grande proportion d'espèces en déclin (Fig. 1) (Dirzo et al., 2014).

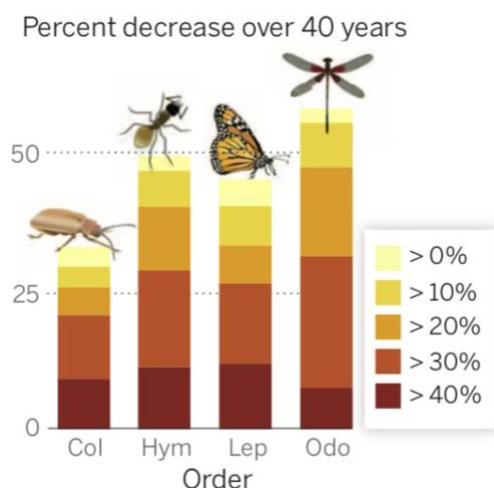


Figure 1 : Pourcentage d'espèces d'insectes ayant connu une diminution de leur aire de répartition au Royaume-Uni sur une période de 40 ans. Les couleurs représentent les catégories de proportion de déclin de leur aire de répartition, elle a été calculée à partir de 258 espèces de coléoptères (=Col), 383 espèces d'hyménoptères (=Hym), 648 espèces de lépidoptères (=Lep) et 38 espèces d'odonates (=Odo) (Dirzo et al., 2014).

2. Le déclin des pollinisateurs

Parmi les 352 000 espèces d'angiospermes existantes, 87.5 % seraient pollinisées par des animaux (Ollerton et al., 2011). La grande majorité des pollinisateurs sont des insectes, notamment les abeilles, les guêpes, les diptères, les coléoptères, les lépidoptères et les mites (Vanbergen et al., 2013). La pollinisation est essentielle tant au niveau écologique qu'économique. En effet, sans la présence de pollinisateurs, de nombreuses plantes ne seraient pas capables de produire des graines et de se reproduire.

Beaucoup de plantes ont un système d'accouplement mixte et peuvent s'auto-polliniser, mais cela ne permet pas à une espèce de perdurer dans le temps car les croisements entre individus sont nécessaires pour conserver une diversité génétique. C'est pourquoi les espèces ayant ce système d'accouplement mixte nécessitent tout de même la présence de pollinisateurs pour déplacer le pollen depuis les anthères vers le stigmate des fleurs (Ollerton et al., 2011). Les plantes possédant ce type de reproduction et celles pollinisées grâce au vent représentent une grande partie des cultures destinées à nourrir la population humaine, mais les cultures pollinisées par les insectes apportent une variété alimentaire supplémentaire ainsi que des micronutriments et vitamines essentiels (Vanbergen et al., 2013). De plus, l'homme est fortement dépendant des cultures pollinisées par les animaux. La pollinisation par les insectes serait nécessaire à 75 % de toutes les cultures vivrières mondiales. En effet, les pollinisateurs

fournissent des services écosystémiques dont le bénéfice est estimé à 153 milliards d'euros par an, soit 9.5 % de la production agricole mondiale (Gallai et al., 2009). La pollinisation est essentielle pour certains types de cultures comme les fruits, les légumes, les oléagineux, les graines ou encore les noix (Vanbergen et al., 2013). Par ailleurs, la superficie des cultures qui nécessitent des pollinisateurs n'a cessé d'augmenter depuis 1961, ce qui a fait tripler la demande de pollinisation par les insectes (Vanbergen et al., 2013).

Avec le déclin des pollinisateurs sauvages qui se produit actuellement, il y a un risque de perdre une part importante de la flore (Ollerton et al., 2011). Cette perte d'insectes pollinisateurs pousse les agriculteurs à trouver d'autres techniques de production, comme la pollinisation de certaines espèces de plantes à la main, mais cette méthode nécessite de la main-d'œuvre et a un certain coût (Partap and Ya, 2012). Outre la pollinisation des espèces végétales cultivées, les insectes pollinisateurs permettent également la reproduction de près de 94 % des plantes à fleurs sauvages (Vanbergen et al., 2013). Dans certaines régions d'Europe, des études ont montré que le déclin de la diversité d'insectes pollinisateurs était lié à une diminution de l'abondance relative des espèces végétales qui dépendent de ces pollinisateurs. Il est toutefois difficile de déterminer si c'est le déclin des pollinisateurs qui entraîne celui des plantes qui leur sont associées, ou inversement (Biesmeijer et al., 2006). Les pollinisateurs sont eux aussi perturbés par le déclin de la flore. En effet, les larves de la plupart des espèces de papillons dépendent de l'abondance locale de leur plante-hôte. On retrouve également des densités plus élevées de papillons adultes là où il y a une grande disponibilité de fleurs riches en nectar (Öckinger et al., 2006).

Si le déclin et l'extinction des insectes pollinisateurs se poursuivent, les plantes subiront à long terme des conséquences écologiques et évolutives. Il en sera de même pour le bon fonctionnement des écosystèmes (Vanbergen et al., 2013). Les conséquences seront d'autant plus importantes au niveau des tropiques car les communautés tropicales comportent un nombre significativement plus élevé d'espèces d'angiospermes et donc plus d'espèces dépendant de la pollinisation animale (Ollerton et al., 2011).

3. Les causes du déclin des pollinisateurs

Les principales causes du déclin des papillons et des autres insectes pollinisateurs sont la perte et la dégradation de l'habitat ainsi que la pollution chimique (Warren et al., 2021). Viennent

ensuite les facteurs biologiques, tels que les pathogènes et les espèces exotiques envahissantes, et finalement le changement climatique. Ces différentes causes de déclin peuvent s'appliquer à tous les ordres d'insectes, pollinisateurs ou non (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019).

3.1. Dégradation et fragmentation de l'habitat

Depuis la première moitié du 20^{ème} siècle, la plupart des pays d'Europe occidentale ont vu leurs pratiques agricoles traditionnelles être remplacées par des pratiques intensives à plus large échelle, et ce de manière plus marquée après la 2^{ème} Guerre Mondiale (Warren et al., 2021; Habel et al., 2019). L'agriculture a transformé des habitats naturels en des systèmes polluants gérés de manière intensive, ce qui nuit à la biodiversité (Dudley et Alexander, 2017).

Cette intensification agricole détériore les milieux naturels dont dépendent de nombreux pollinisateurs pour la recherche de nourriture et les ressources de nidification (Vanbergen et al., 2013). Au Royaume-Uni par exemple, environ 97 % des prairies riches en fleurs ont été perdues au cours du 20^{ème} siècle, ce qui a entraîné une diminution de l'aire de répartition de certains pollinisateurs inféodés à ces milieux (Goulson et al., 2015).

Les pratiques agricoles traditionnelles, dites extensives, impliquent des méthodes telles que le pâturage extensif ou la fauche tardive (Hance et al., 2010). Le maintien de certains biotopes artificiels dépend de ces pratiques traditionnelles, comme les prairies, essentielles aux papillons (Van Swaay et al., 2006). Lors de la transition vers une agriculture intensive, des éléments naturels tels que les haies et les arbres ont été supprimés, tout comme les systèmes de drainage naturels (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). Le drainage des prairies humides pour en faire des zones de cultures affecterait négativement 33 des 71 espèces de papillons classées comme menacées au niveau européen. Il s'agit de la principale menace qui pèse sur les papillons inféodés à ces milieux. D'autres biotopes comme les tourbières et les marais sont importants pour certains papillons et sont également menacés par le drainage (Van Swaay et al., 2006).

La gestion intensive des cultures implique généralement l'utilisation d'engrais chimiques et de pesticides qui ont une incidence négative sur la diversité des pollinisateurs (Vanbergen et al., 2013). Dans ce type d'agriculture, des monocultures sont plantées, menant à une simplification du paysage. La diversité d'insectes que l'on va y retrouver sera moins importante, tant au niveau des pollinisateurs que des prédateurs naturels des insectes ravageurs des cultures, tandis que ces derniers vont proliférer (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). Ces monocultures ne

fournissent pas une alimentation adéquate aux pollinisateurs, particulièrement à ceux avec de longues périodes d'activités qui nécessitent plus d'énergie (Vanbergen et al., 2013).

L'expansion des constructions immobilières et des routes participe également à la dégradation et à la fragmentation de l'habitat des pollinisateurs, ce qui affecte 80 % des espèces de papillons menacées (Van Swaay et al., 2006). Un habitat dégradé engendre notamment une diminution des sources de nectar pour les insectes pollinisateurs. Les habitats restants sont de petites tailles et isolés les uns des autres, ce qui nuit à la reproduction de certaines espèces d'insectes (Warren et al., 2021). La faible connectivité entre les habitats restants va réduire la taille des populations de pollinisateurs spécialistes qui sont inféodés à un habitat et se déplacent peu, menant à leur extinction. Les communautés de pollinisateurs se retrouvent alors majoritairement composées d'insectes généralistes qui sont plus mobiles (Vanbergen et al., 2013).

3.2. Pollution chimique

La pollution de l'environnement peut avoir différentes sources dont les engrais, les produits phytopharmaceutiques, les eaux usées ou encore les produits chimiques industriels des usines et des mines (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019).

Les polluants chimiques ont des effets sur les insectes mais également sur leur habitat. De nombreuses substances sont polluantes, mais les produits phytopharmaceutiques sont celles qui ont le plus d'impact sur les insectes pollinisateurs (Warren et al., 2021). Ce sont des substances qui ont des propriétés antagonistes face aux organismes qui affectent les cultures, comme les insecticides et les herbicides (Leenhardt et al., 2022). Pour éviter que les cultures ne soient endommagées par les insectes, elles sont pulvérisées par des insecticides tels que les néonicotinoïdes, apparus durant les années 90. Des résidus de ces substances peuvent être trouvés dans le nectar et le pollen des fleurs, ce qui affaiblit le système immunitaire des insectes pollinisateurs et peut les tuer (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). En effet, il s'agit de neurotoxines qui s'attaquent au système nerveux central des insectes (Goulson et al., 2015). Ils sont également persistants dans l'environnement en s'infiltrant dans les sols et les cours d'eau, ainsi qu'en contaminant les masses d'air qui surplombent les champs traités (Van Dijk et al., 2013 ; Leenhardt et al., 2022). Ils peuvent s'accumuler en bordure de champs, un habitat privilégié pour la reproduction et l'alimentation des papillons, qui sont donc directement impactés par ces insecticides (Warren et al., 2021).

Les organophosphorés constituent une autre classe d'insecticides qui posent un grand risque pour les abeilles à l'échelle mondiale (Goulson et al., 2015). Des études réalisées sur des abeilles et des papillons ont montré que leur richesse spécifique avait tendance à être plus faible sur des sites avec une charge d'insecticides et un risque d'exposition à ceux-ci plus élevés (Brittain et al., 2010). Les insecticides affectent également les prédateurs et les ennemis naturels d'insectes nuisibles qui sont utilisés en lutte biologique (Leenhardt et al., 2022).

Les herbicides sont moins nocifs que les insecticides pour les insectes, mais ils ont tout de même des conséquences sur leur survie. En effet, les herbicides réduisent la biodiversité de la végétation des cultures et des zones environnantes, ce qui impacte les insectes pollinisateurs qui dépendent directement de certaines espèces de plantes (Egan et al., 2014).

Les produits phytopharmaceutiques affectent tous les taxons d'insectes, mais les plus touchés sont les lépidoptères, les hyménoptères et les coléoptères (Leenhardt et al., 2022).

Cette utilisation croissante d'insecticides et d'herbicides affecterait 80 % des espèces de papillons menacées (Van Swaay et al., 2006). Ces substances tuent à la fois les papillons adultes et les chenilles, ces dernières étant parfois considérées comme nuisibles car elles se nourrissent de cultures (Van Swaay et al., 2010).

Un autre facteur qui a déterminé la perte importante des insectes pollinisateurs est l'introduction, au début du 20^{ème} siècle, d'engrais de synthèse. Cet ajout d'azote nuit à la diversité des plantes et des insectes qui leur sont associés (Ollerton et al., 2014). Les dépôts aériens d'azote sont également nocifs pour les pollinisateurs, ils sont principalement produits par les élevages intensifs de bétail et par les émissions des véhicules et de l'industrie (Warren et al., 2021). L'azote enrichit le sol, ce qui entraîne une succession plus rapide de la végétation, menant au déclin d'espèces ayant besoin de conditions environnementales pauvres en nutriments pour vivre (Öckinger et al., 2006 ; Van Swaay et al., 2010). Ces apports d'azote ont un impact particulièrement négatif sur les écosystèmes qui sont normalement limités en azote, comme les prairies semi-naturelles, appréciées par les papillons (Habel et al., 2019).

3.3. Pathogènes

Les parasites et les pathogènes sont une des causes du déclin des insectes pollinisateurs et tout particulièrement de ceux vivant en colonies, comme les abeilles mellifères qui construisent des

ruches. Certains pathogènes peuvent causer des infections qui se répandent dans la colonie et posent alors un réel problème pour l'industrie apicole, comme l'acarien *Varroa destructor* (Goulson et al., 2015). Il se nourrit de l'hémolymphe des abeilles, supprime leur immunité et augmente leur charge virale. Il est ainsi le principal vecteur de nombreux virus qui finissent par tuer des colonies d'abeilles entières. De plus, de nombreux pathogènes peuvent se propager au sein de colonies sauvages et élevées ainsi qu'à d'autres pollinisateurs, ce qui facilite leur propagation (Vanbergen et al., 2013). En effet, les populations à haute densité d'abeilles élevées par l'homme fournissent des conditions favorables à la multiplication rapide de parasites, qui se propagent ensuite aux espèces sauvages (Goulson et al., 2015).

3.4. Espèces exotiques envahissantes

Des espèces exotiques peuvent être introduites par l'homme pour plusieurs raisons, soit de manière volontaire pour le contrôle biologique ou pour améliorer la production agricole, soit de façon accidentelle (Vanbergen et al., 2013). Cependant, ces espèces introduites peuvent perturber les communautés de pollinisateurs indigènes de plusieurs façons, ce qui va mener à leur déclin. En effet, les espèces introduites peuvent entrer en compétition avec les espèces endémiques pour les ressources alimentaires, en être prédateur, mais également les parasiter en propageant des pathogènes (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019 ; Vanbergen et al., 2013).

3.5. Changement climatique

Face à des modifications environnementales, les espèces peuvent réagir soit par des adaptations locales soit par des modifications de leur aire de distribution (Habel et al., 2016). Le changement climatique peut avoir plusieurs conséquences sur les insectes pollinisateurs. Tout d'abord, il peut affecter la distribution des insectes ainsi que celle des plantes qui leur sont associées. En effet, les changements climatiques entraînent des déplacements des aires de répartition des pollinisateurs et des plantes, ce qui modifie les populations qui vivent aux limites de leur aire de répartition en les rendant plus sensibles aux variations de l'environnement et donc plus à risque d'extinction (Vanbergen et al., 2013). Les espèces résistantes au froid voient cette aire diminuée, tandis que les espèces qui aiment la chaleur voient leur aire de répartition étendue (Habel et al., 2016). Dans le cas précis des papillons, une étude réalisée en Allemagne a montré que l'augmentation des températures serait bénéfique pour les espèces généralistes, tandis qu'elle serait néfaste pour les espèces spécialistes (Habel et al., 2016).

Cependant, le rythme du changement climatique sera certainement plus rapide que la vitesse de migration des plantes. Cet effet est amplifié par la présence d'obstacles liés à la présence humaine comme les routes et les villes (Van Swaay et al., 2010). De plus, les changements climatiques peuvent engendrer des décalages phénologiques, c'est-à-dire une mauvaise synchronisation entre la période de floraison des plantes et la période de vol des insectes. Cela peut perturber la pollinisation des plantes et donc les pollinisateurs, plus particulièrement ceux qui sont spécialisés (Vanbergen et al., 2013). Le changement climatique est également caractérisé par une augmentation de la fréquence des phénomènes météorologiques extrêmes tels que la sécheresse ou les inondations, qui ont des effets néfastes sur les pollinisateurs (Thomas, 2016). Les inondations peuvent par exemple nuire aux nombreuses espèces d'abeilles qui nichent ou hibernent dans le sol (Goulson et al., 2015).

4. Les papillons de jour

Les papillons de jour, ou rhopalocères¹, sont un des groupes d'insectes les plus étudiés, bien qu'ils contribuent peu au fonctionnement des écosystèmes ou aux services écosystémiques, en comparaison avec d'autres pollinisateurs comme les abeilles (Thomas, 2016). Avant toute chose, ils sont facilement observables et identifiables, ce qui en fait le groupe d'insectes le plus surveillé et documenté. Ils sont également populaires auprès du grand public, principalement de par leur valeur esthétique (Warren et al., 2021 ; Thomas, 2016). Les papillons peuvent aussi servir de bio-indicateurs grâce à leur réaction rapide face aux modifications de l'environnement et leur capacité à donner des indications sur la richesse spécifique du milieu (Warren et al., 2021 ; Öckinger et al., 2006). Toutefois, cette capacité à réagir face aux changements environnementaux n'est pas aussi importante chez les espèces spécialisées, qui sont souvent sédentaires et réagissent moins bien à la détérioration et à la perte d'habitat, ainsi qu'à l'isolement géographique. C'est pourquoi ce sont majoritairement les papillons spécialisés qui disparaissent, tandis que les papillons généralistes dominant de plus en plus les écosystèmes (Thomas, 2016). Finalement, les papillons sont des espèces parapluies, leurs besoins écologiques incluent ceux d'autres espèces, qui peuvent alors profiter des mesures de protection mises en place pour les papillons (Dopagne, 2017).

¹ Le terme rhopalocères n'est aujourd'hui plus d'actualité mais est tout de même utilisé par convention. L'ordre des Lépidoptères était divisé en deux sous-ordres basés sur des critères morphologiques : les papillons de jour (rhopalocères) et les papillons de nuit (hétérocères). Les rhopalocères sont désormais regroupés dans la super-famille des *Papilionoidea*, qui forme un taxon monophylétique (Dopagne, communication personnelle ; Espeland et al., 2018).

En Belgique, et plus particulièrement en région flamande, une importante diminution du nombre d'espèces de papillons a été observée au début des années 2000. En effet, 30 % des espèces indigènes étaient éteintes, soit 19 espèces, et 28 % des espèces étaient menacées d'extinction (18 espèces). Ce sont les espèces rares et sédentaires qui sont le plus affectées, alors que les espèces plus communes et mobiles le sont moins (Warren et al., 2021). En 2008, la dernière liste rouge des papillons de jour de Wallonie a été publiée. Cette liste attribue à chaque espèce présente sur le territoire un certain statut de menace, sur base des critères de l'UICN. Parmi les 101 espèces wallonnes évaluées, 51 % sont considérées comme menacées ou éteintes, dont 13 espèces sont en danger critique d'extinction et 18 espèces sont éteintes. Ces espèces sont le plus souvent rares à très rares, avec des exigences écologiques strictes (Fichet, n.d.).

A l'échelle de l'Europe, les populations de papillons sont aussi en déclin, notamment dans les prairies. Ce sont des milieux semi-naturels créés et entretenus par l'activité humaine. Les espèces européennes de papillons dépendent fortement de ces habitats, particulièrement lorsqu'ils sont soumis à une gestion extensive. Une mauvaise gestion de ces prairies ou un changement d'affectation des terres peuvent avoir des effets néfastes sur les papillons (Van Swaay et al., 2010). Afin d'évaluer l'état des populations de papillons de jour et leur évolution au cours du temps dans les prairies d'Europe, un indicateur d'abondance des papillons des prairies a été mis en place. Cet indicateur a été calculé à partir de données récoltées dans 16 pays européens et concerne 17 espèces de papillons caractéristiques des prairies. On constate qu'entre 1990 et 2017, il y a eu une diminution de 39 % de l'abondance des lépidoptères (Fig. 2) (Warren et al., 2021).

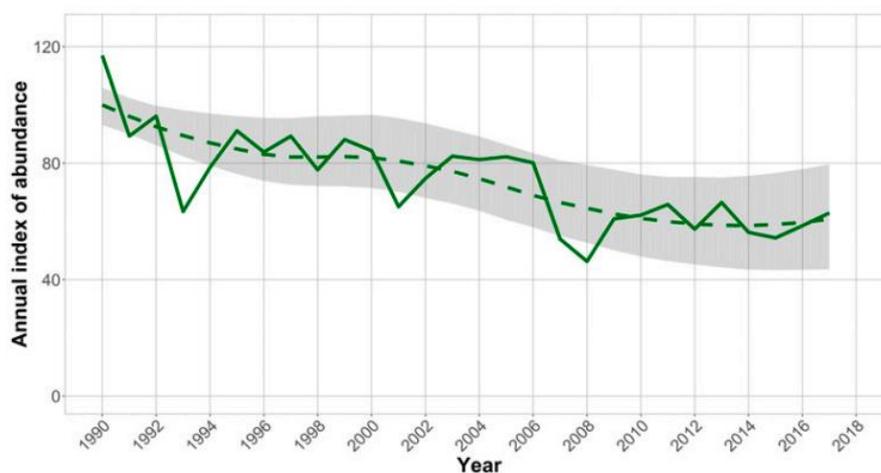


Figure 2 : Évolution de l'indicateur d'abondance des papillons des prairies d'Europe au cours du temps (Warren et al., 2021).

L'Europe compte 483 espèces de papillons, dont 30 % sont endémiques, c'est-à-dire retrouvées uniquement en Europe. En 2010, 37 de ces espèces étaient considérées comme menacées, avec les statuts de conservation suivants : 3 en danger critique d'extinction, 12 en danger et 22 vulnérables. Parmi ces espèces menacées, 22 sont endémiques d'Europe. De plus, 44 autres espèces étaient considérées comme presque menacées. Les principales menaces qui pèsent sur les papillons européens sont fort semblables à celles responsables du déclin des pollinisateurs de manière générale, c'est-à-dire la perte et la fragmentation de leur habitat ainsi que la pollution chimique. Les autres menaces importantes sont le changement climatique, la fréquence et l'intensité accrues des incendies et le développement du tourisme (Van Swaay et al., 2010 ; Van Swaay et al., 2011).

Lorsqu'on étudie l'impact des perturbations sur la richesse spécifique et l'abondance des Lépidoptères, on constate qu'elles ont une influence négative sur ces deux paramètres. En effet, la richesse spécifique serait 7.6 fois plus élevée dans des sites non perturbés, tandis que l'abondance totale y serait 1.6 fois plus élevée. La diversité de Lépidoptères dans les sites perturbés est donc plus faible que dans les sites sans perturbation (Dirzo et al., 2014). La richesse et l'abondance des espèces de papillons sont également déterminées par différents facteurs comme la densité de fleurs et le milieu environnant. En effet, la richesse et l'abondance augmentent avec la proportion de prairies gérées de manière extensive (Habel et al., 2019).

5. Mesures de conservation mises en place

5.1. Réseau Natura 2000

Les deux principaux textes législatifs de conservation de la nature mis en place par l'Union européenne sont la Directive Oiseaux, qui date de 1979, et la directive Habitats datant de 1992 (Van Swaay et al., 2010). L'objectif de ces deux directives sur le long terme est d'assurer la durabilité de plus de 230 habitats et 1500 espèces animales et végétales d'intérêt communautaire, à quoi s'ajoutent toutes les espèces d'oiseaux naturellement présentes sur le territoire (Jones-Walters et al., 2016). Un outil mis en place pour atteindre cet objectif est le réseau Natura 2000. Ce réseau se développe depuis plus de 30 ans et inclut plus de 26 000 sites protégés, atteignant une superficie totale proche de 850 000 km², soit à peu près 18 % de la surface de l'Union européenne. La directive Habitats contient plusieurs annexes qui regroupent les espèces que les états membres doivent protéger, en désignant des sites Natura 2000. Il s'agit d'un des réseaux de conservation les plus importants au monde (Van Swaay et al., 2010 ; Rada

et al., 2019). En Wallonie, le réseau Natura 2000 compte 240 sites qui représentent 13 % de la surface du territoire régional (Wibail et al., 2014).

Concernant les papillons, 31 espèces sont répertoriées dans ces annexes, dont 12 sont menacées et 5 sont quasi menacées (Van Swaay et al., 2010). Les annexes comportent 13 espèces d'insectes retrouvées sur le territoire wallon, dont 4 sont des papillons de jour. Il s'agit du Cuivré des marais (*Lycaena dispar*), le Damier de la succise (*Euphydryas aurinia*), l'Azuré du thym (*Glaucopsyche arion*) et le Cuivré de la bistorte (*Lycaena helle*) (Wibail et al., 2014).

Ces espèces menacées ainsi que les espèces de papillons endémiques d'Europe bénéficient du réseau Natura 2000 où elles se retrouvent préférentiellement. Le réseau Natura 2000 profite également aux espèces qui ne se trouvent pas sur les annexes de la directive Habitats. En effet, beaucoup d'espèces de papillons sont présentes au sein du réseau de sites protégés, qu'elles soient listées ou non sur les annexes. La richesse en espèces de papillons est plus élevée dans les sites Natura 2000 qu'en dehors de ceux-ci et diminue proportionnellement à l'éloignement avec les sites protégés. Cela est dû au fait que les habitats essentiels pour les papillons sont plus fréquents dans les sites Natura 2000 que dans les zones urbaines ou agricoles (Jones-Walters et al., 2016 ; Rada et al., 2019).

5.2. Projets LIFE

Le programme LIFE (L'Instrument Financier pour l'Environnement) est un outil financier de l'Union européenne lui permettant de financer des projets en faveur de la nature, de l'environnement et d'action climatique. Ce programme a permis à plus de 5500 projets de voir le jour depuis sa création en 1992 (Commission européenne, 2021). Ceux-ci impliquent différentes actions telles que la restauration d'habitats, l'achat de sites, la communication et la sensibilisation, l'infrastructure des aires protégées et la planification de la conservation. Parmi ces projets, 46 étaient liés à la conservation des papillons et 13 espèces de papillons ont été ciblées, mais des projets visant d'autres espèces peuvent également être indirectement bénéfiques pour les papillons (Van Swaay et al., 2010).

Le projet LIFE Papillons a été mis en place en 2009 par la Wallonie et Natagora dans le but de restaurer les habitats de trois espèces prioritaires de papillons qui sont retrouvées en Wallonie, afin de stabiliser leurs populations : le Damier de la succise, le Cuivré des marais et le Cuivré de la bistorte. Ces espèces sont considérées comme des espèces parapluies, la restauration de

leur habitat profiterait donc également à d'autres espèces. Durant six années, un total de 610 hectares en faveur de ces trois espèces de papillons ont été restaurés, dépassant ainsi l'objectif initial de 540 hectares à restaurer. Pour ce projet LIFE, quatre volets d'actions étaient mis en avant : donner un statut de protection à des sites fragiles pour assurer leur conservation, restaurer certains milieux favorables aux papillons, la mise en place d'une gestion de ces habitats sur le long terme, ainsi que l'éveil de la population et des responsables locaux quant à la richesse des papillons de jour (Life Papillons, 2015).

5.3. Méthodes agro-environnementales et climatiques

Le programme de méthodes agro-environnementales et climatiques (MAEC) a été mis en place par l'Union européenne dans les années 1990 dans le but de dédommager les agriculteurs qui s'engagent à protéger l'environnement (Van Gelderen et al., 2011). Cette compensation financière permet de couvrir les coûts de mise en œuvre des diverses méthodes et la perte financière par rapport à une gestion intensive des parcelles agricoles (Environnement Wallonie, 2019). Les agriculteurs peuvent adhérer librement au programme pour une durée de 5 ans, renouvelable dans le temps. Ils ont alors un cahier des charges à respecter durant cet engagement, qui varie selon la méthode concernée (Van Gelderen et al., 2011).

Ce programme européen de MAEC a été créé afin de freiner le déclin alarmant de la biodiversité, causé principalement par les pratiques agricoles intensives mises en place en Europe depuis la fin de la Seconde Guerre Mondiale (Ekroos et al., 2014). Durant l'intensification agricole, de nombreux éléments naturels qui structurent le paysage ont été supprimés, tels que les points d'eau ou les haies. Des milieux semi-naturels essentiels pour certaines espèces ont donc été perdus, laissant place à des milieux gérés de manière intensive. Les compensations financières apportées aux agriculteurs dans le cadre des MAEC permettent de maintenir ou de restaurer ces habitats semi-naturels. La présence de haies, de mares, de bandes fleuries au niveau des champs ou encore l'entretien de prairies riches en biodiversité font partie de ces méthodes agro-environnementales et climatiques (Zingg et al., 2019). Les MAEC font partie intégrante du Programme wallon de Développement Rural (PwDR), ce dernier permet de mettre en œuvre la politique de développement rural de l'Union européenne au niveau de la région wallonne. Cette politique constitue un des piliers de la politique agricole commune (PAC) (Environnement Wallonie, 2019). Le premier programme agro-environnemental a débuté en Wallonie en 1995 et concernait principalement le maintien des

haies dans le paysage. Le programme a ensuite évolué dans le temps pour atteindre un taux de participation des agriculteurs de 45 % en 2018, soit près d'un agriculteur sur deux participant à au moins une MAEC (Natagriwal, n.d. ; Environnement Wallonie, 2019).

Des études ont démontré les effets positifs des MAEC. Lorsque la proportion de parcelles du paysage dans lesquelles certaines méthodes étaient appliquées passait de 5 % à 15 %, la richesse spécifique et l'abondance des espèces de papillons présentes ont augmenté de 22 % et de 60 % respectivement (Zingg et al., 2019). En Wallonie, la MAEC « Bandes fleuries » a également démontré son efficacité. Cette méthode consiste à mettre en place des bandes de fleurs sauvages le long des cultures pour favoriser la présence d'insectes pollinisateurs, en leur offrant des sources de nectar et des plantes-hôtes. Entre 2010 et 2020, un suivi des papillons de jour a été réalisé dans 62 bandes fleuries en Wallonie. Durant cette période, plus de 84 000 individus appartenant à 56 espèces ont été observés et l'abondance des populations de papillons de jour a augmenté globalement de 82 % (Kolkman et al., 2021).

En 2005, de nouvelles méthodes plus ciblées ont été créées, la méthode « prairie de haute valeur biologique » (MC4) en fait partie. Cette dernière assure aux agriculteurs un revenu de 450 euros par hectare et par an en échange d'une gestion extensive de la prairie. Le cahier des charges pour cette méthode est adapté aux différents types de prairies et varie selon les espèces végétales et animales présentes (Natagriwal, n.d.).

Les techniques agricoles extensives impliquent une faible pression de pâturage, une seule fauche en été avec maintien de zones refuges et l'absence ou une utilisation très faible d'engrais. Cette incitation financière permet aux prairies de haute valeur biologique de perdurer, sans quoi elles seraient laissées à l'abandon ou seraient transformées en prairies plus rentables, gérées de manière intensive. Les prairies abandonnées sont alors rapidement recolonisées par la forêt et perdent leur biodiversité intéressante. Quand des techniques agricoles intensives sont employées, la fauche de la prairie est généralement précoce. Cela empêche les pollinisateurs tels que les papillons d'avoir accès à une source de nourriture suffisante (Van Gelderen et al., 2011). En effet, la plupart des papillons dépendent des habitats de prairies, et plus particulièrement celles riches en fleurs qui offrent une plus grande source de nectar (Zingg et al., 2019). Une étude a montré que certaines modifications du régime de fauche dans des prairies gérées de manière extensive pouvaient avoir des effets positifs sur l'abondance des papillons et sur le nombre d'espèces spécialisées. Ces modifications consistent à retarder la date de la

première fauche d'un mois, soit jusqu'au 15 juillet, et à laisser une zone refuge lors de la fauche (Bruppacher et al., 2016).

Le nombre d'agriculteurs engagés dans la méthode « Prairie de haute valeur biologique » était de 867 en 2012, soit 6 % des agriculteurs wallons. Ce nombre est passé à 1254 agriculteurs engagés en 2018, soit 10 %. Quant aux objectifs du Programme wallon de Développement Rural, ils préconisaient d'atteindre une surface de 13 200 hectares de prairies de haute valeur biologique (MC4) en 2020. En 2018, le taux de réalisation des objectifs du PwDR avait atteint 77.3 % (Environnement Wallonie, 2019). En 2021, ce taux a atteint 87 %, soit 11 487.57 hectares de prairies participant à la méthode « prairie de haute valeur biologique » (Dopagne, communication personnelle). En Wallonie, certaines espèces animales des milieux agricoles sont protégées et leur présence peut parfois justifier l'octroi du statut de prairie de haute valeur biologique. C'est le cas pour certaines espèces de papillons diurnes qui sont présentes dans les prairies, comme le Cuivré des marais (*Lycaena dispar*) (Rouxhet et al., 2008).

6. Objectifs du mémoire

L'objectif principal de ce mémoire sera d'étudier la diversité des populations de rhopalocères des prairies sèches et humides suivies par la méthode « prairie de haute valeur biologique » (MC4) en Lorraine belge.

La diversité de rhopalocères dans les deux types de prairies sera dans un premier temps mesurée, à partir de suivis réalisés sur le terrain entre avril et juin 2022. Les données récoltées seront utilisées afin de calculer différents indices et paramètres qui permettront d'avoir des informations sur la diversité des papillons au sein de ces prairies. Un inventaire floristique a également été réalisé, permettant lui aussi de rendre compte de la diversité végétale des prairies, mais aussi de les classer selon les différents types d'habitats présents.

Les prairies étudiées pourront ensuite être ordonnées selon les similitudes qui existent entre elles, principalement à partir de leur composition en espèces. Finalement, toutes ces données permettront d'établir une comparaison de la diversité de papillons de jour des prairies sèches et humides, ainsi que les ressemblances possibles entre ces deux types de prairies.

Les interactions de butinage ont également été relevées dans chaque prairie lors des suivis de terrain. Ainsi, il sera possible de déterminer les préférences de butinage des populations de

papillons de jour des prairies de haute valeur biologique sèches et humides en Lorraine belge, mais aussi d’avoir un aperçu des réseaux trophiques qui existent au sein de ces prairies.

II. Matériel et méthode

1. Zone d’étude

Afin d’analyser la diversité de rhopalocères et les interactions de butinage avec la flore, dix prairies de haute valeur biologique, dont cinq sèches et cinq humides, ont été sélectionnées au sein du réseau Natagriwal, une association sans but lucratif qui encadre les agriculteurs wallons dans la mise en place des méthodes agro-environnementales et climatiques (Natagriwal, n.d.). La sélection des prairies s’est déroulée en juillet 2021 en Lorraine belge et partiellement dans le sud de l’Ardenne (Fig. 3). La région de la Lorraine a été choisie pour deux raisons : d’abord car il n’existe pas encore de données de diversité de papillons de jour en Lorraine, et ensuite car il s’agit d’une des rares régions qui a l’avantage de regrouper sur un même territoire les deux types de prairies, sèches et humides. La Lorraine et la Famenne sont les deux régions wallonnes qui sont considérées comme étant les plus riches en termes de biodiversité car l’agriculture y est restée extensive plus longtemps (Hance et al., 2010). Les caractéristiques des prairies sélectionnées sont reprises dans le Tableau 1.

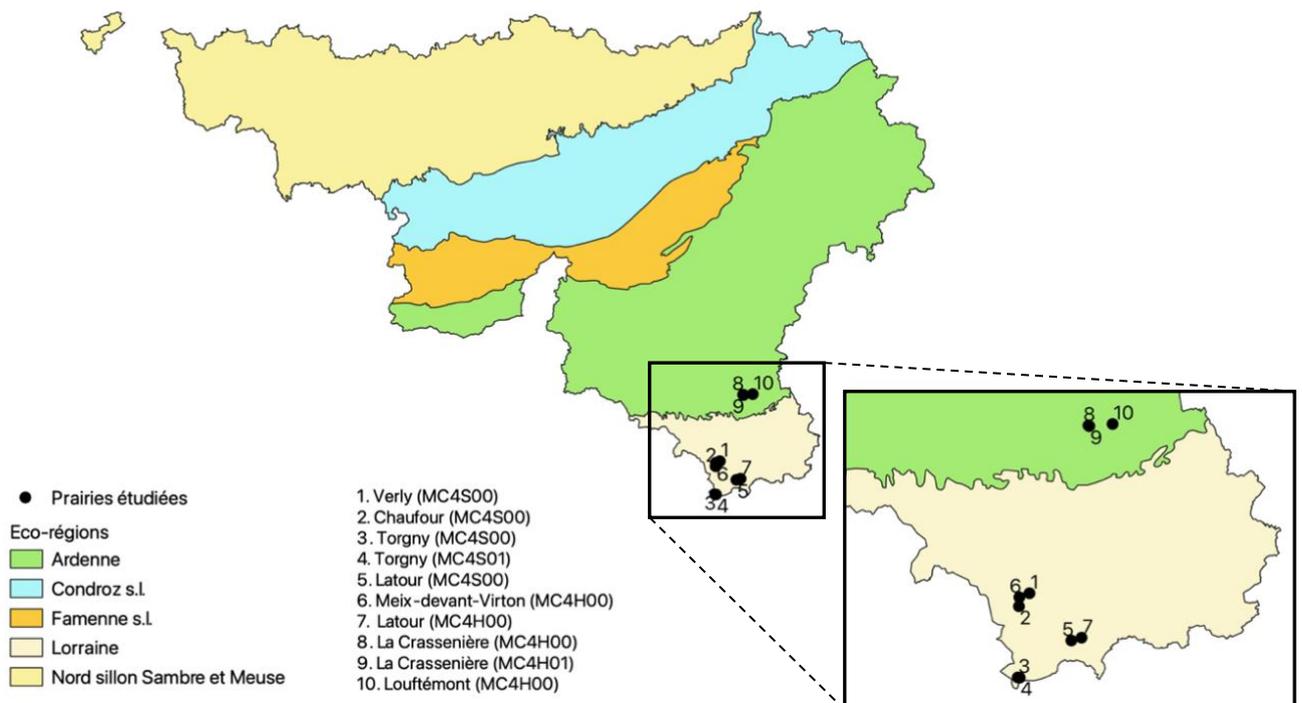


Figure 3 : Carte des éco-régions de Wallonie avec la localisation des dix prairies sélectionnées, mises en évidence dans l’encadré en bas à droite (modifiée à partir de Dopagne, 2022).

Tableau 1 : Caractéristiques des dix stations étudiées. Les cinq premières sont des prairies sèches et les cinq suivantes sont des prairies humides (ZR = zone refuge, Site N2000 = site Natura 2000, RND = réserve naturelle domaniale, RNA = réserve naturelle agréée, SGIB : site de grand intérêt biologique).

Station	Localité	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Surface (m ²)	Type de gestion	Protection
Verly (MC4S00)	Meix-devant-Virton	49° 36' 2.2"	5° 30' 7.5"	272	35041	Fauche tardive	Site N2000
Chaufour (MC4S00)	Meix-devant-Virton	49° 35' 12.5"	5° 29' 5.1"	250	34560	Fauche tardive + ZR	Site N2000 RND
Torgny (MC4S00)	Rouvroy	49° 30' 40.1"	5° 28' 51.8"	290	7515	Fauche tardive + ZR	Site N2000 RNA
Torgny (MC4S01)	Rouvroy	49° 30' 39.2"	5° 29' 2.9"	315	7729	Fauche tardive Pâturage	Site N2000 RNA
Latour (MC4S00)	Virton	49° 32' 58.6"	5° 34' 7.8"	240	5677	Fauche tardive + ZR	/
Meix-devant-Virton (MC4H00)	Meix-devant-Virton	49° 35' 47.8"	5° 29' 8.4"	220	27492	Pâturage	Site N2000 partiel
Latour (MC4H00)	Virton	49° 33' 8.7"	5° 35' 7.9"	215	47491	Fauche tardive + ZR Pâturage	Site N2000 SGIB
La Crassenière (MC4H00)	Léglise	49° 46' 42.2"	5° 36' 8.9"	415	24701	Fauche tardive Pâturage	Site N2000
La Crassenière (MC4H01)	Léglise	49° 46' 39.5"	5° 36' 13.4"	400	7117	Pâturage	Site N2000
Louftémont (MC4H00)	Léglise	49° 46' 46.2"	5° 38' 30.7"	451	42124	Pâturage	Site N2000 RND

2. Stratégie d'échantillonnage

Conditions d'échantillonnage

Les relevés des espèces et du nombre de papillons observés doivent se faire entre 10h et 18h et dans certaines conditions climatiques. La température minimale doit être de 17°C avec une couverture nuageuse inférieure à 75 %. Une température de 13°C est suffisante avec un plein ensoleillement. Il ne peut pas pleuvoir et la vitesse du vent doit être inférieure à 30 km/h (Dopagne, 2017).

Comptage et identification des papillons de jour

L'identification et le comptage des papillons de jour sont réalisés suivant deux transects dans chaque prairie, à l'aide de jumelles dédiées à l'observation des insectes et d'un filet à papillons si la détermination n'est pas possible à vue. Les papillons sont alors capturés de manière temporaire afin de déterminer l'espèce. Le comptage concerne uniquement les papillons de jour adultes, au stade d'imago, appartenant à la super-famille des *Papilionoidea* ou à la famille des *Zygaenidae*. Entre fin avril et fin juin, chaque prairie a été échantillonnée cinq fois, à des dates sélectionnées en fonction des conditions météorologiques favorables (Tableau 2).

Tableau 2 : Calendrier des journées de terrain.

Station	3/05/2022	4/05/2022	9/05/2022	17/05/2022	18/05/2022	25/05/2022	26/05/2022	31/05/2022	1/06/2022	12/06/2022	13/06/2022	16/06/2022	17/06/2022
Verly (MC4S00)		X			X			X			X		X
Chaufour (MC4S00)		X			X			X			X		X
Torgny (MC4S00)	X			X			X		X			X	
Torgny (MC4S01)	X			X			X		X			X	
Latour (MC4S00)	X			X		X		X				X	
Meix-devant-Virton (MC4H00)		X			X			X			X		X
Latour (MC4H00)	X			X		X		X				X	
La Crassenière (MC4H00)			X			X			X	X			X
La Crassenière (MC4H01)			X			X			X	X			X
Loufémont (MC4H00)			X			X			X	X			X

Étude des interactions de butinage

En plus du comptage et de l'identification des papillons de jour suivant deux transects, les interactions et la durée de butinage entre les papillons et les plantes à fleurs sont également relevées. Pour cela, deux sous-stations ont été choisies dans chaque prairie, délimitées par un demi-cercle de cinq mètres de rayon. Pour chaque sous-station, les espèces et le nombre d'individus impliqués dans des interactions de butinage sont notés durant une période de 15 minutes. Le temps moyen de butinage (en secondes) pour chaque individu est également relevé.

Recensement floristique

Un relevé floristique de chaque prairie a été réalisé durant le mois de juin, suivant la méthode de DAFOR (Bailly, communication personnelle), afin de caractériser le cortège floristique de chacune des prairies et d'associer chaque relevé à un type d'habitat, selon la typologie WaleUNIS (Annexe 1) (Dufrière et Delescaille, 2005).

Ce relevé se fait sur une surface de 10 m², et ce dans plusieurs zones si la prairie est hétérogène. Un coefficient d'abondance-dominance est attribué à chaque espèce végétale, donnant une indication sur son degré de recouvrement. Les espèces sont dominantes avec un recouvrement de plus de 75 %, abondantes avec un recouvrement compris entre 50 et 75 %, fréquentes avec 25 à 50 % de recouvrement, occasionnelles avec 5 à 25 % de recouvrement, ou rares avec moins de 5 % de recouvrement (Bailly, communication personnelle). Les données obtenues ont

ensuite été converties en coefficients de van der Maarel selon une échelle de 1 à 9, pour faciliter le traitement statistique (Annexe 3) (Gigante et al., 2012).

Encodage des données

Après chaque journée de terrain, les différentes observations (espèces et nombre d'individus rencontrés, nombre d'interactions et durée de butinage, recensement floristique) ont été encodées dans le site BIOGEOnet (<http://www.biogeonet.ulg.ac.be>) et dans Microsoft Excel - Version 16.63.1, 2022 (Microsoft Corporation, 2016).

3. Traitement des données

L'analyse des données a été réalisée avec Microsoft Excel - Version 16.63.1, 2022 (Microsoft Corporation, 2016) et avec le logiciel RStudio - Version 1.2.1335 (RStudio Team, 2019).

Les packages suivants ont été utilisés pour effectuer les analyses statistiques et les graphiques : *vegan* (Oksanen et al., 2019), *ggplot 2* (Wickham, 2021), *bipartite* (Dormann et al., 2009) et *networkD3* (Allaire, 2017).

3.1. Évolution des populations de rhopalocères dans les prairies au cours du temps

Afin de visualiser l'évolution des populations de papillons de jour dans les prairies de haute valeur biologique sèches et humides au cours de la saison (d'avril à juin 2022), des graphiques représentant le nombre total d'individus et le nombre d'espèces de papillons rencontrés au cours du temps ont été réalisés. Les données des prairies humides et sèches ont été séparées pour la réalisation des graphiques.

3.2. Caractérisation de la diversité des prairies de haute valeur biologique

Plusieurs paramètres ont été mesurés afin de caractériser la diversité en papillons de jour dans les dix prairies de haute valeur biologique étudiées :

- **La richesse spécifique (S)**, ou diversité α , est une mesure du nombre d'espèces présentes dans une communauté, sans tenir compte de l'abondance relative de chacune des espèces. Ce paramètre permet donc de connaître le nombre d'espèces présentes dans chacune des prairies. Il a été calculé avec Microsoft Excel en faisant la somme des espèces dont l'abondance est différente de 0, et ce pour chacune des dix prairies.

- **L'abondance totale** en papillons permet de connaître le nombre d'individus total recensés dans chacune des prairies durant toute la durée de l'étude. Elle a été calculée avec Microsoft Excel en faisant la somme de l'abondance de chacune des espèces présentes dans une prairie.
- **L'indice de Shannon-Weaver (H')** est un indice de diversité qui permet de mesurer la diversité spécifique d'une communauté et de quantifier son hétérogénéité en terme d'espèces. Son calcul prend en compte la richesse ainsi que l'abondance relative des espèces. Si l'indice de Shannon vaut 0, cela signifie que l'échantillon est homogène et ne contient qu'une seule espèce qui domine. A l'inverse, plus l'indice est élevé, plus la diversité de la communauté est grande et hétérogène (Calu, 2020). Cet indice est calculé automatiquement dans BIOGEOnet selon la formule suivante :

$$H' = - \sum ((N_i/N) * \log_2 (N_i/N))$$
, où N est l'effectif total et N_i le nombre d'individus de l'espèce i (BIOGEOnet, n.d.).
- **L'indice d'équitabilité de Pielou (E)** est un complément de l'indice de Shannon et permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces (Calu, 2020). Il est calculé sur BIOGEOnet en faisant le rapport entre l'indice de Shannon (H') et sa valeur maximale (Hmax) (BIOGEOnet, n.d.). Si l'indice a une valeur proche de 0, il y a un déséquilibre et une des espèces est dominante, tandis qu'une valeur proche de 1 indique que les individus sont répartis équitablement entre les espèces (Calu, 2020).

Les résultats des inventaires floristiques ont également été analysés afin de rendre compte de la diversité floristique des prairies de haute valeur biologique étudiées. La méthode de DAFOR, évoquée précédemment, a permis de déterminer les espèces dominantes et les types d'habitats pour chaque prairie.

3.3. Analyse de la composition en espèces des prairies

Une analyse en coordonnées principales (PCoA) a été réalisée afin de visualiser les distances entre les sites, basées sur les différences de composition en espèces des dix prairies étudiées. Cette analyse a été faite à partir d'une matrice de distance dans laquelle la mesure de distance utilisée est celle de Bray-Curtis, sélectionnée pour sa prise en considération de l'abondance des espèces. Le nuage de points en deux dimensions permet de représenter les stations en fonction

des variables espèces, il a été réalisé selon les deux premières composantes principales (dimensions 1 et 2) car celles-ci expliquaient une part importante de la variance.

Deux points distants dans le nuage de points indiquent que les deux stations sont très différentes en terme de composition en espèces, tandis que deux points proches indiquent une composition en espèces similaire. L'ajout des flèches représentant la position des espèces permet de connaître les espèces qui influencent la position des stations sur les deux axes.

Cette analyse a été réalisée une première fois avec la matrice des espèces de rhopalocères et une seconde fois avec la matrice des espèces végétales.

3.4. Étude de la différence de diversité entre les prairies sèches et humides

Dans le but de déterminer s'il existe une réelle différence entre les prairies de haute valeur biologique sèches et humides en terme de diversité, différents paramètres ont été comparés.

Les paramètres choisis sont ceux mentionnés au point 3.2. (richesse spécifique, abondance totale, indice de Shannon-Weaver et indice d'équitabilité de Pielou) ainsi que trois autres indices d'abondance, celles de trois espèces de papillons : le Myrtil (*Maniola jurtina*), le Piéride du navet (*Pieris napi*) et la Petite tortue (*Aglais urticae*). L'analyse s'est portée sur ces trois espèces en particulier car les résultats bruts indiquaient qu'elles étaient présentes dans les deux types de prairies, avec une abondance relativement importante par rapport aux autres espèces observées (Annexe 2).

Afin de vérifier si une différence de diversité existe entre les deux types de prairies, les moyennes des deux groupes pour chacun des paramètres ont été comparées à l'aide d'un test de comparaison de moyennes. Avant toute chose, il est nécessaire de s'assurer que la distribution des données suit une loi normale. Pour ce faire, un test de Shapiro-Wilk a été réalisé. Il permet de tester l'hypothèse nulle selon laquelle l'échantillon testé est issu d'une population qui suit une distribution normale. Si la p-valeur obtenue est supérieure à 0.05, cela signifie que la distribution des données n'est pas significativement différente de la distribution normale.

Ensuite, l'homoscédasticité des variances doit également être testée. Un test F est utilisé pour évaluer si les variances des deux populations (prairies sèches et humides) sont égales ou non. Si la p-valeur obtenue est supérieure à 0.05, cela signifie qu'il n'existe pas de différence significative entre les variances des deux groupes.

Après vérification de la normalité de la distribution et de l'égalité des variances, un test paramétrique de comparaison de moyennes a été réalisé pour chacun des paramètres étudiés. Étant donné qu'il n'y a que deux échantillons à comparer et que ceux-ci sont indépendants, un test-t de Student a été effectué. La distribution des données est reprise dans un boxplot permettant de comparer les valeurs obtenues pour les deux types de prairies, auquel a été ajoutée la significativité du test-t de Student, et ce pour chaque paramètre de diversité étudié.

Si la p-valeur obtenue est supérieure à 0.05, la différence entre les moyennes est non significative, si la p-valeur est inférieure à 0.05, cette différence est significative, une p-valeur inférieure à 0.01 indique une différence hautement significative entre les moyennes, tandis que cette différence est très hautement significative lorsque la p-valeur est inférieure à 0.001.

3.5. Étude des interactions de butinage entre les insectes et les plantes

Le nombre d'interactions interspécifiques de butinage entre les rhopalocères et les plantes à fleurs ont été représentées à l'aide d'un diagramme de Sankey (Allaire, 2017). Ce type de graphique permet de visualiser les liens trophiques qui existent au sein des prairies de haute valeur biologique sèches et humides. Un second diagramme a été réalisé, cette fois-ci à partir des durées de butinage. La durée totale de butinage (en secondes) a été calculée pour chaque espèce de rhopalocère.

III. Résultats

1. Évolution des populations de rhopalocères dans les prairies au cours du temps

Les populations de rhopalocères des cinq prairies sèches présentent une augmentation du nombre d'individus (Fig. 4 a) et du nombre d'espèces (Fig. 4 b) observées entre le premier relevé au mois d'avril et le dernier relevé réalisé au mois de juin. La station qui connaît l'augmentation la plus importante entre ces deux dates, tant au niveau du nombre d'espèces que du nombre d'individus est Torgny (MC4S00). En effet, le 16 juin 2022, 93 individus et 15 espèces différentes ont été comptés dans cette prairie. D'importantes fluctuations sont tout de même observées au cours du temps, plus particulièrement pour le nombre d'espèces.

En moyenne, 233.6 rhopalocères ont été recensés au cours de la saison dans chaque prairie de haute valeur biologique sèche, ainsi que 22.4 espèces. L'espèce la plus représentée est le Myrtil (*Maniola jurtina*), avec un total de 170 individus comptabilisés.

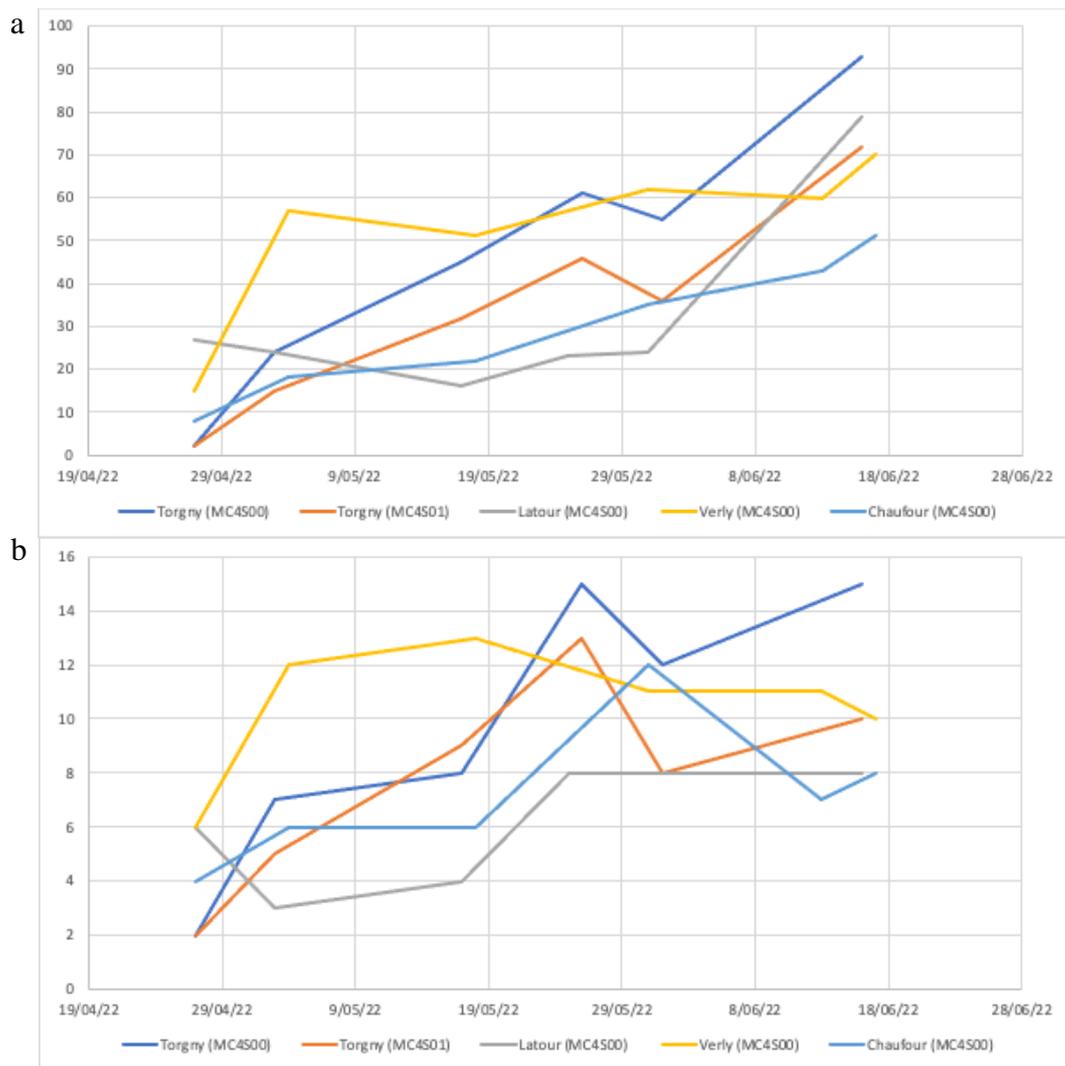


Figure 4 : a. Évolution du nombre d'individus de toutes les espèces de rhopalocères observées durant l'étude dans les cinq prairies sèches. b. Évolution du nombre d'espèces de rhopalocères observées durant l'étude dans les cinq prairies sèches.

Concernant les cinq prairies humides, les populations de rhopalocères présentent une augmentation du nombre d'espèces observées entre le mois d'avril et le mois de juin, bien qu'elle soit peu importante (Fig. 5 b). La station qui a connu l'augmentation la plus importante est Louftémont (MC4H00), en passant de 0 à 11 espèces observées. Le nombre d'individus présents dans chacune des prairies a quant à lui connu de fortes variations au cours de la saison (Fig. 5 a). La station qui a atteint le nombre d'individus le plus élevé est également Louftémont (MC4H00), avec 51 individus comptabilisés le 12 juin 2022.

En moyenne, 134.2 rhopalocères et 11 espèces ont été recensés au cours de la saison dans chaque prairie humide. L'espèce la plus représentée est le Piéride du navet (*Pieris napi*), avec un total de 148 individus.

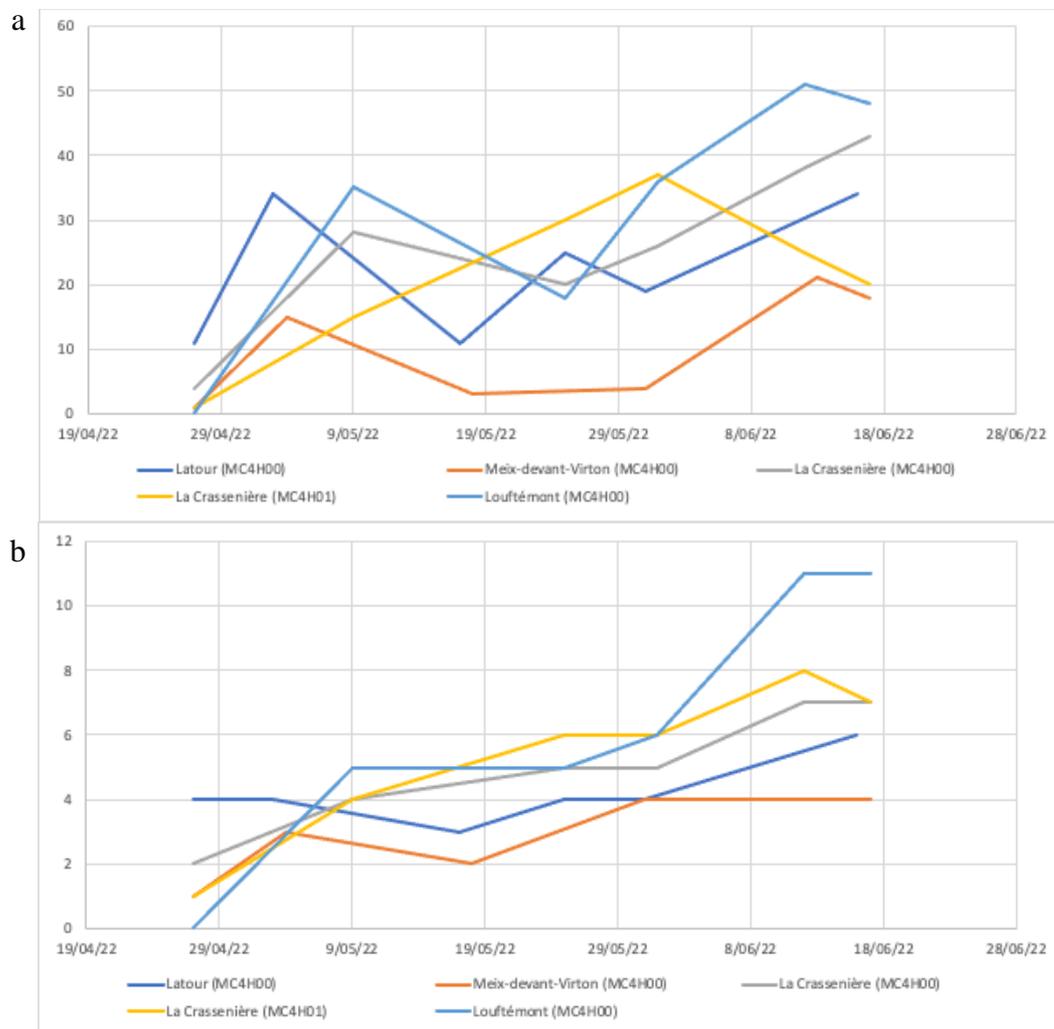


Figure 5 : a. Évolution du nombre d'individus de toutes les espèces de rhopalocères observées durant l'étude dans les cinq prairies humides. b. Évolution du nombre d'espèces de rhopalocères observées durant l'étude dans les cinq prairies humides.

2. Caractérisation de la diversité des prairies de haute valeur biologique

2.1. Diversité des rhopalocères

Entre avril et juin 2022, un total de 1839 individus appartenant à 43 espèces de rhopalocères ont été observés dans les dix prairies de haute valeur biologique sèches et humides étudiées en Lorraine belge. Pour chacune de ces espèces, le nombre d'individus observés, le nombre de stations dans lesquelles l'espèce a été observée, le type de prairie le plus fréquenté d'après les

observations, les statuts de menace wallon et européen, ainsi que les mesures de protection ont été repris dans un tableau récapitulatif (Tableau 3). Un tableau plus détaillé reprenant le nombre d'individus de chaque espèce par station se trouve en annexe (Annexe 2).

L'espèce de papillon ayant été la plus souvent observée est le Piéride du navet (*Pieris napi*), avec 255 individus (Tableau 3). Il s'agit d'une des deux seules espèces, avec la Petite tortue (*Aglais urticae*), à avoir été trouvée dans l'ensemble des dix prairies.

Sur les 43 espèces de rhopalocères recensées, 10 ont été trouvées plus fréquemment dans les prairies humides, tandis que 33 espèces ont été observées plus souvent dans les prairies sèches, selon le nombre d'individus comptabilisés dans les deux types de prairies.

Parmi toutes les espèces recensées, sept présentent un statut de menace wallon « vulnérable » et trois sont « quasi menacées ». La Petite Violette (*Boloria dia*) est la seule espèce ayant le statut de menace « en danger », tandis que le Damier de la succise (*Euphydryas aurinia*) se trouve « en situation critique ». Au niveau européen, une seule espèce possède un statut « en danger d'extinction » selon la liste rouge de l'UICN. Il s'agit du cuivré de la bistorte (*Lycaena helle*).

Concernant les mesures de protection légales mises en place, sept espèces bénéficient d'une protection intégrale en apparaissant dans l'annexe 2b de la Loi de la Conservation de la Nature de 1973. Deux espèces, *Euphydryas aurinia* et *Lycaena helle*, sont également des espèces « Natura 2000 ». Elles apparaissent dans l'annexe 2 de la directive Faune-Flore-Habitat, indiquant que leur habitat doit être protégé.

Tableau 3 : Liste des espèces de rhopalocères observées durant l'étude – Nom vernaculaire, nom latin, nombre d'individus recensés dans les dix prairies, nombre de stations où l'espèce a été observée, type de prairie où a été trouvée l'espèce le plus fréquemment, statuts de menace wallon et européen, mesures de protection légales mises en place (LCN = loi de conservation de la nature).

* les Zygènes appartiennent à la famille des Zygaenidae qui ne dispose pas de statut de protection.

Nom vernaculaire	Nom latin	Nombre d'individus	Nombre de stations	Type de prairie le plus fréquenté	Statut wallon	Statut européen	Mesures de protection
Grisette	<i>Carcharodus alceae</i>	1	1	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Azuré commun	<i>Polyommatus icarus</i>	42	4	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Carte géographique	<i>Araschnia levana</i>	23	7	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Pamphile	<i>Coenonympha pamphilus</i>	88	6	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Robert le diable	<i>Polygonia c-album</i>	5	2	Humide	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Aurore	<i>Anthocharis cardamines</i>	37	9	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Citron	<i>Gonepteryx rhamni</i>	18	3	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Piéride du lotier	<i>Leptidea sinapis</i>	125	8	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Piéride du navet	<i>Pieris napi</i>	255	10	Humide	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Moiré franconien	<i>Erebia medusa</i>	14	2	Sèche	Vulnérable	Préoccupation mineure	LCN – annexe 2b (1973)
Damier du plantain	<i>Melitaea cinxia</i>	30	4	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	LCN – annexe 2b (1973)
Céphale	<i>Coenonympha arcania</i>	104	4	Sèche	Vulnérable	Préoccupation mineure	/
Nacré de la ronce	<i>Brenthis daphne</i>	26	4	Sèche	Non évaluée	Préoccupation mineure	/
Hespérie des sanguisorbes	<i>Spialia sertorius</i>	1	1	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Thécla de la ronce *	<i>Callophrys rubi</i>	10	4	Sèche	Quasi menacée	Préoccupation mineure	/
Zygène de la filipendule	<i>Zygaena filipendulae</i>	40	3	Sèche	/	/	/
Argus minime	<i>Cupido minimus</i>	27	3	Sèche	Quasi menacée	Préoccupation mineure	/
Myrtil	<i>Maniola jurtina</i>	206	8	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Azuré des cytises	<i>Glaucopsyche alexis</i>	10	2	Sèche	Vulnérable	Préoccupation mineure	LCN – annexe 2b (1973)
Soufré	<i>Colias hyale</i>	1	1	Sèche	Non évaluée	Préoccupation mineure	/
Petite tortue	<i>Aglais urticae</i>	208	10	Humide	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Belle Dame	<i>Vanessa cardui</i>	12	3	Humide	Non évaluée	Préoccupation mineure	/
Petit Sylvain	<i>Limenitis camilla</i>	1	1	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Sylvaine	<i>Ochlodes sylvanus</i>	83	7	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Demi-Argus	<i>Cyaniris semiargus</i>	21	6	Sèche	Quasi menacée	Préoccupation mineure	/
Demi-Deuil	<i>Melanargia galathea</i>	98	5	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Piéride de la rave	<i>Pieris rapae</i>	13	3	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Petit Nacré	<i>Issoria lathonia</i>	8	3	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	LCN – annexe 2b (1973)
Petite Violette	<i>Boloria dia</i>	3	2	Sèche	En danger	Préoccupation mineure	LCN – annexe 2b (1973)
Damier de la succise	<i>Euphydryas aurinia</i>	1	1	Sèche	En situation critique	Préoccupation mineure	Natura 2000
Argus brun	<i>Aricia agestis</i>	7	3	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Gazé	<i>Aporia crataegi</i>	37	6	Humide	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Tircis	<i>Pararge aegeria</i>	1	1	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Azuré de l'ajonc	<i>Plebejus argus</i>	1	1	Sèche	Vulnérable	Préoccupation mineure	/
Hespérie de la mauve	<i>Pyrgus malvae</i>	3	2	Sèche	Vulnérable	Préoccupation mineure	/
Paon du jour	<i>Inachis io</i>	27	6	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Damier noirâtre	<i>Melitaea diamina</i>	42	4	Humide	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Cuivré commun	<i>Lycaena phlaeas</i>	7	2	Sèche	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Vulcain	<i>Vanessa atalanta</i>	3	2	Sèche	Non évaluée	Préoccupation mineure	/
Piéride du chou	<i>Pieris brassicae</i>	3	3	Humide	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Nacré de la sanguisorbe	<i>Brenthis ino</i>	40	4	Humide	Non menacée	Préoccupation mineure	/
Nacré de la bistorte	<i>Boloria eunomia</i>	75	3	Humide	Vulnérable	Préoccupation mineure	LCN – annexe 2b (1973)
Cuivré de la bistorte	<i>Lycaena helle</i>	82	3	Humide	Vulnérable	En danger (IUCN)	LCN – annexe 2b (1973) Natura 2000

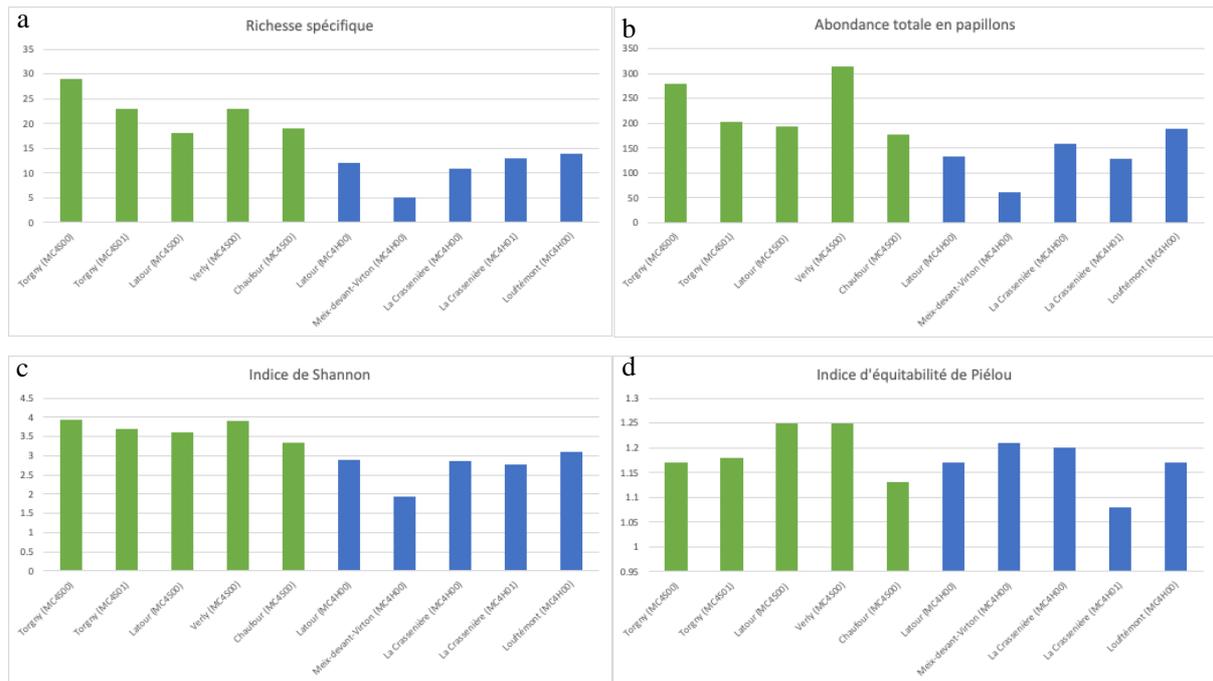


Figure 6 : a. Richesse spécifique, b. Abondance totale, c. Indice de Shannon et d. Indice d'équitabilité de Pielou pour chaque prairie. Les prairies sèches sont représentées en vert et les prairies humides sont en bleu.

Plusieurs indices de diversité ont été mesurés afin d'étudier la variation de diversité de rhopalocères entre les dix prairies de haute valeur biologique étudiées (Fig. 6).

La station avec la plus grande richesse spécifique est Torgny (MC4S00), avec 29 espèces différentes, tandis que celle ayant la plus faible richesse spécifique est Meix-devant-Virton (MC4H00), avec 5 espèces (Fig. 6 a). La prairie qui a l'abondance la plus élevée est Verly (MC4S00), avec un total de 315 individus. Au contraire, celle avec l'abondance la plus faible est Meix-devant-Virton (MC4H00), avec 62 individus (Fig. 6 b).

L'indice de Shannon (H') vaut 0 si une seule espèce est présente dans la prairie et il augmente avec le nombre d'espèces (Fig. 6 c). La prairie Torgny (MC4S00) présente un indice de Shannon égal à 3.93 et a donc la diversité spécifique la plus élevée, suivie de très près par la station Verly (MC4S00), dont l'indice de Shannon vaut 3.92. A l'inverse, la prairie présentant la plus faible diversité spécifique est Meix-devant-Virton (MC4H00), avec un indice de Shannon égal à 1.95. L'indice d'équitabilité de Pielou (E) a une valeur supérieure à 1 pour l'ensemble des prairies, il n'y a donc pas de déséquilibre entre les différentes espèces au sein des prairies et les individus sont répartis équitablement.

2.2. Diversité végétale

Un tableau détaillé reprenant le recouvrement de chaque espèce végétale par station, selon la méthode de DAFOR, se trouve en annexe (Annexe 3). A partir de ces données de recouvrement, les espèces dominantes dans chaque prairie ont pu être déterminées (Tableau 4). C'est grâce à celles-ci que des habitats types peuvent être déduits, selon la typologie WaleUNIS (Annexe 1). Le Tableau 4 reprend les types d'habitats principaux qui sont ressortis de cette analyse, mais également le type de prairie, le type de sol et les espèces dominantes dans chaque prairie.

Tableau 4 : Résumé des résultats de l'inventaire floristique reprenant le type de prairie, le type de sol, les espèces dominantes et les types d'habitats WaleUNIS trouvés dans chaque prairie.

Station	Type de prairie	Type de sol	Espèces dominantes	Types d'habitats
Verly (MC4S00)	Sèche	Grès, marne	<i>Holcus lanatus</i> , <i>Campanula rapunculus</i> , <i>Leucanthemum vulgare</i> , <i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Centaurea jacea grandiflora</i>	- Prairies de fauche de basse altitude peu à moyennement fertilisées - Prairies pâturées permanentes pas ou peu fertilisées
Chaufour (MC4S00)	Sèche	Sablo-limoneux	<i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Festuca rubra</i> , <i>Sanguisorba minor</i> , <i>Trifolium repens</i> , <i>Lotus corniculatus</i>	- Prairies pâturées permanentes pas ou peu fertilisées - Pelouses calcaires mésophiles et méso-xérophiles
Torgny (MC4S00)	Sèche	Calcaire	<i>Centaurea jacea grandiflora</i> , <i>Sanguisorba minor</i>	- Pelouses calcaires mésophiles et méso-xérophiles - Prairies de fauche de basse altitude peu à moyennement fertilisées
Torgny (MC4S01)	Sèche	Calcaire	<i>Trisetum flavescens</i> , <i>Galium mollugo</i>	- Prairies pâturées permanentes pas ou peu fertilisées - Prairies de fauche de basse altitude peu à moyennement fertilisées
Latour (MC4S00)	Sèche	Matériaux argileux lourds	<i>Dactylis glomerata</i> , <i>Centaurea jacea grandiflora</i> , <i>Holcus lanatus</i>	- Prairies pâturées permanentes pas ou peu fertilisées - Prairies de fauche de basse altitude peu à moyennement fertilisées
Meix-devant-Virton (MC4H00)	Humide	Grès, marne	<i>Juncus inflexus</i> , <i>Carex vesicaria</i>	- Prairies de fauche humides moyennement fertilisées - Prairies pâturées permanentes pas ou peu fertilisées
Latour (MC4H00)	Humide	Matériaux argileux lourds	<i>Filipendula ulmaria</i> , <i>Carex disticha</i> , <i>Angelica sylvestris</i>	- Forêts feuillues marécageuses sur substrat méso- à eutrophe - Mégaphorbiaies de prairies humides
La Crassenière (MC4H00)	Humide	Matériaux limoneux ou limono-caillouteux	<i>Ranunculus repens</i> , <i>Polygonum bistorta</i> , <i>Deschampsia cespitosa</i>	- Prairies de fauche humides moyennement fertilisées - Prés à joncs à tépales aigus - Prairie abandonnée à reine des prés
La Crassenière (MC4H01)	Humide	Matériaux limoneux ou limono-caillouteux	<i>Polygonum bistorta</i> , <i>Deschampsia cespitosa</i>	- Aulnaies-frénaies des cours d'eau rapides - Mégaphorbiaies rivulaires - Mégaphorbiaies de prairies humides
Louftémont (MC4H00)	Humide	Schiste, grès	<i>Juncus effusus</i> , <i>Comarum palustre</i> , <i>Cirsium palustre</i> , <i>Epilobium sp.</i> , <i>Juncus acutiflorus</i>	- Tourbières de transition et tremblantes - Prairies de fauche humides moyennement fertilisées

3. Analyse de la composition en espèces des prairies

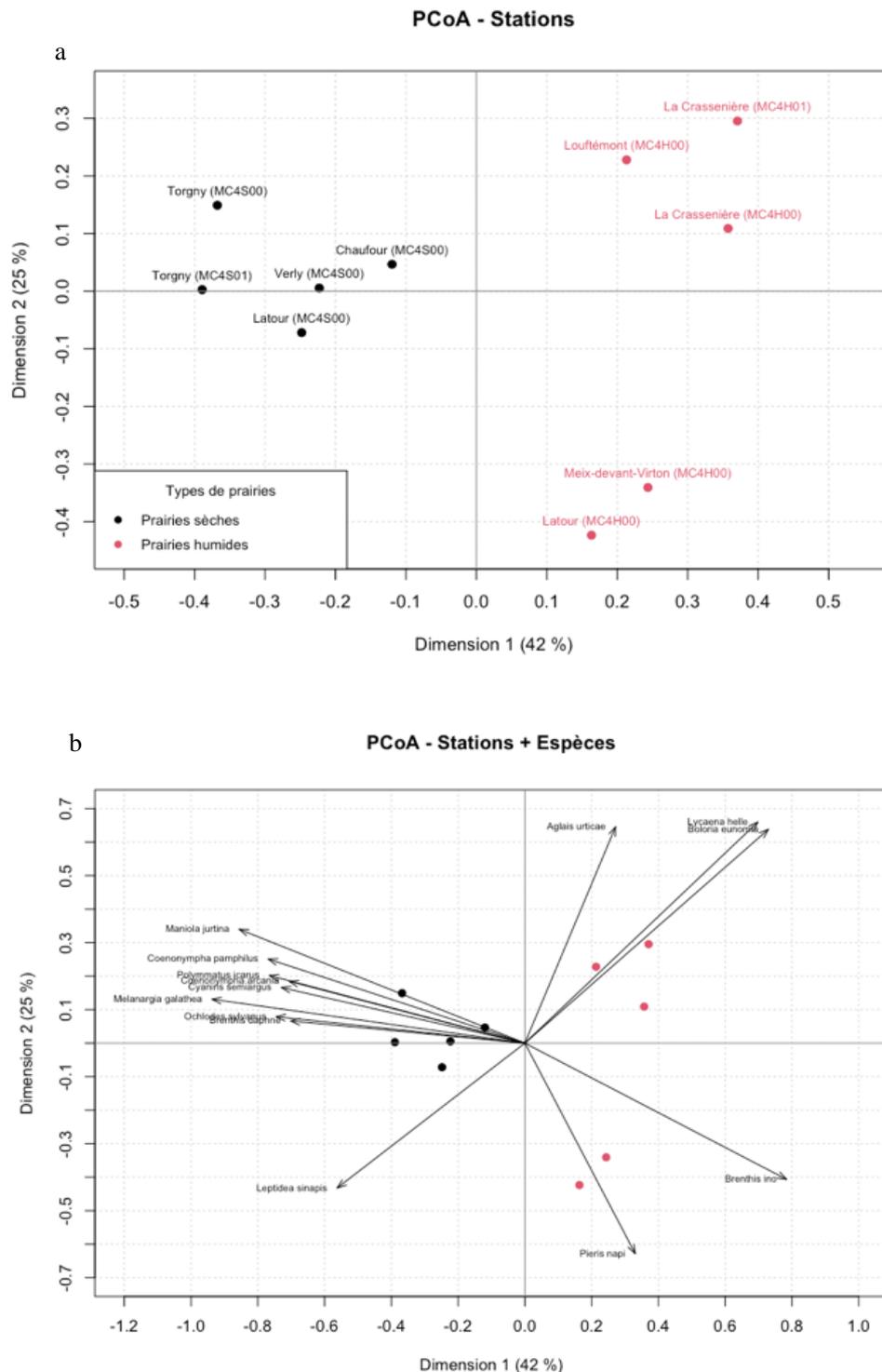


Figure 7 : Analyse en coordonnées principales (PCoA) à partir des données d'abondance des espèces de rhopalocères – a. Répartition des stations selon leur composition en espèces en fonction des deux premières dimensions, b. Répartition des stations avec ajout des variables espèces (uniquement celles ayant une corrélation avec les deux premières dimensions supérieure à 0.7). Les points noirs représentent les prairies sèches et les points rouges les prairies humides.

Les résultats de l'analyse en coordonnées principales (PCoA) montrent que les deux premières dimensions permettent d'expliquer 67 % de la variance (42 % pour la première dimension et 25 % pour la seconde) (Fig. 7). La répartition des stations peut être visualisée dans ces deux dimensions, elles s'organisent selon les dissimilarités de leur composition en espèces (Fig. 7 a). Les points qui se situent à proximité les uns des autres présentent une dissimilarité plus faible que ceux qui sont éloignés.

Les dix prairies peuvent être séparées en trois clusters, qui se distinguent dans cette représentation de la position des stations. D'un côté, les cinq prairies sèches présentent des valeurs proches de 0 au niveau du second axe et des valeurs négatives le long du premier axe, et sont proches les unes des autres. Les stations Torgny (MC4S00) et Torgny (MC4S01) présentent plus de similarité entre elles qu'avec les trois autres stations, c'est-à-dire Latour (MC4S00), Verly (MC4S00) et Chaufour (MC4S00).

De l'autre côté, les cinq prairies humides ont des valeurs positives selon le premier axe et s'organisent en deux clusters, situés à l'opposé. Les stations Latour (MC4H00) et Meix-devant-Virton (MC4H00) ont des valeurs négatives au niveau du second axe et sont proches l'une de l'autre, elles présentent donc des compositions en espèces similaires. C'est également le cas des stations La Crassenière (MC4H00), La Crassenière (MC4H01) et Louftémont (MC4H00), qui quant à elles ont des valeurs positives au niveau du second axe. Ces deux clusters sont éloignés l'un de l'autre dans le nuage de points, indiquant une dissimilarité importante.

L'ajout des flèches représentant la position des variables espèces dans le plan permet de savoir quelles espèces influencent la position des stations sur les deux axes (Fig. 7 b). Pour visualiser ces variables, la corrélation entre l'abondance des espèces et leur position sur les axes a été calculée. Les variables positivement corrélées sont regroupées entre elles, comme par exemple *Lycaena helle* et *Boloria eunomia*. Ces deux espèces semblent influencer la position des trois prairies humides formant un cluster dans le quadrant supérieur droit. Il en va de même pour *Aglais urticae*, bien que cette espèce soit légèrement moins corrélée aux deux autres.

Quant au cluster qui contient les deux autres prairies humides, Latour (MC4H00) et Meix-devant-Virton (MC4H00), la position de ces deux stations semble influencée par la présence de deux espèces : *Pieris napi* et *Brenthis ino*. De nombreuses espèces semblent influencer la position des cinq prairies sèches et sont fortement corrélées entre elles. C'est par exemple le cas de *Maniola jurtina*, *Coenonympha pamphilus* ou encore *Melanargia galathea*. Ces espèces sont négativement corrélées avec les espèces qui influencent la position des prairies humides.

Le même type d'analyse a été réalisé avec les données de recouvrement des espèces végétales, afin de voir si les dix prairies s'organisent de la même manière ou non dans le plan (Fig. 8).

La séparation des prairies sèches et humides est confirmée par cette seconde analyse en coordonnées principales (Fig. 8 a). En effet, les cinq prairies sèches ont des valeurs négatives selon le premier axe et les prairies humides ont des valeurs positives selon cet axe (Fig. 7a).

Lorsque la composition en espèces de rhopalocères était analysée, trois clusters se distinguaient, un premier contenant les cinq prairies sèches, et les deux autres séparant les cinq prairies humides en deux groupes (Fig. 7 a). Lorsque l'analyse se porte sur le recouvrement des espèces végétales, le cluster contenant les cinq prairies sèches est toujours présent, mais la séparation des deux groupes de prairies humides est beaucoup moins marquée (Fig. 8 a). Les prairies Louftémont (MC4H00) et La Crassenière (MC4H00) ont des valeurs très proches de 0 au niveau du second axe et se trouvent plus proches des prairies Latour (MC4H00) et Meix-devant-Virton (MC4H00) que de la prairie La Crassenière (MC4H01).

L'ajout des variables espèces dans le plan permet de savoir quelles plantes influencent la position des stations sur les deux axes (Fig. 8 b). De nombreuses espèces sont corrélées entre elles et avec les positions des prairies sèches, comme par exemple *Senecio jacobaea*, *Achillea millefolium*, *Centaurea jacea grandiflora* ou encore *Lotus corniculatus*. Elles sont corrélées négativement avec les espèces qui semblent influencer la position des prairies humides, comme *Epilobium sp.*, *Cirsium palustre*, *Poa trivialis* ou *Polygonum bistorta*.

4. Étude de la différence de diversité entre les prairies sèches et humides

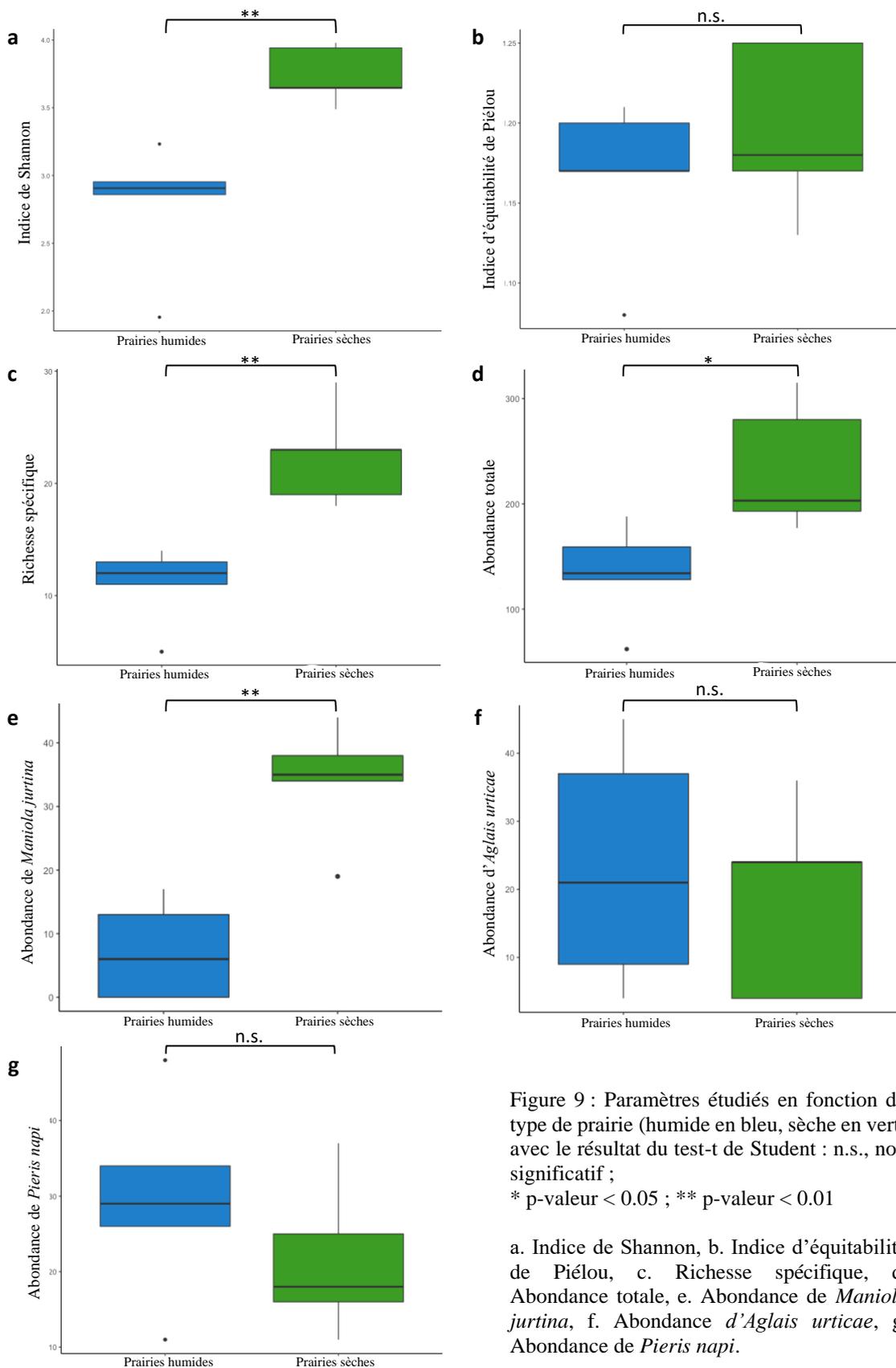


Figure 9 : Paramètres étudiés en fonction du type de prairie (humide en bleu, sèche en vert) avec le résultat du test-t de Student : n.s., non significatif ;

* p-valeur < 0.05 ; ** p-valeur < 0.01

a. Indice de Shannon, b. Indice d'équitabilité de Piélou, c. Richesse spécifique, d. Abondance totale, e. Abondance de *Maniola jurtina*, f. Abondance d'*Aglais urticae*, g. Abondance de *Pieris napi*.

Afin de savoir s'il existe une différence en terme de diversité entre les prairies de haute valeur biologique sèches et humides, plusieurs paramètres ont été étudiés. Un test-t de Student a permis de comparer les moyennes de chaque paramètre pour les deux types de prairies. La répartition des données a été représentée à l'aide d'un boxplot pour chaque paramètre, auquel a été ajouté le résultat du test de comparaison des moyennes (Fig. 9).

Le premier paramètre étudié est l'indice de Shannon (Fig. 9 a). Il a une valeur plus élevée dans les prairies sèches que dans les prairies humides. En effet, le test-t de Student révèle une différence hautement significative entre les deux types de prairies (p-valeur = 0.005).

Concernant l'indice d'équitabilité de Pielou (Fig. 9 b), le résultat est non significatif (p-valeur = 0.39), il n'existerait donc pas de différence significative entre les prairies sèches et humides.

La richesse spécifique (Fig. 9 c) et l'abondance totale en rhopalocères (Fig. 9 d) sont quant à elles influencées par le type de prairie. En effet, elles ont des valeurs plus élevées dans les prairies sèches. Pour la première, il existe une différence hautement significative entre les prairies sèches et humides (p-valeur = 0.002), tandis que pour la seconde il existe une différence significative entre les deux types de prairies (p-valeur = 0.02).

Finalement, les abondances de trois espèces de rhopalocères ont été étudiées afin de voir si elles étaient influencées par le type de prairie. Tout d'abord, l'abondance de *Maniola jurtina* (Fig. 9 e) semble être plus élevée dans les prairies sèches. En effet, il existe une différence hautement significative entre les deux types de prairies (p-valeur = 0.001), ce qui confirme le résultat qui apparaît sur le boxplot. Concernant l'abondance d'*Aglais urticae* (Fig. 9 f), la différence entre les deux types de prairies est non significative (p-valeur = 0.65). Finalement, le type de prairie ne semble pas influencer non plus l'abondance de *Pieris napi* (Fig. 9 g), la différence entre les prairies sèches et humides étant non significative (p-valeur = 0.31).

5. Étude des interactions de butinage entre les rhopalocères et les plantes

Un total de 296 interactions de butinage ont été recensées entre avril et juin 2022 dans les dix prairies de haute valeur biologique sèches et humides en Lorraine belge (Tableau 5). Parmi ces interactions, 171 (57.77 %) ont été observées dans les prairies sèches et 125 (42.23 %) dans les prairies humides.

Tableau 5 : Nombre d'interactions de butinage observées par période et par type de prairie.

	Avril	Mai	Juin	Total
Prairies sèches	3	47	121	171
Prairies humides	2	13	110	125
	5	60	231	296

Au mois d'avril, très peu d'interactions ont été observées (Tableau 5). Les espèces butinées durant ce mois étaient *Cardamine pratensis* et *Taraxacum sp.*, tandis que le principal butineur était *Inachis io*. En mai, 60 interactions ont été observées, parmi lesquelles plus des trois quarts se sont produites dans les prairies sèches. Les espèces végétales majoritairement butinées étaient *Knautia arvensis* et *Centaurea jacea grandiflora* dans les prairies sèches et *Polygonum bistorta* dans les prairies humides. C'est durant le mois de juin que la majorité des interactions ont été observées, avec 121 interactions dans les prairies sèches et 110 dans les prairies humides. Les plantes principalement butinées étaient les mêmes que celles du mois de mai, avec en plus *Cirsium palustre* dans les prairies humides.

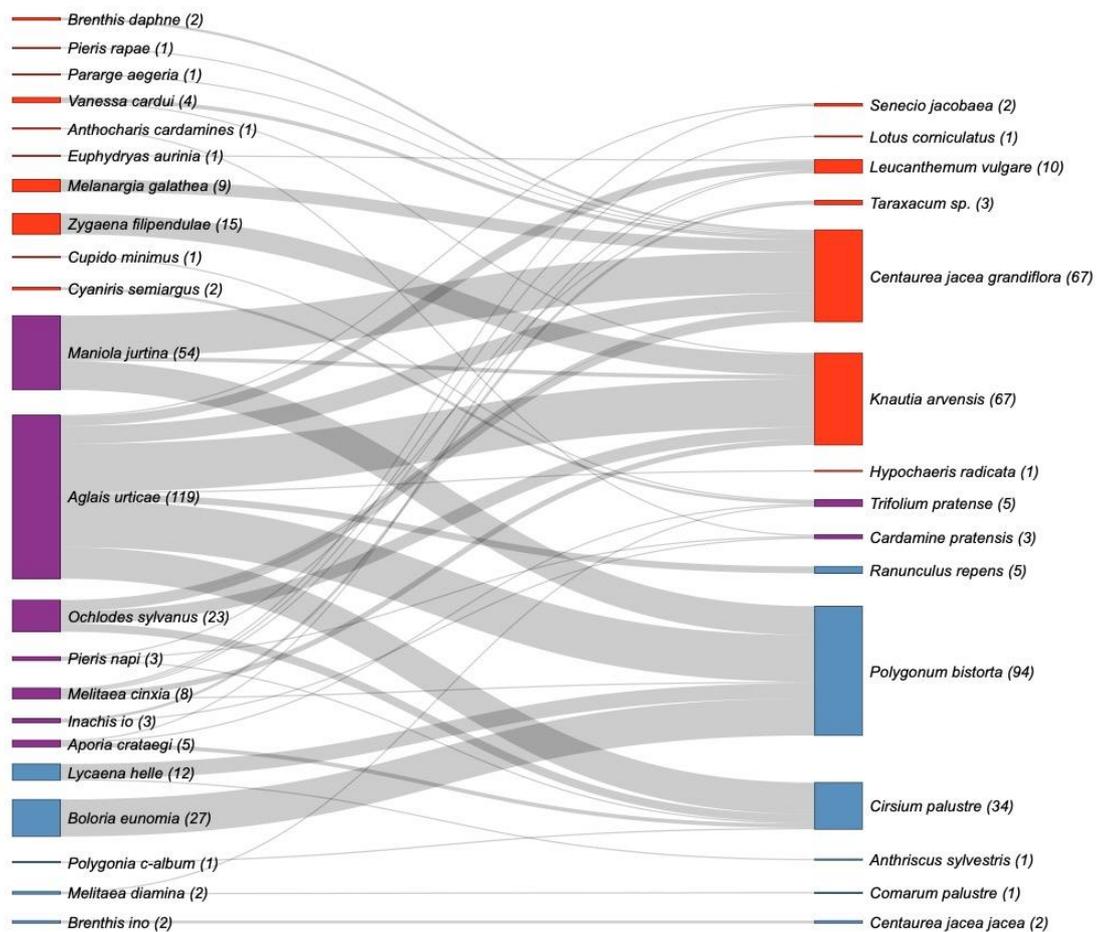


Figure 10 : Diagramme de Sankey représentant le nombre d'interactions de butinage entre les rhopalocères (à gauche) et les plantes à fleurs (à droite). Les espèces en rouge étaient dans les prairies sèches, celles en bleu dans les prairies humides et les espèces mauves dans les deux types de prairies.

Les interactions de butinage entre les rhopalocères et les plantes à fleurs peuvent être visualisées à l'aide d'un diagramme de Sankey (Fig. 10). Sur un total de 160 espèces végétales et 43 espèces de rhopalocères inventoriées dans les dix prairies, seules 15 espèces végétales ont été butinées par 22 espèces de rhopalocères différentes.

Les deux espèces de papillons ayant le plus interagi avec des plantes à fleurs sont *Aglais urticae* et *Maniola jurtina*, avec respectivement 119 et 54 interactions. Ces deux espèces étaient présentes dans les deux types de prairies. Les espèces le plus souvent butinées par *Aglais urticae* sont *Knautia arvensis* dans les prairies sèches (35 interactions) et *Polygonum bistorta* dans les prairies humides (34 interactions). Les espèces végétales les plus souvent visitées par *Maniola jurtina* étaient *Centaurea jacea grandiflora* dans les prairies sèches (30 interactions) et *Polygonum bistorta* dans les prairies humides (21 interactions). Parmi les papillons, *Aglais urticae* est l'espèce qui a interagi avec le plus d'espèces végétales différentes (9), tandis que toutes les autres espèces de papillons ont visité moins de quatre espèces végétales.

La troisième espèce à avoir réalisé le plus d'interactions est *Boloria eunomia* (27 interactions). Ce papillon a butiné exclusivement une espèce végétale des prairies humides, la Renouée bistorte (*Polygonum bistorta*).

Parmi les 15 espèces végétales butinées, *Polygonum bistorta* est celle qui a été le plus souvent visitée, avec 94 interactions effectuées par cinq espèces de papillons. Celles-ci se sont déroulées dans les prairies humides. Dans les prairies sèches, *Centaurea jacea grandiflora* et *Knautia arvensis* sont les deux espèces végétales le plus souvent butinées (67 interactions), respectivement par huit et six espèces de rhopalocères.

Le diagramme de Sankey permet également de représenter la durée totale de butinage entre les espèces de rhopalocères et végétales (Fig. 11). Certaines espèces de rhopalocères voient leur importance dans le diagramme diminuer, comme *Maniola jurtina* ou *Melitaea cinxia*, dont les durées de butinage étaient toujours inférieures à 20 secondes. D'autres ont pris plus d'importance dans le diagramme, comme *Aglais urticae* ou *Zygaena filipendulae*, qui avaient des durées de butinage majoritairement supérieures à 30 secondes.

Au niveau des espèces végétales, *Centaurea jacea grandiflora* est moins butinée que *Knautia arvensis* en terme de durée de butinage, alors que ces deux espèces étaient butinées de manière égale en terme de nombre d'interactions.

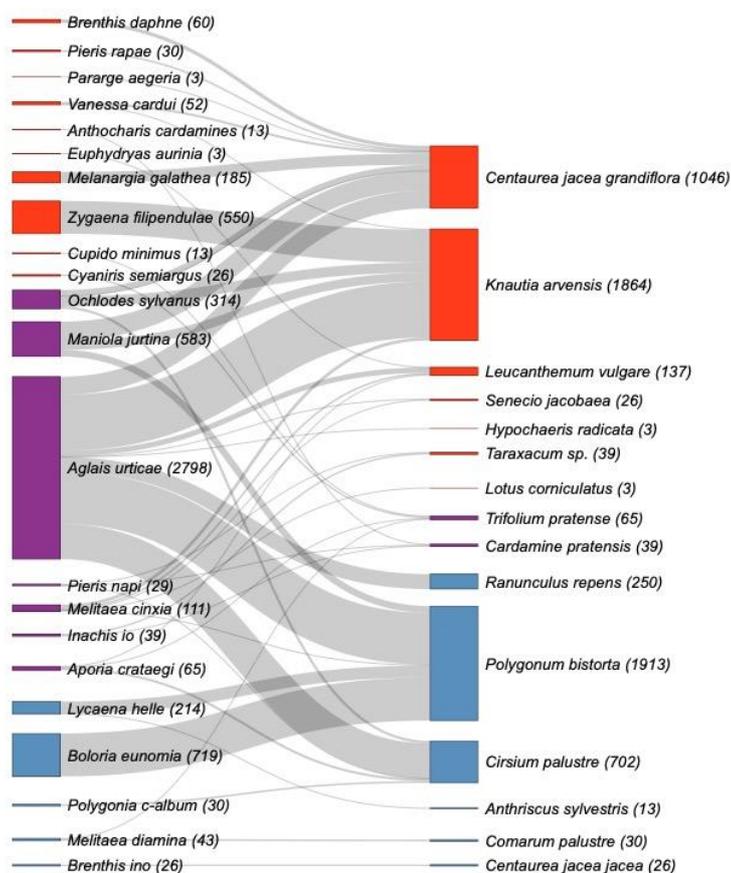


Figure 11 : Diagramme de Sankey représentant la durée totale des interactions de butinage entre les rhopalocères (à gauche) et les plantes à fleurs (à droite). Les espèces en rouge étaient dans les prairies sèches, celles en bleu dans les prairies humides et les espèces mauves dans les deux types de prairies.

IV. Discussion

1. Évolution des populations de rhopalocères dans les prairies au cours du temps

Peu de papillons ont été observés au début de la saison et ce jusqu'à mi-mai, voire fin mai, tant dans les prairies sèches que dans les prairies humides (Fig. 4 et 5). En effet, le nombre d'espèces ainsi que le nombre d'individus observés restent faibles au début de la saison, majoritairement car la floraison n'a pas encore commencé et seules certaines espèces de papillons sont déjà présentes pour se reproduire. Certaines prairies se démarquent tout de même et dérogent à cette tendance en présentant un pic du nombre d'individus observés début mai. C'est le cas pour la station Verly (MC4S00), qui est une prairie sèche, et les stations Louftémont (MC4H00) et Latour (M4H00), des prairies humides. Ce pic du nombre d'individus semble être dû à un nombre élevé de papillons de la famille des Pieridae, tels que le Citron (*Gonepteryx rhamni*), le Piéride du navet (*Pieris napi*) et le Piéride du lotier (*Leptidea sinapis*). Ces espèces

apparaissent assez tôt dans la saison, déjà vers le mois de mars, ce qui explique leur nombre élevé dans les prairies au début du mois de mai (Fichefet et al., 2008).

Pour toutes les autres espèces de rhopalocères, le nombre d'individus et le nombre d'espèces commencent à augmenter vers la fin du mois de mai car cette période correspond au début de la floraison de certaines espèces de fleurs appréciées par les papillons, telles que la Centaurée jacée (*Centaurea jacea grandiflora*) ou la Knautie des champs (*Knautia arvensis*) dans les prairies sèches, et la Renouée bistorte (*Polygonum bistorta*) puis le Cirse des marais (*Cirsium palustre*) dans les prairies humides. La présence de ressources florales au printemps est indispensable pour les pollinisateurs qui reprennent leur activité après l'hiver, comme le Citron (*Gonepteryx rhamni*) (O'Rourke et al., 2014 ; Fichefet et al., 2008).

En effet, l'abondance des populations de papillons dans les prairies serait positivement corrélée à la disponibilité des ressources alimentaires. Pour les espèces spécialistes, cette abondance dépendrait plus précisément de leur plante-hôte, comme le Cuivré de la bistorte (*Lycaena helle*) dont la plante-hôte est la Renouée bistorte (*Polygonum bistorta*) (Curtis et al., 2015). De plus, cette dépendance à certaines espèces végétales ne concerne pas uniquement le stade de vie adulte des papillons, mais également leur stade de vie larvaire (Hardy et al., 2007). Ces informations démontrent l'importance de maximiser la présence de ces plantes-hôtes dans les milieux semi-naturels tels que les prairies, indispensables aux papillons (Curtis et al., 2015). Cette corrélation positive entre l'abondance des papillons et la floraison de leurs plantes-hôtes expliquerait également les nombreuses variations observées au cours du temps dans les prairies sèches et humides (Fig. 4 et 5).

2. Caractérisation de la diversité des prairies de haute valeur biologique

Parmi les 43 espèces de rhopalocères et les 1839 individus qui ont été observés durant la durée de l'étude, c'est le Piéride du navet (*Pieris napi*) qui a été le plus souvent observé (Tableau 3). C'est une des seules espèces qui était déjà présente au début du mois de mai, dû à sa large période de présence, ce qui explique le nombre élevé d'individus recensés (Fichefet et al., 2008)

Douze espèces de papillons possédant un statut de protection et apparaissant sur la liste rouge de la Wallonie ont été observées parmi les 43 espèces recensées, dix dans les prairies sèches et deux dans les prairies humides (Tableau 3).

Toutes les espèces protégées de Wallonie qui ont été observées dans les prairies sèches, excepté l'Hespérie de la mauve (*Pyrgus malvae*), étaient présentes dans une des deux prairies localisées à Torgny, voire dans les deux. De plus, parmi les dix prairies étudiées, la prairie Torgny (MC4S00) est celle qui a la plus grande richesse spécifique, avec un total de 29 espèces observées (Fig. 6 a).

Les stations Torgny (MC4S00) et Torgny (MC4S01) ont la particularité d'avoir un sol calcaire, permettant d'y trouver un habitat de type « pelouses calcaires mésophiles et méso-xérophyllie », selon le recensement floristique réalisé (Tableau 4). Ce type d'habitat est généralement riche en faune et en flore, avec une forte représentation d'espèces méditerranéennes dont des espèces rares (Biodiversité Wallonie, n.d.). En effet, les pelouses sèches calcaires et les steppes seraient les deux biotopes les plus riches d'Europe en terme de diversité de rhopalocères, avec 274 espèces présentes dans ces milieux en Europe (Van Swaay et al., 2006).

Ces deux prairies font également partie intégrante de la réserve naturelle agréée « Raymond Mayné », ce qui confère un statut de protection supplémentaire aux habitats et espèces présentes et peut éventuellement favoriser une diversité spécifique plus élevée (Biodiversité Wallonie, n.d.). Le propriétaire de la prairie Torgny (MC4S00) a également une obligation de laisser une zone refuge d'une surface égale à 10 % de la surface totale de la prairie (Tableau 1). Ces zones donnent la possibilité aux insectes de s'y réfugier et de continuer de butiner lorsque le reste de la prairie a été fauché en été. Une étude a démontré que ces zones refuges étaient activement utilisées par les papillons dans les prairies gérées de manière extensive (Kühne et al., 2015).

Dans les prairies humides, deux espèces présentant un statut de protection wallon ont été observées (Tableau 3). Il s'agit du Nacré de la bistorte (*Boloria eunomia*) et du Cuivré de la bistorte (*Lycaena helle*), tous deux ayant le statut « vulnérable ». Le premier a été observé à 75 reprises et le second à 82 reprises. Ces deux espèces ont été recensées dans les trois prairies humides situées au sud de l'Ardenne, mais pas dans les deux autres prairies qui se trouvent en Lorraine belge. Les prairies ardennaises étaient les seules qui contenaient la plante-hôte de ces deux espèces de papillons, la Renouée bistorte (*Polygonum bistorta*), ce qui explique leur absence dans les deux prairies de Lorraine (Tableau 4). Des espèces de rhopalocères spécialistes comme celles-ci sont dès lors plus fortement affectées par la perte de leur habitat et des espèces végétales dont elles dépendent (Noreika et al., 2016).

Le nombre important d'individus de Cuivré de la bistorte (*Lycaena helle*) observés durant l'étude est un résultat encourageant, car cette espèce est au cœur de plusieurs projets de

conservation mis en place en Wallonie. Le projet Life Papillons a été lancé en 2009, pour une durée de six ans. Le Cuivré de la bistorte faisait partie des trois espèces dont l'habitat allait être restauré grâce à ce projet. Ces efforts de conservation ont été complétés par un plan d'action « Cuivré de la bistorte et ses habitats », qui couvre une plus large surface wallonne et qui sera poursuivi jusqu'en 2024 (Goffart et al., 2014). La restauration de milieux humides comme les tourbières, propices à des espèces comme *Lycaena helle*, aurait un effet positif sur l'abondance des espèces de papillons spécialistes. Celles-ci sont très sensibles au drainage des zones humides qui détériore leur habitat (Noreika et al., 2016).

Les résultats des trois prairies humides situées dans le sud de l'Ardenne peuvent être mis en parallèle avec ceux obtenus en 2021 dans d'autres prairies humides, situées plus au nord de l'Ardenne dans les régions de Saint-Vith et de Bastogne (Beaugendre, 2021). Dans les sept prairies étudiées en 2021, huit individus de Nacré de la bistorte (*Boloria eunomia*) et trois individus de Cuivré de la bistorte (*Lycaena helle*) ont été observés (Annexe 4). Ces chiffres sont nettement moins élevés que ceux obtenus cette année dans les trois prairies humides du sud de l'Ardenne. Certaines des prairies étudiées en 2021 faisaient pourtant partie des zones d'action prioritaire du plan d'action « Cuivré de la bistorte et ses habitats » (Beaugendre, 2021 ; Goffart et al., 2014). Les effectifs plus élevés cette année dans les prairies du sud de l'Ardenne pourraient être dus à la différence de latitude ou encore à la météo qui a été plus favorable en 2022 (Beaugendre, 2021).

Les paramètres et indices de diversité mesurés ont montré des variations entre les populations de rhopalocères des dix prairies de haute valeur biologique étudiées (Fig. 6).

Les résultats de la richesse spécifique et de l'abondance totale en papillons sont très variables entre les dix prairies étudiées (Fig. 6 a et b). La variation de l'indice de Shannon (H') entre les cinq prairies sèches est cependant moins marquée (Fig. 6 c). L'indice de Shannon augmente avec le nombre d'espèces mais est également sensible aux espèces rares (Calu, 2020). La station Torgny (MC4S00) a le nombre d'espèces le plus élevé, mais les autres prairies sèches présentaient peut-être un nombre plus important d'espèces rares, réduisant l'écart entre les prairies. L'indice de Shannon est également plus élevé par rapport à la richesse spécifique dans les prairies humides, indiquant peut-être également la présence d'espèces rares au sein de ces prairies.

La prairie Meix-devant-Virton (MC4H00) a l'indice de Shannon, la richesse spécifique et l'abondance totale en papillons les plus faibles (Fig. 6 a, b et c). Cette prairie est pourtant située à proximité de la prairie sèche Verly (MC4S00), qui a une richesse spécifique et une abondance totale relativement élevées. Un tel écart de diversité entre deux prairies proches l'une de l'autre pourrait être dû à la nature même de la prairie, c'est-à-dire son caractère sec ou humide, et donc aux espèces végétales et types d'habitats qu'on y trouve (Tableau 4).

Le type de gestion des deux prairies est également différent. La station Verly (MC4S00) est gérée par une fauche tardive qui est réalisée début juillet, avec possibilité de faucher une seconde fois en septembre. Une double fauche annuelle permettrait en effet d'obtenir une richesse spécifique et une abondance de plantes à fleurs et d'insectes plus importantes (Piqueray et al., 2019).

La station Meix-devant-Virton (MC4H00) est quant à elle gérée par pâturage extensif. Selon le cahier des charges de cette prairie, le pâturage de quatre à six bovins est autorisé durant six mois par an, d'avril à octobre, ce qui correspond à une charge en bétail de 0.5 UGB (unité de gros bétail) par hectare et par an. A titre de comparaison, cette charge se situe aux alentours de 0.2 – 0.3 UGB par hectare et par an dans les autres prairies humides étudiées. De plus, l'inventaire floristique de la prairie Meix-devant-Virton (MC4H00) a indiqué la présence de Grand Plantain (*Plantago major*), témoin d'un phénomène de piétinement (Bailly, communication personnelle). Pour limiter le surpâturage, la charge en bétail devrait éventuellement être adaptée si l'objectif est d'avoir une plus grande diversité de rhopalocères. La période de pâturage est également importante, l'idéal serait de l'éviter durant les moments clés du cycle de vie des papillons, généralement d'avril à juillet si l'on prend comme exemple *Lycaena helle* (Goffart et al., 2014).

3. Analyse de la composition en espèces des prairies

Les deux analyses en coordonnées principales (PCoA) réalisées sur les données d'abondance des espèces de rhopalocères et sur les données de recouvrement des espèces végétales ont montré des résultats relativement similaires (Fig. 7 et 8). Les cinq prairies sèches sont nettement séparées des cinq prairies humides dans le plan, et les prairies humides sont quant à elles séparées en deux groupes distincts, opposant les trois prairies du sud de l'Ardenne avec les deux prairies situées en Lorraine (Fig. 7 a).

Les espèces de rhopalocères qui influencent la position des trois prairies ardennaises sont le Cuivré de la bistorte (*Lycaena helle*) et le Nacré de la bistorte (*Boloria eunomia*), des espèces

qui sont inféodées aux milieux humides et qui ont été retrouvées en grand nombre dans ces prairies (Fig. 7 b) (Goffart et al., 2014). Leur plante-hôte, la renouée bistorte (*Polygonum bistorta*) est également corrélée avec la position de ces prairies (Fig. 8 b) (Fichefet et al., 2008). Le Piéride du navet (*Pieris napi*) influence quant à lui la position des deux autres prairies humides, Meix-devant-Virton (MC4H00) et Latour (MC4H00). Il s'agit en effet de l'espèce qui a été le plus souvent comptabilisée au sein de ces deux prairies (Annexe 2).

Plusieurs espèces de rhopalocères sont corrélées avec la position des prairies sèches (Fig. 7 b). C'est par exemple le cas du Demi-deuil (*Melanargia galathea*), dont une des plantes-hôtes est la Fétuque rouge (*Festuca rubra*), espèce qui est elle aussi fortement corrélée avec la position des prairies sèches (Fig. 8 b) (Fichefet et al., 2008). La même constatation peut être faite pour le Pamphile (*Coenonympha pamphilus*), une autre espèce de rhopalocère qui est fortement corrélée avec la position des prairies sèches (Fig. 8 b). Ses plantes-hôtes sont principalement des Poacées, dont certaines sont elles aussi corrélées avec la position des prairies sèches, comme la Fétuque rouge (*Festuca rubra*), la Crételle des prés (*Cynosurus cristatus*) et la Flouve odorante (*Anthoxanthum odoratum*) (Fig. 8 b) (Fichefet et al., 2008).

Ces trois clusters ne se distinguent pas aussi clairement lorsque la composition en espèces végétales des prairies est analysée (Fig. 8 a). Les prairies sèches sont toujours séparées des prairies humides, mais ces dernières semblent divisées en trois groupes, la station La Crassenière (MC4H01) se retrouvant seule et éloignée des autres. La position de cette prairie humide par rapport aux autres du même type peut s'expliquer par sa composition en espèces végétales, avec la présence de l'Épilobe en épi (*Epilobium angustifolium*), la Laîche à bec (*Carex rostrata*) et la Renouée bistorte (*Polygonum bistorta*) (Fig. 8 b). Cette dernière n'est retrouvée que dans les prairies ardennaises, tandis que d'autres espèces influencent la position des deux prairies de Lorraine, telles que le Cirse des marais (*Cirsium palustre*) ou le Lotier des marais (*Lotus pedunculatus*). Toutes ces espèces sont corrélées négativement avec les espèces présentes dans les prairies sèches, telles que la Centaurée jacée (*Centaurea jacea grandiflora*), la Fétuque rouge (*Festuca rubra*) et la flouve odorante (*Anthoxanthum odoratum*), qui sont caractéristiques des types d'habitats que l'on trouve dans ces prairies (Tableau 4).

4. Étude de la différence de diversité entre les prairies sèches et humides

Plusieurs indices et paramètres de diversité ont été mesurés et ont déjà permis de constater des variations de diversité entre les dix prairies étudiées (Fig. 6). Afin de déterminer si un des deux types de prairies (sèches ou humides) a une diversité en rhopalocères plus élevée que l'autre, des tests de comparaison des moyennes ont été réalisés pour chaque paramètre (Fig. 9).

Les résultats de ces tests ont montré une tendance générale selon laquelle les prairies sèches auraient une plus grande diversité en rhopalocères que les prairies humides (Fig. 9). En effet, les résultats indiquent que les prairies sèches présentent une plus grande richesse spécifique que les prairies humides (Fig. 9 c) ainsi qu'une abondance totale plus importante (Fig. 9 d).

Bien que le Myrtil (*Maniola jurtina*) ait été observé à plusieurs reprises dans les prairies humides (Annexe 2), son abondance est plus élevée dans les prairies sèches (Fig. 9 e). Il s'agit d'une espèce généraliste qui se retrouve dans différents habitats, principalement les milieux ouverts (Fichet et al., 2008). Ses plantes-hôtes sont variées, plusieurs étaient présentes dans les prairies sèches (Fig. 8 b), comme le Pâturin des prés (*Poa pratensis*), la Flouve odorante (*Anthoxanthum odoratum*) ou la Houlque laineuse (*Holcus lanatus*), ce qui expliquerait que le Myrtil (*Maniola jurtina*) soit plus abondant dans les prairies sèches. Une autre de ses plantes-hôtes, la Canche cespiteuse (*Deschampsia cespitosa*) était quant à elle présente dans les prairies humides (Fig. 8 b) (Fichet et al., 2008).

L'indice de Shannon plus élevé dans les prairies sèches (Fig. 9 a) indique qu'elle présente une plus grande diversité spécifique et qu'il n'y a pas d'espèce en particulier qui domine le milieu (Calu, 2020). Cet indice tend à augmenter en présence d'espèces rares et celles-ci étaient effectivement plus nombreuses dans les prairies sèches (Tableau 3).

L'indice d'équitabilité de Pielou ne diffère pas selon le type de prairie (Fig. 9 b), indiquant qu'il n'existe pas un type de prairie plus déséquilibré que l'autre en terme de dominance des espèces (Calu, 2020).

La Petite tortue (*Aglais urticae*) a été observée dans les deux types de prairies mais aucune différence significative n'a pu être démontrée (Fig. 9 f). Cette espèce pond ses œufs sous les feuilles de sa plante-hôte, le Grande ortie (*Urtica dioica*), recensée uniquement dans les prairies humides (Annexe 3). On trouve ce papillon dans des milieux secs et humides si ceux-ci sont ouverts et ensoleillés. C'est pourquoi il a pu être observé dans les deux types de prairies et qu'il y a visité de nombreuses espèces végétales (Fig. 10) (Fichet et al., 2008).

Quant à l'abondance du Piéride du navet (*Pieris napi*), il n'existe aucune différence significative entre les deux types de prairies (Fig. 9 g). En effet, cette espèce peut être observée dans différents types de milieux, secs ou humides, tout comme la petite tortue (*Aglais urticae*) (Fichefet et al., 2008).

Bien que l'objectif principal soit de déterminer s'il existe une différence de diversité entre les prairies sèches et humides, les résultats obtenus lors de l'analyse en coordonnées principales suggèrent que cette comparaison aurait pu être faite entre trois groupes différents (Fig. 7 a). En effet, trois clusters ont pu être observés, un premier avec les prairies sèches et les deux autres séparant les prairies humides en deux groupes : Meix-devant-Virton (MC4H00) et Latour (MC4H00) dans le premier, et La Crassenière (MC4H00), La Crassenière (MC4H01) et Louftémont (MC4H00) dans le second.

5. Étude des interactions de butinage entre les rhopalocères et les plantes

5.1. Identification des principales ressources florales des rhopalocères

Le diagramme de Sankey (Fig. 10) a permis de mettre en évidence les espèces végétales ayant été le plus souvent butinées au cours de cette étude. Il s'agit de la Renouée bistorte (*Polygonum bistorta*), la Centaurée jacée (*Centaurea jacea grandiflora*) et la Knautie des champs (*Knautia arvensis*), qui comptabilisent à elles trois 77 % des interactions de butinage observées.

La Renouée bistorte (*Polygonum bistorta*) est l'espèce végétale qui a attiré le plus de papillons dans les prairies humides, avec 94 interactions comptabilisées (Fig. 10). Elle a été visitée par deux rhopalocères des prairies humides, le Cuivré de la bistorte (*Lycaena helle*) et le Nacré de la bistorte (*Boloria eunomia*), dont elle est la plante-hôte (Fichefet et al., 2008), ainsi que par trois autres espèces de rhopalocères ayant butiné dans les deux types de prairies : le Myrtil (*Maniola jurtina*), le Petite tortue (*Aglais urticae*) et le Mélitée du plantain (*Melitaea cinxia*). Cette dernière espèce est pourtant davantage inféodée aux milieux secs et thermophiles où l'on trouve des plantains (Fichefet et al., 2008). Dans les prairies humides, le Cirse des marais (*Cirsium palustre*) est la deuxième espèce de fleur à avoir attiré le plus de butineurs, avec 34 interactions, majoritairement réalisées par la Petite tortue (*Aglais urticae*). Elle a été visitée par cinq espèces de rhopalocères, tandis qu'une étude a montré que ce nombre pouvait monter jusqu'à 47, cette fleur étant fortement favorisée par les papillons (Hardy et al., 2007).

La Centaurée jacée (*Centaurea jacea grandiflora*) et la Knautie des champs (*Knautia arvensis*) sont les deux espèces végétales qui ont attiré le plus de pollinisateurs dans les prairies sèches, avec 67 interactions comptabilisées chacune (Fig. 10). La première a démontré avoir une production de nectar relativement importante, ce qui expliquerait son potentiel attractif envers les butineurs. En effet, la Centaurée jacée (*Centaurea jacea grandiflora*) produirait 1177.75 µg de nectar par unité florale chaque jour. Cette plante faisant partie de la famille des Astéracées, une unité florale correspond à un capitule, donc à un ensemble de fleurs, et non pas à une seule fleur comme c'est le cas d'autres familles (Ouvrard et Jacquemart, 2018). Cette particularité est partagée par la famille des Dipsacacées, à laquelle appartient la Knautie des champs (*Knautia arvensis*). Une étude a montré que ces deux familles de plantes à fleurs produisaient une part importante du nectar utilisé par les lépidoptères (Jennersten, 1984).

La Petite tortue (*Aglais urticae*) et le Myrtil (*Maniola jurtina*) sont les espèces de papillons ayant visité le plus d'espèces végétales, prairies sèches et humides confondues (Fig. 10). Une étude menée en Angleterre a mis en évidence le comportement généraliste de la Petite tortue (*Aglais urticae*), qui est l'espèce ayant butiné le plus d'espèces de plantes à fleurs durant leur étude, avec un intérêt plus marqué pour la Knautie des champs (*Knautia arvensis*) (Comba et al., 1999). Dans les prairies de Lorraine, cette préférence a également pu être observée, avec près de 30 % de ses interactions réalisées avec la Knautie des champs (*Knautia arvensis*) (Fig. 10). Bien que le Myrtil (*Maniola jurtina*) soit également une espèce généraliste, qui consomme donc diverses sources de nectar, il semblerait qu'il ne butine pas de façon aléatoire les sources de nectar disponibles ou présentes en abondance. En effet, cette espèce de papillon montre une nette préférence pour la Centaurée jacée (*Centaurea jacea grandiflora*) lorsqu'elle est présente dans l'environnement (Lebeau et al., 2015). Le réseau de pollinisation (Fig. 10) confirme cette préférence, avec 55.6 % des interactions du Myrtil (*Maniola jurtina*) réalisées avec la Centaurée jacée (*Centaurea jacea grandiflora*). La durée des interactions observées entre ces deux espèces (Fig. 11) semble cependant être différente de ce qui a été recensé dans la littérature. En effet, la durée des interactions observées ne dépasse jamais 20 secondes, tandis que des durées de butinage allant de 30 à 60 secondes ont été observées auparavant (Lebeau et al., 2015).

Sur les 22 espèces de papillons ayant butiné des plantes à fleurs durant l'étude, sept ont visité certaines espèces de fleurs se trouvant dans les prairies humides et d'autres espèces se trouvant dans les prairies sèches (Fig. 10). Cela indique qu'il existe une réelle complémentarité entre les

prairies sèches et humides, permettant aux papillons généralistes tels que le Myrtil (*Maniola jurtina*) ou la Petite tortue (*Aglais urticae*) de se nourrir de diverses sources de nectar.

D'autres interactions auraient pu être observées plus tard dans la saison si les observations sur le terrain avaient été poursuivies plus longtemps. En effet, les espèces de papillons qui volent tardivement dans l'année ou qui hibernent sous leur forme d'imago butinent énormément vers la fin de l'été, notamment des fleurs telles que la Centaurée jacée (*Centaurea jacea grandiflora*) (Jennersten, 1984).

5.2. Comparaison des relations plantes-insectes des prairies humides avec celles de prairies humides situées dans les régions de Saint-Vith et Bastogne en 2021

Le réseau de pollinisation obtenu à partir des observations de butinage réalisées dans les prairies humides de Lorraine (Fig. 10) peut être mis en parallèle avec celui obtenu dans d'autres prairies humides situées plus au nord de l'Ardenne en 2021 (Beaugendre, 2021 ; Annexe 5). Dans les sept prairies de la région de Saint-Vith et Bastogne, 22 espèces de rhopalocères ont butiné 29 espèces végétales (Annexe 5), tandis qu'au sein des prairies de Lorraine, 12 espèces de rhopalocères ont butiné 8 espèces végétales (Fig. 10). La diversité des interactions de butinage est nettement moindre dans la présente étude, mais le nombre total d'interactions est quant à lui plus élevé. En effet, un total de 89 interactions avaient été observées en 2021 dans le nord de l'Ardenne et 125 interactions ont été observées cette année dans les prairies humides de Lorraine. Dans celles-ci, le Nacré de la bistorte (*Boloria eunomia*) est la deuxième espèce de rhopalocère, après la Petite tortue (*Aglais urticae*), à avoir butiné le plus souvent avec 27 interactions enregistrées (Fig. 10), contre 13 interactions recensées dans les prairies de Saint-Vith et Bastogne en 2021 (Annexe 5). Dans les deux études, la totalité des interactions du Nacré de la bistorte (*Boloria eunomia*) étaient avec sa plante-hôte, la Renouée bistorte (*Polygonum bistorta*). Pour se développer et se nourrir, ce papillon a besoin d'un habitat de qualité, constitué d'une large couverture de bistortes et de peu de plantes compétitrices, telles que les chardons, les graminées et la reine des prés (Schtickzelle et al., 2007).

Le nombre restreint d'interactions de butinage entre le Nacré de la bistorte (*Boloria eunomia*) et la Renouée bistorte (*Polygonum bistorta*) dans le nord de l'Ardenne pourrait être dû à un habitat de moindre qualité, notamment à cause du pâturage. En effet, le bétail consomme les plantes dominantes des prairies, ce qui affecte leur composition en espèces végétales. La Renouée bistorte (*Polygonum bistorta*) est particulièrement affectée par ce phénomène, menant

à une diminution de l'abondance du Nacré de la bistorte (*Boloria eunomia*) dans les prairies humides (Schtickzelle et al., 2007).

5.3. Comparaison des relations plantes-insectes des prairies sèches avec celles observées dans des bandes fleuries (MC8) en 2020

Les interactions de butinage observées dans les prairies sèches peuvent être comparées à celles des populations de rhopalocères des bandes fleuries (MC8), une autre MAEC à laquelle les agriculteurs peuvent prendre part.

Dix bandes fleuries situées dans la province de Namur ont été étudiées entre mai et juillet 2020 (Kolkman, 2020 ; Annexe 6). L'espèce de rhopalocère ayant visité le plus d'espèces végétales dans les bandes fleuries est le Myrtil (*Maniola jurtina*), avec 158 interactions recensées, dont la majorité était avec la Centaurée jacée (*Centaurea jacea*). En effet, cette fleur est préférentiellement butinée par le Myrtil lorsqu'elle est présente dans l'environnement, comme c'est également le cas dans les prairies sèches (Fig. 10) (Lebeau et al., 2015). La deuxième espèce de rhopalocère à avoir visité le plus de fleurs dans les bandes fleuries est le Piéride de la rave (*Pieris rapae*), avec 79 interactions recensées, tandis qu'une seule interaction de butinage incluant ce papillon a été observée dans les prairies sèches de Lorraine.

Les deux espèces végétales ayant été le plus souvent butinées par les rhopalocères dans les bandes fleuries sont la Centaurée jacée (*Centaurea jacea*) et le Lotier corniculé (*Lotus corniculatus*), avec 326 et 40 interactions comptabilisées respectivement (Annexe 6). En effet, ces deux espèces constituent des sources importantes de nectar pour les papillons et autres pollinisateurs dans les bandes fleuries (Ouvrard et al., 2018). Dans les prairies sèches, la Centaurée jacée (*Centaurea jacea grandiflora*) était également l'espèce végétale la plus souvent visitée par les papillons, de même que la Knautie des champs (*Knautia arvensis*) (Fig. 10). Cependant, cette dernière n'a que très peu contribué à fournir du nectar aux rhopalocères des bandes fleuries, avec une seule interaction recensée (Annexe 6).

V. Conclusion

Ce mémoire avait pour principal objectif d'étudier la diversité des populations de rhopalocères dans les prairies sèches et humides suivies par la MAEC « prairie de haute valeur biologique » (MC4) en Lorraine belge. Les observations sur le terrain ont permis d'avoir un aperçu des populations de papillons de jour des deux types de prairies étudiées, ainsi que des réseaux trophiques existant au sein de celles-ci.

La prairie qui s'est avérée la plus riche et la plus diversifiée est la station de Torgny (MC4S00), la prairie sèche située le plus au sud de la Lorraine belge. Plusieurs raisons pourraient expliquer cette diversité plus importante, la première étant l'habitat de type « pelouse sèche calcaire », qui confère à cette prairie une faune et une flore riches, particulièrement en ce qui concerne les rhopalocères (Biodiversité Wallonie, n.d. ; Van Swaay et al., 2006). Elle est également protégée par des lois de conservation de la nature grâce à son statut de réserve naturelle. Finalement, elle est soumise à une gestion extensive, avec une double fauche annuelle favorisant la diversité végétale ainsi que le maintien d'une zone refuge pour les papillons (Piqueray et al., 2019). La station Verly (MC4S00) s'est elle aussi avérée avoir une importante diversité en rhopalocères.

Les prairies humides du sud de l'Ardenne sont elles aussi intéressantes d'un point de vue de conservation de la biodiversité, étant donné que de nombreux individus de Cuivré de la bistorte (*Lycaena helle*) et de Nacré de la bistorte (*Boloria eunomia*) ont été recensés dans ces prairies. Cela pourrait indiquer que les projets et plans d'actions mis en place depuis de nombreuses années afin de restaurer les prairies humides à bistortes (*Polygonum bistorta*) ont été efficaces dans cette région (Goffart et al., 2014).

En ce qui concerne la différence de diversité qui existe entre les deux types de prairies, une richesse spécifique et une abondance totale en papillons plus élevées ont pu être mises en évidence dans les prairies sèches de Lorraine, avec une moyenne de 233.6 individus et 22.4 espèces de rhopalocères recensés par prairie. L'espèce la plus représentée est le Myrtil (*Maniola jurtina*), observé 170 fois sur l'ensemble des prairies sèches. Ce papillon, bien que généraliste, montre tout de même une préférence bien marquée pour la Centaurée jacée (*Centaurea jacea grandiflora*), elle aussi très présente dans les prairies sèches (Lebeau et al., 2015). Un indice de Shannon plus élevé dans les prairies sèches indique également une diversité de rhopalocères plus importante dans ce type de prairie. Ces différents résultats permettent d'attester que les

prairies de haute valeur biologique les plus riches et diversifiées en Lorraine belge seraient les prairies sèches.

Toutefois, l'analyse en coordonnées principales réalisée à partir des compositions en espèces des prairies a mis en évidence une séparation différente des prairies entre elles. En effet, trois groupes différents se distinguent, les prairies humides étant elles-mêmes séparées en deux groupes, l'un comprenant les deux prairies de Lorraine et l'autre comprenant les trois prairies situées au sud de l'Ardenne. D'après l'ensemble des résultats obtenus, les deux groupes de prairies humides semblent très différents en terme de composition d'espèces, ce qui a pu influencer les résultats lors de l'étude de la différence de diversité entre les deux types de prairies. Il aurait été intéressant de calculer les indices de diversité pour ces trois groupes bien distincts, et de ne pas seulement comparer les deux types de prairies entre eux. Une autre possibilité serait d'étudier davantage de prairies humides situées près des stations Latour (MC4H00) et Meix-devant-Virton (MC4H00) en Lorraine, pour confirmer cette tendance selon laquelle les populations de rhopalocères des prairies humides de cette région seraient moins diversifiées que celles des prairies sèches.

Ce mémoire constitue une première étude sur le sujet dans la région de la Lorraine belge. Les données et les résultats obtenus permettent d'avoir une première idée de la diversité de papillons de jour et des interactions de butinage qui existent dans les prairies de haute valeur biologique de cette région et d'en tirer quelques premières conclusions.

Il serait intéressant de poursuivre l'étude de ce sujet dans le futur, en continuant de récolter des données dans ces dix prairies mais également dans d'autres prairies de la région. Cela permettrait d'observer une tendance sur une plus longue période, mais aussi d'éventuellement étudier l'impact des changements climatiques sur les populations de rhopalocères et sur la flore de ces prairies de haute valeur biologique.

VI. Bibliographie

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

Jones-Walters, L. M., Gillings, S., Groen, T. A., Hennekens, S. M., Noble, D., Huskens, K., Santini, L., Sierdsema, H., van Kleunen, A., van Swaay, C., and van der Sluis, T. (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. (Alterra-rapport; No. 273A). Alterra, Wageningen-UR. <https://doi.org/10.18174/385796>

Beaugendre, C. (2021). Suivi des mouvements de rhopalocères dans les prairies humides à haute valeur biologique des régions de Saint-Vith et de Bastogne.

Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemuller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., and Kunin, W. E. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), 351-354. <https://doi.org/10.1126/science.1127863>

Biodiversité Wallonie (no date). Législation : liste des statuts de protection pour les sites. Available at : <http://biodiversite.wallonie.be/fr/sites.html?IDC=2914>

Biodiversité Wallonie (no date). Biotopes. Available at : <http://biodiversite.wallonie.be/fr/e1-26-pelouses-calcaires-mesophiles-et-meso-xerophiles.html?IDC=961>

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

Brittain, C.A., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J., and Potts, S.G. (2010). Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic Appl. Ecol.* 11, 106–115. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.11.007>.

Bruppacher, L., Pellet, J., Arlettaz, R., and Humbert, J.-Y. (2016). Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: Evidence from field-scale experiments. *Biol. Conserv.* 196, 196–202. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.018>.

Calu, G. (2020). Les indices de diversité en écologie des écosystèmes. Available at : <https://louernos-nature.fr/indices-de-diversite-ecologie-ecosystemes/#:~:text=Indice%20d'%C3%A9quitabilit%C3%A9%20de%20Pi%C3%A9lou,done%20entre%200%20et%201>

Ceballos, G., Garcia, A., and Ehrlich, P. (2010). The sixth extinction crisis. *J Cosmol* 8, 180–185.

Comba, L., Corbet, S. A., Hunt, L., and Warren, B. (1999). Flowers, nectar and insect visits: Evaluating British plant species for pollinator-friendly gardens. *Annals of Botany*, 83(4), 369–383. <https://doi.org/10.1006/anbo.1998.0835>

Commission européenne (2021). Programme LIFE. Available at : https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/fr/ip_21_6178

Curtis, R. J., Brereton, T. M., Dennis, R. L. H., Carbone, C., and Isaac, N. J. B. (2015). Butterfly abundance is determined by food availability and is mediated by species traits. *Journal of Applied Ecology*, 52(6), 1676–1684. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12523>

Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., and Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345, 401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>.

Dopagne, C. (2017) ‘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., Fruend, J., Bluethgen, N. and Gruber B. (2009). Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks. *The Open Ecology Journal*, 2, 7-24. Available at : <https://cran.r-project.org/web/packages/bipartite/index.html>

Dudley, N., and Alexander, S. (2017). Agriculture and biodiversity: a review. *Biodiversity* 18, 45–49. <https://doi.org/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>

Egan, J.F., Bohnenblust, E., Goslee, S., Mortensen, D., and Tooker, J. (2014). Herbicide drift can affect plant and arthropod communities. *Agric. Ecosyst. Environ.* 185, 77–87. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.017>.

Ekroos, J., Olsson, O., Rundlöf, M., Wätzold, F., and Smith, H.G. (2014). Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? *Biol. Conserv.* 172, 65–71. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.02.013>.

Environnement Wallonie (2019). Méthodes agro-environnementales et climatiques. Available at : <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/AGRI%2010.html>

Espeland, M., Breinholt, J., Willmott, K. R., Warren, A. D., Vila, R., Toussaint, E., Maunsell, S. C., Aduse-Poku, K., Talavera, G., Eastwood, R., Jarzyna, M. A., Guralnick, R., Lohman, D. J., Pierce, N. E., & Kawahara, A. Y. (2018). A Comprehensive and Dated Phylogenomic Analysis of Butterflies. *Current biology : CB*, 28(5), 770–778.e5. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.01.061>

Fichet, V. (no date). Biodiversité Wallonie : Liste rouge des papillons de jour. Available at : <http://biodiversite.wallonie.be/fr/liste-rouge.html?IDC=800>

Fichet, V., Barbier, Y., Bagnée, J.-Y., Dufrêne, M., Goffart, Ph., Maes, D. and Van Dyck (2008). Papillons de jour de Wallonie (1985-2007) . Service - Public de Wallonie, Direction Générale de l'Agriculture, des Ressources Naturelles et de l'Environnement, Série " Faune-Flore-Habitat ", n°4, 320 pages.

- Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J., and Vaissière, B.E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecol. Econ.* 68, 810–821. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014>.
- Gigante, D., Acosta, A., Agrillo, E., Attorre, F., V.E. C., Casavecchia, S., Chiarucci, A., del vico, E., Sanctis, M., Facioni, L., Geri, F., Guarino, R., Landi, S., Landucci, F., Panfili, E., Pesaresi, S., Prisco, I., Rosati, L., Spada, F., and Venanzoni, R. (2012). VegItaly: Technical features, crucial issues and some solutions. *Plant Sociology*. 49 (2). 71-79. <https://doi.org/10.7338/pls2012492/05>.
- Goffart, P., Cavelier, E., Lighezzolo, P., Rauw, A., and Lafontaine, D. (2014). Restoration and management of habitat networks for *Lycaena helle* in Belgium. *Jewels in the mist. A synopsis on the endangered Violet Copper butterfly Lycaena helle*. Pensoft, Sofia-Moscow, 197-216.
- Goffart, P. (2014). Plan d'action «Cuivré de la bistorte et ses habitats» en Wallonie. DEMNA/DGARNE/SPW.
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., and Rotheray, E.L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* 347, 1255957-1 - 1255957-9. <https://doi.org/10.1126/science.1255957>.
- Habel, J.C., Segerer, A., Ulrich, W., Torchyk, O., Weisser, W.W., and Schmitt, T. (2016). Butterfly community shifts over two centuries. *Conserv. Biol.* 30, 754–762. <https://doi.org/10.1111/cobi.12656>.
- Habel, J.C., Ulrich, W., Biburger, N., Seibold, S., and Schmitt, T. (2019). Agricultural intensification drives butterfly decline. *Insect Conserv. Divers.* 12, 289–295. <https://doi.org/10.1111/icad.12343>.
- Hance, T., Demeter, S., Le Roi, A. (2010). *Agriculture & Biodiversité. Agrinature, hors-série, Namur : Service Public de Wallonie.* 171 p.
- Hardy, P.B., Sparks, T.H., Isaac, N.J.B., and Dennis, R.L.H. (2007). Specialism for larval and adult consumer resources among British butterflies: Implications for conservation. *Biological Conservation* 138, 440–452. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.05.014>.
- Jennersten, O. (1984). Flower visitation and pollination efficiency of some North European butterflies. *Oecologia* 63, 80–89. <https://doi.org/10.1007/BF00379789>.
- Kolkman, A. (2020). Evaluation de l'efficacité des bandes fleuries à favoriser les insectes pollinisateurs, en particulier les papillons de jour, via l'étude du butinage.
- Kolkman, A., Dopagne, C., and Piqueray, J. (2022). Sown wildflower strips offer promising long term results for butterfly conservation. *Journal of Insect Conservation*, 26(3), 387-400.
- Kühne, I., Arlettaz, R., Pellet, J., Bruppacher, L., and Humbert, J.-Y. (2015). Leaving an uncut grass refuge promotes butterfly abundance in extensively managed lowland hay meadows in Switzerland. *Conservation Evidence*, 12, 25–27. <https://doi.org/10.7892/boris.88891>

Lebeau, J., Wesselingh, R. A., and Van Dyck, H. (2017). Flower use of the butterfly *Maniola jurtina* in nectar-rich and nectar-poor grasslands: a nectar generalist with a strong preference? *Insect Conservation and Diversity*, 10(3), 258–270. <https://doi.org/10.1111/icad.12222>

Leenhardt, S., Mamy, L., Pesce, S., Sanchez, W., Achard, A.L., Amichot, M., Artigas, J., Aviron, S., Barthélémy, C., Beaudoin, R., Bedos, C., Bérard, A., Berny, P., Bertrand, C., Betouille, S., Bureau-Point, E., Charles, S., Chaumot, A., Chauvel, B., Coeurdassier, M., Corio-Costet, M.F., Coutellec, M.A., Crouzet, O., Doussan, I., Faburé, J., Fritsch, C., Gallai, N., Gonzalez, P., Gouy, V., Hedde, M., Langlais, A., Le Bellec, F., Leboulanger, C., Le Gall, M., Le Perchec, S., Margoum, C., Martin-Laurent, F., Mongruel, R., Morin, S., Mougou, C., Munaron, D., Néliu, S., Pelosi, C., Rault, M., Sabater, S., Stachowski-Haberkorn, S., Sucre, E., Thomas, M., Tournebize, J. (2022). Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques, Synthèse du rapport d'ESCO, INRAE - Ifremer (France), 124 p.

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

Microsoft Corporation (2016). Microsoft Excel. Available at: <https://office.microsoft.com/excel>

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

Noreika, N., Kotze, D.J., Loukola, O.J., Sormunen, N., Vuori, A., Päivinen, J., Penttinen, J., Punttila, P., and Kotiaho, J.S. (2016). Specialist butterflies benefit most from the ecological restoration of mires. *Biological Conservation* 196, 103–114. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.014>.

Öckinger, E., Hammarstedt, O., Nilsson, S.G., and Smith, H.G. (2006). The relationship between local extinctions of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels. *Biol. Conserv.* 128, 564–573. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.024>.

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E. and Wagner, H. (2019). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. Available at : <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Ollerton, J., Winfree, R., and Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120, 321–326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>.

Ollerton, J., Erenler, H., Edwards, M., and Crockett, R. (2014). Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science* 346, 1360–1362. <https://doi.org/10.1126/science.1257259>.

O'Rourke, A. T., Fitzpatrick, U., and Stout, J. C. (2014). Spring foraging resources and the behaviour of pollinating insects in fixed dune ecosystems. *Journal of Pollination Ecology*, 13(17), 161–173. [https://doi.org/10.26786/1920-7603\(2014\)14](https://doi.org/10.26786/1920-7603(2014)14)

- Ouvrard, P., Transon, J., and Jacquemart, A.-L. (2018). Flower-strip agri-environment schemes provide diverse and valuable summer flower resources for pollinating insects. *Biodivers Conserv* 27, 2193–2216. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1531-0>.
- Ouvrard, P., and Jacquemart, A.-L. (2018). Agri-environment schemes targeting farmland bird populations also provide food for pollinating insects: Bird-strip AES feed pollinating insects. *Agr Forest Entomol* 20, 558–574. <https://doi.org/10.1111/afe.12289>.
- Partap, U., and Ya, T. (2012). The Human Pollinators of Fruit Crops in Maoxian County, Sichuan, China: A Case Study of the Failure of Pollination Services and Farmers' Adaptation Strategies. *Mt. Res. Dev.* 32, 176–186.
- Piqueray, J., Gilliaux, V., Decruyenaere, V., Cornelis, J.-T., Uyttenbroeck, R., and Mahy, G. (2019). Management of Grassland-like Wildflower Strips Sown on Nutrient-rich Arable Soils: The Role of Grass Density and Mowing Regime. *Environmental Management* 63, 647–657. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01153-y>.
- Rada, S., Schweiger, O., Harpke, A., Kühn, E., Kuras, T., Settele, J., and Musche, M. (2019). Protected areas do not mitigate biodiversity declines: A case study on butterflies. *Divers. Distrib.* 25, 217–224. <https://doi.org/10.1111/ddi.12854>.
- Rouxhet, S., Halford, M., Goret, T., Walot, T., Le Roi, A., Thirion, M. and Mulders, C. (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
- RStudio Team (2019). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. Available at : <http://www.rstudio.com/>.
- Sánchez-Bayo, F., and Wyckhuys, K.A.G. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biol. Conserv.* 232, 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>.
- Schowalter, T.D., Noriega, J.A., and Tschardtke, T. (2018). Insect effects on ecosystem services—Introduction. *Basic Appl. Ecol.* 26, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.011>.
- Schtickzelle, N., Turlure, C., and Baguette, M. (2007). Grazing management impacts on the viability of the threatened bog fritillary butterfly *Proclossiana eunomia*. *Biological Conservation* 136, 651–660. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.01.012>.
- Stork, N.E. (2018). How Many Species of Insects and Other Terrestrial Arthropods Are There on Earth? *Annu. Rev. Entomol.* 63, 31–45. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-020117-043348>.
- Thomas, J.A. (2016). Butterfly communities under threat. *Science* (New York, N.Y.), 353(6296), 216–218. <https://doi.org/10.1126/science.aaf8838>.

- Vanbergen, A.J., and the Insect Pollinators Initiative (2013). Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators. *Front. Ecol. Environ.* *11*(5), 251–259. <https://doi.org/10.1890/120126>.
- Van Dijk, T.C., Van Staalduinen, M.A., and Van der Sluijs, J.P. (2013). Macro-Invertebrate Decline in Surface Water Polluted with Imidacloprid. *PLoS ONE* *8*(5), e62374. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062374>.
- Van Gelderen, C., Turlot, A., Rondia, P., and Demeter, S. (2011). Rencontres au cœur des prairies de haute valeur biologique. *Agri nature N°7*, 143 p.
- Van Swaay, C., Warren, M., and Lois, G. (2006). Biotope Use and Trends of European Butterflies. *J. Insect Conserv.* *10*, 189–209. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-6293-4>.
- Van Swaay, C., Cuttelod, A., Collins, S., Maes, D., López Munguira, M., Šašić, M., Settele, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M. and Wynhof, I. (2010). European Red List of Butterflies. Luxembourg: Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2779/83897>
- Van Swaay, C., Maes, D., Collins, S., Munguira, M. L., Sasic, M., Settele, J., Verovnik, R., Warren, M., Wiemers, M., Wynhoff, I., and Cuttelod, A. (2011). Applying IUCN criteria to invertebrates: How red is the Red List of European butterflies? *BIOLOGICAL CONSERVATION*, *144*, 470-478. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.034>
- Warren, M.S., Maes, D., van Swaay, C.A.M., Goffart, P., Van Dyck, H., Bourn, N.A.D., Wynhoff, I., Hoare, D., and Ellis, S. (2021). The decline of butterflies in Europe: Problems, significance, and possible solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences.* *118*(2). <https://doi.org/10.1073/pnas.2002551117>.
- Wibail, L., Goffart, Ph., Smits, Q., Delescaille, L.-M., Couvreur, J.-M., Keulen Chr., Delmarche, C., Gathoye, J.-L., Manet, B. and Derochette, L. (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. DGOARNE, Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole-Direction de la Nature et de l'Eau, Gembloux, 277 p.
- 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>
- Zingg, S., Ritschard, E., Arlettaz, R., and Humbert, J.-Y. (2019). Increasing the proportion and quality of land under agri-environment schemes promotes birds and butterflies at the landscape scale. *Biol. Conserv.* *231*, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.022>.

VII. Annexes

Annexe 1 : Liste des biotopes WaLEUNIS, plus détaillée pour les habitats concernés dans l'étude des dix prairies (Dufrêne et Delescaille, 2005).

- 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
 - D2.2 - Bas-marais acides
 - D2.3 - Tourbières de transition et tremblantes
 - 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
 - E1.1 - Pelouses pionnières
 - E1.2 - Pelouses calcaires
 - E1.7 - Nardaies
 - E1.9 - Pelouses sur sable
 - E1.B - Pelouses sur sols métallifères
 - E2 - Prairies mésophiles
 - E2.1 - Pâtures permanentes et prairies mixtes
 - E2.2 - Prairies de fauche de basse altitude
 - E2.3 - Prairies de fauche de haute altitude
 - E3 - Prairies humides
 - E3.4 - Prairies humides mésotrophes et eutrophes
 - E3.5 - Prairies humides oligotrophes
 - E5 - Mégaphorbiaies et ourlets forestiers
 - E5.2 - Ourlets forestiers
 - E5.3 - Ptéridaies
 - E5.4 - Mégaphorbiaies et ourlets nitrophiles
 - E5.6 - Végétations rudérales
- F - Landes, fourrés et toundra
 - 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
 - G1.1 - Forêts riveraines à bois tendre
 - G1.2 - Aulnaies-frênaies alluviales et forêts mélangées à chêne-orme-frêne
 - G1.4 - Forêts feuillues marécageuses sur substrat méso- à eutrophe
 - G1.5 - Forêts marécageuses feuillues sur tourbe acide
 - G1.6 - Hêtraies
 - G1.7 - Forêts décidues thermophiles
 - G1.8 - Chênaies acidophiles
 - G1.9 - Forêts avec bouleau, tremble, sorbier des oiseleurs, coudrier ou saule
 - G1.A - Forêts méso- et eutrophes à [Quercus], [Carpinus], [Fraxinus], [Acer], [Tilia], [Ulmus] et forêts apparentés
 - G1.B - Aulnaies non riveraines
 - G1.C - Plantations forestières feuillues
 - G1.D - Vergers à fruits charnus

- G1.e - Meriseraies
 - 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 - Eboulis
 - H3 - Rochers et falaises
- I - Habitats récemment ou régulièrement cultivés
 - I1 - Cultures
 - I2 - Jardins et des parcs
 - I3 - 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 - Terres 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-ésineux 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

Annexe 2 : Résultats du nombre d'individus de rhopalocères de chaque espèce recensés dans les dix prairies étudiées.

Station	Torgny (MC4500)		Lataour (MC4500)		Verly (MC4500)		Chaufour (MC4500)		Lataour (MC4H00)		Meix-devant-Virton (MC4H00)		La Crassenière (MC4H00)		Loutémont (MC4H00)	
	sèche	humide	sèche	humide	sèche	humide	sèche	humide	sèche	humide	sèche	humide	sèche	humide	sèche	humide
<i>Apria crataegi</i>	0	0	1	7	0	0	1	0	0	0	0	0	8	4	0	16
<i>Aricia agestis</i>	0	0	2	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Boloria eunomia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	31	0	20
<i>Brenthis iano</i>	0	0	0	0	0	0	0	12	9	0	0	0	10	9	0	0
<i>Euphydryas aurinia</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melitaea diamina</i>	0	0	0	9	0	0	0	26	0	0	0	0	2	0	0	5
<i>Pararge aegeria</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aglais urticae</i>	24	4	4	36	24	4	24	4	9	37	21	0	37	21	0	45
<i>Anthracinus cardamines</i>	3	2	2	5	7	0	2	7	0	7	0	2	7	0	2	2
<i>Araschnia levana</i>	1	0	1	12	2	0	2	3	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Boloria dia</i>	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brenthis daphne</i>	6	3	3	6	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calliphys rubi</i>	1	2	0	0	5	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carcharias alceae</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coenonympha arcania</i>	50	4	4	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coenonympha pamphilus</i>	31	9	9	25	9	0	9	0	0	0	0	0	0	0	5	5
<i>Colias hyale</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cupido minimus</i>	3	17	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyaniris semiargus</i>	5	3	3	3	8	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Erebia medusa</i>	12	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Glaucopsyche alexis</i>	3	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gonepteryx rhamni</i>	3	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Inachis io</i>	0	0	0	6	12	0	0	4	0	2	1	0	2	1	0	2
<i>Issoria lathonia</i>	2	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptidea sinapis</i>	10	12	12	37	26	0	7	15	13	0	0	0	0	0	0	5
<i>Limenitis camilla</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycæna helle</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	33	0	29
<i>Lycæna phlaeas</i>	0	0	0	0	5	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Maniola jurtina</i>	38	34	34	35	44	0	19	0	0	13	6	0	13	6	0	17
<i>Melanargia galathea</i>	24	18	18	19	25	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melitaea cinxia</i>	10	0	0	9	4	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0
<i>Ochlodes sylvanus</i>	11	10	10	12	15	0	21	6	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Pieris brassicae</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Pieris napi</i>	11	16	16	18	37	0	25	48	29	34	11	0	34	11	0	26
<i>Pieris rapae</i>	2	0	0	7	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plebejus argus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polygonia c-album</i>	1	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polymatus icarus</i>	17	11	11	0	12	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyrgus malvae</i>	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spialia sertanalis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vanessa atalanta</i>	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vanessa cardui</i>	2	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Zygaena filipendulae</i>	4	1	1	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Annexe 3 : Résultats du recensement floristique reprenant le recouvrement de chaque espèce végétale recensée dans les dix prairies étudiées, selon la méthode de DAFOR et ensuite convertis en coefficients de van der Maarel.

Stations	Torgny (MC4S00)	Torgny (MC4S01)	Verly (MC4S00)	Latour (MC4S00)	Chaufour (MC4S00)
Type de prairie	sèche	sèche	sèche	sèche	sèche
Ach. millefolium	5	5	5	5	7
Ach. ptarmica	0	0	0	0	0
Agr. eupatoria	0	5	0	0	0
Agr. Capillaris	0	0	0	5	0
Agr. stolonifera	0	0	4	0	0
Aju. reptans	0	0	0	0	0
Alc. xanthochlora	0	0	5	0	0
All. oleraceum	0	3	0	0	0
Aln. glutinosa	0	0	0	0	0
Alo. pratensis	0	0	0	0	3
Ana. pyramidalis v pyramidalis	5	0	0	0	0
Ang. sylvestris	0	0	0	0	0
Ant. odoratum	0	5	7.5	5	7.5
Ant. sylvestris	0	0	0	0	0
Arr. elatius	7	7	5	0	5
Ave. pubescens	7	0	0	0	7
Bel. perennis	0	3	0	0	0
Bet. pendula	0	0	0	0	0
Bra. pinnatum	7	0	0	0	0
Bri. media	3	0	0	0	3
Bro. erectus	7	0	0	0	7
Bro. hordeaceus	0	3	3	0	0
Cal. epigejos	0	0	3	0	0
Cal. palustris	0	0	0	0	0
Cal. sepium	0	0	0	0	0
Cam. rapunculus	3	3	5.5	0	3
Car. pratensis	0	0	0	0	0
Car. cuprina	0	0	0	0	0
Car. disticha	0	0	0	0	0
Car. firma	0	0	0	0	0
Car. nigra	0	0	0	0	0
Car. panicea	0	0	0	0	0
Car. rostrata	0	0	0	0	0
Car. vesicaria	0	0	0	0	0
Cen. jacea grandiflora	8	5	7.5	8	7
Cen. jacea jacea	0	0	0	0	0
Cer. fontanum	5	5	5	5	0
Cir. arvense	0	0	3	0	0
Cir. oleraceum	0	0	0	0	0
Cir. palustre	0	0	5	0	0
Cir. vulgare	0	0	0	3	0
Cli. vulgare	0	5	0	0	0
Com. palustre	0	0	0	0	0
Cra. monogyna	0	0	0	0	0
Cre. biennis	0	3	4	5	7
Cre. capillaris	0	0	3	0	3
Cyn. cristatus	3	3	0	5	5
Cyt. scoparius	0	0	5	0	0
Dac. glomerata	7	7	4	9	5
Dac. majalis	0	0	0	0	0
Dau. carota	0	5	5	5	0
Des. cespitosa	0	0	0	0	0
Dip. fullonum	0	0	0	0	0
Ech. vulgare	0	0	3	0	0
Epi. angustifolium	0	0	0	0	0
Epi. palustre	0	0	0	0	0
Epi. parviflorum	0	0	0	0	0
Epi. sp.	0	0	0	0	0
Eri. angustifolium	0	0	0	0	0
Eup. cannabinum	0	0	0	0	0
Fes. arundinacea	0	0	0	0	3
Fes. pratensis	0	0	0	0	7
Fes. rubra	5	5	6	7	7.5
Fil. ulmaria	0	0	0	0	0
Gal. aparine	0	0	0	0	0
Gal. mollugo	5	9	0	0	5
Gal. palustre	0	0	0	0	0
Gal. uliginosum	0	0	0	0	0
Gen. tinctoria	5	0	0	0	0
Ger. molle	0	0	3	0	0
Geu. urbanum	0	0	0	0	0
Gle. hederacea	0	0	0	0	0
Her. sphondylium	0	3	3	7	3
Hie. umbellatum	0	0	0	0	5
Hol. lanatus	0	5	7.5	8	7
Hol. mollis	0	0	7.5	3	0
Hum. lupulus	0	0	0	0	0
Hyp. maculatum	0	0	5	0	0

Hyp. perforatum	0	0	0	3	5
Hyp. radicata	0	0	6	0	0
Iri. pseudacorus	0	0	0	0	0
Jun. acutiflorus	0	0	0	0	0
Jun. articulatus	0	0	0	0	0
Jun. effusus	0	0	3	0	0
Jun. inflexus	0	0	0	0	0
Kna. arvensis	7	0	5	0	5
Lat. pratensis	0	0	0	0	0
Leo. hispidus	0	0	0	0	5
Leu. vulgare	5	3	8.5	5	5
Lin. catharticum	5	0	0	0	0
Lot. corniculatus	7	5	0	7	9
Lot. pedunculatus	0	0	0	0	0
Luz. campestris	0	5	5	0	5
Lyc. flos-cuculi	0	0	0	0	0
Lyc. europaeus	0	0	0	0	0
Lys. vulgaris	0	0	0	0	0
Lyt. salicaria	0	0	0	0	0
Mal. moschata	3	0	5	0	0
Med. falcata	0	5	0	0	0
Mel. arvensis	0	3	0	0	0
Men. aquatica	0	0	0	0	0
Men. sp.	0	0	0	0	0
Mol. caerulea	0	0	0	0	0
Myo. arvensis	0	0	0	0	0
Myo. scorpioides	0	0	0	0	0
Ori. vulgare	5	5	0	0	0
Phl. pratense	0	0	0	0	3
Phr. australis	0	0	0	0	0
Pla. lanceolata	5	5	6	5	6
Pla. major	0	0	0	0	0
Poa pratensis	5	5	0	0	5
Poa trivialis	0	0	0	0	0
Pol. bistorta	0	0	0	0	0
Pot. anserina	0	0	5	0	0
Pot. erecta	0	0	0	0	0
Pot. sterilis	0	0	4	0	0
Pri. veris	0	0	0	0	5
Pru. vulgaris	0	5	6	0	5
Pru. avium	0	0	0	5	0
Pru. spinosa	0	5	0	5	0
Que. robur	0	0	0	3	0
Ran. acris	0	0	6	7	5
Ran. bulbosus	0	0	0	0	5
Ran. flammula	0	0	0	0	0
Ran. repens	0	0	4	7	5
Ran. serpens	0	5	0	0	0
Rhi. alectorolophus	0	7	0	0	0
Rhi. minor	0	3	7	5	5
Ros. canina s.l.	3	0	0	0	0
Rub. caesius	0	0	0	0	0
Rub. idaeus	0	0	3	0	0
Rub. sp.	0	0	3	0	0
Rum. acetosa	0	5	5	5	5
Rum. acetosella	0	0	3	0	0
Rum. crispus	0	0	0	5	0
Rum. obtusifolius	0	0	3	0	0
Sal. cinerea	0	0	0	0	0
Sal. cinerea s.l.	0	0	0	0	0
Sal. sp.	0	0	0	0	0
San. minor	8	5	3	0	9
Sci. sylvaticus	0	0	0	0	0
Sen. erucifolius	0	0	0	0	0
Sen. jacobaea	7	5	4	5	5
Sol. dulcamara	0	0	0	0	0
Ste. graminea	0	0	5	5	0
Sym. officinale	0	0	0	0	0
Tan. vulgare	0	0	3	0	0
Tar. sp.	0	0	5	5	0
Tra. pratensis	0	3	0	5	3
Tri. dubium	0	0	3	0	0
Tri. pratense	0	0	5	5	7
Tri. repens	0	5	7	7	8
Tri. flavescens	7	8	0	0	0
Urt. dioica	0	0	0	0	0
Val. officinalis repens	0	0	0	0	0
Ver. chamaedrys	0	5	7	5	7
Vic. cracca	0	0	4	0	0
Vic. hirsuta	0	0	0	0	0
Vic. sativa	0	0	4	0	3
Vic. tetrasperma	0	0	0	0	0

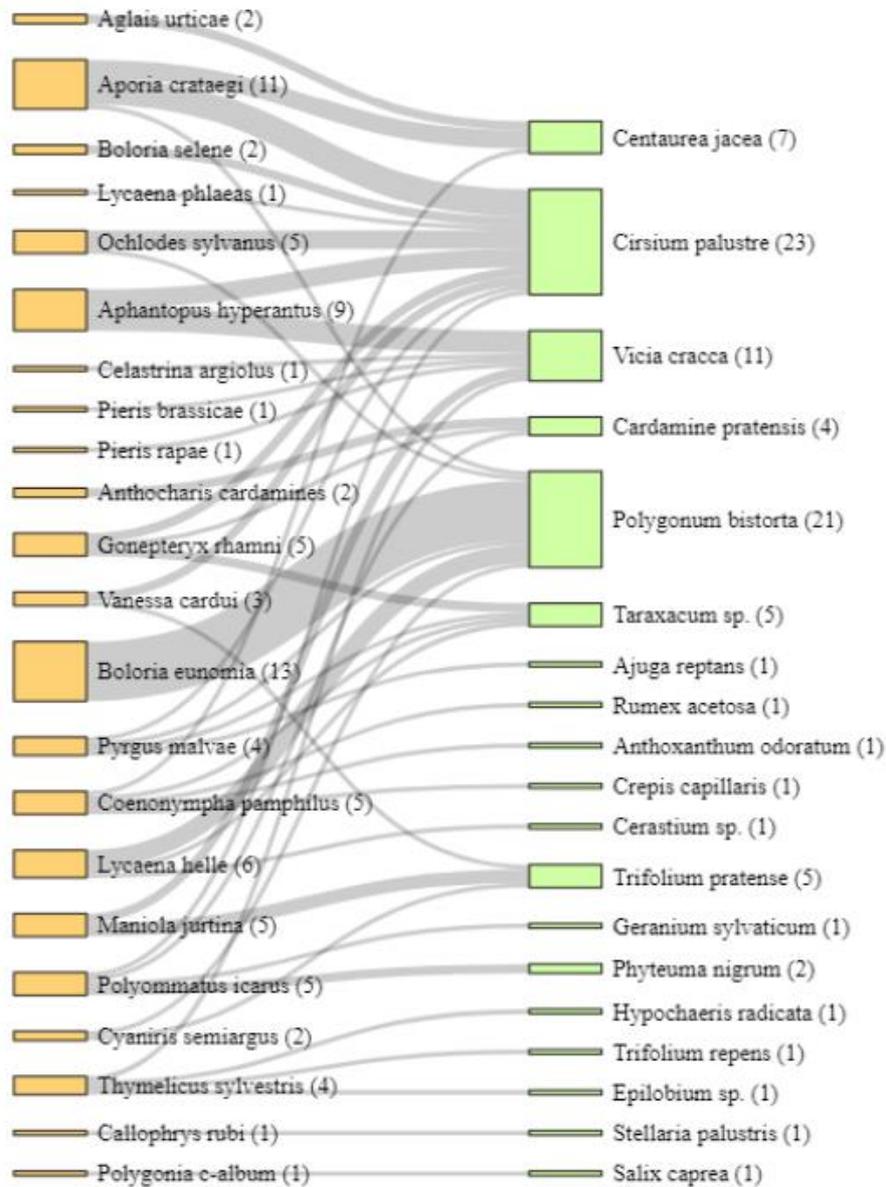
Stations	La Crassenière (MC4H00)	La Crassenière (MC4H01)	Latour (MC4H00)	Louffémont (MC4H00)	Meix-devant-Virton (MC4H00)
Type de prairie	humide	humide	humide	humide	humide
Ach. millefolium	0	0	0	0	0
Ach. ptarmica	3	0	0	0	0
Agr. eupatoria	0	0	0	0	0
Agr. capillaris	0	0	0	0	0
Agr. stolonifera	0	0	5	0	0
Aju. reptans	0	0	0	0	5
Alc. xanthochlora	0	0	0	0	0
All. oleraceum	0	0	0	0	0
Aln. glutinosa	0	0	5	0	3
Alo. pratensis	0	0	0	0	0
Ana. pyramidalis v pyramidalis	0	0	0	0	0
Ang. sylvestris	0	5	8	5	0
Ant. odoratum	0	0	0	0	0
Ant. sylvestris	3	0	0	0	0
Arr. elatius	0	5	0	0	0
Ave. pubescens	0	0	0	0	0
Bel. perennis	0	0	0	0	0
Bet. pendula	0	0	0	0	3
Bra. pinnatum	0	0	0	0	0
Bri. media	0	0	0	0	0
Bro. erectus	0	0	0	0	0
Bro. hordeaceus	0	0	0	0	0
Cal. epigejos	0	0	0	0	0
Cal. palustris	0	0	0	3	0
Cal. sepium	0	0	5	0	0
Cam. rapunculus	0	0	0	0	0
Car. pratensis	0	0	0	5	0
Car. cuprina	0	0	5	0	0
Car. disticha	0	0	8	0	0
Car. firma	0	0	3	0	0
Car. nigra	0	0	0	5	0
Car. panicea	0	0	5	0	0
Car. rostrata	0	3	0	0	0
Car. vesicaria	0	0	0	0	9
Cen. jacea grandiflora	0	0	0	0	0
Cen. jacea jacea	0	0	3	0	0
Cer. fontanum	0	0	0	3	3
Cir. arvense	0	7	5	0	0
Cir. oleraceum	0	0	5	0	0
Cir. palustre	7	0	7	8	5
Cir. vulgare	0	0	5	0	0
Cli. vulgare	0	0	0	0	0
Com. palustre	0	0	0	9	0
Cra. monogyna	0	0	5	0	0
Cre. biennis	0	0	0	0	0
Cre. capillaris	0	0	0	0	0
Cyn. cristatus	0	0	0	0	0
Cyt. scoparius	0	0	0	0	0
Dac. glomerata	0	0	0	0	0
Dac. majalis	0	0	0	5	0
Dau. carota	0	0	0	0	0
Des. cespitosa	8	8	0	5	0
Dip. fulgonum	0	0	5	0	0
Ech. vulgare	0	0	0	0	0
Epi. angustifolium	0	5	0	3	0
Epi. palustre	0	0	0	5	0
Epi. parviflorum	0	0	5	0	5
Epi. sp.	5	5	0	8	6.5
Eri. angustifolium	0	0	0	7	0
Eup. cannabinum	0	0	5	0	3
Fes. arundinacea	0	0	0	0	0
Fes. pratensis	0	0	0	0	0
Fes. rubra	5	0	0	0	0
Fil. ulmaria	0	7	9	0	3
Gal. aparine	0	0	0	0	3
Gal. mollugo	7	7	0	0	0
Gal. palustre	0	0	5	0	0
Gal. uliginosum	7	0	0	7	5
Gen. tinctoria	0	0	0	0	0
Ger. molle	0	0	0	0	0
Geu. urbanum	0	0	0	0	3
Gle. hederacea	0	0	3	0	3
Her. sphondylium	5	0	3	0	0
Hie. umbellatum	0	0	0	0	0
Hol. lanatus	5	0	5	5	4
Hol. mollis	0	0	0	5	0
Hum. lupulus	0	0	3	0	0
Hyp. maculatum	0	0	5	0	5

Hyp. perforatum	0	0	5	0	0
Hyp. radicata	0	0	0	0	0
Iri. pseudacorus	0	0	3	0	0
Jun. acutiflorus	0	0	0	8	0
Jun. articulatus	0	0	0	0	3
Jun. effusus	5	0	5	8	5
Jun. inflexus	0	0	7	0	7.5
Kna. arvensis	0	0	0	0	0
Lat. pratensis	5	3	3	0	0
Leo. hispidus	0	0	0	0	0
Leu. vulgare	0	0	0	0	0
Lin. catharticum	0	0	0	0	0
Lot. corniculatus	0	0	0	0	0
Lot. pedunculatus	5	0	7	7	7
Luz. campestris	0	0	0	0	0
Lyc. flos-cuculi	0	0	3	0	5
Lyc. europaeus	0	0	0	0	5
Lys. vulgaris	0	0	7	0	5
Lyt. salicaria	0	0	7	0	0
Mal. moschata	0	0	0	0	0
Med. falcata	0	0	0	0	0
Mel. arvensis	0	0	0	0	0
Men. aquatica	0	0	0	0	6
Men. sp.	0	0	5	0	0
Mol. caerulea	0	0	0	7	0
Myo. arvensis	0	0	0	0	3
Myo. scorpioides	3	0	0	0	3
Ori. vulgare	0	0	0	0	0
Phi. pratense	0	0	0	0	0
Phr. australis	0	0	3	0	3
Pla. lanceolata	0	0	0	0	0
Pla. major	0	0	0	0	3
Poa pratensis	0	0	0	0	0
Poa trivialis	5	0	5	5	5
Pol. bistorta	9	9	0	5	0
Pot. anserina	0	0	0	0	0
Pot. erecta	0	0	0	3	0
Pot. sterilis	0	0	0	0	0
Pri. veris	0	0	0	0	0
Pru. vulgaris	0	0	0	0	0
Pru. avium	0	0	0	0	0
Pru. spinosa	0	0	0	0	0
Que. robur	0	0	3	0	0
Ran. acris	5	0	0	0	0
Ran. bulbosus	0	0	0	0	0
Ran. flammula	0	0	0	5	0
Ran. repens	8	0	0	0	5
Ran. serpens	0	0	0	0	0
Rhi. alectorolophus	0	0	0	0	0
Rhi. minor	0	0	0	0	0
Ros. canina s.l.	0	0	3	0	0
Rub. caesius	0	0	5	0	0
Rub. idaeus	0	0	0	0	0
Rub. sp.	3	0	0	0	0
Rum. acetosa	7	0	3	5	0
Rum. acetosella	0	0	0	0	0
Rum. crispus	3	0	3	0	5
Rum. obtusifolius	0	0	0	0	0
Sal. cinerea	0	0	0	0	4
Sal. cinerea s.l.	0	0	5	0	0
Sal. sp.	0	0	3	0	0
San. minor	0	0	0	0	0
Sci. sylvaticus	5	0	0	0	4
Sen. erucifolius	0	0	7	0	0
Sen. jacobaea	0	0	0	0	0
Sol. dulcamara	0	0	3	0	0
Ste. graminea	5	0	0	0	0
Sym. officinale	0	0	5	0	0
Tan. vulgare	0	0	5	0	0
Tar. sp.	0	0	0	0	0
Tra. pratensis	0	0	0	0	0
Tri. dubium	0	0	0	0	5
Tri. pratense	0	0	3	0	0
Tri. repens	0	0	0	3	5
Tri. flavescens	0	0	0	0	0
Urt. dioica	5	0	0	0	3
Val. officinalis repens	3	0	3	7	0
Ver. chamaedrys	3	0	0	0	0
Vic. cracca	5	0	3	5	0
Vic. hirsuta	0	0	5	0	0
Vic. sativa	0	0	0	0	0
Vic. tetrasperma	0	0	5	0	0

Annexe 4 : Nombre d'individus des différentes espèces de rhopalocères observés dans sept prairies humides dans la région de Saint-Vith et Bastogne, chaque année entre 2015 et 2021 (Beaugendre, 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>Calliphrys 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>Limnitis 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 : Diagramme de Sankey représentant les interactions de butinage entre les rhopalocères (orange) et les plantes à fleurs (vert) dans sept prairies de haute valeur biologique humides dans la région de Saint-Vith et Bastogne (Beaugendre, 2021).



Annexe 6 : Diagramme de Sankey représentant les interactions de butinage entre les rhopalocères (vert) et les plantes à fleurs spontanées (jaune) et plantées (orange) dans les bandes fleuries MC8 (Kolkman, 2020).

