UCLouvain

FACULTE DES SCIENCES

Faculté des sciences

Étude de la biodiversité des espaces verts gérés par l'UCLouvain sur le campus de Louvain-la-Neuve: type de gestion et réseaux plantes-pollinisateurs

Auteure : **Jeanne David**

Promotrice : **Renate Wesselingh**

Lecteur·rices : **Alexandra Bideau**, **Léna Jeannerod** et **Hans Van Dyck**

Année académique 2022-2023

Master [120] en biologie des organismes et écologie, à finalité approfondie

Université catholique de Louvain
École de biologie

Université de Namur
Département de biologie

Étude de la biodiversité des espaces verts gérés par l'UCLouvain sur le campus de Louvain-la-Neuve : type de gestion et réseaux plantes-pollinisateurs



DAVID Jeanne

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

Promotrice : WESSELINGH Renate - UCLouvain, Earth and Life Institute : Ecology and Biodiversity (ELIV)

Année académique 2022-2023

Remerciements

Mes remerciements s'adressent à l'ensemble des personnes ayant contribué à la réalisation et à l'achèvement de ce mémoire.

Merci à ma promotrice, Renate Wesselingh, qui m'a offert l'opportunité de réaliser mon mémoire sur un sujet qui me passionne. Merci pour sa supervision, ses conseils ainsi que pour le matériel fourni, tout cela étant nécessaire à la réalisation et à l'amélioration de ce mémoire.

Je souhaite également adresser mes remerciements aux membres de mon jury, Alexandra Bideau, Léna Jeannerod et Hans Van Dyck, pour leur temps et pour l'attention portée à ce mémoire.

Je remercie aussi le GPEX, et tout particulièrement Alexandra Bideau, pour les données et les plans de gestion fournis, ainsi que pour ses précieux conseils.

Mes remerciements vont au KAP Louvain-li-Nux pour leur aide en LaTeX, aux membres du groupe Facebook «*Ecology in R*» pour leur dévouement face aux problèmes rencontrés en R, ainsi qu'à Victor pour son aide précieuse en statistiques. Merci également à Thibaud pour son expertise en identification.

Un tout grand merci à ma maman, ma soeur Louise, ma mamy et Violette pour leurs relectures minutieuses.

Je tiens ensuite à remercier Steven, mon co-mémorant, pour son aide, son soutien, sa bonne humeur, tant sur le terrain qu'au bureau, pour toutes ces heures passées ensemble à concevoir et réaliser ces mémoires.

Je voudrais remercier Arthur et Stefan qui nous ont accompagnés quelques instants sur le terrain, rendant cela plus jovial. Merci à Violette pour sa compagnie en bibli et ses conseils esthétiques toujours pertinents. Merci aux bio-copains du bureau C.114 : Anouk, Arthur, Louise, Manon, Stefan, Steven, Thibaud et Violette, pour leurs encouragements, leurs conseils et leur joie de vivre qui rendent ce master inoubliable.

Enfin, je remercie mes parents, qui ont financé mes études, mais surtout, qui m'ont soutenue dans ce travail. Merci à ma famille pour leur présence et pour m'avoir épaulée. Merci à eux d'avoir appliqué, à leur échelle, les conseils de gestion dans leurs jardins.

Finalement, je tiens à remercier Aurélien, pour sa présence à mes côtés au quotidien, pour m'avoir supportée, pour avoir cru en moi et pour m'avoir encouragée tout au long de ce mémoire.



Résumé

TITRE : Étude de la biodiversité des espaces verts gérés par l'UCLouvain sur le campus de Louvain-la-Neuve : type de gestion et réseaux plantes-pollinisateurs

Le déclin des insectes est une préoccupation croissante en raison de l'utilisation de pesticides ainsi que de la perte et la fragmentation des habitats. Toutefois, l'urbanisation offre un potentiel pour la conservation de la biodiversité si une gestion écocentrée est mise en place. Dans cette optique, une étude a été menée dans les espaces verts de Louvain-la-Neuve gérés par l'UCLouvain afin d'améliorer leur gestion et de dresser un état des lieux de la biodiversité présente.

Pour ce faire, des inventaires de la végétation en fleur et de la faune pollinisatrice (se limitant au clade Anthophila, à la famille des *Syrphidae* et à l'ordre Lepidoptera) ont été réalisés au sein des différents types de gestion : fauche Graminées, fauche Fleuri, fauche Semé, Tonte récente et Tonte tardive. En parallèle, les interactions plantes-pollinisateurs ont été analysées afin d'étudier la complexité des réseaux plantes-pollinisateurs selon le type de gestion.

Les résultats révèlent un potentiel important pour ce campus universitaire et démontrent la plus-value considérable des prés de fauches de types «Fleuri» et «Semé» sur la biodiversité, des plantes en fleurs et des pollinisateurs ainsi que sur leurs interactions. En revanche, la «Tonte récente» dévoile un fort impact négatif tandis que les types de fauche «Graminées» et de «Tonte tardive» occupent une place intermédiaire.

Des recommandations concrètes et réalisables sont proposées afin d'améliorer la gestion des espaces verts de l'UCLouvain. Cela comprend la réorganisation des zones urbaines en octroyant plus de place aux espaces verts gérés extensivement. Elles incluent également la mise en place d'une gestion plus respectueuse de la biodiversité, en ajustant le moment et l'intensité de la gestion, ainsi qu'en créant des zones refuges et en semant des plantes indigènes pour renforcer la disponibilité des ressources. En outre, un effort de sensibilisation doit être réalisé, notamment via la conception de panneaux didactiques.

Les milieux urbains peuvent fournir des habitats essentiels pour la biodiversité qu'il est nécessaire d'entretenir et d'améliorer pour mitiger les effets du changement climatique. Ceci est d'autant plus vrai que les bénéfices apportés au bien-être humain sont importants.

Abstract

TITLE : Study of the biodiversity of green spaces managed by UCLouvain on the Louvain-la-Neuve campus : type of management and plant-pollinator networks

Insect decline is a growing concern due to pesticide use, habitat loss and fragmentation. However, urbanisation offers a potential for biodiversity conservation if an eco-focused management is put in place. With this in mind, a study was conducted in the green spaces of Louvain-la-Neuve managed by the UCLouvain in order to improve their management and to draw up an inventory of the biodiversity present.

In order to accomplish this objective, inventories of flowering vegetation and pollinating fauna (limited to the Anthophila clade, the family of *Syrphidae* and the order Lepidoptera) were conducted within the different types of management : «Grass» mowing, «Flowering» mowing, «Sown» mowing, «Recent mowing» and «Delayed mowing». In parallel, plant-pollinator interactions were analysed in order to study the complexity of plant-pollinator networks according to the management type.

The results reveal a significant potential for this university campus, and demonstrate the considerable added value of the «Flowered» and «Sown» mowing types on the biodiversity of both flowering plants and pollinators as well as on their interactions. On the other hand, «Recent mowing» shows a strong negative impact, while the «Grass» and «Late mowing» types occupy an intermediate position.

Concrete and feasible recommendations are proposed to improve the management of green spaces at UCLouvain. This include reorganising the urban areas by giving more space to extensively managed green spaces. It also includes the implementation of a more biodiversity-friendly management, by adjusting the timing and intensity of management, as well as creating refuge areas and sowing native plants to enhance the availability of resources. In addition, awareness-raising efforts should be made, including the design of educational panels.

Urban environments can provide essential habitats for biodiversity, which need to be maintained and enhanced to mitigate the effects of climate change, especially given the benefits to human well-being.

Table des matières

Remerciements I

Résumé II

Abstract III

1 Introduction 1
- 1.1 Crise de la biodiversité . . . 2
- 1.2 Déclin des pollinisateurs . . . 2
  - 1.2.1 Causes . . . 3
    - a. Changement climatique . . . 3
    - b. Transformation du paysage . . . 4
    - c. Intensification de l'agriculture et pesticides . . . 5
    - d. Espèces introduites et pathogènes . . . 5
    - e. Effet synergique . . . 6
  - 1.2.2 Le rôle des pollinisateurs . . . 7
  - 1.2.3 Focus sur les abeilles sauvages . . . 8
- 1.3 Les espaces verts dans les villes . . . 9
- 1.4 Types de gestion . . . 10
- 1.5 Réseaux plantes-pollinisateurs . . . 12
  - 1.5.1 Concepts théoriques généraux . . . 13
  - 1.5.2 En pratique... dans les villes . . . 15
- 1.6 Objectifs du mémoire . . . 17

2 Matériel et méthodes 19
- 2.1 Zone d'étude . . . 19
- 2.2 Sites et parcelles . . . 19
- 2.3 Prise de données . . . 22
- 2.4 Inventaire de la flore et des pollinisateurs . . . 23
  - 2.4.1 Analyses statistiques . . . 23
- 2.5 Interactions plantes-pollinisateurs . . . 24
  - 2.5.1 Analyses statistiques . . . 24
  - 2.5.2 Réseaux plantes-pollinisateurs . . . 25
- 2.6 Régime de tonte - Expérience supplémentaire . . . 26
- 2.7 Enquête publique . . . 27

3 Résultats 27
- 3.1 Vue d'ensemble des données . . . 27

3.2 Courbes d'accumulation 28
3.3 Inventaires 30
3.3.1 Analyses multivariées 30
3.3.2 Type de gestion : biclassification 32
3.3.3 Type de gestion : pentaclassification 34
3.4 Interactions plantes-pollinisateurs 39
3.4.1 Zéros interactions 39
3.4.2 Nombre d'interactions et somme des interactions 40
3.4.3 Diversité des visites par taxon de plantes et de pollinisateurs . . 43
3.4.4 Nombre de visites par unité florale par heure 45
3.5 Réseaux plantes-pollinisateurs 46
3.5.1 Période 46
3.5.2 Type de gestion : biclassification 48
3.5.3 Type de gestion : pentaclassification 48
3.6 Régime de tonte - Expérience supplémentaire 51
3.7 Enquête publique 51

4 Discussion **52**
4.1 Limites de l'étude 52
4.2 Influences extérieures 54
4.3 Effet de la gestion sur la biodiversité en milieu urbain 55
4.4 Interactions plantes-pollinisateurs 57
4.5 Réseaux plantes-pollinisateurs 58

5 Perspectives **60**
5.1 Réagencer les zones urbaines 60
5.2 Repenser la gestion des espaces verts urbains 61
5.2.1 Timing et intensité 62
5.2.2 Zones refuges 63
5.2.3 Impliquer davantage le citoyen 64
5.3 Aspects socio-économiques 65
5.4 Louvain-la-Neuve, campus universitaire à haut potentiel 66
5.5 Futures recherches 68

6 Conclusions **68**

Références **70**

A Annexes **95**
A.1 Accès aux données et aux analyses 95
A.2 Sites et parcelles 95

A.2.1 Plan GPEX 95
A.2.2 Liste des parcelles 96
A.3 Unités florales 97
A.4 Courbes d'accumulation 99
A.5 Statistiques descriptives 100
A.5.1 Période 100
A.5.2 Gestion en pentaclassification 100
A.6 Inventaires 101
A.6.1 Heure et météo 101
A.6.2 Analyses multivariées 102
a. ACP 102
b. ACC 103
A.7 Interactions plantes-pollinisateurs 105
A.7.1 Tests d'homogénéité des proportions 105
A.7.2 LMM3 106
A.7.3 LMM4 106
A.7.4 Nombre d'unités florales et d'espèces végétales différentes visitées 107
A.8 Réseaux plantes-pollinisateurs 108
A.8.1 Totalité des indices calculés pour les réseaux plantes-pollinisateurs 108
A.8.2 Réseaux en grand format 109
A.8.3 Pour chaque parcelle par période 120
A.9 Tonte - Expérience supplémentaire 161
A.9.1 Richesse spécifique 161
A.9.2 Photos au fil des jours 162
A.10 Enquête publique 165
A.10.1 Illustrations du questionnaire 165
A.10.2 Résultats 167
A.11 Sécheresse été 2022 171
A.12 Nombre d'espèces de plantes différentes visitées par les différents taxa de pollinisateurs 173

1 Introduction

À l'approche de 2023, six des neuf limites planétaires, définissant les seuils au sein desquels l'humanité peut prospérer en toute sécurité («*safe operating space*»), seraient dépassées [ROCKSTRÖM *et al.* 2009a,b]. Depuis 2009, les processus dont les limites sont franchies sont les perturbations des cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore, le changement climatique ainsi que l'intégrité de la biosphère [ROCKSTRÖM *et al.* 2009a,b]. Se sont ajoutés à ceux-ci le changement des usages des sols, et plus récemment, en 2022, les pollutions chimiques (ou nouvelles entités) et l'eau verte - étant celle absorbée par les végétaux [PERSSON *et al.* 2022 ; STEFFEN *et al.* 2015 ; WANG-ERLANDSSON *et al.* 2022]. En outre, une des trois limites non franchies reste encore à quantifier, à savoir la charge d'aérosols atmosphériques [PERSSON *et al.* 2022 ; STEFFEN *et al.* 2015 ; WANG-ERLANDSSON *et al.* 2022].

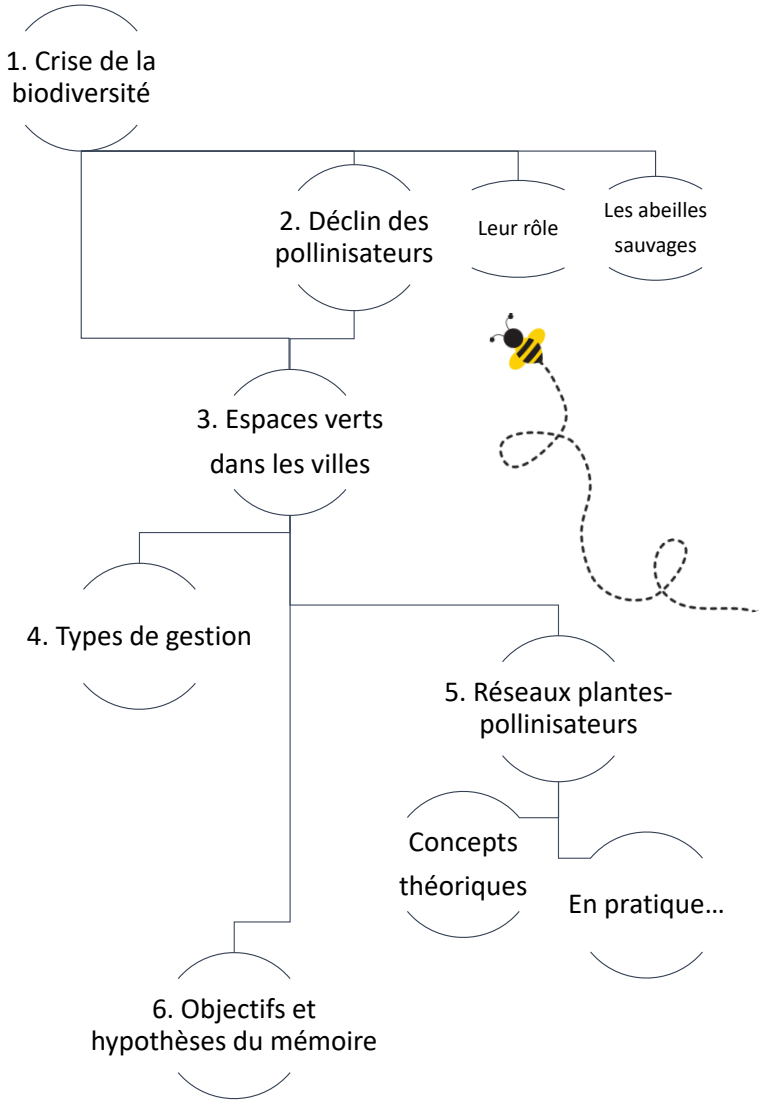


FIGURE 1 – Résumé graphique de l'introduction

1.1 Crise de la biodiversité

En parallèle, la sixième extinction de masse est en cours [BARNOSKY *et al.* 2011 ; RIPPLE *et al.* 2017], comme en témoigne le franchissement de la limite planétaire de l'intégrité de la biosphère et plus particulièrement la composante de perte de la biodiversité [ROCKSTRÖM *et al.* 2009b ; STEFFEN *et al.* 2015]. Ce déclin majeur de la biodiversité, exprimé en taux d'extinction (nombre d'espèces éteintes par million d'espèces par an [E/MSY]), se distingue des extinctions de masse précédentes par sa rapidité (taux élevé excédant les 100–1000 E/MSY, la limite étant fixée à 10 E/MSY en 2009) ainsi que par la baisse drastique des tailles de populations [BARNOSKY *et al.* 2011 ; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005 ; ROCKSTRÖM *et al.* 2009a].

Les cinq menaces majeures pesant sur la biodiversité, dont certaines sont en lien direct avec les limites planétaires dépassées, se révèlent être toutes anthropiques. Ces causes du déclin sont : la surexploitation des ressources, le changement climatique, la destruction et la fragmentation des habitats, la pollution et les espèces envahissantes [IPBES 2016, 2019]. L'impact de ces menaces ne cesse d'augmenter, et ce d'autant plus que la synergie entre celles-ci ne fait que renforcer leurs effets [MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005].

Cette biodiversité est essentielle pour l'humanité puisqu'elle lui fournit les éléments principaux qui lui confèrent qualité de vie et bien-être, de par ses services écosystémiques directs (d'approvisionnement, de régulation et d'enrichissement socioculturels) et indirects (de soutien) [CARDINALE *et al.* 2012 ; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005]. Ces services écosystémiques de soutien se révèlent importants dans la résilience même des écosystèmes, via leur importance fonctionnelle. C'est pourquoi, dans un cadre de changement climatique global, la conservation de la biodiversité, tant au niveau des gènes que des espèces et des écosystèmes, est essentielle afin d'en atténuer les conséquences néfastes [BELLARD *et al.* 2012 ; CARDINALE *et al.* 2012 ; CHAPIN III *et al.* 2000]. Au-delà de sa valeur économique, directe ou indirecte, sa valeur existentielle peut également être mise en jeu afin de promouvoir des mesures de conservation et de sensibilisation.

Les insectes [HALLMANN *et al.* 2017 ; WAGNER 2020], en ce compris les pollinisateurs [POTTS *et al.* 2010], de même que les plantes [BIESMEIJER *et al.* 2006 ; BILZ *et al.* 2011 ; HUMPHREYS *et al.* 2019], ne font pas exception aux cinq menaces reprises ci-dessus et font face à un déclin important aux 3 niveaux précités (gènes, espèces, écosystèmes).

1.2 Déclin des pollinisateurs

En Europe, les pollinisateurs sont exclusivement des insectes et majoritairement des abeilles [POTTS *et al.* 2010 ; RADER *et al.* 2016]. Une étude allemande a démontré une perte de plus de 75% en biomasse d'insectes volants en 27 ans dans des aires

protégées entre 1989 et 2016 [HALLMANN *et al.* 2017]. Parallèlement, seules 9% des espèces d'abeilles sont considérées comme menacées par l'IUCN. Il faut cependant prendre en compte que, pour plus de 50% des espèces d'abeilles, on ne dispose pas de données suffisantes, faisant alors varier le pourcentage d'espèces menacées jusqu'à 60% [NIETO *et al.* 2014]. Ceci met en évidence l'importance de se focaliser sur ces espèces (voir section 1.2.3) et d'entreprendre des recherches approfondies sur celles-ci. Il est important de souligner que le manque de données est un problème considérable dans ce domaine [POTTS *et al.* 2015]. Quelle que soit l'approche, il est néanmoins certain qu'il existe un déclin majeur des pollinisateurs, tant en matière de biomasse que de richesse spécifique et d'abondance [BIESMEIJER *et al.* 2006 ; POTTS *et al.* 2010]. En outre, est inévitablement lié à ce déclin, celui des plantes qui en dépendent [BIESMEIJER *et al.* 2006 ; OLLERTON *et al.* 2011 ; POTTS *et al.* 2010].

1.2.1 Causes

Les cinq causes du déclin de la biodiversité peuvent être reprises plus précisément au niveau des pollinisateurs et sont généralement recatégorisées comme suit : le changement climatique, le changement de l'utilisation du paysage, l'intensification de l'agriculture, l'introduction d'espèces non natives et la propagation de pathogènes [GONZÁLEZ-VARO *et al.* 2013 ; NIETO *et al.* 2014 ; POTTS *et al.* 2015 ; VANBERGEN *et al.* 2013].

a. Changement climatique

Les espèces peuvent répondre aux perturbations dues au changement climatique par un déplacement de leur niche écologique dans le temps (la phénologie), dans l'espace (l'aire de répartition) ou par leur propre métabolisme (la physiologie) [BELLARD *et al.* 2012]. C'est notamment le cas pour l'activité des pollinisateurs et la floraison des plantes qui subissent des changements phénologiques dus, entre autres, aux élévations de températures [KIERS *et al.* 2010 ; RAFFERTY *et al.* 2011 ; RENNER *et al.* 2018 ; SCHENK *et al.* 2018]. Cela peut mener à des désynchronisations, tant temporelles que spatiales, dans les relations mutualistes ayant généralement des effets négatifs [BELLARD *et al.* 2012 ; HEGLAND *et al.* 2009 ; MILLER-STRUTTMANN *et al.* 2015 ; PARMESAN 2006 ; SOLGA *et al.* 2014]. Ces effets semblent avoir davantage d'impact pour les pollinisateurs et touchent généralement plutôt les espèces spécialistes. Bien que les espèces généralistes soient également impactées par la diminution de ressources, il est attendu qu'elles soient plus représentées dans les réseaux [GONZÁLEZ-VARO *et al.* 2013 ; HEGLAND *et al.* 2009]. Les espèces qui ne savent pas adapter ou compenser ces changements subissent une diminution importante de leur fitness [1] et peuvent donc être fortement menacées [POTTS *et al.* 2015 ; SCHENK *et al.* 2018]. Alors que l'effet sur les papillons est bien étudié et que plusieurs extinctions ont été relevées [VAN SWAAY *et*

1. Valeur adaptative, ou sélective : capacité d'un individu d'un certain génotype à se reproduire.

al. 2010], un déclin drastique est également prédit pour certaines espèces de bourdons pour le siècle à venir au vu des changements globaux prévus et compte tenu des capacités d'adaptations de ces espèces [RASMONT *et al.* 2015 ; SOROYE *et al.* 2020]. Les compositions de la faune pollinisatrice semblent changer avec les variations climatiques, les abeilles étant plus abondantes dans des habitats chauds et secs et les mouches dans des habitats plus frais et humides [HEGLAND *et al.* 2009].

En parallèle, une étude récente a démontré qu'un réchauffement modéré (1.5℃) semble avoir un impact négatif sur les ressources florales (abondance florale, quantité de nectar) ainsi que sur la production de graines, et qu'à l'inverse, il augmenterait le taux de visite des pollinisateurs [MOSS *et al.* 2022]. Ce taux est également impacté par la sécheresse, via les modifications des signaux et des récompenses florales tels qu'une diminution de la taille, du nombre de fleurs ou de la quantité de nectar et de pollen [DESCAMPS *et al.* 2021]. L'augmentation de la fréquence d'évènements extrêmes tels que les vagues de chaleur et la sécheresse ont et auront également un impact non négligeable sur ces communautés de pollinisateurs [IPCC 2021, 2022a ; SETTELE *et al.* 2016].

b. Transformation du paysage

L'altération du paysage, en ce compris la perte, la dégradation et la fragmentation[2] des habitats naturels, est la menace la plus importante [POTTS *et al.* 2015]. Cette détérioration impacte directement la qualité et la quantité des ressources disponibles, telles que le pollen, le nectar, les sites de nidification ainsi que l'isolation des populations. Cela se produit via les modifications drastiques de l'usage des sols comme l'urbanisation, l'agriculture intensive ou encore la tonte [GONZÁLEZ-VARO *et al.* 2013 ; POTTS *et al.* 2015 ; POTTS *et al.* 2010 ; VANBERGEN *et al.* 2013]. Celles-ci seront toutes trois abordées par après. La composition des communautés s'en retrouve généralement changée et l'impact négatif direct sur la richesse spécifique, l'abondance et la distribution des populations ainsi que sur la diversité génétique est avéré [FAHRIG 2003 ; HARRIS *et al.* 2004]. D'autres effets négatifs indirects sont également démontrés tels que la diminution du taux de croissance et de la viabilité des populations, la modification des interactions inter-spécifiques, ainsi que le succès reproducteur et de dispersion [FAHRIG 2003 ; HARRIS *et al.* 2004 ; NEWMAN *et al.* 2013]. À nouveau, ce sont généralement les espèces spécialistes qui sont le plus affectées, menant à une généralisation chez les communautés de pollinisateurs, ces derniers étant plus sensibles ou plus rapides dans leur réponse à la perte d'habitat, contrairement aux plantes [FAHRIG 2003 ; GONZÁLEZ-VARO *et al.* 2013 ; TAKI *et al.* 2007 ; VANBERGEN *et al.* 2013].

Précisons qu'il a été démontré que les effets indirects de la fragmentation du paysage semblaient tout aussi importants, via la modification des interactions. C'est no-

2. Fragmentation *lato sensu*, c'est-à-dire combinée avec une perte d'habitat.

tamment le cas des cultures à floraisons massives (par exemple *Brassica napus*) qui offrent des ressources aux pollinisateurs, provoquant une compétition avec les fleurs sauvages (telles que *Primula veris*) et diminuant ainsi leur taux de reproduction dans des aires de conservation [HOLZSCHUH *et al.* 2011 ; VANBERGEN *et al.* 2013].

c. Intensification de l'agriculture et pesticides

L'agriculture intensive, au-delà de son impact sur l'utilisation des sols, inclut également l'utilisation d'engrais, d'herbicides, d'insecticides et de pesticides [GONZÁLEZ-VARO *et al.* 2013 ; POTTS *et al.* 2010]. D'une part, les engrais et les herbicides diminuent les ressources florales disponibles pour les pollinisateurs, et d'autre part, les insecticides ont des effets directs d'intoxication [POTTS *et al.* 2010 ; SÁNCHEZ-BAYO 2021]. Il est avéré que les pesticides systémiques, qui peuvent s'accumuler dans le pollen et le nectar, impactent négativement les pollinisateurs dans leur survie, leur performance et leur comportement [CRESSWELL 2011 ; GILL *et al.* 2012 ; UHL *et al.* 2019 ; VANBERGEN *et al.* 2013]. Les néonicotinoïdes, qui constituent le type de pesticide le plus impliqué dans le déclin des abeilles, s'attaquent à leur système nerveux central, et peuvent provoquer leur mort. Ils entraînent également une diminution des performances en matière de recherche de nourriture, une réduction de croissance des individus et des colonies et une baisse de production de reines chez les bourdons [CRESSWELL 2011 ; GILL *et al.* 2012 ; GOULSON *et al.* 2015 ; WHITEHORN *et al.* 2012]. Même des pesticides d'origine naturelle ont un effet sublétal sur les bourdons [MORANDIN *et al.* 2005]. Il est aussi intéressant de noter que les procédures d'évaluation des risques se limitent généralement à l'effet des pesticides sur les abeilles domestiques (*Apis mellifera*). Or, il serait judicieux de mieux tenir compte des autres pollinisateurs [SCOTT-DUPREE *et al.* 2009 ; THOMPSON *et al.* 1999 ; UHL *et al.* 2019] (Voir section 1.2.3).

d. Espèces introduites et pathogènes

L'introduction d'espèces exotiques de plantes, de pollinisateurs, de ravageurs et de pathogènes, impacte sévèrement les pollinisateurs et la flore native. Les plantes et les pollinisateurs introduits entrent en compétition avec leurs homologues indigènes, perturbant les schémas de pollinisation de flore indigène en attirant les pollinisateurs [GONZÁLEZ-VARO *et al.* 2013]. Ces plantes introduites, s'intégrant donc relativement bien dans les réseaux natifs, offrent cependant des ressources supplémentaires pour la faune pollinisatrice [POTTS *et al.* 2010]. En outre, les espèces de cultures introduites massivement perturbent les communautés de plantes sauvages [GESLIN *et al.* 2017 ; HOLZSCHUH *et al.* 2011]. Ceci favorise à nouveau les espèces généralistes, au détriment des espèces spécialistes. L'effet de compétition entre pollinisateurs restent encore controversé, bien qu'il existe un potentiel de compétition compte tenu du chevauchement dans l'utilisation des ressources [POTTS *et al.* 2010 ; VANBERGEN *et al.* 2018].

Ce qui est en revanche avéré, c'est le fait que l'introduction de ces pollinisateurs

non natifs engendre un risque de propagation de ravageurs et de pathogènes, généralement eux-mêmes exotiques [GONZÁLEZ-VARO *et al.* 2013 ; VANBERGEN *et al.* 2013]. Ceux-ci n'ayant pas co-évolué avec les pollinisateurs natifs, ils présentent une plus grande virulence [GOULSON *et al.* 2015 ; POTTS *et al.* 2010 ; VANBERGEN *et al.* 2018]. L'un des plus connus est l'acarien *Varoa destructor*, qui agit comme vecteur pour les pathogènes tels que le *deformed wing virus* (DWV ou virus des ailes déformées) et qui semble se limiter au genre *Apis* [GOULSON *et al.* 2015 ; VANBERGEN *et al.* 2018]. En revanche, le *Nosema ceranae* - une espèce de champignon microscopique unicellulaire parasite - peut, quant à lui, s'attaquer aux bourdons et aux abeilles solitaires [GOULSON *et al.* 2015].

e. Effet synergique

L'impact de ces menaces varie inévitablement dans le temps, dans l'espace, selon les espèces et leurs traits écologiques[3] et selon les groupes fonctionnels [DE PALMA *et al.* 2015 ; POTTS *et al.* 2015]. À cela s'ajoute l'effet synergique de ces menaces. Les études ont généralement ciblé ces dernières indépendamment. Or, en réalité, les écosystèmes sont soumis à plusieurs menaces simultanément [GONZÁLEZ-VARO *et al.* 2013 ; POTTS *et al.* 2010]. Les études actuelles s'orientent donc vers l'effet combiné de ces différents facteurs. Ce qui constitue un véritable challenge, chaque menace étant déjà un processus ardu et les interactions entre elles encore plus complexes. Comprendre les interactions et leurs effets synergiques est cependant essentiel pour adapter au mieux les mesures de gestion [GONZÁLEZ-VARO *et al.* 2013 ; POTTS *et al.* 2010].

Ces effets synergiques peuvent avoir des conséquences négatives et/ou positives. La revue de González-Varo *et al.* (2013) reprend les différents effets combinés de ces pressions sur la pollinisation et met en avant les lacunes afin de cibler les priorités pour les recherches futures.

Comme exposé précédemment, l'altération du paysage est une cause majeure du déclin des pollinisateurs et son effet se voit généralement renforcé lorsque d'autres menaces y sont combinées. Citons par exemple son effet synergique négatif avec l'intensification de l'agriculture, les températures élevées et le changement climatique [DALE 1997 ; GONZÁLEZ-VARO *et al.* 2013 ; MANTYKA-PRINGLE *et al.* 2012 ; VANBERGEN *et al.* 2013]. L'effet de ce dernier, provoquant des décalages phénologiques, est d'une part renforcé par l'intensification de l'agriculture, mais, à l'opposé, il est compensé par la présence d'espèces de plantes non natives, fournissant alors des ressources aux pollinisateurs [GONZÁLEZ-VARO *et al.* 2013].

D'autre part, la propagation et la virulence des pathogènes, ainsi que la sensibilité des pollinisateurs à ceux-ci, sont renforcés par les pesticides, donc par l'intensifica-

3. Traits écologiques considérés : l'étendue de la niche (statut lectique : généraliste, spécialiste ou parasite), la longueur de la langue, la stratégie de nidification, la phénologie (durée de la saison de vol, voltinisme), la stratégie de reproduction (socialité) ; et la distance de recherche de nourriture.

tion de l'agriculture, ainsi que par le changement climatique et l'altération du paysage [GONZÁLEZ-VARO *et al.* 2013 ; GOULSON *et al.* 2015 ; NIETO *et al.* 2014 ; PETTIS *et al.* 2012 ; VANBERGEN *et al.* 2013].

1.2.2 Le rôle des pollinisateurs

Mieux cerner ces menaces afin de mieux préserver les pollinisateurs, mais dans quel but ? Quelle est donc leur importance ? En recherchant des ressources telles que le pollen ou le nectar, ils contribuent à la pollinisation en transférant le pollen des plantes à fleurs, les angiospermes.

Ce processus est un service écosystémique essentiel pour le bien-être et fournit de nombreux avantages à la société [POTTS *et al.* 2016]. Le procédé même de pollinisation est à lui seul un service de régulation : il permet la résilience de la biosphère face aux perturbations [IPBES 2016 ; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005 ; SOLIVERES *et al.* 2016]. Les pollinisateurs permettent la reproduction des plantes à fleurs et plus de 87% d'entre elles en dépendent dont 75% d'espèces cultivées [OLLERTON *et al.* 2011]. Ils participent fortement à la maintenance de la diversité des angiospermes [WEI *et al.* 2021]. Il a été estimé que, sans eux, un tiers de ces dernières ne produirait pas de graines, et la moitié réduirait de 80% leur fertilité [RODGER *et al.* 2021]. En Belgique, 11.1% de la production végétale des cultures dépend des pollinisateurs [JACQUEMIN *et al.* 2017].

À côté de cela, la pollinisation agit comme processus clé pour les autres services écosystémiques et permet leur maintenance. C'est donc un service de soutien. Elle maintient la diversité et l'équilibre des écosystèmes grâce à l'importance fonctionnelle même de la biodiversité. Par exemple, via la conservation d'habitats pour les pollinisateurs, elle permet la réduction des populations de nuisibles [DANIELS *et al.* 2020 ; GARIBALDI *et al.* 2011 ; WRATTEN *et al.* 2012].

En parallèle, les pollinisateurs contribuent également aux deux autres types de services écosystémiques. D'une part, via la pollinisation des cultures, ils participent aux services d'approvisionnement en permettant la production de nourriture mais également de médicaments et de matériaux essentiels au bien-être humain. D'autre part, ils prennent part aux services culturels, notamment par leur valeur esthétique et agissent comme diverses sources d'inspiration dans l'éducation, la spiritualité et les arts [EILERS *et al.* 2011 ; IPBES 2016 ; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005 ; NORIEGA *et al.* 2018 ; SOLIVERES *et al.* 2016].

Afin de conscientiser sur l'impact de la perte de ce processus clé qu'est la pollinisation, la valeur économique du service de pollinisation est calculée. Elle a été évaluée à 153 milliards d'euros par an par Gallai *et al.* en 2009 pour les cultures, et entre 235 et 577 milliards de dollars (US) par an en 2015 dans le monde par l'IPBES, ceci ne tenant donc pas compte de la valeur non marchande [GALLAI *et al.* 2009 ; HANLEY *et al.*

2015 ; IPBES 2016].

1.2.3 Focus sur les abeilles sauvages

Avant de continuer, il est intéressant de cibler l'importance des divers groupes de pollinisateurs, notamment les abeilles solitaires. En effet, l'Abeille domestique, *Apis mellifera*, est la plus connue du grand public et fait l'objet de nombreuses études. Ceci, au détriment de recherches sur d'autres groupes de pollinisateurs avec, pour conséquence, un manque de données et des inconnues concernant certains effets sur ces autres pollinisateurs, par exemple l'effet des pesticides et des pathogènes [GOULSON *et al.* 2015 ; NIETO *et al.* 2014 ; POTTS *et al.* 2015]. L'Abeille domestique n'est qu'une espèce parmi une multitude d'autres et plus précisément les 1965 espèces d'abeilles natives et naturalisées recensées en Europe en 2014 [NIETO *et al.* 2014 ; REQUIER *et al.* 2016]. Il semble donc judicieux de mettre ici en lumière l'existence et l'utilité de ces autres espèces d'abeilles et de faire un travail de sensibilisation du public à leur sujet.

Alors que les abeilles domestiques favorisent les cultures à floraisons massives, les abeilles sauvages privilégient les habitats semi-naturels, ce qui démontre une utilisation de ressources différentes [ROLLIN *et al.* 2013]. Ceci peut expliquer le fait que les effets de compétition entre elles sont très peu démontrés [MALLINGER *et al.* 2017 ; SHAVIT *et al.* 2009]. On sait seulement que les abeilles domestiques ont un potentiel de compétition envers les abeilles sauvages mais est-il avéré ? En revanche, des effets indirects, tels que la transmission de pathogènes ou la diminution de la taille des ouvrières de bourdons, sont démontrés [GOULSON *et al.* 2008 ; MALLINGER *et al.* 2017 ; PAINI 2004]. La différence dans l'utilisation des ressources démontre également que les abeilles sauvages ne peuvent être remplacées par les abeilles domestiques, elles ne se substituent pas, elles se complémentent. En effet, il a été démontré que les abeilles sauvages pollinisaient plus efficacement les cultures et on a précédemment attribué à tort aux abeilles domestiques une part de leurs services de pollinisation. C'est pourquoi il est essentiel de sauvegarder une diversité d'espèces [FOLTZ SWEAT *et al.* 2009 ; GARIBALDI *et al.* 2013 ; NIETO *et al.* 2014]. En milieu urbain, il a clairement été révélé que la densité d'Abeilles domestiques avait un impact négatif sur l'activité des abeilles sauvages [ROPARS *et al.* 2019] ainsi que sur la structure des réseaux plantes-pollinisateurs [PRENDERGAST *et al.* 2021a]. Au-delà de l'utilisation de ressources différentes, une étude récente a aussi prouvé l'importance fonctionnelle des espèces d'abeilles rares au sein des réseaux plantes-pollinisateurs [SIMPSON *et al.* 2022]. Cela soulève l'importance de tenir compte de l'ensemble de ces espèces - tant les abeilles domestiques, que les bourdons (*Bombus spp.*), les abeilles «coupeuses de feuilles» (*Megachile spp.*), les abeilles maçonnes (*Osmia spp.*) et bien d'autres encore.

En parallèle, il est également essentiel de ne pas négliger l'importance des autres pollinisateurs que sont par exemple les syrphes et les papillons, qui contribuent si-

gnificativement aux mêmes services écosystémiques précédemment abordés et qui subissent un déclin comparable [CARVALHEIRO *et al.* 2013 ; KEIL *et al.* 2011 ; RADER *et al.* 2016 ; VAN SWAAY *et al.* 2010].

1.3 Les espaces verts dans les villes

Parmi les menaces précédemment citées, l'urbanisation, via la perte et la fragmentation des habitats naturels, affecte négativement les communautés de pollinisateurs et la biodiversité plus généralement. Elle provoque une homogénéisation de l'environnement et elle crée des surfaces imperméables au détriment des aires naturelles [AHRNÉ *et al.* 2009 ; CONFLITTI *et al.* 2022 ; DANIELS *et al.* 2020 ; DYLEWSKI *et al.* 2019 ; MCKINNEY 2006, 2008 ; WENZEL *et al.* 2020]. Les réseaux plantes-pollinisateurs sont menacés par cette urbanisation et ses effets complexes seront abordés dans la section 1.5.2 [WENZEL *et al.* 2020]. Cependant, moyennant une gestion adaptée (voir section 1.4), les villes ont un grand potentiel d'accueil pour cette biodiversité et pour les services écosystémiques qu'elles soutiennent [BANASZAK-CIBICKA *et al.* 2018 ; DYLEWSKI *et al.* 2019 ; SILVA *et al.* 2021 ; VANBERGEN *et al.* 2013]. Exploiter ce potentiel concorderait avec les objectifs de la stratégie de l'Union Européenne en faveur de la biodiversité à l'horizon 2030 et permettrait d'atteindre ceux-ci [EUROPEAN COMMISSION 2020]. Avec de surcroît, une proximité avec une densité de personnes qui la côtoieront et y seront par conséquent davantage sensibilisées.

Au-delà du potentiel à offrir un refuge à la biodiversité et aux services écosystémiques, les espaces verts contribuent directement au bien-être humain [MAAS *et al.* 2006 ; WHO 2016]. Plusieurs études ont en effet démontré la valeur esthétique des prairies fleuries, et celles-ci ciblent les critères de préférences de la population [BORYSIAK *et al.* 2022 ; HOYLE *et al.* 2018 ; LINDEMANN-MATTHIES *et al.* 2016 ; TOMITAKA *et al.* 2021]. La diversité en couleurs de fleurs est un critère esthétique prépondérant, contrairement à la diversité en espèces de plantes (richesse spécifique) qui un critère moins essentiel, malgré son importance écologique [BORYSIAK *et al.* 2022 ; HOYLE *et al.* 2018 ; LINDEMANN-MATTHIES *et al.* 2016 ; TOMITAKA *et al.* 2021]. Cependant, de nombreuses études ont mis particulièrement en évidence les bénéfices de la biodiversité et du temps passé dans les espaces verts sur le bien-être, la santé mentale et physique, notamment en contribuant à réduire le stress [BERG *et al.* 2016 ; FULLER *et al.* 2007 ; HOULDEN *et al.* 2021 ; LAI *et al.* 2019 ; LEE *et al.* 2011 ; MAAS *et al.* 2006 ; MARSELLE *et al.* 2021 ; MITCHELL 2013 ; RUSSELL *et al.* 2013 ; WHO 2016]. L'organisation mondiale de la santé en a synthétisé les bienfaits [WHO 2016, 2017]. Les espaces verts et la biodiversité sont également essentiels au niveau des communautés bactériennes et impactent ainsi la santé publique, particulièrement en influençant le microbiote et les allergies [HANSKI *et al.* 2012 ; MHUIREACH *et al.* 2016]. Une insuffisance de temps passé dans les espaces verts s'associe au trouble déficitaire de la nature (*Nature-deficit disorder*), qui n'est pas reconnu médicalement

et assez critiqué, mais qui démontre cependant l'importance du clivage et de la déconnexion entre l'Humain et la nature. En effet, la Professeure Dickinson considère ce trouble plutôt comme un symptôme des problèmes sociaux et environnementaux. Elle souligne que le problème réside dans une vision qui oppose la nature à la culture humaine. Elle recommande une vision de prospérité avec la nature et propose de voir la nature comme un tout auquel l'humanité fait partie et dont celle-ci a besoin pour vivre [DICKINSON 2013 ; FLETCHER 2017]. Il semblerait donc que l'Humain soit plus heureux et en meilleure santé s'il côtoie davantage la nature [RUSSELL *et al.* 2013].

Par ailleurs, en créant ou en restaurant des habitats pour les pollinisateurs, les effets des autres menaces se voient atténués [VANBERGEN *et al.* 2013]. La plus évidente est celle de l'adaptation et l'atténuation du changement climatique, son importance ayant été récemment à nouveau mise en évidence par le GIEC [IPCC 2022a,b]. Les espaces verts dans les villes permettent en effet de tempérer la chaleur et d'offrir des zones fraîches ainsi que des zones de régulation lors d'inondations [ARAM *et al.* 2019 ; CARTER 2011 ; FRANCOEUR *et al.* 2021 ; MCKINNEY 2008 ; WILBY *et al.* 2006], ces évènements extrêmes étant voués à devenir de plus en plus fréquents [IPCC 2021, 2022a].

Les espaces verts n'apporteraient donc que des bénéfices : bien-être de la population, contribution aux services écosystémiques et atténuation du changement climatique. Cela nécessite néanmoins une approche transdisciplinaire devant tenir compte tant des aspects écologiques qu'économiques, sociaux et culturels [ARONSON *et al.* 2017 ; SILVA *et al.* 2021].

1.4 Types de gestion

Les espaces verts doivent être gérés de manière plus écocentrée qu'anthropocentrée. Or ceci est plutôt l'exception que la règle. Des mesures de conservation effectives pour préserver cette biodiversité utile et essentielle sont dès lors nécessaires [BROOKS *et al.* 2006 ; RANDS *et al.* 2010].

Dans les milieux agricoles, les méthodes agro-environnementales et climatiques (MAEC) sont relativement bien étudiées et permettent, là où elles sont appliquées, une gestion des terres agricoles plus durable, en conciliant agriculture, biodiversité et services écosystémiques [OUVRARD *et al.* 2018 ; PIQUERAY *et al.* 2019 ; PYWELL *et al.* 2015 ; UYTTENBROECK 2017]. On peut également parler d'intensification écologique. Cette vision alternative de l'utilisation des sols est une solution permettant d'atténuer le déclin des pollinisateurs et de soutenir les services écosystémiques qui en dépendent afin d'assurer la sécurité alimentaire [BOMMARCO *et al.* 2013 ; KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI *et al.* 2017].

Toutefois, dans les villes, la situation reste encore insuffisamment étudiée, ce qui rend la gestion des espaces verts plus hasardeuse. Tout d'abord, afin d'améliorer la

sensibilisation et de répondre aux attentes, il faut considérer l'aspect esthétique. Ceci peut tout à fait coïncider avec l'aspect écologique puisque des études ont montré un plus grand attrait pour les espaces plus riches et diversifiés [BORYSIAK *et al.* 2022 ; HOYLE *et al.* 2018 ; LINDEMANN-MATTHIES *et al.* 2016 ; TOMITAKA *et al.* 2021]. Cependant, dans le cadre de ce mémoire, la ville étudiée est Louvain-la-Neuve et il a été rapporté de manière non quantifiée qu'une gestion plus conventionnelle (espaces tondus régulièrement et signes d'entretiens) était préférée par la population [BIDEAU 2022[4]]. Il est néanmoins du devoir des autorités de renverser cette vision anthropocentrique et de mettre en place une gestion plus écocentrée en informant de son utilité et de ses bénéfices. Il serait pourtant intéressant de quantifier la perception des espaces verts auprès de la population louvaniste. Ce besoin esthétique pourrait notamment être comblé par la mise en place d'un réseau de prés fleuris semés, riches en diversité de couleurs et d'espèces, lesquels sont généralement plus riches en ressources pour les pollinisateurs [HOYLE *et al.* 2018 ; LINDEMANN-MATTHIES *et al.* 2013].

Ensuite, examinons les mesures dites de gestion intensive qui sont couramment utilisées, lesquelles vont à l'encontre d'une gestion basée sur des concepts naturels. Compte tenu des effets des engrais et pesticides évoqués précédemment (section 1.2.1 c), il convient en toute logique d'en proscrire leur utilisation dans les espaces verts urbains [GONZÁLEZ-VARO *et al.* 2013 ; POTTS *et al.* 2010]. Parmi elles, les mesures telles que les hôtels à insectes n'ont pas encore fait leurs preuves et semblent même être délétères en renforçant la compétition et en facilitant la transmission des pathogènes. Dès lors, il est préférable de recréer des habitats (semi-)naturels [MACIVOR *et al.* 2015]. Toutefois, ce genre d'initiatives permet une certaine sensibilisation de la population, dont l'effet ne doit pas être négligé. La gestion par tonte, tant en ville que chez les particuliers, détruit directement la diversité florale, les habitats et les ressources essentielles pour les pollinisateurs et autres invertébrés [WATSON *et al.* 2020]. En outre, elle renforce les menaces pesant déjà sur ceux-ci, telles que la propagation des pathogènes et l'accentuation des effets du changement climatique [OLEQUES *et al.* 2019 ; WATSON *et al.* 2020]. Enfin, au plus l'intensité et la fréquence de tonte sont élevées, au plus ces effets négatifs sur la biodiversité seront prononcés [LERMAN *et al.* 2018].

En revanche, voici ci-après les mesures à privilégier, basées sur des concepts naturels et écocentrés, dite de gestion extensive. Celles-ci sont également valables pour les jardins des particuliers et jouent un rôle fondamental dans la préservation de la biodiversité [GOULSON *et al.* 2010 ; LERMAN *et al.* 2018 ; LINDEMANN-MATTHIES *et al.* 2013]. Tout d'abord, restaurer, créer et maintenir des habitats en ville pour accueillir la biodiversité et donc les pollinisateurs, est la première étape vers une gestion plus «verte». Les prés fleuris sont l'alternative idéale aux espaces verts tondus du fait qu'ils concilient la demande esthétique et les bénéfices apportés à la biodiversité [NORTON *et al.*

4. Communication personnelle.

2019]. La gestion desdits prés se réalise généralement par fauche et exportation en fin d'été ou début d'automne, une fois les plantes montées en graines, leur cycle de vie achevé et l'activité des pollinisateurs ayant cessé. Cela est idéalement réalisé en veillant à conserver une zone refuge permettant de préserver certaines ressources indispensables. La fauche avec exportation permet d'éviter d'enrichir les sols et ainsi de réduire la compétition intra- et interspécifique, notamment avec les graminées. De la sorte, des espèces diverses peuvent coexister simultanément, offrant une variété de ressources pour les communautés de pollinisateurs [HYVÖNEN *et al.* 2021 ; MOTIVANS ŠVARA *et al.* 2021 ; PIQUERAY *et al.* 2019]. Les prés semés et fauchés contiennent une diversité de plantes et de pollinisateurs bien plus élevée que les prés tondus et cela bénéficie également à la faune souterraine [HYVÖNEN *et al.* 2021]. Les espèces indigènes sont ainsi préservées aux dépens des espèces envahissantes et/ou non natives [COURCHAMP *et al.* 2017 ; MCKINNEY 2006]. De plus, il est démontré qu'au-delà des bénéfices écologiques et esthétiques, les prairies fleuries sont moins coûteuses à entretenir à long terme, tant en temps qu'en argent [ARONSON *et al.* 2017 ; BRETZEL *et al.* 2016]. À l'inverse d'une gestion de tonte, les prés fauchés participent à l'atténuation de l'effet des menaces pesant sur la biodiversité [BRETZEL *et al.* 2016]. En effet, la structure de la végétation, notamment la hauteur de la végétation, influence fortement les communautés de pollinisateurs [DYLEWSKI *et al.* 2019].

Afin d'optimiser au mieux ces prés fleuris, il est essentiel de tenir compte de plusieurs facteurs. Il faut en effet s'assurer d'une hétérogénéité dans les ressources afin de soutenir tant les populations de pollinisateurs généralistes que spécialistes. Une continuité dans ces ressources est également nécessaire tout au long de la période d'activité des pollinisateurs. Cela permet d'assurer l'accomplissement total de leur cycle de vie et de prévenir efficacement les éventuelles futures perturbations [RUNDLÖF *et al.* 2014 ; SOLGA *et al.* 2014 ; VANBERGEN *et al.* 2013]. La connectivité est également essentielle pour garantir un réel réseau d'habitats interconnectés, notamment via l'importance des petites parcelles. Cela permet aux espèces, quel que soit leur capacité de dispersion, de renforcer leurs populations et de coloniser naturellement ces espaces [CONFLITTI *et al.* 2022 ; VANBERGEN *et al.* 2013 ; VEGA *et al.* 2021].

1.5 Réseaux plantes-pollinisateurs

Les interactions entre organismes sont primordiales au sein des écosystèmes. Bien que cette question soit toujours sujette à débat, il est certain que les pollinisateurs ont joué un rôle évolutif majeur dans la diversification des angiospermes [JOHNSON *et al.* 2000 ; MULCAHY 1979 ; NIET *et al.* 2012 ; REGAL 1977 ; SCHEMSKE *et al.* 1999]. Ces interactions entre plantes et pollinisateurs sont d'une importance capitale pour le maintien de la biodiversité et le bon fonctionnement des écosystèmes [FONTAINE *et al.* 2005 ; GESLIN *et al.* 2013 ; WEI *et al.* 2021]. Cette contribution des pollinisateurs et leur déclin à

l'échelle mondiale conduisent à la demande d'une meilleure compréhension des interactions plantes-pollinisateurs afin de gérer de manière plus efficace et cohérente les espaces verts dans les villes [GESLIN *et al.* 2013].

1.5.1 Concepts théoriques généraux

Au fil des siècles, l'évolution des interactions entre les plantes et les pollinisateurs, qui sont pour la plupart mutualistes, a conduit aux syndromes de pollinisation. Ils désignent un ensemble de traits végétaux attirant les pollinisateurs (comme la couleur ou la forme des fleurs) qui décrivent des groupes fonctionnels [DANIELS *et al.* 2020 ; GESLIN *et al.* 2013 ; JOHNSON *et al.* 2000 ; WASER *et al.* 1996]. En parallèle, ces traits peuvent notamment permettre ou empêcher l'accès à certaines fleurs à certains pollinisateurs, qui ont coévolué et ont aujourd'hui des adaptations particulières associées à ces syndromes de pollinisation telles que la longueur de leurs parties buccales ou la préférence pour certaines couleurs ou formes de fleurs [NIETO *et al.* 2014 ; WCISLO *et al.* 1996]. La classification de ces syndromes est basée sur les travaux de Müller et Kugler [DANIELS *et al.* 2020 ; KUGLER 1970 ; MÜLLER 1881].

Il faut distinguer les généralistes des spécialistes [DÖTTERL *et al.* 2010]. Les plantes généralistes utilisent beaucoup de pollinisateurs modérément efficaces, par exemple les pissenlits (*Taraxacum officinale*) ou la knautie des champs (*Knautia arvensis*). À l'inverse, les spécialistes utilisent quelques pollinisateurs très efficaces, par exemple les orchidées (*Orchidaceae*). Cette dichotomie a ensuite été développée en un continuum dans le comportement de recherche de nourriture des pollinisateurs pour caractériser un gradient entre spécialisation et généralisation, avec l'apparition des termes : monolectique (une espèce de plante hôte), oligolectique (une famille de plantes hôtes) et polylectique (plus d'une famille de plantes hôtes) [ARSTINGSTALL *et al.* 2021 ; CANE 2021 ; DÖTTERL *et al.* 2010 ; NIETO *et al.* 2014 ; WASER *et al.* 2006]. Il est intéressant de noter qu'une corrélation a été relevée entre le syndrome de pollinisation favori et l'abondance des espèces de pollinisateurs les plus efficaces pour une plante [OLLERTON 1996].

Lors de cette coévolution, deux traits principaux semblent avoir été sous pression de sélection : la longévité des angiospermes et la variation inter-saisonnière de la composition et de l'abondance de la communauté de pollinisateurs [BOND *et al.* 1994 ; JOHNSON *et al.* 2000 ; POPPENWIMER 2014 ; WASER *et al.* 1996]. En effet, les plantes à courte durée de vie, principalement les plantes annuelles, sont davantage susceptibles d'être généralistes. Elles ne peuvent en effet pas se permettre de risquer de rater une correspondance avec les pollinisateurs et doivent donc en cibler une gamme plus large. À l'opposé, les espèces à plus longue durée de vie, pérennes, ont tendance à être plus spécialistes puisqu'elles peuvent attendre ces pollinisateurs, ayant plus de marge d'un point de vue phénologique [BOND *et al.* 1994 ; WASER *et al.* 1996].

À côté de cela, il faut distinguer deux types de spécialisation. D'une part, la spécia-

lisation réciproque, quand les pollinisateurs spécialistes interagissent avec les plantes spécialistes. D'autre part, la spécialisation asymétrique, laquelle est liée à l'emboîtement d'un réseau, c'est-à-dire lorsque des plantes spécialisées sont visitées par des pollinisateurs généralistes ou lorsque des pollinisateurs spécialisés utilisent des espèces végétales généralistes [BERSIER *et al.* 2002 ; BLÜTHGEN *et al.* 2006 ; BURGOS *et al.* 2007 ; FRÜND *et al.* 2010]. La figure 2A reprise ci-après permet d'illustrer ces différentes caractéristiques.

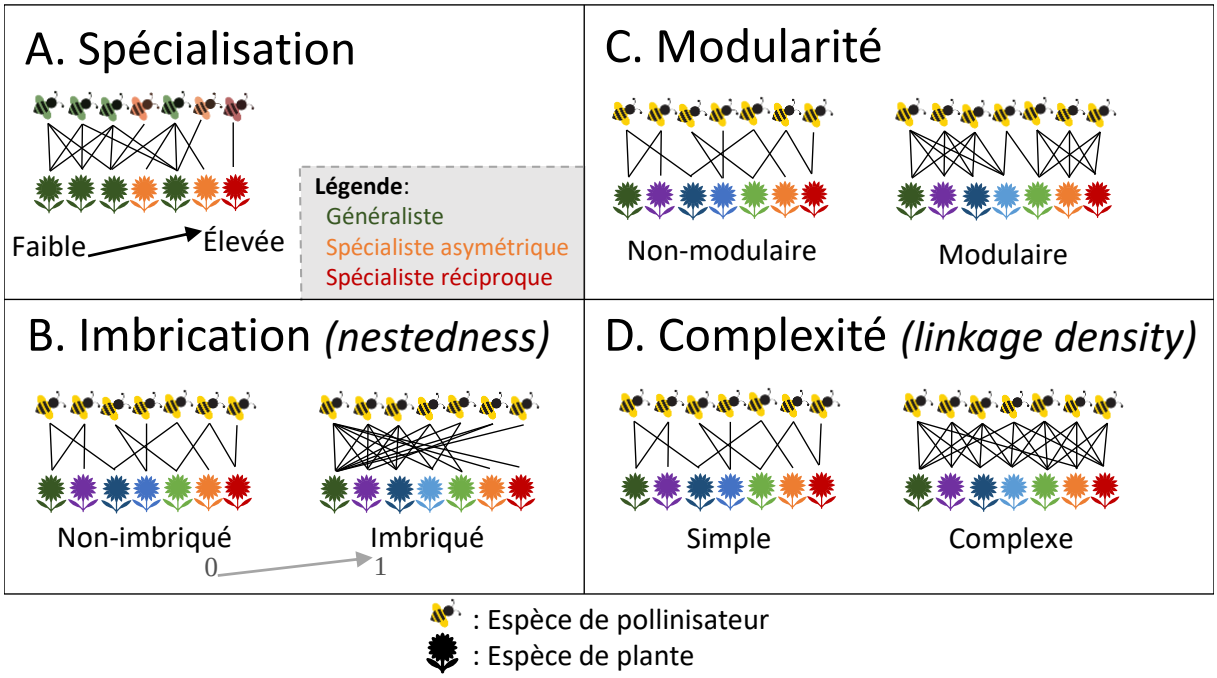


FIGURE 2 – Caractéristiques principales des réseaux illustrées (Figure originale)

La structure imbriquée (*nestedness*) d'un réseau, illustrée en 2B, peut conférer une résilience aux perturbations. Il a été démontré que la structure imbriquée des réseaux les protège contre leur destruction complète, le groupe central de généralistes étant le plus résistant à l'extinction par perte d'habitat. De même, la diversité fonctionnelle des réseaux d'interactions renforce le maintien des communautés végétales [BASCOMPTE *et al.* 2003 ; BASTOLLA *et al.* 2009 ; HEGLAND *et al.* 2009 ; PAVLOPOULOS *et al.* 2018 ; SILVA *et al.* 2021].

Les réseaux peuvent également être caractérisés par leur redondance, leur modularité (Figure 2C), leur connectivité (ou connectance ci-après en distinction de la connectivité spatiale), leur uniformité ainsi que par la diversité spécifique et le nombre de liens (Figure 2D) [PAVLOPOULOS *et al.* 2018 ; THÉBAULT *et al.* 2010]. La modularité est le degré avec lequel un réseau peut être séparé et recombiné. Celui-ci est caractérisé par certains groupes plus connectés entre eux qu'avec le reste du réseau et qui mesure l'étendue dans laquelle les espèces ont plus de liens au sein de leurs modules que ce que l'on pourrait attendre si les liens étaient aléatoires [BERGH *et al.* 2019 ;

OLESEN *et al.* 2007 ; PAVLOPOULOS *et al.* 2018]. Une grande modularité permet une plus grande flexibilité et garantit au réseau une meilleure résilience [OLESEN *et al.* 2007]. La connectance est le rapport du nombre de liens observés sur le nombre total de liens possibles [BOSCH *et al.* 2009]. Toutes ces caractéristiques permettent d'expliquer la stabilité du réseau face aux perturbations telles que le changement climatique ou la perte d'habitat ainsi sa leur capacité à supporter la biodiversité [BASTOLLA *et al.* 2009 ; DALSGAARD *et al.* 2013 ; GONZÁLEZ *et al.* 2010 ; MEMMOTT *et al.* 2004]. Le revue de Tylianakis *et al.* [2010] résume l'implication de ces différentes mesures dans la conservation des réseaux d'interactions.

1.5.2 En pratique... dans les villes

Parce que les interactions plantes-pollinisateurs sont menacées par l'urbanisation, une meilleure compréhension de ces réseaux peut aider à orienter les mesures de conservation, voire de restauration, pour maintenir la biodiversité, et donc les services écosystémiques [DEVOTO *et al.* 2012 ; ELLE *et al.* 2012 ; FORUP *et al.* 2005 ; HARRISON *et al.* 2015 ; PRENDERGAST *et al.* 2021b ; SILVA *et al.* 2021]. Par exemple, il est essentiel de concevoir des espaces verts présentant différents syndromes de pollinisation afin de fournir une variété de ressources aux divers pollinisateurs [DANIELS *et al.* 2020].

Les principaux impacts de l'urbanisation sur les réseaux plantes-pollinisateurs sont liés à la préservation des espèces de plantes et de pollinisateurs, aux comportements de ces derniers et au succès reproducteur des plantes [SILVA *et al.* 2021].

La fragmentation et la perte d'habitat engendrées par l'urbanisation perturbent les interactions entre plantes et pollinisateurs, en réduisant la diversité et l'abondance des communautés de plantes et de pollinisateurs [GESLIN *et al.* 2013 ; RATHCKE *et al.* 1993 ; TAKI *et al.* 2007 ; WEINER *et al.* 2011 ; WENZEL *et al.* 2020 ; XIAO *et al.* 2016]. Elles provoquent généralement une diminution de la diversité et du nombre d'interactions et une modification de leurs communautés vers un décalage qui génère plus de généralisation. La fragmentation engendre des perturbations dans la connectivité entre les habitats et fragilise ces réseaux en diminuant l'accessibilité aux ressources et en augmentant le temps de recherche [DANIELS *et al.* 2020 ; GESLIN *et al.* 2013 ; XIAO *et al.* 2016]. Ces menaces causent également une modification de la durée de visites des pollinisateurs, celle-ci étant plus longue dans les habitats fragmentés [ANDRIEU *et al.* 2009 ; DANIELS *et al.* 2020 ; GESLIN *et al.* 2013 ; HARRISON *et al.* 2015 ; ROTCHÉS-RIBALTA *et al.* 2018]. Il faut donc tenir compte de la qualité des habitats et de la connexion entre les parcelles. Ceci est d'autant plus important que l'impact de l'urbanisation dépend fortement des caractéristiques paysagères, ainsi que du groupe étudié (plantes ou pollinisateurs, spécialistes ou généralistes) [ANDRIEU *et al.* 2009 ; HARRISON *et al.* 2015 ; HEGLAND *et al.* 2009 ; ROTCHÉS-RIBALTA *et al.* 2018 ; SILVA *et al.* 2021].

Le changement climatique ainsi que la sécheresse altèrent les réseaux plantes-

pollinisateurs suite à des modifications des signaux de la part des plantes et des récompenses florales. Ils provoquent des décalages phénologiques qui causent également des changements dans la structure des réseaux et dans l'abondance des plantes et pollinisateurs [DESCAMPS *et al.* 2021 ; HEGLAND *et al.* 2009]. Cependant, l'asymétrie dans les interactions et la structure imbriquée de ces réseaux leur profèrent une certaine stabilité et une résistance aux perturbations, notamment grâce au noyau d'espèces généralistes. Cela les rend donc moins sensibles à l'extinction des espèces, aux perturbations et à la perte d'habitat [BASCOMPTE *et al.* 2003 ; DANIELS *et al.* 2020 ; HEGLAND *et al.* 2009 ; MEMMOTT *et al.* 2004 ; OLEQUES *et al.* 2019].

En parallèle, l'urbanisation provoque chez les plantes une diminution de leur succès reproducteur, malgré l'augmentation du taux de visite par les pollinisateurs [GESLIN *et al.* 2013 ; SILVA *et al.* 2021].

Ces effets négatifs et ces perturbations liés à l'urbanisation engendrent ce décalage vers la généralisation, au détriment d'espèces spécialistes. Cela est surtout le cas pour les communautés d'insectes qui seraient plus sensibles et/ou plus rapides dans leur réponse aux perturbations [GESLIN *et al.* 2013 ; HEGLAND *et al.* 2009 ; SILVA *et al.* 2021 ; TAKI *et al.* 2007 ; WEINER *et al.* 2011]. Les espèces de pollinisateurs généralistes et celles qui nichent dans les cavités tirent généralement mieux profit de l'urbanisation, au contraire des espèces spécialistes et de celles qui nichent au sol [WENZEL *et al.* 2020].

Or, il a été démontré que les espèces rares, ici d'abeilles, étaient essentielles au vu de leurs rôles fonctionnels dans les réseaux, notamment dans la pollinisation d'une diversité d'espèces de plantes [KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI *et al.* 2017 ; SIMPSON *et al.* 2022]. C'est pourquoi il est suggéré d'accroître la richesse spécifique et la diversité en espèces de plantes pour assurer la diversité d'abeilles sauvages et la stabilité des réseaux [KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI *et al.* 2017 ; WENZEL *et al.* 2020].

Cependant, les zones urbaines disposent d'un fort potentiel en tant que refuge pour la biodiversité, au moyen d'une gestion appropriée et en s'appuyant sur des concepts naturels [DANIELS *et al.* 2020 ; WENZEL *et al.* 2020], jusqu'à atténuer les effets des menaces pesant sur la biodiversité comme vu précédemment.

Les types de gestion favorisant davantage la richesse spécifique sont des types de gestion extensifs, tels que les prairies fleuries [FORUP *et al.* 2005 ; MOTIVANS ŠVARA *et al.* 2021]. Ils confèrent alors aux réseaux une meilleure connectance et une augmentation de la spécialisation [FORUP *et al.* 2005 ; MOTIVANS ŠVARA *et al.* 2021]. Cela, en opposition à l'évidence des effets néfastes de la tonte et de son intensité sur la connectance, la spécialisation et l'uniformité des interactions dans les réseaux. Cette perturbation extrême renforce également la généralisation, laquelle favorise la robustesse des réseaux compte tenu du renforcement de la connectance et de la redondance, tandis qu'une imbrication et une modularité élevées peuvent indiquer une plus grande résistance à la perte d'espèces [BASCOMPTE *et al.* 2003 ; KLEIN *et al.* 2007 ; OLEQUES *et al.*

2019]. D'ailleurs, une étude a révélé que des espaces tondus régulièrement et fertilisés présentent des réseaux plantes-pollinisateurs moins diversifiés en termes d'espèces végétales et de pollinisateurs, ainsi que moins d'interactions que les prés fauchés une à deux fois par an et non fertilisés [WEINER *et al.* 2011].

Enfin, prévoir des programmes de conservation en milieu urbain peut permettre à la population de se «reconnecter» avec la nature, et ainsi, la sensibiliser et la conscientiser à la problématique [WENZEL *et al.* 2020].

Encore trop peu d'études portent sur le sujet, et ce domaine d'étude présente beaucoup de variations selon les villes et leur agencement, dépendant fortement de l'échelle et des caractéristiques du paysage ainsi que des communautés et des traits écologiques des espèces [SILVA *et al.* 2021 ; WENZEL *et al.* 2020]. À cela s'ajoute la variation du degré avec lequel les menaces pèsent sur la biodiversité locale et aux alentours. Cette discipline demande encore beaucoup d'intérêt et est sujette à une plus grande compréhension.

1.6 Objectifs du mémoire

Ce mémoire s'inscrit dans la volonté d'étudier les espaces verts de Louvain-la-Neuve gérés par l'Université Catholique de Louvain-la-Neuve (UCLouvain) afin de proposer une gestion plus appropriée et en meilleur accord avec les concepts écologiques. Ceci implique la réalisation d'un inventaire général de ces espaces verts afin de mieux comprendre la situation dans le but d'améliorer leur gestion et, par conséquent, leur efficacité. Cet inventaire se limite à l'étude de la végétation en fleurs et des pollinisateurs durant la saison estivale. Les pollinisateurs ciblés sont les abeilles (clade Anthophila), les syrphes (famille des Syrphidae) et les papillons (ordre Lepidoptera). Ce choix est basé sur l'importance de ces trois taxa[5] et de leur représentation dans les études publiées au sujet des espaces verts en milieu urbain. Ils figurent donc parmi les groupes les mieux connus et les plus représentatifs dans ce contexte [BOSCH *et al.* 2009 ; BRETZEL *et al.* 2016 ; DANIELS *et al.* 2020 ; OUVRARD *et al.* 2018 ; SILVA *et al.* 2021 ; WENZEL *et al.* 2020]. Pour la flore, la végétation en fleurs est suffisante et plus pertinente à étudier que la flore de manière générale, puisque l'intérêt final porte sur les interactions plantes-pollinisateurs.

Comme toute étude de terrain, les influences multifactorielles, telles que la phénologie ou les conditions météorologiques, impactent les résultats [MAHON *et al.* 2022]. C'est pourquoi il est essentiel de tenir compte notamment de la période, du moment dans la journée [HERRERA 1990], des conditions météorologiques et de la température [CORBET 1990 ; CORBET *et al.* 1993] ou encore du niveau d'activités anthropiques.

5. Un taxon est une unité taxonomique utilisée dans la classification des organismes vivants. Il s'agit d'un groupe d'organismes ayant des caractéristiques communes et étant regroupés ensemble dans une catégorie spécifique.

Enfin, la superficie d'un espace vert peut également influencer sa composition et sa richesse, si l'on se base notamment sur la relation aire-espèce (SAR - *Species-Area Relationship*) [CONOR *et al.* 2013 ; DRAKARE *et al.* 2006 ; HANNAH 2022 ; HELDEN *et al.* 2004 ; PROENÇA *et al.* 2013].

L'objectif principal de ce mémoire est de démontrer et quantifier les différences de biodiversité (richesses spécifiques et abondances de la flore et des pollinisateurs) selon les divers types de gestion, à savoir la tonte régulière ou la fauche tardive. Le but est de mettre en évidence, s'il y en a, le potentiel de ces espaces afin de promouvoir un changement de mentalité dans la méthode de gestion pour l'orienter vers des procédés plus écocentrés. La sensibilisation du public et l'information aux services de gestion des espaces verts sont par conséquent des objectifs non négligeables et nécessaires. Il est donc question ici de quantifier dans quelle mesure la gestion influence la diversité et l'abondance en plantes et en pollinisateurs [BASCOMPTE *et al.* 2003 ; KLEIN *et al.* 2007 ; LERMAN *et al.* 2018 ; OLEQUES *et al.* 2019 ; VALKÓ *et al.* 2012].

Ensuite, ce mémoire s'intéresse plus particulièrement à l'étude des interactions entre plantes et pollinisateurs, celles-ci s'avérant essentielles d'un point de vue écosystémique [BASCOMPTE *et al.* 2003 ; KLEIN *et al.* 2007 ; MOTIVANS ŠVARA *et al.* 2021 ; OLEQUES *et al.* 2019 ; SILVA *et al.* 2021]. L'intérêt est de mesurer à quel point les réseaux plantes-pollinisateurs sont différents, dans leur complexité et au niveau d'autres paramètres caractéristiques, selon la gestion appliquée ainsi que la période étudiée. En parallèle, la connectivité, écologiquement essentielle, a été étudiée par le co-mémorant Steven Calesse dans le cadre de son mémoire à l'UCLouvain portant sur les mêmes espaces verts [CALESSE 2023].

Dans le milieu urbain qu'est Louvain-la-Neuve, il est attendu que le type de gestion ait un impact considérable sur la richesse spécifique et l'abondance en plantes et en pollinisateurs. En effet, un espace vert en gestion de tonte sera moins riche en diversité et en abondance, tant en plantes qu'en pollinisateurs, qu'un espace géré par la fauche tardive. De plus, les réseaux d'interactions sont voués à être plus complexes, plus robustes, plus spécialisés et plus imbriqués en gestion de fauche qu'en gestion de tonte [BASCOMPTE *et al.* 2003 ; KLEIN *et al.* 2007 ; LERMAN *et al.* 2018 ; MOTIVANS ŠVARA *et al.* 2021 ; OLEQUES *et al.* 2019 ; SILVA *et al.* 2021 ; VALKÓ *et al.* 2012]. Quantifier et utiliser ces informations en vue d'une amélioration de la gestion des espaces verts de Louvain-la-Neuve qui dépendent de l'UCLouvain est la finalité de ce mémoire.

Au vu de l'importance de l'opinion de la population, une enquête publique sera menée dans le cadre de ce mémoire sur les préférences esthétiques et écologiques en matière d'espaces verts, et ce auprès des habitants, des passants et des étudiants, à l'échelle locale de Louvain-la-Neuve. Les réponses de cette enquête seront intégrées aux résultats de cette étude.

Pour finir, des objectifs à une échelle plutôt sociétale sont visés tels que la proposi-

tion de conseils de changement de gestion ciblés ayant pour destinataire le service de gestion des espaces verts de l'UCLouvain, à savoir le Service de gestion du patrimoine - Espaces extérieurs (GPEX ci-après). En pointant l'intérêt et l'importance du sujet étudié, qui plus est à l'échelle locale, l'ambition de ce mémoire est d'informer et de fournir des explications sur cette thématique peu connue et peu comprise du grand public. L'opinion publique joue effectivement une influence certaine sur la manière de gérer les espaces verts, à Louvain-la-Neuve notamment. L'objectif est donc de sensibiliser et d'éduquer la population, tant les habitants que les étudiants et les gestionnaires, à ces importantes problématiques que sont notamment le déclin des pollinisateurs et la perte de biodiversité, auxquelles cette ville n'échappe pas.

2 Matériel et méthodes

2.1 Zone d'étude

Les expériences se déroulent dans la ville de Louvain-la-Neuve, créée en 1970 avec un centre urbain bâti sur une dalle de béton [AUSSEMS 2019]. Cette ville universitaire est principalement piétonne et la circulation routière se fait essentiellement sous la dalle.

2.2 Sites et parcelles

La sélection des sites et des parcelles a été réalisée sur base des cartes de gestion fournie par le GPEX (Figure A.1) qui gère les espaces verts de l'UCLouvain. Elle a été effectuée en prenant en compte leur taille, leur localisation en milieu urbain ainsi que leur accessibilité. La délimitation de ces parcelles est réalisée via le logiciel d'analyse spatiale QGIS 3.22.5 [QGIS DEVELOPMENT TEAM 2009], de même que la cartographie et les calculs d'aires. La figure 3 reprend la localisation des différents sites et parcelles, ainsi que leur type de gestion [6]. La liste des parcelles est reprise dans le tableau A.1.

Réparties sur les 35 sites définis, 46 parcelles sont délimitées, dont 21 de fauche et 25 de tonte (biclassification), le tout sur une surface totale d'environ 85 395 m². Dans cette étude, le type de gestion de fauche consiste en une coupe à ras avec exportation à partir de fin juillet, généralement accompagnée d'une tonte régulière en bordure sur 1 à 2m. La tonte consiste, quant à elle, en une coupe à ras avec exportation environ tous les mois, et généralement complétée par une taille au coupe-bordure. Une distinction est faite entre les prés tondus récemment («Tonte récente») ou non («Tonte tardive») sur base de la hauteur de la végétation et de la trace du passage des engins de tonte (Figure 4A). Pour les prés de fauche, la distinction est également faite entre

6. La gestion en pentaclassification, et plus particulièrement la distinction entre la tonte récente et tardive, n'est pas représentée ici puisqu'elle est dépendante de la période. Par conséquent, c'est la gestion en quadriclassification qui est évoquée.

les types «Graminées», «Fleuri» et «Semé» (Figure 4B) (pentaclassification). Le type «Graminées» est attribué aux parcelles contenant principalement des graminées et quelques plantes en fleurs. Ensuite, le type «Fleuri» correspond aux parcelles présentant un nombre relativement important de plantes en fleurs mais sans pour autant être semées. Enfin, les parcelles de type «Semé» sont celles considérées comme semées par le GPEX ainsi que celles présentant un nombre important d'espèces typiques de semis (telles que la Marguerite - *Leucanthemum vulgare* - ou la Knautie des champs - *Knautia arvensis*).

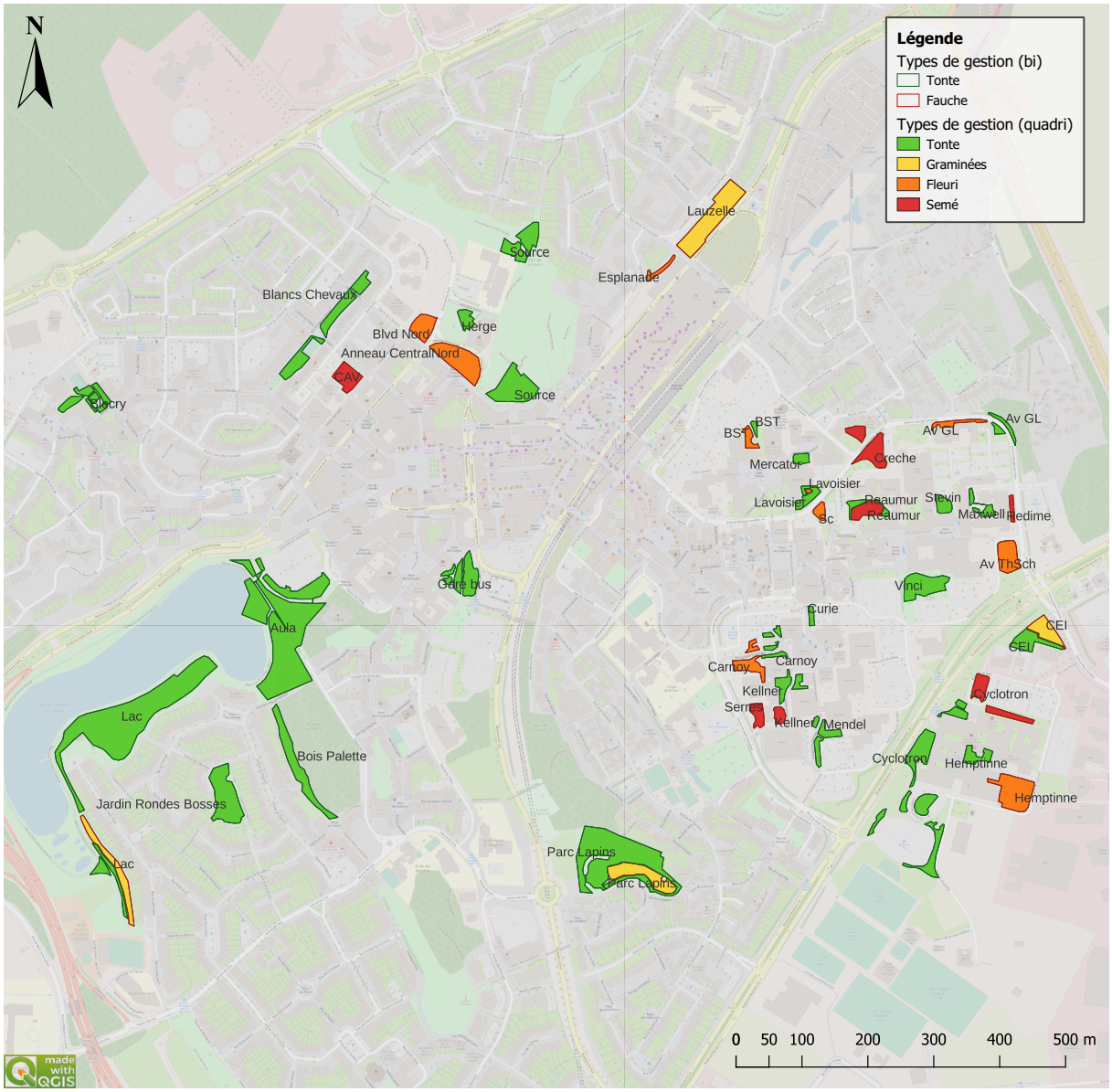


FIGURE 3 – Carte des parcelles et gestions associées[6]



FIGURE 4 – Illustrations des types de tonte (A) et des types de fauche (B)

En outre, certains sites sont dits «mixtes» lorsqu'ils présentent des quadrats en tonte et en fauche (sites identiques comprenant 2 parcelles de gestion de tonte et de fauche). À l'inverse des sites dits «isolés» qui présentent uniquement des quadrats en fauche ou en tonte (sites uniques).

Sur chacune des parcelles, un quadrat de 1m sur 1m est placé lors de chaque période d'échantillonnage (Figure 5).

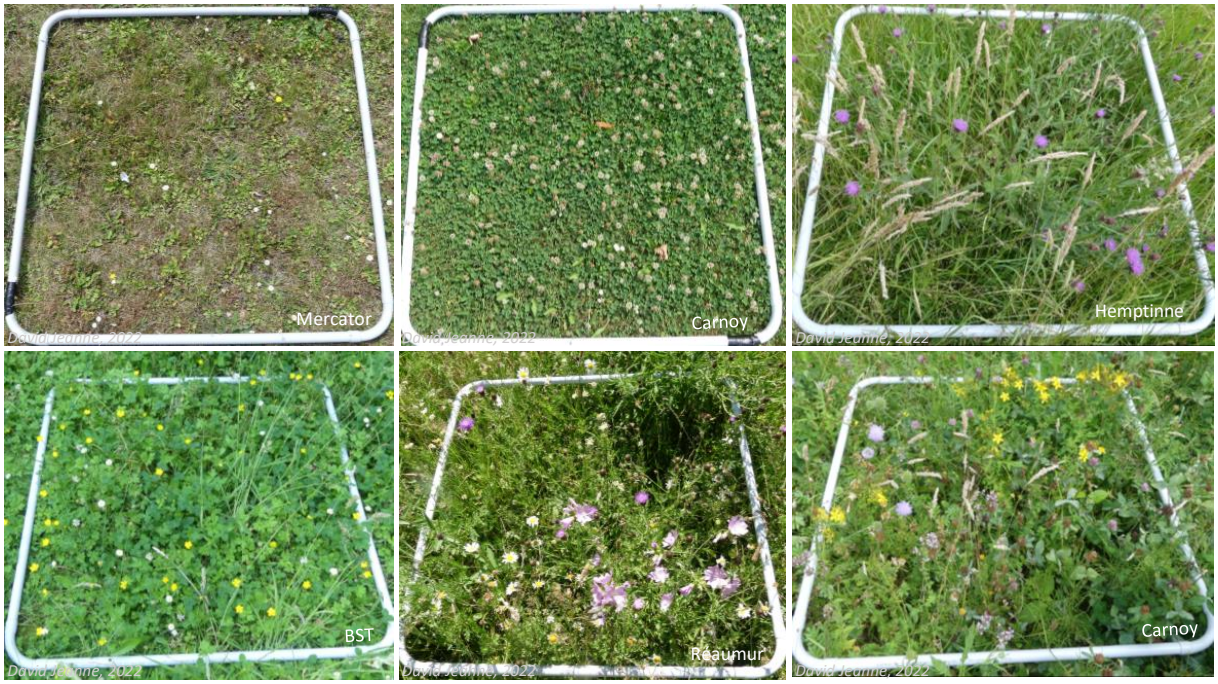


FIGURE 5 – Illustrations des quadrats

2.3 Prise de données

Les inventaires sont réalisés durant l'été, toutes les 2 semaines, de mi-juin à fin juillet, c'est à dire sur trois périodes : juin, première quinzaine de juillet (mi-juillet) et deuxième quinzaine de juillet (fin juillet). Aucun relevé n'a pu être réalisé au mois d'août suite aux sécheresses et aux prés déjà fauchés. Les conditions météorologiques sont au maximum similaires, les températures étant au minimum de 18℃, sans pluie et sans excès de vent. Les horaires d'échantillonnages sont alternés entre les différentes périodes.

Les informations telles que l'heure, la date, la météo générale (types «ensoleillé», «nuageux» ou alternances des deux), la température (consultée sur ce site), ainsi que le niveau d'activité anthropique (nulle, moyenne ou forte) sont relevées pour chaque quadrat.

2.4 Inventaire de la flore et des pollinisateurs

Afin de mesurer la richesse spécifique (S_Plant - nombre d'espèces différentes) et l'abondance (Ab_Plant - nombre d'unités florales) de la flore, à savoir ici la végétation en fleur lors de l'échantillonnage (en excluant les graminées), le quadrat de 1m sur 1m est placé sur une zone représentative du site, si possible exposé au soleil. Les espèces sont identifiées et le nombre d'unités florales est estimé. Les correspondances pour une unité florale pour chaque espèce sont reprises en Annexe (Tableau A.2).

Lorsque les parcelles étaient trop hétérogènes, généralement sur les parcelles de fauche, plusieurs quadrats - deux ou trois selon l'hétérogénéité - ont été placés et échantillonnés. En outre, lors de la troisième période d'échantillonnage (fin juillet), l'abondance de chaque parcelle dans leur ensemble - en dehors des quadrats - a été mesurée via l'indice de Braun-Blanquet.

Une fois les quadrats placés pour la végétation, la richesse spécifique (S_Poll - nombre d'espèces différentes) et l'abondance (Ab_Poll - nombre d'individus) des pollinisateurs sont mesurées en réalisant des observations non perturbées. Durant 30 minutes par parcelle[7], comme cela est fait ou conseillé dans plusieurs études relatives à ce sujet [DANIELS *et al.* 2020 ; FIJEN *et al.* 2017 ; MAHON *et al.* 2022], les pollinisateurs y passant sont identifiés. Ceux-ci sont comptés à l'aide d'un dictaphone. Les identifications sont réalisées sur base de photos ou par capture au filet si cela est possible et nécessaire. Celles par photos sont notamment réalisées à l'aide d'ObsIdentify [OBSERVATION INTERNATIONAL 2019] et/ou via le site Observations.be, généralement acceptées et corrigées par des validateurs.

L'inventaire des pollinisateurs est limité dans cette étude à l'identification des abeilles (clade Anthophila), des syrphes (*Syrphidae*) et des papillons (ordre Lepidoptera), comme cela a été fait dans d'autres études en milieu urbain [BOSCH *et al.* 2009 ; BRETZEL *et al.* 2016 ; DANIELS *et al.* 2020 ; DYLEWSKI *et al.* 2019 ; OUVRARD *et al.* 2018 ; SILVA *et al.* 2021 ; WENZEL *et al.* 2020]. L'identification jusqu'à l'espèce est visée. Cependant, elle ne sera retenue que jusqu'au genre, voire la famille ou la catégorie, lorsque cela est limité par les capacités d'identification des expérimentateurs. En effet, afin de réaliser des analyses plus globales, six catégories de pollinisateurs sont définies, à savoir : Abeille domestique (*Apis mellifera*), Abeilles solitaires (clade Anthophila exepté *Apis mellifera* et *Bombus sp.*), Bourdons (*Bombus sp.*), Papillons (ordre Lepidoptera), Syrphes (famille Syrphidae) et Autres.

2.4.1 Analyses statistiques

Pour les analyses, les données sont agrégées par parcelles et par périodes, ceci impliquant simplement la somme des données pour les différents quadrats uniquement pour les parcelles concernées (lorsque deux ou trois quadrats ont été échantillonnées

7. C'est-à-dire 30' si un seul quadrat est placé, et 15'/10' si deux/trois quadrats ont été placés.

au lieu d'un seul). Les analyses statistiques sont réalisées en RStudio (R version 4.0.0) [R CORE TEAM 2018] et les résultats sont illustrés à l'aide du package `ggplot2` [WICKHAM 2016]. Le package `vegan` [OKSANEN *et al.* 2013] est utilisé pour la préparation et la visualisation des données.

En premier lieu, des analyses multivariées (ACP et ACC) sont réalisées afin de caractériser les parcelles et les espèces selon les différentes variables explicatives. Ensuite, les modèles linéaires mixtes suivants sont testés :

- LMM1_S_Pl: S_Plantes $\sim$ Aire + Temperature + Periode * Gestion_2 + (1|Parcelle)
- LMM1_Ab_Pl: Ab_Plantes $\sim$ Aire + Temperature + Periode * Gestion_2 + (1|Parcelle)
- LMM1_S_Po: S_Poll $\sim$ Aire + Temperature + Periode * Gestion_2 + (1|Parcelle)
- LMM1_Ab_Po: Ab_Poll $\sim$ Aire + Temperature + Periode * Gestion_2 + (1|Parcelle)
- LMM2_S_Pl: S_Plantes $\sim$ Aire + Temperature + Periode * Gestion_5 + (1|Parcelle)
- LMM2_Ab_Pl: Ab_Plantes $\sim$ Aire + Temperature + Periode * Gestion_5 + (1|Parcelle)
- LMM2_S_Po: S_Poll $\sim$ Aire + Temperature + Periode * Gestion_5 + (1|Parcelle)
- LMM2_Ab_Po: Ab_Poll $\sim$ Aire + Temperature + Periode * Gestion_5 + (1|Parcelle)

Les conditions d'applications sont vérifiées via `check_model()` (du package `Performance` [LÜDECKE *et al.* 2021]). L'analyse des modèles est effectuée à l'aide de la fonction `Anova()`, avec un seuil de significativité fixé à 0,05, suivi de comparaisons multiples utilisant la méthode de Tukey afin de comparer les types de gestion et les périodes. La transformation en racine carrée a été appliquée pour les variables réponses. Les parcelles, étant des pseudoréplicats, sont considérées comme aléatoires dans les modèles. Le niveau d'activité, le caractère mixte/isolé ainsi que la météo et l'heure ne sont pas inclus dans les modèles, du fait de leur forte corrélation avec le type de gestion ou avec la température.

2.5 Interactions plantes-pollinisateurs

Lors de la prise de données au dictaphone décrite précédemment, les fleurs sur lesquelles chaque individu se pose, et qui semblent être butinées, sont prises en compte, permettant de relever les interactions entre plantes et pollinisateurs. Les individus sont pris en considération dans la mesure du possible. Ces données permettent par la suite de calculer le nombre de visites par unité florale par heure (nvis/uf.h), d'analyser les interactions, et surtout de réaliser des réseaux plantes-pollinisateurs.

2.5.1 Analyses statistiques

Les analyses statistiques sont réalisées en RStudio (R version 4.0.0) [R CORE TEAM 2018] et les résultats sont illustrés à l'aide du package `ggplot2` [WICKHAM 2016]. Les analyses des interactions sont également réalisées sur les données regroupées pour une même parcelle lors de la même période.

À partir des données récoltées, le nombre de visites par unité florale par heure (nvis_/uf.h), la probabilité de visite selon la quantité de fleurs ainsi que le nombre de

changements de fleurs sont analysés. Les modèles linéaires mixtes testés pour les données d'interactions sont les suivants :

- LMM3_Int: N_Interactions $\sim$ Qtte_UF + Gestion_5 + Qtte_UF:Gestion_5 + Aire + Temperature + Periode + Periode:Gestion_5 + (1|Parcelle)
- LMM4_Int: $\sum$(N_Interactions) $\sim$ Aire + Temperature + Periode * Gestion_5 + (1|Parcelle)
- LMM5_nvis: nvis_uf_h $\sim$ Aire + Temperature + Periode * Gestion_5 + Sp_Pollinisateurs + (1|Parcelle)

L'analyse des modèles suit la même méthode que celle vue précédemment (voir 2.4.1, p.24). La transformation en racine carrée a été appliquée pour les variables réponses, sauf pour la variable «nvis_uf_h», qui a fait l'objet d'une transformation en logarithme. Les résultats obtenus pour les inventaires étant assez évidents pour la gestion en biclassification, il a été jugé pertinent de se focaliser sur la gestion comportant 5 catégories et de ne pas réaliser ces modèles pour la gestion en biclassification. La variable «Qtte_UF» du modèle 3 représente la quantité d'unité florale pour chaque espèce de plante en fleur dans chaque quadrat. La somme des interactions dans le modèle 4 est réalisée pour chaque parcelle et pour chaque période. Enfin, pour le modèle 5, six genres ou espèces de pollinisateurs sont sélectionnés parmi les plus abondants.

En parallèle, des tests d'homogénéité des proportions (χ^2) sont réalisés afin de tester la différence de proportion d'interactions (Interactions *vs* Pas d'interactions), pour le type de gestion en biclassification et en pentaclassification. Sont pris en compte dans la catégorie «Interactions», chaque interaction entre un individu et une espèce de plante, sans considérer le nombre d'unités florales visitées. La catégorie «Pas d'interactions» englobe à la fois les plantes non visitées dans chaque parcelle et les parcelles sans fleurs, ce qui signifie qu'il n'y a pas eu d'interaction entre les individus pollinisateurs et les plantes dans ces cas. Le seuil de significativité est également placé à 0,05. Dans les deux tests, H_0 signifie «pas de différence entre les types de gestion». Il est escompté qu'il y ait plus d'interactions qu'attendu pour les types fauche, et moins pour les types tonte.

2.5.2 Réseaux plantes-pollinisateurs

À partir des données d'interactions, les réseaux plantes-pollinisateurs sont réalisés, analysés et visualisés également à l'aide de RStudio (R version 4.0.0) [R CORE TEAM 2018] et du package `bipartite` [DORMANN *et al.* 2008]. Au vu des objectifs du mémoire, à savoir représenter le type de gestion, et de l'effort d'échantillonage trop faible, il est alors plus pertinent de réaliser les réseaux par regroupement des données pour l'ensemble des critères désirés (type de gestion et période), compte tenu de l'influence de l'échelle spatiale et temporelle [PRENDERGAST *et al.* 2022].

Divers indices sont calculés selon la période et le type de gestion (bi- et penta-

classification), afin de comparer la complexité et la structure des réseaux. À savoir : la connectance (*connectance*), la proportion de liens possibles réalisés [DUNNE *et al.* 2002 ; GILBERT 2009] ; l'asymétrie du réseau (*web asymmetry*), l'équilibre entre les nombres des deux niveaux (plantes et pollinisateurs) [BLÜTHGEN *et al.* 2007 ; VÁZQUEZ *et al.* 2004] ; l'imbrication pondérée (*weighted nestedness*), tenant compte des fréquences d'interactions [BASCOMPTE *et al.* 2003 ; GALEANO *et al.* 2009 ; MARIANI *et al.* 2019] ; la densité des liens (*linkage density*), exprimant le nombre moyen de liens par espèce [BERSIER *et al.* 2002] ; Fisher α, une mesure de la diversité des interactions ; la diversité de Shannon (*Shannon diversity*) des interactions ; l'équité des interactions (*interaction evenness*) qui mesure la distribution des visites entre les différentes espèces qui forment des liens au sein d'une communauté ; H2', une mesure de spécialisation au niveau du réseau [BLÜTHGEN *et al.* 2006] ; la robustesse (*robustness*), correspondant à la pente d'extinction [BURGOS *et al.* 2007 ; DUNNE *et al.* 2002 ; GILBERT 2009 ; THÉBAULT *et al.* 2010] ; et enfin la généralité et la vulnérabilité (*generality* et *vulnerability*) représentant le nombre effectif moyen d'espèces d'un niveau par un autre (généralité : nombre moyen pondéré d'espèces végétales par espèce de pollinisateur, et inversement pour la vulnérabilité) [BERSIER *et al.* 2002]. Pour information, HL et LL indiquent respectivement des indices pour le niveau des pollinisateurs et pour le niveau des plantes. Le choix de ces indices est basé sur la littérature, considérant les caractéristiques régulièrement étudiées et utilisées afin de renseigner sur la fonction, la structure, la résilience et la vulnérabilité ainsi que la spécialisation de ces réseaux plantes-pollinisateurs [ARSTINGSTALL *et al.* 2021 ; BASCOMPTE *et al.* 2007 ; BLÜTHGEN *et al.* 2006 ; BOSCH *et al.* 2009 ; DORMANN *et al.* 2008 ; DORMANN *et al.* 2009 ; MOTIVANS ŠVARA *et al.* 2021 ; OLEQUES *et al.* 2019 ; OLESEN *et al.* 2006], notamment lorsqu'ils sont étudiés en milieu urbain [DANIELS *et al.* 2020 ; PRENDERGAST *et al.* 2021b, 2022 ; SIROHI *et al.* 2022] et en vue d'une meilleure conservation [BORCHARDT *et al.* 2021 ; BURKLE *et al.* 2011 ; DANIELS *et al.* 2020 ; DEVOTO *et al.* 2012 ; FORUP *et al.* 2005 ; POCOCK *et al.* 2012 ; TYLIANAKIS *et al.* 2010]. Ces articles n'étant qu'une ébauche de la littérature disponible.

2.6 Régime de tonte - Expérience supplémentaire

Afin de démontrer la régénération de la flore après une tonte, la végétation en fleurs a été inventoriée au fil des jours sur trois zones de tonte à l'aide de quadrats, à partir du moment où ces espaces avaient été tondus jusqu'au jour 17 (Jour 0 = jour de la tonte). Les modèles linéaires mixtes testés pour ces données sont les suivants :

- LMM6_Tonte_S: S $\sim$ Jour_af_tonte + (1|Quadrat)
- LMM6_Tonte_Ab: Ab $\sim$ Jour_af_tonte + (1|Quadrat)

L'analyse des modèles suit la même méthode que vu précédemment (voir 2.4.1, p.24). Les transformations appliquées aux variables réponses «S» et «Ab» sont respectivement la mise au carré et en racine carrée.

2.7 Enquête publique

Au vu de l'importance de l'opinion de la population sur la gestion menée, une enquête publique sur les préférences esthétiques et les préférences écologiques des habitants, des passants et des étudiants en matière d'espaces verts, à l'échelle locale de Louvain-la-Neuve, est menée, comme cela a été fait à plusieurs reprises pour d'autres villes [BORYSIAK *et al.* 2022 ; HOYLE *et al.* 2018 ; LINDEMANN-MATTHIES *et al.* 2016 ; TOMITAKA *et al.* 2021.

Le formulaire se veut simple et ne respecte pas exactement tous les codes d'un sondage neutre, mais a pour but de récolter les avis de manière sommaire et basique. Une première question relative aux choix esthétiques selon le type de gestion est posée ainsi qu'une seconde question quant aux choix, en tenant compte de la valeur écologique, de ces types de gestion. L'enquête est disponible ici : Form enquête publique. Les réponses ont été récoltées entre le 20 octobre et le 13 décembre 2022. Les figures présentes dans l'enquête sont exposées en Annexe A.10.1.

3 Résultats

3.1 Vue d'ensemble des données

Sur les trois périodes échantillonnées et sur les 35 sites sélectionnés, comprenant 46 parcelles et 192 quadrats pour 134 parcelles - 59 de fauche et 75 de tonte -, 49 espèces de plantes en fleurs et 99 taxa de pollinisateurs ont été recensées. Sur les 67h d'observations, 1654 individus ont été encodés, ayant réalisés 4818 interactions au total. Les espèces de pollinisateurs et de plantes «remarquables [8]» observées dans la zone d'étude, également lors des échantillonnages tests, sont reprises dans les tableaux 1 et 2.

TABLEAU 1 – Espèces relativement communes de pollinisateurs (indigènes) et autres arthropodes - Observations validées sur Observations.be

Diptères	**Hyménoptères**	**Rhopalocères**
Anthrax vrai - *Anthrax anthrax*	Andrène rosée - *Andrena rosae*	Collier de corail - *Aricia agestis*
Bombylius discolor	Andrène blonde - *Andrena fulvago*	Hespérie de l'alcée - *Carcharodus alceae*
Dasysyrphus albostriatus	*Barycnemis spec.*	Amaryllis - *Pyronia tithonus*
Ectophasia crassipennis	Bourdon des champs/des mousses/variable - *Bombus pascuorum/muscorum/humilis*	
Éristale brouillée - *Eristalis intricaria*	Psithyre vestale/bohémien - *Bombus vestalis/bohemicus*	**Hétérocères**
Eupeodes latifasciatus	*Cerceris rybyensis*	Zygène de la Filipendule - *Zygaena filipendulae*
Hélophile à bandes grises - *Helophilus trivittatus*	Hylée de Gredler - *Hylaeus gredleri*	
Neoascia spec.	*Listrodromus nycthemerus*	
Scaeva selenitica	*Osmia leaiana/niveata*	**Arachnides**
Scaeva selenitica	Philanthe apivore - *Philanthus triangulum*	
Syrphus torvus	Poliste gaulois - *Polistes dominula*	Misumène - *Misumena vatia*
Volucelle zonée - *Volucella zonaria*	*Tenthredo spec.*	

8. C'est-à-dire classées dans une autre catégorie que «communes». Ces statuts de rareté sont basés sur les informations fournies par la plateforme Observations.be. Aucune espèce rare ou très rare de pollinisateurs n'a été observée.

TABLEAU 2 – Espèces relativement communes, rares et très rares de plantes (indigènes) - Observations validées sur Observations.be

Relativement communes
Campanule raiponce - *Campanula rapunculus*
Erythrée petite centaurée - *Centaurium erythraea*
Chicorée sauvage - *Cichorium intybus*
Knautie des champs - *Knautia arvensis*
Malva alcea + Malva moschata
Origan - *Origanum vulgare*
Picris fausse-épervière - *Picris hieracioides*
Rhinanthe à grandes fleurs - *Rhinanthus angustifolius*
Torilis anthrisque - *Torilis japonica*
Trèfle des champs - *Trifolium campestre*

Rares à très rares
Bétoine - *Betonica officinalis*
Géranium des prés - *Geranium pratense*
Rhinanthe à petites fleurs - *Rhinanthus minor*

Famille Orchidaceae (rares à très rares)
Orchis pyramidal - *Anacamptis pyramidalis*
Listère ovale - *Neottia ovata*
Ophrys abeille - *Ophrys apifera*
Orchis militaire - *Orchis militaris*

3.2 Courbes d'accumulation

Les compositions florales et faunistiques variant fortement au cours du temps, les courbes d'accumulation sont réalisées en tenant compte de la période (Figures 6 et 7). Malgré des communautés différentes, les tendances pour les divers types de gestion restent les mêmes entre les périodes.

Les quadrats ayant été placés afin d'être représentatifs de la végétation en fleurs sur les parcelles, les courbes d'accumulation pour les espèces de plantes en fleurs renseignent sur l'hétérogénéité des parcelles, et plus particulièrement celles de fauche (Figures 6 et A.2), puisqu'elles n'atteignent pas de plateaux. Contrairement aux parcelles de tonte qui en atteignent un et présentent donc un caractère de forte similitude entre elles. Logiquement, lorsque plus de parcelles sont échantillonnées, comme c'est le cas pour la tonte tardive en fin juillet, un plateau est plus rapidement atteint (Figure 6C).

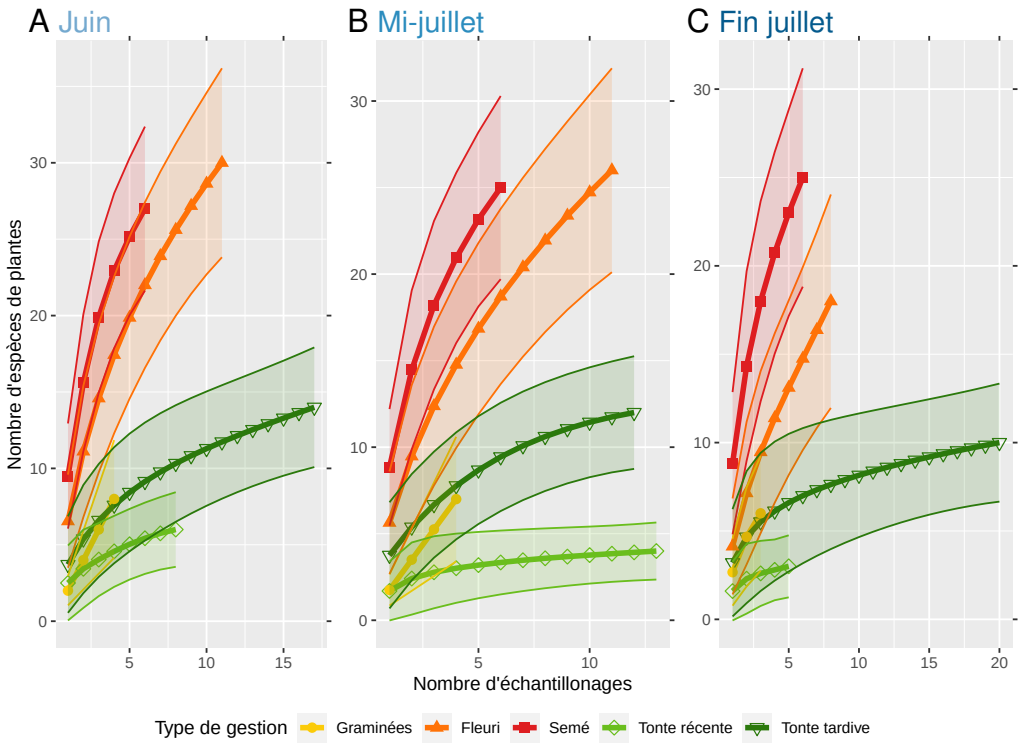


FIGURE 6 – Courbes d'accumulation des espèces de plantes au cours des périodes

En revanche, les courbes d'accumulation pour les taxa de pollinisateurs reflètent quant à elles l'effort d'échantillonnage, qui s'avère relativement faible, n'atteignant aucunement un palier (Figures 7 et A.3). En outre, cela est d'autant plus prononcé pour les courbes des parcelles de fauche, très hétérogènes entre elles, comme évoqué précédemment.

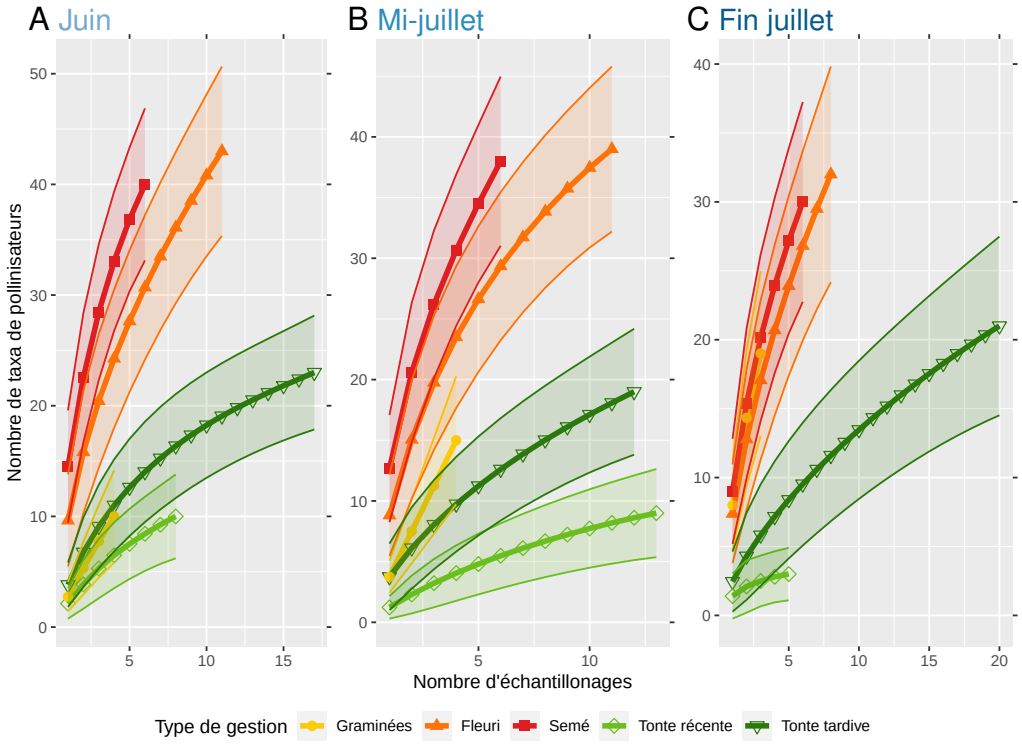


FIGURE 7 – Courbes d'accumulation des taxa de pollinisateurs au cours des périodes

3.3 Inventaires

Les analyses descriptives pour les richesses spécifiques et les abondances en plantes et en pollinisateurs, selon la période et la gestion, sont disponibles en Annexe A.5. Des graphiques reprenant l'abondance des pollinisateurs selon l'heure et la météo sont également repris en Annexe A.6.

3.3.1 Analyses multivariées

L'analyse en composantes principales (ACP) est réalisée pour l'ensemble des données afin d'établir les relations de corrélation entre les différentes variables (Figures 8 et 9). L'inertie totale dans le plan 1-2, correspondant au pourcentage d'information expliquée, est de 68.1%. L'ACP confirme la corrélation entre la richesse en plantes et en pollinisateurs et l'abondance en pollinisateurs (8A). Ces variables sont dirigées dans le même sens que le type fauche (8B), et plus particulièrement les types Fleuri et Semé (8D). Les deux types de tontes sont fortement similaires, bien qu'il soit intéressant de remarquer que la Tonte récente est plus restreinte (8B) et opposée aux variables de richesse spécifique et d'abondance (8A). Les périodes sont relativement comparables, bien que l'échantillonnage de fin juillet est plus limité (8C). Le niveau d'activité présente le même pattern que la gestion en pentaclassification et suit un gradient clair au niveau des centroïdes (9B). La météo reste cohérente avec la tendance de la température (9A et C). Enfin, les positions des quartiers sont assez variables mais globalement centrées (9D).

En Annexe A.6.2, sont illustrés les résultats de l'ACP réalisée pour les catégories de pollinisateurs. Ils présentent les mêmes tendances.

L'analyse Canonique des Correspondances (ACC) réalisée pour les espèces de plantes (Figure 10) permet d'établir un lien entre les parcelles et les espèces, et d'en expliquer leur distribution selon les variables environnementales, notamment le type de gestion. L'inertie totale dans le plan 1-2 est de 48.2%. Il existe un pattern clair dans la distribution des espèces de plantes selon les types de gestion (10C), qui est également corrélé à l'abondance en pollinisateurs pour le type Semé et à l'abondance en plantes pour le type Fleuri (10B). Ce pattern représente donc les espèces typiques de plantes en fleurs de certains types de gestion (10A).

En Annexe A.6.2, sont illustrés les résultats des ACC réalisées pour les espèces de pollinisateurs, qui présentent également un pattern, bien que différent pour les types de gestion, pour les catégories de pollinisateurs ainsi que pour les espèces de plantes de fin juillet (indice de Braun-Blanquet).

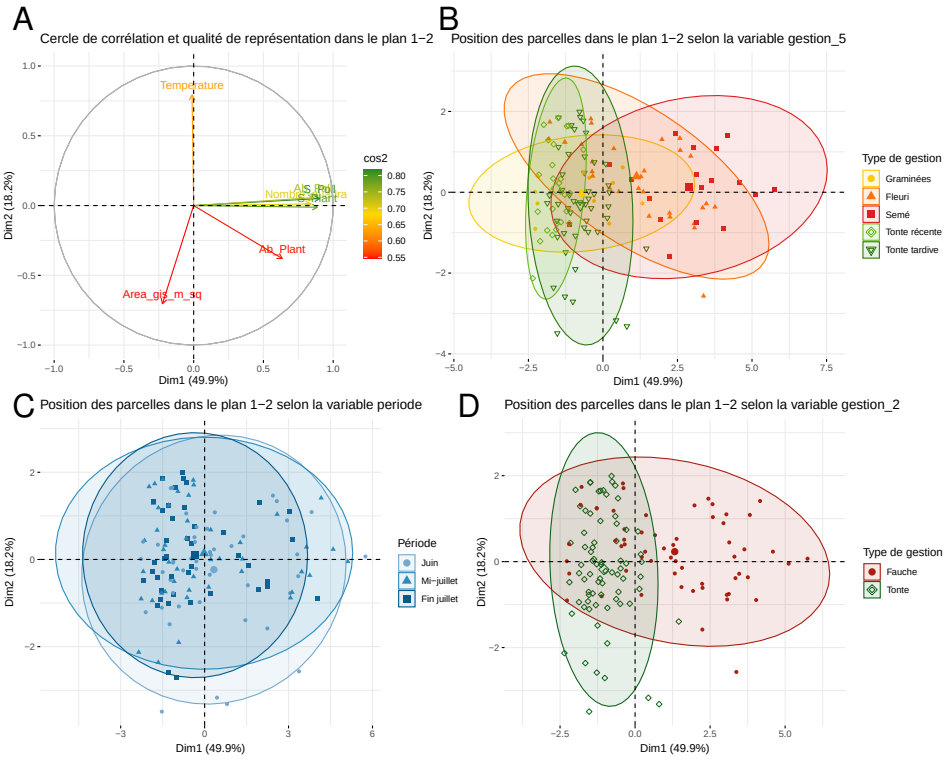


FIGURE 8 – Résultats de l'ACP selon le plan 1-2 pour la qualité de représentation des variables continues (A), la gestion en pentaclassification (B), la période (C) et la gestion en biclassification (D)

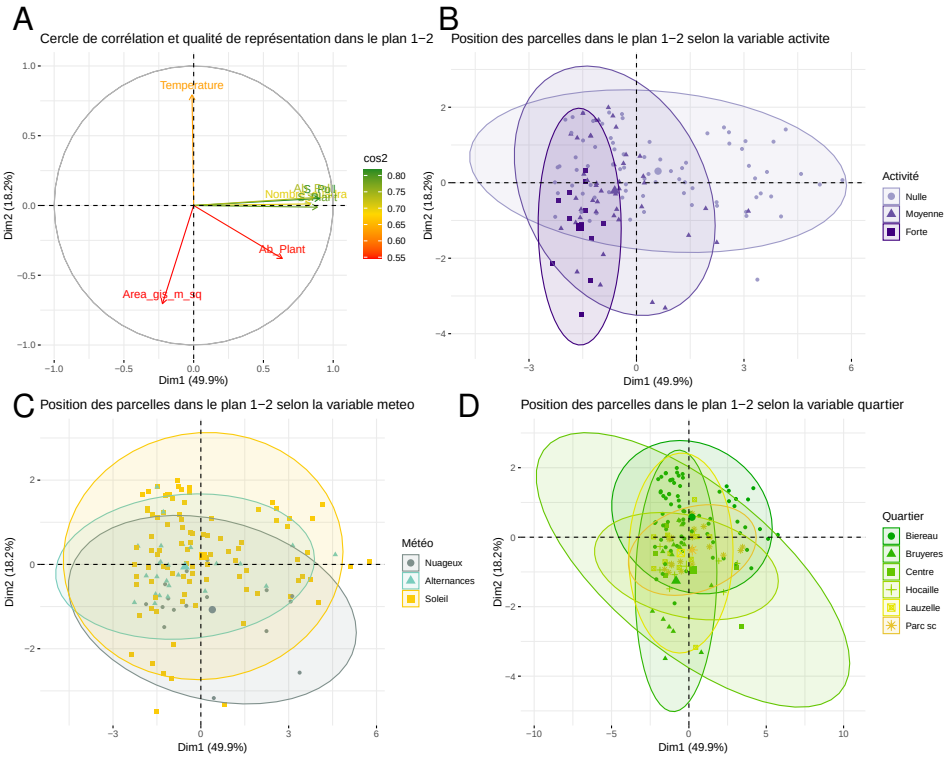


FIGURE 9 – Résultats de l'ACP selon le plan 1-2 pour la qualité de représentation des variables continues (A), le niveau d'activité (B), la météo (C) et le quartier (D)

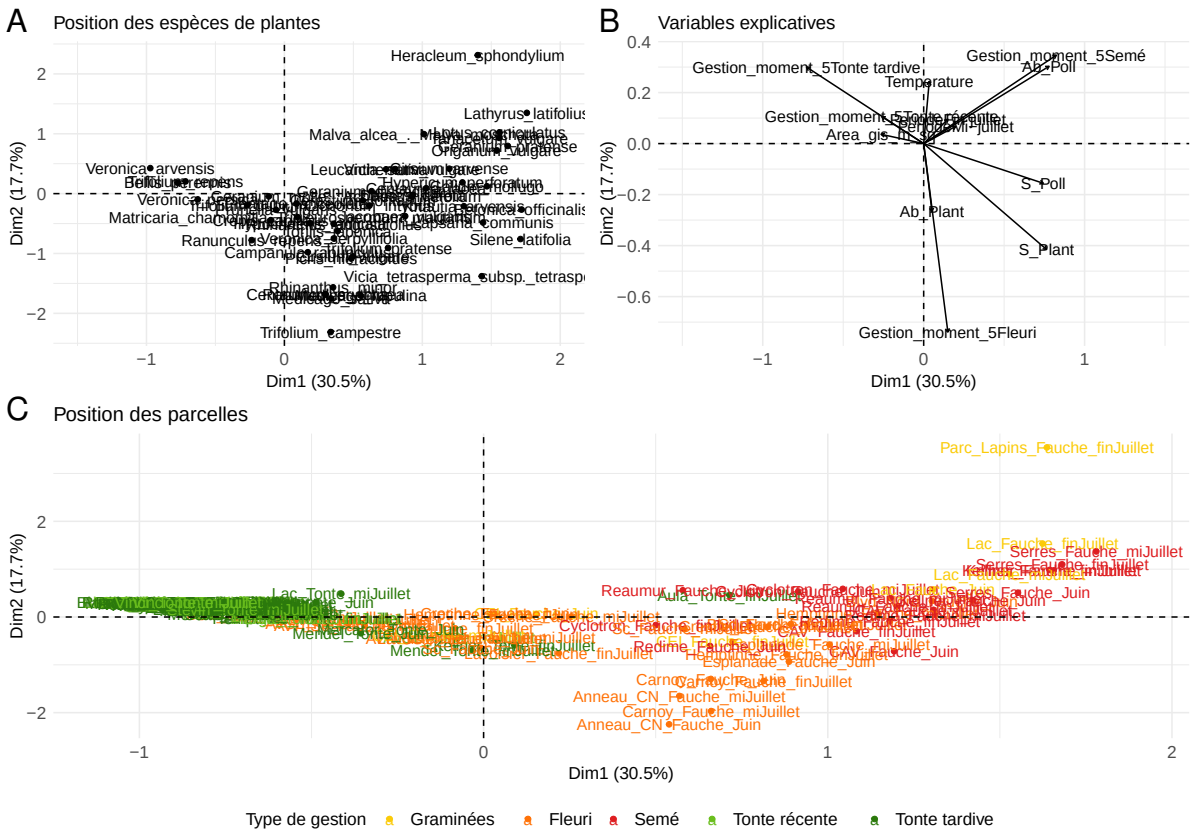


FIGURE 10 – Résultats de l'ACC selon le plan 1-2 pour les espèces de plantes illustrant leur position (A), l'influences des variables explicatives (B) et la position des parcelles et leur type de gestion en pentaclassification (C)

3.3.2 Type de gestion : biclassification

La richesse spécifique en plantes, dans le modèle LMM1_S_Pl, est influencée de manière significative (χ^2(df=1, N=134)=6.9948, *p*=0.008**) uniquement par la gestion en biclassification. Les effets des autres variables et de l'interaction ne sont pas significatifs. La richesse spécifique en plantes est significativement plus faible en gestion de tonte qu'en gestion de fauche (Figure 11).

L'abondance en plante (modèle LMM1_Ab_Pl) est influencée de manière significative par la température (χ^2(df=1, N=134)=4.7783, *p*=0.029*) et par la période (χ^2(df=2, N=134)=31.3188, *p*=<0,001***). Les effets des autres variables et de l'interaction ne sont pas significatifs. L'abondance en plantes est significativement plus faible aux périodes d'échantillonnage de mi-juillet et fin-juillet qu'à celle de juin (Figure 12A). L'abondance en plantes diminue de manière significative avec l'augmentation de la température (Figure 12B).

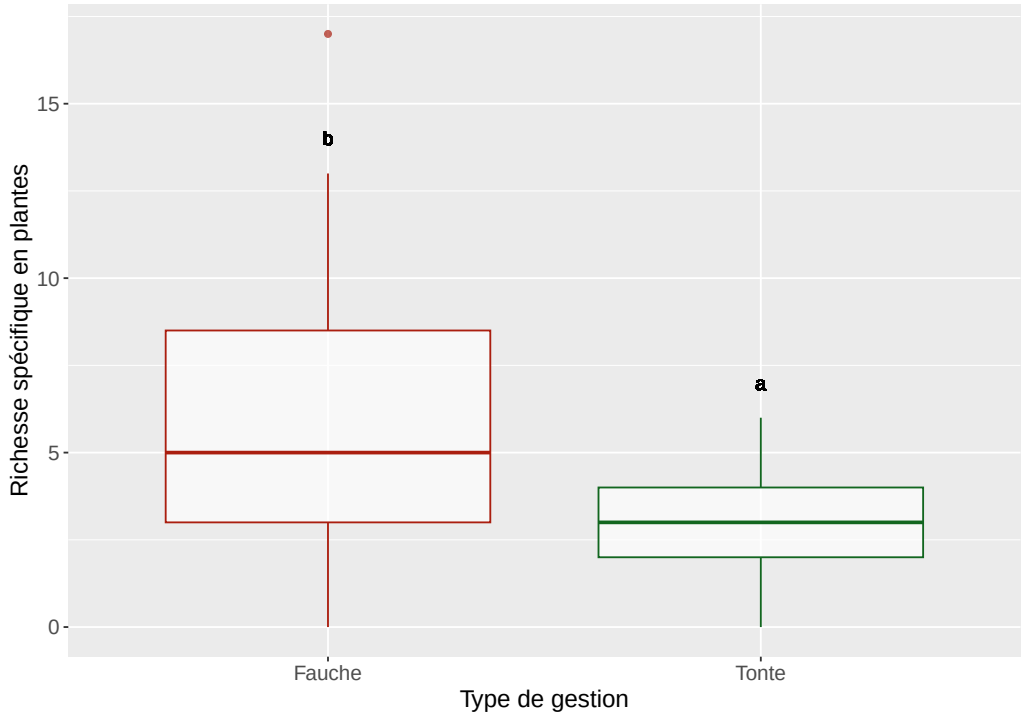


FIGURE 11 – Richesse spécifique en plantes selon la gestion en biclassification (LMM1_S_Pl)

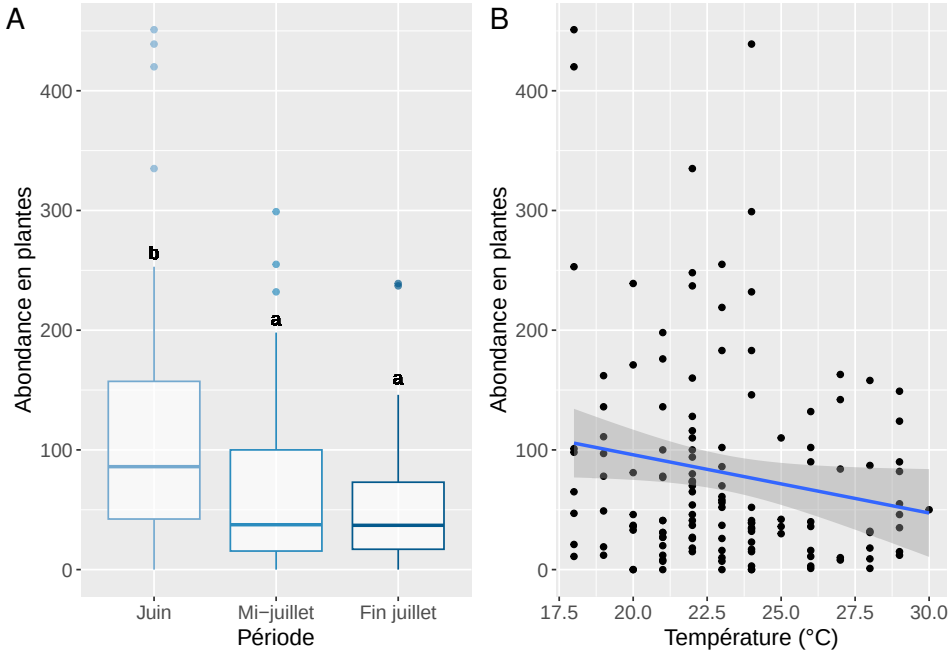


FIGURE 12 – Abondance en plantes selon la période (A) et selon la température (B) (LMM1_Ab_Pl)

La richesse spécifique en pollinisateurs (modèle LMM1_S_Po) est influencée de manière significative (χ^2(df=1, N=134)=32.0557, p=<0.001***) uniquement par la gestion en biclassification. Les effets des autres variables et de l'interaction ne sont pas

significatifs. La richesse spécifique en pollinisateurs est significativement plus faible en gestion de tonte qu'en gestion de fauche (Figure 13A).

L'abondance en pollinisateurs (modèle LMM1_Ab_Po) est influencée de manière significative (χ^2(df=1, N=134)=28.7659, *p*=<0.001***) uniquement par la gestion en biclassification. Les effets des autres variables et de l'interaction ne sont pas significatifs. L'abondance en pollinisateurs est significativement plus faible en gestion de tonte qu'en gestion de fauche (Figure 13B).

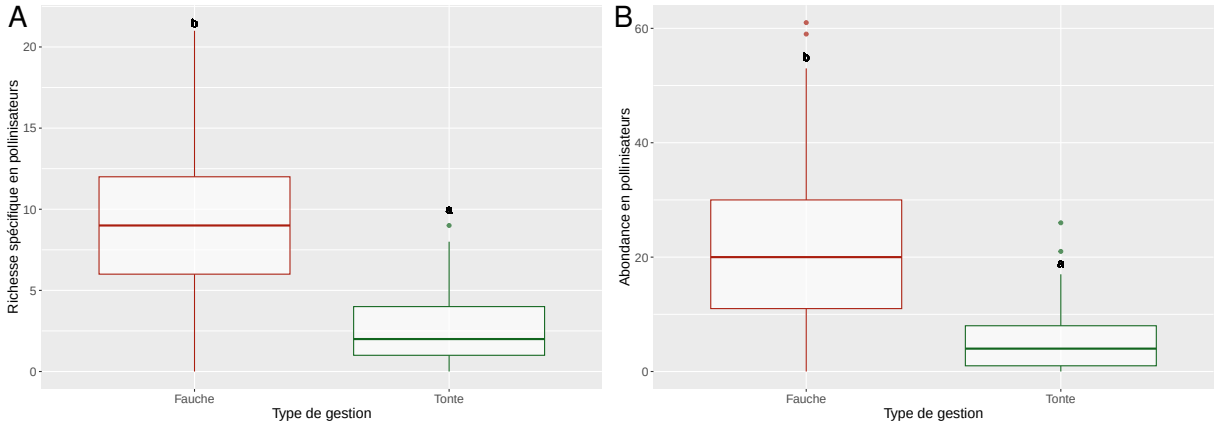


FIGURE 13 – Richesse spécifique (A) et abondance (B) en pollinisateurs selon la gestion en biclassification (LMM1_S_Po et LMM1_Ab_Po)

3.3.3 Type de gestion : pentaclassification

La richesse spécifique en plantes (modèle LMM2_S_Pl) est influencée de manière significative par la gestion en pentaclassification (χ^2(df=4, N=134)=74.9761, *p*=<0.001***) et par la période (χ^2(df=2, N=134)=7.6610, *p*=0.022*). Les effets des autres variables et de l'interaction ne sont pas significatifs. La période n'influence cependant pas de manière significative la richesse spécifique en plantes selon la méthode de Tukey (Figure 14A). La richesse spécifique en plantes est significativement plus faible en gestion de Tonte récente et en fauche Graminées, et est significativement plus élevée en fauche Semé (Figure 14B). L'abondance en plantes (modèle LMM2_Ab_Pl) est influencée de manière significative par la gestion en pentaclassification (χ^2(df=4, N=134)=74.9761, *p*=<0.001***) et par la période (χ^2(df=2, N=134)=7.6610, *p*=0.022*). Les effets des autres variables et de l'interaction ne sont pas significatifs. L'abondance en plantes est significativement plus faible aux périodes d'échantillonnage de mi-juillet et fin-juillet qu'à celle de juin (Figure 15A). L'abondance en plantes est significativement plus faible en gestion de Tonte récente et en fauche Graminées, et est significativement plus élevée en fauche Fleuri, Semé et en Tonte tardive (Figure 15B).

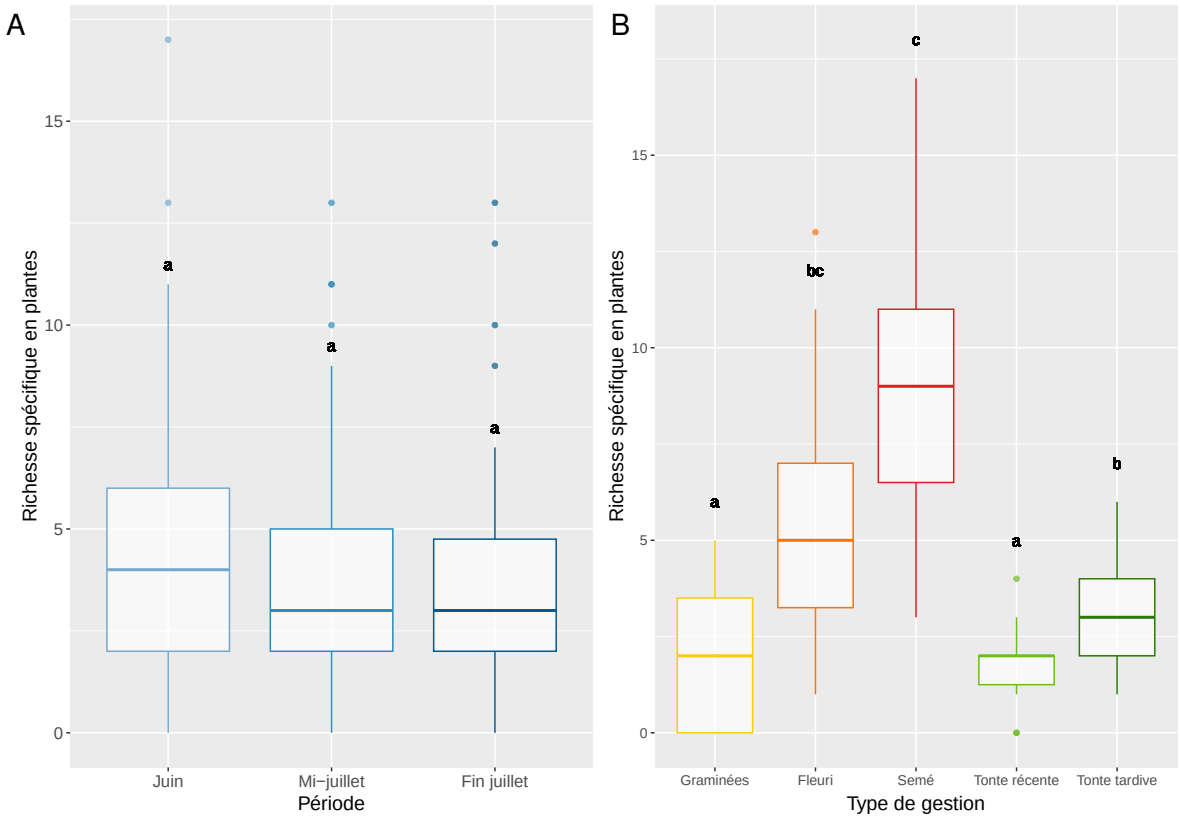


FIGURE 14 – Richesse spécifique en plantes selon la période (A) et selon la gestion en pentaclassification (B) (LMM2_S_Pl)

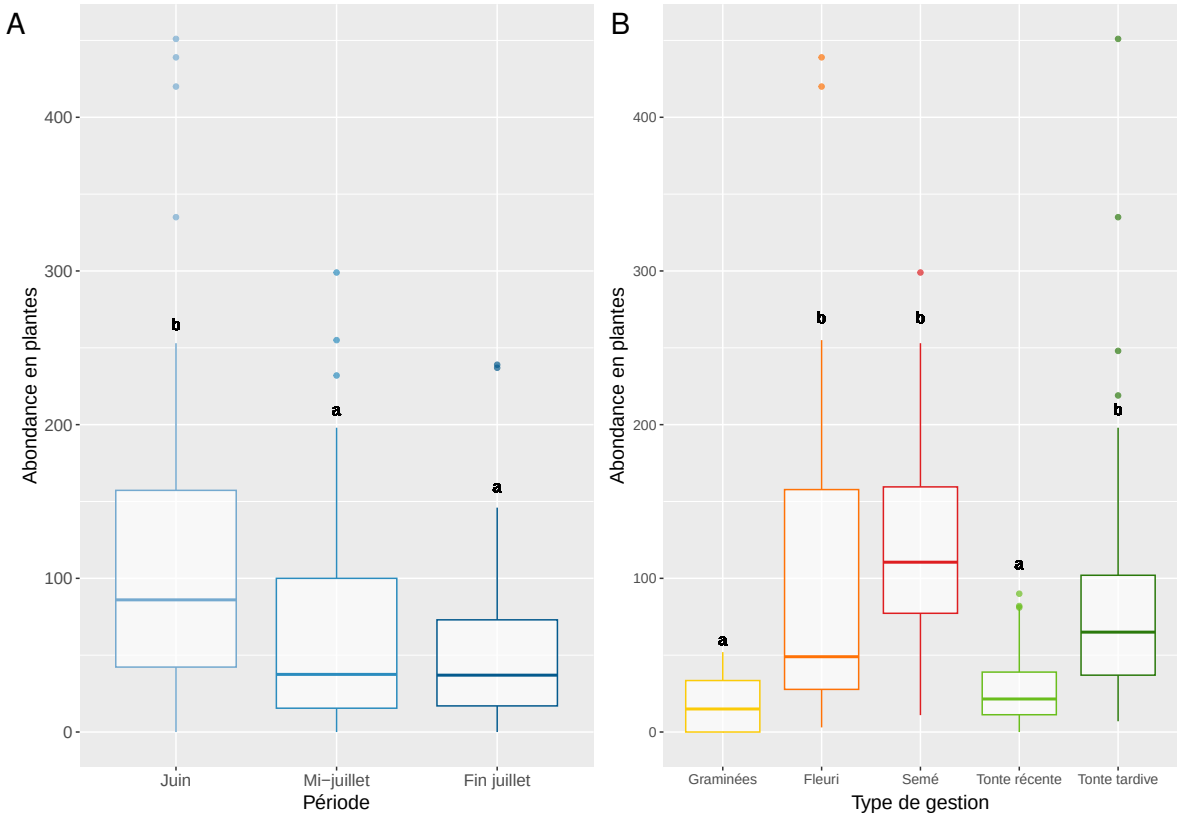


FIGURE 15 – Abondance en plantes selon la période (A) et selon la gestion en pentaclassification (B) (LMM2_Ab_Pl)

La richesse spécifique en pollinisateurs (modèle LMM2_S_Po) est influencée de manière significative par la gestion en pentaclassification (χ^2(df=4, N=134)=93.2565, *p*=<0.001***) et par la période (χ^2(df=2, N=134)=7.6092, *p*=0.022*). Les effets des autres variables ne sont pas significatifs. L'interaction entre la période et la gestion est significative (χ^2(df=8, N=134)=18.1967, *p*=0.020*). La période n'influence cependant pas de manière significative la richesse spécifique en pollinisateurs selon la méthode de Tukey (Figure 16A). La richesse spécifique en pollinisateurs suit un gradient pour les types de gestion : Tonte récente $\leq$ Graminées $\leq$ Tonte tardive < Fleuri = Semé (Figure 16B).

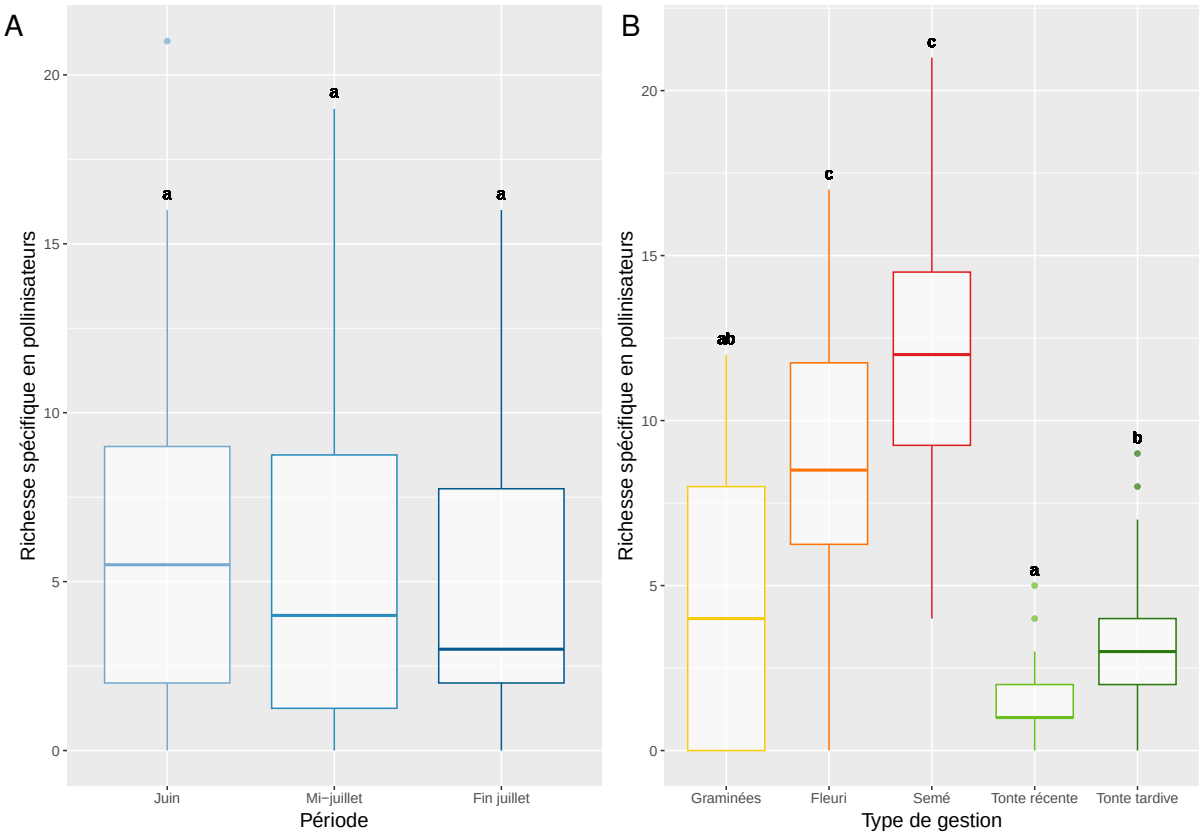


FIGURE 16 – Richesse spécifique en pollinisateurs selon la période (A) et selon la gestion en pentaclassification (B) (LMM2_S_Po)

Les effets de l'interaction de la période et du type de gestion sont illustrés à la figure 17. En effet, la comparaison multiple confirme que les différences significatives de gestion sont influencées par la période.

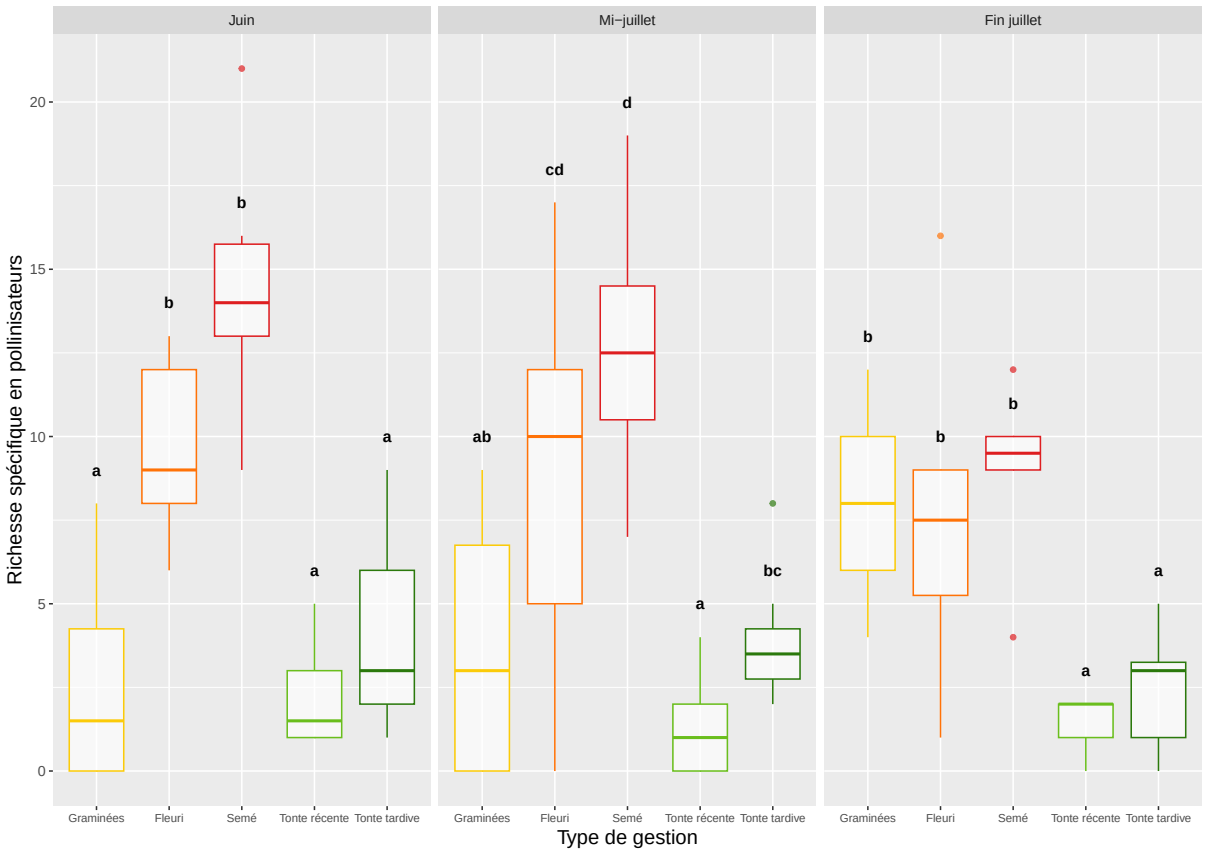


FIGURE 17 – Richesse spécifique en pollinisateurs selon la période et la gestion en pentaclassification (LMM2_S_Po)

L'abondance en pollinisateurs (modèle LMM2_Ab_Po) est influencée de manière significative par la gestion en pentaclassification (χ^2(df=4, N=134)=116.0088, *p*=<0.001***) et par la période (χ^2(df=2, N=134)=9.6825, *p*=0.008**). Les effets des autres variables ne sont pas significatifs. L'interaction entre la période et la gestion est significative (χ^2(df=8, N=134)=29.0253, *p*=<0.001***). La période n'influence cependant pas de manière significative l'abondance en pollinisateurs selon la méthode de Tukey (Figure 18A). L'abondance en pollinisateurs suit un gradient pour les types de gestion : Tonte récente $\leq$ Graminées $\leq$ Tonte tardive < Fleuri < Semé (Figure 18B).

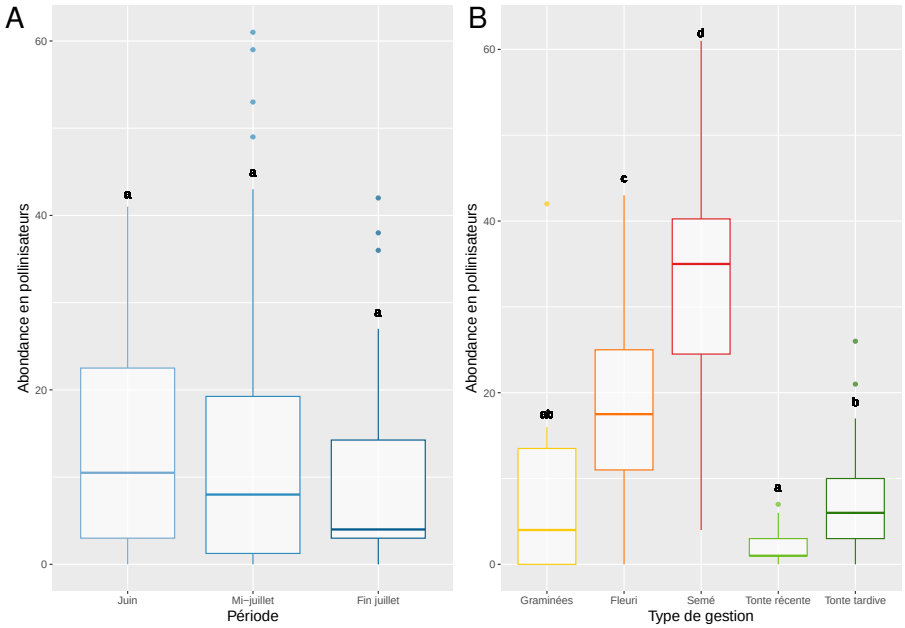


FIGURE 18 – Abondance en pollinisateurs selon la période (A) et selon la gestion en pentaclassification (B) (LMM2_Ab_Po)

Les effets de l'interaction de la période et du type de gestion sont illustrés à la figure 19. En effet, la comparaison multiple confirme que les différences significatives de gestion sont influencées par la période.

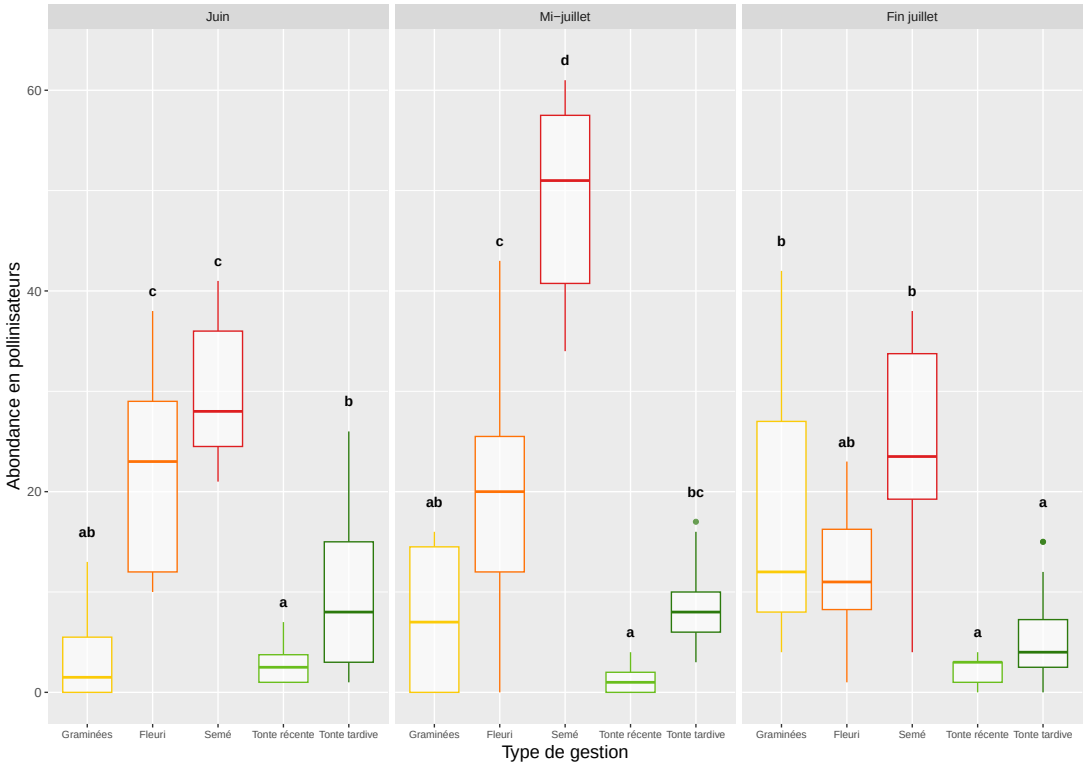


FIGURE 19 – Abondance en pollinisateurs selon la période et la gestion en pentaclassification (LMM2_Ab_Po)

En outre, plus de la moitié des taxa, tant de plantes que de pollinisateurs, sont rencontrés en prés de type Fleuri et Semé, tandis que moins de la moitié le sont pour les types Graminées, Tontes récente et tardive (Figure 20).

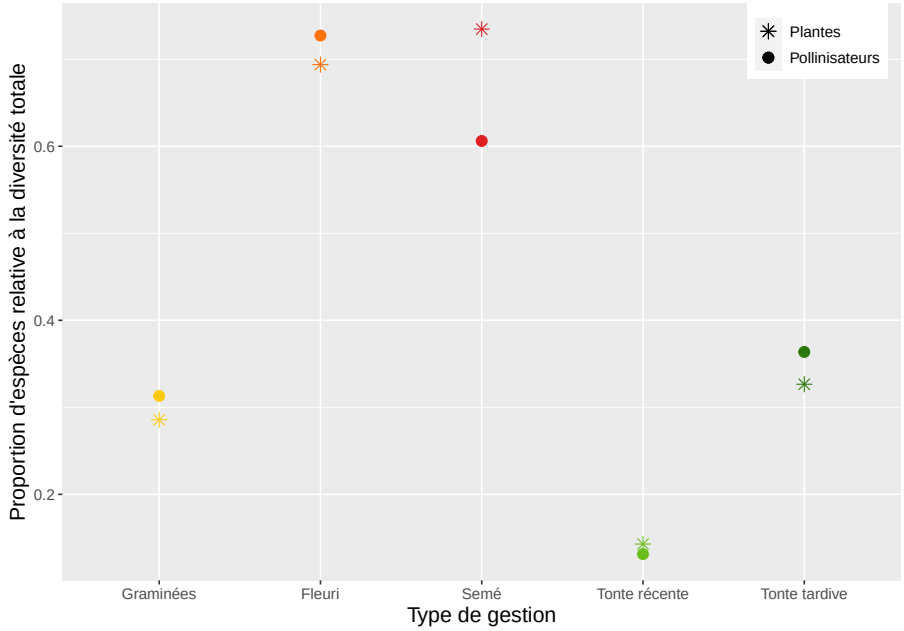


FIGURE 20 – Proportion de la diversité d'espèces de plantes et de pollinisateurs pour chaque type de gestion sur la diversité de la totalité des parcelles

3.4 Interactions plantes-pollinisateurs

3.4.1 Zéros interactions

Au total, 18 quadrats, pour 14 parcelles, n'ont fait l'objet d'aucune interaction plante-pollinisateur. Pour 33 espèces de plantes en fleur visitées, 16 espèces de plantes n'ont jamais été visitées durant les échantillonnages au sein des quadrats. Celles-ci sont les suivantes : *Cerastium fontanum*, *Galium mollugo*, *Geranium dissectum*, *Geranium molle*, *Lapsana communis*, *Lathyrus latifolius*, *Plantago lanceolata*, *Ranunculus acris*, *Rhinanthus minor*, *Tanacetum vulgare*, *Trifolium campestre*, *Trifolium dubium*, *Veronica arvensis*, *Veronica persica*, *Veronica serpyllifolia* et *Vicia sativa*. La raison de ces résultats peut s'expliquer soit par la rareté de ces espèces sur l'ensemble de la zone d'étude soit par une tendance globale à être moins visitées. En outre, ce sont généralement des espèces de petites tailles.

Les tests χ^2 pour la gestion en bi- et pentaclassification sont significatifs (respectivement (χ^2(df=1, N=2068)=17,8555, p=0,000024***) et (χ^2(df=4, N=2068)=31,1626, p=0,0000028***). La proportion de «Pas d'interactions» est plus élevée pour les types de tonte que pour ceux de fauche, autrement dit, il y a une quantité plus importante de «Pas d'interactions» en tonte qu'attendu selon H_0, comme illustré à la figure 21. Plus particulièrement, les types Fleuri et Semé présentent une quantité d'interactions plus

élevée qu'attendu, tandis que le type Graminées n'en diffère pas.

Le détail des tests d'homogénéité des proportions est disponible en Annexe A.7.

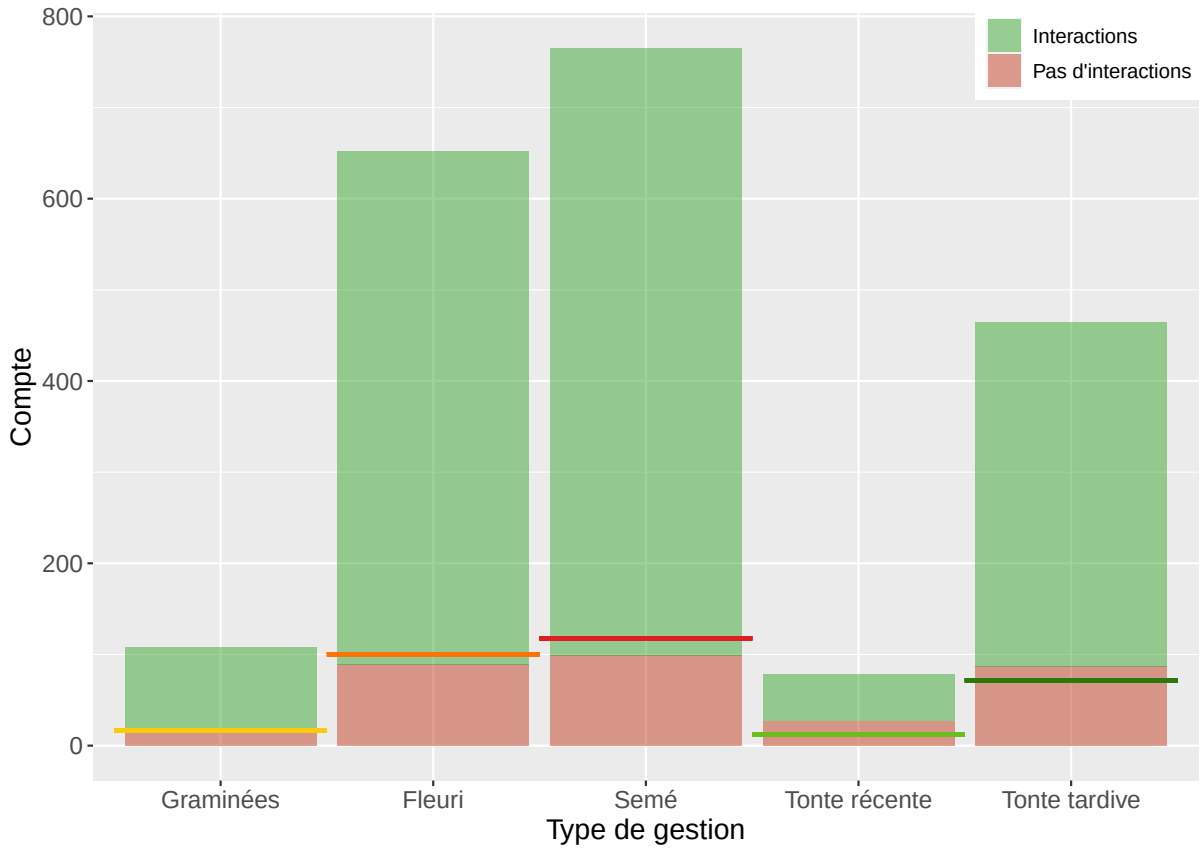


FIGURE 21 – Nombre d'Interactions/Pas d'interactions observées pour les différents types de gestion
Les lignes horizontales représentent les valeurs attendues sous H_0

3.4.2 Nombre d'interactions et somme des interactions

Le nombre d'interactions (modèle LMM3_Int) est influencé de manière significative par la quantité d'unités florales (χ^2(df=1, N=2068)=270.3715, *p*=<0,001***) (Figure 22A), par la température (χ^2(df=1, N=2068)=31.3862, *p*=<0,001***) (Figure 22B) et par la période (χ^2(df=2, N=2068)=29.6885, *p*=<0,001***) (Figure 22C). Les effets des autres variables ne sont pas significatifs. En revanche, les effets des interactions entre la quantité d'unités florales et le type gestion (χ^2(df=4, N=2068)=55.1174, *p*=<0,001***) ainsi qu'entre ce dernier et la période (χ^2(df=8, N=2068)=20.2190, *p*=0.009**) sont significatifs. Le nombre d'interactions est significativement plus élevé aux périodes d'échantillonnage de mi-juillet et fin-juillet qu'à celle de juin (Figure 22C).

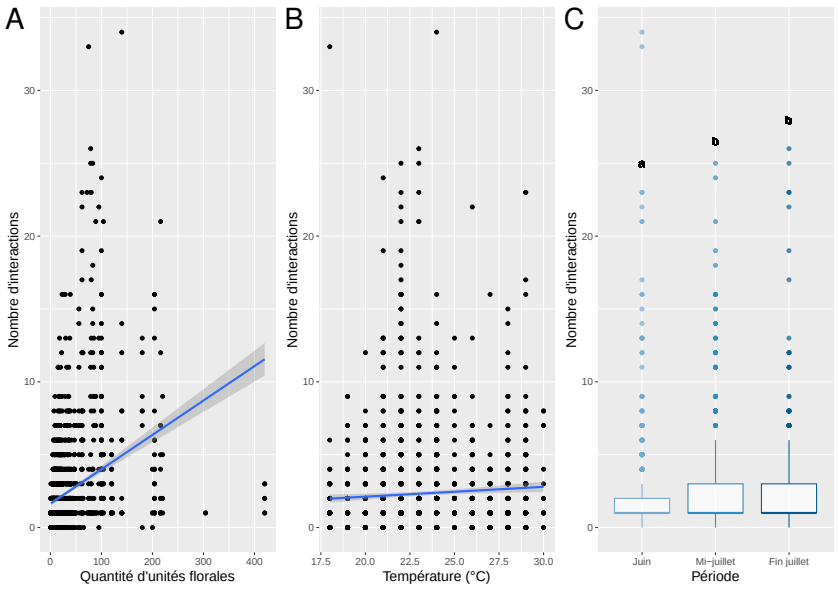


FIGURE 22 – Nombre d'interactions selon la quantité d'unités florales (A), selon la température (B) et selon la période (C) (LMM3_Int)

Les effets de l'interaction de la période et du type de gestion ainsi que de la période et du type de gestion sont illustrés aux figures 23 et A.12. Concernant la première, on distingue une forte pente pour le type de Tonte récente. Pour la seconde, la comparaison multiple confirme que les différences significatives de gestion sont influencées par la période.

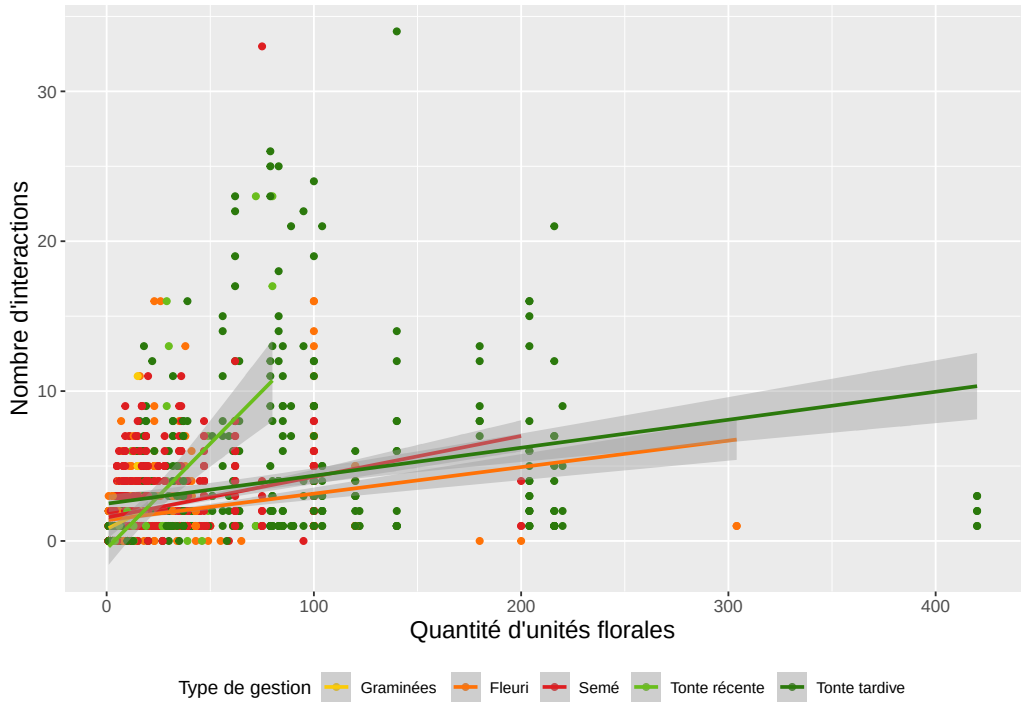


FIGURE 23 – Nombre d'interactions selon la quantité d'unités florales et la gestion en pentaclassification (LMM3_Int)

La somme des interactions (modèle LMM4_Int) est influencée de manière significative par la température (χ^2(df=1, N=134)=5.0618, *p*=0.024*) (Figure A.13), par la gestion en pentaclassification (χ^2(df=4, N=134)=73.7697, *p*=<0.001***) et par la période (χ^2(df=2, N=134)=9.7773, *p*=0.008**). L'effet de l'aire n'est pas significatif. L'interaction entre la période et la gestion est significative (χ^2(df=8, N=134)=16.3526, *p*=0.038*). La période n'influence cependant pas de manière significative la somme des interactions selon la méthode de Tukey (Figure 24A). La somme des interactions suit un gradient pour les types de gestion : Tonte récente $\leq$ Graminées $\leq$ Tonte tardive = Fleuri < Semé (Figure 24B).

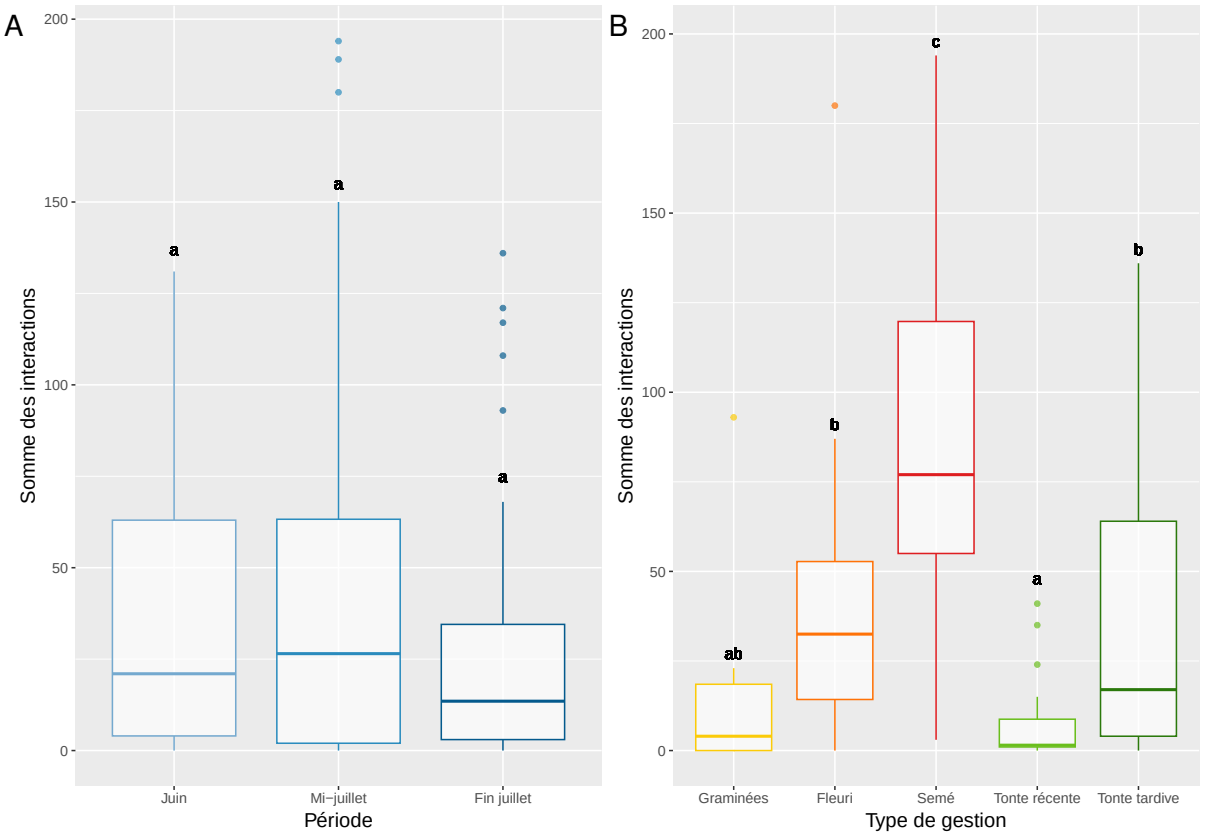


FIGURE 24 – Somme des interactions selon la période (A) et selon la gestion en pentaclassification (B) (LMM4_Int)

Les effets de l'interaction de la période et du type de gestion sont illustrés à la figure 25. De fait, la comparaison multiple confirme que les différences significatives de gestion sont influencées par la période.

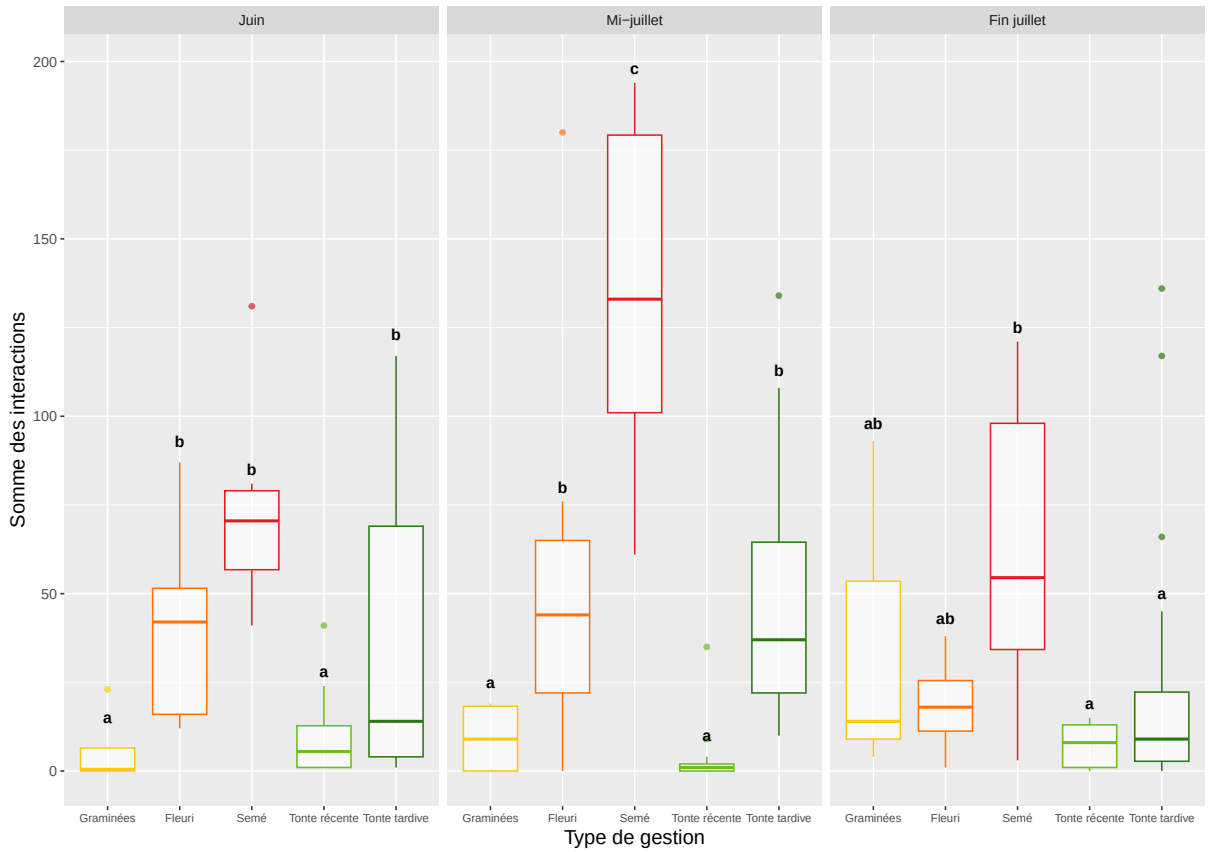


FIGURE 25 – Somme des interactions selon la période et la gestion en pentaclassification (LMM4_Int)

3.4.3 Diversité des visites par taxon de plantes et de pollinisateurs

Les tableaux 3 et 4 (et A.11 en Annexe) reprennent les nombres de taxa et de catégories de pollinisateurs différents qui ont visité les différentes espèces de plantes, et inversement.

L'analyse des unités florales visitées en séquence, par taxon de pollinisateurs, est illustrée en Annexe (Figure A.14). L'Abeille domestique et les Bourdons sont ceux qui réalisent le plus de visites en séquence, avec un maximum de 34 unités florales. Ceci est surtout valable pour la gestion en Tonte tardive. Les Bourdons visitent généralement plus d'espèces de fleurs, en l'occurrence deux ou trois. La visite de trois espèces différentes n'a lieu qu'en gestion de fauche Fleuri ou Semé. Cependant, cette analyse peut se révéler peu fiable en raison de l'écart important de la signification d'une unité florale entre les espèces (Tableau A.2). En effet, une Hylée pourrait visiter un grand nombre de fleurs sur une ombelle de Carotte sauvage. Ce nombre ne put être pris en compte, l'étude considérant l'ombelle comme unité florale pour cette espèce.

TABLEAU 3 – Nombre de taxa et de catégories de pollinisateurs différents ayant visité les différentes espèces de plantes. En gras sont reprises les espèces de plantes étant visitées par 4 catégories ou plus de pollinisateurs différents.

Espèces de plantes	Nombre de taxa de pollinisateurs différents	Nombre de catégories de pollinisateurs différentes
Jacobaea vulgaris	**38**	**6**
Centaurea jacea	**33**	**5**
Cirsium arvense	**28**	**6**
Origanum vulgare	**28**	**6**
Daucus carota	**28**	**4**
Hypochaeris radicata	26	3
Trifolium repens	**25**	**5**
Achillea millefolium	**17**	**5**
Leucanthemum vulgare	16	3
Bellis perennis	16	2
Hypericum perforatum	14	3
Knautia arvensis	**13**	**5**
Crepis capillaris	13	3
Ranunculus repens	13	2
Heracleum sphondylium	12	3
Trifolium pratense	9	3
Cirsium vulgare	8	3
Prunella vulgaris	8	3
Lotus corniculatus	**7**	**4**
Geranium pratense	6	3
Cichorium intybus	3	2
Malva alcea - Malva moschata	3	2
Medicago lupulina	3	2
Picris hieracioides	3	2
Betonica officinalis	2	2
Centaurium erythraea	2	2
Matricaria chamomilla - Tripleurospermu maritimum	2	2
Torilis japonica	2	1
Campanula rapunculus	1	1
Medicago sativa	1	1
Rhinanthus angustifolius	1	1
Silene latifolia	1	1
Vicia tetrasperma	1	1

TABLEAU 4 – Nombre d'espèces de plantes différentes visitées par les différentes catégories de pollinisateurs

Catégories de pollinisateurs	Nombre d'espèces de plantes différentes
Abeilles solitaires	27
Syrphes	26
Bourdons	19
Papillons	10
Abeille domestique	9
Autres	6

3.4.4 Nombre de visites par unité florale par heure

Le nombre de visites par unité florale par heure (modèle LMM5_nvis) est influencée de manière significative par la température (χ^2(df=1, N=955)=24.5067, *p*=<0.001***), par la gestion en pentaclassification (χ^2(df=4, N=955)=56.4344, *p*=<0.001***), par la période (χ^2(df=2, N=955)=16.7118, *p*=<0.001***) et par l'espèce de pollinisateur (χ^2(df=5, N=955)=15.0319, *p*= 0.010*). L'effet de l'aire n'est pas significatif. L'interaction entre la période et la gestion est significative (χ^2(df=8, N=955)=19.4051, *p*=0.013*).

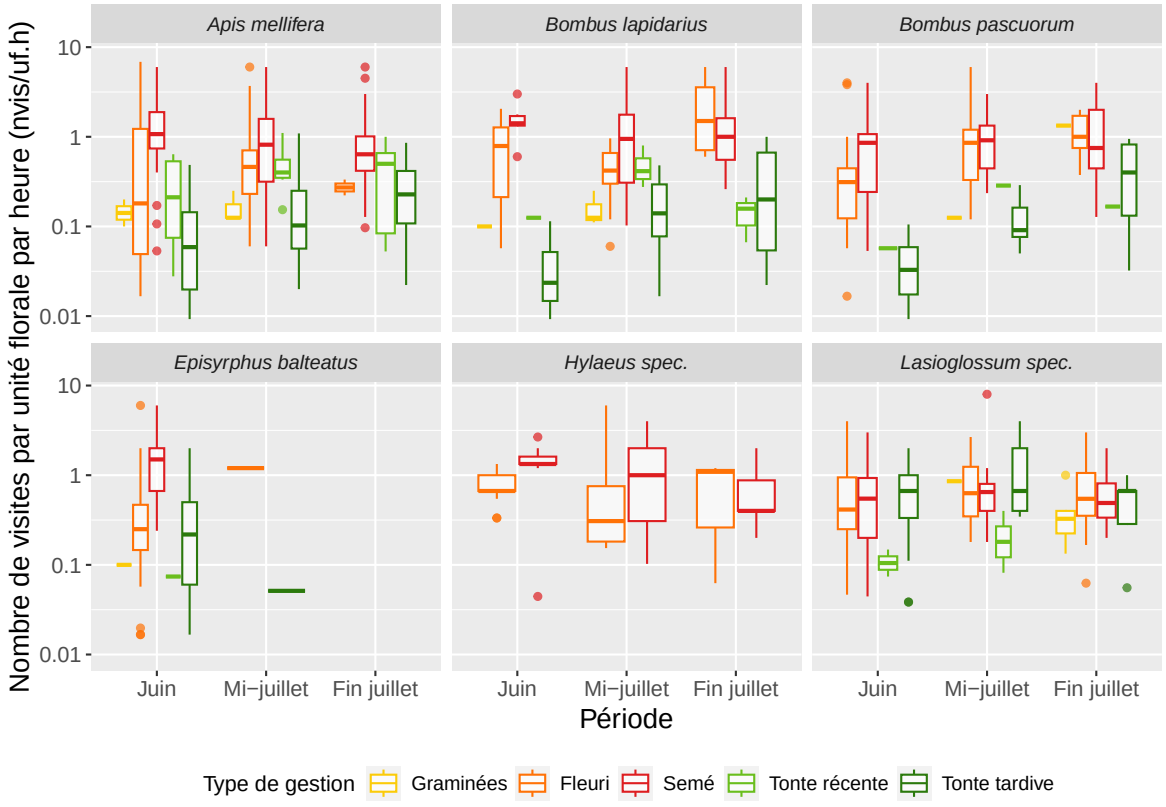


FIGURE 26 – Nombre de visites par unité florale par heure (nvis/uf.h) selon la période et selon 6 espèces ou genres de pollinisateurs prédominants (LMM5_nvis)

Le nombre de visites par unité florale par heure est significativement plus élevé aux périodes d'échantillonnage de mi-juillet et fin-juillet qu'à celle de juin. Le nombre de visites par unité florale par heure suit un gradient pour les types de gestion : Tonte tardive < Tonte récente = Graminées $\leq$ Fleuri $\leq$ Semé. Les effets de l'interaction de la période et du type de gestion sont illustrés à la figure 26. En effet, la comparaison multiple confirme que les différences significatives de gestion sont influencées par la période. Il est intéressant de noter que le genre *Hylaeus* n'est présent qu'en fauche Fleuri et Semé.

3.5 Réseaux plantes-pollinisateurs

Les réseaux pour chaque parcelle et pour chaque période sont repris en Annexe (A.8.3 (Figure A.25 à Figure A.144). En outre, les réseaux présentés dans cette section ainsi que les réseaux pour la gestion en biclassification sont repris en grand format en Annexe (A.8.2), de même que leurs indices.

3.5.1 Période

Les indices pour les réseaux des trois périodes sont repris dans le tableau 5[9]. Il existe un gradient décroissant de juin à fin juillet pour les indices de connectance, de densité des liens, de Fisher α, de diversité de Shannon, d'équité des interactions, de robustesse (plantes), de généralité et de vulnérabilité. Au contraire, les indices d'asymétrie du réseau, d'imbrication pondérée et de robustesse (pollinisateurs) présentent des valeurs plus élevées pour mi-juillet. Enfin, l'indice de spécialisation H2' est plus élevé fin juillet, et au plus bas pour mi-juillet.

Les réseaux pour les trois périodes sont illustrés en figure 27.

TABLEAU 5 – Indices des réseaux selon la période

Indices	Juin	Mi-juillet	Fin juillet
Connectance	0,135	0,130	0,106
Web asymmetry	0,381	0,392	0,385
Weighted nestedness	0,520	0,580	0,534
Linkage density	4,700	4,260	3,686
Interaction evenness	0,517	0,492	0,444
H2 (specialization)	0,516	0,467	0,587
Vulnerability (LL)	5,410	4,933	4,276

9. L'entièreté des indices est disponible en Annexe A.8.

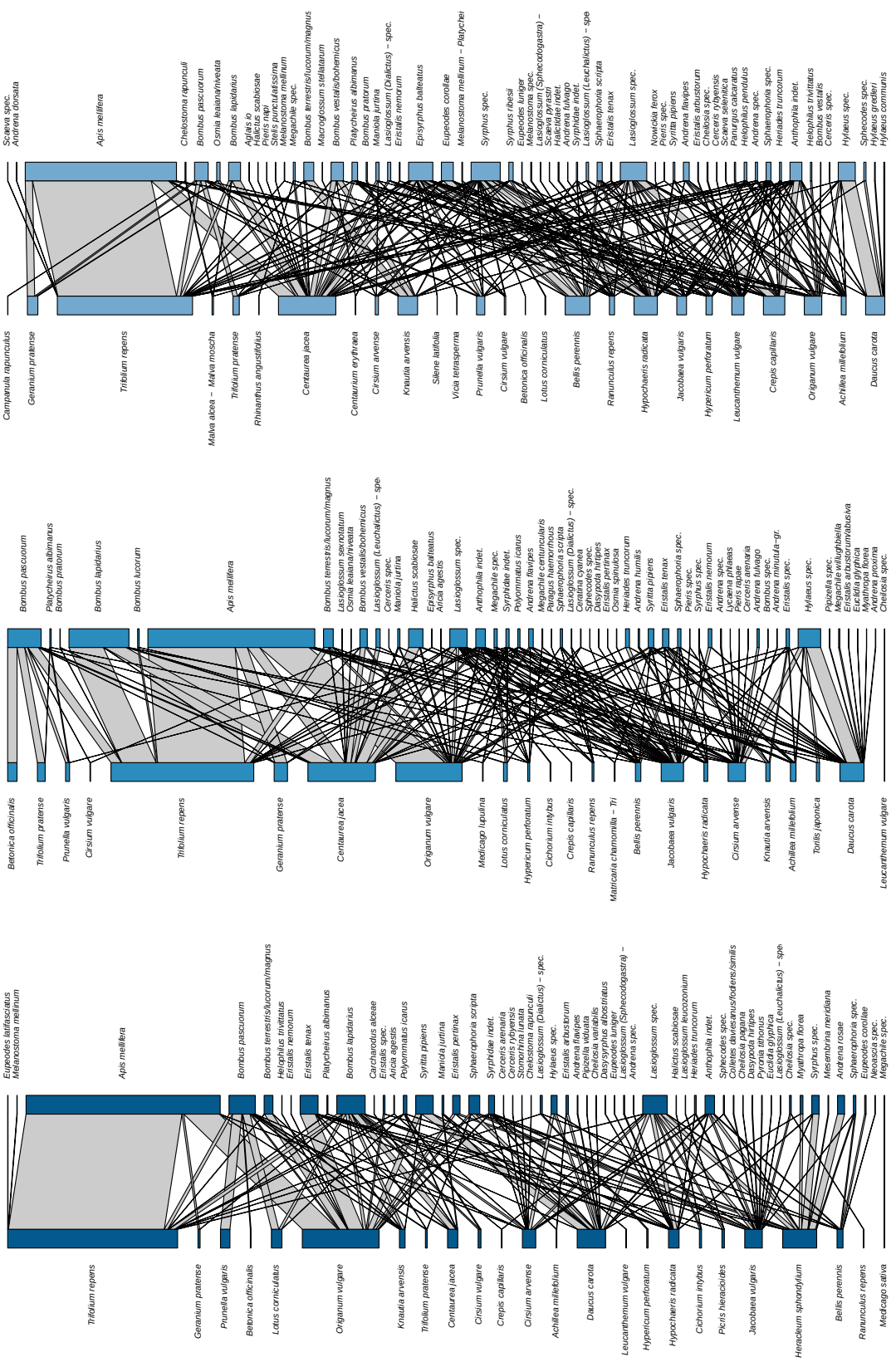


FIGURE 27 – Réseaux selon la période - Légende : Juin ; Mi-juillet ; Fin juillet

3.5.2 Type de gestion : biclassification

Les indices calculés pour la gestion en biclassification sont repris en Annexe dans le tableau A.9. Les indices plus élevés pour la fauche que pour la tonte sont les suivants : la densité des liens, le Fisher α, la diversité de Shannon, l'équité des interactions, la robustesse (plantes), la généralité et la vulnérabilité. Au contraire, les indices de connectance, d'asymétrie du réseau, d'imbrication pondérée, de spécialisation (H2') et de robustesse (pollinisateurs) présentent des valeurs plus élevées pour la tonte que pour la fauche.

Les réseaux pour ces deux types de gestion sont illustrés en Annexe (Figures A.19 et A.18) .

3.5.3 Type de gestion : pentaclassification

Les indices pour les réseaux de gestion en pentaclassification sont repris dans le tableau 6 [10].

Le type de gestion «Tonte récente» présente la majorité des indices les plus faibles, à savoir : l'imbrication pondérée, la densité des liens, le Fisher α, la diversité de Shannon, la robustesse (pollinisateurs), la généralité et la vulnérabilité. Á l'inverse, les indices de connectance et de spécialisation H2' sont les plus élevées pour ce type de gestion.

Le type «Tonte tardive» a pour indice le plus faible celui de l'équité des interactions et pour les plus élevés ceux d'asymétrie du réseau et de robustesse (pollinisateurs).

Pour le type de gestion «Graminées», l'indice de robustesse (plantes) est le plus faible, alors que les indices d'équité des interactions et de vulnérabilité sont les plus hauts.

Concernant le type «Fleuri», seul la connectance est l'indice le plus bas, alors que le tiers des indices sont les plus élevés, à savoir : la densité des liens, le Fisher α, la diversité de Shannon et la généralité.

Enfin, le type «Semé» a pour indices les plus faibles l'asymétrie du réseau et la spécialisation H2' et pour indices les plus élevés l'imbrication pondérée et la robustesse (plantes),

Les réseaux pour les types de fauche sont illustrés en figure 29 et en figure 28 pour les types de tonte.

10. L'entièreté des indices est disponible en Annexe A.8.

TABLEAU 6 – Indices des réseaux selon la gestion en pentaclassification

Indices	Graminées	Fleuri	Semé	Tonte récente	Tonte tardive
Connectance	0,241	0,114	0,142	0,472	0,286
Web asymmetry	0,636	0,447	0,425	0,600	0,650
Weighted nestedness	0,401	0,559	0,641	0,352	0,452
Linkage density	4,562	5,535	4,982	1,923	2,127
Interaction evenness	0,638	0,571	0,535	0,359	0,301
H2 (specialization)	0,734	0,511	0,450	0,810	0,699
Vulnerability (LL)	7,650	7,191	6,639	2,745	2,923

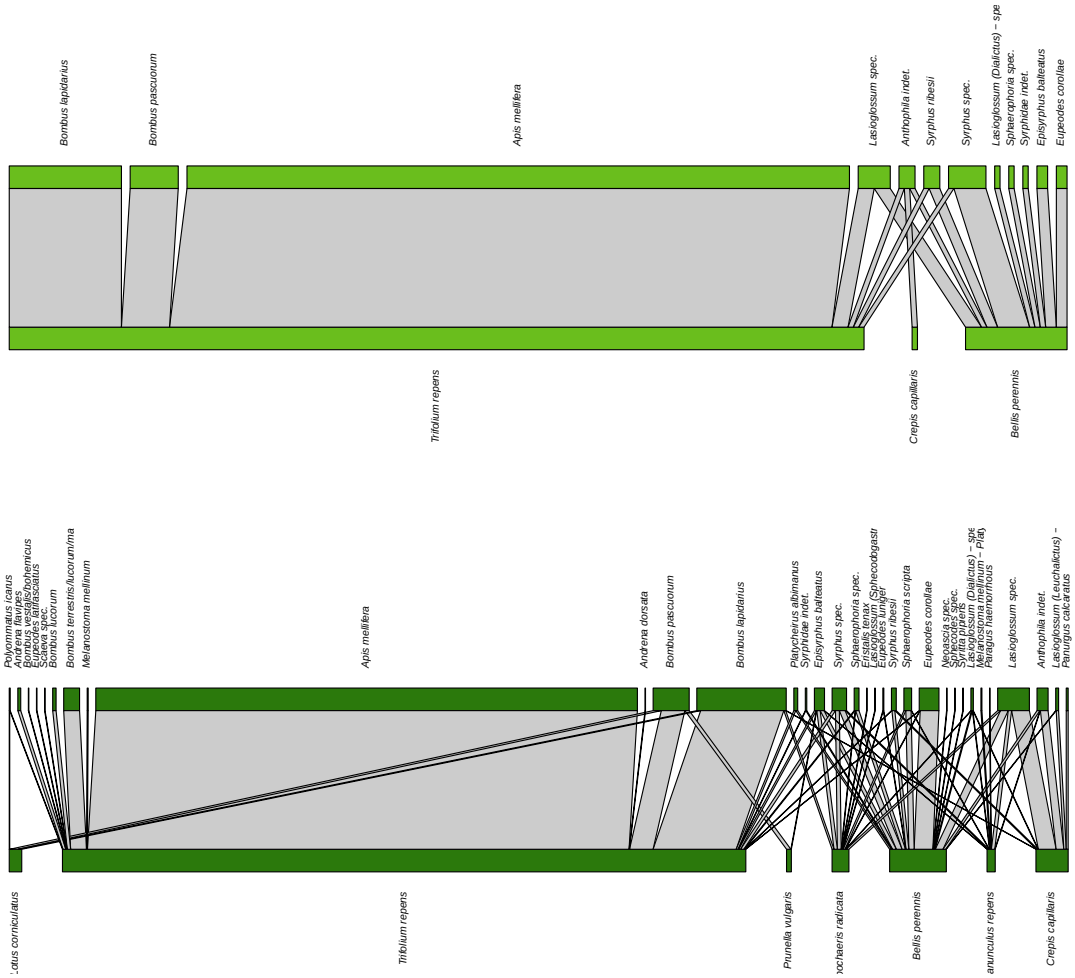


FIGURE 28 – Réseaux selon la gestion en pentaclassification : Tonte
Légende : Tonte récente ; Tonte tardive

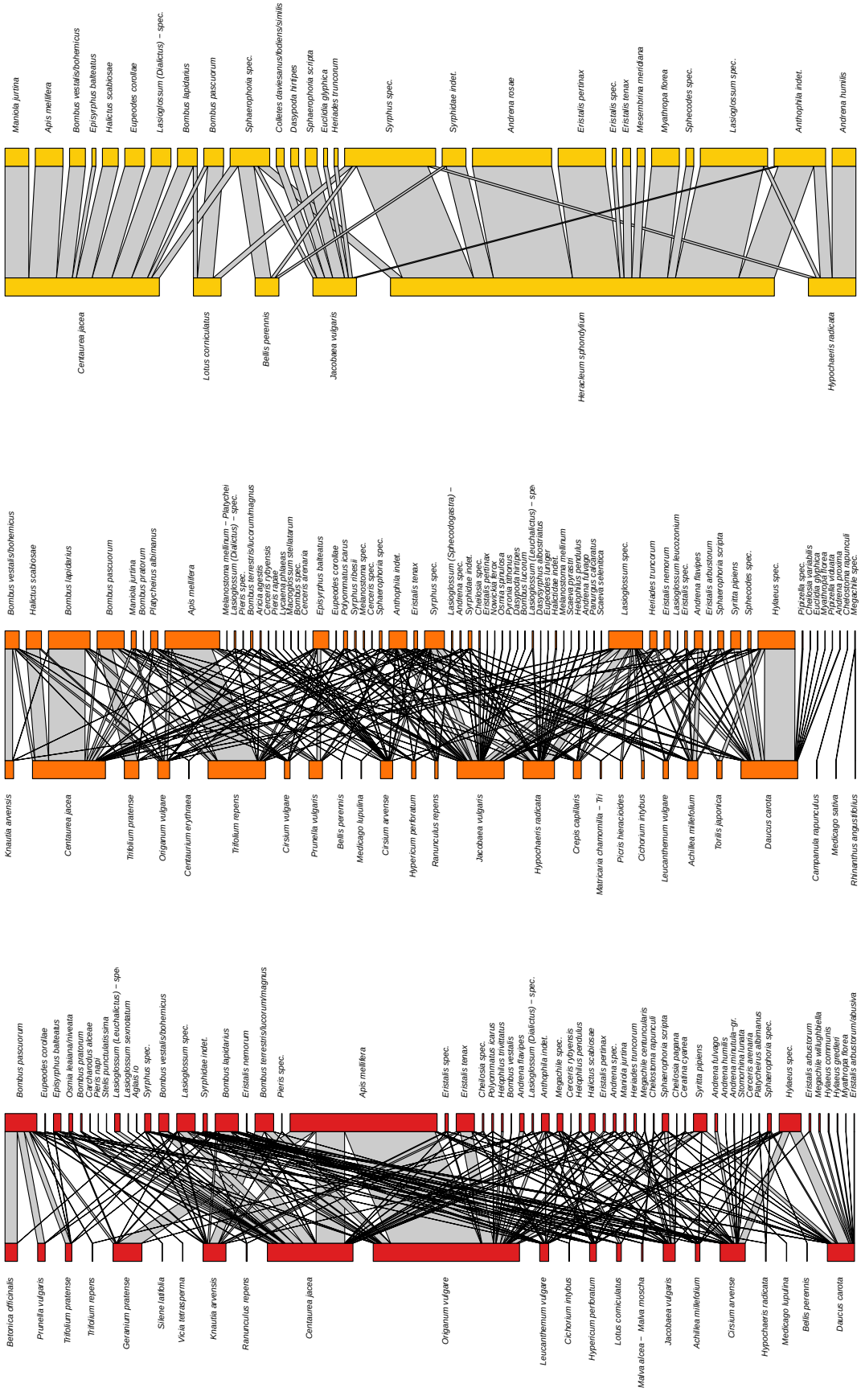


FIGURE 29 – Réseaux selon la gestion en pentaclassification : Fauche
Légende : Graminées ; Fleuri ; Semé

3.6 Régime de tonte - Expérience supplémentaire

Concernant l'expérience supplémentaire de régénération de la flore après la tonte, la richesse spécifique en plantes (modèle LMM6_S) est influencée de manière croissante et significative par le nombre de jour après la tonte (χ^2(df=1, N=42)=23.293 , *p*=<0.001***) (Figure A.145). C'est également le cas pour l'abondance en plantes (modèle LMM6_Ab, χ^2(df=1, N=42)=114.88, *p*=<0.001***) (Figure 30).

Les photos pour chaque quadrat au fil des jours sont exposées en Annexe A.9.2.

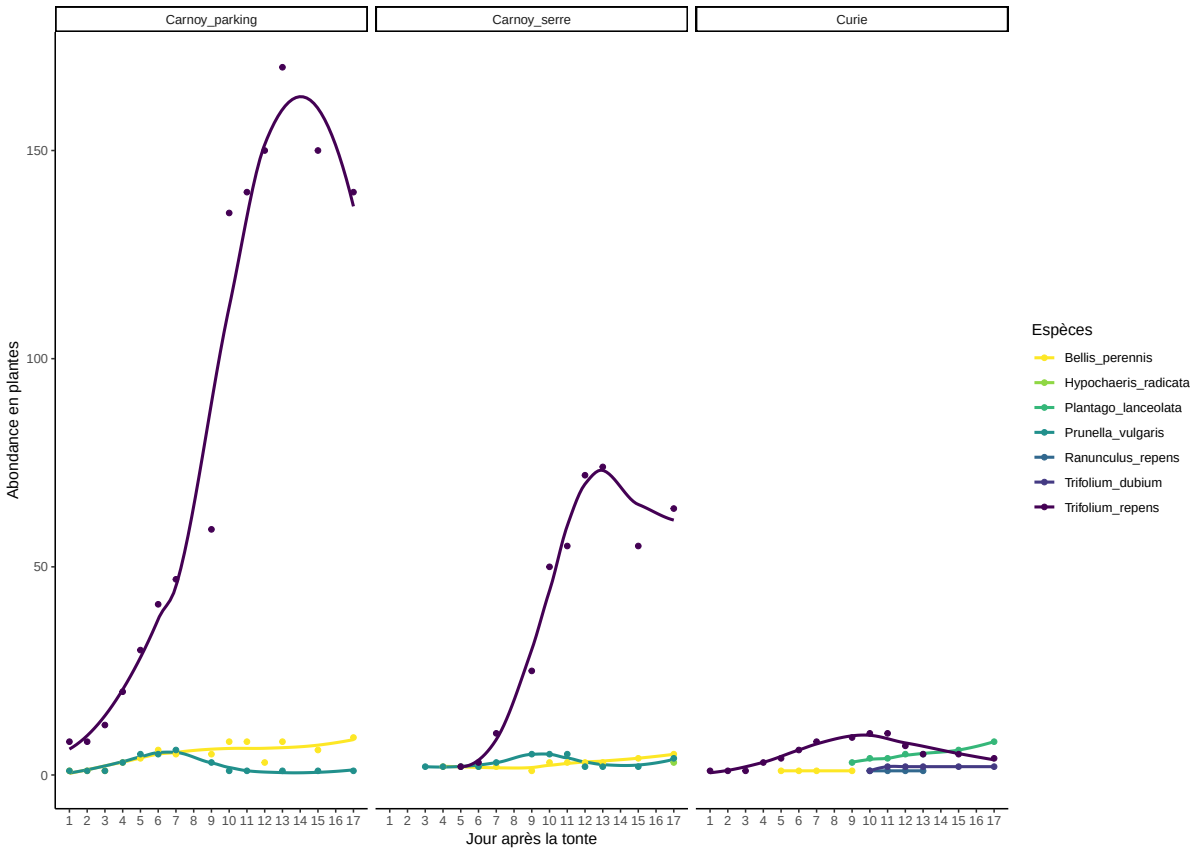


FIGURE 30 – Abondance de fleurs après la tonte selon les sites (LMM6_Tonte_Ab)

3.7 Enquête publique

114 réponses ont été récoltées lors de l'enquête publique. Malgré un biais conséquent pour le secteur de l'environnement (41,2% des répondants) et pour la tranche d'âge des 15-25 ans (44,7%), il n'en reste pas moins intéressant de prendre en compte l'avis de la population, qui propose parfois elle-même des solutions !

En effet, il est tout de même important de noter que les prés semés sont le choix le plus esthétique (pour 69.3%), contrairement à la Tonte récente, qui est le choix le moins esthétique (pour 74.7%). De plus, la Tonte tardive reste préférée par rapport au prés fauché présentant peu de fleurs et plus de graminées. Toutefois, une fois informés des valeurs écologiques de chaque gestion, il y a un changement net dans le classement,

et le gradient de préférence suit fortement celui d'une gestion écocentrée.

La majorité des répondants (88,6%) trouvent cela pertinent et pédagogique de disposer des panneaux type «Fauchage tardif» ou «Pré fleuri».

Enfin, concernant les bordures tondues en prés de fauche, 66,7% des répondants trouvent cela esthétique. Néanmoins, 65,8% pensent qu'il faut conserver cette pratique de manière limitée (par exemple sur une largeur plus petite ou uniquement aux bords des chemins) et 25.4% de plus trouvent cela important de montrer que l'espace est sous gestion.

Les résultats graphiques sont exposés en Annexe A.10.2.

4 Discussion

L'étude de la biodiversité des espaces verts de l'UCLouvain sur le campus de Louvain-la-Neuve avait pour objectif d'analyser l'effet de la gestion en milieu urbain d'une part sur la diversité des pollinisateurs et de la végétation en fleurs et d'autre part sur la structure des réseaux plantes-pollinisateurs associés. Cette recherche permettra ainsi de proposer des perspectives pour une gestion plus durable et plus respectueuse de la biodiversité.

Les résultats démontrent de manière évidente une différence dans la gestion de biclassification en faveur de la fauche. C'est pourquoi il est plus pertinent de s'attarder sur les résultats obtenus pour la gestion en pentaclassification. Ceux-ci indiquent une plus-value considérable des types «Fleuri» et «Semé» d'une part sur les divers indices de biodiversité - tant des plantes en fleurs que des pollinisateurs - et d'autre part sur leurs interactions. Les résultats révèlent également le fort impact négatif de la «Tonte récente» sur ceux-ci. Enfin, le type «Graminées» se place généralement à un niveau intermédiaire aux côtés de la Tonte tardive. Cependant, ce dernier type ne présente pas toujours les mêmes avantages pour la diversité «extra» réseaux plantes-pollinisateurs, en comparaison à un pré de fauche pauvre en espèces végétales qui peut jouer un rôle essentiel.

Au vu du protocole établi, il est certain qu'un inventaire complet des espèces et des interactions n'a pas pû être réalisé et s'est révélé lacunaire. Toutefois, les données récoltées sont amplement suffisantes pour orienter de manière fiable la gestion future de ces espaces vers un entretien plus durable et favorable à la biodiversité.

4.1 Limites de l'étude

Avant de discuter les résultats de cette étude, il est important de reconnaître certaines limites et biais potentiels qui pourraient affecter l'interprétation des résultats.

Premièrement, il aurait été idéal de réaliser ces inventaires sur un plus grand nombre de sites, avec plus de répétitions, afin d'atteindre un effort d'échantillonnage plus conséquent. Néanmoins, en raison de l'hétérogénéité des sites de fauche, cela

n'a pas été possible (Figures A.2 et A.3). Malgré cela, les résultats obtenus sont suffisants pour établir un plan de gestion adapté, en raison des évidences ressortant des données.

Toutefois, en raison de cet échantillonnage non représentatif et des objectifs de l'étude, les données des réseaux plantes-pollinisateurs ont été agrégées par type de gestion et il n'a pas été possible de réaliser une ANOVA comme c'est le cas dans d'autres études [ARSTINGSTALL *et al.* 2021 ; PRENDERGAST *et al.* 2021b, 2022 ; SIROHI *et al.* 2022]. De plus, il aurait été pertinent et intéressant de réaliser ces inventaires sur toute la durée d'activité des pollinisateurs et de floraison des plantes afin de couvrir l'ensemble de leur diversité au cours du temps [BENDEL *et al.* 2019 ; PRENDERGAST *et al.* 2022 ; ZANINOTTO *et al.* 2021]. Cela aurait inclus la période printanière, durant laquelle une faune et une flore distinctes peuvent être observées. Cela a d'ailleurs été constaté lors des tests d'échantillonnage réalisés entre avril et mi-juin durant lesquels des espèces rares, notamment 4 espèces d'Orchidées, ont été observées (Tableau 2). Cela souligne l'intérêt de couvrir une période plus large. Une étude réalisée sur plusieurs années aurait également été plus cohérente, d'autant plus que l'été 2022 fût exceptionnellement chaud et sec [INSTITUT ROYAL MÉTÉOROLOGIQUE DE BELGIQUE (IRM) 2022].

Deuxièmement, il est établi qu'il existe une réelle limitation, pour l'étude de terrain et l'étude observationnelle, concernant la détection des espèces de petites tailles, tant de plantes que de pollinisateurs [ARSTINGSTALL *et al.* 2021], de même que la nuance entre simple visiteur et réel pollinisateur est difficile à percevoir [ARSTINGSTALL *et al.* 2021 ; KING *et al.* 2013]. Cette capacité de détection pourrait également être affectée par la hauteur et la densité de la végétation ainsi que par la quantité de pollinisateurs. Ces caractéristiques étant plus élevée en gestion de type fauche, il est alors possible que les diversités en plantes et en pollinisateurs soient sous-estimées en régime de fauche [MAHON *et al.* 2022]. En outre, en raison de l'apprentissage autodidacte des expérimentateurs novices, il est possible que certaines espèces de plantes et de pollinisateurs aient été mal identifiées. Cependant, pour cette étude, cela n'affecte pas les conclusions car une classification au niveau du genre ou de la catégorie de pollinisateurs peut être utilisée lorsque l'identification jusqu'à l'espèce n'est pas possible.

Un autre point à considérer est l'effet potentiel du quadrat en lui-même ainsi que la présence de personnes autour de celui-ci. Ces composantes peuvent créer des barrières au passage des espèces, qui pourraient varier selon les espèces et selon le type de gestion. Un effet densité-dépendant peut aussi être probable, en admettant que si de nombreuses ressources sont disponibles, il n'est pas nécessaire de «franchir» ces obstacles, contrairement à une situation où les ressources se font rares.

Ensuite, au-delà des analyses qui pourraient être améliorées et potentiellement mieux standardisées, il existe dans la littérature des méthodes en développement à explorer pour améliorer la qualité d'analyse des réseaux plantes-pollinisateurs, qui «sont

souvent riches en structure mais également bruyants et sujets aux erreurs, en particulier pour les espèces rares pour lesquelles les observations sont rares» [YOUNG *et al.* 2021]. Le choix des indices des réseaux peut aussi être ajusté [NOVELLA-FERNANDEZ *et al.* 2019] et une approche plus systémique peut se révéler plus riche en enseignements [BORCHARDT *et al.* 2021]. Ce domaine en plein essor est naturellement sujet à révisions constantes.

Bien sûr, il est essentiel de garder en tête que l'ensemble de ces résultats sont «représentatifs» de la ville qu'est Louvain-la-Neuve et ce, dans le cadre du protocole mis en place et des classifications établies. Il est certain que le caractère piéton et les agencements spécifiques des espaces verts sont uniques pour chaque ville. Il faut dès lors être prudent dans la généralisation des conclusions pour d'autres contextes urbains. Il est également important de prendre en compte l'échelle de l'analyse pour étudier les réseaux plantes-pollinisateurs, comme l'a souligné l'étude de Prendergast et Ollerton (2022).

4.2 Influences extérieures

Comme toute étude environnementale de terrain, il est indéniable que de nombreux facteurs extérieurs influencent les résultats. C'est pourquoi certains d'entre eux ont été pris en considération.

Les effets de la météo, du niveau d'activité anthropique et du quartier sont illustrés dans l'ACP (Figure 9) et révèlent, pour la météo, une corrélation avec la température, et pour la variable d'activité anthropique, une forte corrélation avec le type de gestion (Figure 8). Ces variables sont donc exclues des modèles. Il est tout de même intéressant de noter, en figure 9B, le gradient marquant pour le niveau d'activité anthropique.

La température, forcément liée à la période, exerce un effet significatif et négatif sur l'abondance en plantes, si on analyse la gestion en biclassifaction (LMM1_Ab_Pl, Figure 12). Ceci est certainement lié au fait que l'été 2022 fut exceptionnellement chaud et sec, et ce de plus en plus au fil de la saison [INSTITUT ROYAL MÉTÉOROLOGIQUE DE BELGIQUE (IRM) 2022] (voir Annexe A.11). Cela explique également l'effet significatif et décroissant de la période pour l'abondance en plantes. En outre, la température influence de manière significative et positive le nombre d'interactions et, par conséquent, le nombre de visites par unité florale par heure (Figure 22).

Concernant l'aire, aucun effet significatif n'a été détecté, contrairement à la théorie de la SAR. Toutefois, cela reste cohérent avec une étude réalisée sur les bourdons [ZAJDEL *et al.* 2019] qui souligne l'importance des zones semi-naturelles dans les parcs pour la diversité d'espèces. De plus, l'isolation et la configuration de la matrice paysagère [11] sont potentiellement plus impactantes, comme démontré pour les papillons en

11. Matrice paysagère : le type d'élément paysager le plus courant ou le plus connecté, qui joue généralement le rôle dominant dans la fonction du paysage.

milieu urbain [LIZÉE *et al.* 2012].

Enfin, l'effet de la période est mis en évidence par les différentes analyses, à commencer par l'ACP (Figure 8C), définissant globalement les mêmes caractéristiques, bien que de plus en plus restreintes au cours des périodes d'échantillonnage. Par ailleurs, l'abondance en plante est la seule variable impactée uniquement par la période, certainement dû à la sécheresse évoquée ci-dessus. Toutefois, considérant l'interaction entre la gestion en pentaclassification et la période, l'effet de cette dernière influe systématiquement sur la diversité spécifique ainsi que sur l'abondance des plantes et des pollinisateurs, avec globalement une diminution de celle-ci au cours des périodes. De même, cette décroissance est reflétée dans les réseaux plantes-pollinisateurs, les indices diminuant au cours du temps (Tableau 5 et Figure 27). Il est en effet avéré que les communautés varient au cours des saisons, et il est essentiel d'en tenir compte [PRENDERGAST *et al.* 2022 ; ZANINOTTO *et al.* 2021].

4.3 Effet de la gestion sur la biodiversité en milieu urbain

Les analyses basées sur la gestion en biclassification révèlent des effets significatifs et largement évidents de l'impact négatif de la tonte sur les communautés de plantes et pollinisateurs (Figures 11, 12, et 13), par la simple différence de quantité de ressources et d'habitats disponibles [HUMBERT *et al.* 2018, 2010 ; LERMAN *et al.* 2018]. On observe une exception pour l'abondance en plantes, pour laquelle les effets sont certainement obscurcis par le rôle de la température et de la période. Dès lors, il est davantage pertinent de s'attarder sur la gestion en pentaclassification qui confère plus de nuances. De fait, l'ACP révèle le recouvrement et les nuances apportées par une distinction plus fine des types de gestion (Figure 8).

De manière globale, il est intéressant de remarquer un pattern des espèces de plantes en lien avec le type de gestion qui est décelé par l'ACC (Figure 10). Il existe donc des gradients pour les types de gestion se résumant pour les communautés de plantes à : Tonte récente = Graminées < Tonte tardive $\leq$ Fleuri $\leq$ Semé (Figures 14 et 15). L'effet est encore plus marqué chez les pollinisateurs : Tonte récente < Graminées < Tonte tardive < Fleuri $\leq$ Semé (Figures 16 à 19).

Concernant la tonte, l'impact de la Tonte récente est drastique comme cela a déjà pu être soulevé dans de nombreuses études [HUMBERT *et al.* 2018, 2010 ; HUMBERT *et al.* 2012 ; LERMAN *et al.* 2018]. Elle contraste avec la Tonte tardive, qui accueille de nombreux pollinisateurs sur les Trèfles et les Astéracées. Cette différence souligne et renforce l'idée que la tonte doit être moins intensive, par exemple en espaçant les tontes entre elles [HUMBERT *et al.* 2018 ; HUMBERT *et al.* 2012 ; LERMAN *et al.* 2018]. De plus, la Tonte tardive, davantage abondante en fleurs, est largement préférée à la Tonte récente par les personnes interrogées lors de l'enquête publique (Figure A.155).

En ce qui concerne la fauche, il est flagrant de constater que les types «Fleuri»

et «Semé» offrent un énorme potentiel d'accueil pour la biodiversité, tant floristique que faunistique (Figures 14 à 19). À côté de cela, le type «Graminées» se révèle bien moins intéressant pour la biodiversité, selon le protocole établi dans cette étude. Il ne concerne donc que la biodiversité au niveau de la faune pollinisatrice et des plantes en fleurs, en excluant les graminées. Cependant, il est avéré que les graminées et la hauteur de la végétation dans les prés fauchés, tous types confondus, sont primordiaux pour d'autres étapes du cycle de vie des pollinisateurs, telle que la ponte de certaines espèces de papillons et de bien d'autres arthropodes [12]. Ces prés fauchés tardivement fournissent d'autres fonctions essentielles de la biodiversité, tout aussi importantes que la pollinisation [BRUPPACHER *et al.* 2016 ; BURI *et al.* 2013 ; BURI *et al.* 2016 ; HUMBERT *et al.* 2018 ; KALÁB *et al.* 2020 ; KÜHNE *et al.* 2015 ; NORTON *et al.* 2019 ; UNTERNÄHRER *et al.* 2015]. D'ailleurs, de nombreux papillons y ont été observés sans nécessairement qu'ils y pollinisent. De manière générale, c'est uniquement dans les prés de fauche, tous types confondus, qu'ont pu être observées des espèces «remarquables», de relativement communes (c'est-à-dire moins courantes que les espèces communes) à très rares (voir Tableaux 1 - pollinisateurs et autres arthropodes - et 2 - plantes). C'est également dans ces types de prés que des orthoptères, des arachnides et des *Crabronidae* ont été observés. Cette diversité est illustrée aux figures 31 et 32.



FIGURE 31 – Photos illustrant les arthropodes rencontrés lors des phases de tests et d'échantillonnage (1/2)

12. Embranchement comprenant notamment les insectes et les arachnides.



FIGURE 32 – Photos illustrant les arthropodes rencontrés lors des phases de tests et d'échantillonnage (2/2)

4.4 Interactions plantes-pollinisateurs

Les résultats relatifs aux interactions ont démontré les mêmes tendances, excepté pour les résultats des proportions d'interactions/pas d'interactions attendues, où le type Graminées se situe cette fois entre les 2 types de tonte et les types Fleuri et Semé (Figure 21).

En effet, le nombre d'interactions et la somme des interactions sont fortement influencés par le type de gestion, où le même gradient que précédemment est observé : Tonte récente $\leq$ Graminées $\leq$ Tonte tardive $\leq$ Fleuri < Semé, avec une nuance supplémentaire, à savoir un impact significatif de la quantité d'unités florales (Figures 22 à 25). Ceci atteste de l'importance de la quantité de ressources pour les pollinisateurs [DAUBER *et al.* 2010 ; GESLIN *et al.* 2013].

Le nombre de fleurs visitées en séquence révèle le profil particulier des Abeilles domestiques qui réalisent de longues séquences sur une seule espèce. Contrairement aux abeilles solitaires, aux bourdons et aux syrphes qui visitent plus fréquemment jusqu'à trois espèces différentes, et ce uniquement en prés de type Fleuri ou Semé. L'importance des abeilles solitaires et des syrphes est démontrée par la diversité de plantes qu'ils visitent qui est bien au-delà des 6 espèces visitées par l'Abeille domestique (Tableau 3, et Annexe A.11). Le nombre de visites par unité florale par heure est aussi généralement plus élevé pour les types Semé et Fleuri. Il est intéressant de souligner le profil d'*Hylaeus spec.* qui est présente uniquement dans les prés de fauche Fleuri et Semé (Figure 26). Enfin, les espèces de plantes visitées par le plus d'es-

pèces se trouvent majoritairement en type fauché (Tableau 4). Tout ceci démontrant, à nouveau, l'importance de ce type de gestion, comme cela est établi dans la littérature [DANIELS *et al.* 2020 ; FORUP *et al.* 2005 ; GESLIN *et al.* 2013 ; HERRERA 1989 ; MOSS *et al.* 2022 ; SILVA *et al.* 2021 ; VERBOVEN *et al.* 2014].

4.5 Réseaux plantes-pollinisateurs

Ces tendances sont également observées pour les réseaux plantes-pollinisateurs.

Pour l'influence de la période d'observation (Figure 27 et Tableau 5), outre les effets évoqués précédemment, on retrouve un gradient dans les caractéristiques des réseaux, suggérant dès lors des réseaux moins connectés, moins diversifiés, moins robustes et plus vulnérables à mesure que la saison avance. La spécialisation (H2') est accrue fin juillet tandis que l'imbrication et l'asymétrie sont plus importantes à la mi-juillet. Ces effets, notamment cette hausse de la spécialisation en fin de saison, concordent avec la littérature [BENDEL *et al.* 2019 ; ELLE *et al.* 2012 ; PRENDERGAST *et al.* 2022 ; ZANINOTTO *et al.* 2021].

Les indices obtenus pour la gestion en biclassification sont particulièrement révélateurs et manifestement illustrés à la figure A.19 A.18 (Tableau A.9). Pour rappel, la connectance, l'asymétrie, l'imbrication, la spécialisation et la robustesse relative aux plantes sont plus élevées en tonte. Par contre, les indices de densité des liens, le Fisher α, la diversité de Shannon, l'équité des interactions, la robustesse relative aux pollinisateurs, la généralité et la vulnérabilité sont quant à eux plus élevés pour la fauche. Ceci témoigne de la diversité au sein des réseaux et de leur complexité en régime de fauche, où ils sont moins spécialisés, moins imbriqués, et par conséquent plus vulnérables. Contrairement aux réseaux en régime de tonte, qui sont mieux connectés, mieux imbriqués, et plus asymétriques. Ceci est illustré à la figure A.19 avec l'interaction entre *Apis mellifera* et *Trifolium repens* qui occupe une place prédominante dans le réseau de tonte. Les résultats obtenus sont donc particulièrement cohérents avec d'autres études sur le sujet [GONZÁLEZ *et al.* 2010 ; OLEQUES *et al.* 2019 ; RAKOSY *et al.* 2022 ; SIROHI *et al.* 2022 ; WEINER *et al.* 2011].

Il est toutefois à nouveau plus pertinent de rentrer davantage dans le détail des résultats qui sont relatifs à la gestion en pentaclassification (Figures 28 et 29, Tableau 6).

Les types «Semé» et «Fleuri» révèlent une connectance, une asymétrie et une spécialisation (H2') faibles, et une imbrication, une densité de lien, un Fisher α, une diversité de Shannon, une robustesse relative aux plantes, une généralité et une vulnérabilité élevés. Ceci indique des réseaux plus riches et diversifiés, moins asymétriques mais plus vulnérables (Tableau 6 et Figure 29).

Le type «Tonte récente» présente un réseau fort connecté mais plutôt asymétrique, avec une forte spécialisation (H2') et une faible imbrication (Tableau 6 et Figure 28).

Dans ce type de réseau, quelques espèces spécialisées prédominent et confèrent donc ces caractéristiques [OLEQUES *et al.* 2019 ; RAKOSY *et al.* 2022]. C'est un réseau peu diversifié mais peu vulnérable, il ne comporte en effet que 3 espèces de plantes et 12 de pollinisateurs.

Le réseau relatif à la Tonte tardive est particulièrement asymétrique, mais nettement plus robuste au niveau des plantes et plus diversifié au niveau des interactions (Fisher α) (Tableau 6 et Figure 28).

Enfin, le type «Graminées» présente un réseau asymétrique dont l'équité des interactions et la robustesse au niveau des pollinisateurs sont élevées. Ce type de gestion révèle cependant une faible robustesse au niveau de plantes. Il est par ailleurs le réseau le plus vulnérable.

Cette classification et le type de gestion étant relativement spécifique à cette étude, il est difficile de comparer les résultats obtenus avec les études sur le sujet, portant principalement sur l'intensité du pâturage et sur la comparaison entre espaces urbains et espaces naturels [MOTIVANS ŠVARA *et al.* 2021 ; OLEQUES *et al.* 2019 ; RAKOSY *et al.* 2022 ; SIROHI *et al.* 2022]. Toutefois, l'étude de Rakosy *et al.* (2022) présente les mêmes tendances concernant d'une part la diversité et l'équité des interactions qui sont plus élevées sous une gestion plus extensive et d'autre part la spécialisation qui est plus élevée en gestion intensive, et donc qui implique moins de modularité et une plus faible robustesse. Une autre étude a également démontré qu'une gestion intensive influençait la connectance, la spécialisation et l'équité des liens [OLEQUES *et al.* 2019]. Enfin, l'étude de Lázaro *et al.* (2016) préconise une intensité de gestion modérée, celle-ci permettant un grand nombre de liens, avec une diversité d'espèces, une généralisation et une équité des interactions plus élevées.

Les réseaux fortement spécialisés, bien connectés et fortement imbriqués sont globalement moins vulnérables et assez robustes face aux perturbations [DUNNE *et al.* 2002 ; ELLE *et al.* 2012 ; GILBERT 2009 ; THÉBAULT *et al.* 2010]. Ils sont également liés à une gestion intensive. Cependant, ils sont aussi le signe d'une faible diversité, présentant alors quelques espèces généralistes clés, avec une forte asymétrie [GONZÁLEZ *et al.* 2010 ; OLEQUES *et al.* 2019]. Il est avéré que la généralisation accroît la robustesse en améliorant la connectance et la redondance des liens [BASCOMPTE *et al.* 2003]. À l'opposé, les réseaux plus diversifiés, qui ont une meilleure intégrité fonctionnelle, montrent des signes importants de vulnérabilité et peu de robustesse concernant le risque de pertes d'espèces. Si ces réseaux sont perturbés, cela peut entraîner des extinctions en cascade plus importantes [FORUP *et al.* 2008 ; PRENDERGAST *et al.* 2021b].

En milieu urbain, les espaces verts peuvent jouer un rôle important dans la préservation de la diversité des pollinisateurs, comme le suggèrent plusieurs études [BRETZEL *et al.* 2016 ; DANIELS *et al.* 2020 ; GESLIN *et al.* 2013 ; WENZEL *et al.* 2020]. Les pollinisateurs sont plus nombreux dans les zones où il y a une plus grande disponibilité en ressources

telles que les plantes en fleurs et les habitats de nidification. Les résultats attestent que les villes ont un fort potentiel pour fournir des habitats pour différents groupes de pollinisateurs, à condition de planifier la gestion pour créer une grande diversité de fleurs et d'utiliser des espaces verts aussi petits soient-ils. Enfin, pour améliorer cette biodiversité urbaine et favoriser les pollinisateurs spécialistes, il est recommandé de réhabiliter les sols urbains dégradés avec des prairies de fleurs sauvages indigènes et cela pour un faible coût de gestion [BRETZEL *et al.* 2016 ; DANIELS *et al.* 2020 ; GESLIN *et al.* 2013 ; NORTON *et al.* 2019 ; WENZEL *et al.* 2020].

À nouveau, ces résultats renforcent l'idée que la gestion en fauche, et plus particulièrement les espaces semés, sont plus favorables à la biodiversité. Toutefois, si la tonte est nécessaire, alors l'option la plus extensive est à favoriser. En outre, il ne faut pas négliger l'importance des espaces de type «Graminées» qui confèrent à la biodiversité des habitats plus qu'essentiels, ce qui n'est inéluctablement pas reflété dans les réseaux plantes-pollinisateurs et leurs caractéristiques.

5 Perspectives

La biodiversité des espaces verts en milieu urbain est essentielle à la conservation des espèces de pollinisateurs. Bien que la perte de biodiversité soit une préoccupation majeure, il est important de noter que les insectes ont une capacité de reproduction rapide et qu'il est encore possible de restaurer des écosystèmes fonctionnels en leur offrant suffisamment de place et de ressources tout en limitant les pressions et menaces qui pèsent sur eux [BALDOCK 2020 ; DANIELS *et al.* 2020 ; GOULSON 2023 ; NORTON *et al.* 2019 ; SILVA *et al.* 2021 ; WATSON *et al.* 2020]. Les espaces verts urbains présentent un potentiel important en matière de conservation de la biodiversité et de sensibilisation du public à cette question, en plus d'offrir des avantages pour le bien-être humain [BALDOCK 2020 ; DANIELS *et al.* 2020 ; GOULSON 2023 ; SILVA *et al.* 2021 ; WATSON *et al.* 2020]. Toutefois, il est avéré que, selon l'état actuel de gestion de ces espaces, l'urbanisation agit comme un filtre qui réduit la diversité et l'abondance des plantes et des pollinisateurs. Par conséquent, des stratégies de gestion extensive des espaces verts en milieu urbain doivent être mises en place [BALDOCK 2020 ; DANIELS *et al.* 2020 ; GOULSON 2023 ; NORTON *et al.* 2019 ; WATSON *et al.* 2020]. Les résultats de cette étude ont donc des implications importantes pour les gestionnaires d'espaces verts en milieu urbain, qui doivent tenir compte de ces recommandations pour y maintenir et y améliorer la biodiversité.

5.1 Réagencer les zones urbaines

Étant donné les preuves évidentes de l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité et le potentiel des zones urbaines à servir de refuge pour celle-ci, il est primordial de réaménager les espaces verts en milieu urbain afin de contribuer à la conservation des

espèces animales et végétales et à la promotion de la santé et du bien-être humains.

C'est pourquoi il est recommandé d'octroyer plus de surfaces gérées extensivement [BALDOCK 2020 ; DANIELS *et al.* 2020 ; GOULSON 2023 ; NORTON *et al.* 2019 ; WATSON *et al.* 2020]. De la sorte, davantage d'habitats seront disponibles et ils seront mieux connectés. Il serait donc intéressant de passer en revue les zones de tonte avec peu de passage, par conséquent peu piétinés et de les transformer en espaces de fauche. Afin de fournir plus de ressources aux pollinisateurs et ainsi procurer un habitat de qualité et fonctionnel, il est également recommandé de semer des plantes indigènes [BRETZEL *et al.* 2016 ; DANIELS *et al.* 2020 ; GESLIN *et al.* 2013 ; NORTON *et al.* 2019 ; WENZEL *et al.* 2020]. La mise sous régime de fauche permettra, outre de renforcer les réseaux plantes-pollinisateurs en les complexifiant, de rendre ces espaces verts plus colorés et plus attractifs au grand public, facilitant la sensibilisation (voir A.10.2) [BORYSIAK *et al.* 2022 ; HOYLE *et al.* 2018 ; LINDEMANN-MATTHIES *et al.* 2016 ; TOMITAKA *et al.* 2021].

Les villes peuvent s'inspirer de ce qui est actuellement mis en place au Québec, avec l'action «Sous les pavés», laquelle consiste à dédier plus de surface aux espaces verts au détriment des surfaces imperméables [CENTRE D'ÉCOLOGIE URBAINE DE MONTRÉAL (CEUM) 2022]. Il est alors essentiel d'agencer des espaces verts partout où cela est possible, à commencer par une modification de la gestion des bords de routes et des ronds-points, qui peuvent agir comme corridors ou même comme habitats [GOULSON 2023 ; NATIONAL RESEARCH COUNCIL (U.S.) 1992 ; PHILLIPS *et al.* 2020]. Pour aller plus loin, il a été prouvé que les «rooftops» aménagés en faveur de la biodiversité ont un potentiel considérable pour abriter de nombreuses espèces, même rares, et ont une importance écologique sous-exploitée [DEWEY *et al.* 2004 ; WOOSTER *et al.* 2022].

La ville de Louvain-la-Neuve offre des opportunités non négligeables pour l'accueil de la biodiversité en raison de son caractère piéton et de la présence de nombreux espaces verts. En effet, la circulation routière étant délocalisée et de nombreux profils la fréquentant, notamment des étudiants venant de la Wallonie entière, elle peut jouer un rôle clé pour sensibiliser un large public à l'importance de la protection de l'environnement. La ville de Louvain-la-Neuve pourrait même servir d'exemple si l'UCLouvain envisage une gestion plus extensive de ses nombreux espaces verts et encourager d'autres villes à adopter des politiques de développement urbain respectueuses de la biodiversité.

5.2 Repenser la gestion des espaces verts urbains

Il est donc essentiel de revoir la gestion globale des espaces verts urbains, en adoptant une vision plutôt écocentrée, c'est-à-dire en tenant compte des besoins de la faune et de la flore locales, au lieu de l'actuelle gestion anthropocentrée visant à satisfaire des critères esthétiques peu établis. Il est aussi tout à fait possible de conci-

lier les préférences esthétiques tout en favorisant la biodiversité [BORYSIAK *et al.* 2022 ; HOYLE *et al.* 2018 ; LINDEMANN-MATTHIES *et al.* 2016 ; TOMITAKA *et al.* 2021] (voir résultats de l'enquête publique A.10.2). Cette cohabitation a d'ailleurs, comme évoqué précédemment, des effets bénéfiques établis sur la santé et le bien-être humain [BERG *et al.* 2016 ; FULLER *et al.* 2007 ; HOULDEN *et al.* 2021 ; LAI *et al.* 2019 ; LEE *et al.* 2011 ; MAAS *et al.* 2006 ; MARSELLE *et al.* 2021 ; MITCHELL 2013 ; RUSSELL *et al.* 2013 ; WHO 2016, 2017].

Les résultats obtenus renforcent l'idée que la gestion en fauche, et plus particulièrement les espaces semés, sont à privilégier afin d'assurer la continuité des ressources au cours de la période d'activité des insectes. Ces espaces fauchés étant particulièrement hétérogènes entre eux (Figure A.2), cela crée une mosaïque d'habitats qui favorise considérablement la biodiversité [NORTON *et al.* 2019]. Et si la tonte est nécessaire, alors l'idéal est d'opter pour une forme plus extensive, c'est-à-dire une tonte moins régulière et moins basse. En gérant plus de surfaces de manière extensive, cela créera de nouveaux habitats et améliorera la connectivité entre ceux-ci.

En outre, les espaces de fauche peu fleuris et caractérisés par un couvert important de graminées peuvent présenter un gain important en termes de biodiversité et de fonctionnalité pour les réseaux plantes-pollinisateurs s'ils sont semés d'espèces indigènes. Les espèces végétales qui attirent le plus de catégories et de taxa de pollinisateurs différents sont par exemple le Séneçon jacobée, la Centaurée jacée, l'Origan, la Carotte sauvage, l'Achillée mille-feuilles ainsi que la Knautie des champs (Tableau 3). Ces espèces pourraient apporter un réel gain de diversité de la faune pollinisatrice tout en sublimant le paysage urbain. L'exemple de l'Hylée est frappant, en effet cette espèce est uniquement retrouvée en types Fleuri et Semé (Figure 26). Elle dépend en effet d'espèces telles que la Carotte sauvage (*Daucus carota*), présente exclusivement dans ces types de gestion. En outre, il est essentiel de fournir des ressources adéquates tout au long de la période d'activité des pollinisateurs. Des mélanges de graines adaptés sont donc nécessaires, notamment ceux fournis par ECOSEM et présents dans certains prés semés. C'est le cas des parcelles «Réaumur» ou «Cyclotron» ainsi que des bandes fleuries des MAEC dont l'efficacité n'est plus à démontrer [HATT *et al.* 2015 ; NATAGRIWAL 2023 ; PIQUERAY *et al.* 2016 ; UYTTENBROECK *et al.* 2016].

5.2.1 Timing et intensité

Une première étape essentielle, qui aura un impact considérable, est de réajuster le timing et l'intensité de la gestion. En effet, comme le montre les résultats, il est vivement préférable de réaliser la tonte à une hauteur plus haute et moins régulièrement comme cela est d'ailleurs conseillé dans la littérature [BRUPPACHER *et al.* 2016 ; HUMBERT *et al.* 2018 ; HUMBERT *et al.* 2012 ; LERMAN *et al.* 2018 ; NORTON *et al.* 2019 ; PHILLIPS *et al.* 2020]. Ceci s'applique également à la fauche. Il est de surcroît préconisé de ne pas réaliser celle-ci trop tôt dans la saison afin d'assurer une continuité dans la disponibilité des

ressources jusqu'à la fin de la période d'activité des pollinisateurs, c'est-à-dire, dans l'idéal, de garder la végétation sur pied au moins jusqu'à la mi-septembre [BRUPPACHER *et al.* 2016 ; HUMBERT *et al.* 2018 ; HUMBERT *et al.* 2012 ; LERMAN *et al.* 2018 ; PHILLIPS *et al.* 2020].

Concernant la tonte en bordures de prés de fauche, les résultats de l'enquête publique révèlent qu'il est nécessaire de conserver cette pratique (Figure A.159) [13]. Toutefois, il faut favoriser des bandes moins larges et limiter cette pratique aux bords de chemins étroits ainsi qu'aux bordures extérieures. Il ne faut donc pas tondre entre le prés de fauche et une haie, par exemple.

En outre, considérant également une échelle plus large et notamment le monde agricole, l'utilisation d'engrais et de pesticides est à proscrire [BRUPPACHER *et al.* 2016 ; GOULSON *et al.* 2015 ; HALLMANN *et al.* 2017 ; JIANG *et al.* 2023 ; WHITEHORN *et al.* 2012]. Il faut souligner que, bien que les progrès de la Politique Agricole Commune (PAC) soient lents face à l'urgence climatique, ils tendent néanmoins à prendre progressivement en considération la biodiversité dans leurs enjeux [BÉGUIN 2023 ; PE'ER *et al.* 2014 ; SPW 2023].

5.2.2 Zones refuges

Un autre point essentiel lorsque que l'on évoque la gestion des espaces verts est la notion de zone refuge (ou bande refuge). En effet, lorsque la fauche ou la tonte est réalisée, il est essentiel de laisser au minimum 10% de la surface qui ne seront pas coupés. Cette méthode est cruciale pour ne pas faire disparaître soudainement les ressources et les habitats utilisés par les insectes. Cette technique de zone refuge permet de préserver localement les ressources florales, ce qui favorisera la survie de la faune le temps de la repousse. Cette méthode est couramment utilisée pour la gestion des réserves naturelles et pour les MAEC [HUMBERT *et al.* 2012 ; KALÁB *et al.* 2020 ; KÜHNE *et al.* 2015 ; NATAGORA - RÉSEAU NATURE 2022 ; NATAGRIWAL 2023]. C'est le cas pour seulement trois prés de fauche à Louvain-la-Neuve (Figure 33). Ce qui est regrettable car elle conviendrait parfaitement et sa mise en oeuvre serait d'autant plus essentielle vu la sensibilité des espaces urbains à la sécheresse notamment dans les espaces verts urbains [DESCAMPS *et al.* 2021 ; IPCC 2021 ; MOSS *et al.* 2022 ; SETTELE *et al.* 2016]. En outre, elle permettrait d'attirer l'attention du public et agirait comme point d'accroche à des fins de sensibilisation.

Ces zones refuges sont donc fondamentales et leur effets bénéfiques sur la diversité sont d'ailleurs bien établis [BRUPPACHER *et al.* 2016 ; BURI *et al.* 2013 ; BURI *et al.* 2016 ; HUMBERT *et al.* 2018 ; KALÁB *et al.* 2020 ; KÜHNE *et al.* 2022, 2015]. Elles sont primordiales en zone de tonte pour assurer la disponibilité des ressources entre ces tontes. Elles

13. Pour rappel, 92.1% des répondants trouvaient cela important de conserver cette pratique (de manière limitée) et de montrer des signes de gestion.

sont également cruciales pour la fauche car elles assurent un refuge aux espèces durant l'hiver. Par ailleurs, leur emplacement doit alterner chaque année afin d'éviter un embroussaillement par les ligneux et, idéalement, elle se réalise de l'intérieur vers l'extérieur pour éviter de piéger les insectes [NATAGORA - RÉSEAU NATURE 2022].



FIGURE 33 – Photos illustrant les quelques zones refuges réalisées dans la zone d'étude

5.2.3 Impliquer davantage le citoyen

Les évidences scientifiques étant établies, il faut dès lors convaincre la population d'adhérer et de comprendre l'importance de ces enjeux. Pour ce faire, il convient d'impliquer les citoyens dans la problématique de la gestion des espaces verts urbains afin de promouvoir la biodiversité et d'augmenter la sensibilité de la population à cette problématique.

L'installation de panneaux informatifs pédagogiques dans les villes, à proximité des espaces fauchés par exemple, permettrait d'atteindre un large public. Ceci peut contribuer au changement de mentalités, notamment pour surmonter les craintes des insectes et pour arrêter de considérer certaines plantes, comme le pissenlit, comme des mauvaises herbes [GOULSON 2023].

En outre, les jardins des particuliers sont de précieux alliés pour promouvoir la diversité en milieu urbain et offrent des ressources pour les insectes, ce qui peut avoir un effet rapide compte tenu de leurs superficies considérables [BALDOCK 2020 ; COMBA *et al.* 1999 ; DANIELS *et al.* 2020 ; GOULSON 2023 ; LEVÉ *et al.* 2019 ; LINDEMANN-MATTHIES *et al.* 2013 ; PRENDERGAST *et al.* 2021b]. Il est donc primordial d'inciter les citoyens à entretenir leur jardin de manière extensive, même partiellement. En optant pour ce type de gestion, notamment en participant à des actions telles que « En mai, tonte à

l'arrêt» [LE VIF 2022] [14], il est possible d'obtenir des résultats rapides et efficaces (voir figure 34) [WEINER *et al.* 2011]. À titre d'exemple, la commune de Beauraing y a participé [CHEPPE 2021]. Ce type de démarches engendre une meilleure visibilité de ces actions, permettant ainsi de toucher un large public. Afin d'atteindre les objectifs repris ci-avant, la distribution de flyers et la recommandation à utiliser certaines applications, telles qu'ObsIdentify [OBSERVATION INTERNATIONAL 2019], rendent plus ludique et pédagogique ce qui pourrait être considéré comme un effort pour le citoyen et peuvent être utilisées pour sensibiliser la population, tout en participant activement aux sciences citoyennes. La charte Réseau Nature de Natagora offre également divers conseils pour gérer son jardin en faveur de la biodiversité [NATAGORA - RÉSEAU NATURE 2022].



FIGURE 34 – Exemples de jardins gérés de manière extensive et proposant un habitat favorable à diverses espèces floristiques et faunistiques

En outre, il peut être intéressant d'inviter les citoyens à gérer bénévolement certains espaces verts comme c'est actuellement le cas pour certaines réserves naturelles. De la sorte, ils se reconnectent avec la nature et sont confrontés directement à la diversité d'espèces qui bénéficient de ces espaces.

5.3 Aspects socio-économiques

Le déclin et ses causes multiples sont aujourd'hui bien établis et l'importance d'intégrer la problématique de la diminution drastique des pollinisateurs et de la perte de biodiversité à un niveau social et économique devient primordiale. Cette intégration est nécessaire en vue d'une acceptation du public de ces nouveaux aménagements. Il est aujourd'hui certain qu'il est crucial de concilier biodiversité et bien-être humain et de profiter de l'opportunité que sont les espaces verts urbains. Via une gestion extensive, il est important d'en faire valoir le potentiel maximal, d'autant plus que ces espaces sont généralement favorables d'un point de vue économique, sanitaire, pédagogique

14. Attention tout même à éviter le piège écologique. L'idéal est d'étendre cette action jusqu'en septembre et de garder des zones refuges pour éviter un effet inverse aggravant.

et écologique [BALDOCK 2020 ; NORTON *et al.* 2019 ; WATSON *et al.* 2020].

En ce qui concerne la gestion des espaces verts, il est essentiel de favoriser la sensibilisation du public à leur importance pour la biodiversité et pour le bien-être humain. Il est établi que les bénéfices psychologiques et physiques des espaces verts augmentent avec la richesse en espèces, ce qui souligne l'importance de favoriser la biodiversité, qui plus est en milieu urbain [FULLER *et al.* 2007 ; HUNTER *et al.* 2015 ; RUSSELL *et al.* 2013 ; WHO 2017].

Pour améliorer la situation actuelle, il est nécessaire d'agir au niveau des politiques et de l'éducation, comme le suggère Dave Goulson dans son ouvrage «Terre silencieuse» [GOULSON 2023]. Ce dernier insiste notamment sur le fait que tout le monde est en capacité d'agir en ciblant 4 domaines clés, à savoir «Éveiller la conscience écologique», «Végétaliser les espaces urbains», «Transformer notre système alimentaire» et «Améliorer la protection des insectes et des habitats rares». Pour chacun de ces points, il évoque de nombreux conseils à appliquer pour lutter contre l'extinction des insectes et met l'accent sur la nécessité de reconnecter les générations futures à la nature, de manger bio et moins de viandes et de changer ses habitudes. Il s'agit également de veiller sur les insectes avec bienveillance, de les observer et de les protéger, tout en sensibilisant le grand public à leur importance pour l'écosystème.

5.4 Louvain-la-Neuve, campus universitaire à haut potentiel

La ville de Louvain-la-Neuve a, comme précédemment évoqué, un potentiel considérable pour accueillir la biodiversité. Malgré les efforts actuels fournis par la commune d'Ottignies Louvain-la-Neuve en termes de gestion durable des espaces verts [GHEYSEN *et al.* 2022], il serait judicieux que l'UCLouvain s'en inspire et suive cette vision écocentrée.

Au vu de la tonte régulière effectuée depuis des années sur certaines parcelles en s'abstenant d'enrichir le sol via les engrais, nombreuses sont celles qui se sont appauvries et qui offrent donc aujourd'hui un sol propice à une certaine diversité végétale [PIQUERAY *et al.* 2019, 2016], notamment des espèces rares telles que certaines Orchidées (voir les espèces remarquables aux tableaux 1 et 2). Celles-ci ne pouvant être semées, cela signifie qu'elles y ont trouvé un sol favorable à leur développement, démontrant indéniablement le potentiel d'accueillir une diversité exceptionnelle, et ce même en milieu urbain. Il est crucial de maintenir et de renforcer les efforts pour opter pour une gestion plus respectueuse de la nature ainsi que de viser une approche globale en améliorant la communication et l'éducation de l'ensemble de la population sur la problématique du déclin de la biodiversité et sur l'importance d'agir à chaque échelle, en améliorant la gestion des espaces verts urbains, ou encore en promouvant la gestion extensive dans les jardins.

En outre, l'UCLouvain, de par son statut d'université, est la mieux placée pour infor-

mer et éduquer la population passant aux abords de ses espaces verts. Il serait donc judicieux et pertinent d'investir dans des panneaux didactiques, éventuellement eux-mêmes réalisés dans un cadre pédagogique. Ceux-ci expliqueraient l'importance des espaces verts gérés extensivement en milieu urbain et relèveraient les observations remarquables.

Afin d'assurer un impact minimum sur les mesures de gestions effectuées à Louvain-la-Neuve, ce mémoire, celui de Steven Calesse [CALESSE 2023] et une fiche récapitulative de conseils de gestion (Figure 35) seront envoyés aux différentes institutions compétentes en la matière (GPEX, maison du développement durable, etc.).



FIGURE 35 – Fiche reprenant les conseils de gestion adressés au Service de gestion du patrimoine - Espaces extérieurs (GPEX) de l'UCLouvain

5.5 Futures recherches

Malgré les résultats prometteurs de cette étude, il serait intéressant de réaliser le même type d'analyse sur plusieurs années et sur l'ensemble de la période d'activité des pollinisateurs afin d'avoir une meilleure idée des ressources disponibles et une vue d'ensemble des interactions plantes-pollinisateurs. De la sorte, l'entièreté de leur complexité et de leurs caractéristiques pourrait être prise en compte. De plus, cela permettrait d'assurer un réel suivi, à une échelle écologique davantage pertinente, mais aussi d'élaborer un protocole amélioré. Il pourrait également être judicieux de réaliser une nouvelle enquête publique, en revoyant certaines formulations et en touchant un plus large public [BORYSIAK *et al.* 2022 ; HOYLE *et al.* 2018 ; LINDEMANN-MATTHIES *et al.* 2016 ; TOMITAKA *et al.* 2021]

Des recherches futures sur les effets des bandes refuges en milieu urbain ainsi que sur les différentes compositions florales et leur optimalité pour les communautés de pollinisateurs pourraient être menées en vue de mieux les comprendre et de les appliquer de manière écologiquement pertinente.

L'étude des espaces verts en milieu urbain et notamment la compréhension des réseaux plantes-pollinisateurs est un domaine en expansion [SILVA *et al.* 2021] qui est sujet à des améliorations constantes [NOVELLA-FERNANDEZ *et al.* 2019] et qui ne cesse de produire des résultats visant à améliorer leur compréhension en vue de préserver au mieux la biodiversité [BASCOMPTE *et al.* 2023 ; PRENDERGAST *et al.* 2022 ; RAKOSY *et al.* 2022 ; SIROHI *et al.* 2022].

Toutefois, il s'avère que les évidences scientifiques sont déjà établies, et qu'il y a dès lors lieu de se focaliser sur l'application de ces connaissances via l'amélioration des mentalités à ce sujet. Cela passe par la mise en œuvre concrète en milieu urbain d'une gestion plus extensive en faveur de la biodiversité.

6 Conclusions

En conclusion, cette étude démontre clairement l'importance de la gestion extensive des espaces verts en milieu urbain pour la conservation de la biodiversité. Les résultats ont mis en évidence des différences significatives entre les différents types de gestion dans la ville de Louvain-la-Neuve, avec d'importants impacts sur la résilience et la diversité des prés fleuris.

Les recommandations de cette étude incluent la nécessité de repenser la gestion des espaces verts en ville, en visant une gestion écocentrée qui soutient la biodiversité. L'objectif est d'améliorer la gestion en adoptant une approche plus extensive, ce qui implique d'éviter de tondre les espaces verts de manière excessive (trop ras) et trop fréquente et d'accorder davantage d'espace à ce type d'environnements naturels. Le potentiel dont fait preuve la ville de Louvain-la-Neuve peut être sublimé par de simples

actions très efficaces, notamment en semant certains prés ainsi qu'en préservant les prairies maigres de fauche et en leur attribuant des zones refuges. En outre, il est essentiel de sensibiliser le public à l'importance de la biodiversité en milieu urbain, notamment via l'ajout de panneaux informatifs à proximité des espaces verts.

En somme, cette étude souligne l'importance de prendre en compte les enjeux de conservation de la biodiversité dans les espaces verts en milieu urbain et la nécessité d'agir de manière responsable et durable, à toutes échelles possibles, pour préserver notre environnement.

Références

AHRNÉ, K., J. BENGTSSON et T. ELMQVIST (2009). « Bumble Bees (*Bombus spp*) along a Gradient of Increasing Urbanization ». *PloS one* 4, e5574. DOI : 10.1371/journal.pone.0005574.

ANDRIEU, E., A. DORNIER, S. ROUIFED, B. SCHATZ et P.-O. CHEPTOU (2009). « The town Crepis and the country Crepis : How does fragmentation affect a plant–pollinator interaction ? » *Acta Oecologica* 35.1, p. 1-7. ISSN : 1146-609X. DOI : 10.1016/j.actao.2008.07.002.

ARAM, F., E. HIGUERAS GARCÍA, E. SOLGI et S. MANSOURNIA (2019). « Urban green space cooling effect in cities ». *Heliyon* 5.4, e01339. ISSN : 2405-8440. DOI : 10.1016/j.heliyon.2019.e01339.

ARONSON, M. F., C. A. LEPCZYK, K. L. EVANS, M. A. GODDARD, S. B. LERMAN, J. S. MACIVOR, C. H. NILON et T. VARGO (2017). « Biodiversity in the city : key challenges for urban green space management ». *Frontiers in Ecology and the Environment* 15.4, p. 189-196. ISSN : 1540-9309. DOI : 10.1002/fee.1480.

ARSTINGSTALL, K. A., S. J. DEBANO, X. LI, D. E. WOOSTER, M. M. ROWLAND, S. BURROWS et K. FROST (2021). « Capabilities and limitations of using DNA metabarcoding to study plant-pollinator interactions. » *Molecular Ecology*. DOI : 10.1111/mec.16112.

AUSSEMS, P. (2019). *Faits et chiffres FR — Ottignies Louvain-la-Neuve*. URL : https://www.olln.be/fr/loisirs/tourisme/office-du-tourisme/preparez-vous/bons-plans/brochures-et-plans/brochures-docs-et-visuels/cover-olln-faits-et-chiffres-2019-fr.jpeg (visité le 24/05/2022).

BALDOCK, K. C. (2020). « Opportunities and threats for pollinator conservation in global towns and cities ». *Current Opinion in Insect Science*. Ecology • Parasites/Parasitoids/Biological control 38, p. 63-71. ISSN : 2214-5745. DOI : 10.1016/j.cois.2020.01.006.

BANASZAK-CIBICKA, W., L. TWERD, M. FLISZKIEWICZ, K. GIEJDASZ et A. LANGOWSKA (2018). « City parks vs. natural areas - is it possible to preserve a natural level of bee richness and abundance in a city park ? » *Urban Ecosystems* 21.4, p. 599-613. ISSN : 1573-1642. DOI : 10.1007/s11252-018-0756-8.

BARNOSKY, A. D., N. MATZKE, S. TOMIYA, G. O. U. WOGAN, B. SWARTZ, T. B. QUENTAL, C. MARSHALL, J. L. MCGUIRE, E. L. LINDSEY, K. C. MAGUIRE, B. MERSEY et E. A. FERRER (2011). « Has the Earth's sixth mass extinction already arrived ? » *Nature* 471.7336. Number : 7336 Publisher : Nature Publishing Group, p. 51-57. ISSN : 1476-4687. DOI : 10.1038/nature09678.

BASCOMPTE, J. et P. JORDANO (2007). « Plant-Animal Mutualistic Networks : The Architecture of Biodiversity ». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38.1, p. 567-593. ISSN : 1543-592X, 1545-2069. DOI : 10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095818.

BASCOMPTE, J., P. JORDANO, C. J. MELIÁN et J. M. OLESEN (2003). « The nested assembly of plant–animal mutualistic networks ». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100.16, p. 9383-9387. ISSN : 0027-8424. DOI : 10.1073/pnas.1633576100.

BASCOMPTE, J. et M. SCHEFFER (2023). « The Resilience of Plant–Pollinator Networks ». *Annual Review of Entomology* 68.1, p. 363-380. ISSN : 0066-4170, 1545-4487. DOI : 10.1146/annurev-ento-120120-102424.

BASTOLLA, U., M. A. FORTUNA, A. PASCUAL-GARCÍA, A. FERRERA, B. LUQUE et J. BASCOMPTE (2009). « The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity ». *Nature* 458.7241. Number : 7241 Publisher : Nature Publishing Group, p. 1018-1020. ISSN : 1476-4687. DOI : 10.1038/nature07950.

BELLARD, C., C. BERTELSMEIER, P. LEADLEY, W. THUILLER et F. COURCHAMP (2012). « Impacts of climate change on the future of biodiversity ». *Ecology Letters* 15.4, p. 365-377. ISSN : 1461-0248. DOI : 10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x.

BENDEL, C. R., K. C. KRAL-O'BRIEN, T. J. HOVICK, R. F. LIMB et J. P. HARMON (2019). « Plant–pollinator networks in grassland working landscapes reveal seasonal shifts in network structure and composition ». *Ecosphere* 10.1, e02569. ISSN : 2150-8925. DOI : 10.1002/ecs2.2569.

BERG, M. v. d., M. V. v. POPPEL, I. v. KAMP, S. ANDRUŠAITYTĖ, B. BALSEVIČIENĖ, M. CIRACH, A. DANILEVIČIŪTĖ, N. ELLIS, G. HURST, D. MASTERSON, G. R. SMITH, M. TRIGUERO-MAS, I. UŽDANAVIČIŪTĖ, P. d. WIT, W. v. MECHELEN, C. GIDLOW, R. GRAŽULEVIČIENĖ, M. NIEUWENHUIJSEN, H. KRUIZE et J. MAAS (2016). « Visiting green space is associated with mental health and vitality : A cross-sectional study in four european cities. » *Health & place*. DOI : 10.1016/j.healthplace.2016.01.003.

BERGH, A., G. ERLINGSSON, A. GUSTAFSSON et E. WITTBERG (2019). « Municipally Owned Enterprises as Danger Zones for Corruption ? How Politicians Having Feet in Two Camps May Undermine Conditions for Accountability ». *Public Integrity* 21. DOI : 10.1080/10999922.2018.1522182.

BERSIER, L.-F., C. BANAŠEK-RICHTER et M.-F. CATTIN (2002). « Quantitative Descriptors of Food-Web Matrices ». *Ecology* 83.9, p. 2394-2407. ISSN : 1939-9170. DOI : 10.1890/0012-9658(2002)083[2394:QDOFWM]2.0.CO;2.

BIDEAU, A. (2022). *Communication personnelle*. UCLouvain : Chargée de mission Biodiversité au GPEX (Gestion du patrimoine – Espaces extérieurs).

BIESMEIJER, J. C., S. P. M. ROBERTS, M. REEMER, R. OHLEMÜLLER, M. EDWARDS, T. PEETERS, A. P. SCHAFFERS, S. G. POTTS, R. KLEUKERS, C. D. THOMAS, J. SETTELE et W. E. KUNIN (2006). « Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands ». *Science (New York, N.Y.)* 313.5785, p. 351-354. ISSN : 1095-9203. DOI : 10.1126/science.1127863.

BILZ, M., S. P. KELL, N. MAXTED et R. V. LANSDOWN (2011). *European Red List of vascular plants*. Luxembourg : Publication Office of the European Union. ISBN : 978-92-79-20199-8. DOI : 10.2779/8515.

BLÜTHGEN, N., F. MENZEL et N. BLÜTHGEN (2006). « Measuring specialization in species interaction networks ». *BMC ecology* 6, p. 9. ISSN : 1472-6785. DOI : 10.1186/1472-6785-6-9.

BLÜTHGEN, N., F. MENZEL, T. HOVESTADT, B. FIALA et N. BLÜTHGEN (2007). « Specialization, constraints, and conflicting interests in mutualistic networks ». *Current biology* 17.4, p. 341-346. ISSN : 1879-0445. DOI : 10.1016/j.cub.2006.12.039.

BOMMARCO, R., D. KLEIJN et S. G. POTTS (2013). « Ecological intensification : harnessing ecosystem services for food security ». *Trends in Ecology & Evolution* 28.4, p. 230-238. ISSN : 1872-8383. DOI : 10.1016/j.tree.2012.10.012.

BOND, W. J., J. H. LAWTON et R. M. MAY (1994). « Do mutualisms matter ? Assessing the impact of pollinator and disperser disruption on plant extinction ». *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B : Biological Sciences* 344.1307. Publisher : Royal Society, p. 83-90. DOI : 10.1098/rstb.1994.0055.

BORCHARDT, K. E., C. L. MORALES, M. A. AIZEN et A. L. TOTH (2021). « Plant-pollinator conservation from the perspective of systems-ecology ». *Current Opinion in Insect Science* 47, p. 154-161. ISSN : 2214-5753. DOI : 10.1016/j.cois.2021.07.003.

BORYSIAK, J. et M. STĘPNIEWSKA (2022). « Perception of the Vegetation Cover Pattern Promoting Biodiversity in Urban Parks by Future Greenery Managers ». *Land* 11.3, p. 341. ISSN : 2073-445X. DOI : 10.3390/land11030341.

BOSCH, J., A. M. MARTÍN GONZÁLEZ, A. RODRIGO et D. NAVARRO (2009). « Plant–pollinator networks : adding the pollinator's perspective ». *Ecology Letters* 12.5, p. 409-419. ISSN : 1461-0248. DOI : 10.1111/j.1461-0248.2009.01296.x.

BRETZEL, F., F. VANNUCCHI, D. ROMANO, F. MALORGIO, S. BENVENUTI et B. PEZZAROSSA (2016). « Wildflowers : From conserving biodiversity to urban greening—A review ». *Urban Forestry & Urban Greening* 20, p. 428-436. ISSN : 1618-8667. DOI : 10.1016/j.ufug.2016.10.008.

BROOKS, T. M., R. A. MITTERMEIER, G. A. B. da FONSECA, J. GERLACH, M. HOFFMANN, J. F. LAMOREUX, C. G. MITTERMEIER, J. D. PILGRIM et A. S. L. RODRIGUES (2006). « Global Biodiversity Conservation Priorities ». *Science* 313.5783. Publisher : American Association for the Advancement of Science, p. 58-61. DOI : 10.1126/science.1127609.

BRUPPACHER, L., J. PELLET, R. ARLETTAZ et J.-Y. HUMBERT (2016). « Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows : Evidence from field-scale experiments ». *Biological Conservation* 196, p. 196-202. ISSN : 0006-3207. DOI : 10.1016/j.biocon.2016.02.018.

BURGOS, E., H. CEVA, R. PERAZZO, M. DEVOTO, D. MEDAN, M. ZIMMERMANN et A. M. DELBUE (2007). « Why nestedness in mutualistic networks ? » *Journal of theoretical biology*. DOI : 10.1016/j.jtbi.2007.07.030.

BURI, P., R. ARLETTAZ et J.-Y. HUMBERT (2013). « Delaying mowing and leaving uncut refuges boosts orthopterans in extensively managed meadows : Evidence drawn from field-scale experimentation ». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 181, p. 22-30. ISSN : 0167-8809. DOI : 10.1016/j.agee.2013.09.003.

BURI, P., J.-Y. HUMBERT, M. STAŃSKA, I. HAJDAMOWICZ, E. TRAN, M. H. ENTLING et R. ARLETTAZ (2016). « Delayed mowing promotes planthoppers, leafhoppers and spiders in

extensively managed meadows ». *Insect Conservation and Diversity* 9.6, p. 536-545. ISSN : 1752-4598. DOI : 10.1111/icad.12186.

BURKLE, L. A. et R. ALARCÓN (2011). « The future of plant–pollinator diversity : Understanding interaction networks across time, space, and global change ». *American Journal of Botany* 98.3, p. 528-538. ISSN : 1537-2197. DOI : 10.3732/ajb.1000391.

BÉGUIN, E. (2023). « Nouvelle politique agricole wallonne : un petit pas dans la bonne direction ». *Le magazine Natagora* 114, p. 6-11. ISSN : 1780-3756.

CALESSE, S. (2023). « Étude de la biodiversité des plantes et des insectes pollinisateurs dans les espaces verts ouverts de Louvain-la-Neuve et de la connectivité en milieu hétérogène fragmenté ». Faculté des sciences, Université catholique de Louvain. Prom. : Wesselingh, Renate A.. http ://hdl.handle.net/2078.1/ thesis :38678.

CANE, J. H. (2021). « A brief review of monolecty in bees and benefits of a broadened definition ». *Apidologie* 52.1, p. 17-22. ISSN : 1297-9678. DOI : 10.1007/s13592-020-00785-y.

CARDINALE, B. J., J. E. DUFFY, A. GONZALEZ, D. U. HOOPER, C. PERRINGS, P. VENAIL, A. NARWANI, G. M. MACE, D. TILMAN, D. A. WARDLE, A. P. KINZIG, G. C. DAILY, M. LOREAU, J. B. GRACE, A. LARIGAUDERIE, D. S. SRIVASTAVA et S. NAEEM (2012). « Biodiversity loss and its impact on humanity ». *Nature* 486.7401. Number : 7401 Publisher : Nature Publishing Group, p. 59-67. ISSN : 1476-4687. DOI : 10.1038/nature11148.

CARTER, J. G. (2011). « Climate change adaptation in European cities ». *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3.3, p. 193-198. ISSN : 1877-3435. DOI : 10.1016/j.cosust.2010.12.015.

CARVALHEIRO, L. G., W. E. KUNIN, P. KEIL, J. AGUIRRE-GUTIÉRREZ, W. N. ELLIS, R. FOX, Q. GROOM, S. HENNEKENS, W. V. LANDUYT, D. MAES, F. V. d. MEUTTER, D. MICHEZ, P. RASMONT, B. ODE, S. G. POTTS, M. REEMER, S. P. M. ROBERTS, J. SCHAMINÉE, M. F. W. d. VRIES et J. C. BIESMEIJER (2013). « Species richness declines and biotic homogenisation have slowed down for NW-European pollinators and plants. » *Ecology Letters* 16.7. Publisher : Wiley, p. 870-878. ISSN : 1461-023X. DOI : 10.1111/ele.12121.

CENTRE D'ÉCOLOGIE URBAINE DE MONTRÉAL (CEUM) (2022). *Sous les pavés - Brochure de présentation du projet*. Montréal. ISBN : 978-2-924108-63-5.

CHAPIN III, F. S., E. S. ZAVALETA, V. T. EVINER, R. L. NAYLOR, P. M. VITOUSEK, H. L. REYNOLDS, D. U. HOOPER, S. LAVOREL, O. E. SALA, S. E. HOBBIE, M. C. MACK et S. DÍAZ (2000). « Consequences of changing biodiversity ». *Nature* 405.6783. Number : 6783 Publisher : Nature Publishing Group, p. 234-242. ISSN : 1476-4687. DOI : 10.1038/35012241.

CHEPPE, L. (2021). « En mai, tonte à l'arrêt ! Beauraing rejoint le mouvement en faveur de la biodiversité ». *RTBF*.

COMBA, L., S. A. CORBET, L. HUNT et B. WARREN (1999). « Flowers, Nectar and Insect Visits : Evaluating British Plant Species for Pollinator-friendly Gardens ». *Annals of Botany* 83.4, p. 369-383. ISSN : 0305-7364. DOI : 10.1006/anbo.1998.0835.

CONFLITTI, I. M., M. ARSHAD IMRIT, B. MORRISON, S. SHARMA, S. R. COLLA et A. ZAYED (2022). « Bees in the six : Determinants of bumblebee habitat quality in urban landscapes ». *Ecology and Evolution* 12.3, e8667. ISSN : 2045-7758. DOI : 10.1002/ece3.8667.

CONOR, E. F. et E. D. MCCOY (2013). « Species–Area Relationships ». *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)*. Sous la dir. de S. A. LEVIN. Waltham : Academic Press, p. 640-650. ISBN : 978-0-12-384720-1. DOI : 10.1016/B978-0-12-384719-5.00132-5.

CORBET, S. A. (1990). « Pollination and the Weather ». *Israel Journal of Botany* 39.1. Publisher : Taylor & Francis, p. 13-30. ISSN : 0021-213X. DOI : 10.1080/0021213X.1990.10677131.

CORBET, S. A., M. FUSSELL, R. AKE, A. FRASER, C. GUNSON, A. SAVAGE et K. SMITH (1993). « Temperature and the pollinating activity of social bees ». *Ecological Entomology* 18.1, p. 17-30. ISSN : 1365-2311. DOI : 10.1111/j.1365-2311.1993.tb01075.x.

COURCHAMP, F., A. FOURNIER, C. BELLARD, C. BERTELSMEIER, E. BONNAUD, J. M. JESCHKE et J. C. RUSSELL (2017). « Invasion Biology : Specific Problems and Possible Solutions ». *Trends in Ecology & Evolution* 32.1, p. 13-22. ISSN : 01695347. DOI : 10.1016/j.tree.2016.11.001.

CRESSWELL, J. E. (2011). « A meta-analysis of experiments testing the effects of a neonicotinoid insecticide (imidacloprid) on honey bees ». *Ecotoxicology* 20.1, p. 149-157. ISSN : 1573-3017. DOI : 10.1007/s10646-010-0566-0.

DALE, V. H. (1997). « The Relationship Between Land-Use Change and Climate Change ». *Ecological Applications* 7.3, p. 753-769. ISSN : 1939-5582. DOI : 10.1890/1051-0761(1997)007[0753:TRBLUC]2.0.CO;2.

DALSGAARD, B., K. TRØJELSGAARD, A. M. MARTÍN GONZÁLEZ, D. NOGUÉS-BRAVO, J. OLLERTON, T. PETANIDOU, B. SANDEL, M. SCHLEUNING, Z. WANG, C. RAHBEK, W. J. SUTHERLAND, J. C. SVENNING et J. M. OLESEN (2013). « Historical climate-change influences modularity and nestedness of pollination networks ». *Ecography*. Ecography, p. 1331-1340. DOI : 10.1111/j.1600-0587.2013.00201.x.

DANIELS, B., J. JEDAMSKI, R. OTTERMANNS et M. ROSS-NICKOLL (2020). « A “plan bee” for cities : Pollinator diversity and plant-pollinator interactions in urban green spaces ». *PLOS ONE* 15.7, e0235492. ISSN : 1932-6203. DOI : 10.1371/journal.pone.0235492.

DAUBER, J., J. C. BIESMEIJER, D. GABRIEL, W. E. KUNIN, E. LAMBORN, B. MEYER, A. NIELSEN, S. G. POTTS, S. P. M. ROBERTS, V. SÕBER, J. SETTELE, I. STEFFAN-DEWENTER, J. C. STOUT, T. TEDER, T. TSCHEULIN, D. VIVARELLI et T. PETANIDOU (2010). « Effects of patch size and density on flower visitation and seed set of wild plants : a pan-European approach ». *Journal of Ecology* 98.1, p. 188-196. ISSN : 1365-2745. DOI : 10.1111/j.1365-2745.2009.01590.x.

DE PALMA, A., M. KUHLMANN, S. P. ROBERTS, S. G. POTTS, L. BÖRGER, L. N. HUDSON, I. LYSENKO, T. NEWBOLD et A. PURVIS (2015). « Ecological traits affect the sensitivity of bees to land-use pressures in European agricultural landscapes ». *Journal of Applied Ecology* 52.6, p. 1567-1577. ISSN : 1365-2664. DOI : 10.1111/1365-2664.12524.

DESCAMPS, C., M. QUINET et A.-L. JACQUEMART (2021). « The effects of drought on plant–pollinator interactions : What to expect ? » *Environmental and Experimental Botany* 182, p. 104297. ISSN : 0098-8472. DOI : 10.1016/j.envexpbot.2020.104297.

DEVOTO, M., S. BAILEY, P. CRAZE et J. MEMMOTT (2012). « Understanding and planning ecological restoration of plant–pollinator networks ». *Ecology Letters* 15.4, p. 319-328. ISSN : 1461-0248. DOI : 10.1111/j.1461-0248.2012.01740.x.

DEWEY, D. W., P. G. JOHNSON et R. K. KJELGREN (2004). « Species Composition Changes in a Rooftop Grass and Wildflower Meadow : Implications for Designing Successful Mixtures ». *Native Plants Journal* 5.1. Publisher : University of Wisconsin Press, p. 56-65. ISSN : 1522-8339, 1548-4785. DOI : 10.2979/NPJ.2004.5.1.56.

DICKINSON, E. (2013). « The Misdiagnosis : Rethinking “Nature-deficit Disorder” ». *Environmental Communication* 7.3. Publisher : Routledge, p. 315-335. ISSN : 1752-4032. DOI : 10.1080/17524032.2013.802704.

DORMANN, C., B. GRUBER et J. FRÜND (2008). « Introducing the bipartite Package : Analysing Ecological Networks ». *R News* 8.

DORMANN, C. F., J. FRUND, N. BLUTHGEN et B. GRUBER (2009). « Indices, Graphs and Null Models : Analyzing Bipartite Ecological Networks ». *The Open Ecology Journal* 2.1, p. 7-24. ISSN : 18742130. DOI : 10.2174/1874213000902010007.

DRAKARE, S., J. J. LENNON et H. HILLEBRAND (2006). « The imprint of the geographical, evolutionary and ecological context on species–area relationships ». *Ecology Letters* 9.2, p. 215-227. ISSN : 1461-0248. DOI : 10.1111/j.1461-0248.2005.00848.x.

DUNNE, J. A., R. J. WILLIAMS et N. D. MARTINEZ (2002). « Network structure and biodiversity loss in food webs : robustness increases with connectance ». *Ecology Letters* 5.4, p. 558-567. ISSN : 1461-0248. DOI : 10.1046/j.1461-0248.2002.00354.x.

DYLEWSKI, MAĆKOWIAK et W. BANASZAK-CIBICKA (2019). « Are all urban green spaces a favourable habitat for pollinator communities ? Bees, butterflies and hoverflies in different urban green areas ». *Ecological Entomology* 44.5, p. 678-689. ISSN : 1365-2311. DOI : 10.1111/een.12744.

DÖTTERL, S. et N. J. VEREECKEN (2010). « The chemical ecology and evolution of bee–flower interactions : a review and perspectives ». *Canadian Journal of Zoology* 88.7, p. 668-697. ISSN : 0008-4301, 1480-3283. DOI : 10.1139/Z10-031.

EILERS, E. J., C. KREMEN, S. SMITH GREENLEAF, A. K. GARBER et A.-M. KLEIN (2011). « Contribution of Pollinator-Mediated Crops to Nutrients in the Human Food Supply ». *PLoS ONE* 6.6, e21363. ISSN : 1932-6203. DOI : 10.1371/journal.pone.0021363.

ELLE, E., S. L. ELWELL et G. A. GIELENS (2012). « The use of pollination networks in conservation ». *Botany* 90.7. Publisher : NRC Research Press. This article is part of a Special Issue entitled “Pollination biology research in Canada : Perspectives on a mutualism at different scales”., p. 525-534. ISSN : 1916-2790. DOI : 10.1139/b11-111.

EUROPEAN COMMISSION (2020). *Communication from the commission to the european parliament, the council, the european economic and social committee and the committee of the regions. EU Biodiversity Strategy for 2030. Bringing nature back into our lives*. 380 final. Brussels.

FAHRIG, L. (2003). « Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity ». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34.1, p. 487-515. ISSN : 1543-592X, 1545-2069. DOI : 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.

FIJEN, T. P. M. et D. KLEIJN (2017). « How to efficiently obtain accurate estimates of flower visitation rates by pollinators ». *Basic and Applied Ecology* 19, p. 11-18. ISSN : 1439-1791. DOI : 10.1016/j.baae.2017.01.004.

FLETCHER, R. (2017). « Connection with nature is an oxymoron : A political ecology of "nature-deficit disorder" ». *The Journal of Environmental Education* 48.4. Publisher : Routledge, p. 226-233. ISSN : 0095-8964. DOI : 10.1080/00958964.2016.1139534.

FOLTZ SWEAT, J. et R. THORP (2009). « Ecology of Urban Bees : A Review of Current Knowledge and Directions for Future Study ». *Cities and the Environment (CATE)* 2.

FONTAINE, C., I. DAJOZ, J. MERIGUET et M. LOREAU (2005). « Functional Diversity of Plant-Pollinator Interaction Webs Enhances the Persistence of Plant Communities ». *PLoS Biology* 4.1. Sous la dir. de N. WASER, e1. ISSN : 1545-7885. DOI : 10.1371/journal.pbio.0040001.

FORUP, M. L., K. S. E. HENSON, P. G. CRAZE et J. MEMMOTT (2008). « The restoration of ecological interactions : plant–pollinator networks on ancient and restored heathlands ». *Journal of Applied Ecology* 45.3, p. 742-752. ISSN : 1365-2664. DOI : 10.1111/j.1365-2664.2007.01390.x.

FORUP, M. L. et J. MEMMOTT (2005). « The Restoration of Plant–Pollinator Interactions in Hay Meadows ». *Restoration Ecology* 13.2, p. 265-274. ISSN : 1526-100X. DOI : 10.1111/j.1526-100X.2005.00034.x.

FRANCOEUR, X., D. DAGENAIS, A. PAQUETTE, J. DUPRAS et C. MESSIER (2021). « Complexifying the urban lawn improves heat mitigation and arthropod biodiversity ». *Urban Forestry and Urban Greening* 60. ISSN : 1618-8667. DOI : 10.1016/j.ufug.2021.127007.

FRÜND, J., K. E. LINSENMAIR et N. BLÜTHGEN (2010). « Pollinator diversity and specialization in relation to flower diversity ». *Oikos* 119.10, p. 1581-1590. ISSN : 1600-0706. DOI : 10.1111/j.1600-0706.2010.18450.x.

FULLER, R. A., K. N. IRVINE, P. DEVINE-WRIGHT, P. H. WARREN et K. J. GASTON (2007). « Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity ». *Biology Letters* 3.4. Publisher : Royal Society, p. 390-394. DOI : 10.1098/rsbl.2007.0149.

GALEANO, J., J. M. PASTOR et J. M. IRIONDO (2009). « Weighted-Interaction Nestedness Estimator (WINE) : A new estimator to calculate over frequency matrices ». *Environmental Modelling & Software* 24.11, p. 1342-1346. ISSN : 1364-8152. DOI : 10.1016/j.envsoft.2009.05.014.

GALLAI, N., J.-M. SALLES, J. SETTELE et B. E. VAISSIÈRE (2009). « Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline ». *Ecological Economics* 68.3, p. 810-821. ISSN : 09218009. DOI : 10.1016/j.ecolecon.2008.06.014.

GARIBALDI, L. A., I. STEFFAN-DEWENTER, C. KREMEN, J. M. MORALES, R. BOMMARCO, S. A. CUNNINGHAM, L. G. CARVALHEIRO, N. P. CHACOFF, J. H. DUDENHÖFFER, S. S. GREENLEAF, A. HOLZSCHUH, R. ISAACS, K. KREWENKA, Y. MANDELIK, M. M. MAYFIELD,

L. A. MORANDIN, S. G. POTTS, T. H. RICKETTS, H. SZENTGYÖRGYI, B. F. VIANA, C. WESTPHAL, R. WINFREE et A. M. KLEIN (2011). « Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits ». *Ecology Letters* 14.10, p. 1062-1072. ISSN : 1461-0248. DOI : 10.1111/j.1461-0248.2011.01669.x.

GARIBALDI, L. A., I. STEFFAN-DEWENTER, R. WINFREE, M. A. AIZEN, R. BOMMARCO, S. A. CUNNINGHAM, C. KREMEN, L. G. CARVALHEIRO, L. D. HARDER, O. AFIK, I. BARTOMEUS, F. BENJAMIN, V. BOREUX, D. CARIVEAU, N. P. CHACOFF, J. H. DUDENHÖFFER, B. M. FREITAS, J. GHAZOUL, S. GREENLEAF, J. HIPÓLITO, A. HOLZSCHUH, B. HOWLETT, R. ISAACS, S. K. JAVOREK, C. M. KENNEDY, K. M. KREWENKA, S. KRISHNAN, Y. MANDELIK, M. M. MAYFIELD, I. MOTZKE, T. MUNYULI, B. A. NAULT, M. OTIENO, J. PETERSEN, G. PISANTY, S. G. POTTS, R. RADER, T. H. RICKETTS, M. RUNDLÖF, C. L. SEYMOUR, C. SCHÜEPP, H. SZENTGYÖRGYI, H. TAKI, T. TSCHARNTKE, C. H. VERGARA, B. F. VIANA, T. C. WANGER, C. WESTPHAL, N. WILLIAMS et A. M. KLEIN (2013). « Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance ». *Science (New York, N.Y.)* 339.6127, p. 1608-1611. ISSN : 1095-9203. DOI : 10.1126/science.1230200.

GESLIN, B., B. GAUZENS, M. BAUDE, I. DAJOZ, C. FONTAINE, M. HENRY, L. ROPARS, O. ROLLIN, E. THÉBAULT et N. VEREECKEN (2017). « Massively Introduced Managed Species and Their Consequences for Plant–Pollinator Interactions ». *Advances in Ecological Research*. T. 57. Elsevier, p. 147-199. ISBN : 978-0-12-813328-6. DOI : 10.1016/bs.aecr.2016.10.007.

GESLIN, B., B. GAUZENS, E. THÉBAULT et I. DAJOZ (2013). « Plant Pollinator Networks along a Gradient of Urbanisation ». *PLoS ONE* 8.5. Sous la dir. de J. OLLERTON, e63421. ISSN : 1932-6203. DOI : 10.1371/journal.pone.0063421.

GHEYSEN, D. et D. TOURNAY (2022). « Moins de tonte, plus de biodiversité : 20% des espaces verts fauchés à Ottignies-LLN ». *TVCom*.

GILBERT, A. J. (2009). « Connectance indicates the robustness of food webs when subjected to species loss ». *Ecological Indicators* 9.1, p. 72-80. ISSN : 1470-160X. DOI : 10.1016/j.ecolind.2008.01.010.

GILL, R. J., O. RAMOS-RODRIGUEZ et N. E. RAINE (2012). « Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees ». *Nature* 491.7422, p. 105-108. ISSN : 1476-4687. DOI : 10.1038/nature11585.

GONZÁLEZ, A. M. M., B. DALSGAARD et J. M. OLESEN (2010). « Centrality measures and the importance of generalist species in pollination networks ». *Ecological Complexity* 7.1, p. 36. ISSN : 1476-945X.

GONZÁLEZ-VARO, J. P., J. C. BIESMEIJER, R. BOMMARCO, S. G. POTTS, O. SCHWEIGER, H. G. SMITH, I. STEFFAN-DEWENTER, H. SZENTGYÖRGYI, M. WOYCIECHOWSKI et M. VILÀ (2013). « Combined effects of global change pressures on animal-mediated pollination ». *Trends in Ecology & Evolution* 28.9, p. 524-530. ISSN : 0169-5347. DOI : 10.1016/j.tree.2013.05.008.

GOULSON, D. (2023). *Terre silencieuse : empêcher l'extinction des insectes*. Éditions du Rouergue. Rouergue Nature Ecologie. 393 p. ISBN : 978-2-8126-2407-0.

GOULSON, D., O. LEPAIS, S. O'CONNOR, J. L. OSBORNE, R. A. SANDERSON, J. CUSSANS, L. GOFFE et B. DARVILL (2010). « Effects of land use at a landscape scale on bumblebee nest density and survival ». *Journal of Applied Ecology* 47.6, p. 1207-1215. ISSN : 1365-2664. DOI : 10.1111/j.1365-2664.2010.01872.x.

GOULSON, D., E. NICHOLLS, C. BOTÍAS et E. L. ROTHERAY (2015). « Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers ». *Science (New York, N.Y.)* 347.6229, p. 1255957. ISSN : 1095-9203. DOI : 10.1126/science.1255957.

GOULSON, D. et K. SPARROW (2008). « Evidence for competition between honeybees and bumblebees ; effects on bumblebee worker size ». *Journal of Insect Conservation* 13, p. 177-181. DOI : 10.1007/s10841-008-9140-y.

HALLMANN, C., M. SORG, E. JONGEJANS, H. SIEPEL, N. HOFLAND, H. SCHWAN, W. STENMANS, A. LLER, H. SUMSER, T. HÖRREN, D. GOULSON et H. KROON (2017). « More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas ». *PLoS ONE* 12, p. 1-21. DOI : 10.1371/journal.pone.0185809.

HANLEY, N., T. D. BREEZE, C. ELLIS et D. GOULSON (2015). « Measuring the economic value of pollination services : Principles, evidence and knowledge gaps ». *Ecosystem Services* 14, p. 124-132. ISSN : 2212-0416. DOI : 10.1016/j.ecoser.2014.09.013.

HANNAH, L. (2022). « Chapter 15 - Estimating Extinction Risk from Climate Change ». *Climate Change Biology (Third Edition)*. Sous la dir. de L. HANNAH. Academic Press, p. 323-339. ISBN : 978-0-08-102975-6. DOI : 10.1016/B978-0-08-102975-6.00015-7.

HANSKI, I., L. von HERTZEN, N. FYHRQUIST, K. KOSKINEN, K. TORPPA, T. LAATIKAINEN, P. KARISOLA, P. AUVINEN, L. PAULIN, M. J. MÄKELÄ, E. VARTIAINEN, T. U. KOSUNEN, H. ALENIUS et T. HAAHTELA (2012). « Environmental biodiversity, human microbiota, and allergy are interrelated ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109.21. Publisher : Proceedings of the National Academy of Sciences, p. 8334-8339. DOI : 10.1073/pnas.1205624109.

HARRIS, L. F. et S. D. JOHNSON (2004). « The consequences of habitat fragmentation for plant–pollinator mutualisms ». *International Journal of Tropical Insect Science* 24.1. Publisher : Cambridge University Press, p. 29-43. ISSN : 1742-7592, 1742-7584. DOI : 10.1079/IJT20049.

HARRISON, T. et R. WINFREE (2015). « Urban drivers of plant-pollinator interactions ». *Functional Ecology* 29.7. Sous la dir. de K. EVANS, p. 879-888. ISSN : 0269-8463, 1365-2435. DOI : 10.1111/1365-2435.12486.

HATT, S., R. UYTTENBROECK, B. BODSON, J. PIQUERAY, A. MONTY et F. FRANCIS (2015). « Des bandes fleuries pour la lutte biologique : état des lieux, limites et perspectives en Wallonie – Une synthèse bibliographique. » *Entomologie Faunistique – Faunistic Entomology* 68, p. 159-168.

HEGLAND, S. J., A. NIELSEN, A. LÁZARO, A.-L. BJERKNES et TOTLAND (2009). « How does climate warming affect plant-pollinator interactions ? » *Ecology Letters* 12.2, p. 184-195. ISSN : 1461-0248. DOI : 10.1111/j.1461-0248.2008.01269.x.

HELDEN, A. J. et S. R. LEATHER (2004). « Biodiversity on urban roundabouts—Hemiptera, management and the species–area relationship ». *Basic and Applied Ecology* 5.4, p. 367-377. ISSN : 1439-1791. DOI : 10.1016/j.baae.2004.06.004.

HERRERA, C. M. (1989). « Pollinator abundance, morphology, and flower visitation rate : analysis of the “quantity” component in a plant-pollinator system ». *Oecologia* 80.2, p. 241-248. ISSN : 1432-1939. DOI : 10.1007/BF00380158.

— (1990). « Daily Patterns of Pollinator Activity, Differential Pollinating Effectiveness, and Floral Resource Availability, in a Summer-Flowering Mediterranean Shrub ». *Oikos* 58.3. Publisher : [Nordic Society Oikos, Wiley], p. 277-288. ISSN : 0030-1299. DOI : 10.2307/3545218.

HOLZSCHUH, A., C. DORMANN, T. TSCHARNTKE et I. STEFFAN-DEWENTER (2011). « Expansion of mass-flowering crops leads to transient pollinator dilution and reduced wild plant pollination ». *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 278, p. 3444-51. DOI : 10.1098/rspb.2011.0268.

HOULDEN, V., A. JANI et A. HONG (2021). « Is biodiversity of greenspace important for human health and wellbeing ? A bibliometric analysis and systematic literature review ». *Urban Forestry & Urban Greening* 66, p. 127385. ISSN : 1618-8667. DOI : 10.1016/j.ufug.2021.127385.

HOYLE, H., B. NORTON, N. DUNNETT, J. P. RICHARDS, J. M. RUSSELL et P. WARREN (2018). « Plant species or flower colour diversity ? Identifying the drivers of public and invertebrate response to designed annual meadows ». *Landscape and Urban Planning* 180, p. 103-113. ISSN : 0169-2046. DOI : 10.1016/j.landurbplan.2018.08.017.

HUMBERT, J.-Y., P. BURI, D. UNTERNÄHRER et R. ARLETTAZ (2018). « Alternative mowing regimes to favour meadow biodiversity ». *Agrarforschung Schweiz* 9.9, p. 314-321. ISSN : 1663-7852.

HUMBERT, J.-Y., J. GHAZOUL, G. J. SAUTER et T. WALTER (2010). « Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates ». *Journal of Applied Entomology* 134.7, p. 592-599. ISSN : 1439-0418. DOI : 10.1111/j.1439-0418.2009.01503.x.

HUMBERT, J.-Y., J. GHAZOUL, N. RICHNER et T. WALTER (2012). « Uncut grass refuges mitigate the impact of mechanical meadow harvesting on orthopterans ». *Biological Conservation* 152, p. 96-101. ISSN : 0006-3207. DOI : 10.1016/j.biocon.2012.03.015.

HUMPHREYS, A. M., R. GOVAERTS, S. Z. FICINSKI, E. NIC LUGHADHA et M. S. VORONTSOVA (2019). « Global dataset shows geography and life form predict modern plant extinction and rediscovery ». *Nature Ecology & Evolution* 3.7, p. 1043-1047. ISSN : 2397-334X. DOI : 10.1038/s41559-019-0906-2.

HUNTER, R. F., H. CHRISTIAN, J. VEITCH, T. ASTELL-BURT, J. A. HIPP et J. SCHIPPERIJN (2015). « The impact of interventions to promote physical activity in urban green space : A systematic review and recommendations for future research ». *Social Science & Medicine* 124, p. 246-256. ISSN : 0277-9536. DOI : 10.1016/j.socscimed.2014.11.051.

HYVÖNEN, T., E. HUUSELA, M. KUUSSAARI, M. NIEMI, R. UUSITALO et V. NUUTINEN (2021). « Aboveground and belowground biodiversity responses to seed mixtures and mowing in a

long-term set-aside experiment ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 322, p. 107656. ISSN : 0167-8809. DOI : 10.1016/j.agee.2021.107656.

INSTITUT ROYAL MÉTÉOROLOGIQUE DE BELGIQUE (IRM) (2022). *Bilan climatique saisonnier été 2022*.

IPBES (2016). *Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production.* S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, H. T. Ngo, J. C. Biesmeijer, T. D. Breeze, L. V. Dicks, L. A. Garibaldi, R. Hill, J. Settele, A. J. Vanbergen, M. A. Aizen, S. A. Cunningham, C. Eardley, B. M. Freitas, N. Gallai, P. G. Kevan, A. Kovács-Hostyánszki, P. K. Kwapong, J. Li, X. Li, D. J. Martins, G. Nates-Parra, J. S. Pettis, R. Rader, and B. F. Viana (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 36 pages. ISBN : 978-92-807-3568-0.

— (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.* S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio, H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. VisserenHamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages. ISBN : 978-3-947851-17-1.

IPCC (2021). « Summary for Policymakers ». Climate Change 2021 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 332. DOI : 10.1017/9781009157896.001.

— (2022a). « Summary for Policymakers ». Climate Change 2022 : Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [P.R. Shukla, J. Skea, R. Slade, A. Al Khourdajie, R. van Diemen, D. McCollum, M. Pathak, S. Some, P. Vyas, R. Fradera, M. Belkacemi, A. Hasija, G. Lisboa, S. Luz, J. Malley, (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA. DOI : 10.1017/9781009157926.001.

— (2022b). « Summary for Policymakers ». Climate Change 2022 : Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.

JACQUEMIN, F., C. VIOLLE, P. RASMONT et M. DUFRÊNE (2017). « Mapping the dependency of crops on pollinators in Belgium ». *One Ecosystem* 2, e13738. ISSN : 2367-8194. DOI : 10.3897/oneeco.2.e13738.

JIANG, N.-J., H. CHANG, J. WEISSFLOG, F. EBERL, D. VEIT, K. WENIGER, B. S. HANSSON et M. KNADEN (2023). « Ozone exposure disrupts insect sexual communication ». *Nature Communications* 14.1. Number : 1 Publisher : Nature Publishing Group, p. 1186. ISSN : 2041-1723. DOI : 10.1038/s41467-023-36534-9.

JOHNSON, S. D., K. E. STEINER, S. D. JOHNSON et K. E. STEINER (2000). « Generalization versus specialization in plant pollination systems ». *Trends in Ecology & Evolution* 15.4. Publisher : Elsevier, p. 140-143. ISSN : 0169-5347. DOI : 10.1016/S0169-5347(99)01811-X.

KALÁB, O., J. ŠIPOŠ et P. KOČÁREK (2020). « Leaving uncut refuges during meadow harvesting increases the functional diversity of Orthoptera ». *Entomological Science* 23.1, p. 95-104. ISSN : 1343-8786. DOI : 10.1111/ens.12404.

KEIL, P., J. C. BIESMEIJER, A. BARENDREGT, M. REEMER et W. E. KUNIN (2011). « Biodiversity change is scale-dependent : an example from Dutch and UK hoverflies (Diptera, Syrphidae) ». *Ecography* 34.3, p. 392-401. ISSN : 09067590. DOI : 10.1111/j.1600-0587.2010.06554.x.

KIERS, E. T., T. M. PALMER, A. R. IVES, J. F. BRUNO et J. L. BRONSTEIN (2010). « Mutualisms in a changing world : an evolutionary perspective », p. 16.

KING, C., G. BALLANTYNE et P. G. WILLMER (2013). « Why flower visitation is a poor proxy for pollination : measuring single-visit pollen deposition, with implications for pollination networks and conservation ». *Methods in Ecology and Evolution* 4.9, p. 811-818. ISSN : 2041-210X. DOI : 10.1111/2041-210X.12074.

KLEIN, A.-M., B. E. VAISSIÈRE, J. H. CANE, I. STEFFAN-DEWENTER, S. A. CUNNINGHAM, C. KREMEN et T. TSCHARNTKE (2007). « Importance of pollinators in changing landscapes for world crops ». *Proceedings. Biological Sciences* 274.1608, p. 303-313. ISSN : 0962-8452. DOI : 10.1098/rspb.2006.3721.

KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, A., A. ESPÍNDOLA, A. J. VANBERGEN, J. SETTELE, C. KREMEN et L. V. DICKS (2017). « Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination ». *Ecology Letters* 20.5. Sous la dir. de R. IRWIN, p. 673-689. ISSN : 1461023X. DOI : 10.1111/ele.12762.

KUGLER, H. (1970). *Blütenökologie*. 2nd edition. Google-Books-ID : bWw_AAAAYAAJ. Germany : Gustav Fischer. 368 p. ISBN : 978-3-437-20037-3.

KÜHNE, I., R. ARLETTAZ et J.-Y. HUMBERT (2022). « Landscape woody features, local management and vegetation composition shape moth communities in extensively managed grasslands ». *Insect Conservation and Diversity* 15.6, p. 739-751. ISSN : 1752-4598. DOI : 10.1111/icad.12600.

KÜHNE, I., R. ARLETTAZ, J. PELLET, L. BRUPPACHER et J.-Y. HUMBERT (2015). « Leaving an uncut grass refuge promotes butterfly abundance in extensively managed lowland hay meadows in Switzerland ». *Conservation Evidence* 12. Avec la coll. d'I. KÜHNE, R. ARLETTAZ, J. PELLET, L. BRUPPACHER et J.-Y. HUMBERT. Num Pages : 3 Publisher : University of Cambridge, p. 25-27. ISSN : 1758-2067.

LAI, H., E. J. FLIES, P. WEINSTEIN et A. WOODWARD (2019). « The impact of green space and biodiversity on health ». *Frontiers in Ecology and the Environment* 17.7, p. 383-390. ISSN : 1540-9309. DOI : 10.1002/fee.2077.

LE VIF (2022). *En mai, tonte à l'arrêt est de retour ! Inscrivez votre jardin et mettez-le au service de la biodiversité.* En mai, tonte à l'arrêt. URL : https://enmaitontealarret.be/ (visité le 15/04/2023).

LEE, A. et R. MAHESWARAN (2011). « The health benefits of urban green spaces : a review of the evidence ». *Journal of Public Health* 33.2, p. 212-222. ISSN : 1741-3842. DOI : 10.1093/pubmed/fdq068.

LERMAN, S. B., A. R. CONTOSTA, J. MILAM et C. BANG (2018). « To mow or to mow less : Lawn mowing frequency affects bee abundance and diversity in suburban yards ». *Biological Conservation* 221, p. 160-174. ISSN : 0006-3207. DOI : 10.1016/j.biocon.2018.01.025.

LEVÉ, M., E. BAUDRY et C. BESSA-GOMES (2019). « Domestic gardens as favorable pollinator habitats in impervious landscapes ». *Science of The Total Environment* 647, p. 420-430. ISSN : 0048-9697. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2018.07.310.

LINDEMANN-MATTHIES, P. et H. BRIEGER (2016). « Does urban gardening increase aesthetic quality of urban areas ? A case study from Germany ». *Urban Forestry & Urban Greening* 17. DOI : 10.1016/j.ufug.2016.03.010.

LINDEMANN-MATTHIES, P. et T. MARTY (2013). « Does ecological gardening increase species richness and aesthetic quality of a garden ? » *Biological Conservation* 159, p. 37-44. ISSN : 0006-3207. DOI : 10.1016/j.biocon.2012.12.011.

LIZÉE, M.-H., S. MANEL, J.-F. MAUFFREY, T. TATONI et M. DESCHAMPS-COTTIN (2012). « Matrix configuration and patch isolation influences override the species–area relationship for urban butterfly communities ». *Landscape Ecology* 27.2, p. 159-169. ISSN : 1572-9761. DOI : 10.1007/s10980-011-9651-x.

LÁZARO, A., T. TSCHEULIN, J. DEVALEZ, G. NAKAS, A. STEFANAKI, E. HANLIDOU et T. PETANIDOU (2016). « Moderation is best : effects of grazing intensity on plant–flower visitor networks in Mediterranean communities ». *Ecological Applications* 26.3, p. 796-807. ISSN : 1939-5582. DOI : 10.1890/15-0202.

LÜDECKE, D., M. S. BEN-SHACHAR, I. PATIL, P. WAGGONER et D. MAKOWSKI (2021). « performance : An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models ». *Journal of Open Source Software* 6.60, p. 3139. DOI : 10.21105/joss.03139.

MAAS, J., R. A. VERHEIJ, P. P. GROENEWEGEN, S. d. VRIES et P. SPREEUWENBERG (2006). « Green space, urbanity, and health : how strong is the relation ? » *Journal of Epidemiology & Community Health* 60.7. Publisher : BMJ Publishing Group Ltd Section : Evidence based public health policy and practice, p. 587-592. ISSN : 0143-005X, 1470-2738. DOI : 10.1136/jech.2005.043125.

MACIVOR, J. et L. PACKER (2015). « 'Bee Hotels' as Tools for Native Pollinator Conservation : A Premature Verdict ? » *PloS one*. DOI : 10.1371/journal.pone.0122126.

MAHON, N. et S. HODGE (2022). « Evaluating the effects of observation period, floral density, and weather conditions on the consistency and accuracy of timed pollinator counts ».

Journal of Pollination Ecology 32, p. 124-138. ISSN : 1920-7603. DOI : 10.26786/1920-7603(2022)699.

MALLINGER, R. E., H. R. GAINES-DAY et C. GRATTON (2017). « Do managed bees have negative effects on wild bees ? : A systematic review of the literature ». *PLOS ONE* 12.12, e0189268. ISSN : 1932-6203. DOI : 10.1371/journal.pone.0189268.

MANTYKA-PRINGLE, C. S., T. G. MARTIN et J. R. RHODES (2012). « Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity : a systematic review and meta-analysis ». *Global Change Biology* 18.4, p. 1239-1252. ISSN : 1365-2486. DOI : 10.1111/j.1365-2486.2011.02593.x.

MARIANI, M. S., Z.-M. REN, J. BASCOMPTE et C. J. TESSONE (2019). « Nestedness in complex networks : Observation, emergence, and implications ». *Physics Reports*. Nestedness in complex networks : Observation, emergence, and implications 813, p. 1-90. ISSN : 0370-1573. DOI : 10.1016/j.physrep.2019.04.001.

MARSELLE, M. R., T. HARTIG, D. T. C. COX, S. de BELL, S. KNAPP, S. LINDLEY, M. TRIGUERO-MAS, K. BÖHNING-GAESE, M. BRAUBACH, P. A. COOK, S. de VRIES, A. HEINTZ-BUSCHART, M. HOFMANN, K. N. IRVINE, N. KABISCH, F. KOLEK, R. KRAEMER, I. MARKEVYCH, D. MARTENS, R. MÜLLER, M. NIEUWENHUIJSEN, J. M. POTTS, J. STADLER, S. WALTON, S. L. WARBER et A. BONN (2021). « Pathways linking biodiversity to human health : A conceptual framework ». *Environment International* 150, p. 106420. ISSN : 1873-6750. DOI : 10.1016/j.envint.2021.106420.

MCKINNEY, M. L. (2006). « Urbanization as a major cause of biotic homogenization ». *Biological Conservation*. Urbanization 127.3, p. 247-260. ISSN : 0006-3207. DOI : 10.1016/j.biocon.2005.09.005.

— (2008). « Effects of urbanization on species richness : A review of plants and animals ». *Urban Ecosystems* 11.2, p. 161-176. ISSN : 1573-1642. DOI : 10.1007/s11252-007-0045-4.

MEMMOTT, J., N. M. WASER et M. V. PRICE (2004). « Tolerance of pollination networks to species extinctions. » *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences* 271.1557, p. 2605-2611. ISSN : 0962-8452. DOI : 10.1098/rspb.2004.2909.

MHUIREACH, G., B. R. JOHNSON, A. E. ALTRICHTER, J. LADAU, J. F. MEADOW, K. S. POLLARD et J. L. GREEN (2016). « Urban greenness influences airborne bacterial community composition ». *Science of The Total Environment* 571, p. 680-687. ISSN : 0048-9697. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2016.07.037.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005). *Ecosystems and Human Well-being : Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.*

MILLER-STRUTTMANN, N. E., J. C. GEIB, J. D. FRANKLIN, P. G. KEVAN, R. M. HOLDO, D. EBERT-MAY, A. M. LYNN, J. A. KETTENBACH, E. HEDRICK et C. GALEN (2015). « Functional mismatch in a bumble bee pollination mutualism under climate change ». *Science* 349.6255. Publisher : American Association for the Advancement of Science, p. 1541-1544. DOI : 10.1126/science.aab0868.

MITCHELL, R. (2013). « Is physical activity in natural environments better for mental health than physical activity in other environments ? » *Social Science & Medicine* 91, p. 130-134. ISSN : 0277-9536. DOI : 10.1016/j.socscimed.2012.04.012.

MORANDIN, L. A., M. L. WINSTON, M. T. FRANKLIN et V. A. ABBOTT (2005). « Lethal and sublethal effects of spinosad on bumble bees (*Bombus impatiens* Cresson) ». *Pest Management Science* 61.7, p. 619-626. ISSN : 1526-498X. DOI : 10.1002/ps.1058.

MOSS, E. D. et D. M. EVANS (2022). « Experimental Climate Warming Reduces Floral Resources and Alters Insect Visitation and Wildflower Seed Set in a Cereal Agro-Ecosystem ». *Frontiers in Plant Science* 13. ISSN : 1664-462X.

MOTIVANS ŠVARA, E., V. ŞTEFAN, E. SOSSAI, R. FELDMANN, D. AGUILON, A. BONTSUTSNAJA, A. E-VOJTKÓ, I. KILIAN, P. LANG, M. MÕTLEP, E. PRANGEL, M.-L. VILJUR, T. KNIGHT et L. NEUENKAMP (2021). « Effects of different types of low-intensity management on plant-pollinator interactions in Estonian grasslands ». *Ecology and Evolution* 11.23, p. 16909-16926. ISSN : 2045-7758. DOI : 10.1002/ece3.8325.

MULCAHY, D. L. (1979). « The rise of the angiosperms : a genecological factor ». *Science (New York, N.Y.)* 206.4414, p. 20-23. ISSN : 0036-8075. DOI : 10.1126/science.206.4414.20.

MÜLLER, H. (1881). *Alpenblumen, ihre befruchtung durch insekten und ihre anpassungen an dieselben*. Avec la coll. d'OXFORD UNIVERSITY. Germany : Leipzig, W. Engelmann. 622 p.

NATAGORA - RÉSEAU NATURE (2022). *Nos fiches pour un jardin naturel*. Namur : Natagora, p. 52.

NATAGRIWAL (2023). *Méthodes Agro-Environnementales et Climatiques : (MAEC) - 2023 - 2027 Cahier des charges partiel*.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (U.S.), éd. (1992). *Maintenance of pavements, lane markings, and roadsides*. Transportation research record no. 1334. Washington, D.C : Transportation Research Board, National Research Council. 53 p. ISBN : 978-0-309-05202-3.

NEWMAN, B. J., P. LADD, M. BRUNDRETT et K. W. DIXON (2013). « Effects of habitat fragmentation on plant reproductive success and population viability at the landscape and habitat scale ». *Biological Conservation* 159, p. 16-23. ISSN : 0006-3207. DOI : 10.1016/j.biocon.2012.10.009.

NIET, T. van der et S. D. JOHNSON (2012). « Phylogenetic evidence for pollinator-driven diversification of angiosperms ». *Trends in ecology & evolution* 27.6, p. 353-361. ISSN : 1872-8383. DOI : 10.1016/j.tree.2012.02.002.

NIETO, A., ROBERTS, S.P.M., KEMP, J., RASMONT, P., KUHLMANN, M., GARCÍA CRIADO, M., BIESMEIJER, J.C., BOGUSCH, P., DATHE, H.H., DE LA RÚA, P., DE MEULEMEESTER, T., DEHON, M., DEWULF, A., ORTIZ-SÁNCHEZ, F.J., LHOMME, P., PAULY, A., POTTS, S.G., PRAZ, C., QUARANTA, M., RADCHENKO, V.G., SCHEUCHL, E., SMIT, J., STRAKA, J., TERZO, M., TOMOZII, B., WINDOW, J., MICHEZ, D. et MICHEZ, D. (2014). *European red list of bees*. Luxembourg : Publication Office of the European Union. ISBN : 978-92-79-44512-5.

NORIEGA, J. A., J. HORTAL, F. M. AZCARATE, M. P. BERG, N. BONADA, M. J. I. BRIONES, I. DEL TORO, D. GOULSON, S. IBANEZ, D. A. LANDIS, M. MORETTI, S. G. POTTS, E. M. SLADE, J. C. STOUT, M. D. ULYSHEN, F. L. WACKERS, B. A. WOODCOCK et A. M. C. SANTOS (2018).

« Research trends in ecosystem services provided by insects ». *Basic and Applied Ecology* 26, p. 8-23. ISSN : 1439-1791. DOI : 10.1016/j.baae.2017.09.006.

NORTON, B., G. BENDING, R. CLARK, R. CORSTANJE, N. DUNNETT, K. EVANS, D. GRAFIUS, E. GRAVESTOCK, S. GRICE, J. HARRIS, S. HILTON, H. HOYLE, E. LIM, T. MERCER, M. PAWLETT, O. PESCOTT, P. RICHARDS, G. SOUTHON et P. WARREN (2019). « Urban meadows as an alternative to short mown grassland : effects of composition and height on biodiversity ». *Ecological Applications* 29. DOI : 10.1002/eap.1946.

NOVELLA-FERNANDEZ, R., A. RODRIGO, X. ARNAN et J. BOSCH (2019). « Interaction strength in plant-pollinator networks : Are we using the right measure ? » *PLOS ONE* 14.12. Publisher : Public Library of Science, e0225930. ISSN : 1932-6203. DOI : 10.1371/journal.pone.0225930.

OBSERVATION INTERNATIONAL (2019). *ObsIdentify – Applications sur Google Play*. URL : https://play.google.com/store/apps/details?id=org.observation.obsidentify&pli=1 (visité le 15/04/2023).

OKSANEN, J., F. G. BLANCHET, R. KINDT, P LEGENDRE, P. MINCHIN, R. O'HARA, G. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. STEVENS et H. WAGNER (2013). « Vegan : Community Ecology Package. R Package Version. 2.0-10 ». *CRAN*.

OLEQUES, S., J. VIZENTIN-BUGONI et G. OVERBECK (2019). « Influence of grazing intensity on patterns and structuring processes in plant-pollinator networks in a subtropical grassland ». *Arthropod-Plant Interactions* 13, p. 3. DOI : 10.1007/s11829-019-09699-8.

OLESEN, J. M., J. BASCOMPTE, Y. L. DUPONT et P. JORDANO (2006). « The smallest of all worlds : Pollination networks ». *Journal of Theoretical Biology* 240.2, p. 270-276. ISSN : 00225193. DOI : 10.1016/j.jtbi.2005.09.014.

— (2007). « The modularity of pollination networks ». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104.50, p. 19891-19896. ISSN : 0027-8424. DOI : 10.1073/pnas.0706375104.

OLLERTON, J. (1996). « Reconciling Ecological Processes with Phylogenetic Patterns : The Apparent Paradox of Plant–Pollinator Systems ». *Journal of Ecology* 84.5. Publisher : [Wiley, British Ecological Society], p. 767-769. ISSN : 0022-0477. DOI : 10.2307/2261338.

OLLERTON, J., R. WINFREE et S. TARRANT (2011). « How many flowering plants are pollinated by animals ? » *Oikos* 120.3, p. 321-326. ISSN : 1600-0706. DOI : 10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x.

OUVRARD, P., J. TRANSON et A.-L. JACQUEMART (2018). « Flower-strip agri-environment schemes provide diverse and valuable summer flower resources for pollinating insects ». *Biodiversity and Conservation* 27.9, p. 2193-2216. ISSN : 1572-9710. DOI : 10.1007/s10531-018-1531-0.

PAINI, D. R. (2004). « Impact of the introduced honey bee (*Apis mellifera*) (Hymenoptera : Apidae) on native bees : A review ». *Austral Ecology* 29.4, p. 399-407. ISSN : 1442-9993. DOI : 10.1111/j.1442-9993.2004.01376.x.

PARMESAN, C. (2006). « Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change ». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37.1, p. 637-669. DOI : 10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100.

PAVLOPOULOS, G. A., P. I. KONTOU, A. PAVLOPOULOU, C. BOUYIOUKOS, E. MARKOU et P. G. BAGOS (2018). « Bipartite graphs in systems biology and medicine : a survey of methods and applications ». *GigaScience* 7.4, giy014. ISSN : 2047-217X. DOI : 10.1093/gigascience/giy014.

PE'ER, G., L. V. DICKS, P. VISCONTI, R. ARLETTAZ, A. BÁLDI, T. G. BENTON, S. COLLINS, M. DIETERICH, R. D. GREGORY, F. HARTIG, K. HENLE, P. R. HOBSON, D. KLEIJN, R. K. NEUMANN, T. ROBIJNS, J. SCHMIDT, A. SHWARTZ, W. J. SUTHERLAND, A. TURBÉ, F. WULF et A. V. SCOTT (2014). « EU agricultural reform fails on biodiversity ». *Science* 344.6188, p. 1090-1092. ISSN : 0036-8075, 1095-9203. DOI : 10.1126/science.1253425.

PERSSON, L., B. M. CARNEY ALMROTH, C. D. COLLINS, S. CORNELL, C. A. de WIT, M. L. DIAMOND, P. FANTKE, M. HASSELLÖV, M. MACLEOD, M. W. RYBERG, P. SØGAARD JØRGENSEN, P. VILLARRUBIA-GÓMEZ, Z. WANG et M. Z. HAUSCHILD (2022). « Outside the Safe Operating Space of the Planetary Boundary for Novel Entities ». *Environmental Science & Technology* 56.3. Publisher : American Chemical Society, p. 1510-1521. ISSN : 0013-936X. DOI : 10.1021/acs.est.1c04158.

PETTIS, J. S., D. VANENGELSDORP, J. JOHNSON et G. DIVELY (2012). « Pesticide exposure in honey bees results in increased levels of the gut pathogen *Nosema* ». *Naturwissenschaften* 99.2, p. 153-158. ISSN : 1432-1904. DOI : 10.1007/s00114-011-0881-1.

PHILLIPS, B. B., C. WALLACE, B. R. ROBERTS, A. T. WHITEHOUSE, K. J. GASTON, J. M. BULLOCK, L. V. DICKS et J. L. OSBORNE (2020). « Enhancing road verges to aid pollinator conservation : A review ». *Biological Conservation* 250, p. 108687. ISSN : 0006-3207. DOI : 10.1016/j.biocon.2020.108687.

PIQUERAY, J., V. GILLIAUX, V. DECRUYENAERE, J.-T. CORNELIS, R. UYTTENBROECK et G. MAHY (2019). « Management of Grassland-like Wildflower Strips Sown on Nutrient-rich Arable Soils : The Role of Grass Density and Mowing Regime ». *Environmental Management* 63.5, p. 647-657. ISSN : 1432-1009. DOI : 10.1007/s00267-019-01153-y.

PIQUERAY, J., S. ROUXHET, S. HENDRICKX et G. MAHY (2016). « Changes in the vegetation of hay meadows under an agri-environment scheme in South Belgium ».

POCOCK, M. J. O., D. M. EVANS et J. MEMMOTT (2012). « The Robustness and Restoration of a Network of Ecological Networks ». *Science* 335.6071. Publisher : American Association for the Advancement of Science, p. 973-977. DOI : 10.1126/science.1214915.

POPPENWIMER, T. L. (2014). « Generalist and Specialist Pollination Syndromes : When are they Favoured ? A Theoretical Approach to Predict the Conditions Under which a Generalist or Specialist Pollination Syndrome is Favoured. » *Senior Independent Study Theses. Paper 6166*. https ://openworks.wooster.edu/independentstudy/6166, p. 109.

POTTS, S., K. BIESMEIJER, R. BOMMARCO, T. BREEZE, L. CARVALHEIRO, M. FRANZÉN, J. P. GONZÁLEZ-VARO, A HOLZSCHUH, D. KLEIJN, A.-M. KLEIN, B. KUNIN, T. LECOCQ, O. LUNDIN, D. MICHEZ, P. NEUMANN, A. NIETO, L. PENEV, P. RASMONT, O. RATAMÄKI, V.

RIEDINGER, S. P. M. ROBERTS, M. RUNDLÖF, J. SCHEPER, P. SØRENSEN, I. STEFFAN-DEWENTER, P. STOEV, M. VILÀ et O. SCHWIEGER (2015). *Status and trends of European pollinators : key findings of the STEP project*. Pensoft Publishers. OCLC : 957513419. Sofia. 72 p. ISBN : 978-954-642-762-5 978-954-642-763-2.

POTTS, S. G., J. C. BIESMEIJER, C. KREMEN, P. NEUMANN, O. SCHWEIGER et W. E. KUNIN (2010). « Global pollinator declines : trends, impacts and drivers ». *Trends in Ecology & Evolution* 25.6, p. 345-353. ISSN : 0169-5347. DOI : 10.1016/j.tree.2010.01.007.

POTTS, S. G., V. IMPERATRIZ-FONSECA, H. T. NGO, M. A. AIZEN, J. C. BIESMEIJER, T. D. BREEZE, L. V. DICKS, L. A. GARIBALDI, R. HILL, J. SETTELE et A. J. VANBERGEN (2016). « Safeguarding pollinators and their values to human well-being ». *Nature* 540.7632, p. 220-229. ISSN : 0028-0836, 1476-4687. DOI : 10.1038/nature20588.

PRENDERGAST, K. et J. OLLERTON (2021a). « Impacts of the introduced European honeybee on Australian bee-flower network properties in urban bushland remnants and residential gardens ». *Austral Ecology* 47. DOI : 10.1111/aec.13040.

PRENDERGAST, K. S. et J. OLLERTON (2021b). « Plant-pollinator networks in Australian urban bushland remnants are not structurally equivalent to those in residential gardens ». *Urban Ecosystems* 24.5, p. 973-987. ISSN : 1573-1642. DOI : 10.1007/s11252-020-01089-w.

— (2022). « Spatial and temporal scale of analysis alter conclusions about the effects of urbanisation on plant–pollinator networks ». *Arthropod-Plant Interactions* 16.6. ISSN : 1872-8855. DOI : 10.1007/s11829-022-09925-w.

PROENÇA, V. et H. M. PEREIRA (2013). « Species–area models to assess biodiversity change in multi-habitat landscapes : The importance of species habitat affinity ». *Basic and Applied Ecology* 14.2, p. 102-114. ISSN : 1439-1791. DOI : 10.1016/j.baae.2012.10.010.

PYWELL, R. F., M. S. HEARD, B. A. WOODCOCK, S. HINSLEY, L. RIDDING, M. NOWAKOWSKI et J. M. BULLOCK (2015). « Wildlife-friendly farming increases crop yield : evidence for ecological intensification ». *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences* 282.1816. Publisher : Royal Society, p. 20151740. DOI : 10.1098/rspb.2015.1740.

QGIS DEVELOPMENT TEAM (2009). *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation.

R CORE TEAM (2018). *R : A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.

RADER, R., I. BARTOMEUS, L. A. GARIBALDI, M. P. D. GARRATT, B. G. HOWLETT, R. WINFREE, S. A. CUNNINGHAM, M. M. MAYFIELD, A. D. ARTHUR, G. K. S. ANDERSSON, R. BOMMARCO, C. BRITTAIN, L. G. CARVALHEIRO, N. P. CHACOFF, M. H. ENTLING, B. FOULLY, B. M. FREITAS, B. GEMMILL-HERREN, J. GHAZOUL, S. R. GRIFFIN, C. L. GROSS, L. HERBERTSSON, F. HERZOG, J. HIPÓLITO, S. JAGGAR, F. JAUKER, A.-M. KLEIN, D. KLEIJN, S. KRISHNAN, C. Q. LEMOS, S. A. M. LINDSTRÖM, Y. MANDELIK, V. M. MONTEIRO, W. NELSON, L. NILSSON, D. E. PATTEMORE, N. de O. PEREIRA, G. PISANTY, S. G. POTTS, M. REEMER, M. RUNDLÖF, C. S. SHEFFIELD, J. SCHEPER, C. SCHÜEPP, H. G. SMITH, D. A. STANLEY, J. C. STOUT, H. SZENTGYÖRGYI, H. TAKI, C. H. VERGARA, B. F. VIANA et M. WOYCIECHOWSKI (2016). « Non-bee insects are important contributors to global crop polli-

nation ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113.1. Publisher : Proceedings of the National Academy of Sciences, p. 146-151. DOI : 10.1073/pnas.1517092112.

RAFFERTY, N. E. et A. R. IVES (2011). « Effects of experimental shifts in flowering phenology on plant-pollinator interactions ». *Ecology letters* 14.1, p. 69-74. ISSN : 1461-0248. DOI : 10.1111/j.1461-0248.2010.01557.x.

RAKOSY, D., E. MOTIVANS, V. ŞTEFAN, A. NOWAK, S. ŚWIERSZCZ, R. FELDMANN, E. KÜHN, C. GEPPERT, N. VENKATARAMAN, A. SOBIERAJ-BETLIŃSKA, A. GROSSMANN, W. ROJEK, K. POCHRZĄST, M. CIELNIAK, A. K. GATHOF, K. BAUMANN et T. M. KNIGHT (2022). « Intensive grazing alters the diversity, composition and structure of plant-pollinator interaction networks in Central European grasslands ». *PLOS ONE* 17.3. Publisher : Public Library of Science, e0263576. ISSN : 1932-6203. DOI : 10.1371/journal.pone.0263576.

RANDS, M. R. W., W. M. ADAMS, L. BENNUN, S. H. M. BUTCHART, A. CLEMENTS, D. COOMES, A. ENTWISTLE, I. HODGE, V. KAPOS, J. P. W. SCHARLEMANN, W. J. SUTHERLAND et B. VIRA (2010). « Biodiversity Conservation : Challenges Beyond 2010 ». *Science* 329.5997. Publisher : American Association for the Advancement of Science, p. 1298-1303. DOI : 10.1126/science.1189138.

RASMONT, P., M. FRANZÉN, T. LECOCQ, A. HARPKE, S. ROBERTS, K. BIESMEIJER, B. CEDERBERG, L. DVORÁK, FITZPATRICK, Y. GONSETH, E. HAUBRUGE, G. MAHÉ, A. MANINO, D. MICHEZ, J. NEUMAYER, F. ØDEGAARD, J. PAUKKUNEN, T. PAWLIKOWSKI, S. POTTS, M. REEMER, J. SETTELE, J. STRAKA et O. SCHWEIGER (2015). « Climatic Risk and Distribution Atlas of European Bumblebees ». *BioRisk : biodiversity & ecosystem risk assessment* 10, p. 1-236. ISSN : 1313-2644. DOI : 10.3897/biorisk.10.4749.

RATHCKE, B. J. et E. S. JULES (1993). « Habitat fragmentation and plant–pollinator interactions ». *Current Science* 65.3. Publisher : Temporary Publisher, p. 273-277. ISSN : 0011-3891.

REGAL, P. J. (1977). « Ecology and evolution of flowering plant dominance ». *Science (New York, N.Y.)* 196.4290, p. 622-629. ISSN : 0036-8075. DOI : 10.1126/science.196.4290.622.

RENNER, S. S. et C. M. ZOHNER (2018). « Climate Change and Phenological Mismatch in Trophic Interactions Among Plants, Insects, and Vertebrates ». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 49.1, p. 165-182. ISSN : 1543-592X, 1545-2069. DOI : 10.1146/annurev-ecolsys-110617-062535.

REQUIER, F. et V. LE FÉON (2016). « Abeilles et agriculture ». *Openfield* 7.

RIPPLE, W. J., C. WOLF, T. M. NEWSOME, M. GALETTI, M. ALAMGIR, E. CRIST, M. I. MAHMOUD, W. F. LAURANCE et. s. s. f. c. 15 (2017). « World Scientists' Warning to Humanity : A Second Notice ». *BioScience* 67.12, p. 1026-1028. ISSN : 0006-3568. DOI : 10.1093/biosci/bix125.

ROCKSTRÖM, J., W. STEFFEN, K. NOONE, PERSSON, F. S. CHAPIN, E. LAMBIN, T. M. LENTON, M. SCHEFFER, C. FOLKE, H. J. SCHELLNHUBER, B. NYKVIST, C. A. de WIT, T. HUGHES, S. van der LEEUW, H. RODHE, S. SÖRLIN, P. K. SNYDER, R. COSTANZA, U. SVEDIN, M. FALKENMARK, L. KARLBERG, R. W. CORELL, V. J. FABRY, J. HANSEN, B. WALKER, D. LIVERMAN, K. RICHARDSON, P. CRUTZEN et J. FOLEY (2009a). « Planetary Boundaries :

Exploring the Safe Operating Space for Humanity ». *Ecology and Society* 14.2. Publisher : Resilience Alliance Inc. ISSN : 1708-3087.

ROCKSTRÖM, J., W. STEFFEN, K. NOONE, PERSSON, F. S. CHAPIN, E. F. LAMBIN, T. M. LENTON, M. SCHEFFER, C. FOLKE, H. J. SCHELLNHUBER, B. NYKVIST, C. A. de WIT, T. HUGHES, S. van der LEEUW, H. RODHE, S. SÖRLIN, P. K. SNYDER, R. COSTANZA, U. SVEDIN, M. FALKENMARK, L. KARLBERG, R. W. CORELL, V. J. FABRY, J. HANSEN, B. WALKER, D. LIVERMAN, K. RICHARDSON, P. CRUTZEN et J. A. FOLEY (2009b). « A safe operating space for humanity ». *Nature* 461.7263. Number : 7263 Publisher : Nature Publishing Group, p. 472-475. ISSN : 1476-4687. DOI : 10.1038/461472a.

RODGER, J. G., J. M. BENNETT, M. RAZANAJATOVO, T. M. KNIGHT, M. van KLEUNEN, T.-L. ASHMAN, J. A. STEETS, C. HUI, G. ARCEO-GÓMEZ, M. BURD, L. A. BURKLE, J. H. BURNS, W. DURKA, L. FREITAS, J. E. KEMP, J. LI, A. PAUW, J. C. VAMOSI, M. WOLOWSKI, J. XIA et A. G. ELLIS (2021). « Widespread vulnerability of flowering plant seed production to pollinator declines ». *Science Advances* 7.42. Publisher : American Association for the Advancement of Science, eabd3524. DOI : 10.1126/sciadv.abd3524.

ROLLIN, O., V. BRETAGNOLLE, A. DECOURTYE, J. APTEL, N. MICHEL, B. E. VAISSIÈRE et M. HENRY (2013). « Differences of floral resource use between honey bees and wild bees in an intensive farming system ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 179, p. 78-86. ISSN : 0167-8809. DOI : 10.1016/j.agee.2013.07.007.

ROPARS, L., I. DAJOZ, C. FONTAINE, A. MURATET et B. GESLIN (2019). « Wild pollinator activity negatively related to honey bee colony densities in urban context ». *PLoS ONE* 14.9. ISSN : 1932-6203. DOI : 10.1371/journal.pone.0222316.

ROTCHÉS-RIBALTA, R., M. WINSA, S. P. M. ROBERTS et E. ÖCKINGER (2018). « Associations between plant and pollinator communities under grassland restoration respond mainly to landscape connectivity ». *Journal of Applied Ecology* 55.6, p. 2822-2833. ISSN : 1365-2664. DOI : 10.1111/1365-2664.13232.

RUNDLÖF, M., A. S. PERSSON, H. G. SMITH et R. BOMMARCO (2014). « Late-season mass-flowering red clover increases bumble bee queen and male densities ». *Biological Conservation* 172, p. 138-145. ISSN : 0006-3207. DOI : 10.1016/j.biocon.2014.02.027.

RUSSELL, R., A. D. GUERRY, P. BALVANERA, R. K. GOULD, X. BASURTO, K. M. CHAN, S. KLAIN, J. LEVINE et J. TAM (2013). « Humans and Nature : How Knowing and Experiencing Nature Affect Well-Being ». *Annual Review of Environment and Resources* 38.1, p. 473-502. ISSN : 1543-5938, 1545-2050. DOI : 10.1146/annurev-environ-012312-110838.

SCHEMSKE, D. et H. BRADSHAW (1999). « Schemske DW, Bradshaw Jr HD. Pollinator preference and the evolution of floral traits in monkeyflowers (Mimulus). Proc Natl Acad Sci USA 96 : 11910-11915 ». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96, p. 11910-5. DOI : 10.1073/pnas.96.21.11910.

SCHENK, M., J. KRAUSS et A. HOLZSCHUH (2018). « Desynchronizations in bee–plant interactions cause severe fitness losses in solitary bees ». *Journal of Animal Ecology* 87.1, p. 139-149. ISSN : 1365-2656. DOI : 10.1111/1365-2656.12694.

SCOTT-DUPREE, C. D., L. CONROY et C. R. HARRIS (2009). « Impact of currently used or potentially useful insecticides for canola agroecosystems on *Bombus impatiens* (Hymenoptera : Apidae), *Megachile rotundata* (Hymentoptera : Megachilidae), and *Osmia lignaria* (Hymenoptera : Megachilidae) ». *Journal of Economic Entomology* 102.1, p. 177-182. ISSN : 0022-0493. DOI : 10.1603/029.102.0125.

SETTELE, J., J. BISHOP et S. G. POTTS (2016). « Climate change impacts on pollination ». *Nature Plants* 2.7. Number : 7 Publisher : Nature Publishing Group, p. 1-3. ISSN : 2055-0278. DOI : 10.1038/nplants.2016.92.

SHAVIT, O., A. DAFNI et G. NE'EMAN (2009). « Competition between honeybees (*Apis mellifera*) and native solitary bees in the Mediterranean region of Israel—Implications for conservation ». *Israel Journal of Plant Sciences* 57.3, p. 171-183. ISSN : 0792-9978. DOI : 10.1560/IJPS.57.3.171.

SILVA, J. L. S., M. T. P. de OLIVEIRA, O. CRUZ-NETO, M. TABARELLI et A. V. LOPES (2021). « Plant–pollinator interactions in urban ecosystems worldwide : A comprehensive review including research funding and policy actions ». *Ambio* 50.4, p. 884-900. ISSN : 1654-7209. DOI : 10.1007/s13280-020-01410-z.

SIMPSON, D., L. WEINMAN, M. GENUNG, M. ROSWELL, M. MACLEOD et R. WINFREE (2022). « Many bee species, including rare species, are important for function of entire plant-pollinator networks ». *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences* 289. DOI : 10.1098/rspb.2021.2689.

SIROHI, M. H., J. JACKSON et J. OLLERTON (2022). « Plant–bee interactions and resource utilisation in an urban landscape ». *Urban Ecosystems*. ISSN : 1083-8155, 1573-1642. DOI : 10.1007/s11252-022-01290-z.

SOLGA, M. J., J. P. HARMON et A. C. GANGULI (2014). « Timing is Everything : An Overview of Phenological Changes to Plants and Their Pollinators ». *Natural Areas Journal* 34.2. Publisher : Natural Areas Association, p. 227-234. ISSN : 0885-8608, 2162-4399. DOI : 10.3375/043.034.0213.

SOLIVERES, S., F. van der PLAS, P. MANNING, D. PRATI, M. M. GOSSNER, S. C. RENNER, F. ALT, H. ARNDT, V. BAUMGARTNER, J. BINKENSTEIN, K. BIRKHOFER, S. BLASER, N. BLÜTHGEN, S. BOCH, S. BÖHM, C. BÖRSCHIG, F. BUSCOT, T. DIEKÖTTER, J. HEINZE, N. HÖLZEL, K. JUNG, V. H. KLAUS, T. KLEINEBECKER, S. KLEMMER, J. KRAUSS, M. LANGE, E. K. MORRIS, J. MÜLLER, Y. OELMANN, J. OVERMANN, E. PAŠALIĆ, M. C. RILLIG, H. M. SCHAEFER, M. SCHLOTER, B. SCHMITT, I. SCHÖNING, M. SCHRUMPF, J. SIKORSKI, S. A. SOCHER, E. F. SOLLY, I. SONNEMANN, E. SORKAU, J. STECKEL, I. STEFFAN-DEWENTER, B. STEMPFHUBER, M. TSCHAPKA, M. TÜRKE, P. C. VENTER, C. N. WEINER, W. W. WEISSER, M. WERNER, C. WESTPHAL, W. WILCKE, V. WOLTERS, T. WUBET, S. WURST, M. FISCHER et E. ALLAN (2016). « Biodiversity at multiple trophic levels is needed for ecosystem multifunctionality ». *Nature* 536.7617. Number : 7617 Publisher : Nature Publishing Group, p. 456-459. ISSN : 1476-4687. DOI : 10.1038/nature19092.

SOROYE, P., T. NEWBOLD et J. KERR (2020). « Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents ». *Science* 367.6478. Publisher : American Association for the Advancement of Science, p. 685-688. DOI : 10.1126/science.aax8591.

SPW (2023). *Plan stratégique PAC - 2023-2027 - Portail de l'agriculture wallonne*. Agriculture en Wallonie. URL : http://agriculture.wallonie.be/cms/render/live/fr/sites/agriculture/home/politique-economie/plan-strategique-pac-2023-2027.html (visité le 17/04/2023).

STEFFEN, W., K. RICHARDSON, J. ROCKSTRÖM, S. E. CORNELL, I. FETZER, E. M. BENNETT, R. BIGGS, S. R. CARPENTER, W. de VRIES, C. A. de WIT, C. FOLKE, D. GERTEN, J. HEINKE, G. M. MACE, L. M. PERSSON, V. RAMANATHAN, B. REYERS et S. SÖRLIN (2015). « Planetary boundaries : Guiding human development on a changing planet ». *Science* 347.6223. Publisher : American Association for the Advancement of Science, p. 1259855. DOI : 10.1126/science.1259855.

SÁNCHEZ-BAYO, F. (2021). « Indirect Effect of Pesticides on Insects and Other Arthropods ». *Toxics* 9.8. Number : 8 Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute, p. 177. ISSN : 2305-6304. DOI : 10.3390/toxics9080177.

TAKI, H. et P. G. KEVAN (2007). « Does habitat loss affect the communities of plants and insects equally in plant–pollinator interactions ? Preliminary findings ». *Biodiversity and Conservation* 16.11, p. 3147-3161. ISSN : 1572-9710. DOI : 10.1007/s10531-007-9168-4.

THOMPSON, H. M. et L. V. HUNT (1999). « Extrapolating from Honeybees to Bumblebees in Pesticide Risk Assessment ». *Ecotoxicology* 8.3, p. 147-166. ISSN : 1573-3017. DOI : 10.1023/A:1026444029579.

THÉBAULT, E. et C. FONTAINE (2010). « Stability of Ecological Communities and the Architecture of Mutualistic and Trophic Networks ». *Science* 329.5993. PubAg AGID : 2272312, p. 853-856. ISSN : 0036-8075. DOI : 10.1126/science.1188321.

TOMITAKA, M., S. UCHIHARA, A. GOTO et T. SASAKI (2021). « Species richness and flower color diversity determine aesthetic preferences of natural-park and urban-park visitors for plant communities ». *Environmental and Sustainability Indicators* 11, p. 100130. ISSN : 2665-9727. DOI : 10.1016/j.indic.2021.100130.

TYLIANAKIS, J. M., E. LALIBERTÉ, A. NIELSEN et J. BASCOMPTE (2010). « Conservation of species interaction networks ». *Biological Conservation*. Conserving complexity : Global change and community-scale interactions 143.10, p. 2270-2279. ISSN : 0006-3207. DOI : 10.1016/j.biocon.2009.12.004.

UHL, P. et C. A. BRÜHL (2019). « The Impact of Pesticides on Flower-Visiting Insects : A Review with Regard to European Risk Assessment ». *Environmental Toxicology and Chemistry* 38.11, p. 2355-2370. ISSN : 1552-8618. DOI : 10.1002/etc.4572.

UNTERNÄHRER, D., J.-Y. HUMBERT et R. ARLETTAZ (2015). « Leaving uncut refuges within lowland extensively managed meadows secures wild bee ».

UYTTENBROECK, R. (2017). « Functional diversity and mowing regime of flower strips as tools to support pollinators and to suppress weeds ».

UYTTENBROECK, R., S. HATT, A. PAUL, F. BOERAEVE, J. PIQUERAY, F. FRANCIS, S. DANTHINE, M. FRÉDÉRICH, M. DUFRÊNE, B. BODSON et A. MONTY (2016). « Pros and cons of flowers strips for farmers. A review ». *BASE*, p. 225-235. ISSN : 1780-4507, 1370-6233. DOI : 10.25518/1780-4507.12961.

VALKÓ, O., P. TÖRÖK, G. MATUS et B. TÓTHMÉRÉSZ (2012). « Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows ? » *Flora* 207, p. 303-309. DOI : 10.1016/J.FLORA.2012.02.003.

VAN SWAAY, C., CUTTELOD, A., COLLINS, S., MAES, D., LÓPEZ MUNGUIRA, M., ŠAŠIĆ, M., SETTELE,J., VEROVNIK,R., VERSTRAEL,T., WARREN,M., WIEMERS,M. et WYNHOF, I. (2010). *European red list of Butterflies*. Luxembourg : Publications Office of the European Union.

VANBERGEN, A. J., A. ESPÍNDOLA et M. A. AIZEN (2018). « Risks to pollinators and pollination from invasive alien species ». *Nature Ecology & Evolution* 2.1. Number : 1 Publisher : Nature Publishing Group, p. 16-25. ISSN : 2397-334X. DOI : 10.1038/s41559-017-0412-3.

VANBERGEN, A. J. et t. I. P. INITIATIVE (2013). « Threats to an ecosystem service : pressures on pollinators ». *Frontiers in Ecology and the Environment* 11.5, p. 251-259. ISSN : 1540-9309. DOI : 10.1890/120126.

VEGA, K. A. et C. KÜFFER (2021). « Promoting wildflower biodiversity in dense and green cities : The important role of small vegetation patches ». *Urban Forestry & Urban Greening* 62, p. 127165. ISSN : 1618-8667. DOI : 10.1016/j.ufug.2021.127165.

VERBOVEN, H. A. F., W. AERTSEN, R. BRYS et M. HERMY (2014). « Pollination and seed set of an obligatory outcrossing plant in an urban–peri-urban gradient ». *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 16.3, p. 121-131. ISSN : 1433-8319. DOI : 10.1016/j.ppees.2014.03.002.

VÁZQUEZ, D. P. et M. A. AIZEN (2004). « Asymmetric Specialization : A Pervasive Feature of Plant–Pollinator Interactions ». *Ecology* 85.5, p. 1251-1257. ISSN : 1939-9170. DOI : 10.1890/03-3112.

WAGNER, D. L. (2020). « Insect Declines in the Anthropocene ». *Annual Review of Entomology* 65.1, p. 457-480. ISSN : 0066-4170, 1545-4487. DOI : 10.1146/annurev-ento-011019-025151.

WANG-ERLANDSSON, L., A. TOBIAN, R. J. van der ENT, I. FETZER, S. te WIERIK, M. PORKKA, A. STAAL, F. JARAMILLO, H. DAHLMANN, C. SINGH, P. GREVE, D. GERTEN, P. W. KEYS, T. GLEESON, S. E. CORNELL, W. STEFFEN, X. BAI et J. ROCKSTRÖM (2022). « A planetary boundary for green water ». *Nature Reviews Earth & Environment*. Publisher : Nature Publishing Group, p. 1-13. ISSN : 2662-138X. DOI : 10.1038/s43017-022-00287-8.

WASER, N. M. et J. OLLERTON (2006). *Plant-Pollinator Interactions : From Specialization to Generalization*. Google-Books-ID : Fbl5c9fUxTIC. University of Chicago Press. 459 p. ISBN : 978-0-226-87400-5.

WASER, N. M., L. CHITTKA, M. V. PRICE, N. M. WILLIAMS et J. OLLERTON (1996). « Generalization in Pollination Systems, and Why it Matters ». *Ecology* 77.4, p. 1043-1060. ISSN : 1939-9170. DOI : 10.2307/2265575.

WATSON, C. J., L. CARIGNAN-GUILLEMETTE, C. TURCOTTE, V. MAIRE et R. PROULX (2020). « Ecological and economic benefits of low-intensity urban lawn management ». *Journal of Applied Ecology* 57.2, p. 436-446. ISSN : 1365-2664. DOI : 10.1111/1365-2664.13542.

WCISLO, W. T. et J. H. CANE (1996). « Floral Resource Utilization by Solitary Bees (Hymenoptera : Apoidea) and Exploitation of Their Stored Foods by Natural Enemies ». *Annual Review of Entomology* 41.1, p. 257-286. ISSN : 0066-4170, 1545-4487. DOI : 10.1146/annurev.en.41.010196.001353.

WEI, N., R. L. KACZOROWSKI, G. ARCEO-GÓMEZ, E. M. O'NEILL, R. A. HAYES et T.-L. ASHMAN (2021). « Pollinators contribute to the maintenance of flowering plant diversity ». *Nature* 597.7878. Number : 7878 Publisher : Nature Publishing Group, p. 688-692. ISSN : 1476-4687. DOI : 10.1038/s41586-021-03890-9.

WEINER, C. N., M. WERNER, K. E. LINSENMAIR et N. BLÜTHGEN (2011). « Land use intensity in grasslands : Changes in biodiversity, species composition and specialisation in flower visitor networks ». *Basic and Applied Ecology* 12.4, p. 292-299. ISSN : 1439-1791. DOI : 10.1016/j.baae.2010.08.006.

WENZEL, A., I. GRASS, V. V. BELAVADI et T. TSCHARNTKE (2020). « How urbanization is driving pollinator diversity and pollination – A systematic review ». *Biological Conservation* 241, p. 108321. ISSN : 0006-3207. DOI : 10.1016/j.biocon.2019.108321.

WHITEHORN, P. R., S. O'CONNOR, F. L. WACKERS et D. GOULSON (2012). « Neonicotinoid Pesticide Reduces Bumble Bee Colony Growth and Queen Production ». *Science* 336.6079. Publisher : American Association for the Advancement of Science, p. 351-352. DOI : 10.1126/science.1215025.

WHO (2016). *Urban green spaces and health : a review of evidence*. WHO/EURO :2016-3352-43111-60341. number-of-pages : 199. Copenhagen : World Health Organization. Regional Office for Europe.

— (2017). *Urban green space interventions and health : a review of impacts and effectiveness*. WHO/EURO :2017-6358-46124-66715. number-of-pages : 199. Copenhagen : World Health Organization. Regional Office for Europe.

WICKHAM, H. (2016). *Ggplot2 : Elegant graphics for data analysis*. en. 2e éd. Use R ! Cham, Switzerland : Springer International Publishing. ISBN : 9783319242774.

WILBY, R. L. et G. L. PERRY (2006). « Climate change, biodiversity and the urban environment : a critical review based on London, UK ». *Progress in Physical Geography : Earth and Environment* 30.1. Publisher : SAGE Publications Ltd, p. 73-98. ISSN : 0309-1333. DOI : 10.1191/0309133306pp470ra.

WOOSTER, E. I. F., R. FLECK, F. TORPY, D. RAMP et P. J. IRGA (2022). « Urban green roofs promote metropolitan biodiversity : A comparative case study ». *Building and Environment* 207, p. 108458. ISSN : 0360-1323. DOI : 10.1016/j.buildenv.2021.108458.

WRATTEN, S., M. GILLESPIE, A. DECOURTYE, E. MADER et N. DESNEUX (2012). « Pollinator habitat enhancement : Benefits to other ecosystem services ». DOI : 10.1016/J.AGEE.2012.06.020.

XIAO, Y., X. LI, Y. CAO et M. DONG (2016). « The diverse effects of habitat fragmentation on plant–pollinator interactions ». *Plant Ecology* 217.7, p. 857-868. ISSN : 1573-5052. DOI : 10.1007/s11258-016-0608-7.

YOUNG, J.-G., F. S. VALDOVINOS et M. E. J. NEWMAN (2021). « Reconstruction of plant–pollinator networks from observational data ». *Nature Communications* 12.1. Number : 1 Publisher : Nature Publishing Group, p. 3911. ISSN : 2041-1723. DOI : 10.1038/s41467-021-24149-x.

ZAJDEL, B., M. BORAŃSKI, K. KUCHARSKA, A. JOJCZYK et K. BRZEZIŃSKA (2019). « Bumblebee Communities (Apidae, Bombini) in Urban Parks in Relation to Park Area and Other Characteristics ». *Polish Journal of Ecology* 67.1, p. 84-93. ISSN : 1505-2249, 2450-1395. DOI : 10.3161/15052249PJE2019.67.1.007.

ZANINOTTO, V., A. PERRARD, O. BABIAR, A. HANSART, C. HIGNARD et I. DAJOZ (2021). « Seasonal Variations of Pollinator Assemblages among Urban and Rural Habitats : A Comparative Approach Using a Standardized Plant Community ». *Insects* 12.3. Number : 3 Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute, p. 199. ISSN : 2075-4450. DOI : 10.3390/insects12030199.

A Annexes

A.1 Accès aux données et aux analyses

Les données et les analyses sont disponibles sur GitHub via ce lien : GitHub - Mémoire Jeanne David. Les observations ont été encodées sur Observations.be.

A.2 Sites et parcelles

A.2.1 Plan GPEX

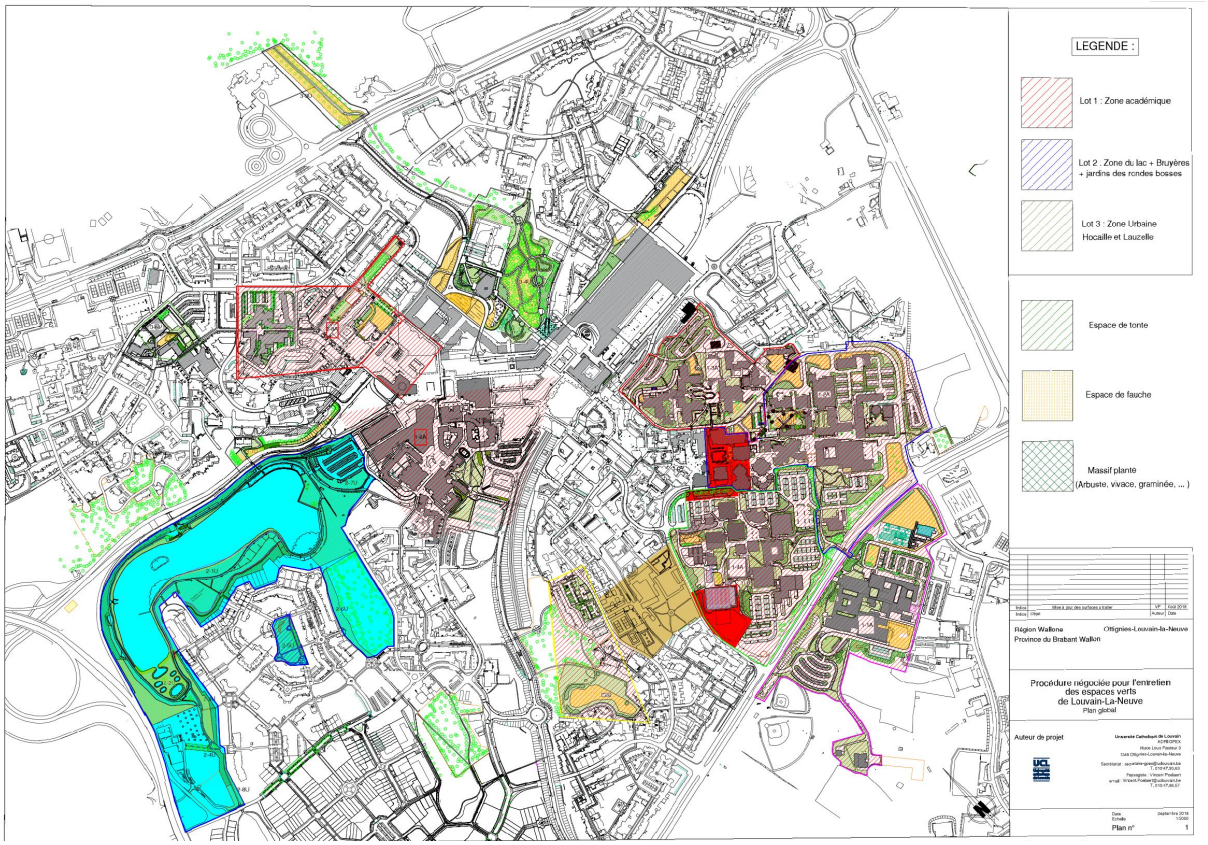


FIGURE A.1 – Plan d'entretien 2019-2021 fourni par le GPEX - base pour la sélection des sites

A.2.2 Liste des parcelles

TABLEAU A.1 – Liste des quadrats et parcelles échantillonnés et du type de gestion les concernant. **nQ** : Nombre de quadrats par parcelle. **Gestion_2** : biclassification du type de gestion (Tonte ou Fauche). **Gestion_4** : quadriclassification du type de gestion (Tonte, Graminées, Fleuri ou Semé) ; la pentaclassification étant attribuée dépendamment de la période, elle n'est donc pas reprise dans cette liste.

Nom	nQ	Gestion_2	Gestion_4	Quartier	Aire_m²
Anneau CN	3	Fauche	Fleuri	Centre	2361
Aula	1	Tonte	Tonte	Bruyeres	11943
Av GL	1	Tonte	Tonte	Biereau	478
Av GL	1	Fauche	Fleuri	Biereau	453
Av ThSch	1	Fauche	Fleuri	Biereau	1326
Blancs Chevaux	1	Tonte	Tonte	Hocaille	2622
Blocry	1	Tonte	Tonte	Hocaille	1359
Blvd Nord	1	Fauche	Fleuri	Lauzelle	1073
Bois Palette	1	Tonte	Tonte	Bruyeres	2239
BST	1	Tonte	Tonte	Biereau	140
BST	3	Fauche	Fleuri	Biereau	392
Carnoy	1	Tonte	Tonte	Biereau	536
Carnoy	3	Fauche	Fleuri	Biereau	1050
CAV	2	Fauche	Semé	Hocaille	1119
CEI	1	Tonte	Tonte	Parc sc	1142
CEI	3	Fauche	Graminées	Parc sc	1116
Creche	3	Fauche	Fleuri	Biereau	1748
Curie	1	Tonte	Tonte	Biereau	217
Cyclotron	1	Tonte	Tonte	Parc sc	4280
Cyclotron	1	Fauche	Semé	Parc sc	1320
Esplanade	1	Fauche	Fleuri	Lauzelle	320
Gare bus	1	Tonte	Tonte	Centre	1859
Hemptinne	1	Tonte	Tonte	Parc sc	687
Hemptinne	3	Fauche	Fleuri	Parc sc	2445
Herge	1	Tonte	Tonte	Lauzelle	531
Kellner	1	Tonte	Tonte	Biereau	841
Kellner	3	Fauche	Semé	Biereau	382
Lac	1	Tonte	Tonte	Bruyeres	12255
Lac	1	Fauche	Graminées	Bruyeres	1518
Lauzelle	1	Fauche	Graminées	Lauzelle	3634
Lavoisier	1	Tonte	Tonte	Biereau	659

TABLEAU A.1 - Suite de la page précédente

Nom	nQ	Gestion_2	Gestion_4	Quartier	Aire_m²
Lavoisier	1	Fauche	Fleuri	Biereau	51
Maxwell	1	Tonte	Tonte	Biereau	470
Mendel	1	Tonte	Tonte	Biereau	902
Mercator	1	Tonte	Tonte	Biereau	355
Parc Lapins	1	Fauche	Graminées	Biereau	1970
Parc Lapins	1	Tonte	Tonte	Biereau	7570
Reaumur	1	Tonte	Tonte	Biereau	391
Reaumur	2	Fauche	Semé	Biereau	959
Redime	3	Fauche	Semé	Biereau	241
Rondes Bosses	1	Tonte	Tonte	Bruyeres	2828
Sc	1	Fauche	Fleuri	Biereau	357
Serres	3	Fauche	Semé	Biereau	589
Source	1	Tonte	Tonte	Lauzelle	4220
Stevin	1	Tonte	Tonte	Biereau	532
Vinci	1	Tonte	Tonte	Biereau	1915

A.3 Unités florales

TABLEAU A.2 – Correspondance pour chaque espèce de plantes pour une unité florale échantillonnée

Espèces de plantes	Équivalent d'une unité florale
Achillea millefolium	1 tige portant l'ensemble des capitules
Bellis perennis	1 tige portant 1 capitule
Betonica officinalis	1 tige portant une inflorescence en glomérules
Campanula rapunculus	1 fleur
Centaurea jacea	1 capitule
Centaurium erythraea	Groupe de 2 à 5 fleurs
Cerastium fontanum	1 tige portant une inflorescence en cyme
Cichorium intybus	1 capitule
Cirsium arvense	1 capitule
Cirsium vulgare	1 capitule
Crepis capillaris	1 capitule
Daucus carota	1 ombelle composée
Galium mollugo	1 tige portant quelques inflorescences
Geranium dissectum	1 fleur
Geranium molle	1 fleur

TABLEAU A.2 - Suite de la page précédente

Espèces de plantes	Équivalent d'une unité florale
Geranium pratense	1 fleur
Helianthus annuus	1 capitule
Heracleum sphondylium	1 ombelle composée
Hypericum perforatum	Groupe de 2 à 5 fleurs
Hypochaeris radicata	1 capitule
Jacobaea vulgaris	1 corymbe ombelliforme
Knautia arvensis	1 pédoncule portant 1 capitule
Lapsana communis	1 capitule
Lathyrus latifolius	1 fleur
Leucanthemum vulgare	1 capitule
Lotus corniculatus	Groupe de 2 à 5 fleurs
Malva alcea/moschata	1 fleur
Matricaria chamomilla - *Tripleurospermum maritimum*	1 capitule
Medicago lupulina	1 grappe
Medicago sativa	1 grappe
Origanum vulgare	1 épi rapproché en ombelle
Picris hieracioides	1 capitule
Plantago lanceolata	1 épi
Prunella vulgaris	1 épi
Ranunculus acris	1 fleur
Ranunculus repens	1 fleur
Rhinanthus angustifolius	1 fleur
Rhinanthus minor	1 fleur
Silene latifolia	1 fleur
Tanacetum vulgare	1 corymbe composé
Torilis japonica	1 ombelle composée
Trifolium campestre	1 inflorescence en tête globuleuse
Trifolium dubium	1 pédoncule portant une inflorescence
Trifolium pratense	1 inflorescence en tête globuleuse
Trifolium repens	1 pédoncule portant une inflorescence globuleuse
Veronica arvensis	1 fleur
Veronica persica	1 fleur
Veronica serpyllifolia	1 fleur
Vicia sativa	1 fleur
Vicia tetrasperma	1 fleur

A.4 Courbes d'accumulation

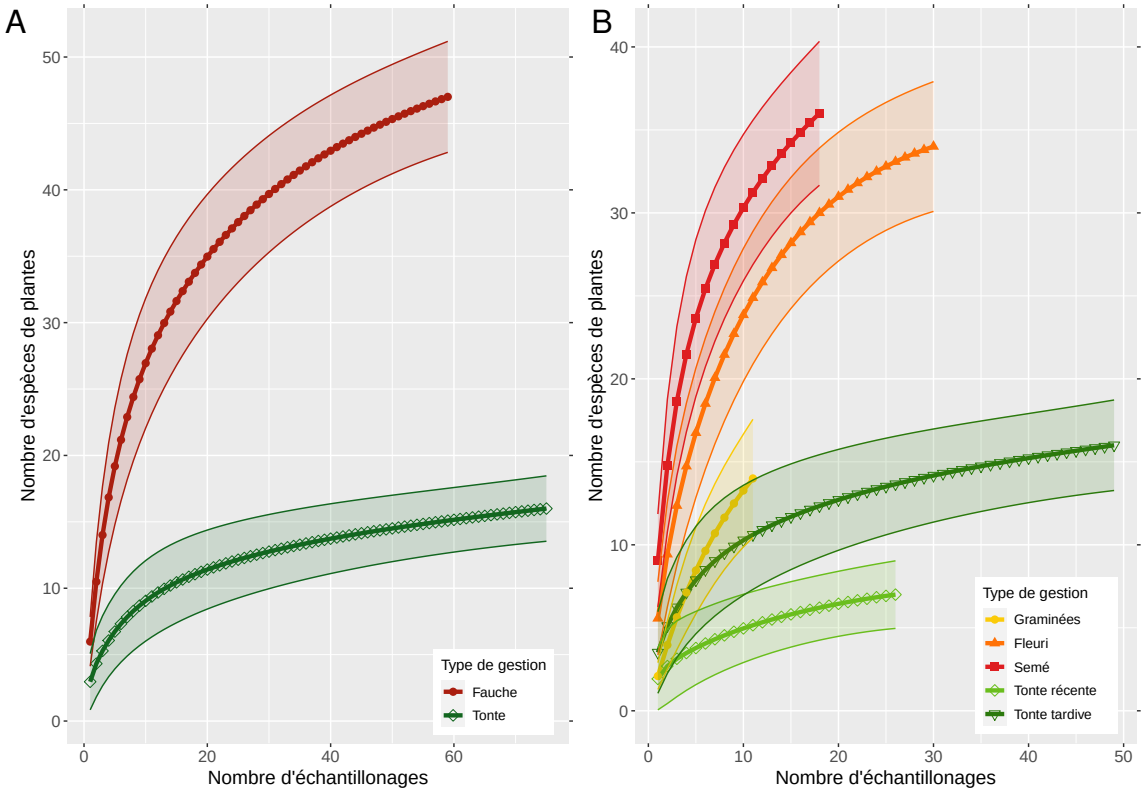


FIGURE A.2 – Courbes d'accumulation des espèces de plantes

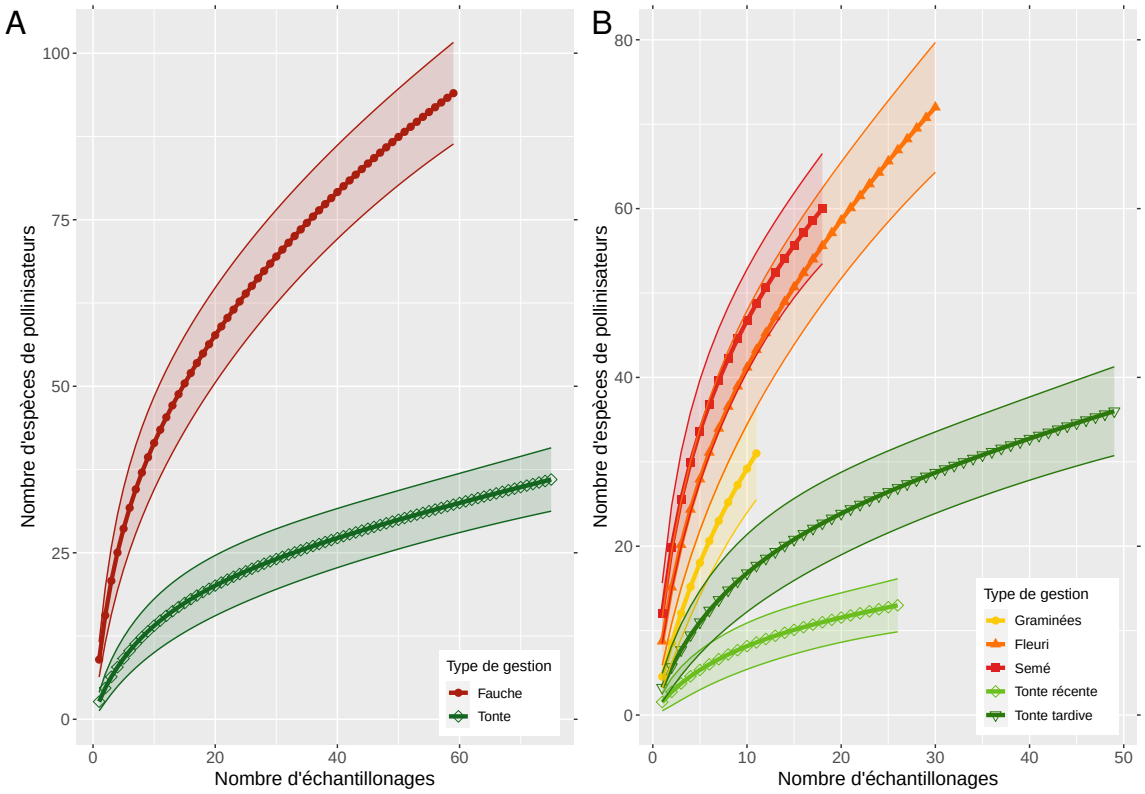


FIGURE A.3 – Courbes d'accumulation des espèces (et taxa) de pollinisateurs

A.5 Statistiques descriptives

A.5.1 Période

TABLEAU A.3 – Statistiques descriptives par groupes - Période

Richesse spécifique de la flore

	N	Moyenne	Médiane	Ecart-type	Variance	Min	Max
Juin	46	4.782609	4	3.450688	11.907246	0	17
Mi-juillet	46	4.108696	3	3.121455	9.743478	0	13
Fin juillet	42	3.952381	3	2.819379	7.948897	0	13

Abondance de la flore

	N	Moyenne	Médiane	Ecart-type	Variance	Min	Max
Juin	46	119.36957	86.0	111.70484	12477.971	0	451
Mi-juillet	46	67.41304	37.5	73.57553	5413.359	0	299
Fin juillet	42	53.88095	37.0	53.42248	2853.961	0	239

Richesse spécifique de la faune pollinisatrice

	N	Moyenne	Médiane	Ecart-type	Variance	Min	Max
Juin	46	6.217391	5.5	4.939244	24.39614	0	21
Mi-juillet	46	5.413043	4.0	5.144905	26.47005	0	19
Fin juillet	42	4.595238	3.0	3.876505	15.02729	0	16

Abondance de la faune pollinisatrice

	N	Moyenne	Médiane	Ecart-type	Variance	Min	Max
Juin	46	13.391304	10.5	11.73689	137.7546	0	41
Mi-juillet	46	14.478261	8.0	17.16552	294.6551	0	61
Fin juillet	42	9.785714	4.0	10.66916	113.8310	0	42

A.5.2 Gestion en pentaclassification

TABLEAU A.5 – Statistiques descriptives par groupes - G5

Richesse spécifique de la flore

	N	Moyenne	Médiane	Ecart-type	Variance	Min	Max
Graminées	11	2.090909	2	2.0225996	4.0909091	0	5
Fleuri	30	5.566667	5	2.9674479	8.8057471	1	13
Semé	18	9.055556	9	3.6213781	13.1143791	3	17
Tonte récente	26	1.923077	2	0.9347974	0.8738462	0	4
Tonte tardive	49	3.510204	3	1.3711681	1.8801020	1	6

Abondance de la flore

	N	Moyenne	Médiane	Ecart-type	Variance	Min	Max
Graminées	11	18.72727	15.0	18.81006	353.8182	0	52
Fleuri	30	101.96667	49.0	114.09297	13017.2057	3	439
Semé	18	131.11111	110.5	81.39438	6625.0458	11	299
Tonte récente	26	30.34615	21.5	27.44586	753.2754	0	90
Tonte tardive	49	90.63265	65.0	84.70874	7175.5706	7	451

Richesse spécifique de la faune pollinisatrice

	N	Moyenne	Médiane	Ecart-type	Variance	Min	Max
Graminées	11	4.545454	4.0	4.321195	18.672727	0	12
Fleuri	30	8.733333	8.5	4.143406	17.167816	0	17
Semé	18	12.055556	12.0	4.165294	17.349673	4	21
Tonte récente	26	1.538461	1.0	1.272188	1.618461	0	5
Tonte tardive	49	3.244898	3.0	1.984635	3.938776	0	9

Abondance de la faune pollinisatrice

	N	Moyenne	Médiane	Ecart-type	Variance	Min	Max
Graminées	11	9.454546	4	12.532866	157.072727	0	42
Fleuri	27	18.481482	19	11.839862	140.182336	0	43
Semé	21	31.952381	30	15.024900	225.747619	4	61
Tonte récente	26	2.038461	1	1.865063	3.478461	0	7
Tonte tardive	49	7.469388	6	6.010761	36.129252	0	26

A.6 Inventaires

A.6.1 Heure et météo

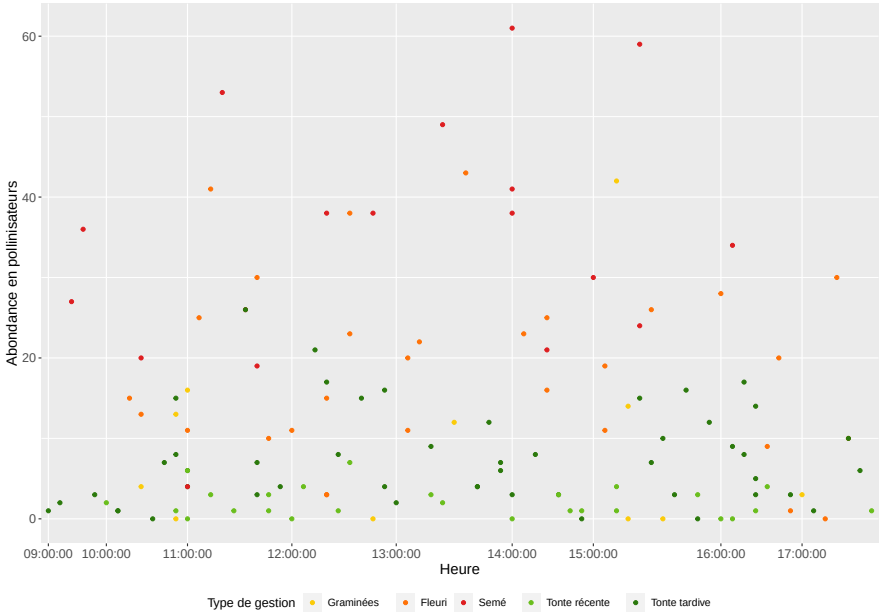


FIGURE A.5 – Abondance en pollinisateurs selon l'heure de début d'échantillonage

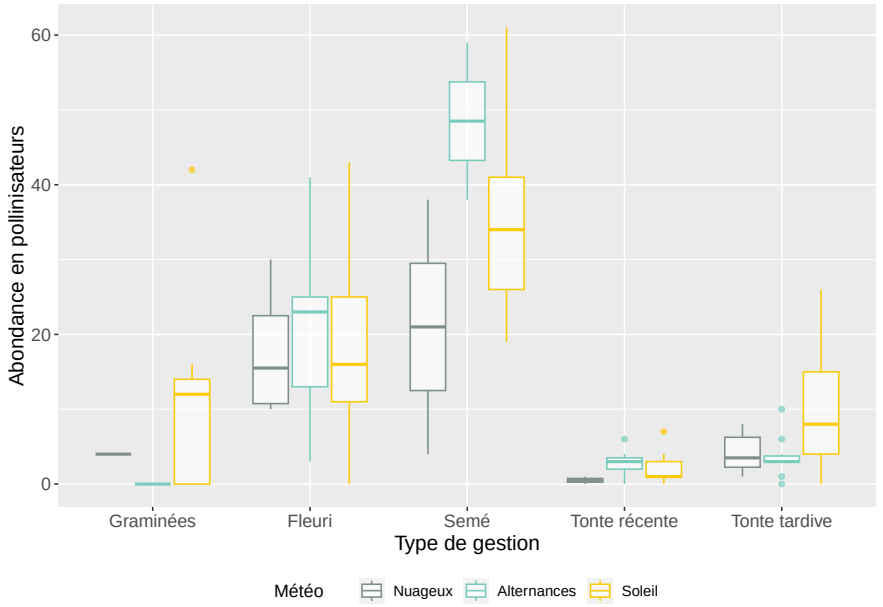


FIGURE A.6 – Abondance en pollinisateurs selon la météo

A.6.2 Analyses multivariées

a. ACP

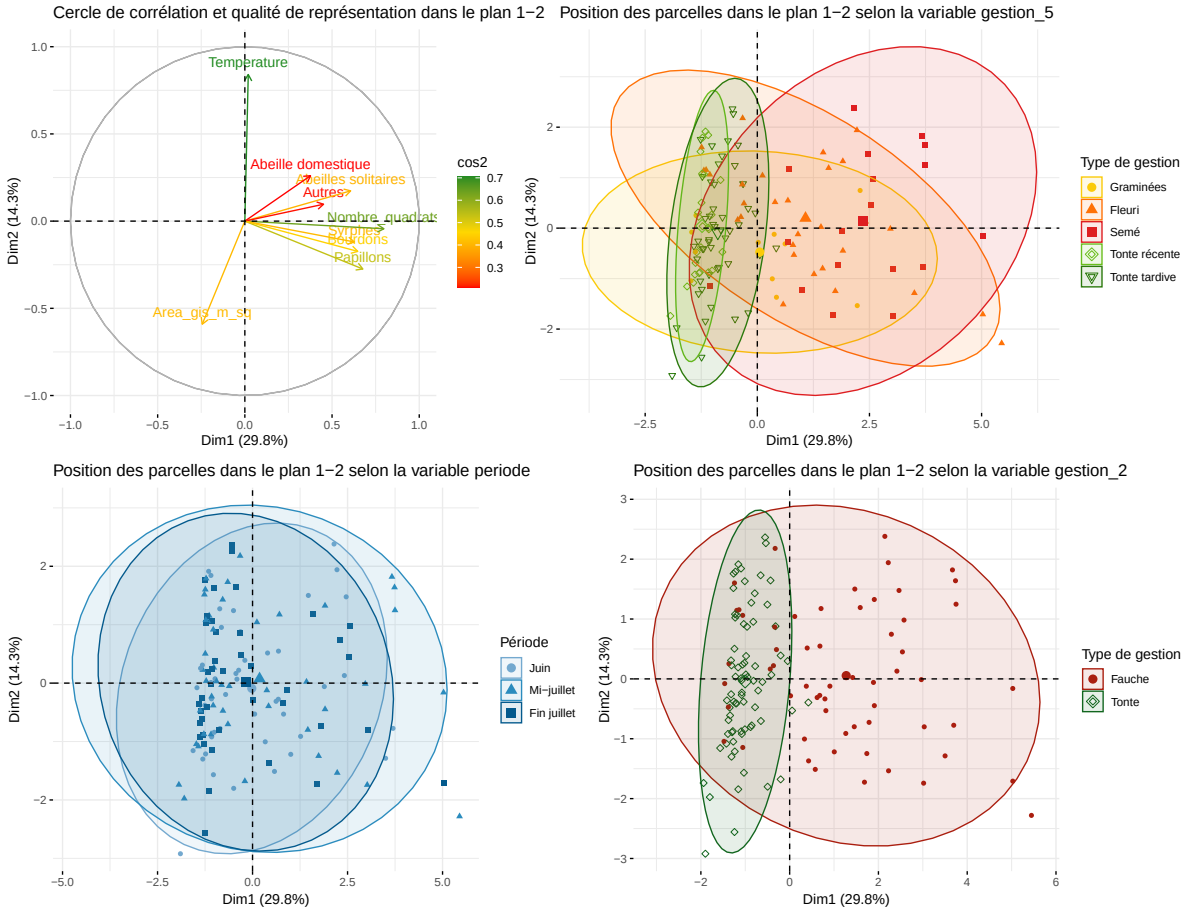


FIGURE A.7 – ACP pour les catégories de pollinisateurs - Partie 1/2

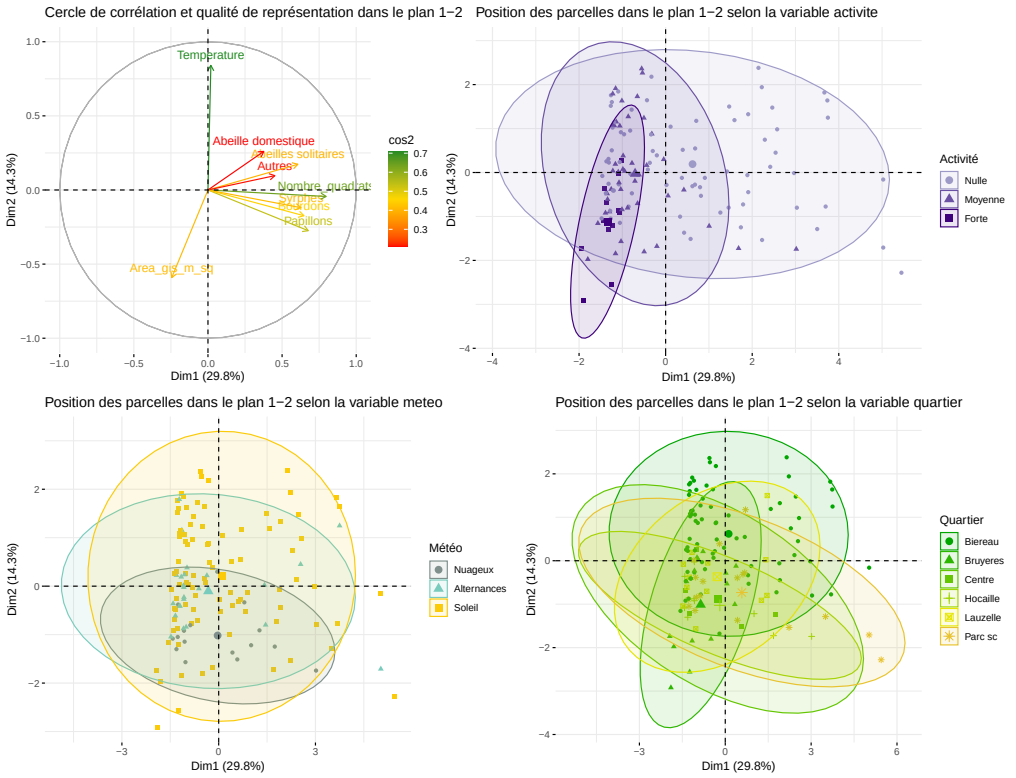


FIGURE A.8 – ACP pour les catégories de pollinisateurs - Partie 2/2

b. ACC

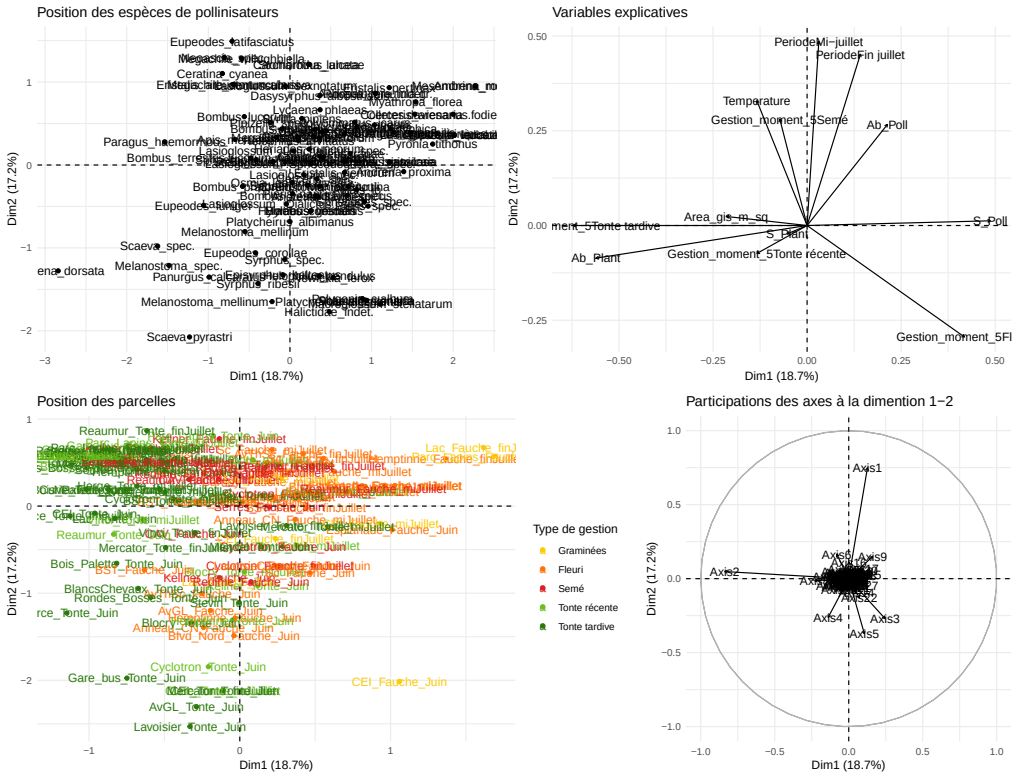


FIGURE A.9 – ACC pour les espèces de pollinisateurs

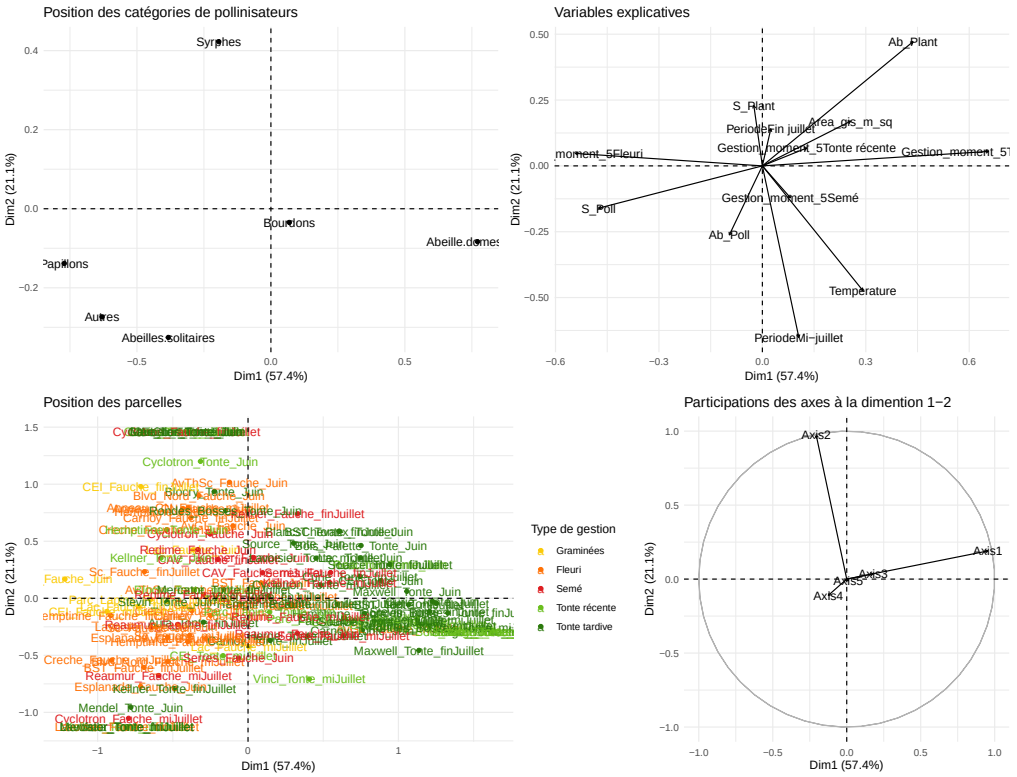


FIGURE A.10 – ACC pour les catégories de pollinisateurs

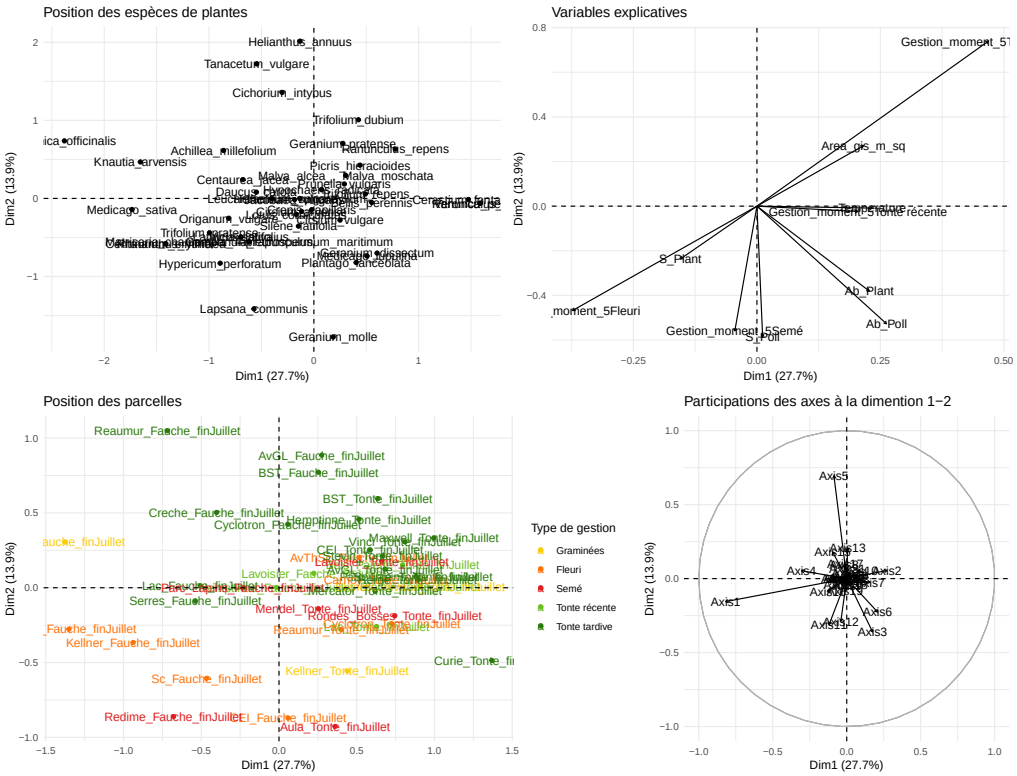


FIGURE A.11 – ACC pour les espèces de plantes pour la période de fin juillet, sur l'ensemble de la parcelle (indice de Braun-Blanquet)

A.7 Interactions plantes-pollinisateurs

A.7.1 Tests d'homogénéité des proportions

TABLEAU A.6 – Tests χ^2 - G2

Test d'homogénéité 1 : G2

		Fauche	Tonte	total	prop
Interactions	O	1321	429	1750	0,85
	E	1290,5	459,5		
Non interactions	O	204	114	318	0,15
	E	234,5	83,5		
total		1525	543	2068	

X^2	0,7209	2,0247
	3,9674	11,1424

X^2 global :	17,8555
ddl	1

p-val	0,000024	< 5% , RH_0

TABLEAU A.7 – Tests χ^2 - G5

Test d'homogénéité 2 : G5

		Graminées	Fleuri	Semé	Tonte récente	Tonte tardive	total	prop
Interactions	O	92	563	666	51	378	1750	0,85
	E	91,39	551,74	647,36	66,01	393,50		
Non interactions	O	16	89	99	27	87	318	0,15
	E	16,61	100,26	117,64	11,99	71,50		
total		108	652	765	78	465	2068	

X^2	0,0040	0,2298	0,5364	3,4114	0,6102
	0,0222	1,2644	2,9522	18,7736	3,3583

X^2 global :	31,1626
ddl	4

p-val	0,0000028	< 5% , RH_0

A.7.2 LMM3

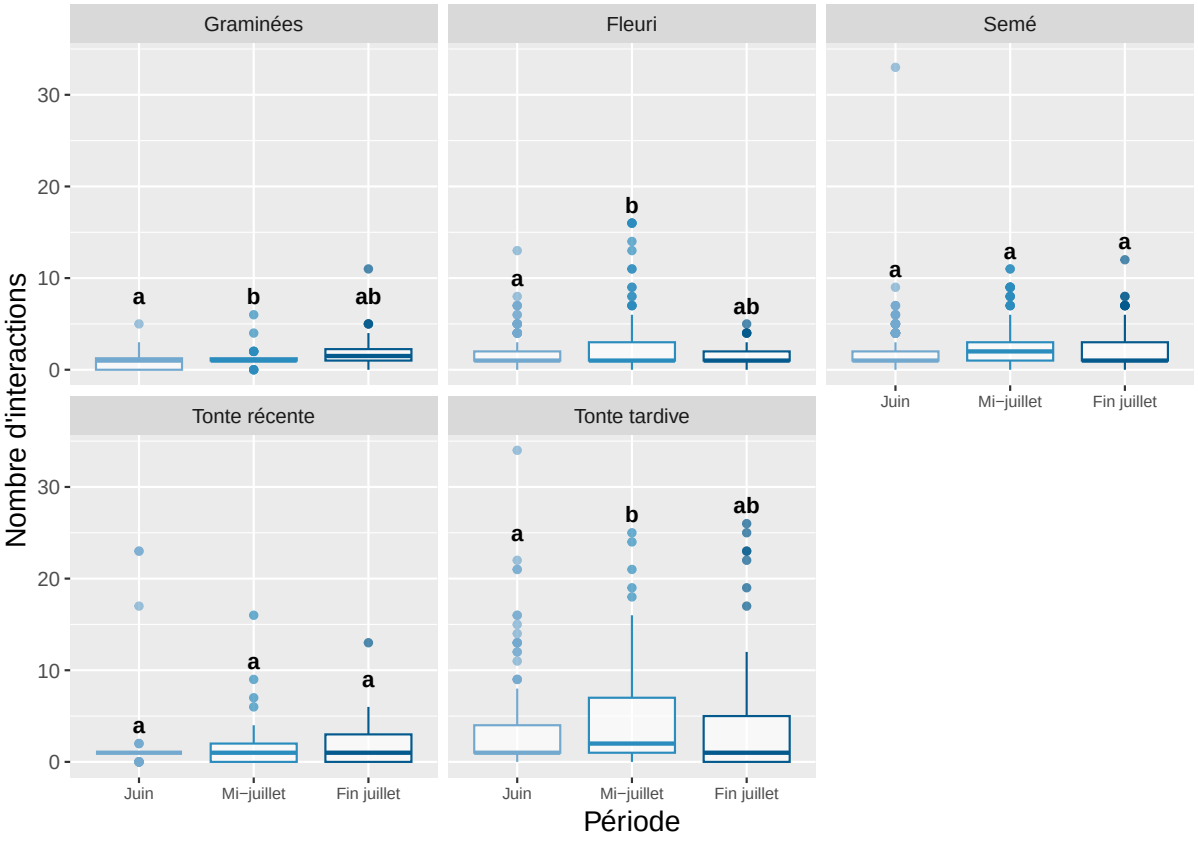


FIGURE A.12 – Nombre d'interactions selon la période et la gestion en pentaclassification (LMM3_Int)

A.7.3 LMM4

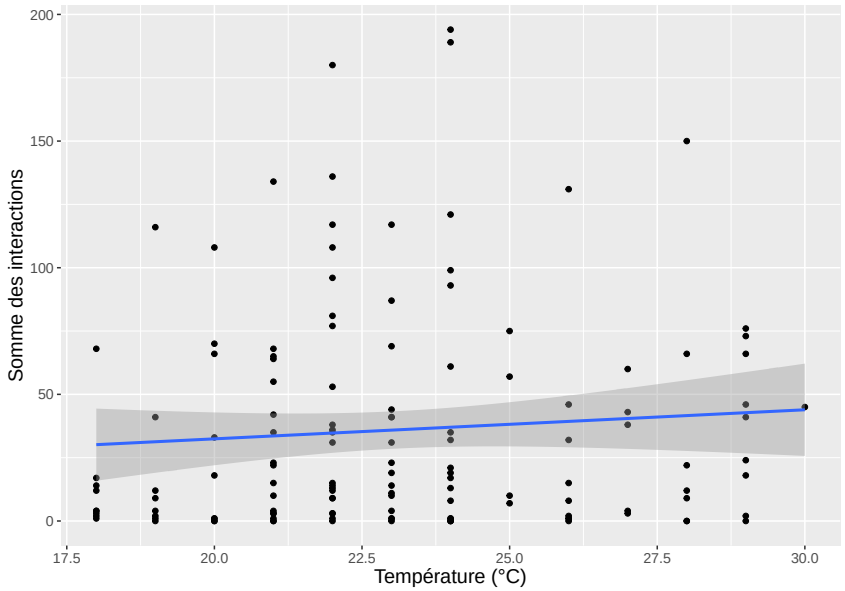


FIGURE A.13 – Somme des interactions selon la température (LMM4_Température)

A.7.4 Nombre d'unités florales et d'espèces végétales différentes visitées

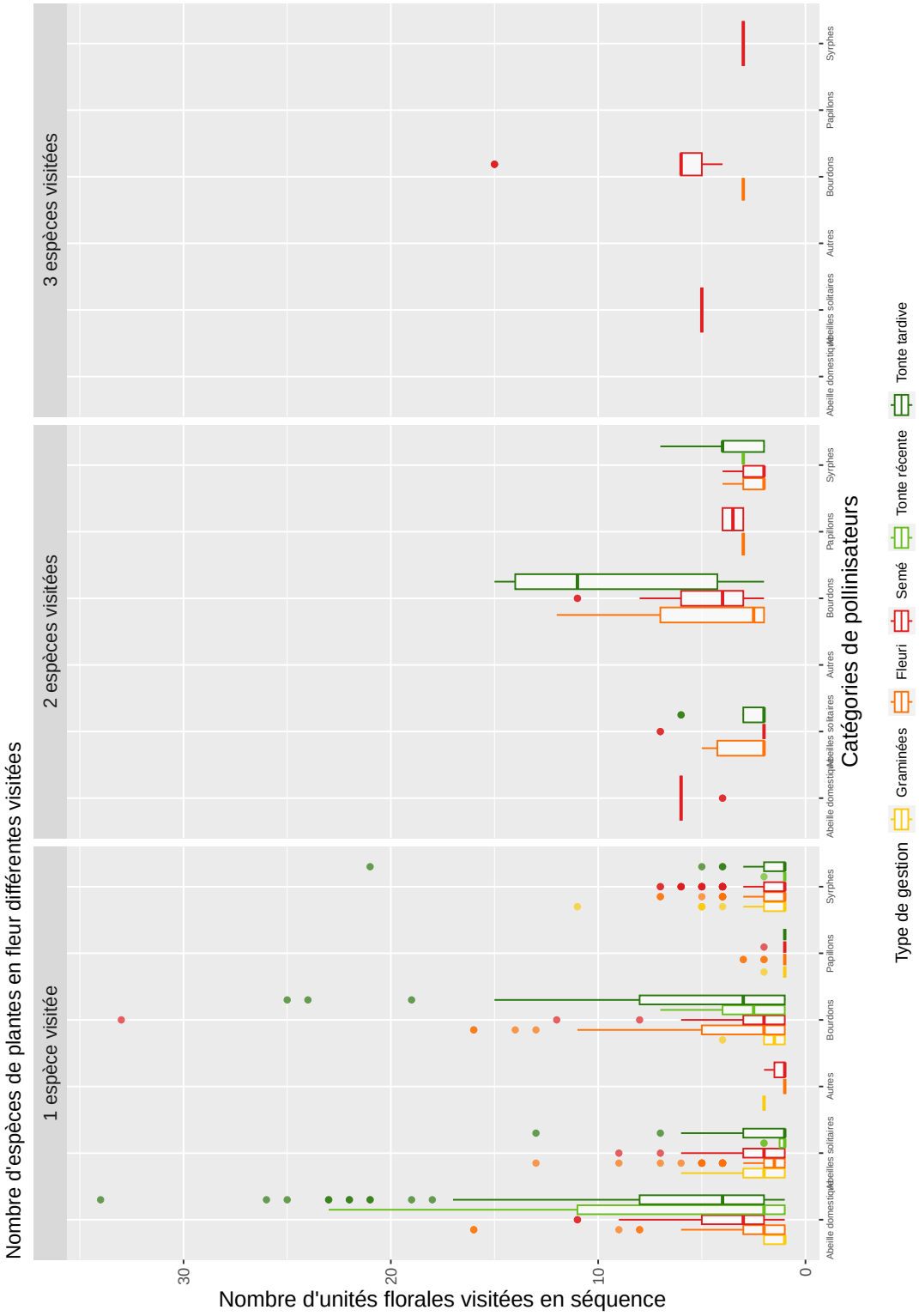


FIGURE A.14 – Nombre d'unités florales visitées en séquence selon le nombre d'espèces de plantes différentes visitées et la catégorie de pollinisateurs

A.8 Réseaux plantes-pollinisateurs

A.8.1 Totalité des indices calculés pour les réseaux plantes-pollinisateurs

Pour rappel, HL et LL indiquent respectivement des indices pour le niveau des pollinisateurs et pour le niveau des plantes. Pour de plus amples informations : voir section 1.5.1 p.13 et section 2.5.2, p.25.

TABLEAU A.8 – Indices des réseaux selon la période

Indices	Juin	Mi-juillet	Fin juillet
connectance	0,135	0,130	0,106
web asymmetry	0,381	0,392	0,385
weighted nestedness	0,520	0,580	0,534
linkage density	4,700	4,260	3,686
Fisher alpha	61,949	44,726	40,749
Shannon diversity	3,780	3,537	3,184
interaction evenness	0,517	0,492	0,444
H2	0,516	0,467	0,587
robustness.HL	0,786	0,789	0,747
robustness.LL	0,674	0,664	0,621
generality.HL	3,991	3,587	3,096
vulnerability.LL	5,410	4,933	4,276

TABLEAU A.9 – Indices des réseaux selon la gestion en biclassification

Indices	Fauche	Tonte
connectance	0,118	0,294
web asymmetry	0,459	0,650
weighted nestedness	0,459	0,650
linkage density	6,967	2,154
Fisher alpha	102,238	13,830
Shannon diversity	4,561	1,629
interaction evenness	0,571	0,299
H2	0,429	0,687
robustness.HL	0,806	0,865
robustness.LL	0,672	0,616
generality.HL	5,201	1,341
vulnerability.LL	8,733	2,967

TABLEAU A.10 – Indices des réseaux selon la gestion en pentaclassification

Indices	Graminées	Fleuri	Semé	Tonte récente	Tonte tardive
connectance	0,241	0,114	0,142	0,472	0,286
web asymmetry	0,636	0,447	0,425	0,600	0,650
weighted nestedness	0,401	0,559	0,641	0,352	0,452
linkage density	4,562	5,535	4,982	1,923	2,127
Fisher alpha	15,729	71,166	54,150	4,606	13,669
Shannon diversity	3,244	4,267	3,844	1,288	1,640
interaction evenness	0,638	0,571	0,535	0,359	0,301
H2	0,734	0,511	0,450	0,810	0,699
robustness.HL	0,857	0,789	0,790	0,754	0,873
robustness.LL	0,574	0,672	0,695	0,604	0,645
generality.HL	1,475	3,880	3,325	1,101	1,331
vulnerability.LL	7,650	7,191	6,639	2,745	2,923

A.8.2 Réseaux en grand format

Dans les pages suivantes, les réseaux présents en section 3.5 ainsi que les réseaux de gestion en biclassification sont repris en grand format.

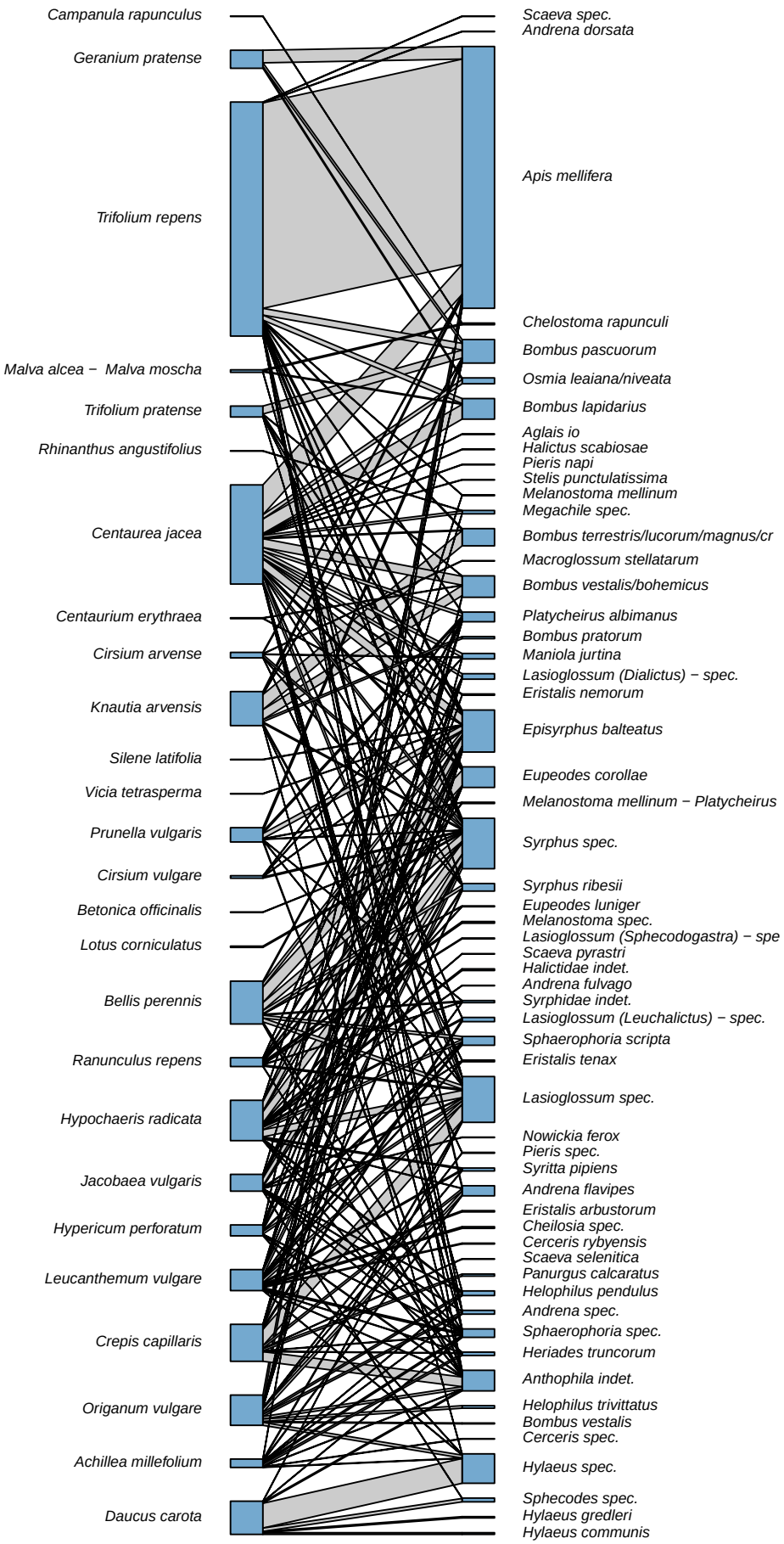


FIGURE A.15 – Réseaux période Juin

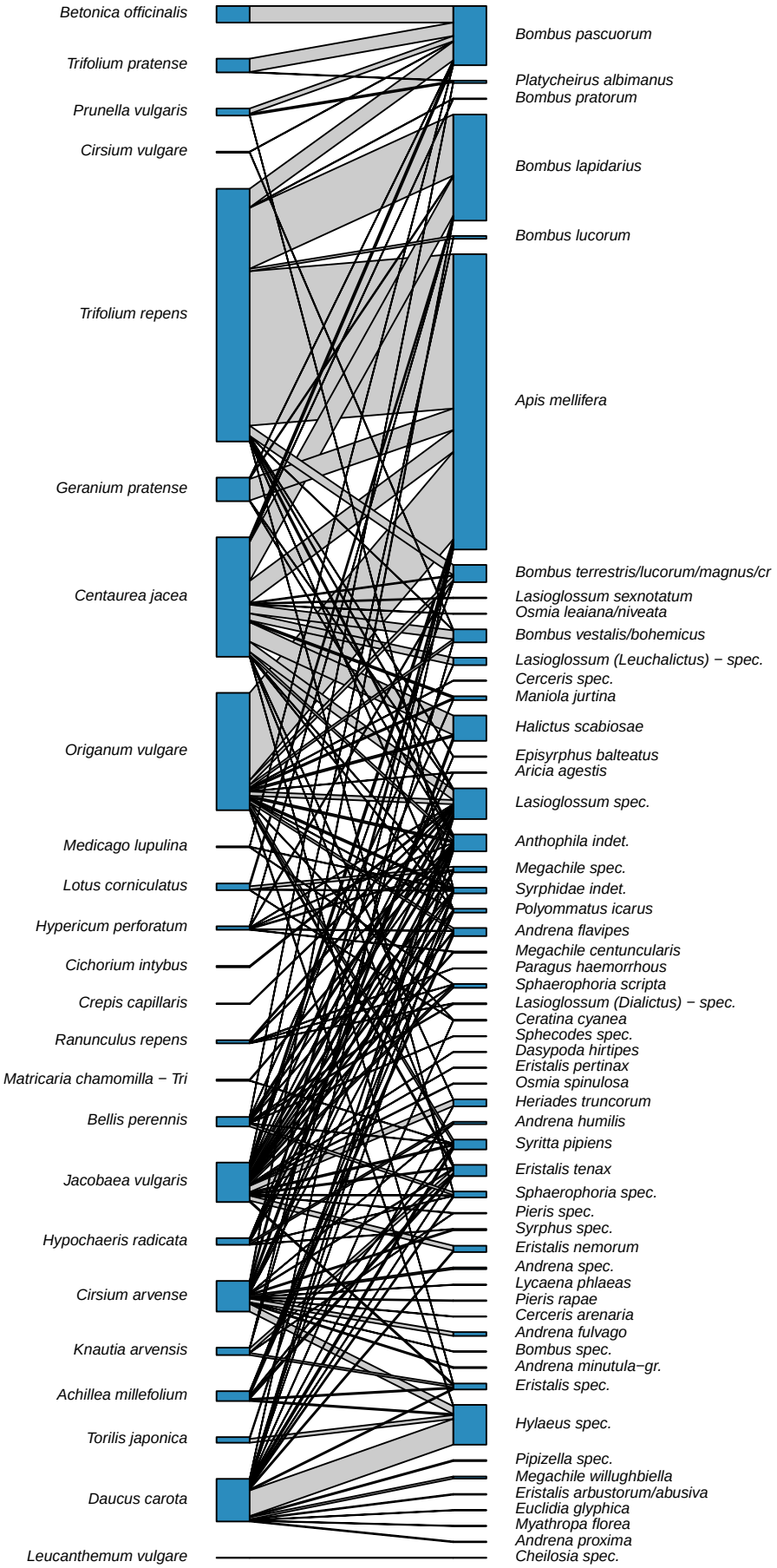


FIGURE A.16 – Réseaux période Mi-juillet

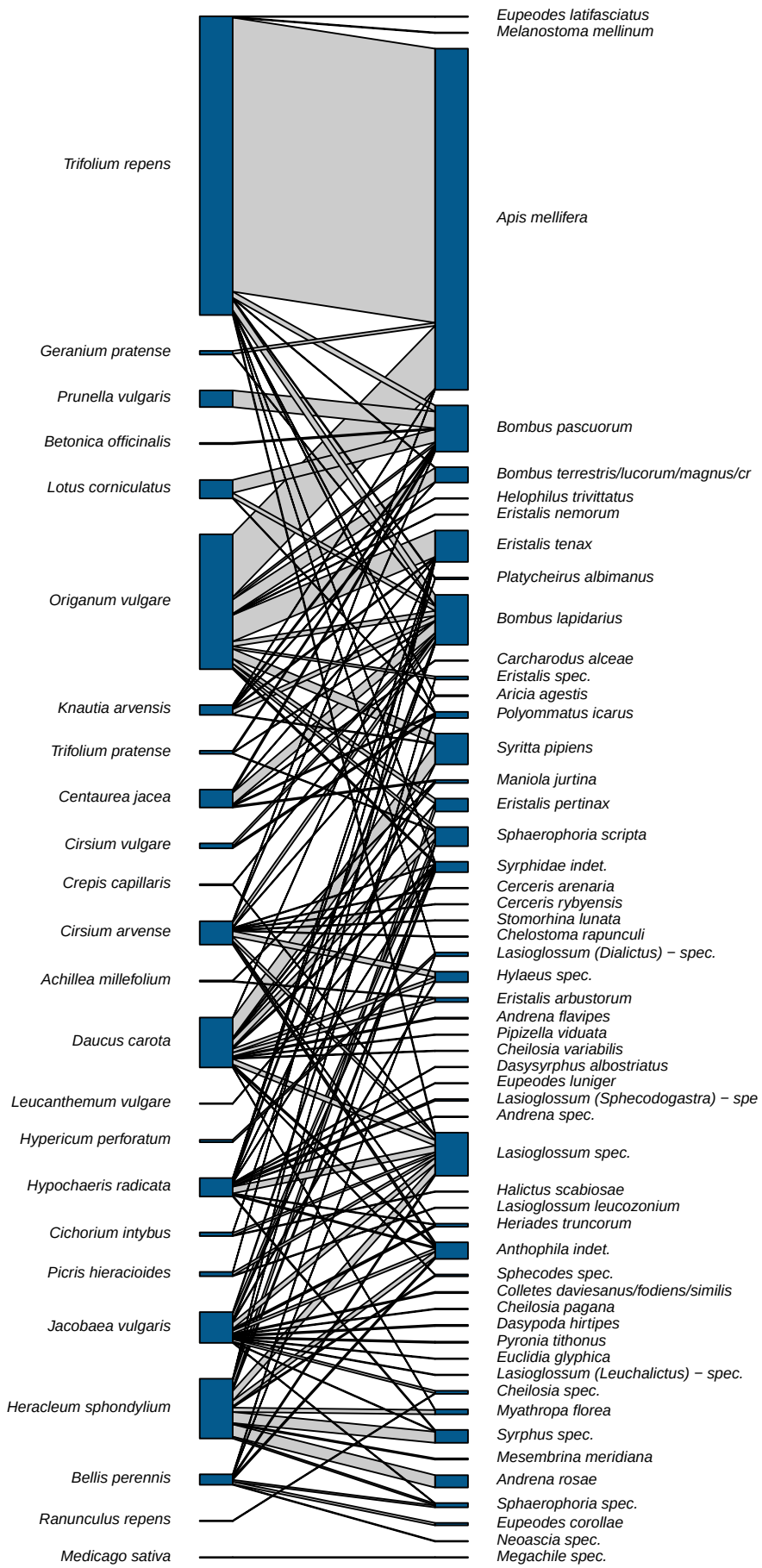


FIGURE A.17 – Réseaux période Fin juillet



FIGURE A.18 – Réseaux G2 Fauche

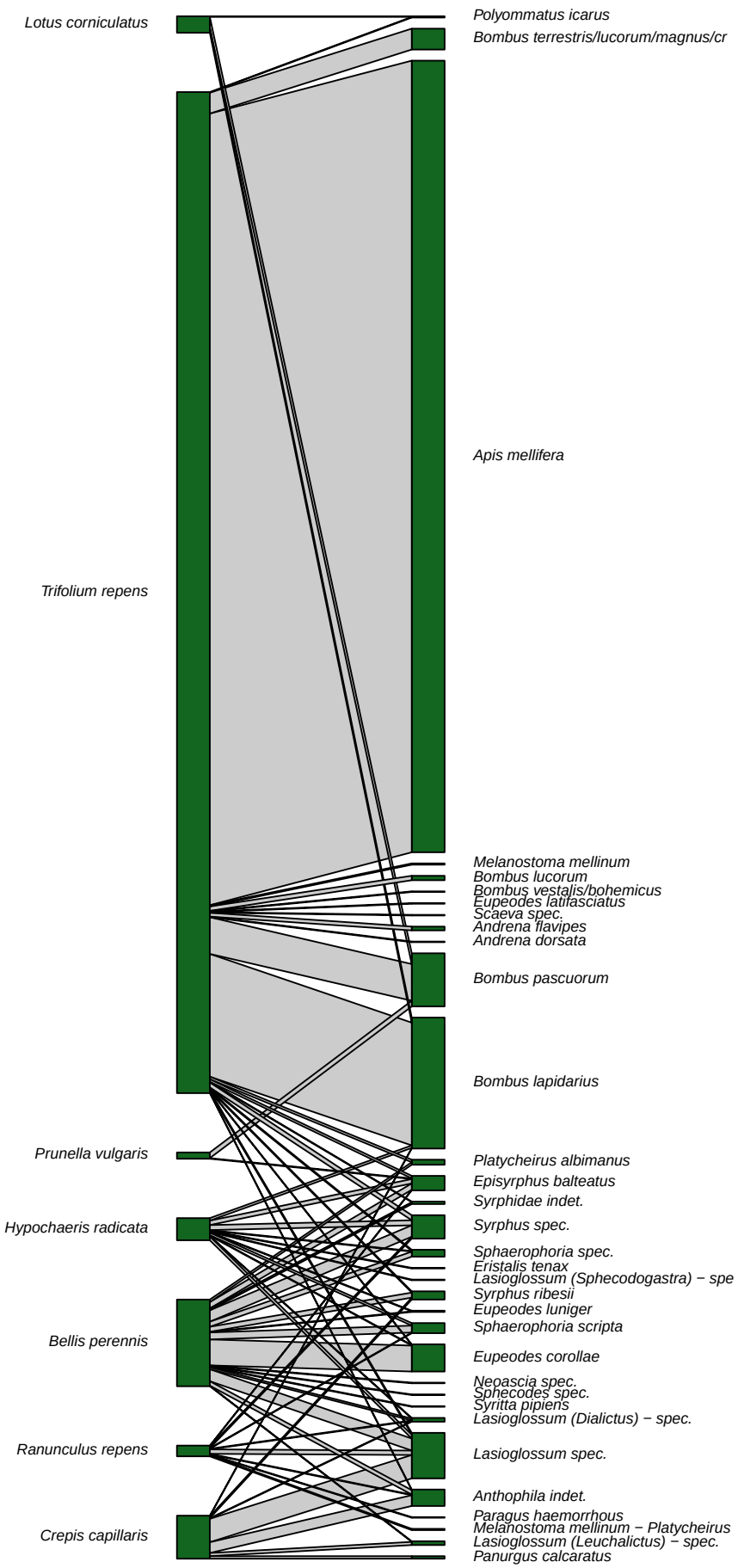


FIGURE A.19 – Réseaux G2 Tonte

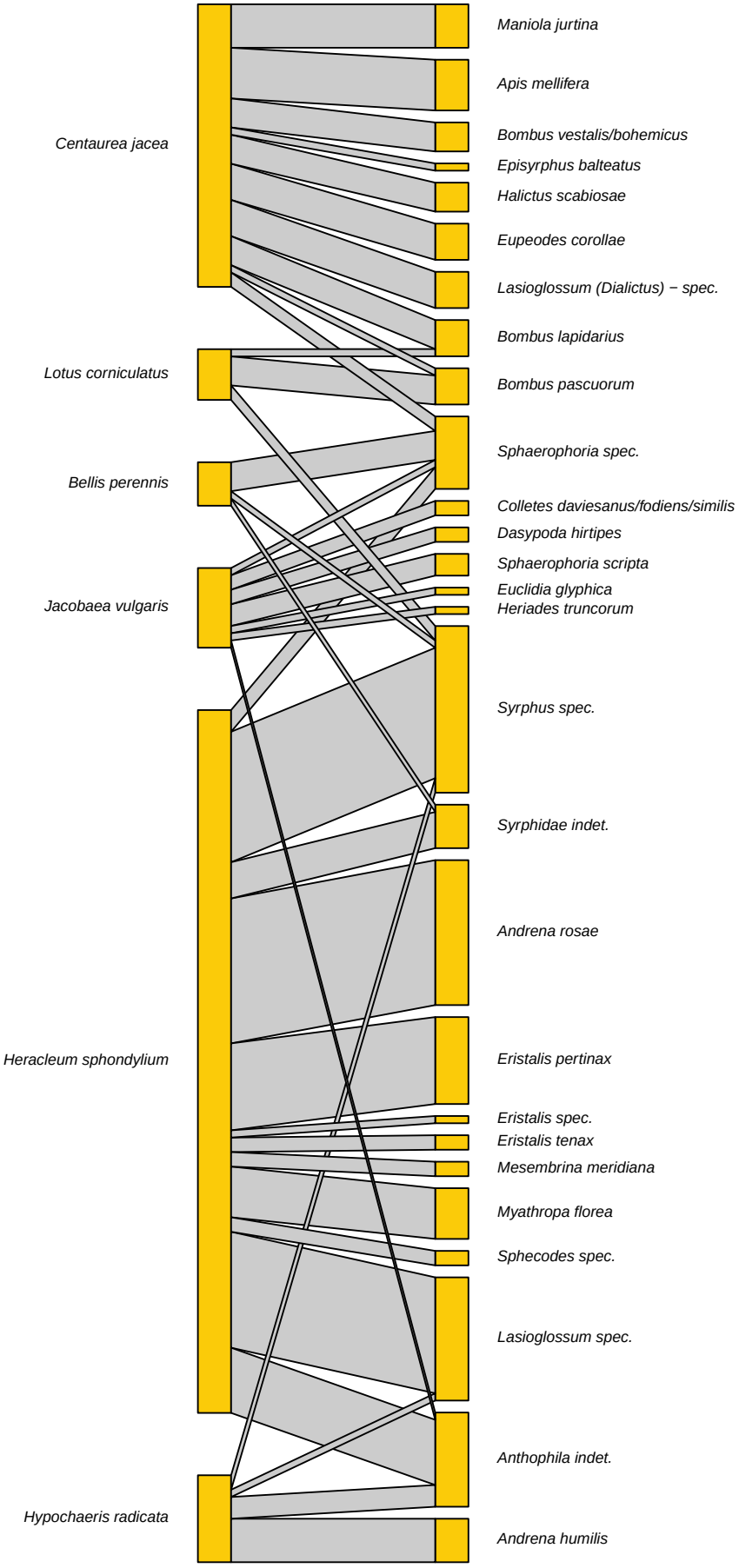


FIGURE A.20 – Réseaux G5 Graminées

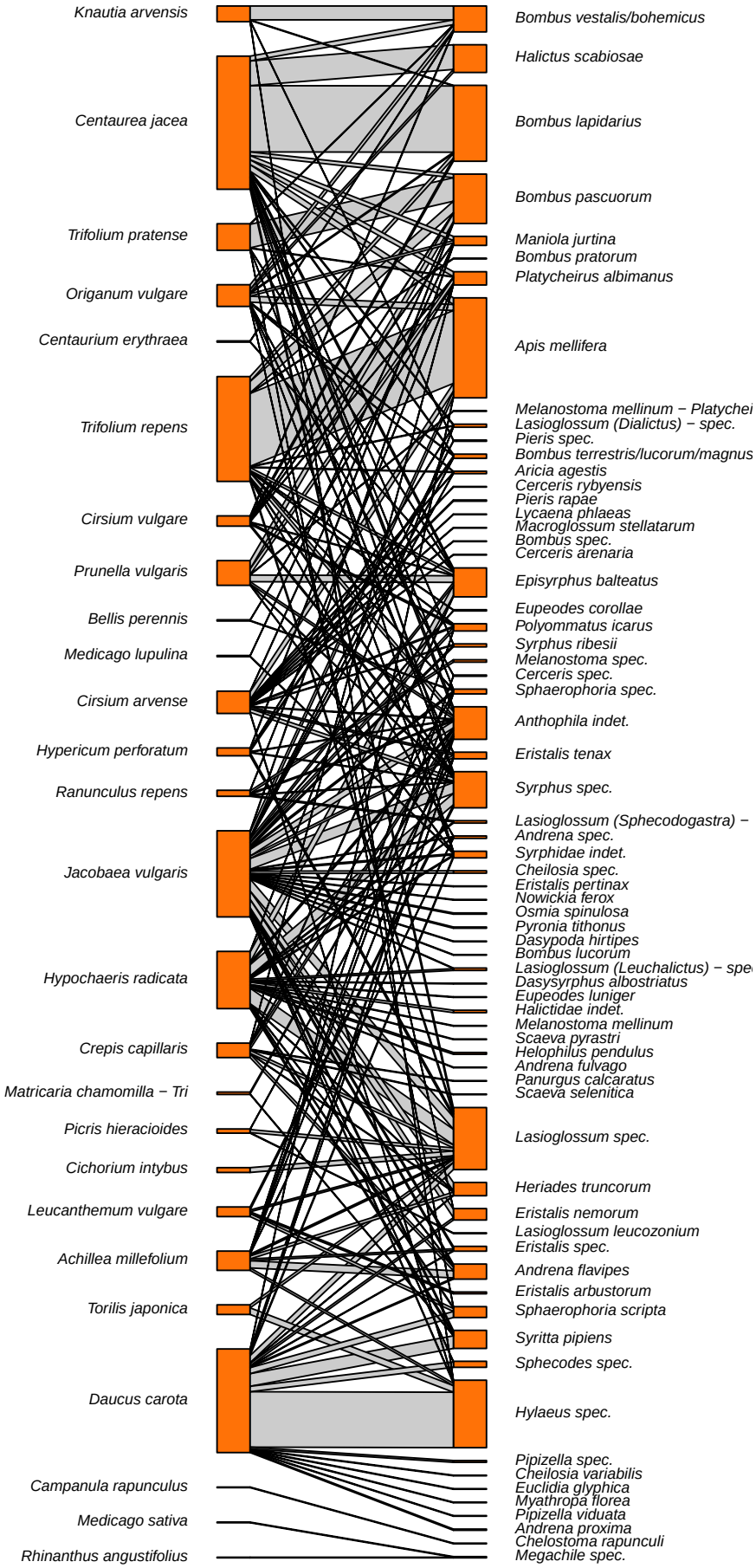


FIGURE A.21 – Réseaux G5 Fleuri

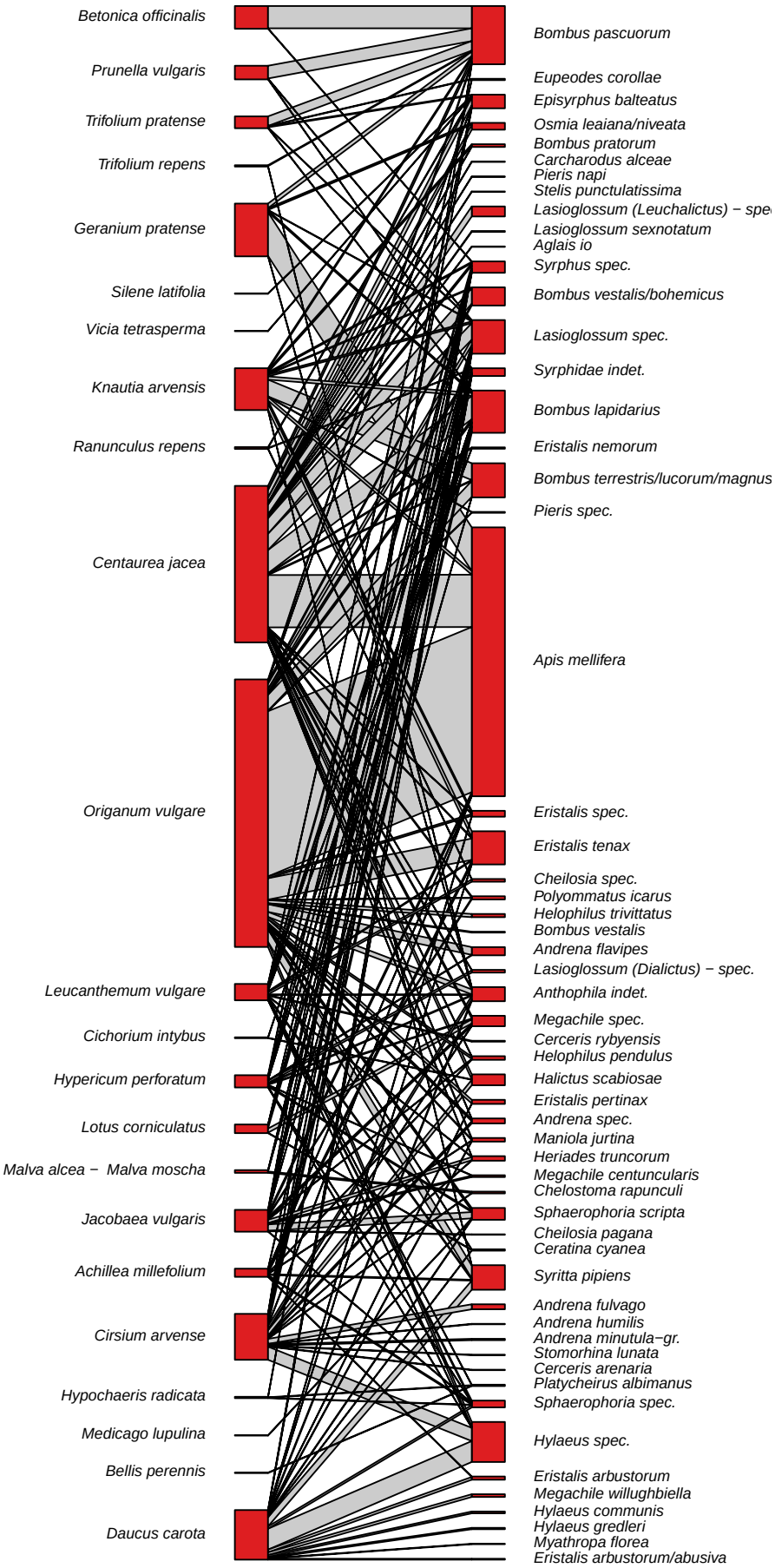


FIGURE A.22 – Réseaux G5 Semé

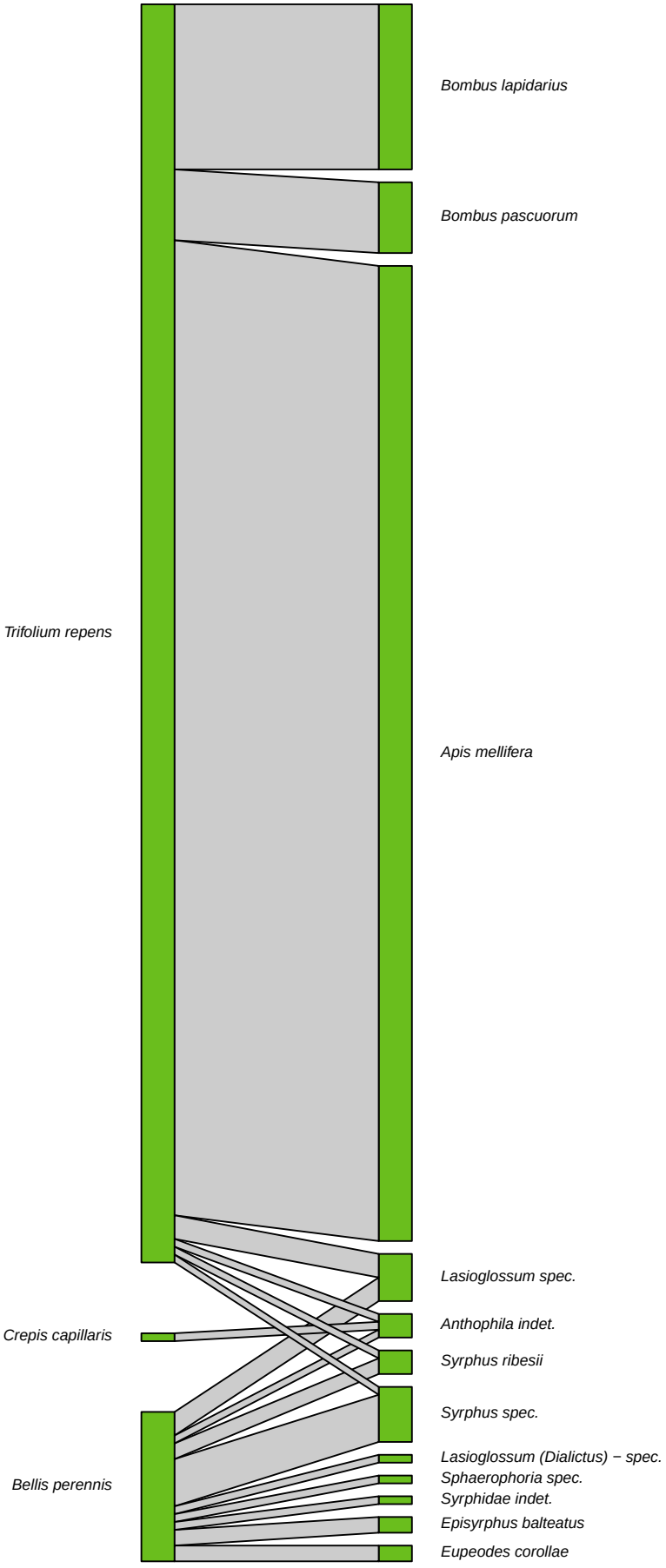


FIGURE A.23 – Réseaux G5 Tonte récente

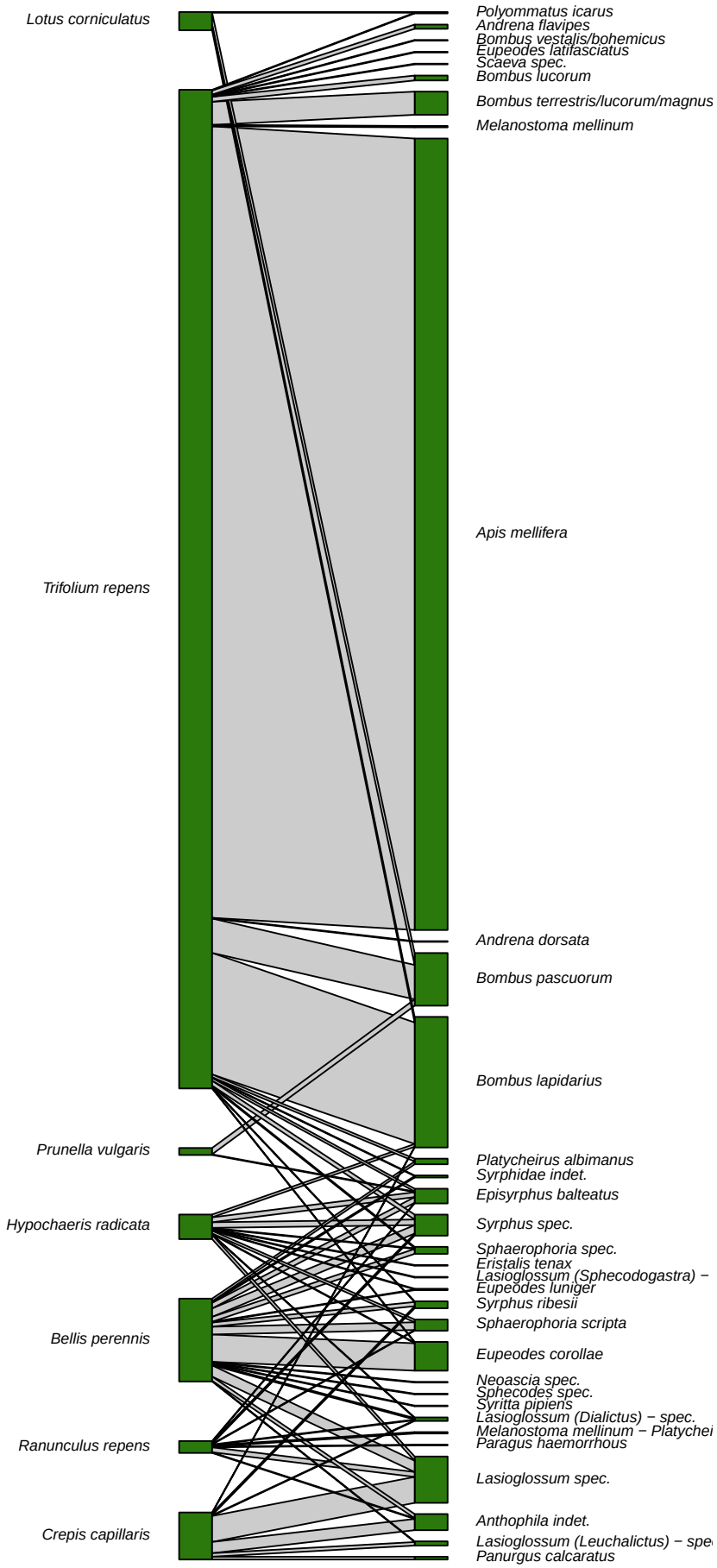


FIGURE A.24 – Réseaux G5 Tonte tardive

A.8.3 Pour chaque parcelle par période

Dans cette section, sont repris pour chaque parcelle lors de chaque période les réseaux plantes-pollinisateurs (les quadrats ayant été regroupés dans le cas où plusieurs ont été échantillonnés pour une parcelle).

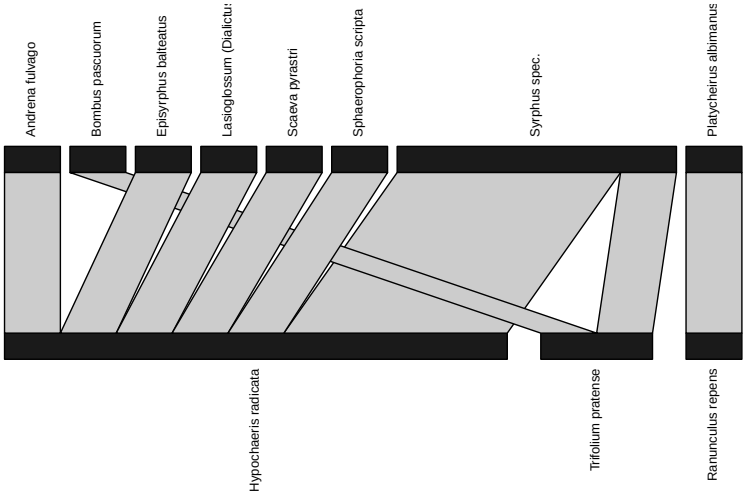


FIGURE A.25 – Anneau CN Fauche juin

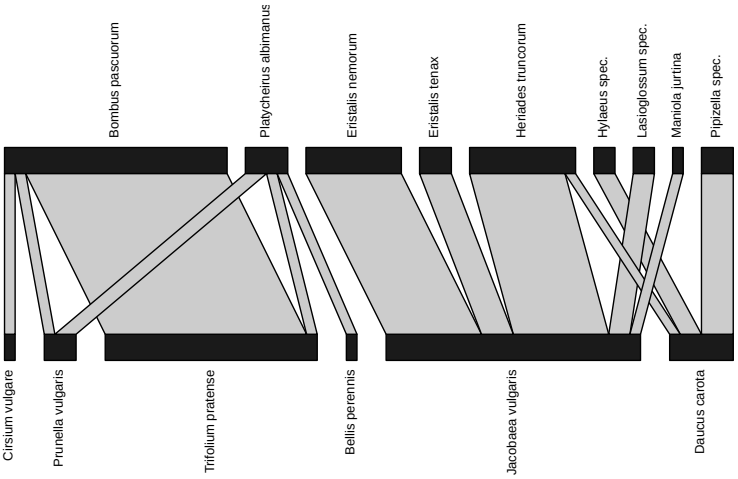


FIGURE A.26 – Anneau CN Fauche mi-juillet

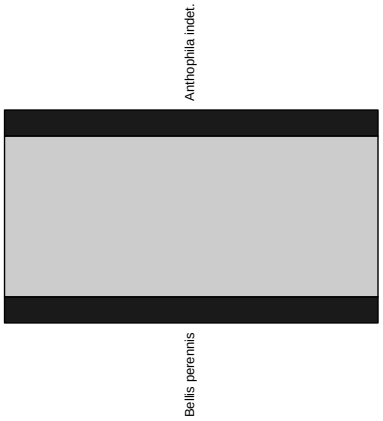


FIGURE A.27 – Aula Tonte juin

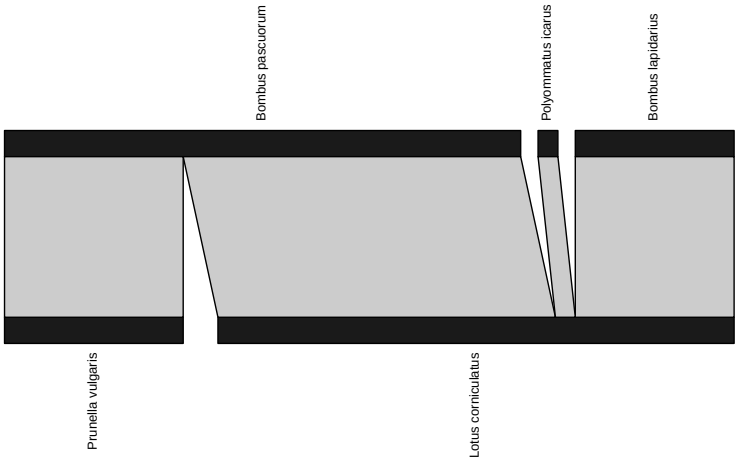


FIGURE A.28 – Aula Tonte fin juillet

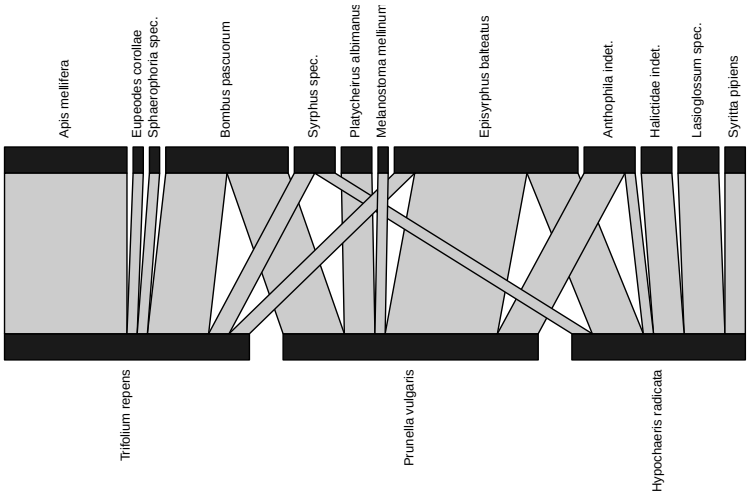


FIGURE A.29 – AvGL Fauche juin

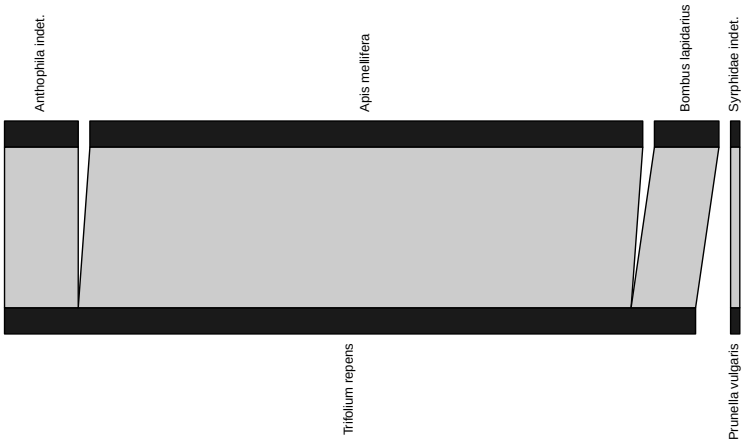


FIGURE A.30 – AvGL Fauche mi-juillet

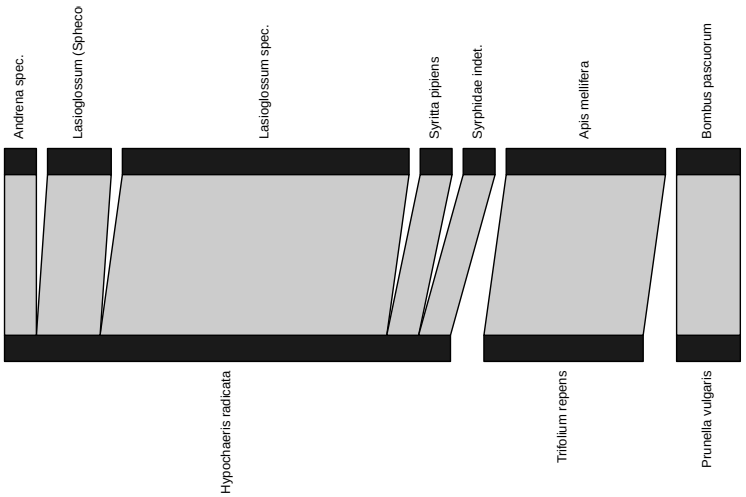


FIGURE A.31 – AvGL Fauche fin juillet

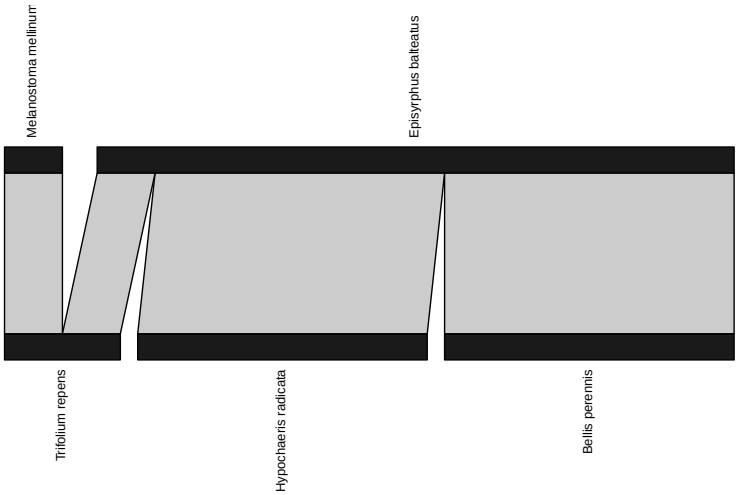


FIGURE A.32 – AvGL Tonte juin

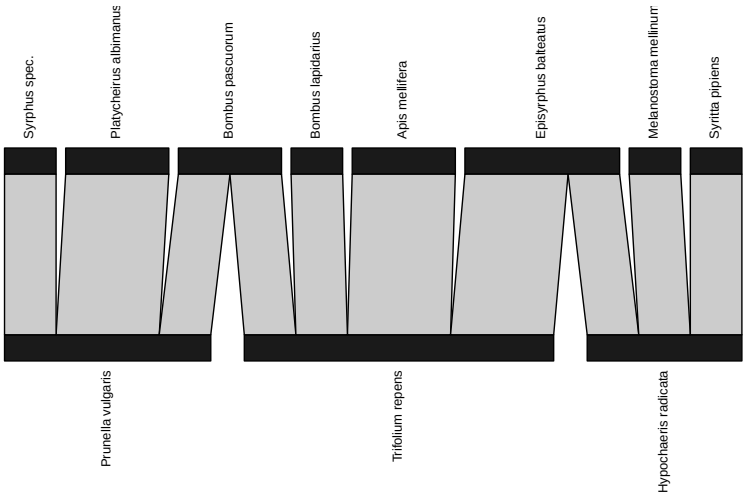


FIGURE A.33 – AvThSc Fauche juin

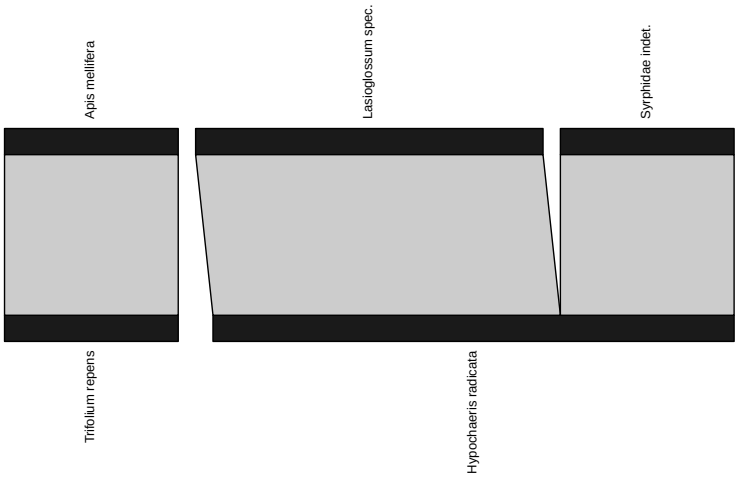


FIGURE A.34 – AvThSc Fauche mi-juillet

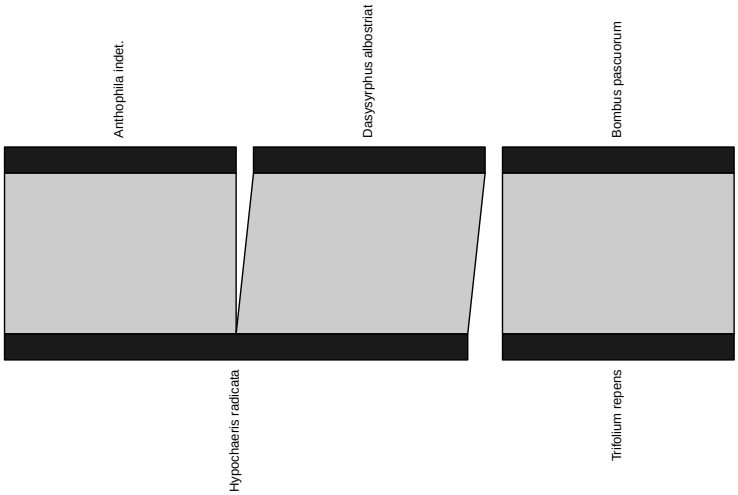


FIGURE A.35 – AvThSc Fauche fin juillet

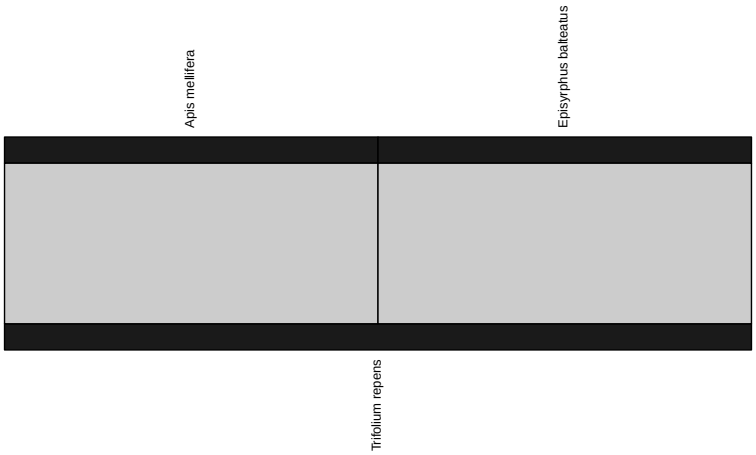


FIGURE A.36 – BlancsChevaux Tonte juin

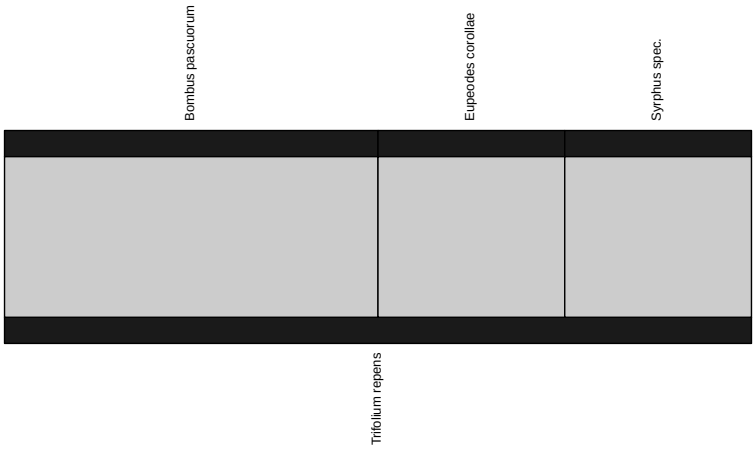


FIGURE A.37 – Blocry Tonte juin

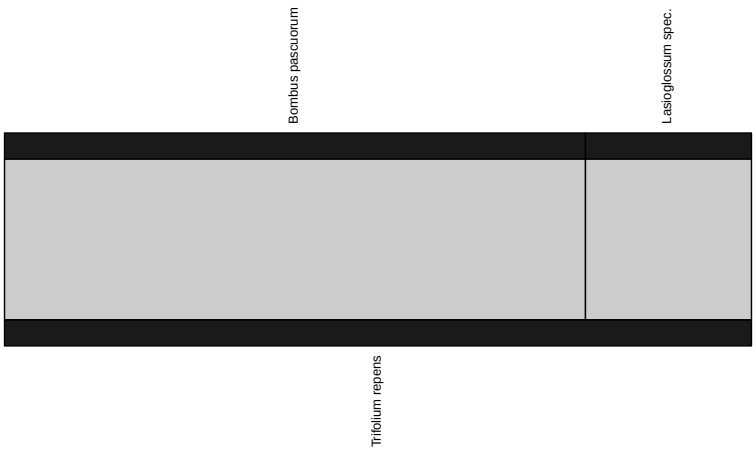


FIGURE A.38 – Blocry Tonte mi-juillet

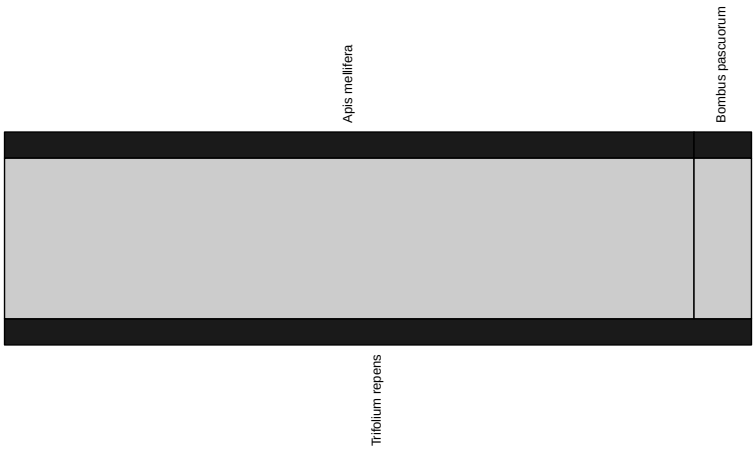


FIGURE A.39 – Blocry Tonte fin juillet

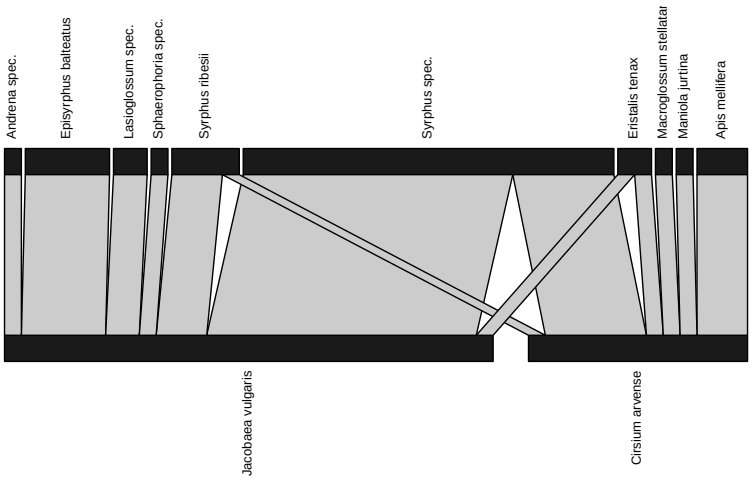


FIGURE A.40 – Blvd Nord Fauche juin

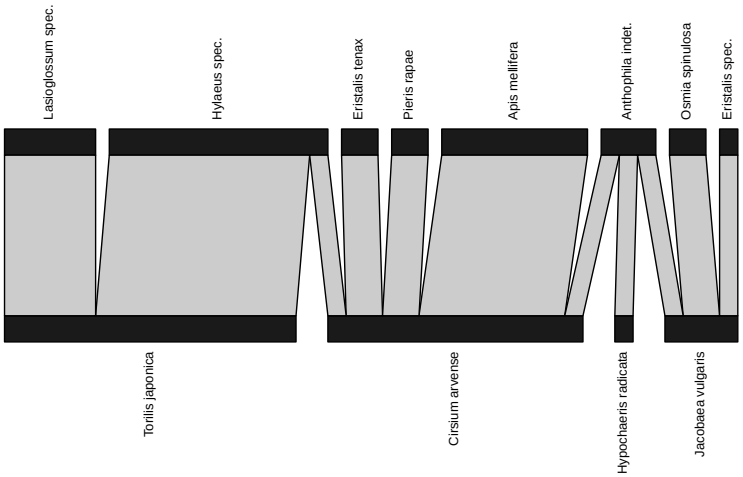


FIGURE A.41 – Blvd Nord Fauche mi-juillet

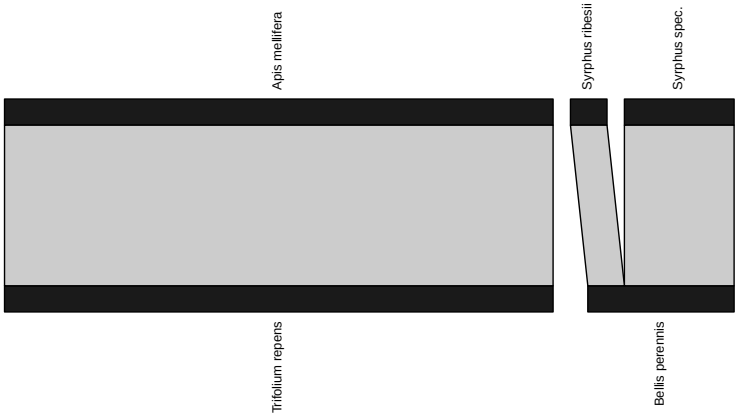


FIGURE A.42 – Bois Palette Tonte juin

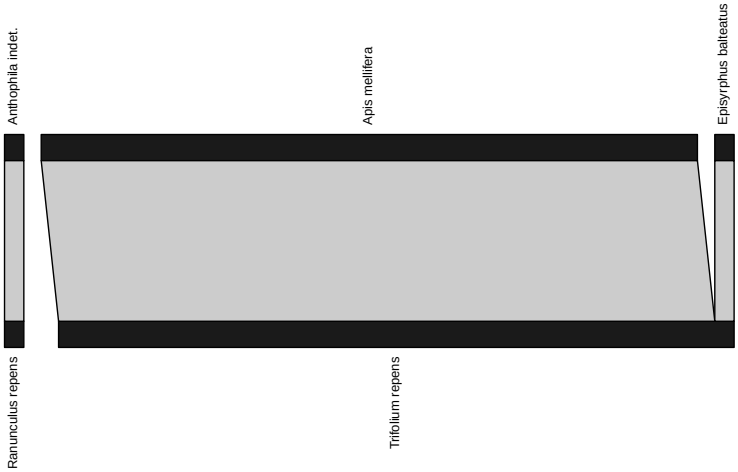


FIGURE A.43 – Bois Palette Tonte mi-juillet

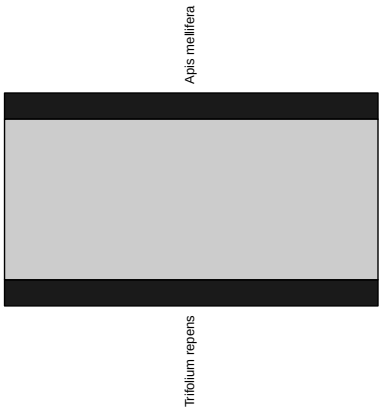


FIGURE A.44 – Bois Palette Tonte fin juillet

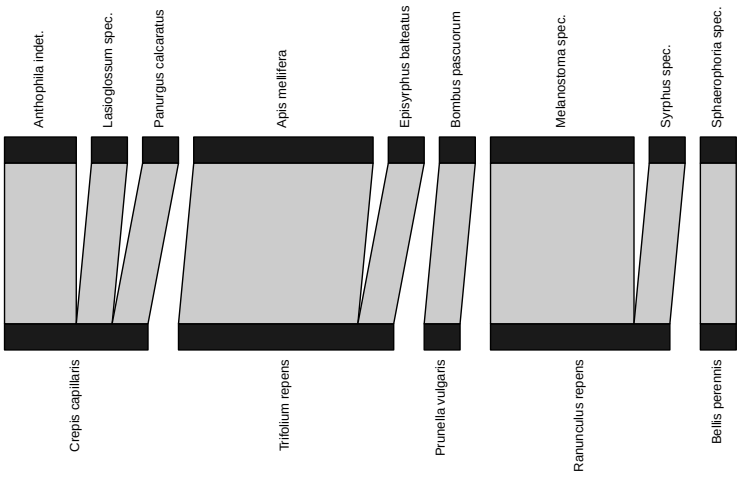


FIGURE A.45 – BST Fauche juin

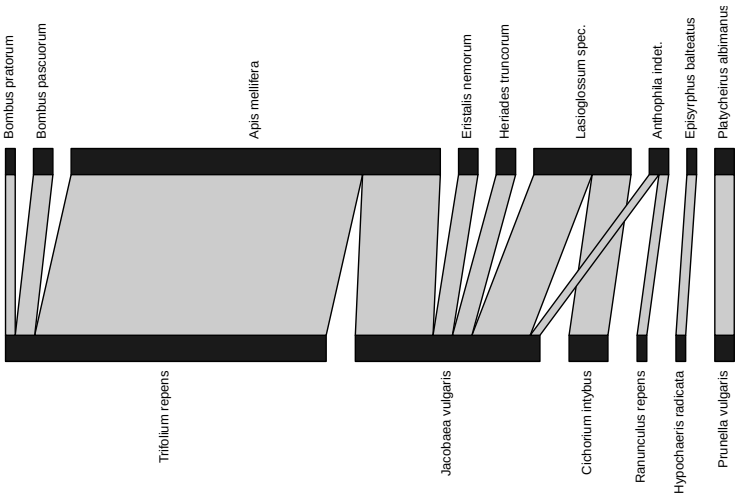


FIGURE A.46 – BST Fauche mi-juillet

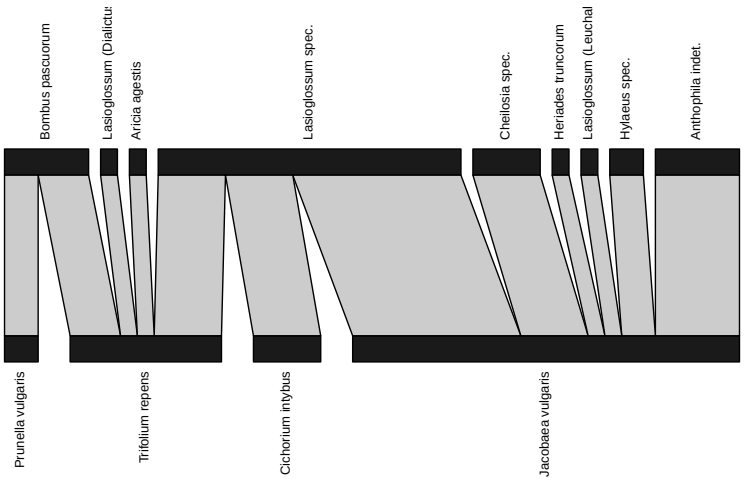


FIGURE A.47 – BST Fauche fin juillet

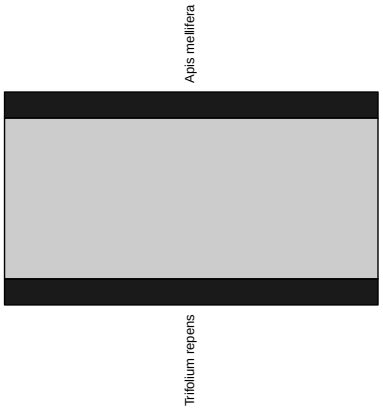


FIGURE A.48 – BST Tonte juin

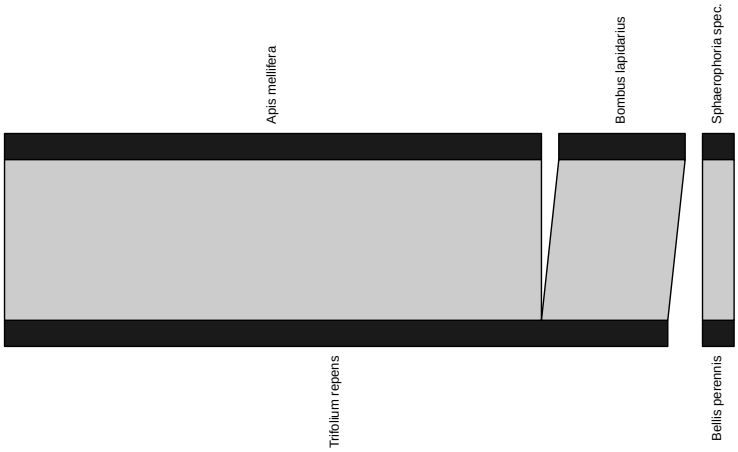


FIGURE A.49 – BST Tonte mi-juillet

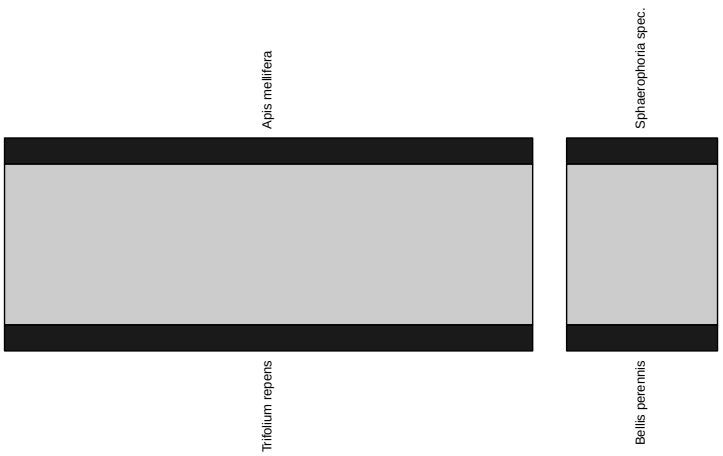


FIGURE A.50 – BST Tonte fin juillet

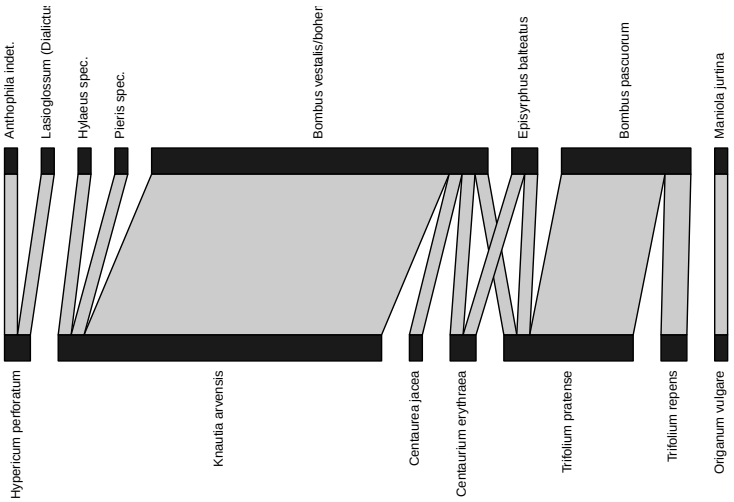


FIGURE A.51 – Carnoy Fauche juin

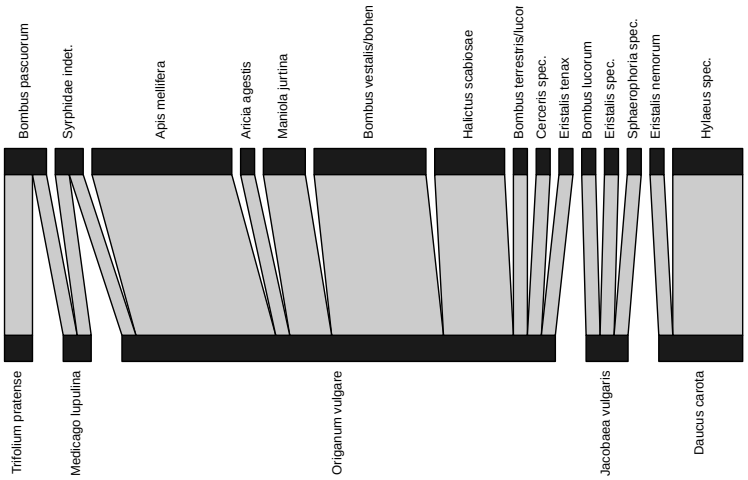


FIGURE A.52 – Carnoy Fauche mi-juillet

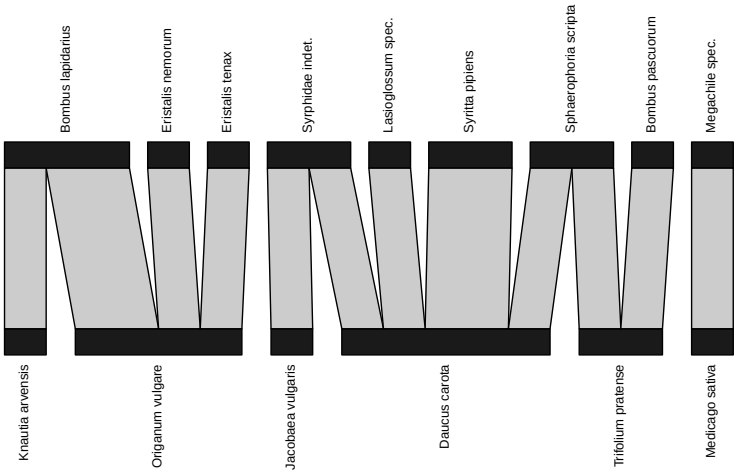


FIGURE A.53 – Carnoy Fauche fin juillet

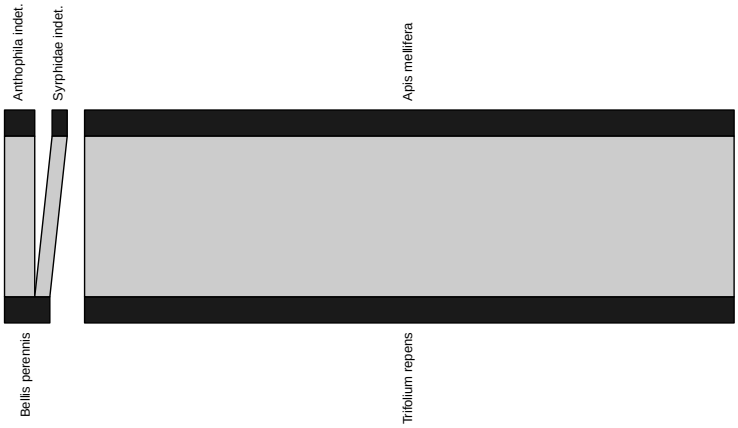


FIGURE A.54 – Carnoy Tonte juin

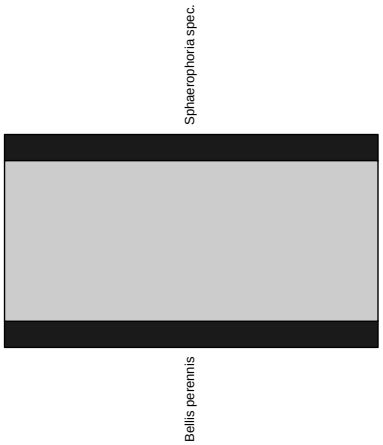


FIGURE A.55 – Carnoy Tonte mi-juillet

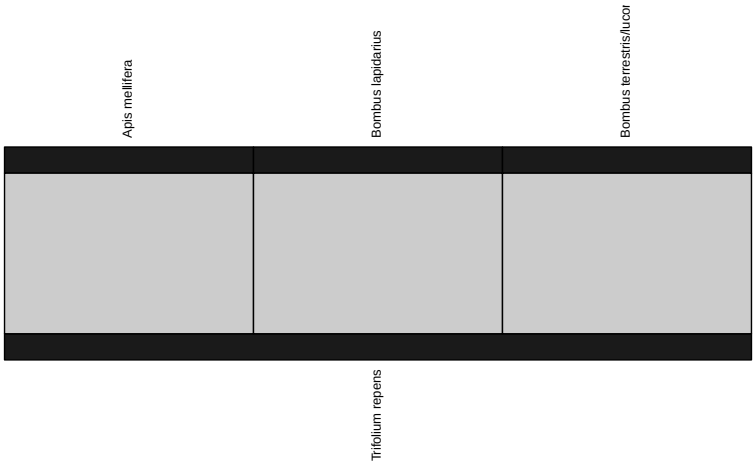


FIGURE A.56 – Carnoy Tonte fin juillet

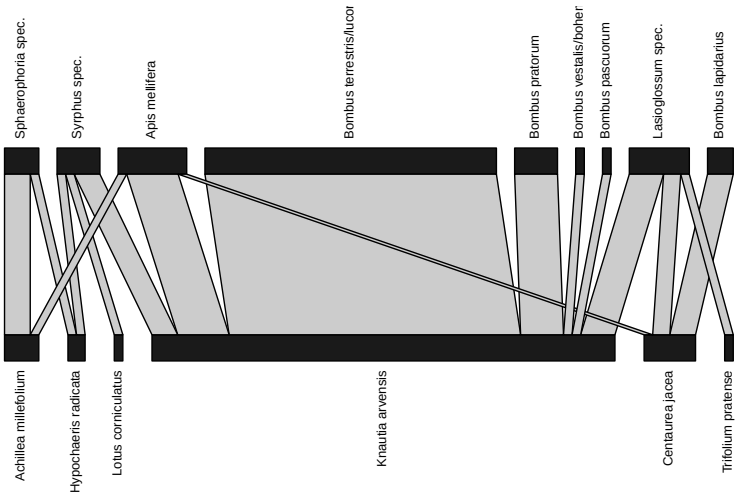


FIGURE A.57 – CAV Fauche juin

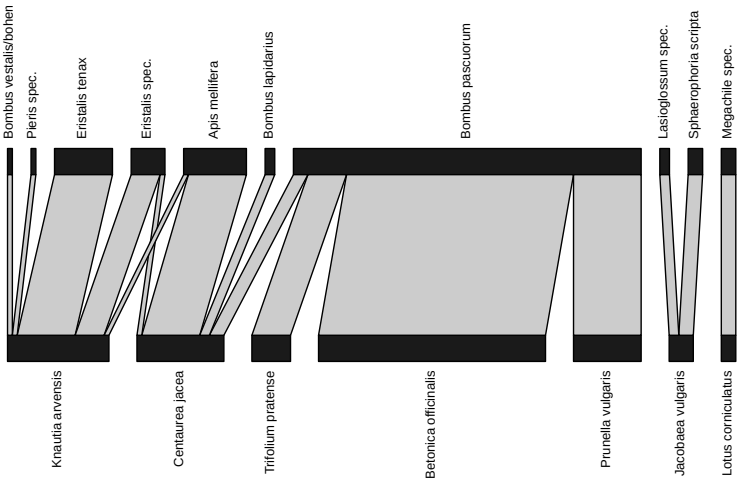


FIGURE A.58 – CAV Fauche mi-juillet

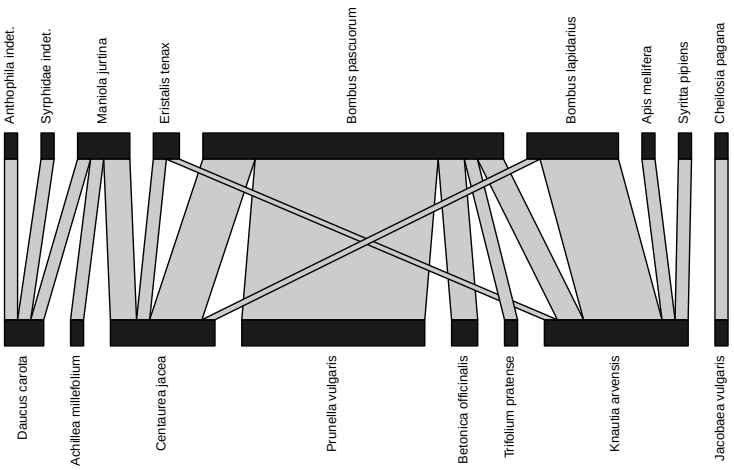


FIGURE A.59 – CAV Fauche fin juillet

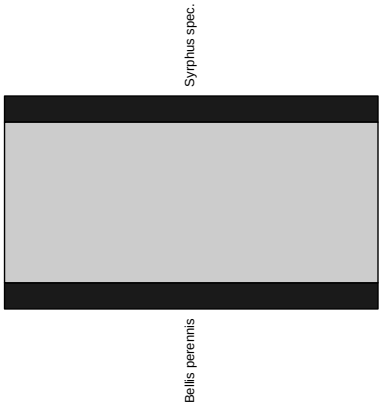


FIGURE A.60 – CEI Fauche juin

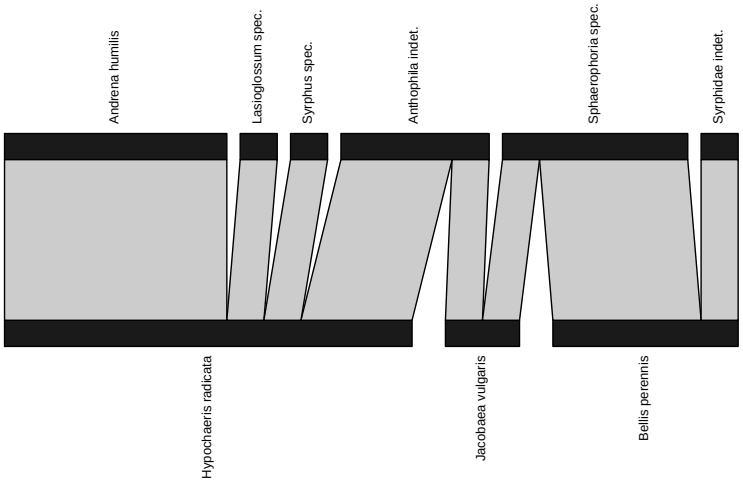


FIGURE A.61 – CEI Fauche mi-juillet

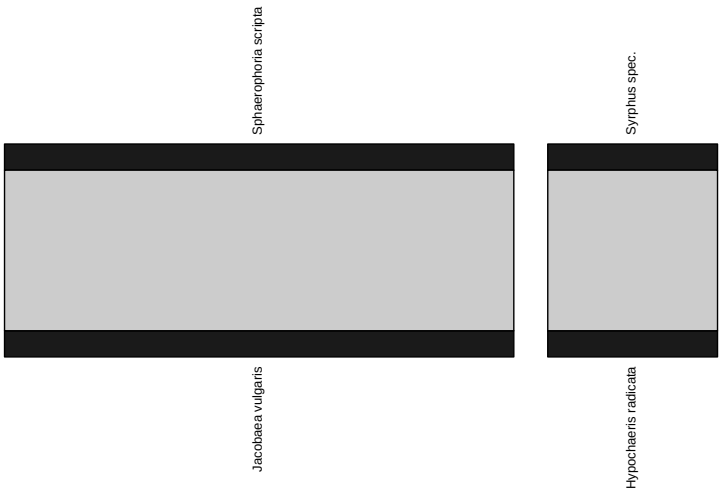


FIGURE A.62 – CEI Fauche fin juillet

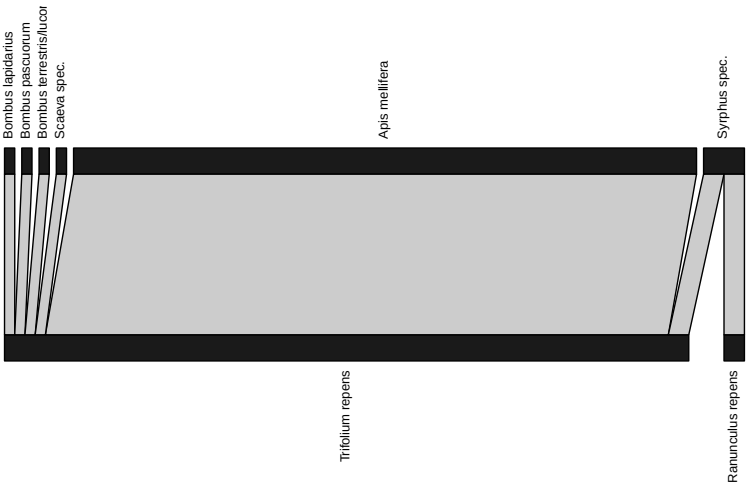


FIGURE A.63 – CEI Tonte juin

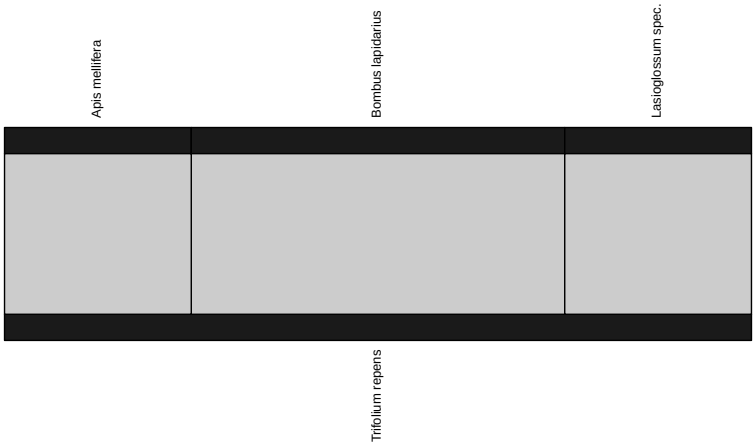


FIGURE A.64 – CEI Tonte mi-juillet

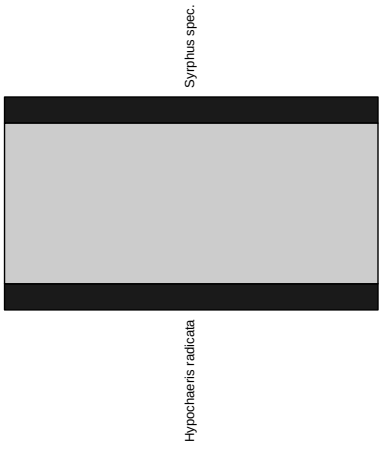


FIGURE A.65 – CEI Tonte fin juillet

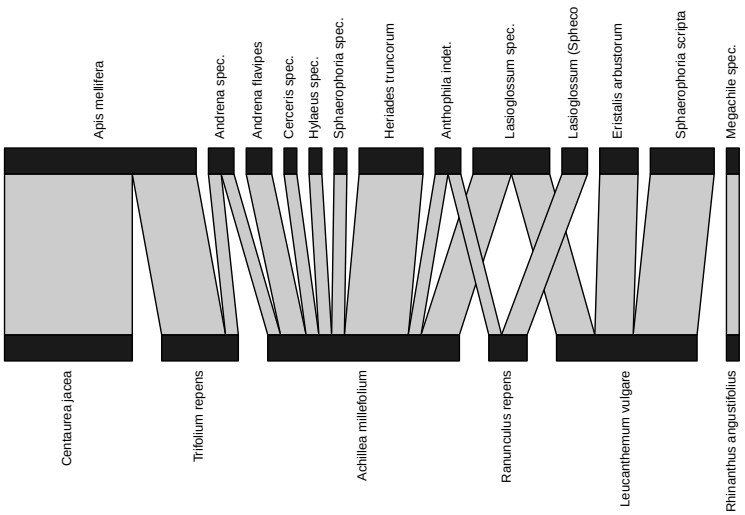


FIGURE A.66 – Creche Fauche juin

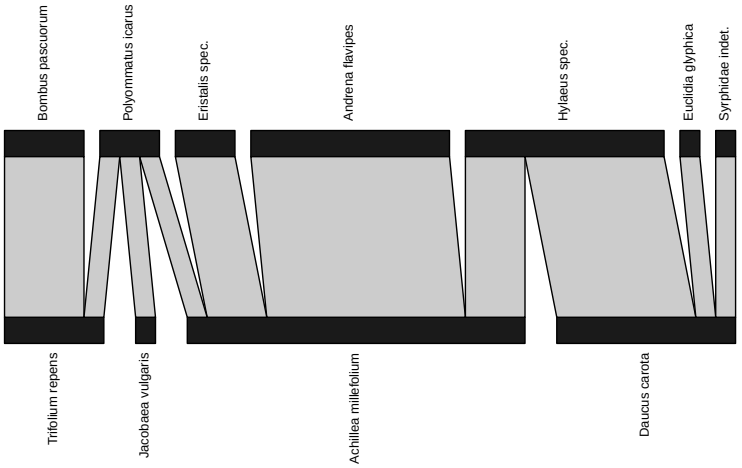


FIGURE A.67 – Creche Fauche mi-juillet

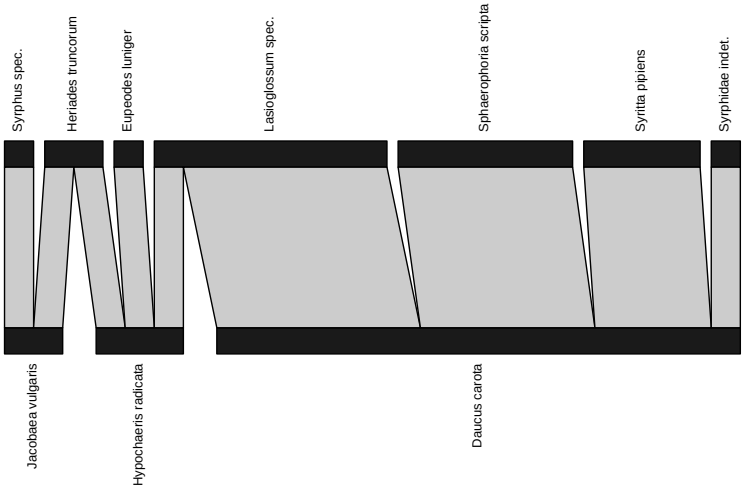


FIGURE A.68 – Creche Fauche fin juillet

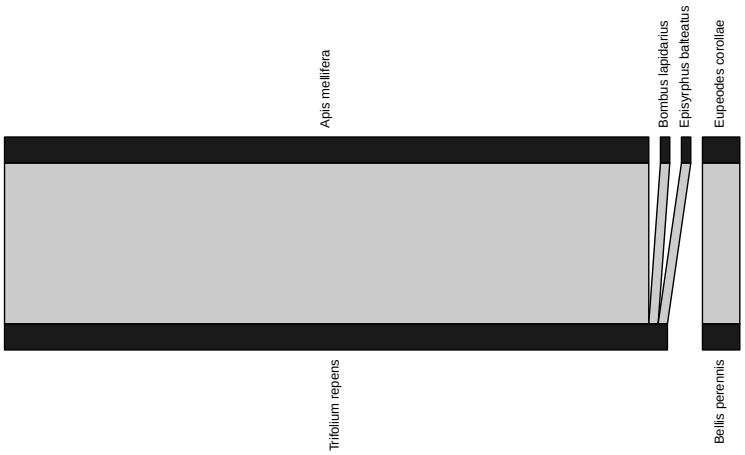


FIGURE A.69 – Curie Tonte juin

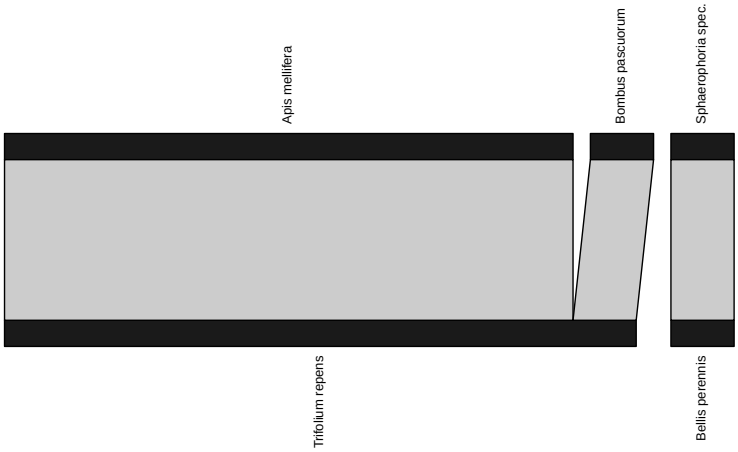


FIGURE A.70 – Curie Tonte fin juillet

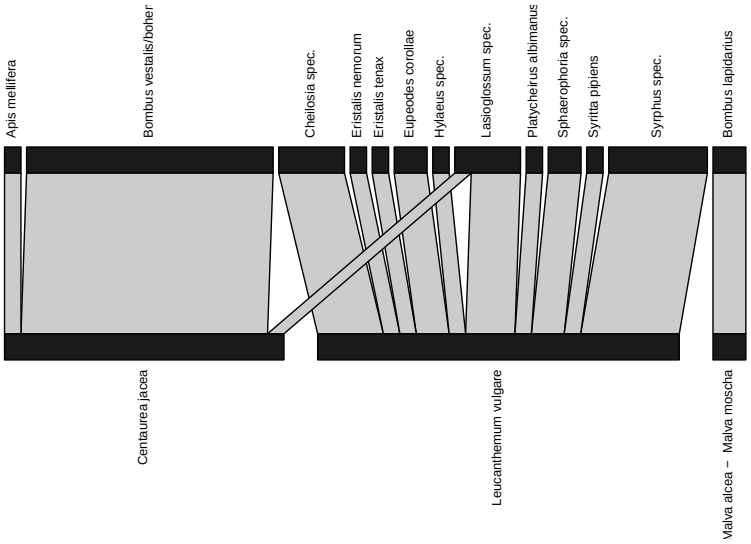


FIGURE A.71 – Cyclotron Fauche juin

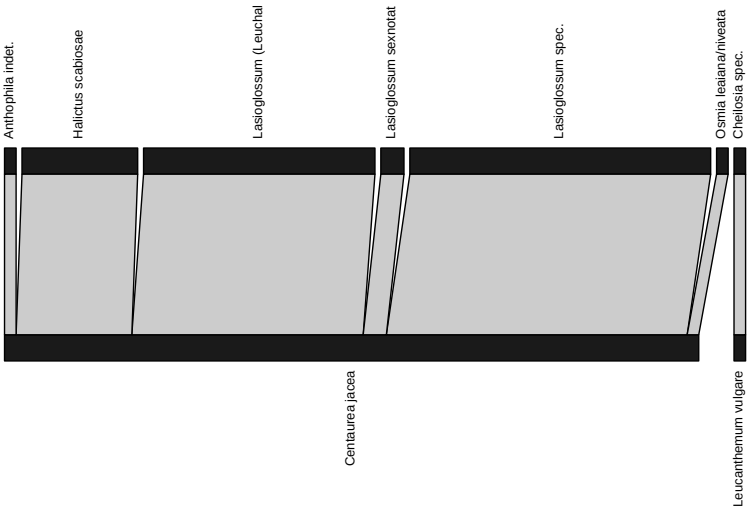


FIGURE A.72 – Cyclotron Fauche mi-juillet

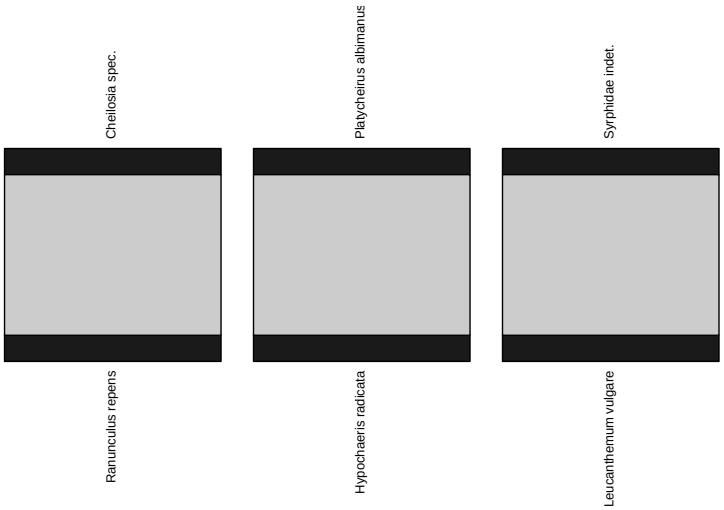


FIGURE A.73 – Cyclotron Fauche fin juillet

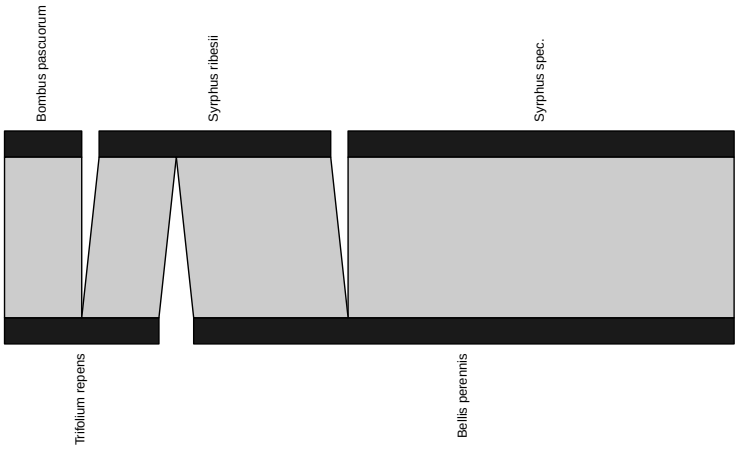


FIGURE A.74 – Cyclotron Tonte juin

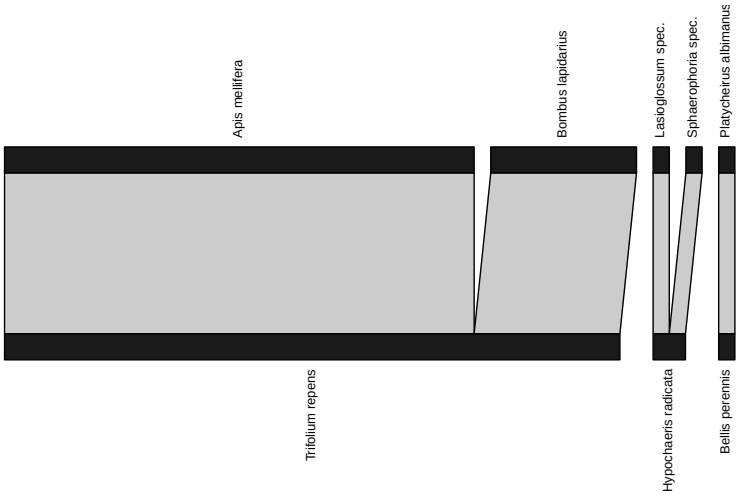


FIGURE A.75 – Cyclotron Tonte mi-juillet

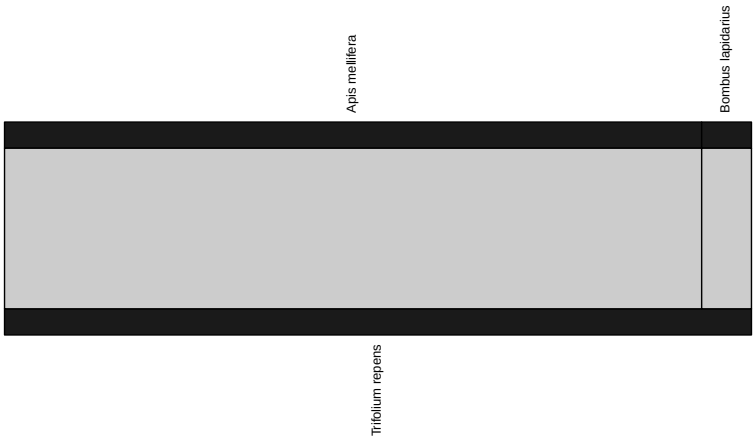


FIGURE A.76 – Cyclotron Tonte fin juillet

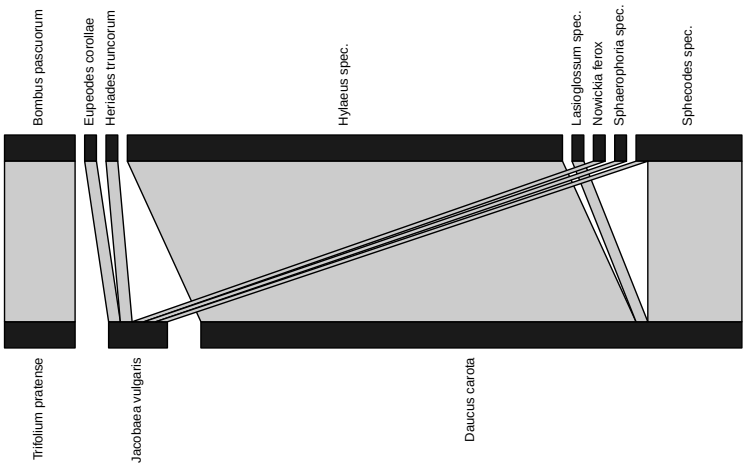


FIGURE A.77 – Esplanade Fauche juin

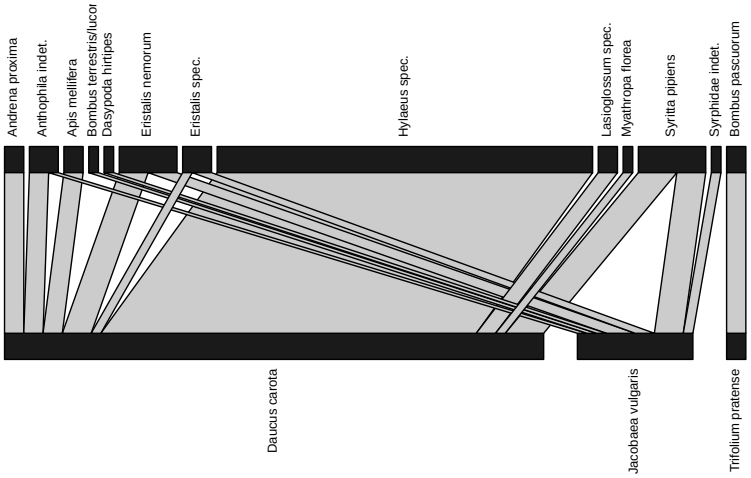


FIGURE A.78 – Esplanade Fauche mi-juillet

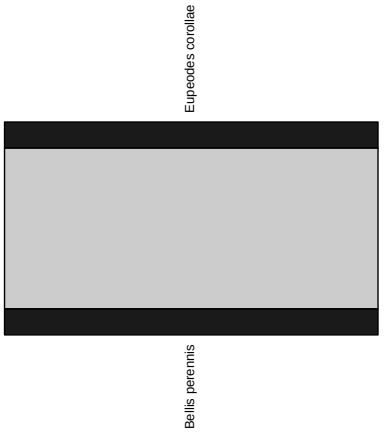


FIGURE A.79 – Gare bus Tonte juin

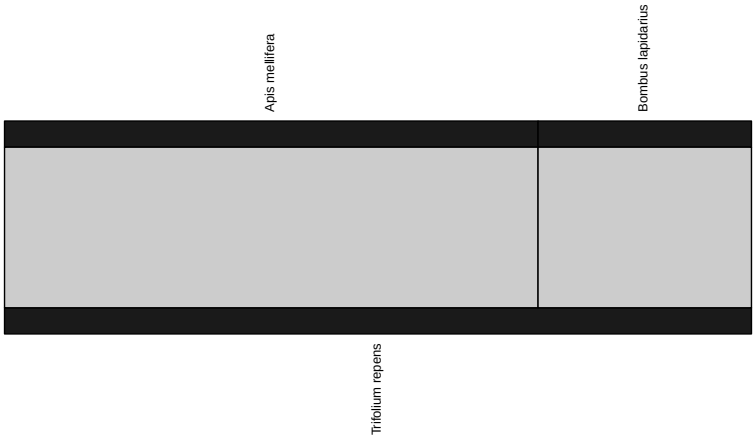


FIGURE A.80 – Gare bus Tonte mi-juillet

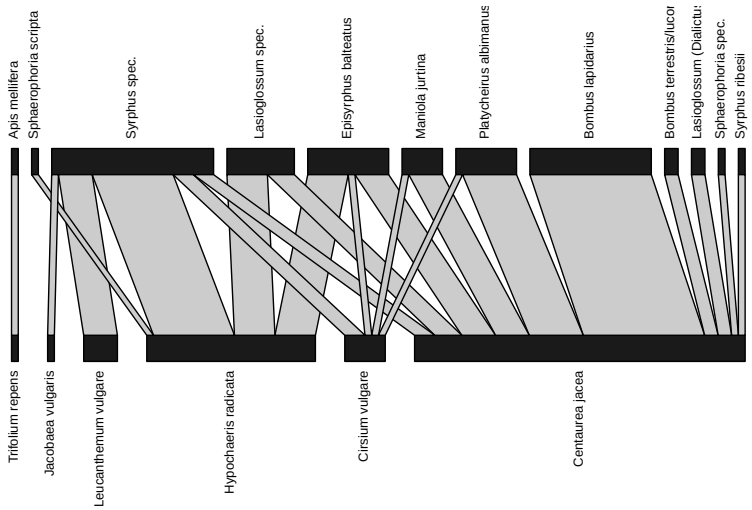


FIGURE A.81 – Hemptinne Fauche juin

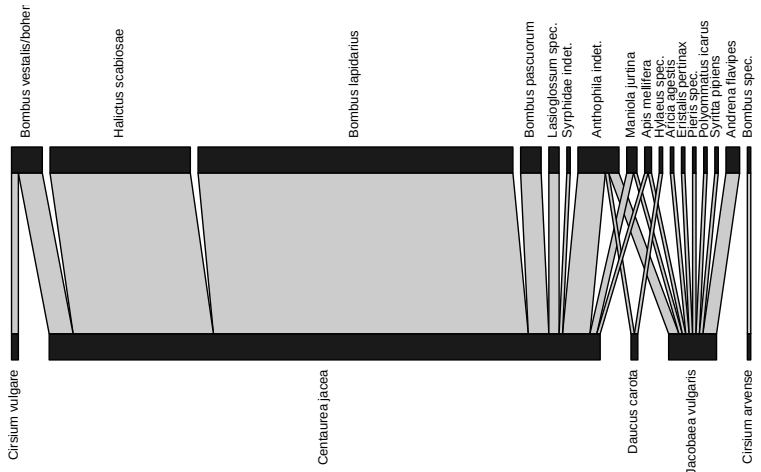


FIGURE A.82 – Hemptinne Fauche mi-juillet

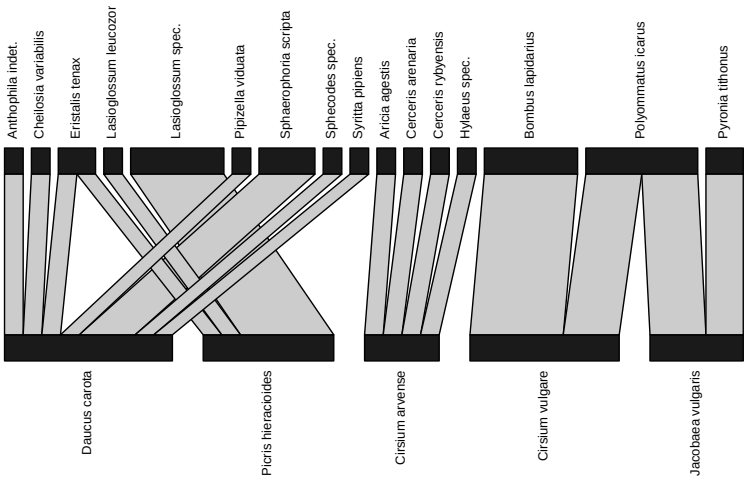


FIGURE A.83 – Hemptinne Fauche fin juillet

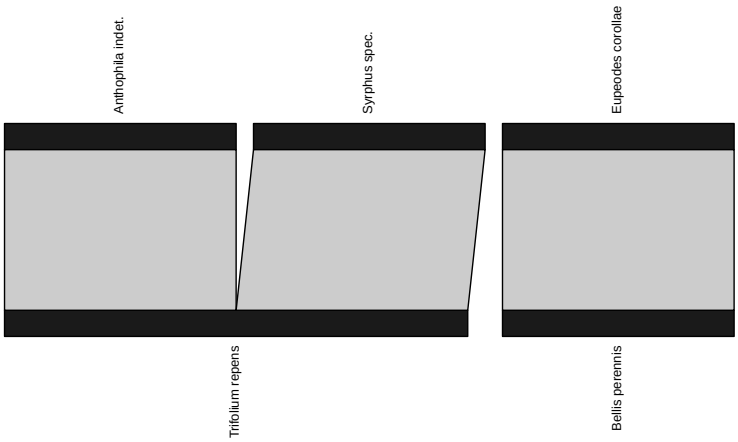


FIGURE A.84 – Hemptinne Tonte juin

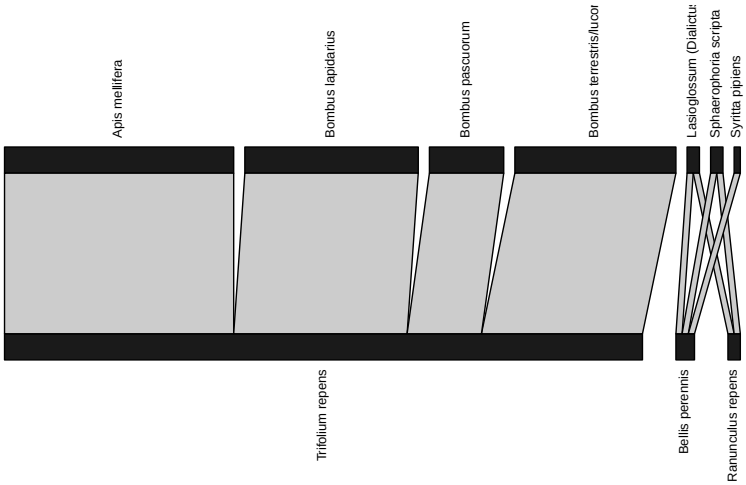


FIGURE A.85 – Hemptinne Tonte mi-juillet

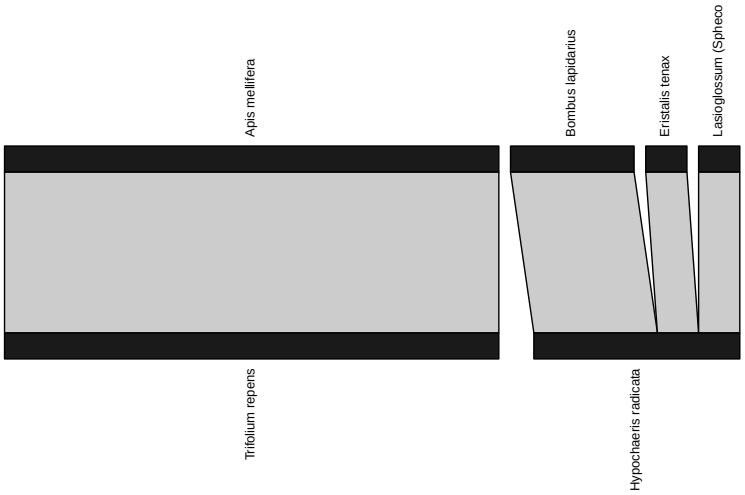


FIGURE A.86 – Hemptinne Tonte fin juillet

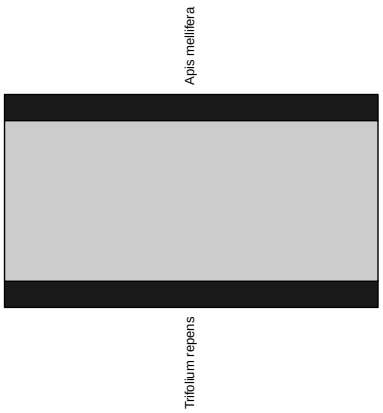


FIGURE A.87 – Herge Tonte juin

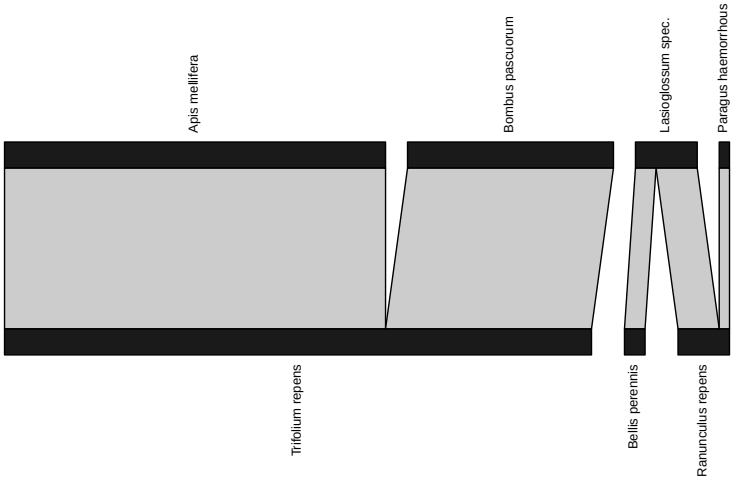


FIGURE A.88 – Herge Tonte mi-juillet

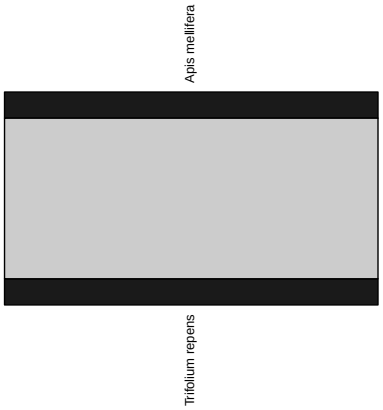


FIGURE A.89 – Herge Tonte fin juillet

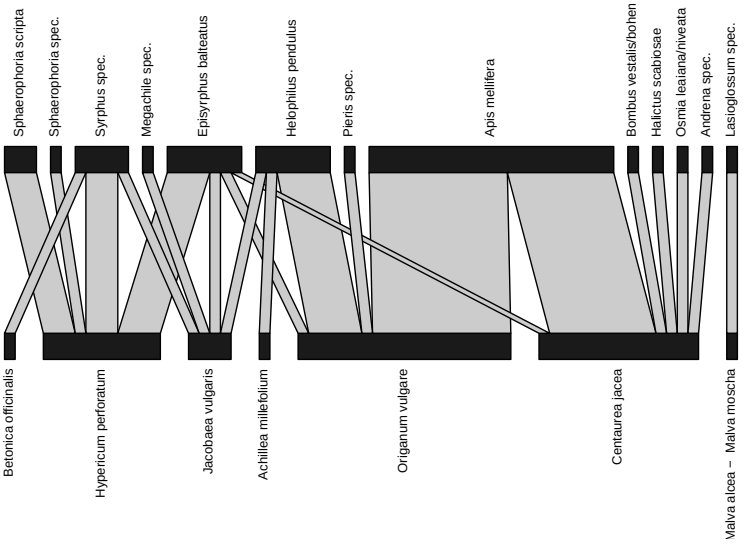


FIGURE A.90 – Kellner Fauche juin

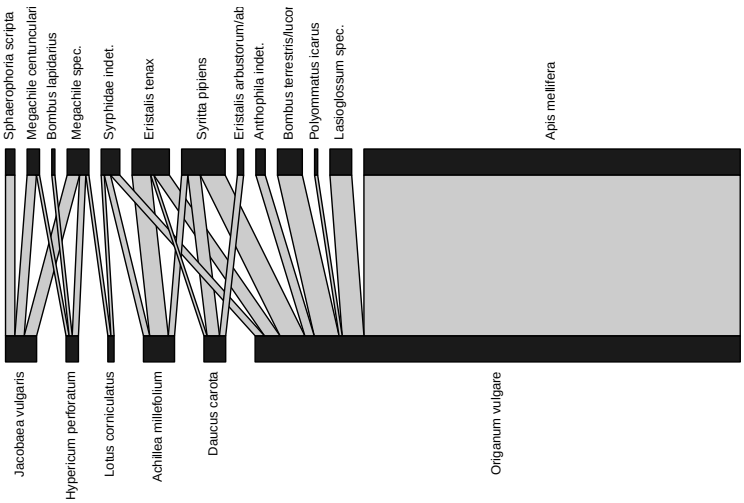


FIGURE A.91 – Kellner Fauche mi-juillet

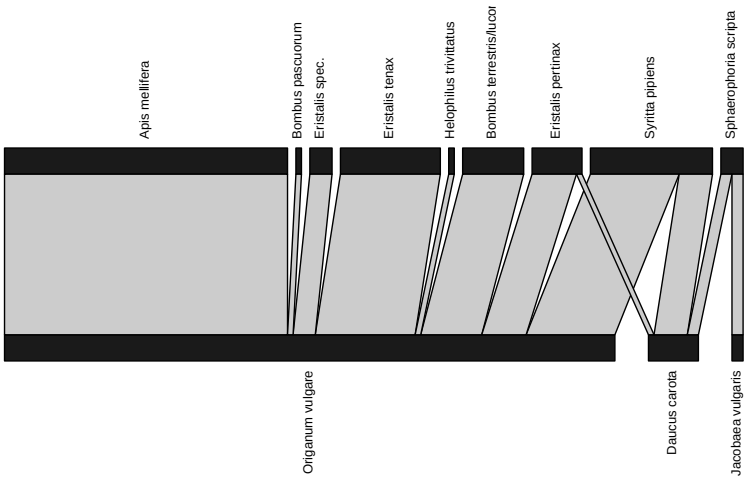


FIGURE A.92 – Kellner Fauche fin juillet

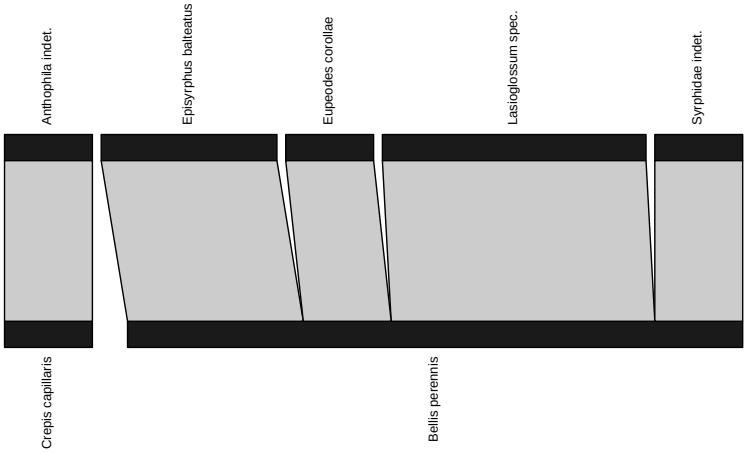


FIGURE A.93 – Kellner Tonte juin

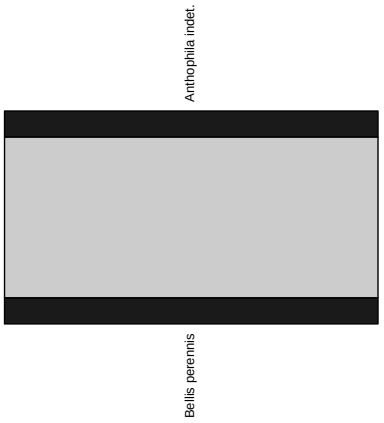


FIGURE A.94 – Kellner Tonte mi-juillet

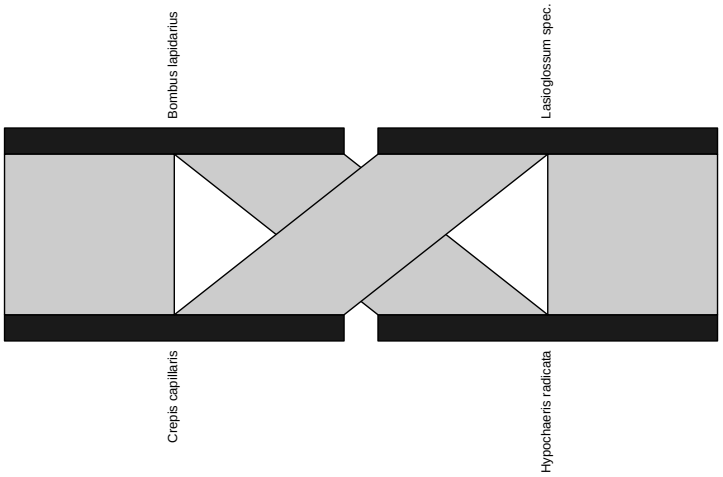


FIGURE A.95 – Kellner Tonte fin juillet

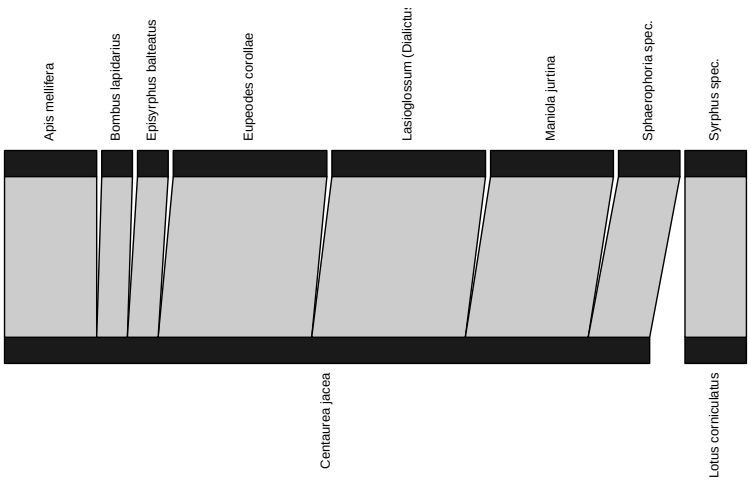


FIGURE A.96 – Lac Fauche juin

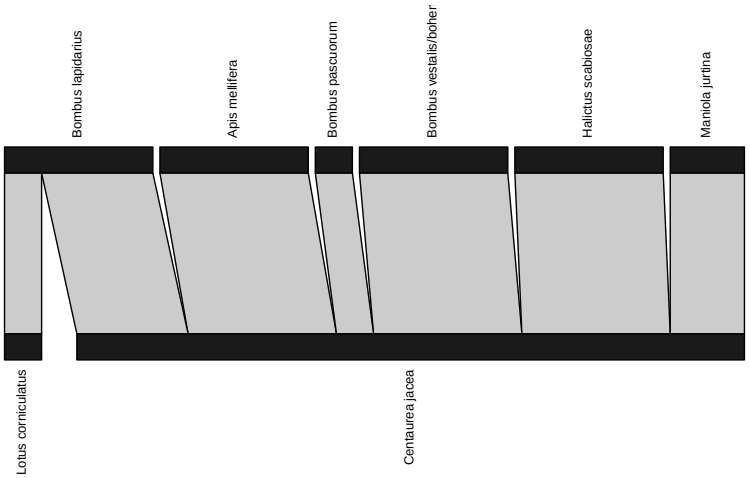


FIGURE A.97 – Lac Fauche mi-juillet

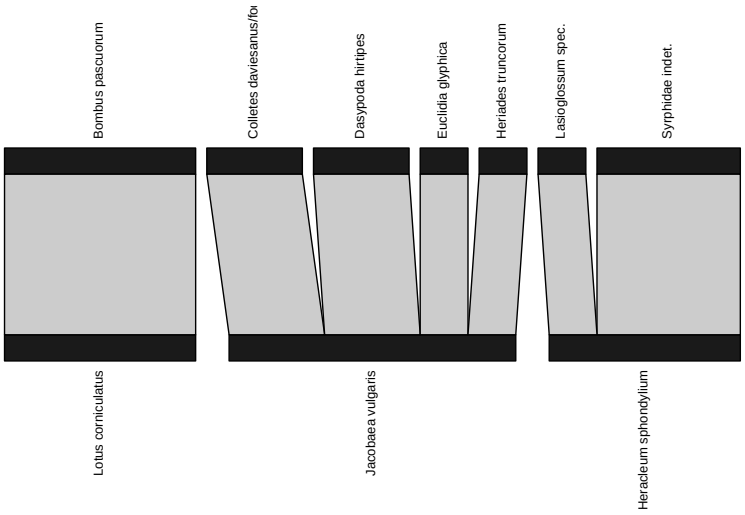


FIGURE A.98 – Lac Fauche fin juillet

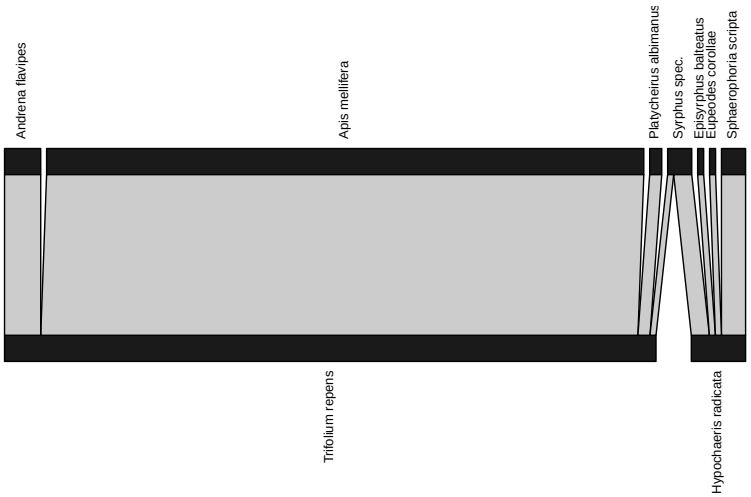


FIGURE A.99 – Lac Tonte juin

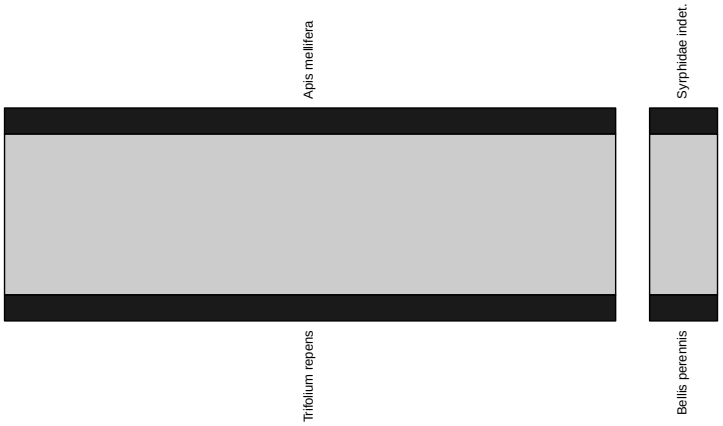


FIGURE A.100 – Lac Tonte mi-juillet

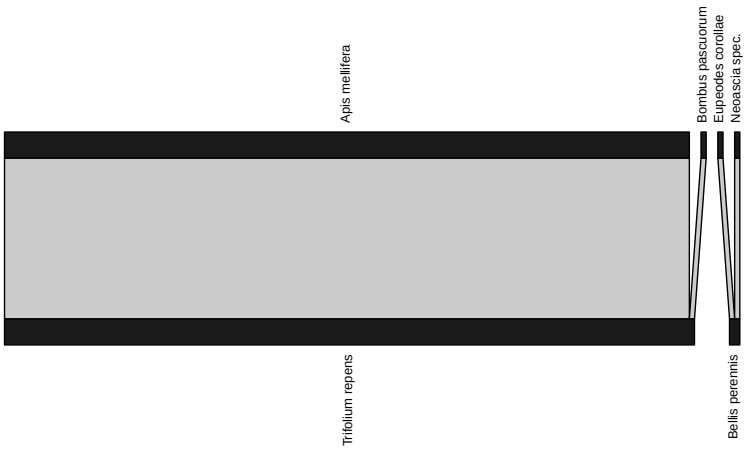


FIGURE A.101 – Lac Tonte fin juillet

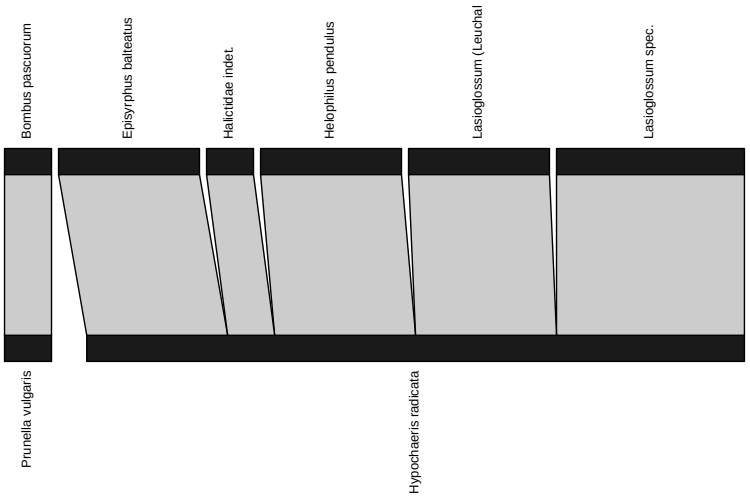


FIGURE A.102 – Lavoisier Fauche juin

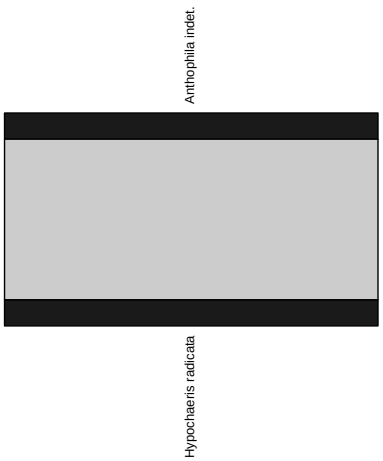


FIGURE A.103 – Lavoisier Fauche fin juillet

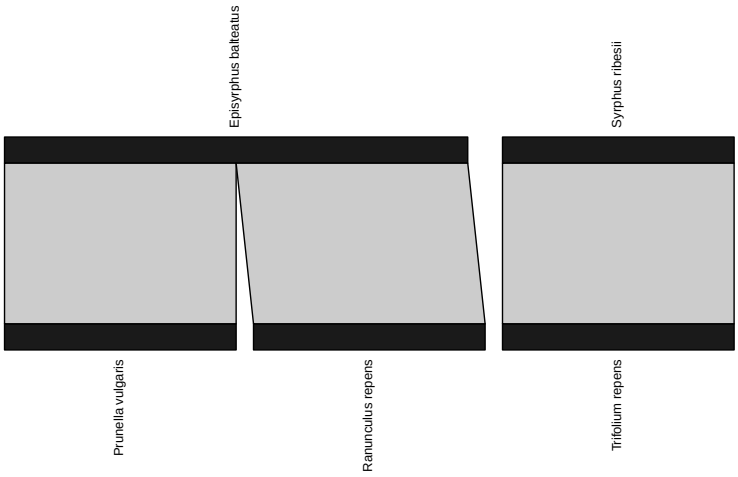


FIGURE A.104 – Lavoisier Tonte juin

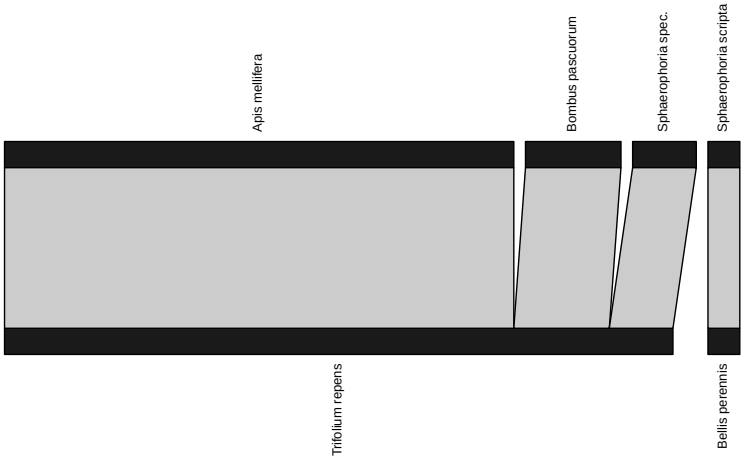


FIGURE A.105 – Lavoisier Tonte mi-juillet

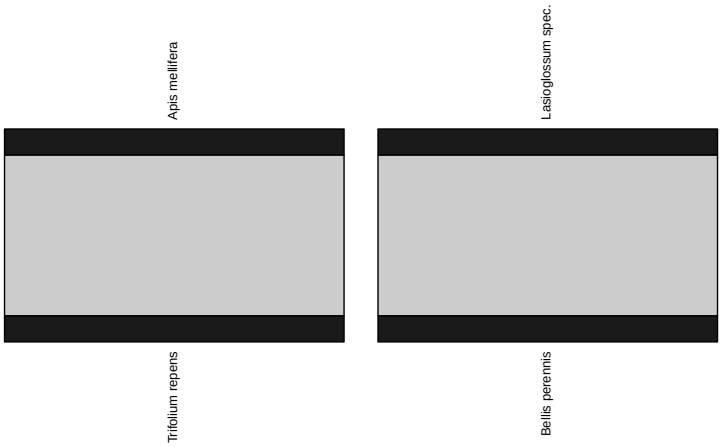


FIGURE A.106 – Lavoisier Tonte fin juillet

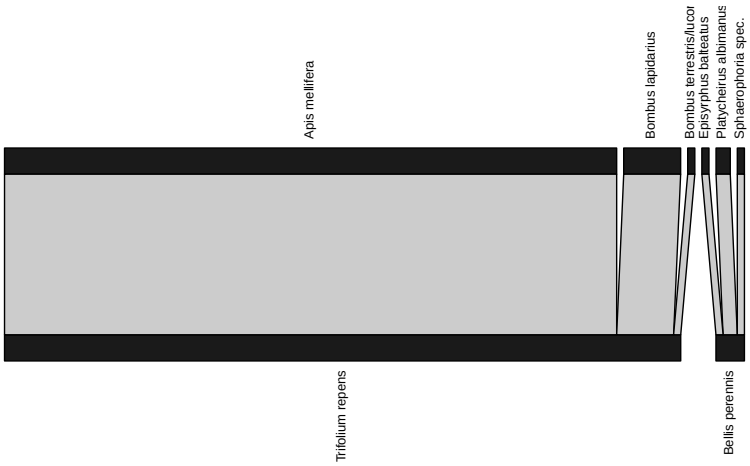


FIGURE A.107 – Maxwell Tonte juin

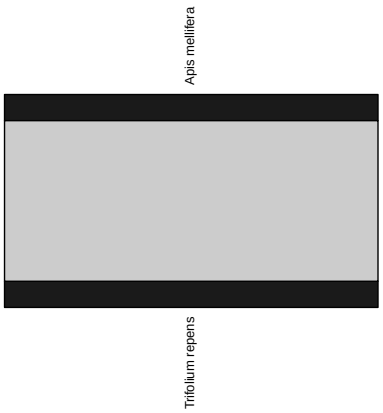


FIGURE A.108 – Maxwell Tonte mi-juillet

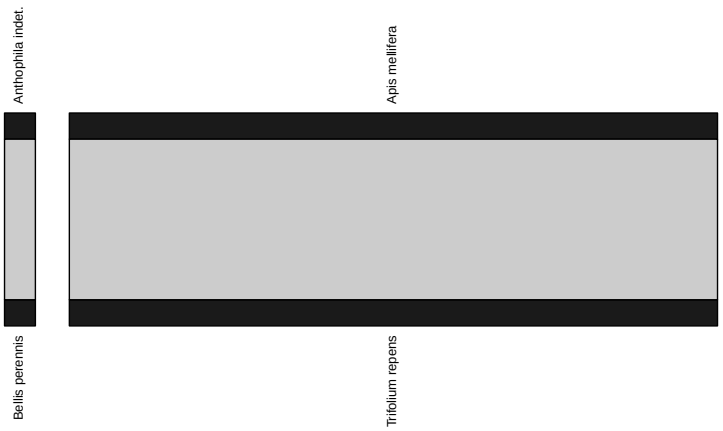


FIGURE A.109 – Maxwell Tonte fin juillet

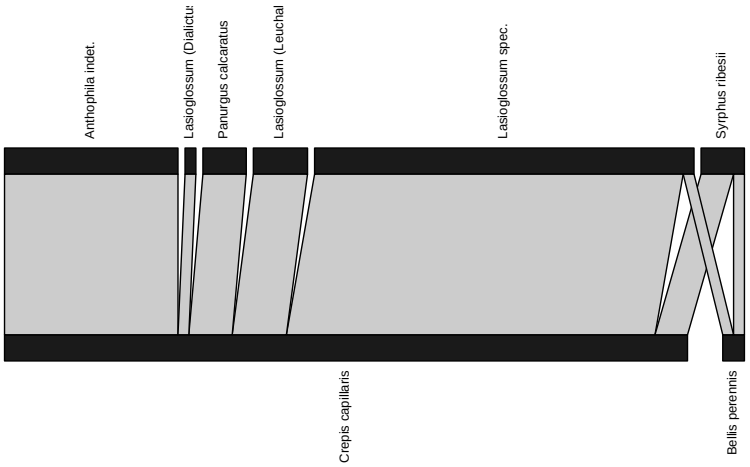


FIGURE A.110 – Mendel Tonte juin

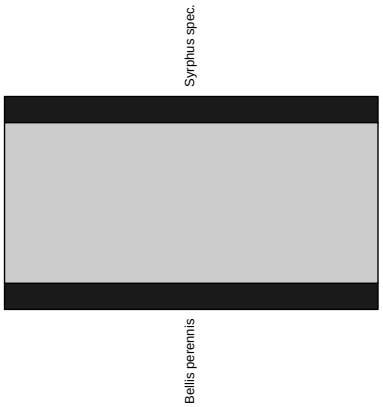


FIGURE A.111 – Mercator Tonte juin

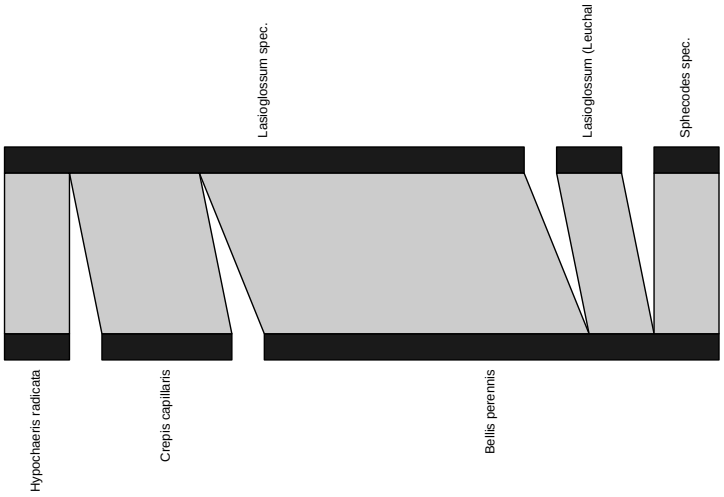


FIGURE A.112 – Mercator Tonte mi-juillet

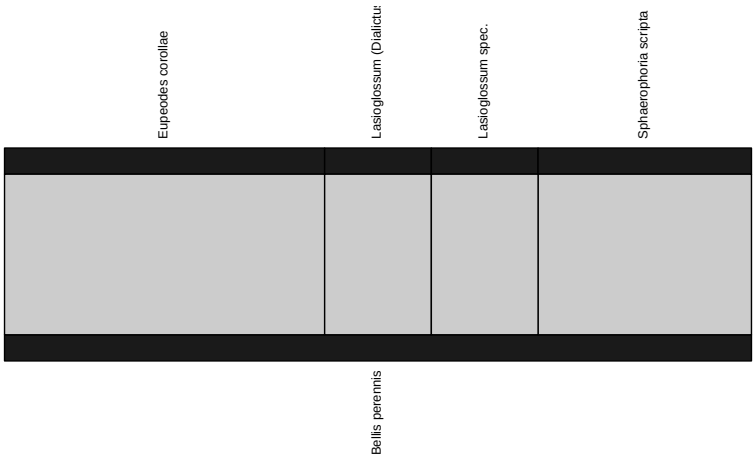


FIGURE A.113 – Mercator Tonte fin juillet

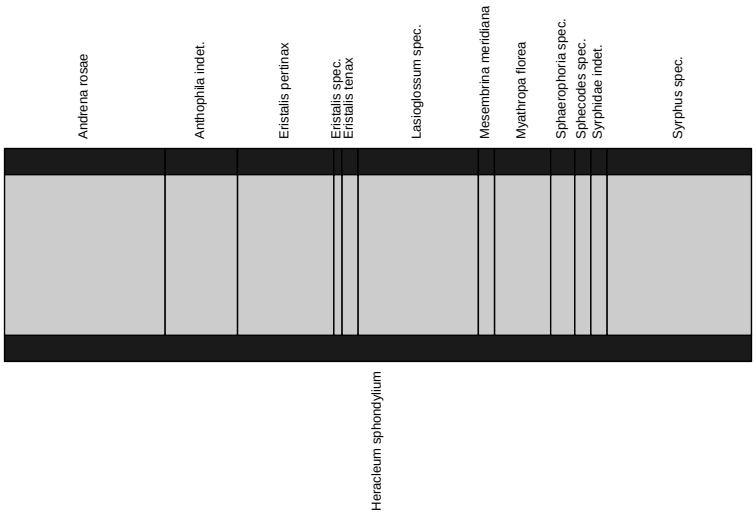


FIGURE A.114 – Parc Lapins Fauche fin juillet

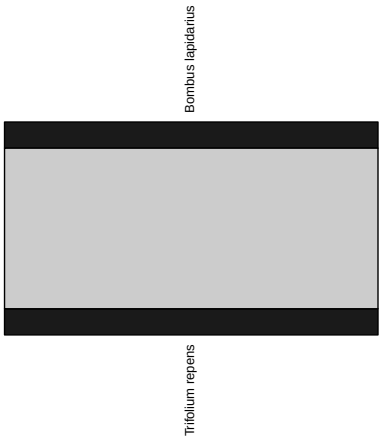


FIGURE A.115 – Parc Lapins Tonte juin

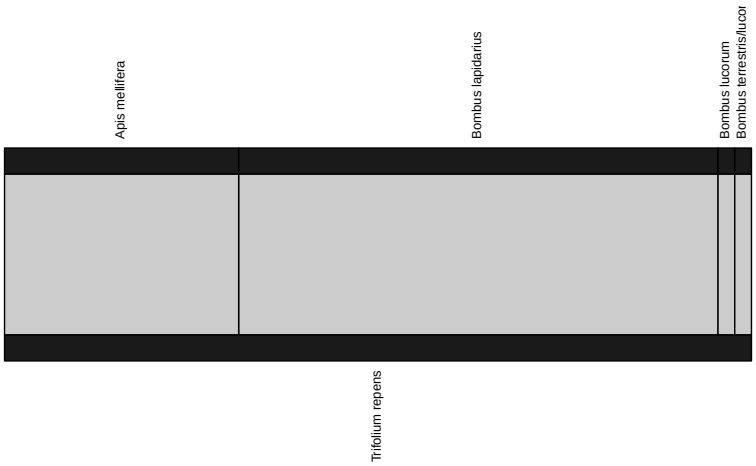


FIGURE A.116 – Parc Lapins Tonte mi-juillet

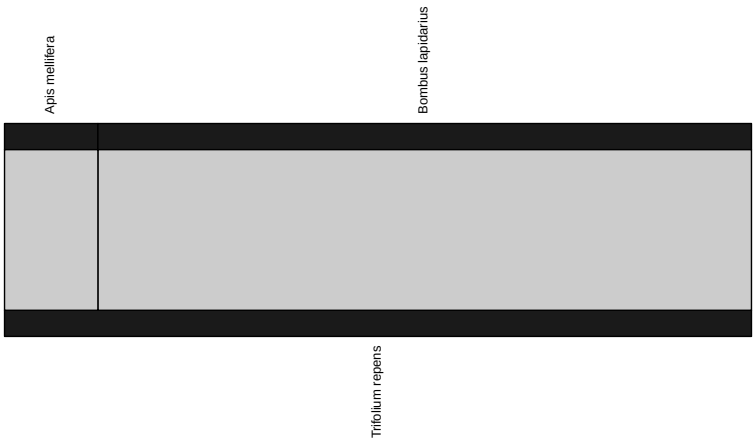


FIGURE A.117 – Parc Lapins Tonte fin juillet

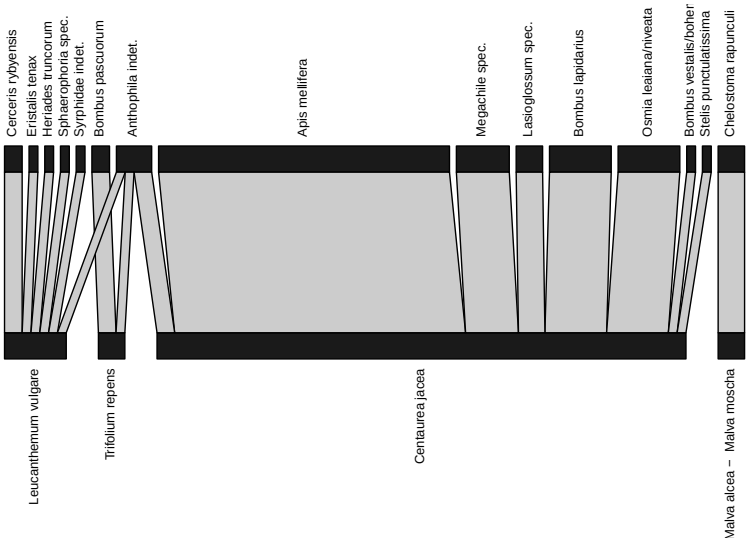


FIGURE A.118 – Reaumur Fauche juin

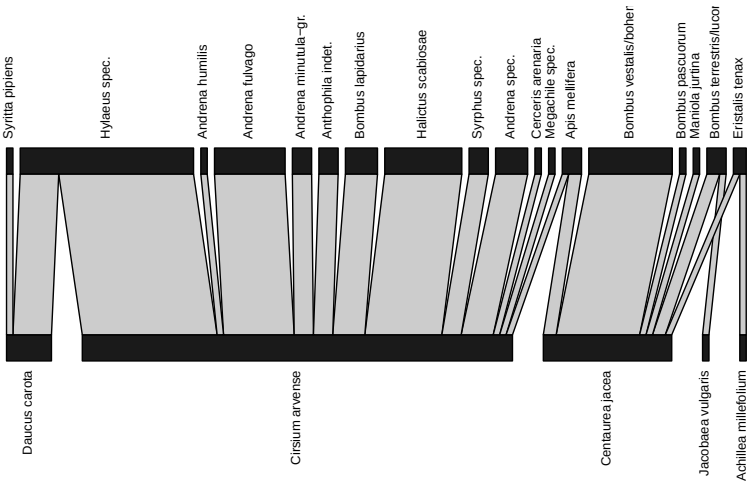


FIGURE A.119 – Reaumur Fauche mi-juillet

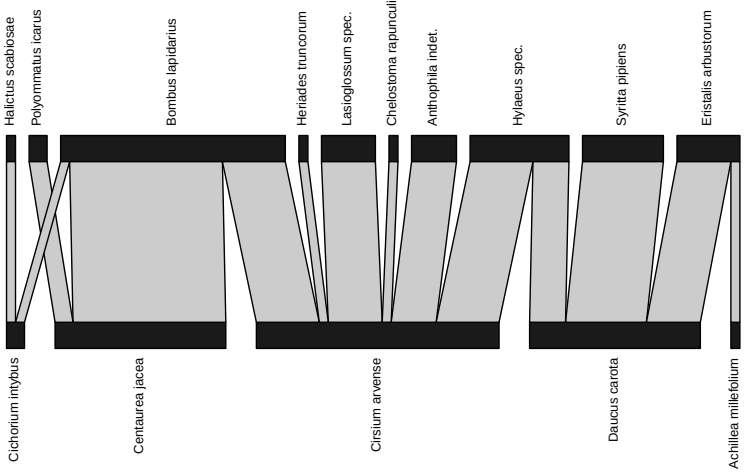


FIGURE A.120 – Reaumur Fauche fin juillet

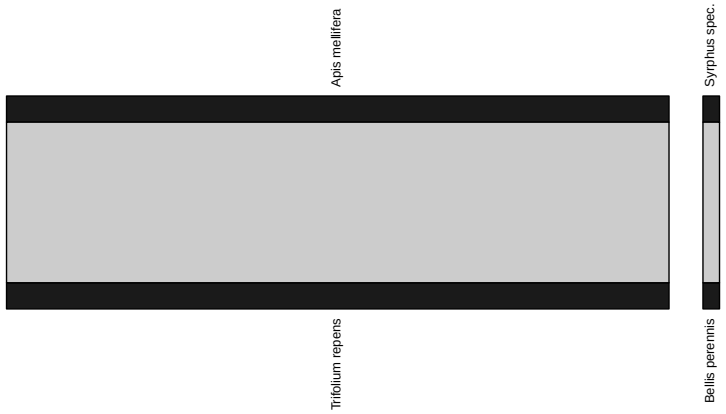


FIGURE A.121 – Reaumur Tonte juin

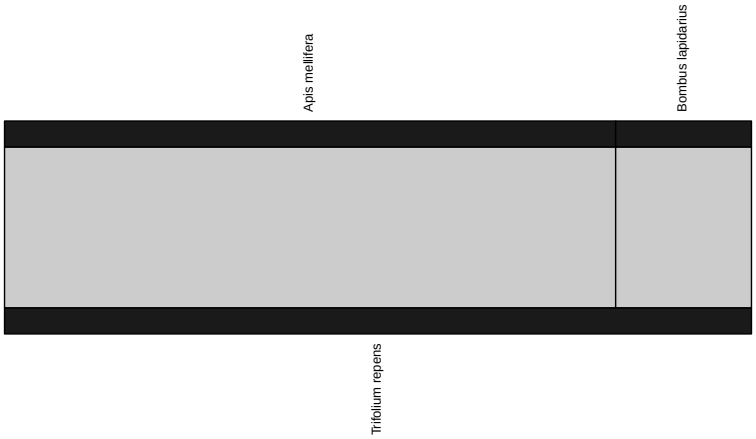


FIGURE A.122 – Reaumur Tonte mi-juillet

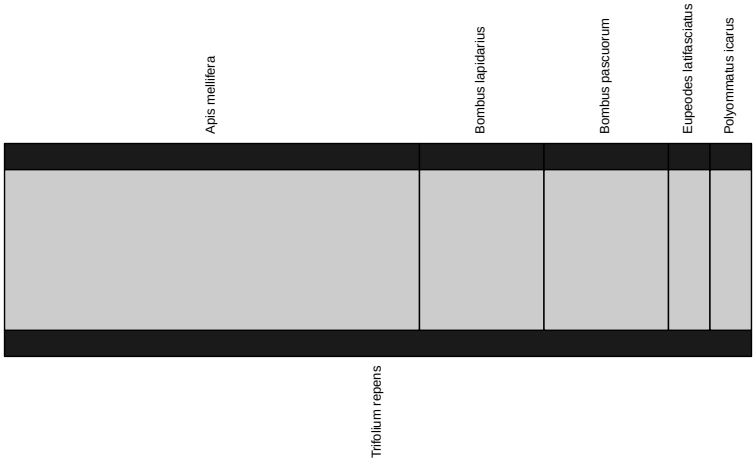


FIGURE A.123 – Reaumur Tonte fin juillet

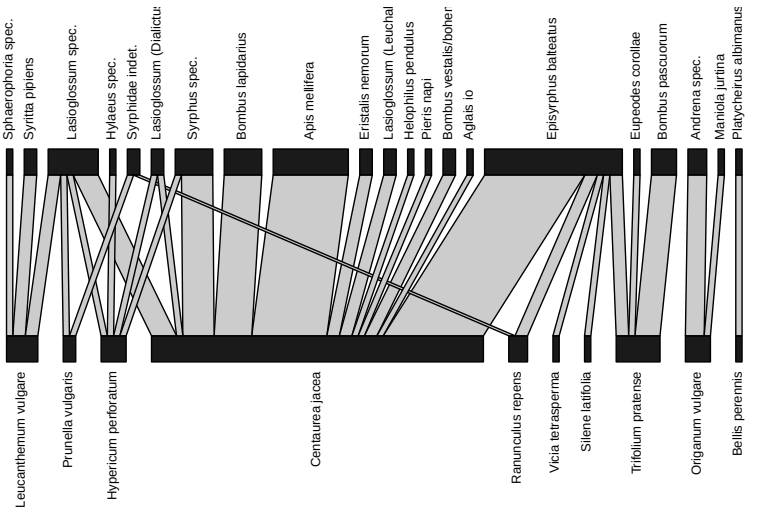


FIGURE A.124 – Redime Fauche juin

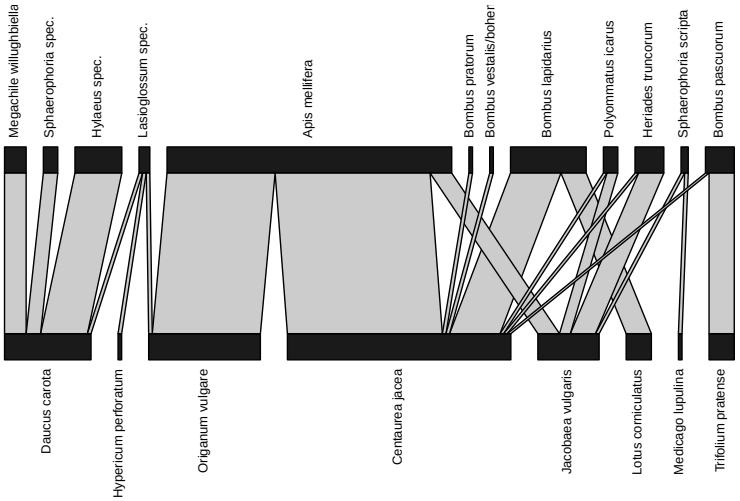


FIGURE A.125 – Redime Fauche mi-juillet

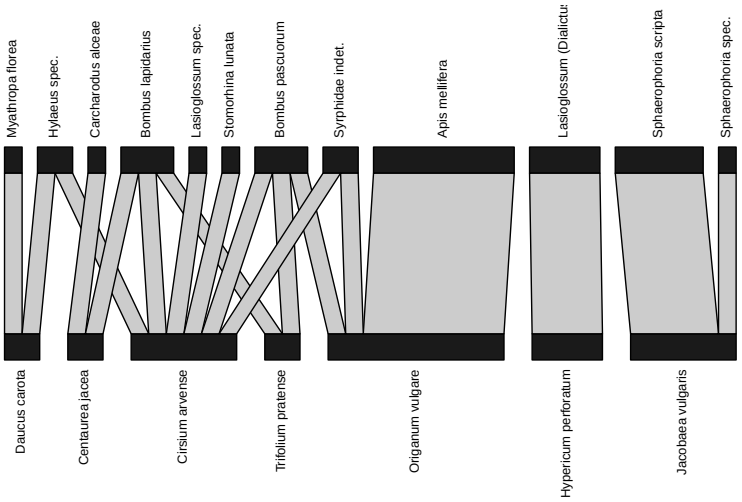


FIGURE A.126 – Redime Fauche fin juillet

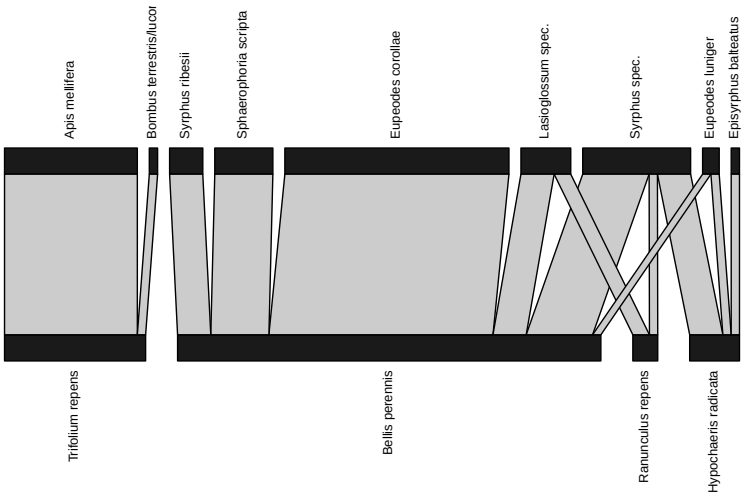


FIGURE A.127 – Rondes Bosses Tonte juin

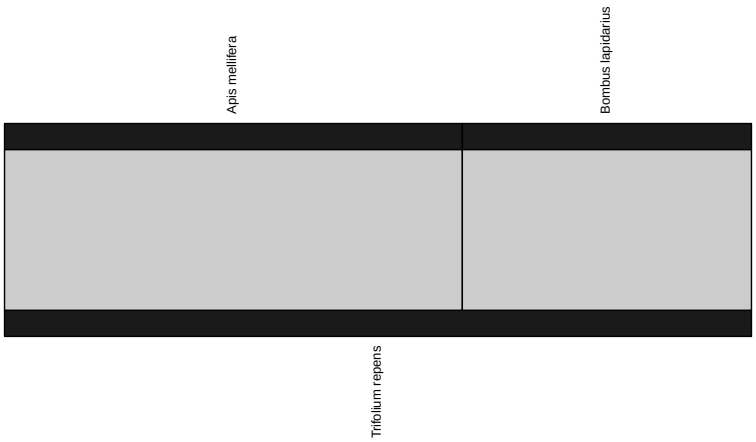


FIGURE A.128 – Rondes Bosses Tonte mi-juillet

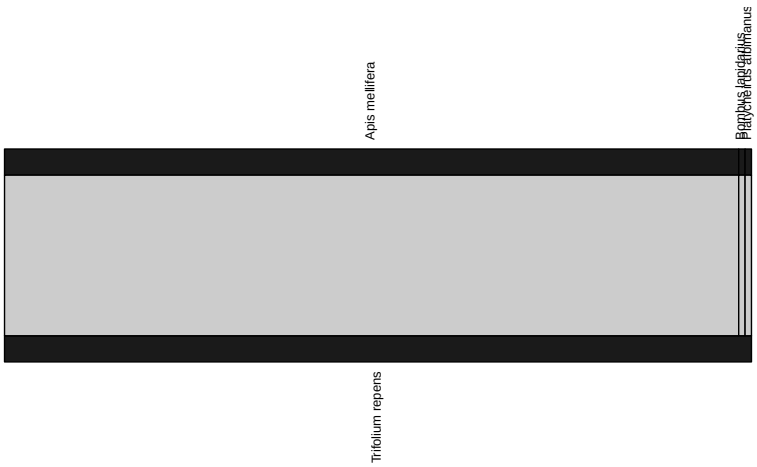


FIGURE A.129 – Rondes Bosses Tonte fin juillet

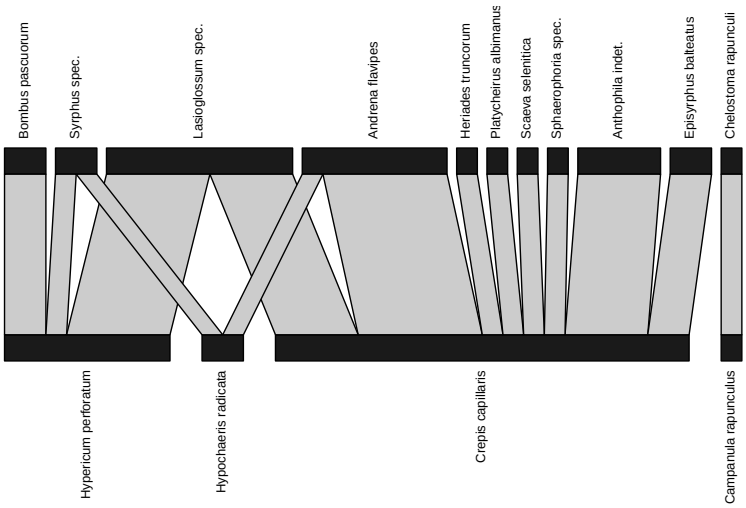


FIGURE A.130 – Sc Fauche juin

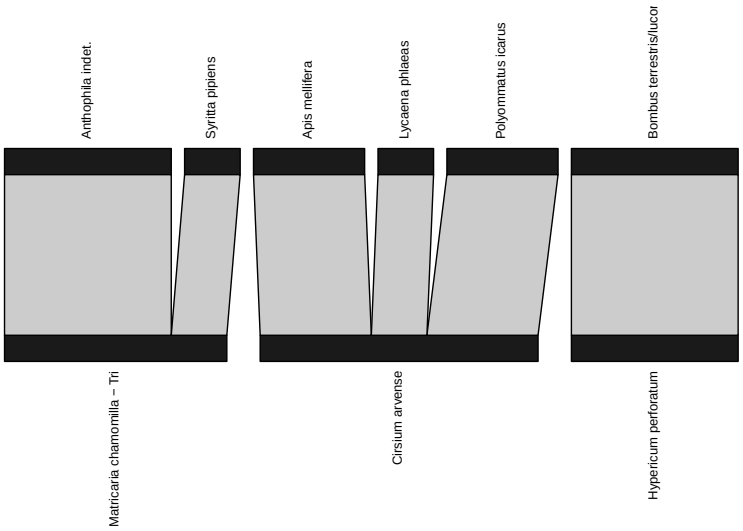


FIGURE A.131 – Sc Fauche mi-juillet

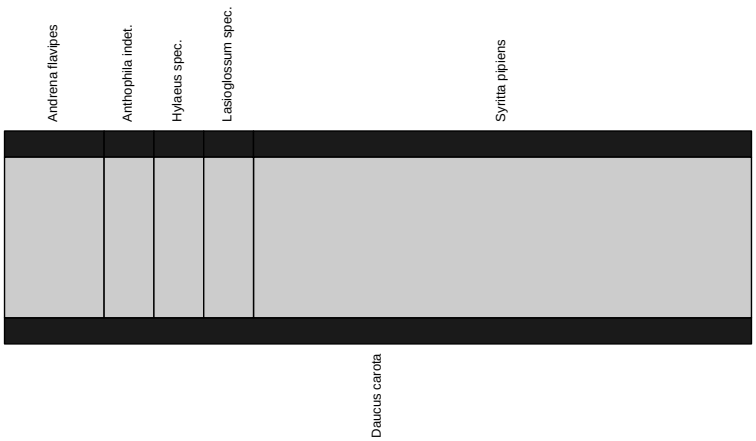


FIGURE A.132 – Sc Fauche fin juillet

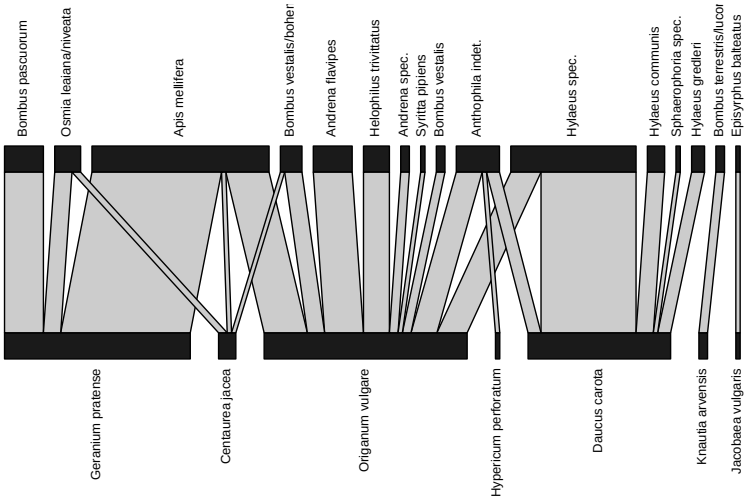


FIGURE A.133 – Serres Fauche juin

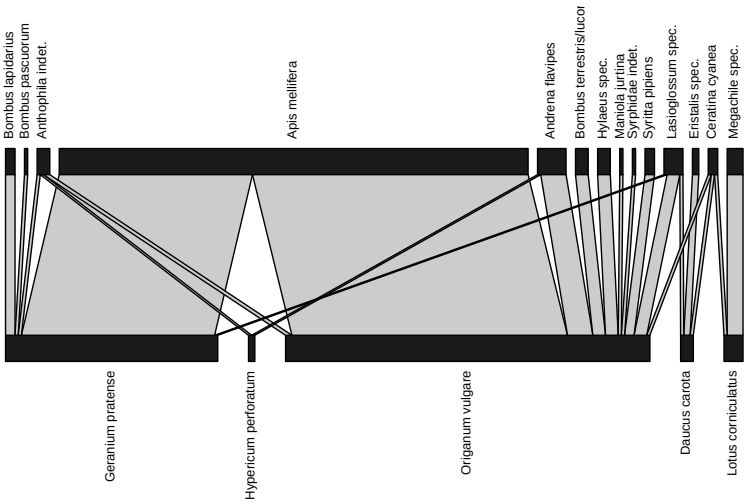


FIGURE A.134 – Serres Fauche mi-juillet

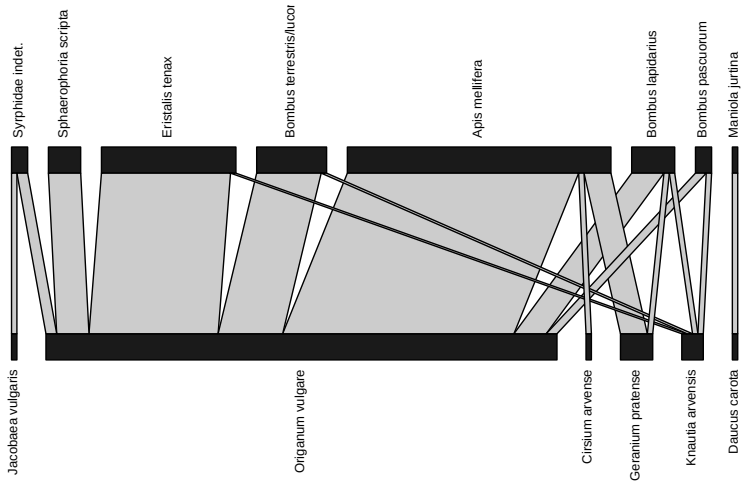


FIGURE A.135 – Serres Fauche fin juillet

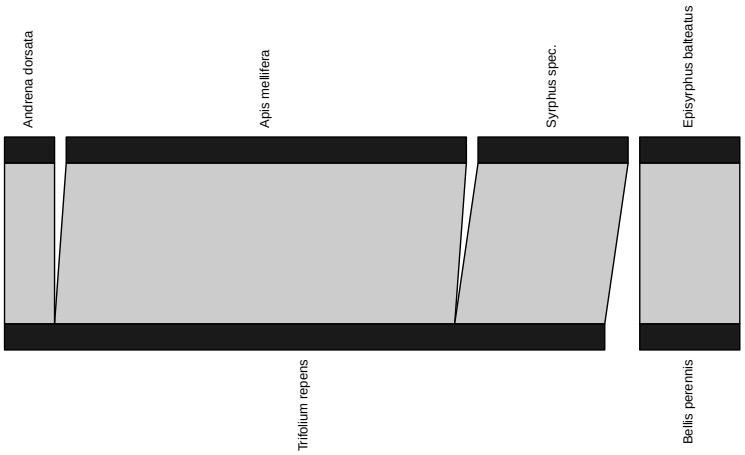


FIGURE A.136 – Source Tonte juin

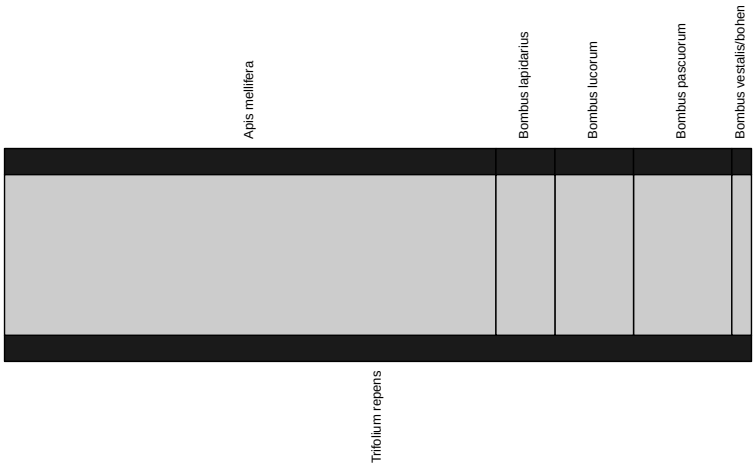


FIGURE A.137 – Source Tonte mi-juillet

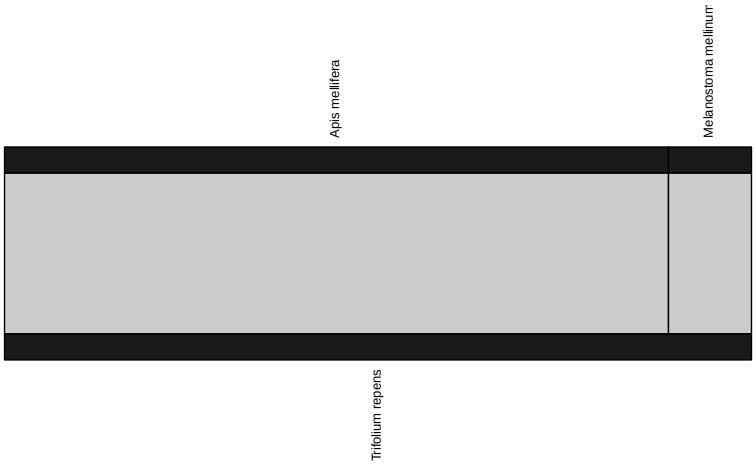


FIGURE A.138 – Source Tonte fin juillet

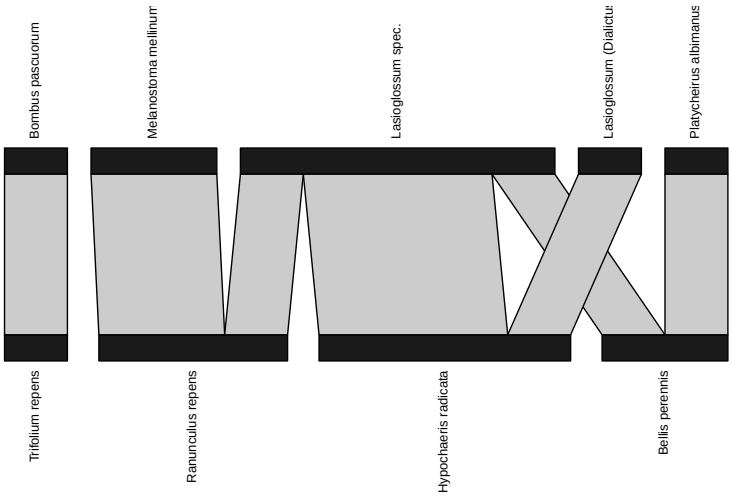


FIGURE A.139 – Stevin Tonte juin

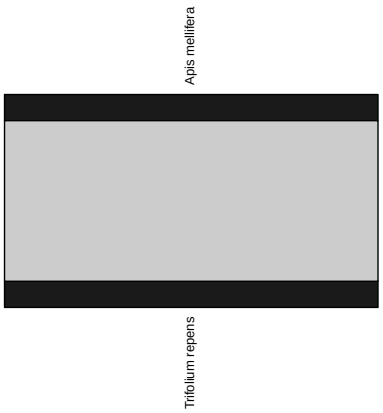


FIGURE A.140 – Stevin Tonte mi-juillet

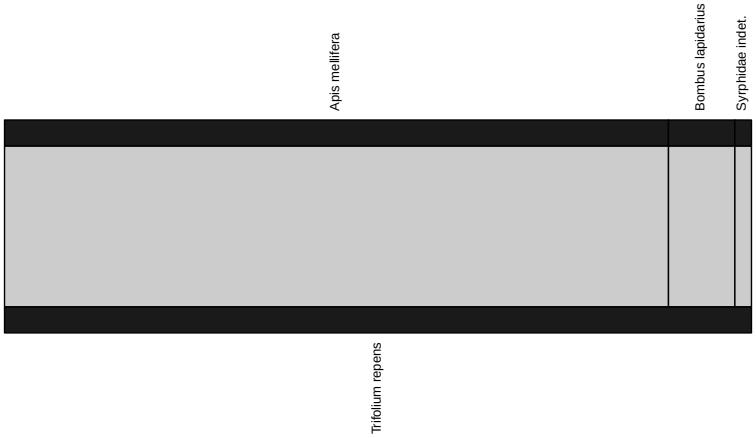


FIGURE A.141 – Stevin Tonte fin juillet

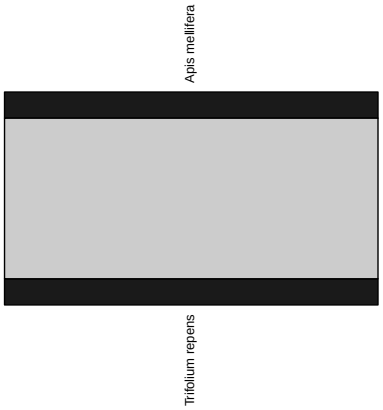


FIGURE A.142 – Vinci Tonte juin

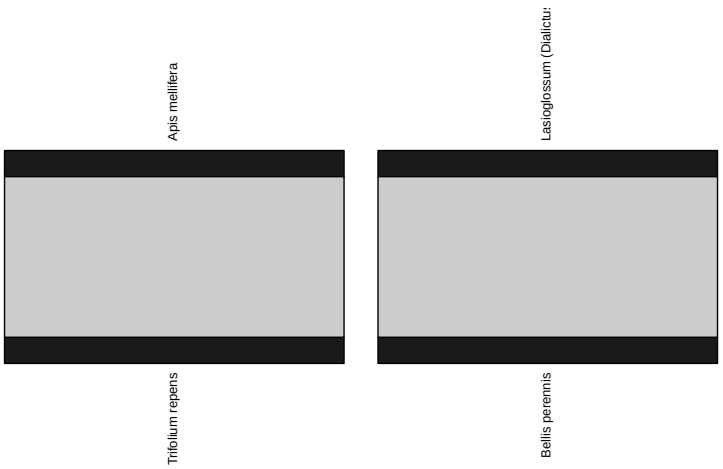


FIGURE A.143 – Vinci Tonte mi-juillet

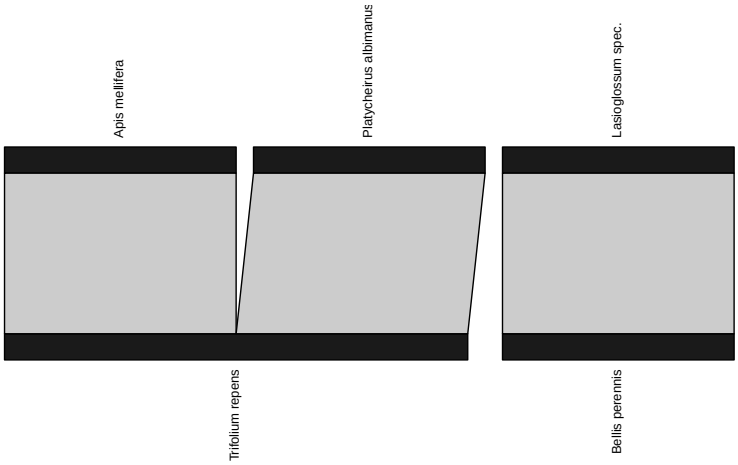


FIGURE A.144 – Vinci Tonte fin juillet

A.9 Tonte - Expérience supplémentaire

A.9.1 Richesse spécifique

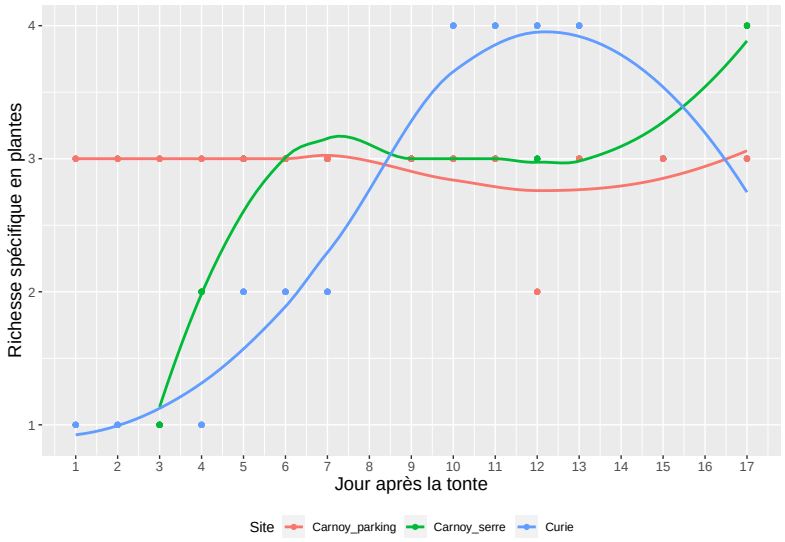


FIGURE A.145 – Richesse spécifique en fleurs après la tonte selon les sites (LMM6_Tonte_S)

A.9.2 Photos au fil des jours

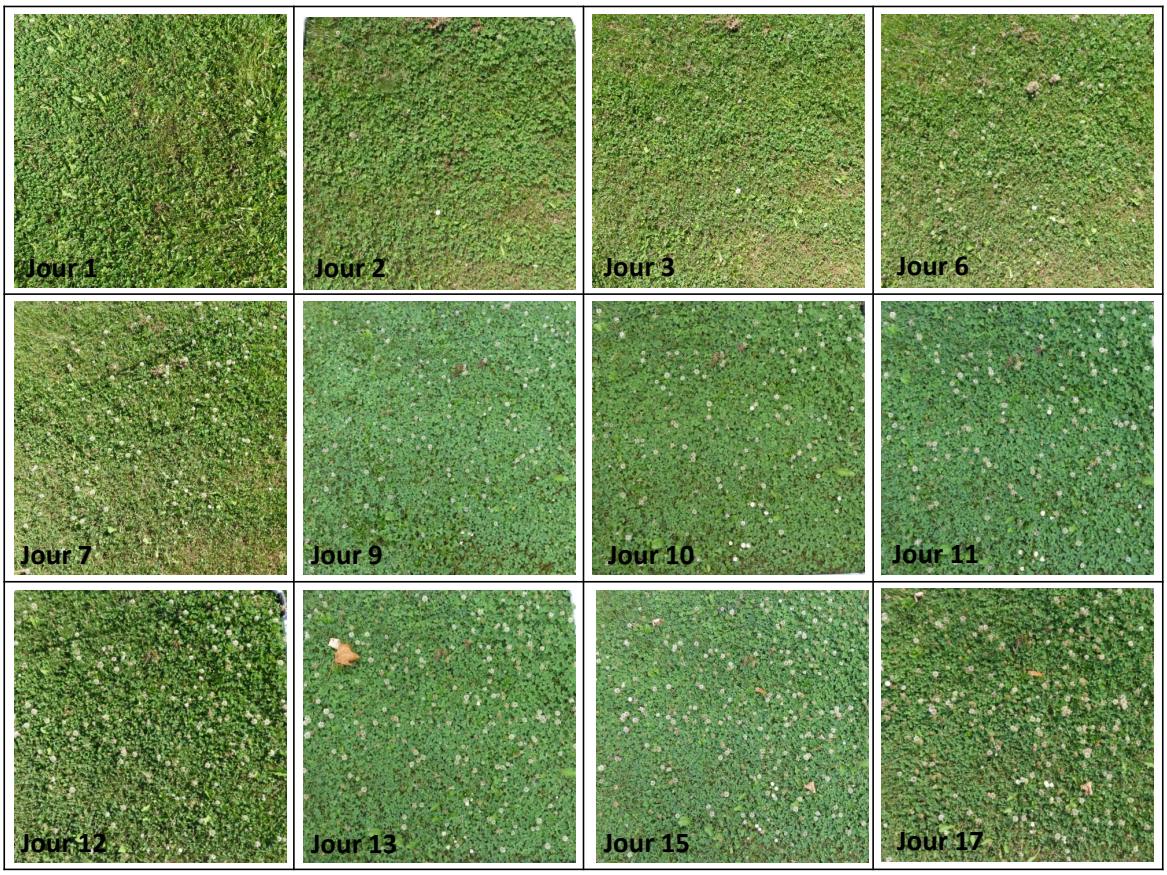


FIGURE A.146 – Tonte - Carnoy Parking

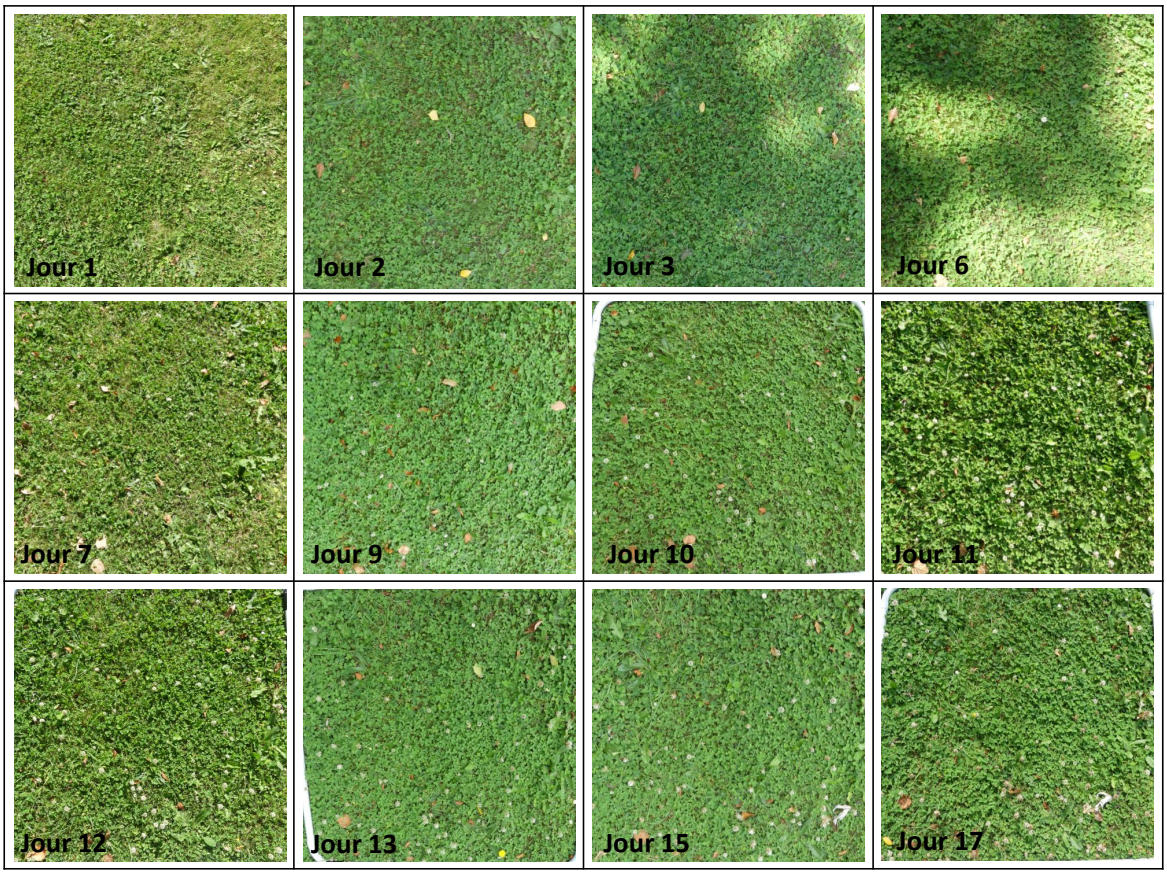


FIGURE A.147 – Tonte - Carnoy Serre

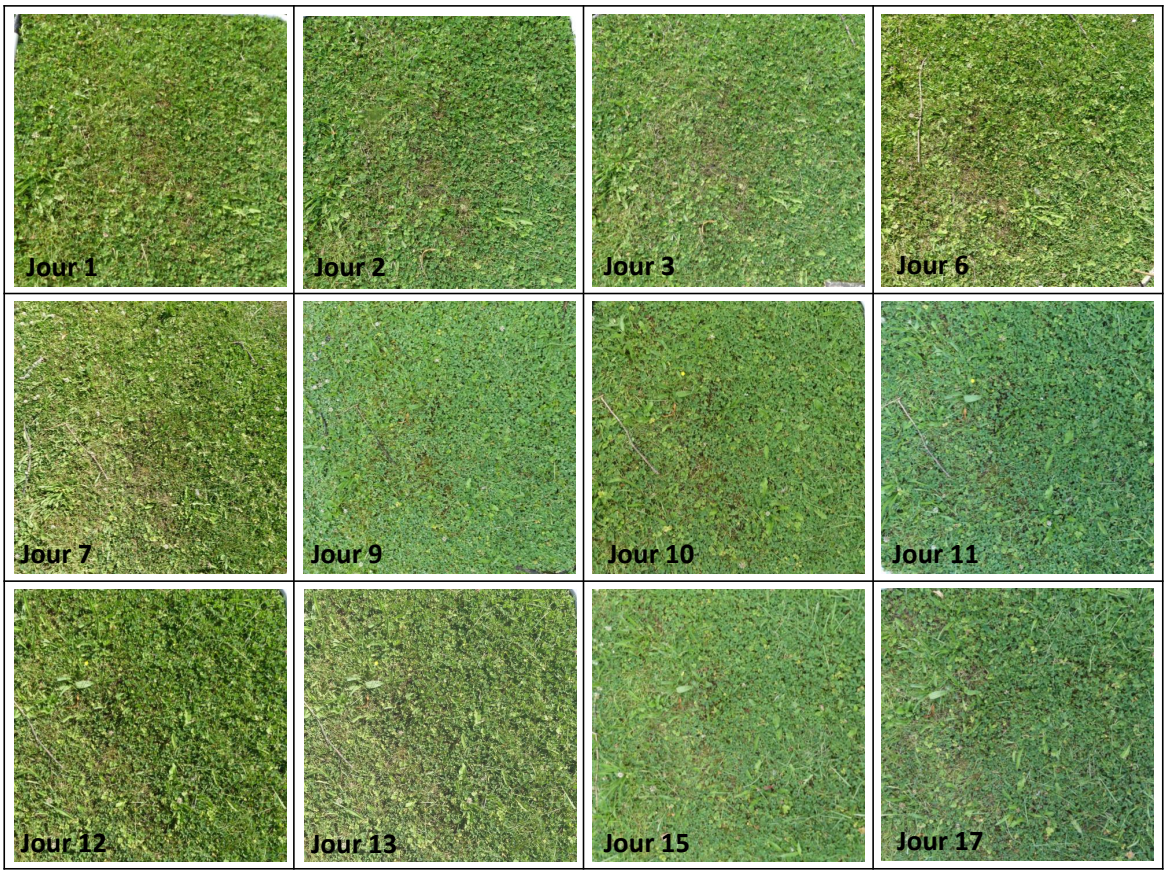


FIGURE A.148 – Tonte - Curie

A.10 Enquête publique

A.10.1 Illustrations du questionnaire



FIGURE A.149 – Enquête - Illustration préférences esthétiques



FIGURE A.150 – Enquête - Illustration préférences écologiques



FIGURE A.151 – Enquête - Illustration bordures de prés fauchés

A.10.2 Résultats

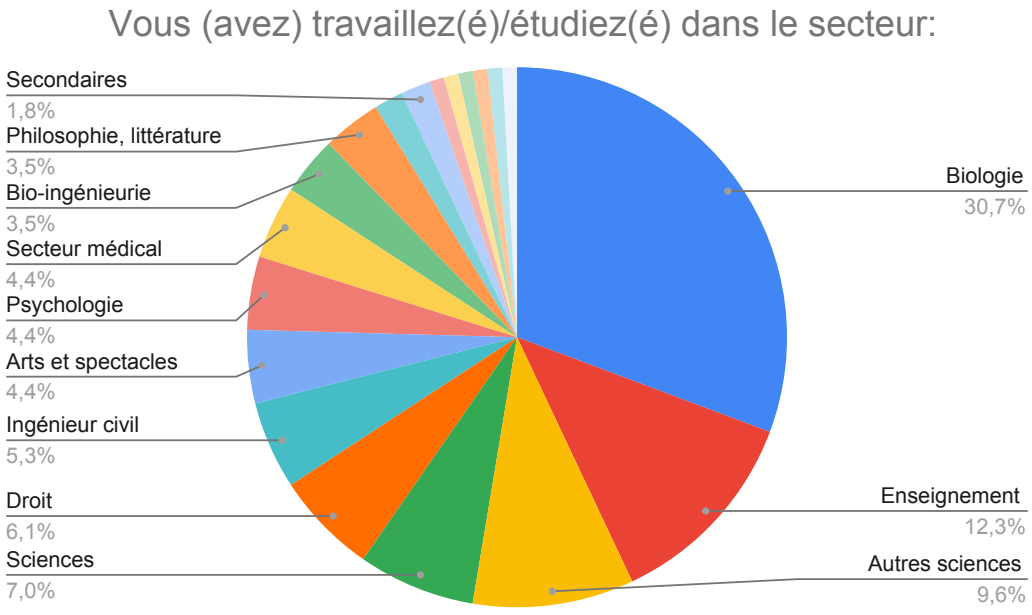


FIGURE A.152 – Enquête - Secteur d'étude/de travail

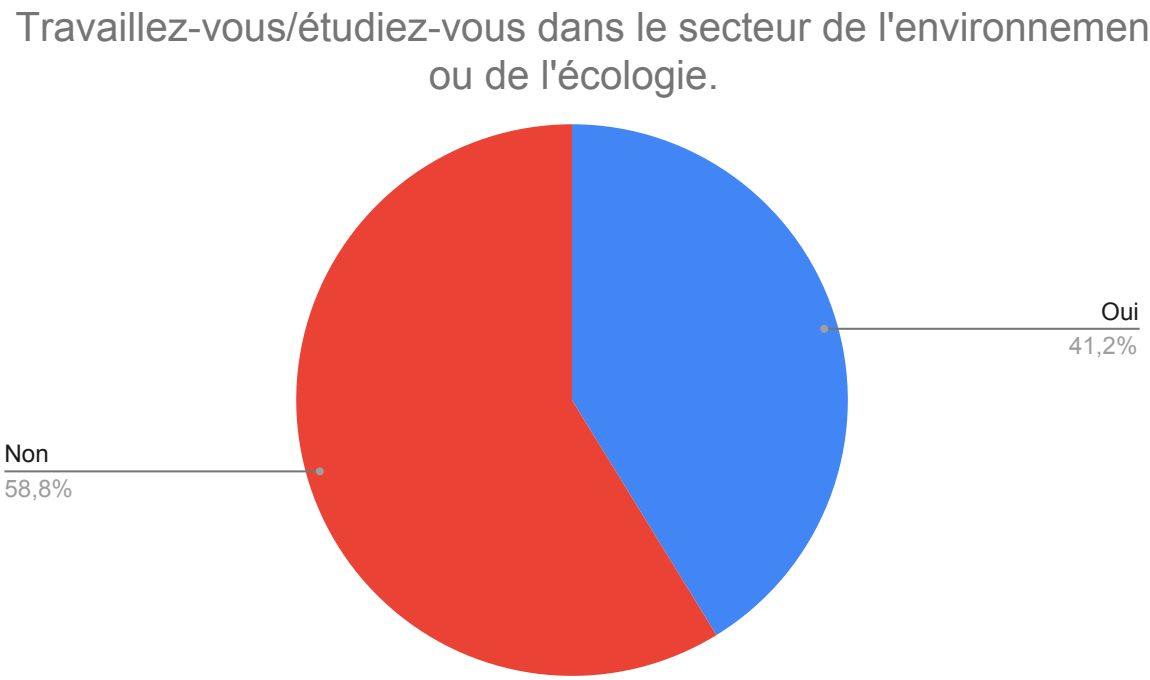


FIGURE A.153 – Enquête - Secteur de l'environnement ou de l'écologie

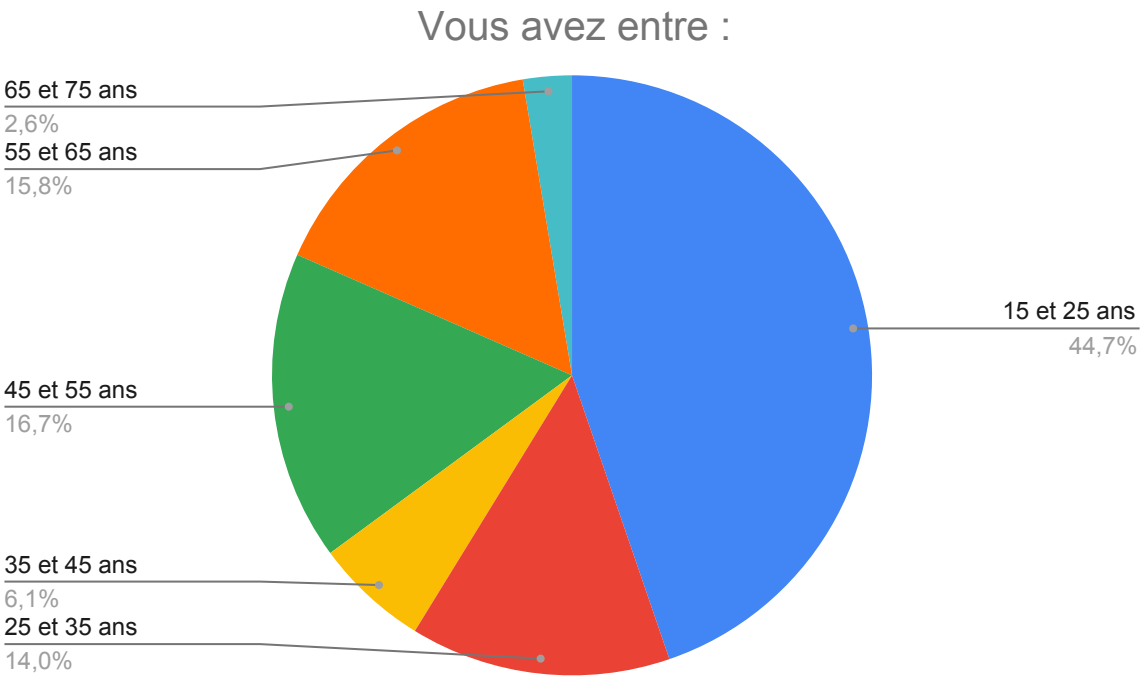


FIGURE A.154 – Enquête - Tranches d'âges

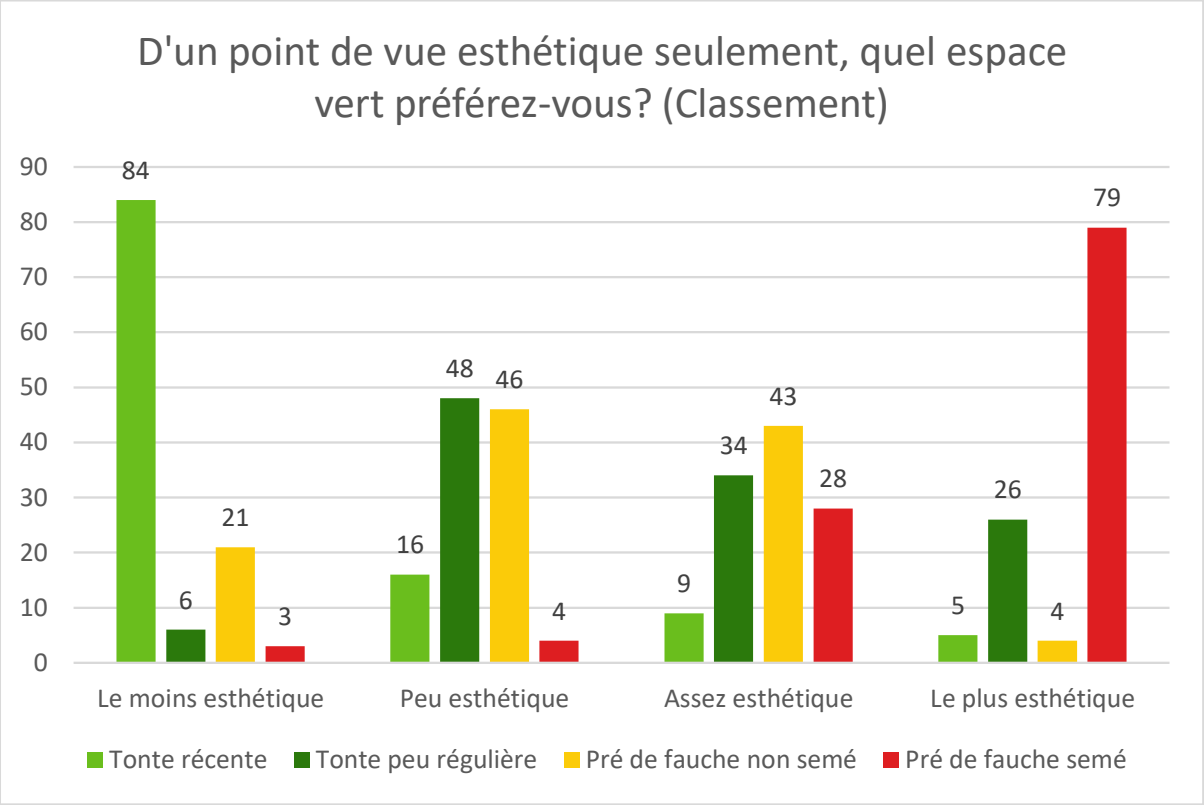


FIGURE A.155 – Enquête - Préférences esthétiques

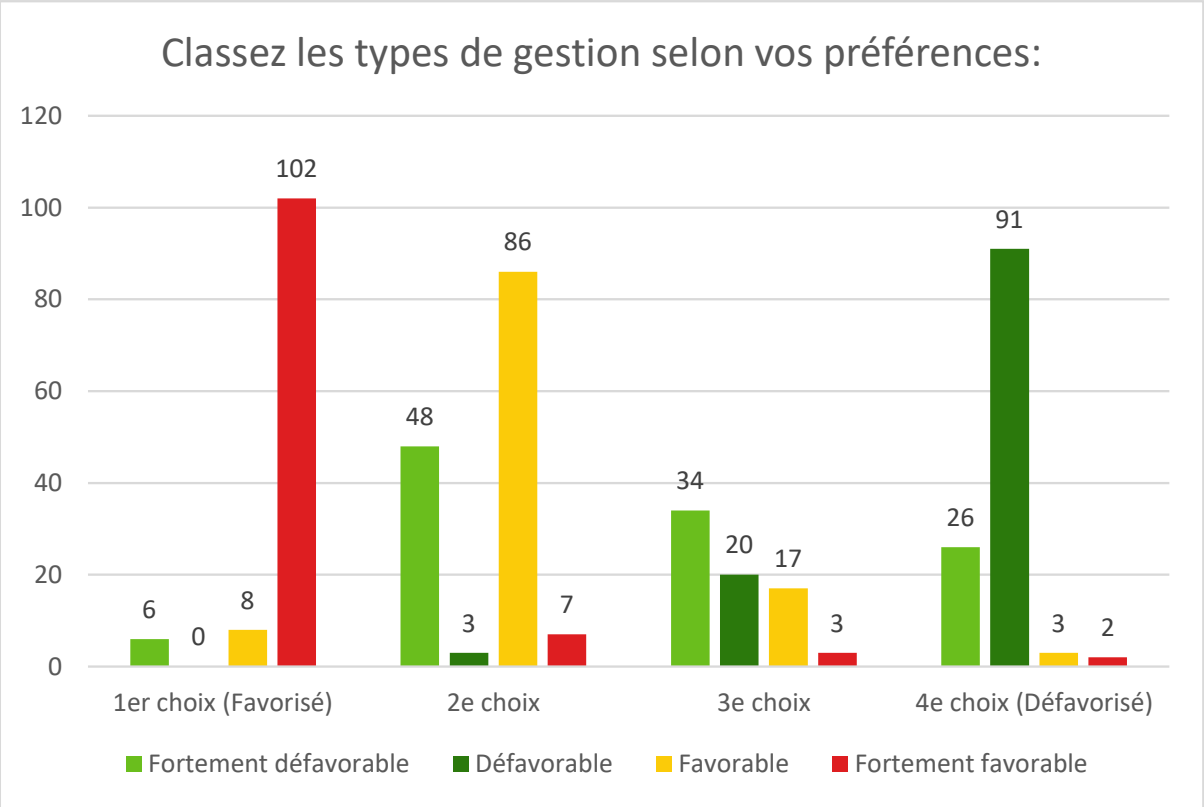


FIGURE A.156 – Enquête - Préférences «écologiques»

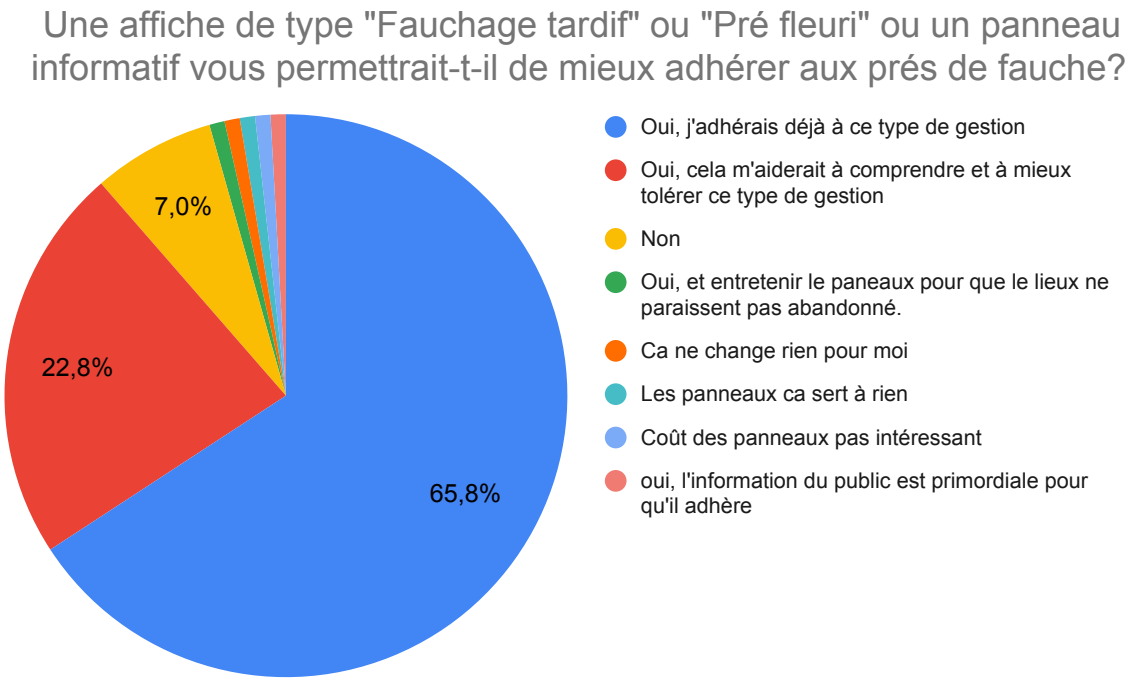


FIGURE A.157 – Enquête - Affiche de sensibilisation

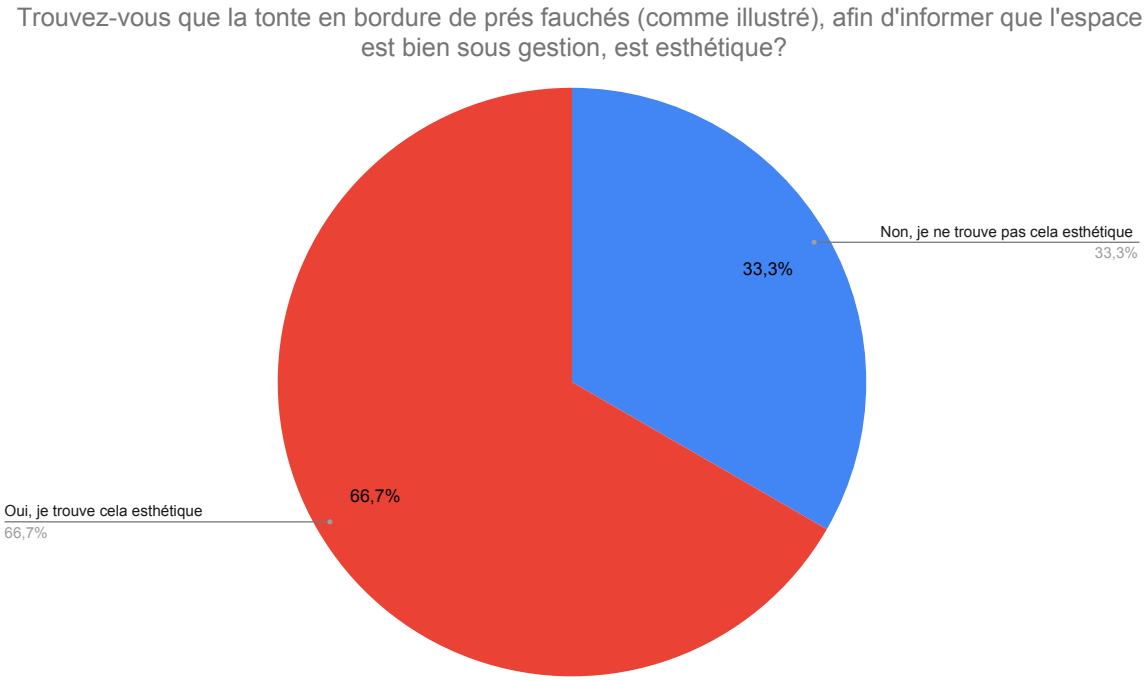


FIGURE A.158 – Enquête - Bordures de prés fauchés : esthétisme

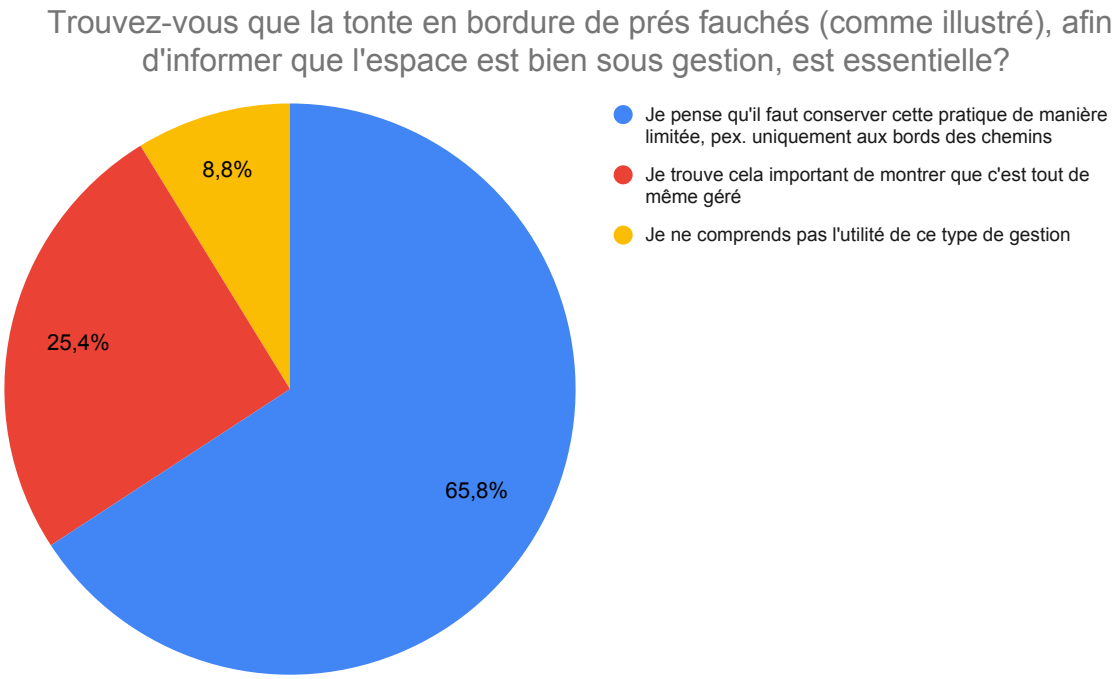


FIGURE A.159 – Enquête - Bordures de prés fauchés : utilité

A.11 Sécheresse été 2022

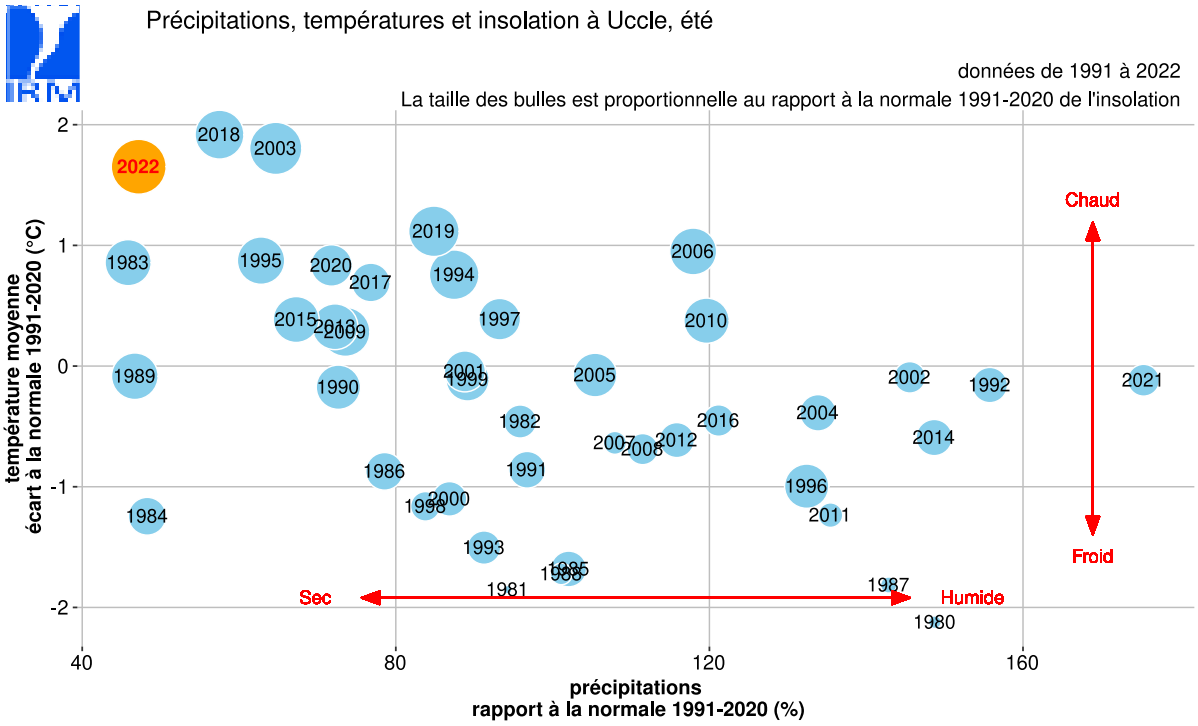


FIGURE A.160 – Données de Température, précipitation et insolation à Uccle en été, comparant les années. Extrait de INSTITUT ROYAL MÉTÉOROLOGIQUE DE BELGIQUE (IRM) 2022

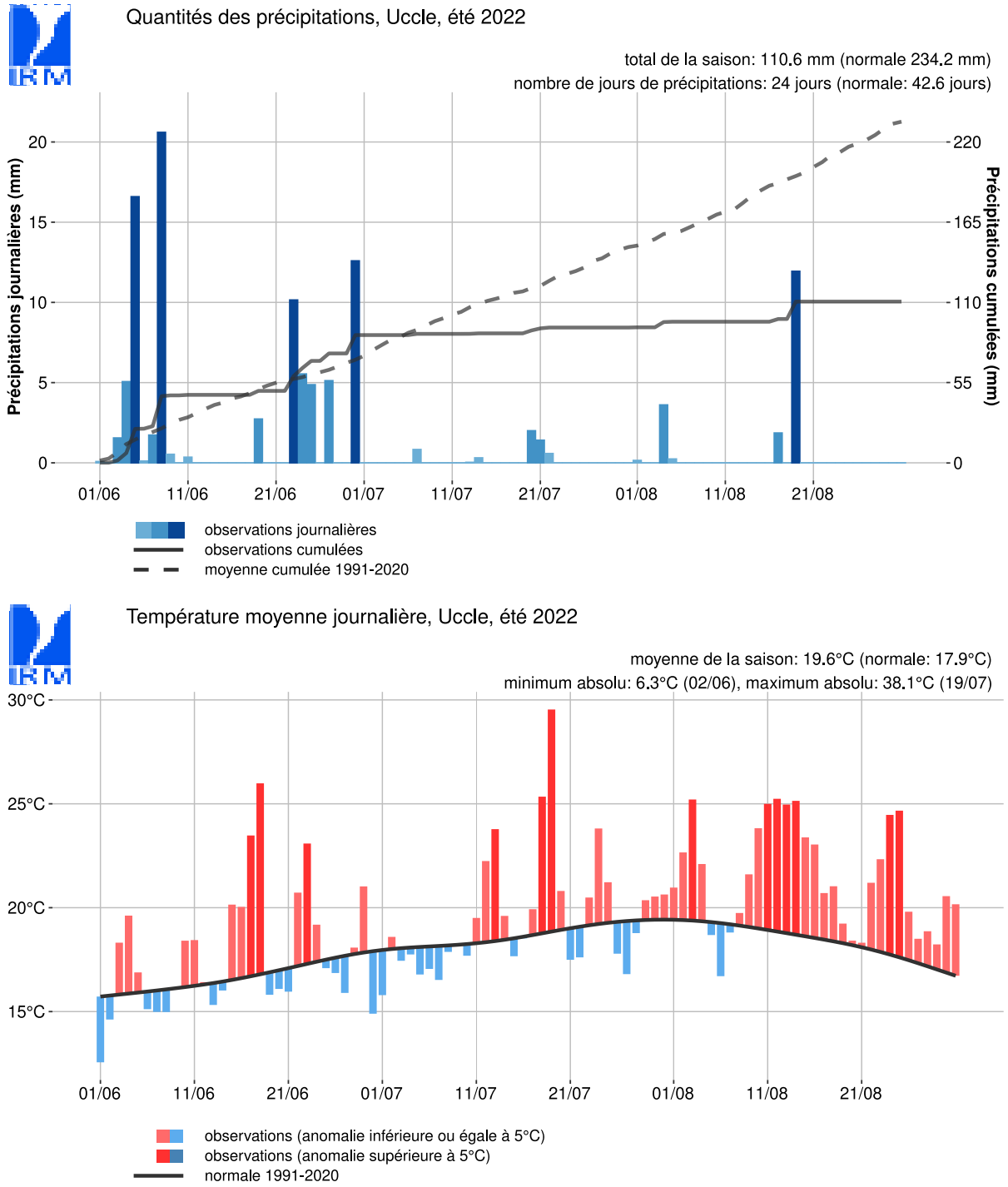


FIGURE A.161 – Précipitations et températures journalières à Uccle, été 2022. Extrait de INSTITUT ROYAL MÉTÉOROLOGIQUE DE BELGIQUE (IRM) 2022

A.12 Nombre d'espèces de plantes différentes visitées par les différents taxa de pollinisateurs

TABLEAU A.11 – Nombre d'espèces de plantes différentes visitées par les différents taxa de pollinisateurs

Taxa de pollinisateurs	Nombre d'espèces de plantes différentes	Taxa de pollinisateurs	Nombre d'espèces de plantes différentes	Taxa de pollinisateurs	Nombre d'espèces de plantes différentes
Lasioglossum spec.	22	*Bombus pratorum*	3	*Dasypoda hirtipes*	1
Anthophila indet.	17	*Ceratina cyanea*	3	*Dasysyrphus albostriatus*	1
Syrphus spec.	16	*Cheilosia spec.*	3		
Episyrphus balteatus	15	*Chelostoma rapunculi*	3	*Eristalis arbustorum/ abusiva*	1
Syrphidae indet.	15	*Eristalis arbustorum*	3		
Bombus lapidarius	14	*Pieris spec.*	3	*Eupeodes latifasciatus*	1
Bombus pascuorum	13	*Andrena fulvago*	2	*Halictidae indet.*	1
Eristalis tenax	11	*Andrena humilis*	2	*Helophilus trivittatus*	1
Sphaerophoria spec.	11	*Bombus lucorum*	2	*Hylaeus communis*	1
Platycheirus albimanus	10	*Cerceris rybyensis*	2	*Hylaeus gredleri*	1
Sphaerophoria scripta	10	*Cerceris spec.*	2	*Lasioglossum leucozonium*	1
Apis mellifera	9	*Euclidia glyphica*	2		
Hylaeus spec.	9	*Eupeodes luniger*	2	*Lasioglossum sexnotatum*	1
Syritta pipiens	9	*Lasioglossum (Sphecodogastra) - sp.*	2	*Lycaena phlaeas*	1
Andrena flavipes	8				
Heriades truncorum	8	*Megachile centuncularis*	2	*Macroglossum stellatarum*	1
Polyommatus icarus	8				
Andrena spec.	7	*Melanostoma mellinum*	2	*Megachile willughbiella*	1
Bombus vestalis/ bohemicus	7	*Melanostoma mellinum - Platycheirus albimanus*	2	*Melanostoma spec.*	1
Eristalis spec.	7			*Mesembrina meridiana*	1
Eupeodes corollae	7				
Lasioglossum (Dialictus)	7	*Myathropa florea*	2	*Neoascia spec.*	1
Maniola jurtina	7	*Osmia leaiana/niveata*	2	*Nowickia ferox*	1
Megachile spec.	7	*Aglais io*	1	*Osmia spinulosa*	1
		Andrena dorsata	1	*Panurgus calcaratus*	1
Bombus terrestris/ lucorum/magnus/ cryptarum	6	*Andrena minutula-gr.*	1	*Paragus haemorrhous*	1
		Andrena proxima	1	*Pieris napi*	1
Syrphus ribesii	6	*Andrena rosae*	1	*Pieris rapae*	1
Eristalis nemorum	5	*Bombus spec.*	1	*Pipizella spec.*	1
Helophilus pendulus	5	*Bombus vestalis*	1	*Pipizella viduata*	1
Lasioglossum (Leuchalictus) - spec.	5	*Carcharodus alceae*	1	*Pyronia tithonus*	1
		Cerceris arenaria	1	*Scaeva pyrastri*	1
Aricia agestis	4	*Cheilosia pagana*	1	*Scaeva selenitica*	1
Eristalis pertinax	4	*Cheilosia variabilis*	1	*Scaeva spec.*	1
Halictus scabiosae	4	*Colletes daviesanus/ fodiens/similis*	1	*Stelis punctulatissima*	1
Sphecodes spec.	4			*Stomorhina lunata*	1

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN
Faculté des sciences
Place des Sciences, 2 bte L6.06.01, 1348 Louvain-la-Neuve, Belgique | www.uclouvain.be/sc