

## Faculté des Sciences



**Effet des facteurs pédologiques sur les communautés d'abeilles sauvages dans les potagers de la commune de Mons**

Mémoire de fin d'étude

Présenté par :

Jordan BENREZKALLAH

Master en Biologie des Organismes et Ecologie

Finalité Approfondie

Superviseur :

Denis MICHEZ, laboratoire de Zoologie, UMONS,  
Belgique, Mons

Encadrant :

William FIORDALISO

Août 2022



Faculté  
des Sciences

Année académique 2021-2022





# Remerciements

Premièrement, je souhaite remercier Denis Michez, professeur et superviseur de ce mémoire, pour son accueil au sein du laboratoire de Zoologie et de ses conseils tout au long de mon parcours.

Je tiens tout particulièrement à remercier mon cher assistant de Zoologie et encadrant, William Fiordaliso, pour sa bonne humeur, ses conseils, ses corrections, ses identifications, son expertise en statistique et son encadrement malgré toute la charge de travail qui l'incombe. Je souhaite également remercier Thomas James Wood pour l'identification des espèces les plus subtiles.

Je présente ma gratitude à l'ensemble du laboratoire de Zoologie pour son accueil chaleureux, et plus particulièrement au technicien Dimitri Evrard qui répond toujours positivement à mes moult demandes.

Je tiens évidemment à remercier Florine Pecquereau, mon binôme pour les collectes et Maxime Benoît pour son travail sur les échantillons de sol.

Je remercie les rapporteurs de ce travail, Mira Boustani et Matthias Gosselin d'avoir accepté de relire ce travail.

Je remercie mon ami et champion de Scrabble national Valentin Sampoux et ma grand-mère Annick Ladavid d'avoir acceptés de corriger la syntaxe de ce travail.

Je souhaite également remercier les autres mémorants pour le soutien mutuel et les moments de détentes que l'on a pu s'apporter tout au long de nos études et plus particulièrement à mon camarade Rémi Santerre.

Merci à vous tous et à tous ceux que je n'aurais pas cités et qui ont participé de près ou de loin à l'élaboration de ce travail.

## Résumé

Les villes post-industrielles contiennent d'abondants espaces vacants et sont de plus en plus reconnues pour leur potentiel de conservation des pollinisateurs. Parallèlement, l'héritage industriel de ces écosystèmes urbains a entraîné des niveaux de métaux lourds dans le sol de surface, ce qui est susceptible de nuire aux populations d'abeilles. Les abeilles sont essentielles tant sur le plan écologique qu'économique. La préservation et la conservation de ces insectes représentent donc un défi majeur. Environ la moitié des espèces de Belgique nidifient dans le sol et passent une grande partie de leur cycle de vie en contact avec le sol. Il n'existe que peu d'information quantitative sur les préférences de nidification dans le sol ni de l'effet des métaux lourds sur les communautés d'abeilles sauvages. Dans un premier temps, cette étude s'intéresse à comparer des communautés d'abeilles des parcs et des potagers urbains, et dans un second temps, essayer de comprendre les facteurs structurant ces communautés. La première étape consiste à inventorier les abeilles et réaliser des

prélèvements de sols sur les différents sites. Les données obtenues ont permis de décrire les caractéristiques des assemblages, autant du point de vue des groupes taxonomiques que de leurs traits écologiques. Ensuite, les données récoltées ont été soumises à différentes analyses statistiques. Plusieurs indices de diversité ont été calculés afin d'évaluer la diversité des sites échantillonnés. D'autres analyses ont tenté de mettre en évidence l'impact des métaux lourds et de la texture du sol sur les communautés d'abeilles.

Au total, 102 espèces ont été inventoriées, dont 3 espèces menacées au niveau national. Une partie des potagers se sont avérés particulièrement intéressant. Les modèles n'ont pas associé les métaux lourds et la granulométrie à une différence de diversité. Toutefois, il a été montré qu'un site ayant des concentrations élevées de métaux lourds peut abriter une importante biodiversité si une gestion appropriée est entretenue. Les observations recueillies ont permis de proposer différentes perspectives de gestions pour les espaces urbains.

## Summary

Post-industrial cities contain abundant vacant space and are increasingly recognized for their potential to conserve pollinators. At the same time, the industrial history of these urban ecosystems has brought in heavy metal levels in the surface soil, which is likely to harm bee populations. Bees are essential both ecologically and economically. The preservation and conservation of these insects is therefore a major challenge. About half of the species in Belgium nest in the soil and spend a large part of their life cycle in contact with the soil. There is little quantitative information on soil nesting preferences and the effect of heavy metals on wild bee communities.

In a first step, this study is interested in comparing bee communities in parks and urban vegetable gardens, and in a second step, trying to understand the factors structuring these communities.

The first step was to inventory the bees and take soil samples on the different sites. The data obtained made it possible to describe the characteristics of the assemblages, as much from the point of view of the taxonomic groups as their ecological traits. Then, the collected data were submitted to different statistical analyses. Several diversity indices were calculated to evaluate the diversity of the sampled sites. Other analyses attempted to highlight the impact of heavy metals and soil texture on bee communities.

In total, 102 species were inventoried, including 3 nationally threatened species. Some of the vegetable gardens proved to be particularly interesting. The models did not associate heavy metals and granulometry with a difference in diversity. However, it was shown that a site with high concentrations of heavy metals can support significant biodiversity if proper management is maintained. The observations collected allowed us to propose different management perspectives for urban spaces.

# Table des matières

<b>1</b>	<b>Introduction</b>	<b>1</b>
1.1	Les abeilles . . . . .	1
1.1.1	Généralités . . . . .	1
1.1.2	Pollinisation et service écosystémique . . . . .	5
1.1.3	Déclin des abeilles . . . . .	10
1.2	Conservation et méthodes de gestion . . . . .	13
1.3	Abeilles en ville . . . . .	15
<b>2</b>	<b>Objectifs du mémoire</b>	<b>20</b>
<b>3</b>	<b>Matériel et méthode</b>	<b>22</b>
3.1	Zone d'étude . . . . .	22
3.2	Travail sur le terrain . . . . .	24
3.3	Préparation des spécimens et identification . . . . .	26
3.4	Prélèvement d'échantillons du sol . . . . .	27
3.5	Analyses numériques des communautés d'abeilles sauvages . . . . .	27
3.5.1	Base de données et environnement de travail . . . . .	27
3.5.2	Evaluation de la biodiversité . . . . .	28
3.5.3	Estimateurs de la richesse spécifique . . . . .	28
3.5.4	Courbe d'accumulation et complétude de l'échantillonnage (extrapolation) . . . . .	32
3.5.5	Mesure de la diversité . . . . .	33
3.5.6	Raréfaction (interpolation) . . . . .	34
3.5.7	Diversité $\beta$ . . . . .	35
3.5.8	Modélisation des effets de la pollution sur la diversité . . . . .	37
<b>4</b>	<b>Résultats</b>	<b>40</b>
4.1	Description des communautés et caractérisation de l'échantillonnage . . . . .	40
4.2	Comparaison des communautés . . . . .	41
4.3	Analyses des facteurs abiotiques . . . . .	46

4.4	Étude de cas . . . . .	49
<b>5</b>	<b>Discussion</b>	<b>52</b>
5.1	Caractéristiques de la communauté d'abeille . . . . .	52
5.2	Effet des facteurs environnementaux sur les communautés . . . . .	55
5.3	Recommandations . . . . .	56
<b>6</b>	<b>Conclusion et perspectives</b>	<b>58</b>
<b>7</b>	<b>Références</b>	<b>60</b>
<b>8</b>	<b>Annexe</b>	<b>80</b>

## Table des figures

3.3 Diagramme montrant les différences entre l'ordination sans contrainte, la régression multiple et l'ordination avec contrainte (adapté de Legendre et Legendre (2012)) . . . . .	39
4.1 Barplot représentant les espèces par rang d'abondance et courbe de Pareto pour l'ensemble des espèces capturées sur les sites. Les lignes verticales distinguent les 12 singletons et 9 doubletons qui ont été capturés. Figure réalisée à l'aide du package <i>ggplot2</i> (Wickham, 2016). . . . .	42
4.2 Heatmap représentant l'abondance des espèces d'abeilles sur chaque site. Le gradient de couleur indique le nombre de spécimens capturés. Les spécimens <i>Osmia bicornis</i> , <i>Bombus pascuorum</i> et <i>Terrestrisbombyx sp.</i> ont été retirés. Figure réalisée à l'aide du package <i>ggplot2</i> (Wickham, 2016). . . . .	43
4.3 Courbes de raréfaction interpolant le nombre d'espèces observées en fonction du nombre de spécimens capturés. L'axe vertical indique le nombre d'individus auxquels les sites ont été rarifiés (39). La forme des courbes nous renseigne sur la complétude des sites. Figure réalisée à l'aide du package <i>ggplot</i> et <i>vegan</i> . . . . .	44
4.4 Nombre de Hill raréfiés sur base du taux de couverture des différents sites selon les trois premiers ordres de Hill ( $a = 0, 1, 2$ ). . . . .	45
4.5 Représentation de la dissimilarité entre les sites. La dissimilarité s'étend de 0 à 1, une valeur de 0 indique une dissimilarité nulle. La méthode de Bray-Curtis a été utilisée sur des données d'abondance non-raréfiées. Figure réalisée à l'aide de la fonction <i>vegdist()</i> et <i>pheatmap()</i> des packages <i>vegan</i> et <i>pheatmap</i> . . . . .	46
4.6 Biplot de l'analyse des correspondances (CA) montrant la distribution de 102 espèces en relation avec leurs distributions à travers les sites échantillonnés. Figure réalisée par la fonction <i>CA()</i> du package <i>FactoMiner</i> . . . . .	48

8.1 Estimation de la complétude de l'échantillonnage pour l'ensemble des sites inventoriés : courbe d'accumulation des espèces par site (intervalle de confiance pour 9999 permutations aléatoires des unités d'échantillonnage). Figure réalisée à l'aide du package <i>vegan</i> ( <i>specaccum()</i> ) (Oksanen <i>et al.</i> , 2022) et <i>plotly</i> (Inc., 2015). . . . .	80
8.2 Heatmap représentant l'abondance des espèces d'abeilles sur chaque site. Le gradient de couleur indique le nombre de spécimens capturés. Figure réalisée à l'aide du package <i>ggplot2</i> (Wickham, 2016). . . . .	82
8.3 Boxplot représentant la distribution du taux de couverture des échantillons. Le taux de couverture est le rapport entre le nombre d'individus observés et le nombre d'individus théoriquement présents. Seul le Parc Bonaert a une couverture médiocre (61 %), suivi de Mel Légume (83 %) et Chasse Cambier (83 %). . . . .	83
8.4 Répartition des spécimens capturés au sein des 22 genres recensés pendant l'étude. Figure réalisée à l'aide du package <i>ggplot2</i> et de son extension <i>ggalluvial</i> (Wickham, 2016). . . . .	84
8.5 Répartition des spécimens capturés au sein des 5 familles recensées pendant l'étude. Figure réalisée à l'aide du package <i>ggplot2</i> et de son extension <i>ggalluvial</i> (Wickham, 2016). . . . .	85
8.6 Analyse en composantes principales (PCA) des quantités de métaux lourds parmi les sites. Données des métaux lourds disponibles en annexe (Tab. 8.9). Figure réalisée à l'aide du package <i>vegan</i> et <i>base</i> . . . . .	86
8.7 Analyse en composantes principales (PCA) des quantités d'azote parmi les sites. Données de l'azote disponible en annexe (Tab. 8.10). Figure réalisée à l'aide du package <i>vegan</i> et <i>base</i> . . . . .	87

8.8 Analyse en composantes principales (PCA) de la texture du sol parmi les sites. Données granulométriques disponibles en annexe (Tab. 8.11). Figure réalisée à l'aide du package <i>vegan</i> et <i>base</i> . . . . .	88
8.9 Quantité des métaux lourds des sites via les analyses du C.A.R.A.H. La coloration varie indépendamment des autres colonnes. Les données sont en <i>mg/kg</i> de matière sèche. Les valeurs seuils sont disponibles via Environnement-Wallonie. . . . .	89
8.10 Quantité d'azote des sites via les analyses du C.A.R.A.H. Les données sont en <i>kg/ha</i> . La coloration varie indépendamment des autres colonnes. Les valeurs seuils sont disponibles via Environnement-Wallonie. . . . .	89
8.11 Granulométrie des sites via les analyses du C.A.R.A.H. Le deuxième tableau additionne les données du premier pour les simplifier. La coloration varie sur l'ensemble des autres colonnes. Les valeurs seuils sont fournies par Environnement-Wallonie. . . . .	90
8.12 Représentation de la texture du sol parmi les sites. . . . .	91
8.13 Répartition des espèces par type de nidification pour chaque site. . . . .	93
8.14 Quantité des métaux lourds échantillonnée dans les sols parmi les sites. Les lignes en pointillé représentent les valeurs seuils pour le type d'usage II (Agricole), les données sont fournies par Environnement-Wallonie. . . . .	94
8.15 Quantité des métaux lourds échantillonnée dans les sols parmi les sites. Les lignes en pointillé représentent les valeurs seuils pour le type d'usage II (Agricole), les données sont fournies par Environnement-Wallonie. . . . .	95

8.16 Quantité des métaux lourds échantillonnée dans les sols parmi les sites. Les lignes en pointillé représentent les valeurs seuils pour le type d'usage II (Agricole), données sont fournies par Environnement-Wallonie. . . . .	96
8.17 Triplot de l'analyse canonique des corrélations (CCA) montrant la distribution de 102 espèces en relation avec la granulométrie du sol. Les espèces les plus en périphérie sont affichées. CCA1 = 8,4 %, CCA2 = 6,7 %. . . . .	97
8.18 Triplot de l'analyse canonique des corrélations (CCA) montrant la distribution de 102 espèces en relation avec la quantité de métaux lourds dans le sol. Les espèces les plus en périphérie sont affichées. CCA1 = 12,8%, CCA2 = 9,7 %. . . . .	98
8.19 Réseau d'interaction entre les polliniseurs et les plantes à fleurs. Les données de 731 spécimens (80 espèces) d'abeilles sauvages ont permis de générer ce graphique à l'aide de la fonction <i>plotweb()</i> du package <i>bipartite</i> . La longueur des boîte indiquent l'abondance relative des espèces. . . . .	99
8.20 Réseau d'interaction entre les genres d'abeilles sauvages et les familles de plantes à fleurs. Les données de 731 spécimens (80 espèces) d'abeilles sauvages ont permis de générer ce graphique à l'aide de la fonction <i>plotweb()</i> du package <i>bipartite</i> . La longueur des boîte indiquent l'abondance relative des espèces. . . . .	100
8.21 Classement des plantes à fleurs comportant le plus d'espèces de polliniseurs observés. . . . .	101
8.22 Classement des plantes à fleurs comportant le plus de spécimens observés. . .	101

# Liste des tableaux

1.1	Diversité des espèces d’abeilles par familles selon différentes régions géographiques (Michez <i>et al.</i> , 2009; Rasmont <i>et al.</i> , 2017; Danforth <i>et al.</i> , 2019; Drossart <i>et al.</i> , 2019; López-Uribe, 2021). . . . .	3
1.2	Caractérisation des degrés de spécialisation simplifiée selon (Müller et Kuhlmann, 2008). . . . .	7
3.1	Description et emplacement des sites. . . . .	23
3.2	Présentation des différents estimateurs en fonction du type de méthodes. .	29
3.3	Trois premiers nombres d’entropie de Rényi <i>et al.</i> $H_a$ et les nombres de Hill correspondants $N_a$ (Legendre et Legendre, 2012). $N_2$ est l’inverse de l’indice de concentration de Simpson ( $\lambda$ ). . . . .	34
5.1	Répartition de la richesse parmi les six familles d’abeilles sauvages. Le pourcentage d’espèces au sein d’une seule famille est indiqué entre parenthèses. .	53
8.1	Estimateurs de la richesse spécifique sur les 15 sites échantillonnés à partir des 102 espèces observées avec 999 permutations. Plusieurs fonctions dans $R$ ont été utilisées. La documentation de la fonction <i>specpool()</i> et <i>estaccumR()</i> n’indique pas clairement quel estimateur de Chao a été utilisé ( <i>Chao1</i> ou <i>Chao2</i> ). Les chiffres ont été arrondis à l’unité. . . . .	81

8.2 Détails de la diversité des sites : abondance observée ( $N_{obs}$ ), richesse observée ( $N_0$ ), nombre de Hill non raréfiés d'ordre 1 et 2, et type d'espaces verts. . . . .	84
8.3 Récapitulatif des spécimens capturés sur les sites regroupés par famille et leur catégorie IUCN évaluée par la liste rouge des abeilles de Belgique (Drossart <i>et al.</i> , 2019). CR : Critically Endangered, EN : Endangered, VU : Vulnerable, NT : Near Threatened, LC : Least Concern, DD : Data Deficient. . . . .	85
8.4 Répartition des espèces en fonction de leur socialité. . . . .	102
8.5 Répartition des spécimens en fonction de leur socialité. . . . .	104
8.6 Liste des espèces capturées avec leurs types de nidification. . . . .	106
8.7 Liste des espèces capturées avec leur régime alimentaire (lectisme). . . . .	110

## Acronyme

**ASBL** (Association Sans But Lucratif) est une forme juridique d'association à but non lucratif en Belgique.

**C.A.R.A.H** (Centre pour l'Agronomie et l'Agro-industrie de la Province du Hainaut) est l'ASBL des services agricoles de la Province de Hainaut.

**CCA** (Analyse canonique des corrélations) est une ordination contrainte permettant de comparer deux groupes de variables quantitatives sur une matrice d'individus.

**MAEC** (Méthodes AgroEnvironnementales et Climatiques) mesure de subvention agroécologique, le terme MAE est également utilisé.

**UICN** [IUCN] Union Internationale pour la Conservation de la Nature.

## Glossaire

**Allopolinisation** [AllopolinationCross-pollination] Syn.: Allogamie, Allofécondation, Pollinisation croisée. Ant.: Autopolinisation, Autogamie. Mode de reproduction sexuée des végétaux où les deux gamètes mâles et femelles proviennent de deux individus différents.

**Cleptoparasite** [Kleptoparasite] Syn.: Cleptobiose. Animal qui pond dans les nids ou pille les œufs, les larves ou les réserves de nourriture d'autres espèces. Le terme "abeilles coucous" est également utilisé.

**Communauté** [Community] Ensemble d'espèces partageant un environnement commun.

**Diapause** [Diapause] Phase de vie ralenti observée chez les insectes lors des périodes défavorables.

**Entomogamie** [Entomogamy] Syn.: Entomophilie. Mode de pollinisation assuré par les insectes pollinisateurs (Anthophiles, Diptères, Lépidoptères et Coléoptère).

**Étamine** [Stamen] Structures reproductrices mâles d'une fleur. L'ensemble des étamines forme l'androcéée.

**Gilde** [Guild] Groupe d'espèces qui exploite de manière comparable la même classe de ressources environnementales.

**Hamule** [Hamulus] Crochet reliant l'aile postérieure à l'aile antérieure lors du vol, caractéristique des hyménoptères.

**Monolectique** [Monolectic] Syn.: Monotrophique. Qui butine une seule espèce de plante.

**Métabasitarse** [Metabasitarsus] Premier article du tarse des pattes postérieures.

**Nectaire** [Nectary] Glande sécrétrice de nectar localisée à la base des pièces florales (nectaire floral) ou des feuilles (nectaire extrafloral).

**Oligolectique** [Oligolectic] Syn.: Oligotrophique. Alimentation des abeilles restreinte à quelques taxons de plante (genres et familles). Regroupe les types d'alimentation qualifiés de "oligolectique restreint", "oligolectique large" et "oligolectique éclectique".

**Oligotrophe** [Oligotrophic] Ant.: Eutrophe. Se dit d'un biotope pauvre en minéraux, ou d'un végétal qui se développe dans de tels milieux.

**Ovipositeur** [Ovipositor] Syn.: Tarière, Oviscape. Organe de ponte de certains hyménoptères femelles.

**Pesticide** [Pesticide] Syn.: Biocide, Produit phytopharmaceutique (PPP). Substance chimique destiné à lutter contre des organismes indésirables. Le terme regroupe les herbicides, insecticides, fongicides et autres produits anti-nuisibles.

**Pistil** [Pistil] Structures reproductrices femelles d'une fleur. L'ensemble des étamines forme le gynécée.

**Polylectique** [Polylectic] Syn.: Polytrophique. Alimentation des abeilles butinant une large gamme de taxons de plantes différentes (genres et familles). Regroupe les types d'alimentation qualifiés de "polylectique à forte préférence", "mésoléctique" et "polylectique *sensu stricto*".

**Scopa** [Scopa] Brosse de récolte permettant le transport de pollen.

**Soie** [Setae] Syn.: Setae. Structure microscopique à base de kératine similaire à un poil, provenant de la cuticule, l'articulation se situant dans une ponctuation du tégument. D'apparence plumeuse ou branchue chez les abeilles.

# Chapitre 1 : Introduction

## 1.1 Les abeilles

### 1.1.1 Généralités

Les abeilles sont des insectes de l'ordre des hyménoptères, cet ordre tire son nom de ses deux paires d'ailes membraneuses (du grec *hymen* = couple, *pteron* = aile). Il se différencie des autres ordres de par ses hamuli, des sortes de crochets qui couplent les ailes postérieures aux ailes antérieures (Beutel *et al.*, 2013). Les hyménoptères représentent probablement l'ordre le plus diversifié en nombre d'espèces. Il existe plus de 146 000 espèces décrites et le nombre total est estimé à plus d'un million d'espèces à travers le monde (Huber, 2009; Klopfstein *et al.*, 2013; Forbes *et al.*, 2018).

Parmi ceux-ci, le clade des Aculéates (Aculeata) est un infra-ordre qui regroupe les Chrysidioidea (guêpes coucous), Vespoidea (fourmis, guêpes et frelons), Apoidea regroupant les Sphéciformes et Apiformes (abeilles). Ce clade est caractérisé par la présence d'un aiguillon chez les femelles qui est issu de l'ovipositeur avec lequel elles peuvent piquer (Goulet *et al.*, 1993).

Chez les abeilles (Anthophila), contrairement aux autres hyménoptères, les larves sont nourries uniquement de pollen et de nectar. Il existe cependant des exceptions comme certaines espèces d'abeilles du genre *Trigona* qui sont retournées à un mode de vie carnivore en se nourrissant de charognes (Goulet *et al.*, 1993; Michener, 2007).

Chez les abeilles c'est uniquement la femelle qui s'occupe de la confection du nid et de la collecte de pollen pour sa progéniture. Le nectar fournit de l'énergie grâce aux hydrates

de carbone qu'il contient. Le pollen fournit les protéines nécessaires pour sa progéniture (Danforth, 2007). La femelle possède une brosse de récoltes (scopa) recouverte de soies permettant le transport de pollen. Généralement, la scopa est sur la patte postérieure, et en particulier, de l'élargissement du métabasitarse, elle peut se retrouver sur la face ventrale de l'abdomen chez les Mégachilidés (Megachilidae) ou dorsalement chez le genre *Systropha*. Les espèces cleptoparasites et *Hylaeus* en sont dépourvus, à la place elles utilisent leur jabot et on notera également une pilosité moindre (Michez *et al.*, 2019; Bellmann *et al.*, 2019; Drossart *et al.*, 2019). Une multitude de soies recouvre la scopa. Ces soies auraient été au départ simple chez les hyménoptères, elles auraient eu une fonction d'isolant thermique. Ces soies se seraient ensuite ramifiées ou pectinées chez les anthophiles (Fig. 1.1). La densité et la pectination des soies se sont adaptées à la forme des grains de pollen que les femelles transportent (Thorp, 2000; Michener, 2007).

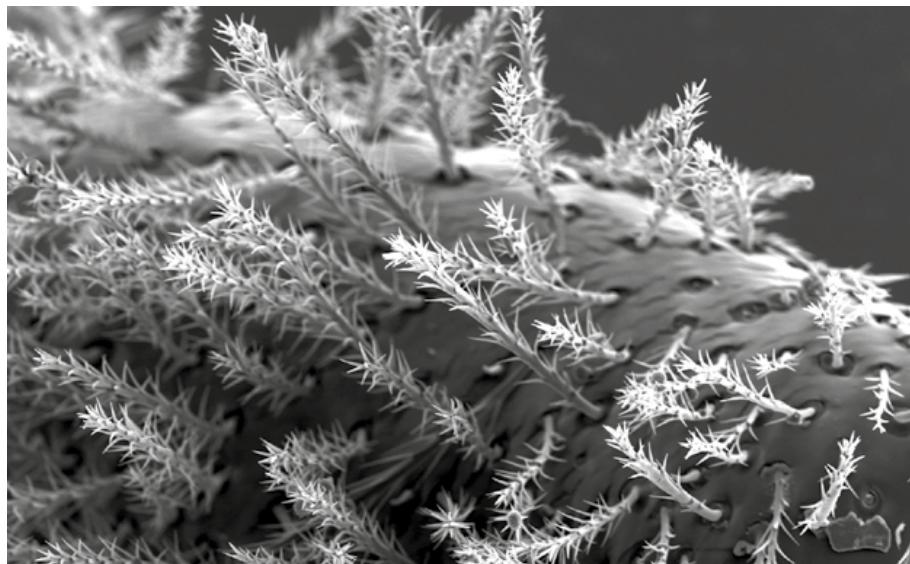


FIGURE 1.1 – Soies du métabasitarse de *Capicola micheneri* (Michez, 2019).

Contrairement aux idées reçues du grand public, les abeilles ne sont généralement pas des animaux sociaux vivant au sein d'une même ruche. Ce mode de vie est plutôt rare parmi les différentes espèces d'abeilles, en effet, plus de 75 % des abeilles ont un mode de vie solitaire dans le monde et dont 61 % en Belgique (Danforth *et al.*, 2019; Drossart *et al.*, 2019). Cette idée préconçue provient de l'association du miel et de l'abeille mellifère, *Apis mellifera*.

Pourtant la diversité des abeilles est considérable à travers le monde (Table 1.1). En effet, il existe presque 21 000 espèces décrites (López-Uribe, 2021) distribuées sur tous les continents à l'exception de l'Antarctique. En Europe, on recense 2 051 espèces décrites et classées en 77 genres (Rasmont *et al.*, 2017).

TABLE 1.1 – Diversité des espèces d'abeilles par familles selon différentes régions géographiques (Michez *et al.*, 2009; Rasmont *et al.*, 2017; Danforth *et al.*, 2019; Drossart *et al.*, 2019; López-Uribe, 2021).

Ordre	Guilde	Famille	Monde	Europe	Belgique	Wallonie
Hymenoptera	Langue courte	Andrenidae	~3 000	489	93	81
		Colletidae	~2 700	146	38	31
		Halictidae	~4 500	344	86	82
		Melittidae	201	39	9	8
		Stenotritidae	21	0	0	0
	Langue longue	Apidae	~6 000	577	101	97
		Megachilidae	~4 100	456	76	8
Total			~21 000	2 051	403	366

Les abeilles sont classées en 7 familles distinctes (Fig. 1.2), qui sont couramment regroupées en deux guildes : les abeilles à langue courte (Halictidae, Andrenidae, Colletidae, Melittidae et Stenotritidae) et les abeilles à langue longue (Apidae et Megachilidae) (Danforth *et al.*, 2006; Michez *et al.*, 2019).

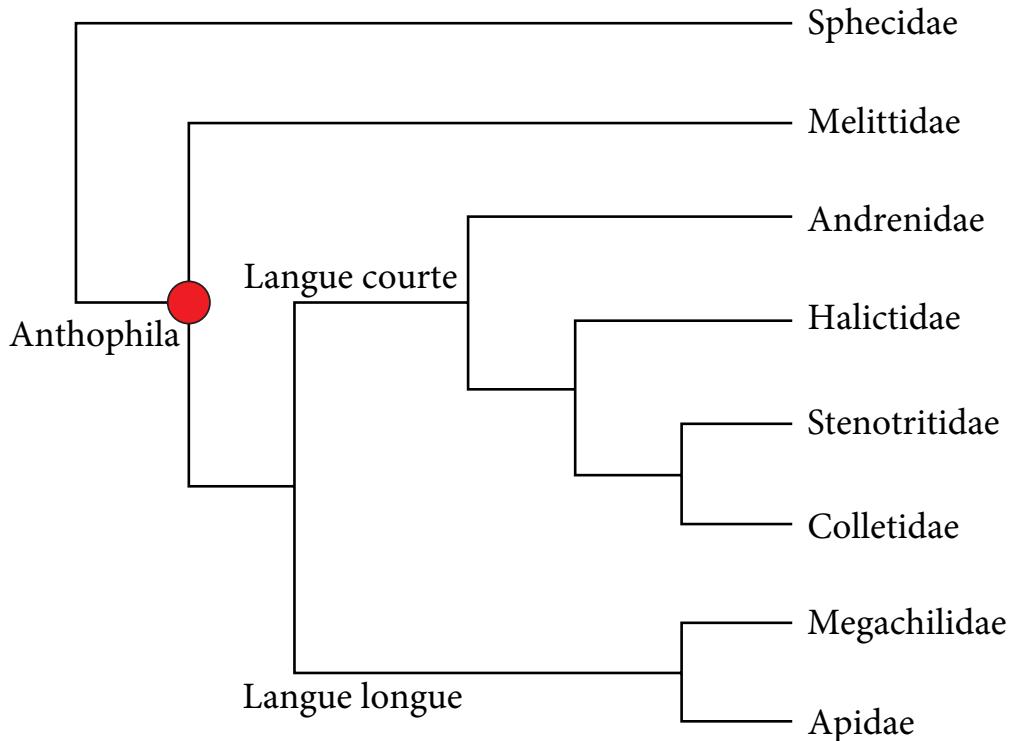


FIGURE 1.2 – Cladogramme représentant les relations de parentés entre les Sphecidae et les 7 familles d'abeilles (Anthophila) contemporaines (López-Uribe, 2021).

Parmi 403 espèces d'abeilles sauvages belges, on dénombre 245 espèces au mode de vie solitaire (Drossart *et al.*, 2019). La survie des espèces solitaires dépend de leur capacité à se synchroniser avec leurs plantes hôtes. En général, la période de vol des abeilles solitaires est courte, leur cycle biologique doit coïncider avec celui de leurs plantes hôtes. Les espèces solitaires restent en diapause jusqu'au moment de l'épanouissement des fleurs, puis butinent lors de cette courte période de temps avant que les fleurs ne flétrissent. De ce fait, les abeilles solitaires sont souvent plus spécialisées. (Raven *et al.*, 2014; Drossart *et al.*, 2019).

### 1.1.2 Pollinisation et service écosystémique

#### Pollinisation

La pollinisation est le transport du pollen émis par les étamines vers les pistils. On parlera d'allopollinisation (pollinisation croisée) lorsque les gamètes mâles et femelles appartiennent à des individus différents, ce qui a pour avantage de favoriser le brassage génétique. La pollinisation est suivie par la fécondation lors de laquelle débutera la maturation des futures graines dans le fruit qui initiera la genèse de la nouvelle génération (Walker, 2020; Ollerton, 2021).

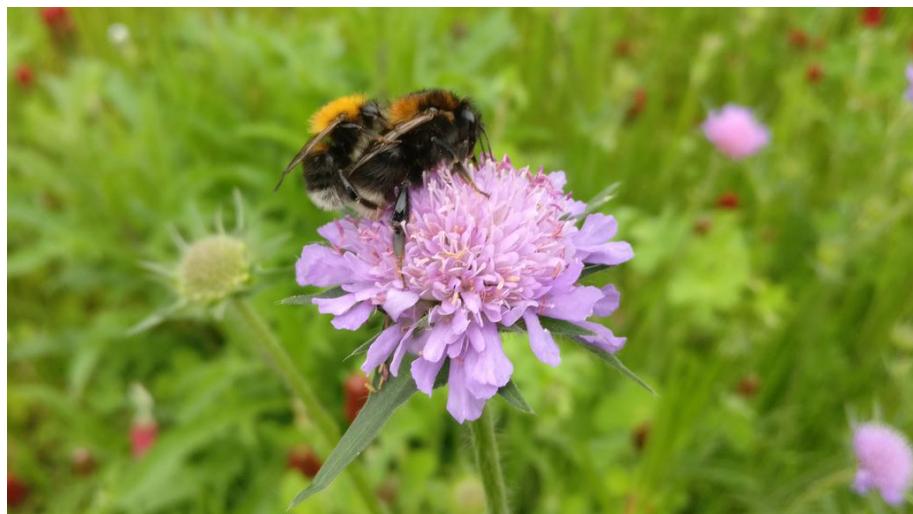


FIGURE 1.3 – *Bombus hypnorum* femelle butinant une fleur de *Knautia arvensis* lors d'un accouplement sur le site du Stivenart. Crédit photo : Jordan Benrezkallah.

Les plantes sont incapables de se déplacer librement. Pour se reproduire elles utilisent différents vecteurs de gamètes (eau, gravité, vent, etc). Deux stratégies sont principalement utilisées, la pollinisation à l'aide du vent (anémogamie) et la pollinisation via les animaux (zoogamie) (Michez *et al.*, 2019).

Au cours de l'évolution des plantes à fleurs (Angiospermes), un ensemble de traits floraux spécifiques (la couleur, la morphologie, l'odeur, la phénologie, etc) a été sélectionné, ce qui a permis d'attirer les visiteurs floraux les plus performants et/ou de repousser les

visiteurs intéressants. La convergence de ces traits floraux est appelée le syndrome de pollinisation, celle-ci s'est réalisée indépendamment des relations phylogénétiques chez les Angiospermes (Proctor *et al.*, 1947). Cette fidélisation propose des avantages mutuels pour les deux espèces. Elle assure à la plante que seuls les pollinisateurs efficaces puissent accéder aux récompenses florales. Tandis que, le pollinisateur a lui accès à une source constante de nourriture (Raven *et al.*, 2014). La relation plante-pollinisateur a été un tel succès que plus de 90 % des espèces de la flore terrestre sont des plantes à fleurs, parmi celles-ci, on estime que plus 80 % des Angiospermes sont pollinisés par les animaux dont la majorité est entomogames (entomophiles), c'est-à-dire pollinisée par les insectes (Ollerton *et al.*, 2011).

Cependant, la relation entre les plantes et les pollinisateurs n'est pas si simple. En effet, le but des plantes n'est pas de nourrir les abeilles et le but des abeilles n'est pas de polliniser les plantes. Si les abeilles le pouvaient, elles conserveraient tout le pollen, c'est d'ailleurs presque le cas pour la fleur de *Campanula rapunculus* seul 4 % du pollen contribue à la pollinisation, le reste étant exploité uniquement au profit des abeilles (Schlindwein *et al.*, 2005). À l'opposé, certaines fleurs d'Orchidées du genre *Ophrys* leurrent des insectes mâles en imitant les couleurs, les formes et les phéromones de leurs femelles respectives. Les mâles en tentant de s'accoupler avec les fleurs, les pollinisent sans tirer aucun intérêt (Mant *et al.*, 2002; Praz, 2008). Dans l'ensemble, la majorité des interactions semble osciller dans un *continuum* reliant ces deux extrêmes (Westerkamp, 1996).

Les abeilles peuvent être caractérisées par leur gamme de choix floraux pour la collecte du pollen. En effet, leurs préférences alimentaires peuvent être limitées à un taxon végétal (espèce, genre ou famille). Ces préférences florales restent globalement identiques dans l'ensemble de la distribution de l'espèce et ce au fil des saisons et des générations. Pour décrire les différentes stratégies alimentaires, plusieurs terminologies ont été utilisées. Ici, nous utiliserons celle de Müller et Kuhlmann (2008) (Table 1.2).

TABLE 1.2 – Caractérisation des degrés de spécialisation simplifiée selon (Müller et Kuhlmann, 2008).

Catégorie	Définition
Monolectique	Pollen collecté uniquement sur une seule espèce végétale.
Oligolectique	Pollen collecté sur deux à plusieurs espèces appartenant à trois familles maximum
Polylectique	Pollen collecté sur de nombreuses familles, ayant une préférence ou non pour un clade particulier (espèce, genre, tribu, sous-famille ou famille).

Drossart *et al.* (2019) regroupe trois types de spécialisations en Belgique : (1) *les abeilles spécialisées* qui regroupent les abeilles monolectiques et oligolectiques (21,5 % d'abeilles en Belgique), (2) *les abeilles opportunistes avec une forte préférence* qui regroupent les abeilles polylectiques ayant une forte préférence pour un taxon (45,6 % d'abeilles en Belgique) et (3) *abeilles opportunistes strictes* qui regroupent les abeilles mésolectiques et polylectiques *sensu stricto* (21,5 % d'abeilles en Belgique). Les espèces cleptoparasites ne sont pas prises en compte sans que la raison ne soit mentionnée.

La spécialisation se fait selon un *continuum* variant entre le monolectique extrême (tels que *Osmia adunca* et *Andrena florea*) récoltant sur une seule espèce de plante au polylectique extrême (comprend *A. mellifera* et d'autres espèces du genre *Bombus*) ayant un éventail colossal de plantes à visiter. Ce *continuum* passe par de nombreuses étapes intermédiaires. On peut noter que la gamme de choix du nectar est souvent bien plus large que celui du pollen (Eickwort et Ginsberg, 1980; Michener, 2007; Michez *et al.*, 2019; Drossart *et al.*, 2019).

Une des évolutions les plus remarquables des anthophiles est l'adaptation de la langue (Fig. 1.4). De nombreuses fleurs, telles que les *Fabaceae* et *Lamiaceae* présentent une corolle profonde. Les abeilles ayant une langue courte ne peuvent généralement pas atteindre les nectaires se localisant au fond de la corolle. Au cours de l'évolution, les apidés et mégachillidés ont développé une langue longue capable d'accéder au nectar. Habituellement, ces espèces privilégient ce type de plante pour lequel l'accès aux ressources est plus restreint, même s'il est commun d'observer des espèces à langue longue sur des fleurs à corolle courte et inversément (Michener, 2007; Michez *et al.*, 2019). Le nombre de choix floraux semble

avoir un effet sur l'aptitude d'une espèce à survivre. En effet si une ressource florale vient à disparaître les espèces généralistes seraient moins impactées par la perte d'une plante hôte tandis que les espèces plus spécialisées risquent d'être plus touchées (Eickwort et Ginsberg, 1980; Rasmont et Mersch, 1988; Waser et Ollerton, 2006; Kleijn et Raemakers, 2008; Praz, 2008).

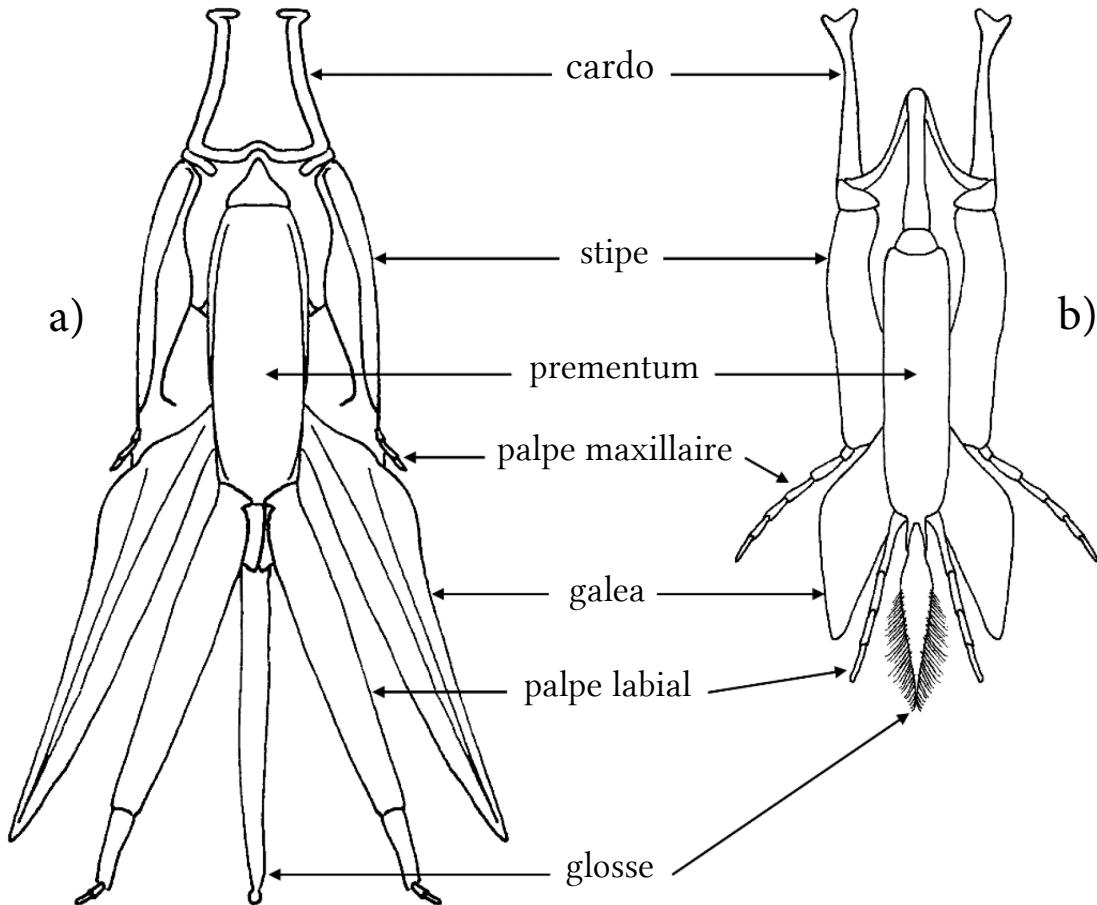


FIGURE 1.4 – Schéma des structures buccales d'une abeilles à langues longues (Apidae) en a) et à langue courte (Andrenidae) en b) (Michez *et al.*, 2019).

### Service écosystémique

Les services écosystémiques peuvent être définis comme les avantages matériels et immatériels que l'Homme peut tirer des écosystèmes (Klein *et al.*, 2007). Pour l'année 2005, la valeur économique de la productivité agricole mondiale de la pollinisation a été estimée à 153 milliards d'euros, ce qui représente 9,5 % de la valeur de la production agricole mondiale (Gallai *et al.*, 2009). Une autre étude plus récente a montré que pour l'année

2009 l'estimation de cette valeur s'élevait entre 235 et 577 milliards de dollars américains (Potts *et al.*, 2016). En Belgique, la valeur économique totale de la pollinisation s'élève à 252 millions d'euros pour l'année 2010. Ce qui représente 11 % de la valeur totale de la production agricole belge (Jacquemin *et al.*, 2017).

En Europe, on estime que 84 % (Williams, 1994; Klein *et al.*, 2007) de la production des cultures dépend de la pollinisation animale et qu'environ 70 % (Ritchie *et al.*, 2016) de celle-ci est assurée par les abeilles. Il n'est pas exagéré de dire que parmi les pollinisateurs, les abeilles forment le groupe le plus important économiquement (Matias *et al.*, 2017). La base de l'alimentation humaine étant céréalière, on estime que seulement 30 - 35 % de la nourriture issue de l'agriculture mondiale dépend des abeilles. La perte des pollinisateurs pourrait engendrer une réduction de 23 % de l'approvisionnement des fruits et 16 % des légumes (Smith *et al.*, 2015). Bien que ces chiffres puissent faire penser que la perte de ces ressources ne soit pas catastrophique, il n'en est rien. Les fruits et légumes produits grâce aux abeilles fournissent l'apport en oligo-éléments et vitamines nécessaires à une alimentation saine et non carencée. La malnutrition causée par une perte de 50 % des services de pollinisations serait associée à 700 000 décès annuels supplémentaires et une diminution de qualité de vie (Smith *et al.*, 2015). D'un point de vue moins anthropocentrique, globalement près de 90 % des plantes sauvages dépendent des pollinisateurs (IPBES, 2016). Le déclin des pollinisateurs impactera les animaux (oiseaux, mammifères, insectes, etc) dépendants de ces plantes pour subvenir à leurs besoins ainsi que les écosystèmes liés (Jacobs *et al.*, 2009; Ollerton *et al.*, 2011; Michez *et al.*, 2019).

L'abeille mellifère (*Apis mellifera*) peut butiner à plus de 10 kilomètres de son nid contre quelques centaines de mètres pour les abeilles sauvages (Vaissière, 2015). Grâce à sa polyvalence, son coût faible et sa facilité de mise en place, l'abeille mellifère est le pollinisateur le plus communément utilisé dans l'agriculture (Klein *et al.*, 2007). Quelques autres espèces de bourdons et mégachilidés ont également été domestiquées afin de fertiliser les plantes cultivées. Selon Kleijn *et al.*, seuls 2 % des espèces d'abeilles fournissent 80 % des services écosystémiques, face à ces chiffres on pourrait se questionner sur l'utilité de conserver les espèces rares qui ne fournissent qu'un maigre service.

Cependant, différentes études montrent que selon les cultures, *Apis mellifera* n'est pas toujours le pollinisateur le plus performant (Parker *et al.*, 1987; Bosch et Blas, 1994; Bosch *et al.*, 2006; Kremen *et al.*, 2002, 2004; Javorek *et al.*, 2002; Cane, 2005; Greenleaf et Kremen, 2006b; Klein *et al.*, 2007). En effet, certaines espèces d'abeilles sauvages manifestent une plus grande efficacité à polliniser puisque la probabilité de fertiliser une fleur lors d'une visite est supérieure et les fleurs sont visitées plus rapidement. C'est notamment le cas pour les cultures d'amandes (Bosch et Blas, 1994), cerises (Bosch *et al.*, 2006), framboises et mûres (Cane, 2005), myrtilles (Javorek *et al.*, 2002), tomates (Greenleaf et Kremen, 2006b), pastèques (Kremen *et al.*, 2002, 2004) et café (Parker *et al.*, 1987; Klein *et al.*, 2007). De plus, une plus grande diversité en espèce améliore la quantité et la qualité des ressources agricoles. Dans la mesure où chaque espèce s'adapte différemment face aux conditions environnementales, disposer d'une grande biodiversité c'est l'assurance d'une plus grande résilience pour le futur, puisque certaines espèces pourraient mieux s'adapter à des perturbations ou changements environnementaux (Winfree et Kremen, 2009). Déjà maintenant, plusieurs perturbations sont déjà observables tels que le dérèglement climatique, l'expansion de nouvelles espèces exotiques, la propagation de nouvelles maladies, etc (Kleijn *et al.*, 2015; Michez *et al.*, 2019).

### 1.1.3 Déclin des abeilles

Les polliniseurs à travers le monde sont en déclin (Biesmeijer *et al.*, 2006; Gallai *et al.*, 2009; Nieto *et al.*, 2014). Les causes sont multiples et d'origines humaines, parmi celles-ci la fragmentation des habitats est l'une des causes principales de la régression relative des espèces et la raréfaction de l'habitat naturel, c'est-à- dire les espaces pouvant accueillir des sites de nourrissage, de reproduction et de nidification qui sont indispensables au cycle biologique des abeilles. L'expansion de l'urbanisation et de l'agriculture grignotent et morcèlent les espaces naturels (Osborne *et al.*, 1991; Kearns *et al.*, 1998; Walther-Hellwig et Frankl, 2000; Larsen *et al.*, 2005; Dellicour *et al.*, 2015; Michez *et al.*, 2019).

Une autre cause majeure est le développement de l'agriculture moderne. Depuis plus d'un siècle, l'agriculture a subi de nombreux changements. Autrefois, les besoins en azote

pour l'agriculture traditionnelle étaient suppléés par des légumineuses oligotrophes fixant l'azote dans le sol (Rasmont, 2006). Sur les terrains en jachères ces plantes mellifères telles que la luzerne, le sainfoin ou le trèfle étaient semées à foison. La particularité de ces plantes est qu'elles produisent d'importantes quantités de nectar et de pollen utilisables par les abeilles. Depuis l'avènement des engrains azotés de synthèse, les terres en jachère ont perdu leur utilité et ne sont plus recouvertes de légumineuses (Rasmont et Mersch, 1988; Rasmont, 2006). Pour la Belgique, c'est près de 160 000 hectares de culture de trèfles qui ont disparu en moins d'un siècle (Rasmont et Mersch, 1988; Rasmont, 2006). De plus, les exploitations agricoles se sont tournées vers la monoculture de surface de plus en plus grande, à éliminer les haies et à utiliser des herbicides, ce qui a davantage réduit la diversité florale (Croxton *et al.*, 2002). Enfin, l'utilisation des insecticides affecte directement les abeilles soit en les tuant directement soit en provoquant des effets sublétaux (Henry *et al.*, 2012; Sandrock *et al.*, 2014). Bien que les insecticides les plus délétères pour les abeilles ont été retirés du marché, l'effet conjugué des différents pesticides (insecticides, herbicides et fongicides) peut avoir des répercussions sur l'état sanitaire des populations sauvages (Sgolastra *et al.*, 2017, 2018; Carnesecchi *et al.*, 2019; Azpiazu *et al.*, 2021). Malheureusement, c'est dans les milieux les plus pauvres en polliniseurs que les plus grandes quantités de pesticides sont appliquées (Kearns *et al.*, 1998).

Les raisons principales du déclin sont connues, mais les subtilités des effets conjugués des facteurs de stress (parasites, pathogènes, pesticides, malnutrition, etc) sont encore mal comprises (Goulson *et al.*, 2015; Michez *et al.*, 2019). De plus, de nombreuses espèces d'abeilles sauvages n'ont pas encore été évaluées et manquent cruellement de données (Nieto *et al.*, 2014). L'IUCN a élaboré la liste rouge des espèces menacées (Fig. 1.5). La Belgique ainsi que le Royaume-Uni, les Pays-Bas et les USA font partie des rares pays ayant suffisamment de données pour réaliser des estimations au niveau des populations (Michez *et al.*, 2019).

Près de 90 % des espèces belges ont été évaluées, parmi ces 403 espèces, près d'un tiers sont menacées (CR, EN et VU) et 45 espèces sont déjà éteintes régionalement (RE) (Drossart *et al.*, 2019). Par contre, au niveau européen les résultats montrent un manque évident de données (DD), plus de la moitié des espèces n'a pas pu être évaluée. Ce manque de données

s'explique par le fait que le groupe taxonomique des abeilles est difficile à d'identifier et qu'historiquement, il est moins étudié que d'autres taxons en Europe. La révision de 2014, montre que 7 espèces sont en danger critique d'extinction (CR) et que 56.7 % des espèces ont des données insuffisantes (DD), dont la moitié serait potentiellement en danger (Nieto *et al.*, 2014).

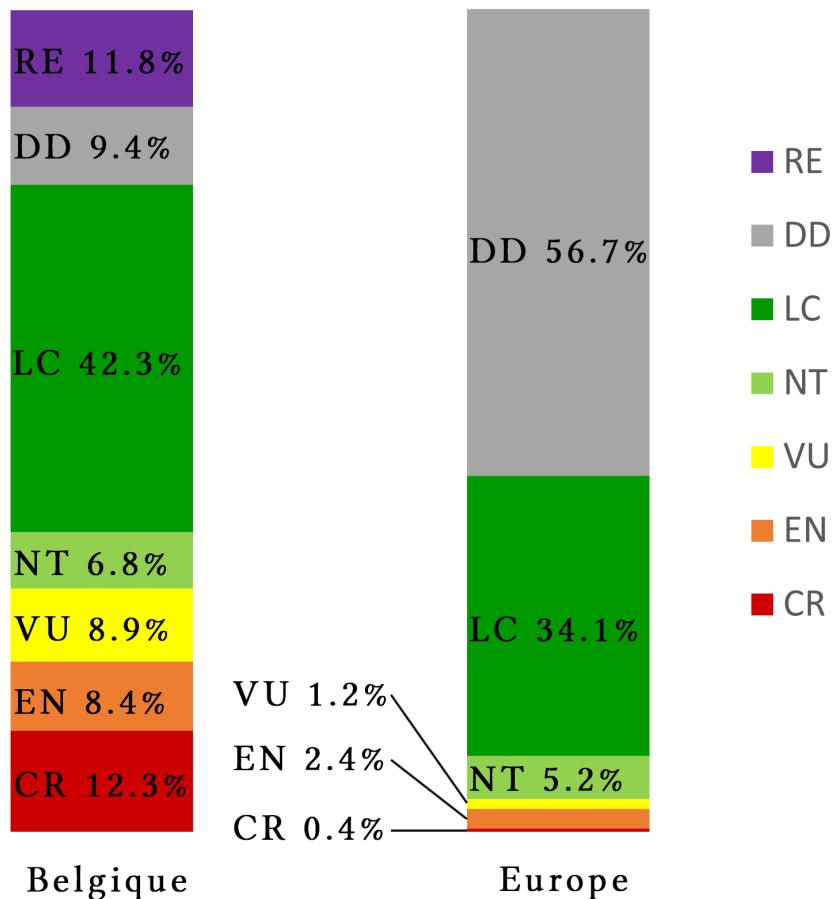


FIGURE 1.5 – Répartition des espèces d'abeilles dans les catégories IUCN en Belgique et en Europe. RE = [Regionally extinct] Disparue au niveau régional, CR = [Critically endangered] En danger critique, EN = [Endangered] En danger, VU = [Vulnerable] Vulnérable, NT = [Near threatened] Quasi menacée, LC = [Least concern] Préoccupation mineure, DD = [Data deficient] Données insuffisantes. Adapté depuis (Drossart *et al.*, 2019) pour la Belgique et (Nieto *et al.*, 2014) pour l'Europe.

La pollution de l'environnement par les métaux lourds est l'un des facteurs de stress peu étudié chez les abeilles (Szentgyörgyi *et al.*, 2017). Pourtant, dans les résultats d'un questionnaire entrepris par Kosior *et al.* (Kosior *et al.*), les spécialistes ont considéré la pollution par les métaux lourds comme l'un des plus importants facteurs de déclin des bourdons en Europe. Les métaux lourds émis dans l'environnement se déposent et s'ac-

cumulent efficacement dans le sol et la litière en raison de leur affinité avec les particules d'argile et les substances organiques (Walker *et al.*, 2012). Par conséquent, les abeilles vivant dans le sol ou celles qui sont en contact régulier avec le sol et la litière peuvent souffrir d'une contamination accumulée dans le sol (Bosch *et al.*, 1993). Moroń *et al.* (2014) a constaté que la pollution par les métaux lourds affecte négativement la survie d'*Osmia bicornis*.

L'effet d'un niveau élevé d'azote biologiquement disponible (N) sur les interactions entre les plantes et les pollinisateurs a été très peu étudié (Harrison et Winfree, 2015). L'influence anthropique a considérablement augmenté les quantités d'azote dans les sols au cours du siècle dernier (David *et al.*, 2019). Il peut être un facteur important dans la structure des espèces botaniques, en entraînant généralement une augmentation des graminées compétitives à croissance rapide au détriment des herbes et des légumineuses à fleurs (Suding *et al.*, 2005; Helsen *et al.*, 2014; Goulding *et al.*, 2015). Une diversité florale réduite équivaut à une diversité réduite des traits fonctionnels du nectar et du pollen, ce qui peut conduire à un appauvrissement de la richesse en espèces des assemblages d'abeilles (Potts *et al.*, 2003, 2010; Fründ *et al.*, 2010; Weiner *et al.*, 2014).

## 1.2 Conservation et méthodes de gestion

L'une des premières actions de grande envergure est le projet LIFE (1992) financé par l'Union européenne après la directive 79/409/CEE (Directive Oiseaux) et la directive 92/43/CEE (Directive Habitats) qui ont mené à la création des sites Natura 2000. IPBES est un groupe intergouvernemental publiant des rapports sur l'état de la biodiversité. L'une des recommandations du rapport de 2016 était d'améliorer l'expertise taxonomique sur le groupe des pollinisateurs et technologique afin de soutenir l'identification (IPBES, 2016). En effet, la conservation d'espèces nécessite des stratégies adaptées qui ne peuvent se faire sans identifier correctement ces espèces (Ghisbain *et al.*, 2020). ORBIT est un projet récent lancé par l'UE qui a pour but de développer des ressources pour l'inventaire et la taxonomie des abeilles d'Europe. Ce projet soutiendra d'autres projets européens tel

que POSHBEE, SAFEGUARD et la liste rouge des abeilles européennes.

En Belgique, plusieurs lois protègent indirectement les abeilles en préservant différents milieux à intérêt écologique (réserve naturelle, zone humide, forêt, ...) et en Wallonie directement en plaçant 47 abeilles sous le statut d'espèce protégée. Il existe diverses ASBL ayant pour but la sauvegarde de la nature : Natuurpunt en Flandre et son homologue Natagora en Wallonie. Ce sont des ASBL qui se consacrent à la protection de la nature. L'un des projets wallons est le *Plan Maya* qui a pour but de sauvegarder les populations d'abeilles et d'insectes butineurs en Wallonie en promouvant des mesures favorables tels que l'arrêt des pesticides et fournir plus d'espaces fleuris.

## Méthode de gestion

Le déclin des abeilles n'est pas irrémédiable, les recommandations pour la préservation des abeilles que ce soit à l'échelle internationale ou locale se basent sur deux ressources indispensables pour maintenir les populations d'abeilles : les *ressources pour la nidification* (substrats et matériaux de construction) et les *ressources alimentaires* aux populations d'abeilles sauvages (Westrich et Matheson, 1996). L'élaboration du nid de certaines espèces exige un substrat particulier (sable, coquille d'escargot, anfractuosité, etc) et des matériaux spécifiques (feuille, "coton", argile, cire, cailloux, huile). L'abandon des pesticides est également indispensable, des méthodes alternatives sont possibles, mais nécessitent d'être adaptées au contexte environnemental (Vereecken *et al.*, 2017; Michez *et al.*, 2019).

Afin de maximiser la biodiversité, l'aménagement favorable aux abeilles sauvages doit pouvoir fournir des ressources florales pendant toute la période d'activité de vol. Il est préférable d'installer plusieurs massifs monofloraux pour que les populations oligolectiques aient suffisamment de ressources alimentaires pour se maintenir dans le temps. Pour les espèces les plus menacées et vulnérables, il convient de créer des réserves naturelles là où elles sont encore présentes. Pour contrer la fragmentation de l'habitat, il est possible de créer un réseau écologique en reliant des réservoirs de biodiversité grâce à des zones

de connexion biologique (trame verte) comme les toitures végétalisées (Sonnay et Pellet, 2016), les écoducs ou les haies. Le secteur agricole peut bénéficier de subsides en suivant les MAEC qui sont des méthodes favorisant la biodiversité tels que l'installation de haies, de mares, de bandes enherbées, de bandes fleuries, de tournières enherbées, de jachères, la rotation des cultures, la lutte biologique, l'utilisation de pollinisateurs locaux, etc (Vereecken *et al.*, 2017; Michez *et al.*, 2019).

La communauté d'abeilles nichant au sol semble être largement influencée par trois variables : la texture du sol, la couverture de la litière et le sol nu (Cepukaite, 2022). Une étude récente a montré qu'une structure de nidification en butte peut constituer une ressource précieuses pour un large éventail d'espèces d'abeilles sauvages (Neumüller *et al.*, 2022) .

## 1.3 Abeilles en ville

### La ville un désert pour les abeilles ?

La fragmentation de l'habitat est l'une des causes majeures de la perte de biodiversité (McKinney, 2008). Plus de 50% de la population humaine vit dès à présent en milieu urbain (Grimm *et al.*, 2008) et, l'Europe est l'une des régions les plus urbanisées du globe (ONU, 2018). L'urbanisation continue encore rapidement de s'accroître, entraînant une modification extrême du milieu (Kinzig et Grove, 2001). On estime qu'entre 2000 et 2030 les surfaces urbaines auront probablement triplé (Seto *et al.*, 2012). L'écosystème urbain peut être caractérisé comme étant un milieu hétérogène et temporellement dynamique, présentant d'importantes surfaces imperméables (pavage, compaction du sol) (Collins *et al.*, 2000; McKinney, 2002), des pollutions multiples, un plus grand nombre de plantes exotiques et des changements du climat local par effet d'îlot (Kim, 1992; Vitousek *et al.*, 1997). Ces modifications mènent à un amoindrissement des ressources florales et des zones de nidifications disponibles, et *de facto* une diminution de l'abondance des pollinisateurs en milieu urbain bien que d'autres études contrarient ces tendances (Banaszak-Cibicka

et Źmihorski, 2012; Deguines *et al.*, 2012). Ces conditions urbaines semblent structurer les assemblages des pollinisateurs et limiter leurs abondances (Bates *et al.*, 2011; Fortel *et al.*, 2014). Ayers et Rehan expliquent que le milieu urbain semble agir comme un filtre exerçant une influence sur les pollinisateurs amenant à une homogénéisation des traits fonctionnels de la composition des communautés. Les espèces d'abeilles abondantes du milieu urbain semblent partager des caractéristiques fonctionnelles communes telles qu'un régime polylectique, un comportement de nidification dans les cavités et une émergence tardive. L'abondance des plantes exotiques, ornementales et autres pourraient avoir des corrolles plus profondes limitant la disponibilité des ressources pour les abeilles à langue courte. Le manque d'espèces végétales hôtes dans une zone peut transformer les espaces urbains en déserts de ressources pour les espèces spécialistes (McIntyre *et al.*, 2001; Geslin *et al.*, 2013; Ayers et Rehan, 2021).

### **Les espaces verts, un refuge pour les abeilles ?**

D'autres études ont montré que les milieux urbains peuvent abriter une importante richesse et une abondance d'abeilles sauvages (Matteson *et al.*, 2008; McKinney, 2008; Matteson et Langellotto, 2009; Baldock *et al.*, 2015; MacIvor *et al.*, 2015; Hall *et al.*, 2017). Cette contradiction s'explique par une exposition moindre du milieu urbain aux pesticides, d'une plus grande diversité florale et des températures plus hautes (Baldock *et al.*, 2015), en effet la majorité des abeilles sont adaptées aux climats chauds et secs (Danforth *et al.*, 2019). Les espaces verts urbains, peuvent représenter une grande partie des zones urbaines (Baldock *et al.*, 2019). Ces espaces verts peuvent se révéler être des zones de refuges pour les abeilles, car ils peuvent fournir des ressources adéquates au début et à la fin de la saison, lorsque la disponibilité florale est faible dans les habitats naturels (Goddard *et al.*, 2010). Le succès relatif des abeilles dans les zones urbaines est susceptible d'être influencé par la disponibilité d'espaces verts riches en fleurs, comme les parcs et les potagers (Baldock et al., 2019; Hülsmann et al., 2015), qui peuvent être des sources importantes de nectar et de pollen.

D'une manière générale, les espaces verts urbains se répartissent en deux grandes catégo-

ries : (i) les espaces verts accessibles au public et gérés par les autorités locales et (ii) les espaces verts privés. D'autres types d'espaces urbains comprennent les parcs, les campus, les cours d'école, les jardins, les prairies, les potagers, les toitures végétalisées, les zones industrielles, les forêts ou encore les cimetières. Cela signifie que la gestion des espaces urbains repose sur de multiples acteurs ayant des responsabilités et des motivations différentes, ce qui peut présenter des défis pour la conservation de la faune sauvage (Baldock, 2020) .

Les différentes types des surfaces urbaines varient en termes d'adéquation aux polliniseurs, par conséquent, identifier celles qui sont les meilleures pour les polliniseurs et promouvoir leur inclusion dans les développements urbains est une priorité essentielle (Baldock, 2020). Parmi ceux-ci, les jardins et potagers ont le potentiel d'accueillir des *hotspots* de biodiversités (Baldock *et al.*, 2019) tout en augmentant les rendements des cultures (Greenleaf et Kremen, 2006a,c). Le jardinage en tant qu'activité peut être également bénéfique pour la santé humaine et ces espaces peuvent contribuer à la régulation de la température locale, au stockage de l'eau et du carbone et apporter des avantages culturels et sociaux (Soga *et al.*, 2017). En outre, l'augmentation des superficies des potagers et jardins dans les zones urbaines est susceptible d'entraîner une augmentation de l'agriculture urbaine et donc de contribuer à l'autonomie alimentaire locale (Cameron *et al.*, 2012; Lin *et al.*, 2015). Le maintien de la diversité des abeilles urbaines se prête particulièrement bien à l'engagement du public dans les paysages dominés par l'homme en raison des fortes densités de logements résidentiels et de projets communautaires (Miller, 2005).

Une étude comparant les communautés de plantes et de polliniseurs a identifié les potagers comme des *hotspots* de diversités enregistrant davantage de visites de fleurs par les abeilles et les syrphes par rapport à la plupart des types d'espaces urbains (Baldock *et al.*, 2019). Les potagers urbains peuvent contenir une richesse d'espèces de polliniseurs remarquablement élevée, par exemple, 35 % des espèces de syrphes britanniques ont été enregistrées dans un seul jardin (Owen, 2010). Baldock (2020) a modélisé qu'une augmentation, même de 1 % de la superficie totale des potagers dans les villes peut avoir un effet bénéfique sur la robustesse des communautés de plantes-polliniseurs. Ces résultats sug-

gèrent que les potagers urbains comprennent un bon habitat pour les polliniseurs. Les potagers peuvent constituer une grande partie des villes (22-35 % des villes britanniques) et sont un élément important de l'infrastructure verte urbaine (Baldock, 2020).

La gestion des espaces verts est également susceptible d'affecter les polliniseurs. L'augmentation de l'entretien (par exemple, l'augmentation du désherbage ou de la taille, l'utilisation de produits chimiques) a eu un effet négatif sur la richesse des espèces de bourdons dans les jardins du Royaume-Uni (Smith *et al.*, 2006) et la présence de zones non entretenu dans les jardins de New York a eu un effet positif sur la richesse des espèces d'abeilles (Matteson et Langellotto, 2010).

## Facteurs environnementaux

De nombreux aspects des habitudes et des besoins des abeilles en matière de nidification restent inconnus, en particulier pour les espèces qui nichent au sol. Une meilleure compréhension des caractéristiques de nidification des abeilles nichant au sol peut aider à promouvoir leurs populations en permettant aux propriétaires et aux gestionnaires de fournir ou de maintenir leur habitat préféré (Antoine et Forrest, 2021). Bien que la stratégie de nidification au sol soit observée dans toutes les familles d'abeilles, autant chez les espèces solitaires et sociales, et dans tous les habitats où les abeilles sont présentes, les abeilles terricoles sont proportionnellement beaucoup moins étudiées que celles qui nichent dans des cavités (Winfrey, 2010).

En Belgique, 49% des espèces d'abeilles sauvages nichent dans le sol et passent une grande partie de leur cycle de vie sous terre. Il existe une énorme variation des préférences de nidification tels que la texture du sol, la compaction, l'humidité, la température, les caractéristiques de la surface du sol et la proximité des congénères ou des ressources florales (Antoine et Forrest, 2021). La texture d'un sol est définie par la répartition de la taille des particules, c'est-à-dire par les proportions de sable, de limon et d'argile (par ordre décroissant de taille des particules). La distribution de la taille des particules affecte la dureté du sol, ce qui a probablement une influence sur les préférences des abeilles en matière de

sites de nidification (Antoine et Forrest, 2021). Bien souvent, les espèces d'abeilles terri-coles sont décrites comme préférant les sols sablonneux ou sablo-limoneux (Cane, 1991). Plusieurs études montrent que les nids de ces abeilles sont souvent associés à des sols sablonneux (López-Uribe *et al.*, 2015; Rozen Jr *et al.*, 2019), bien que de nombreuses es-pèces s'accomodent d'une large variation de la granulométrie (Cane, 1991; Peeters *et al.*, 2012; Westrich, 2015).

## Chapitre 2 : Objectifs du mémoire

En ville, le développement des espaces verts est fortement limité par la disponibilité du terrain. Parmi ces espaces, de nombreuses zones ont héritées d'une pollution aux métaux lourds et ont été laissée en friches, car trop coûteux à assainir. Malgré la présence de polluant, une biodiversité est capable de s'y développer. Le choix de la gestion de ces sites est un enjeu majeur de la conservation en ville. Les espaces verts jouent un rôle crucial dans le maintien de la trame verte, rôle qu'ils doivent également concilier avec d'autres fonctions (récréatives, agricoles et sociales). Dès lors se pose la question de savoir si tous les types d'espaces verts, si tous les usages qu'on peut en faire, sont aussi pertinents d'un point de vue environnemental. De ce point de vue, les potagers urbains sont de plus en plus mis en avant dans la gestion durable des espaces urbains. Ceux-ci ont pour avantage d'être bénéfiques pour la santé humaine et ils peuvent contribuer à la régulation des températures, du stockage de l'eau et du carbone, et d'apporter des avantages socio-culturels (Baldock, 2020). Mais sont-ils aussi accueillants pour les pollinisateurs que les parcs ? Peut-on conseiller l'aménagement de ce type d'espace dans une optique de conservation de la biodiversité en ville ? Nous tenterons de répondre à cette question en :

1. Décrivant l'assemblage des abeilles sauvages retrouvées sur 10 potagers urbains de la ville de Mons et en prenant comme point de référence 5 parcs issus de la même entité ;
2. En tentant de comprendre ce qui, parmi les facteurs environnementaux, détermine la structure de ces communautés d'abeilles sauvages. Les facteurs environnementaux étudiés prennent en compte la nidification (granulométrie du sol) des espèces. Nous tiendrons également compte d'une contrainte environnementale liée aux milieux urbains : la pollution aux métaux lourds ;
3. Enfin, nous proposerons, à partir de nos résultats et de la littérature scientifique, différentes perspectives d'amélioration.

L'hypothèse de départ est que les potagers productifs importent de grande quantité d'intrants ce qui limite la croissance des plantes sauvages oligotrophes et favorise les plantes nitrophiles communes comme les orties *Urtica dioica*, la consoude *Symphytum officinale*, la chélidoine *Chelidonium majus*, etc. Par conséquent, on devrait retrouver une abondance relative des communautés dominées par des espèces opportunistes comme les bourdons *Bombus spp.* et une faible richesse spécifique. Dans les espaces verts artificiels et très entretenus, on s'attend à observer principalement des variétés horticoles et un sol recouvert de gazon, ce type d'habitat est peu favorable aux polliniseurs. Peu de diversité et d'abondance y sont attendues. La granulométrie et la pollution aux métaux lourds sont suspectés d'avoir une influence négative sur la présence des espèces et plus particulièrement sur les espèces terricoles. Les potagers pourraient également bénéficier d'une grande diversité de fleurs cultivées adaptées aux abeilles ainsi qu'une multitudes de ressources (bois, feuille, résine, cavité, ...) adaptées pour la nidification.

# Chapitre 3 : Matériel et méthode

## 3.1 Zone d'étude

Les 15 sites de cette étude ont été sélectionnés en fonction du type d'espace vert (parc ou jardin), du mode de gestion, de l'accessibilité et des distances entre les sites. Les parcs sont définis ici comme des espaces verts dédiés au loisir où les plantes sont régulièrement entretenue dans un but esthétique pour accueillir les citadins. Le but des potagers est de fournir de la nourriture, on y retrouve de nombreuse plantes comestibles. En réalité, la typologie de ces sites pourraient être bien plus complexes.

Sur ces 15 sites, cinq sont des parcs et dix sont des potagers. Parmi les parcs, deux sont situés en centre-ville, un de grande surface est éloigné du centre et deux autres sont des parcelles du campus universitaire de l'UMons où la gestion a pour but de favoriser les abeilles sauvages (Fig. 3.1). À l'exception de deux sites en dehors de la ville de Mons, le reste des sites se situe en intra- et extra-muros. L'asymétrie entre le nombre de parcs et de potager est due à l'hétérogénéité de la gestion des potagers par rapport aux parcs. En effet, les parcs sont relativement similaires en matière de gestion, tandis que les potagers ont des objectifs différents ce qui entraîne une gestion différente. On peut distinguer des potagers ayant pour but une production personnelle et également des buts sociaux, culturels et pédagogiques (Fig. 3.1).

Pour rechercher de la nourriture, les abeilles sauvages peuvent se déplacer de 100 à 200 m pour les petites espèces et jusqu'à 1100 m pour les grandes espèces (Zurbuchen *et al.*, 2010). Afin de s'assurer d'étudier des communautés d'abeilles distinctes, les sites sont dans la mesure du possible distancés d'au moins 500 mètres, en effet, la configuration serrée du centre-ville limite le choix des sites. Seuls les sites 3 et 4 (200 m) ainsi que les sites 8 et 9 (350 m) ne respectent pas cette distance.

TABLE 3.1 – Description et emplacement des sites.

Numéro	Nom	Coordonnées (WGS84)	Fonction	Superficie [m <sup>2</sup> ]
Potagers				
1	Abbaye Saint Denis	50.4939°N 4.1893°E	Production personnelle	2 000
2	Rue de l'Égalité	50.4744°N 3.9641°E	Production personnelle	12 330
3	Chasse Cambier	50.4869°N 3.9536°E	Production personnelle	9 270
4	Mel Légumes	50.4706°N 3.8816°E	Social	3 690
5	Gourmandes de la Procession	50.4593°N 3.9721°E	Social	3 800
6	Jean d'Avesnes	50.4670°N 3.9686°E	Pédagogique	9 000
7	Parc du bois de Mons	50.4484°N 3.9906°E	Pédagogique	950
8	Jardin Suspendu	50.4469°N 3.9510°E	Socio culturel	2 800
9	École de l'Espérance	50.4437°N 3.9527°E	Pédagogique	2 400
10	Fond du petit marais	50.4550°N 3.8911°E	Social	2 300
Parcs				
11	Village abeilles	50.4627°N 3.9553°E	Campus fleuris	500
12	Siège social	50.4582°N 3.9710°E	Parc urbain	3 200
13	Parc du beffroi	50.4543°N 3.9493°E	Parc urbain	6 000
14	Epargne/Stievenart	50.4452°N 3.9579°E	Campus fleuris	5 000
15	Parc Joncquoy/Bonaert	50.4762°N 3.9074°E	Parc urbain	36 500

Le Village des abeilles est un site localisé sur le campus universitaire de l'université de Mons, ce site a une gestion particulière qui favorise les espèces d'abeilles via l'installation de sites de nidifications (hôtels à insectes et tas de sables) et de plantes mellifères.



FIGURE 3.1 – Géolocalisation des 15 sites. Carte générée à l'aide du logiciel QGIS (version 3.16.6). Fond de carte : OpenStreetMap®

## 3.2 Travail sur le terrain

La collecte d'insectes a été réalisée au cours de l'année 2021, avec une fréquence de collecte d'une fois par mois. La période de collecte s'étend d'avril à septembre. Trois pièges à eau savonneuse (*pan traps*) de trois couleurs différentes (bleu, jaune, blanc) sont placés dans une zone dégagée du site, ces pièges sont récupérés le lendemain. Toutes les espèces d'abeilles rencontrées ont été capturées à l'exception d'*Apis mellifera*.

Les précédentes études dans la région montoise collectaient des abeilles sauvages uniquement à l'aide de filet à insectes (Fiordaliso, 2020; Ruelle, 2021; Loockx, 2021; Le-febvre, 2021), cette méthode permet de capturer un grand nombre de taxons (Prendergast *et al.*, 2020). Cependant, certains taxons et surtout les espèces de petite taille sont

sous-représentés par cette méthode et ces espèces pourraient potentiellement être des polliniseurs importants (Hutchinson *et al.*, 2022). De plus, les captures au filet dépendent de l'expérience des collecteurs (O'Connor *et al.*, 2019). Contrairement, à la capture au filet, les pan traps dépendent nettement moins de l'expérience de l'utilisateur et capture les espèces plus difficiles à détecter tels que les petites espèces (Nielsen *et al.*, 2011; Hutchinson *et al.*, 2022). Toutefois, l'efficacité de ces pièges semble diminuée lorsque la densité de fleurs mellifères augmente, les pièges seraient en compétition avec les fleurs (O'Connor *et al.*, 2019). Afin d'obtenir une couverture d'échantillonnage des espèces la plus complète possible, l'utilisation des pan traps a été réalisée en association à la capture au filet. En effet, la combinaison de ces deux méthodes permettrait de capturer un plus grand nombre d'espèces (Westphal *et al.*, 2008; Nielsen *et al.*, 2011; Popic *et al.*, 2013; Moreira *et al.*, 2016; Hutchinson *et al.*, 2022).

L'échantillonnage des sites a été réalisé en binôme pendant 20 minutes ou seul durant 40 minutes afin d'essayer de fournir le même effort de recherche. Si après 10 minutes en binôme ou 20 minutes seul aucune abeille n'a été observée sur l'ensemble du site, la collecte est annulée. Le temps d'échantillonnage est le même que ceux des précédentes études, il permettra de comparer ces travaux pour des recherches futures. L'ensemble des emplacements d'intérêts des sites a été échantillonné pour éviter des biais. Une fois capturées les abeilles ont été mises à mort rapidement dans des bocaux contenant de l'acétate d'éthyle. L'ensemble des informations (nom du site, coordonnées GPS, date, fleur butinée, nom du collecteur) est étiqueté sur chaque abeille. Il est à noter que dans la majorité des cas, l'identification des abeilles jusqu'à l'espèce est impossible sans observer des caractères morphologiques minuscules comme la ponctuation de l'exosquelette. La mise à mort est un passage nécessaire pour l'identification (Droege *et al.*, 2016). L'impact des captures ne devrait pas affecter les communautés d'abeilles en termes d'abondance, de richesse, d'uniformité ou de compositions de groupes fonctionnels (Gezon *et al.*, 2015).

L'auteur a échantillonné en binôme avec Florine Pecquereau (Ath, Condorcet) d'avril à mai, ensuite les collectes se sont déroulées généralement seules avec parfois des aides ponctuels de Rémi Santerre.

Les collectes ont tenté d'être réalisées dans les meilleures conditions météorologiques possibles. De préférence, une absence de vent, de couverture nuageuse et une température minimale de 16° C. La plage horaire des collectes s'étend de 9h à 17h. Ces conditions sont les plus favorables aux abeilles et augmentent donc la probabilité de rencontre des spécimens. Cependant, ces conditions idéales n'ont pas toujours pu être rencontrées, la météo de l'été 2021 étant particulièrement désastreuse. La météo était souvent orageuse et a même entraîné des inondations exceptionnelles sur une grande partie du pays (Mievis, 2021).

### 3.3 Préparation des spécimens et identification

Peu de temps après la collecte, les spécimens ont été épinglées et étalées pour mettre en évidence les caractères morphologiques servant à l'identification telle que l'extraction du génitalia des mâles. Une étiquette rassemblant les informations de collectes a également été épinglée avec chacun des spécimens.

Les insectes ont été mis en collection dans des boîtes entomologiques, ensuite les spécimens sont regroupés par genre à l'aide de la clé d'identification de Terzo et Rasmont. Une première partie de l'identification a été réalisée par l'auteur (genre, sous-genre ou espèce) à l'aide de clés adaptées (Terzo et Rasmont, 2016; Alain, 2015; Michez *et al.*, 2019), mais la validation et l'identification à l'espèce a toujours été réalisée par les experts du laboratoire (W. Fiordaliso, T. Woods et M. Mignolet).

Il est important de noter que les différences morphologiques chez les espèces *Bombus terrestris* et *Bombus lucorum* sont quasiment imperceptibles pour les ouvrières. Celles-ci ont été placées sous l'appellation *Terrestrisbombyx sp.*. Chaque spécimen a été ensuite encodé dans le logiciel de système de gestion de base de données *Data Fauna-Flora* (version 5.2.0) (Barbier *et al.*, 2000).

Les informations concernant les traits écologiques des abeilles (lectisme, nidification, so-

cialité) proviennent des ouvrages de Peeters *et al.* (2012) et Westrich (2015).

### 3.4 Prélèvement d'échantillons du sol

Sur chacun des sites, des échantillons du sol ont été extraits à l'aide d'une tarière par Maxime Benoit (Ath, Condorcet). Le carottage s'est limité à 40 cm de profondeur, selon Cane et Neff (2011), la profondeur des cellules a une profondeur minimale moyenne de 17 cm sous la surface du sol. Une quinzaine de prélèvements pédologiques ont été réalisés en parcourant l'ensemble des zones homogènes de chaque site. Ensuite ces prélèvements sont mélangés et envoyés afin d'être analysés par le C.A.R.A.H. L'analyse comprend la totalité des métaux lourds (*As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn*) , de l'azote ( $N_{total}$ ,  $N0_3$ ,  $NH_4$ ) et de la texture du sol (argile, limon, sable).

### 3.5 Analyses numériques des communautés d'abeilles sauvages

#### 3.5.1 Base de données et environnement de travail

Les données encodées dans la base de données de *Data Fauna-Flora* peuvent être manipulées à l'aide du langage *SQL*, afin de générer des données dans des tableurs *Excel*. Ces tableurs ont été eux-mêmes manipulés par le langage de programmation *R* (version 4.2) dans le but de générer des graphiques et des tests statistiques. Pour plus de facilité, le codage a été dans l'environnement de développement *RStudio* (version 2022.02.3). Le code ainsi que les *packages* utilisés sont disponibles sur *Github* à l'adresse suivante : <https://github.com/Jack177/MEMOIRE>.

### 3.5.2 Evaluation de la biodiversité

La biodiversité des communautés peut-être décrite de multiples façons, la méthode la plus simple et la plus intuitive est tout simplement compter le nombre d'espèces présentes, on utilisera le terme de *richesse spécifique* (notation :  $S$ ) (Magurran, 2004). Cependant, on ne saurait faire la différence entre deux sites de même richesse, mais avec des abondances d'espèces différentes ou non. L'observation de la figure 3.2 devrait intuitivement faire remarquer une différence de diversité entre les deux sites représentés par les pointillés.

Malgré que ces deux groupes ont le même nombre d'espèces  $S$  et le même nombre d'individus  $N$ , on remarque un déséquilibre d'abondance d'espèces entre les deux groupes. Lorsque l'on a des communautés regroupant des milliers d'individus, on comprend dès lors l'importance d'évaluer la diversité à l'aide d'indices métriques.

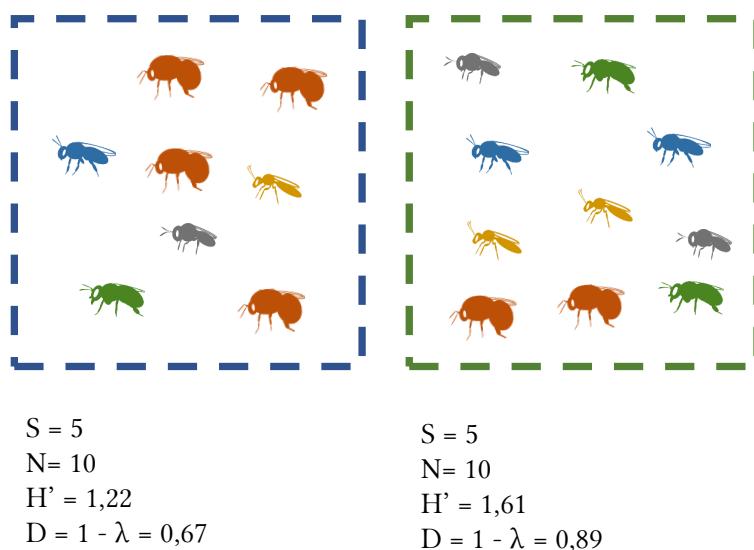


FIGURE 3.2 – Comparaison de la diversité de deux communautés ayant la même richesse spécifique ( $S$ ) et la même abondance ( $N$ ).

### 3.5.3 Estimateurs de la richesse spécifique

On distingue deux types d'estimateurs pour caractériser la biodiversité qui dépendent des données récoltées. Dans le cas où l'on a pu dénombrer correctement les individus de chaque espèce et que l'on a confiance dans ces chiffres, les estimateurs de type *abundance-based*

TABLE 3.2 – Présentation des différents estimateurs en fonction du type de méthodes.

Abundance-based	Incidence-based
Chao1	Chao2
ACE	Ice
Autres	Jackknife1
	Jackknife2
	Bootstrap
	Autres

*measure* sont le plus adaptés. Si l'on avait seulement pour information la présence-absence des individus ou que l'on a eu du mal à quantifier le nombre de spécimens (exemple : nuée d'oiseaux) et donc un comptage imprécis, on aurait utilisé des estimateurs de type *incidence-based measure* (Tab. 3.2).

Tous ces estimateurs donnent souvent une valeur supérieure au nombre d'espèces observées. L'hypothèse est que le nombre d'espèces observées est inférieur au nombre d'espèces réellement présentes. Les estimateurs *Chao1* et *Chao2* sont utiles si l'on possède beaucoup de singletons (espèce représentée par un seul individu) ou de doubletons (espèce représentée par deux individus), ce type de jeu de données correspond à ce qui a été rencontré dans les précédentes études des communautés d'abeilles montoises (Fiordaliso, 2020; Ruelle, 2021; Loockx, 2021; Lefebvre, 2021). Toutefois, *Chao1* et *Chao2* tendent à sous-estimer la richesse réelle présente au sein d'une communauté. *Jackknife1* et *Jackknife2* peuvent surestimer ou sous-estimer la richesse, il est même possible d'obtenir une richesse estimée inférieure au nombre d'espèces observées ce qui est bien évidemment faux. Les estimateurs *Jackknife* deviennent problématiques lorsque l'on possède beaucoup de zéros dans le jeu de données. L'estimateur du bootstrap rencontre des problèmes similaires, notamment si l'on a beaucoup de zéros ou que la matrice est peu dense, le *bootstrap* a tendance à surestimer la richesse (Legendre et Legendre, 2012).

Il n'existe pas vraiment de consensus pour déterminer quel estimateur est le plus performant, il est recommandé d'être consensuel en utilisant plusieurs estimateurs et d'utiliser le résultat consensuel.

La méthode de *Chao1* (1984) est un simple estimateur du nombre d'espèces dans l'as-

semblage. Il est basé sur le nombre d'espèces rares dans un échantillon.  $S_{obs}$  = le nombre d'espèces observées dans l'échantillon,  $F_1$  = le nombre de singltons observé,  $F_2$  = le nombre de doubletons observé. La reformulation selon Chazdon *et al.* (1998) :

*Chao1* :

$$S_{Chao1} = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2F_2}$$

L'estimation de la richesse spécifique produite par *Chao1* est fonction du rapport entre les singltons et les doubletons, et par conséquent sa valeur augmentera avec le nombre de singltons. L'estimation cesse d'augmenter lorsque chaque espèce est représentée par au moins deux individus, à ce stade (rarement atteint lors d'un échantillonnage), l'inventaire peut-être considéré comme complet (Coddington *et al.*, 1996).

L'estimateur *Chao2* (1987) reprend la même approche, sauf que cette méthode nécessite seulement des données de présence-absence.  $S_{obs}$  = le nombre d'espèces observées dans l'échantillon,  $Q_1$  = le nombre d'espèces rencontrées dans un seul échantillonnage,  $Q_2$  = le nombre d'espèces rencontrées dans deux échantillonnages. La reformulation selon Chazdon *et al.* (1998) :

*Chao2* :

$$S_{Chao2} = S_{obs} + \frac{Q_1^2}{2Q_2}$$

L'estimateur de couverture basé sur l'abondance, connu sous le nom d'ACE (*Abundance-based Coverage Estimator*) Chao et Lee; Chao et Yang (1992; 1993) est basé sur l'abondance des espèces ayant entre 1 et 10 individus (valeur par défaut), l'estimation est complétée en ajoutant le nombre d'espèces abondantes, c'est à dire les espèces ayant plus de 10 individus. La reformulation selon Chazdon *et al.* (1998) :

*ACE* :

$$S_{ACE} = S_{abund} + \frac{S_{rare}}{C_{ACE}} + \frac{F_1}{C_{ACE}} \gamma_{ACE}^2$$

$$\gamma_{ACE}^2 = \max \left[ \frac{S_{rare}}{C_{ACE}} \frac{\sum_{i=1}^{10} i(i-1)F_i}{(N_{rare})(N_{rare}-1)} - 1, 0 \right]$$

L'estimateur de couverture basé sur l'incidence, ICE, se concentre sur les espèces trouvées dans <10 unités d'échantillonnage. La reformulation selon Chazdon *et al.* (1998) :

*ICE* :

$$S_{ICE} = S_{freq} + \frac{S_{infr}}{C_{ICE}} + \frac{Q_1}{C_{ICE}} \gamma_{ICE}^2$$

$$\gamma_{ICE}^2 = \max \left[ \frac{S_{infr}}{C_{ICE}} \frac{m_{infr}}{(m_{infr} - 1)} \frac{\sum_{i=1}^{10} i(i-1)F_i}{(N_{infr})^2} - 1, 0 \right]$$

La méthode *Jackknife* (Burnham et Overton, 1978, 1979; Heltshe et Forrester, 1983) a pour but de réduire les biais des estimateurs en supprimant un certain nombre d'échantillonnages. Il existe différents ordres (ordre  $j$ ) qui résultent d'un compromis : plus l'ordre du *Jackknife* est grand, plus le biais augmente, mais la variance augmente aussi. Brose *et al.* ont mené des tests pour choisir les meilleurs estimateurs en fonction de la complétude, soit le rapport entre la richesse observée et la richesse estimée. Cette proportion est appellée couverture (*coverage* à ne pas confondre avec le taux de couverture). Pour une couverture entre 74 et 96%, *Jackknife1* est l'ordre le plus performant, en dessous on choisira le *Jackknife* d'ordre 2 ou supérieur, au-delà de 96% le nombre d'espèces observées est plus perforant, car *Jackknife* surestime la richesse. La reformulation selon Chazdon *et al.* (1998) :

*Jackknife1* :

$$S_{Jack1} = S_{obs} + Q \frac{m-1}{m}$$

*Jackknife2* :

$$S_{Jack2} = S_{obs} + \left[ \frac{Q_1(2m-3)}{m} - \frac{Q_2(m-2)^2}{m(m-1)} \right]$$

Enfin, il est possible d'appliquer l'estimateur du *bootstrap* dérivé par Smith et van Belle (1984), il est moins utilisé, car le *Jackknife* est plus performant (Colwell *et al.*, 1994). La reformulation selon Chazdon *et al.* (1998) :

*Bootstrap* :

$$S_{boot} = S_{obs} + \sum_{k=1}^{S_{obs}} (1 - p_k)^2$$

### 3.5.4 Courbe d'accumulation et complétude de l'échantillonnage (extrapolation)

L'évaluation de la diversité a été étudiée en inventoriant les espèces présentes du milieu. Un des problèmes majeurs de l'estimation de la richesse est sa dépendance de l'effort de collecte (Gaston, 1996). La richesse observée est positivement associée au temps passé à échantillonner en raison de la probabilité accrue de rencontrer une espèce rare. Un point qui semble essentiel pour évaluer la pertinence des analyses est de déterminer si l'effort de collecte a été suffisant pour estimer le nombre total d'espèces d'une communauté. La proportion (en nombre) des espèces découvertes par rapport au nombre total d'espèces présentes d'un lieu donné est appelée la complétude (Marcon, 2019).

Celle-ci peut être estimée en extrapolant une courbe d'accumulation (Species Accumulation Curve). Cette courbe est construite en portant sur l'axe des ordonnées le nombre d'espèces observées et l'axe des abscisses le nombre d'unités d'échantillonnage (dans notre cas des sites visités). De sorte que la courbe augmente avec la contribution de l'effort de collecte apporté par chacun des sites (Colwell *et al.*, 1994).

Plus l'effort de collecte est conséquent plus la courbe tend vers une asymptote. En extrapolant, on obtient la valeur de l'asymptote qui représente la diversité asymptotique, c'est-à-dire le nombre d'espèces théoriquement observables si l'effort de collecte était infini (Marcon, 2019).

L'allure générale de la courbe est influencée par l'ordre d'introduction des unités d'échantillonnage (ici nos sites). Une courbe d'accumulation lissée peut-être obtenue en rééchantillonnant de manière aléatoire les unités d'échantillonnage un grand nombre de fois (Magurran, 2004). La courbe d'accumulation lissée est générée par la fonction *specaccum()*

du package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2022). Les fonctions *specpool()* et *estaccumR* du package *vegan* ainsi que la fonction *spp.est()* du package *fossil* peuvent calculer la diversité asymptotique.

### 3.5.5 Mesure de la diversité

Les indices de diversité permettent de combiner les différents aspects de la diversité du milieu en un seul nombre. La simplicité de l'indice de diversité est sa force ainsi que sa principale faiblesse.

L'indice le plus populaire est l'indice de Shannon-Wiener ( $H'$ ), il est très sensible à la taille de l'échantillon et très influencé par les espèces rares. Si la distribution de l'abondance est uniforme, l'indice en base 2 sera alors maximale. Il peut être difficile à interpréter, car il varie entre 0 et  $\log_2$ , et il sous-estime les petits échantillons ne dépassant pas 1000 à 2000 individus (Mouillot et Leprêtre, 1999; Legendre et Legendre, 2012).

#### Indices de diversité $\alpha$

Indice de Shannon :

$$H = - \sum_{i=1}^q p_i \log(p_i)$$

Où  $p_i$  est l'abondance relative de l'espèce  $i$  dans l'échantillon contenant  $S$  espèces.

On préfèrera utiliser les nombres de Hill obtenu à partir de l'équation généralisée de Rényi *et al.* (1961) où l'indice de Shannon est un cas particulier  $H = H_1$  :

$$H_a = \frac{1}{1-a} \log \sum_{i=1}^q p_i^a$$

Où  $a$  est l'ordre de la mesure d'entropie ( $a = 0, 1$  ou  $2$ ). Hill (1973) a proposé d'utiliser les nombres de diversités correspondants :

$$N_a = e^{H_a}$$

Le paramètre  $a$  quantifie l'importance donnée aux espèces abondantes. Les trois premières entropies de Rényi *et al.* (1961) Rényi *et al.* et leurs correspondances sont reprises dans le Tableau 3.3. Lorsque  $a = 0$ ,  $N_0$  représente simplement la richesse spécifique. Lorsque  $a$  augmente une plus grande importance est donnée aux espèces plus abondantes (Legendre et Legendre, 2012).  $N_a$  est égal au nombre d'espèces retrouvées dans un échantillon fictif ayant le même  $H_a$  que l'échantillon étudié et un nombre constant d'individus pour chaque espèce. De nombreux écologistes préconisent l'utilisation des nombres de Hill pour évaluer la diversité au lieu de l'indice de Shannon, car les nombres de Hill sont plus faciles à interpréter et qu'ils représentent le nombre d'éléments (individus ou espèces) (Ellison, 2010).

TABLE 3.3 – Trois premiers nombres d'entropie de Rényi *et al.*  $H_a$  et les nombres de Hill correspondants  $N_a$  (Legendre et Legendre, 2012).  $N_2$  est l'inverse de l'indice de concentration de Simpson ( $\lambda$ ).

Nombre d'entropie	Nombre de Hill	Interpretation $N_0$
$H_0 = \log_q$	$N_0 = q$ ( $q = \text{nombre d'espèces}$ )	Nombre total d'espèces
$H_1 = -\sum p_i \log p_i = H$	$N_1 = e^H$	Nombre d'espèces "abondantes"
$H_2 = -\log \sum p_i^2$	$N_2 = 1/\lambda$	Nombre d'espèces "dominantes"

### 3.5.6 Raréfaction (interpolation)

Les comparaisons de la diversité basées sur la richesse des espèces sont susceptibles d'avoir des biais d'échantillonnage (Dauby et Hardy, 2012). La raréfaction permet d'éviter ces biais se demandant combien d'espèces aurait été trouvées si l'effort de collecte (dans notre cas le nombre d'individus) avait été le même pour chaque site.

Dans notre cas, cela consisterait à réduire l'abondance de tous les sites au site ayant

l'abondance la plus faible. Par exemple, un site avec 75 individus et un autre avec 50 individus peuvent être comparés en "raréfiant" le premier site à 50 individus (Magurran, 2004). La raréfaction presuppose que les individus sont dispersés de façon aléatoire (Krebs, 1999). Généralement dans la nature, les espèces ont tendance à se regrouper plutôt qu'à être totalement dispersées, ce qui a pour conséquence de surestimer la richesse (Fager, 1972).

Standardiser l'effort de collecte en réduisant l'abondance implique une grande perte d'information, pour éviter cela, on préfèrera raréfier en fonction de la couverture au lieu de l'abondance, car celle-ci ne tient pas compte de la concentration des abeilles. La couverture étant définie comme la proportion d'individus découverts dans un assemblage. Une raréfaction basée sur la couverture préserverait un nombre plus important d'individus et permettrait une caractérisation plus fidèle de la biodiversité (Chao et Jost, 2012). Les nombres de Hill ont été standardisés sur base de la couverture à l'aide de la fonction *estimateD()* du package *iNEXT* (Hsieh *et al.*, 2016).

### 3.5.7 Diversité $\beta$

La diversité  $\alpha$  représente la diversité locale, c'est-à-dire la diversité pour chacun des sites échantillonnés, celle-ci est estimée à partir des nombres de Hill. La diversité  $\beta$  mesure la variation de la composition des espèces entre les sites échantillonnés. Cet indice augmente avec l'hétérogénéité des sites, de telle sorte qu'une valeur importante indiquera une diversité forte, cela revient à dire qu'il y a une grande dissimilarité entre les communautés.

Un indice  $\beta$  de 0 indique qu'il y a un chevauchement total entre les sites et à l'opposé la valeur 1 indique que les habitats n'ont aucune espèce en communs. La diversité  $\beta$  est évaluée à partir d'une matrice de similarité (ou dissimilarité), il existe différentes formules pour la calculer. Il existe une multitude d'indices pour caractériser la diversité  $\beta$ , qui ont tous leurs avantages et inconvénients. Les indices les plus simples et les plus courants sont les indices de Whittaker (1960), de Jaccard(1901) et Sørensen (1948) (Magurran, 2004). Cependant, ces indices utilisent des jeux de données de type présence-absence, convertir

le jeu de données amènerait à une perte d'information.

L'évaluation d'une matrice d'abondance peut-être évaluée via l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis (1957) ou de l'indice de Canberra (1967). Ces indices ont une propriété importante pour cette étude, ils ignorent les doubles zéros (propriété d'asymétrie), ce qui est pertinent dans le cas d'un dénombrement d'espèces. Bray-Curtis est un indice semi-métrique qui donnera un résultat dominé par les espèces les plus abondantes, tandis que l'indice métrique de Canberra donne la même importance à toutes les espèces, mais a un risque de domination des espèces rares. Un compromis existe où les données sont transformées ( $\log(x+1)$  ou double racine carrée), ce qui atténue la domination des espèces les plus abondantes (Grosjean et Engels; Marcon).

$$D_{Bray-Curtis_{j,k}} = \frac{\sum_{i=1}^n |y_{ij} - y_{ik}|}{\sum_{i=1}^n (y_{ij} + y_{ik})}$$

Où  $y_{ij}$  et  $y_{ik}$  sont le nombre d'individus de l'espèce  $i$  dans le premier et deuxième site.

$$D_{Canberra_{j,k}} = \frac{1}{nz} \sum_{i'=1}^{nz} \frac{|y_{i'j} - y_{i'k}|}{|y_{i'j}| + |y_{i'k}|}$$

Où  $nz$  et  $y_{ik}$  le nombre de valeurs nonnulles simultanément dans la matrice. La contribution donnée par chacune des espèces est réalisée de façon égale.

Dans  $R$ , ces indices peuvent être calculés à l'aide de la fonction `vegdist()` du package `vegan`.

## Propriété des indices

Certains indices varient entre 0 et 1. Un indice est dit métrique s'il respecte les quatre propriétés suivantes :

- La distance minimale égale à zéro :  $I_{j,k} = 0$  si  $j = k$
- La distance est toujours positive ou égale à zéro :  $I_{j,k} > 0$  si  $j \neq k$
- La distance entre le site 1 et 2 est la même qu'entre 2 et 1 :  $I_{j,k} = I_{k,j}$

— S'il obéit à l'inégalité triangulaire :  $I_{j,k} + I_{k,l} \geq I_{j,l}$

Si les trois premières propriétés sont respectées, mais pas la dernière, l'indice sera dit semi-métrique. Elle est métrique si elle n'obéit pas à l'inégalité triangulaire. Cette propriété est la plus difficile à obtenir et n'est pas toujours nécessaire. Dans les autres cas, un indice est non-métrique, dans ce cas-là, on ne peut les utiliser pour des données écologiques, car il est possible d'atteindre des valeurs négatives (Grosjean et Engels; Marcon).

La distance euclidienne accorde plus de poids aux différences d'abondance des espèces qu'aux différences de présence des espèces. Par conséquent, deux échantillons qui ne partagent aucune espèce peuvent sembler plus similaires que deux échantillons qui partagent des espèces, mais dont les espèces diffèrent largement dans leurs abondances. Les distances basées sur l'abondance relative des espèces n'ont pas ce problème tel que la distance d'Hellinger qui est une distance euclidienne.

### 3.5.8 Modélisation des effets de la pollution sur la diversité

Avant de parler de l'analyse canonique des correspondances (CCA), il faut expliquer ce qu'est l'analyse des correspondances (CA). Il s'agit d'une analyse d'ordination multivariée qui utilise les variables d'un seul ensemble de données dans le but de générer de nouvelles variables (ou axes). La différence entre la CA et CCA est que la CA ne possède que des variables réponses et pas de variables explicatives.

Afin de réaliser des tests d'hypothèses sur la significativité de la relation entre les effets des variables environnementales (métaux lourds et granulométrie) sur la diversité des communautés d'abeilles sauvages, des ordinations contraintes ont été produites. La CCA est une des formes d'ordination contrainte les plus communément utilisées, il ne faut pas la confondre avec la CA qui est une forme d'ordination non contrainte.

Le but est d'identifier la relation entre un ensemble de variables réponses (matrice  $Y$ , décrivant la composition en espèces des communautés) et un ensemble de variables explicatives (matrice  $X$ , contenant les descripteurs environnementaux). La CCA va permettre

de synthétiser l'information sur deux axes afin de le projeter sur un plan en deux dimensions. Cette ordination a été choisie, car la matrice  $Y$  est une table de contingence (table de dénombrement) où l'on utilise des distances de  $\chi^2$ . Une des conditions de la CCA est d'avoir une matrice ayant moins de variables environnementales que d'objets (sites), dans le cas contraire l'ordination n'est plus contrainte.

La première étape est une mesure de la distance du  $\chi^2$  qui est réalisé sur la matrice  $Y$ . Ensuite ces distances sont régressées par rapport aux variables environnementales afin de prédire par un modèle des valeurs ajustées. Une régression pondérée est effectuée avec pour poids l'abondance totale des espèces par site. Enfin, une CA est réalisée sur les valeurs prédictes par les modèles et sur leurs résidus afin de projeter un triplot.

On notera également l'importance d'utiliser des variables environnementales non corrélées entre elles (ex :  $N_{total}$ ,  $N_{O_3}$  et  $NH_4$ ), la mesure de la multicolinéarité peut-être obtenue à l'aide de la fonction *vif()* du package *car*. Si une variable environnementale a un *VIF* supérieur à 10 ou maximum 20 celle-ci n'est pas utilisée dans la CCA (Legendre et Legendre, 2012) .

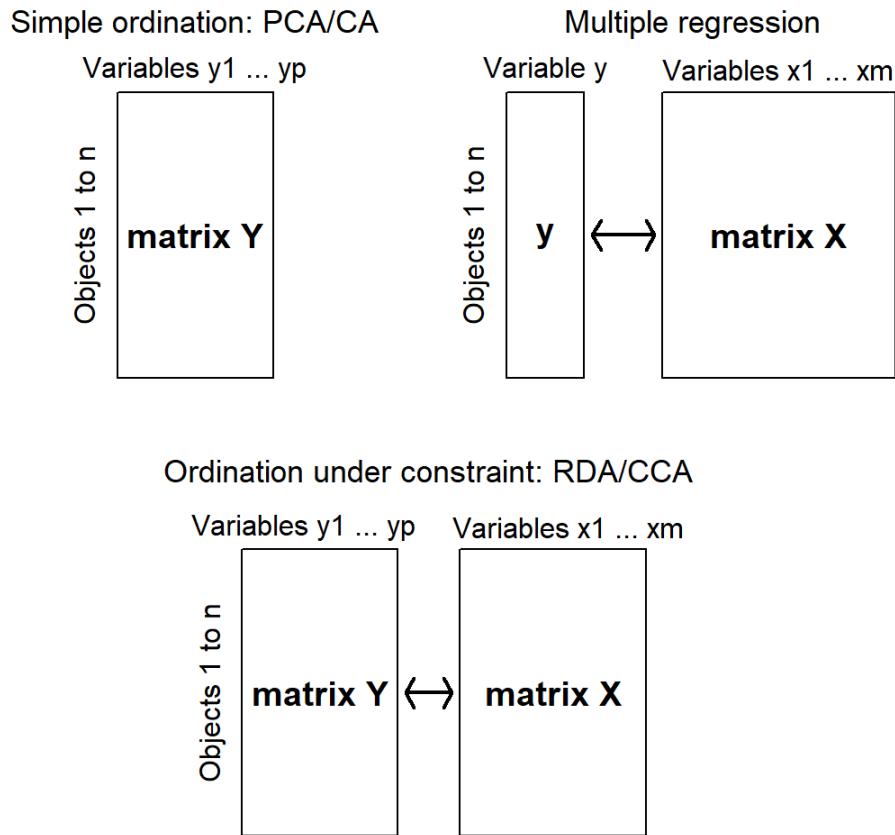


FIGURE 3.3 – Diagramme montrant les différences entre l’ordination sans contrainte, la régression multiple et l’ordination avec contrainte (adapté de Legendre et Legendre (2012)).

Un test de significativité est réalisé à l'aide de la fonction `permute()` du package *vegan*, ce test permute aléatoirement les lignes des communautés de la matrice  $Y$  et répète l'analyse sans modifier la matrice  $X$ . Si le résultat observé est meilleur que la plupart des modèles aléatoires (dans 95 % des cas), le résultat est dit significatif.

# Chapitre 4 : Résultats

## 4.1 Description des communautés et caractérisation de l'échantillonnage

Un total de 1973 individus a été collecté, parmi ceux-ci 1903 ont été identifiés. On distingue 102 espèces différentes parmi les 403 espèces recensées en Belgique, soit 25,3 % des espèces belges. 70 spécimens n'ont pas pu être identifiés par manque de temps, ce sont principalement des spécimens de petites tailles du genre *Lasioglossum* et *Sphecodes* répartis sur l'ensemble des sites.

D'après l'ensemble des estimateurs de la richesse (Tab. 8.1), en étant le plus consensuel, 70 à 95 % des espèces ont été capturées, si l'on utilise seulement les estimateurs d'abondance, qui sont les plus adaptés au jeu de données, 87 à 95 % des espèces ont été récoltée sur l'ensemble des sites, le détail des indices et de la complétude totale sont disponibles en annexe (Tab. 8.1 ; Fig. 8.1).

L'ensemble des espèces capturées ont été représentées par rang d'abondance (Fig. 4.1) afin de représenter les espèces dominantes. On remarque que les huit espèces les plus abondantes contribuent à 50 % de l'effectif total. *Bombus pascorum* est l'espèce la plus abondante, elle fournit à elle seule 20 % de l'effectif total. La figure 4.1 montre également le nombre de singletons (12) et doubletons (9). L'abondance par genre et famille est disponible en annexe (Tab. 8.4, 8.5).

La description de l'abondance des différentes espèces sur chaque site est illustrée par une *heatmap* (Fig. 4.2). Les taxons les plus abondants par sites sont : *Bombus pascuorum*, *Terrestribombus sp.* et *Osmia bicornis*, ils ont été retirés du graphique afin de ne pas

masquer les autres espèces avec leur surabondance. *Bombus pascuorum* est largement représenté sur l'ensemble des sites, une deuxième *heatmap* sans suppression est disponible en annexe (Fig. 8.2). Le Village des abeilles héberge une grande abondance d'espèces caulicoles *Heriades truncorum*, *Osmia caerulescens*, *Osmia cornuta* et avec 72 spécimens d'*Osmia bicornis*. On remarque qu'*Halictus scabiosae* est abondante sur l'ensemble des sites à l'exception des parcs hormis le Village des abeilles et le Stivenart. Le parc Bonaert semble accueillir une population relativement importante de *Lasioglossum morio*.

## 4.2 Comparaison des communautés

Les courbes de raréfaction sont standardisées sur base du site qui semble le moins bien échantillonné (Parc Bonaert :  $S_{obs} = 25$ ,  $N_{obs} = 39$ ) (Fig. 4.3). Une croissance rapide suggère une richesse potentiellement plus grande et nécessite donc un effort de collecte plus important pour compléter l'échantillonnage.

Les sites ayant la croissance la plus rapide sont : Jardin suspendu (23) et Parc Bonaert (25). À l'opposé les sites ayant la croissance le moins rapide sont Abbaye de St-Denis (14), Mel Legumes (17), Chasse Cambier (17), Rue de l'Égalité (17), Village des abeilles (17), Parc du Bois de Mons (18) et Jean d'Avesnes (18) . Les valeurs entre parenthèses indiquent le nombre d'espèces estimé pour un effort de collecte comprenant 39 individus. Jardin suspendu, Parc du Beffroi et Village des abeilles ont une richesse non raréfiée élevée, lorsque l'on considère leur abondance totale.

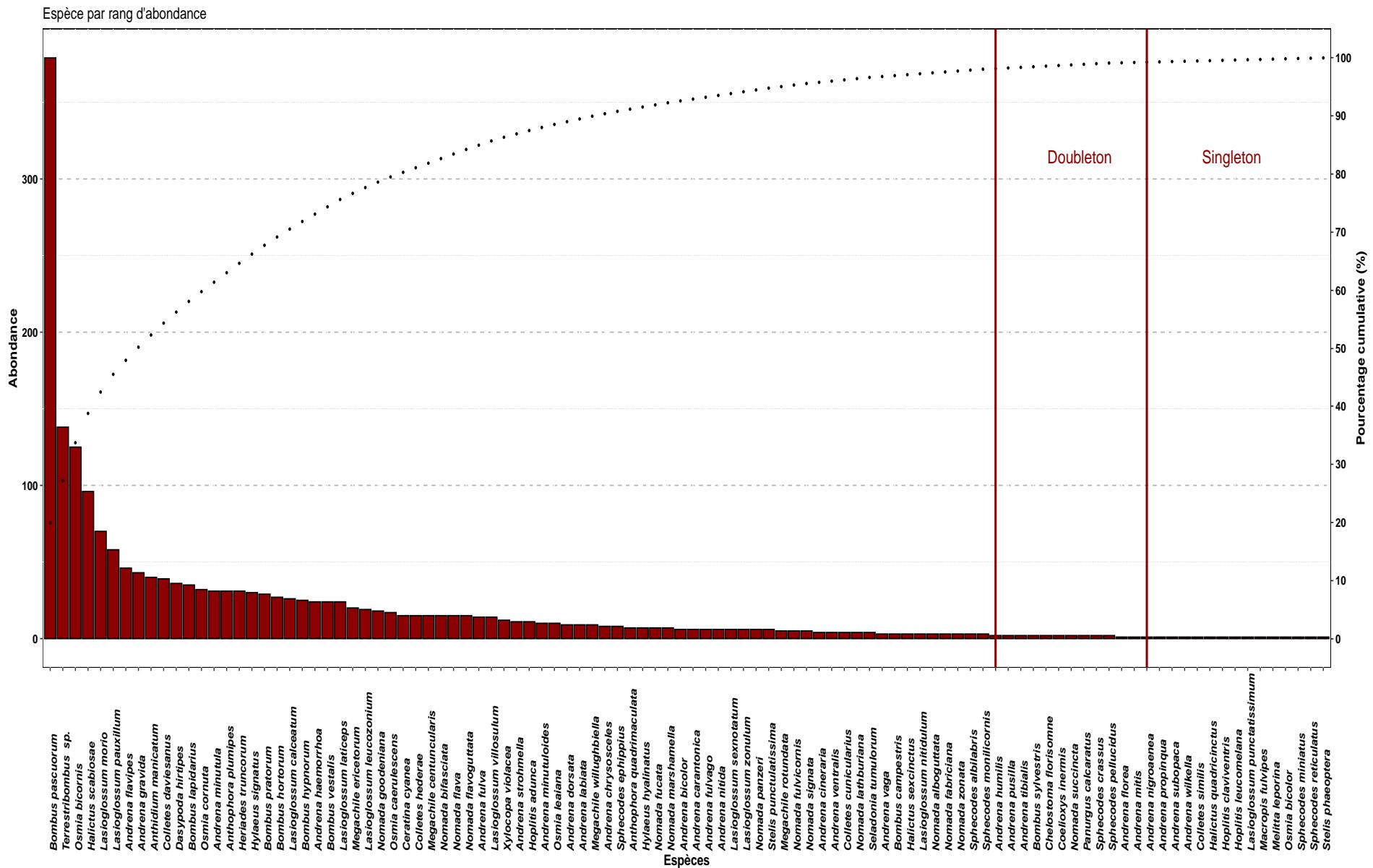


FIGURE 4.1 – Barplot représentant les espèces par rang d'abondance et courbe de Pareto pour l'ensemble des espèces capturées sur les sites. Les lignes verticales distinguent les 12 singltons et 9 doubletons qui ont été capturés. Figure réalisée à l'aide du package *ggplot2* (Wickham, 2016).

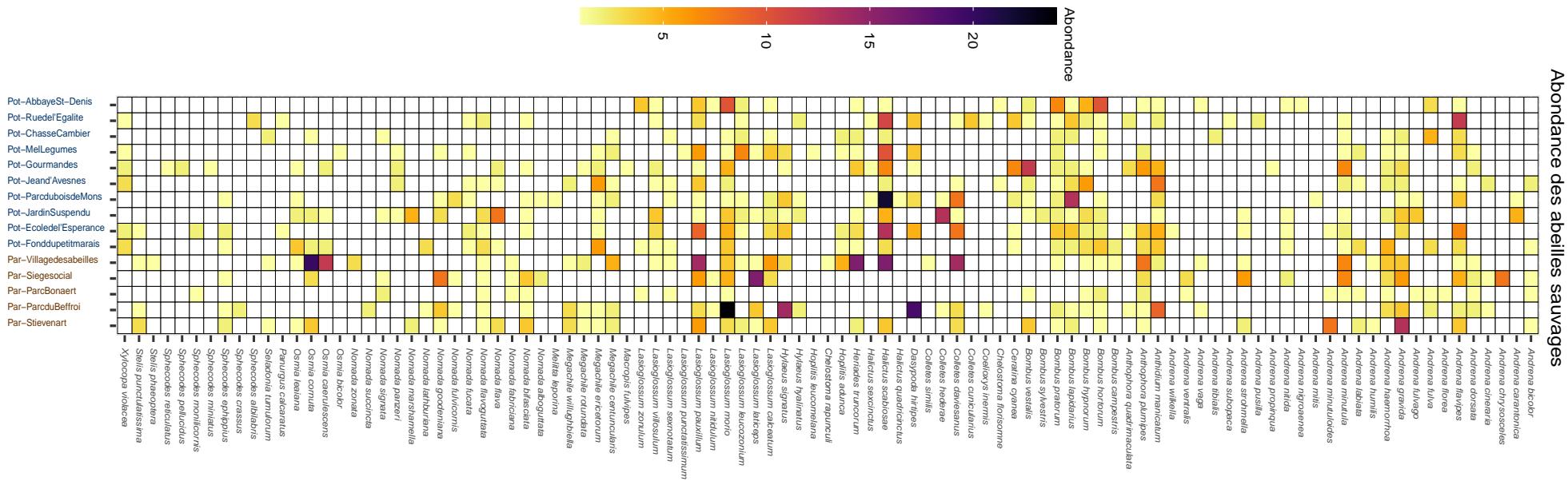


FIGURE 4.2 – Heatmap représentant l'abondance des espèces d'abeilles sur chaque site. Le gradient de couleur indique le nombre de spécimens capturés. Les spécimens *Osmia bicornis*, *Bombus pascuorum* et *Terrestris**trib**ombus sp.* ont été retirés. Figure réalisée à l'aide du package *ggplot2* (Wickham, 2016).

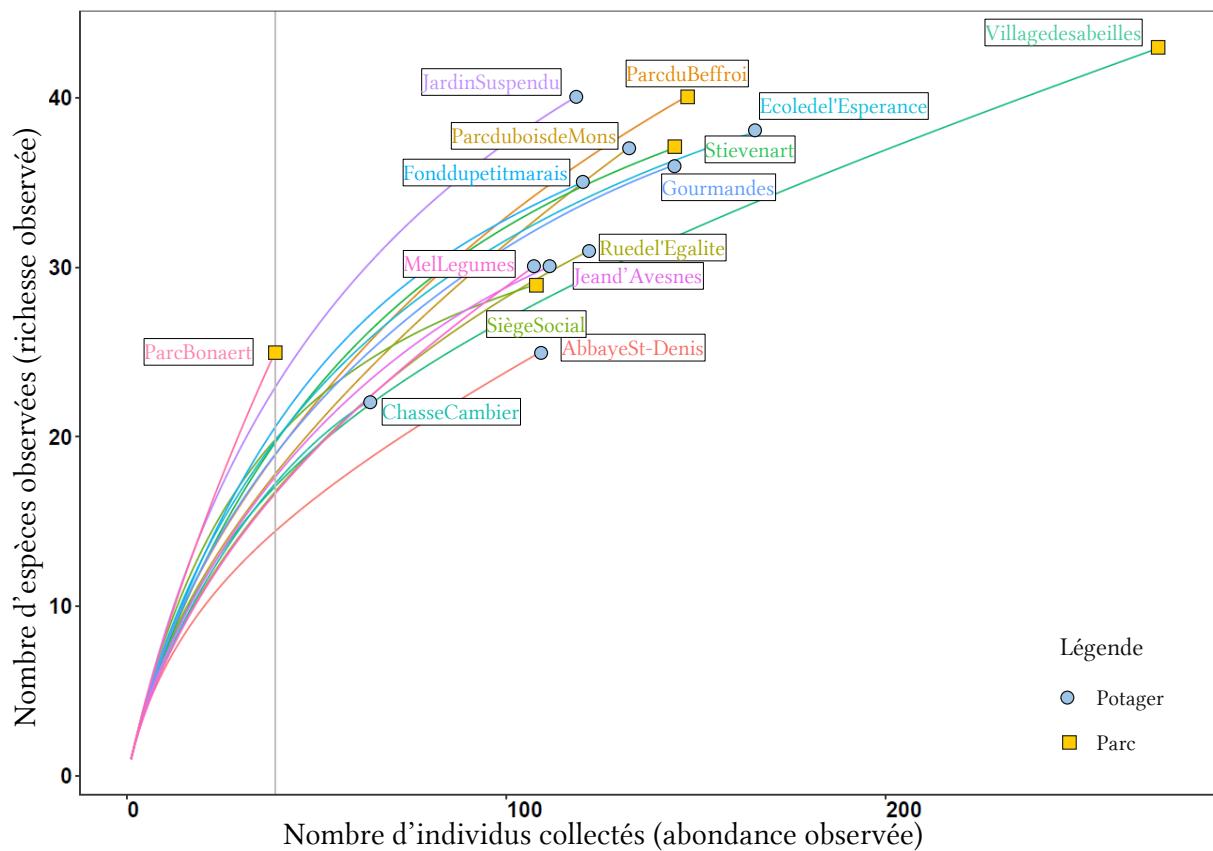


FIGURE 4.3 – Courbes de raréfaction interpolant le nombre d’espèces observées en fonction du nombre de spécimens capturés. L’axe vertical indique le nombre d’individus auxquels les sites ont été rarifiés (39). La forme des courbes nous renseigne sur la complétude des sites. Figure réalisée à l’aide du package *ggplot* et *vegan*.

En raison des différences de complétudes observées (allure des courbes), la raréfaction des nombres de Hill est basée sur le taux de couverture (Fig. 4.4). La distribution du taux de couverture est disponible en annexe (Fig. 8.3). Le taux de couverture des sites est compris entre 83 et 93 % à l’exception du Parc Bonaert (52 %).

Les nombres de Hill de chaque site sont représentés par trois points reliés entre eux par une ligne. Une pente décroissante très abrupte indique une faible dominance des espèces abondantes, une ligne horizontale une équitabilité des espèces, une ligne haute indique un site riche et une ligne basse un site pauvre. Le détail des nombres de Hill ainsi que le nombre d’individus et d’espèces par site est repris dans l’annexe (Tab. 8.2).

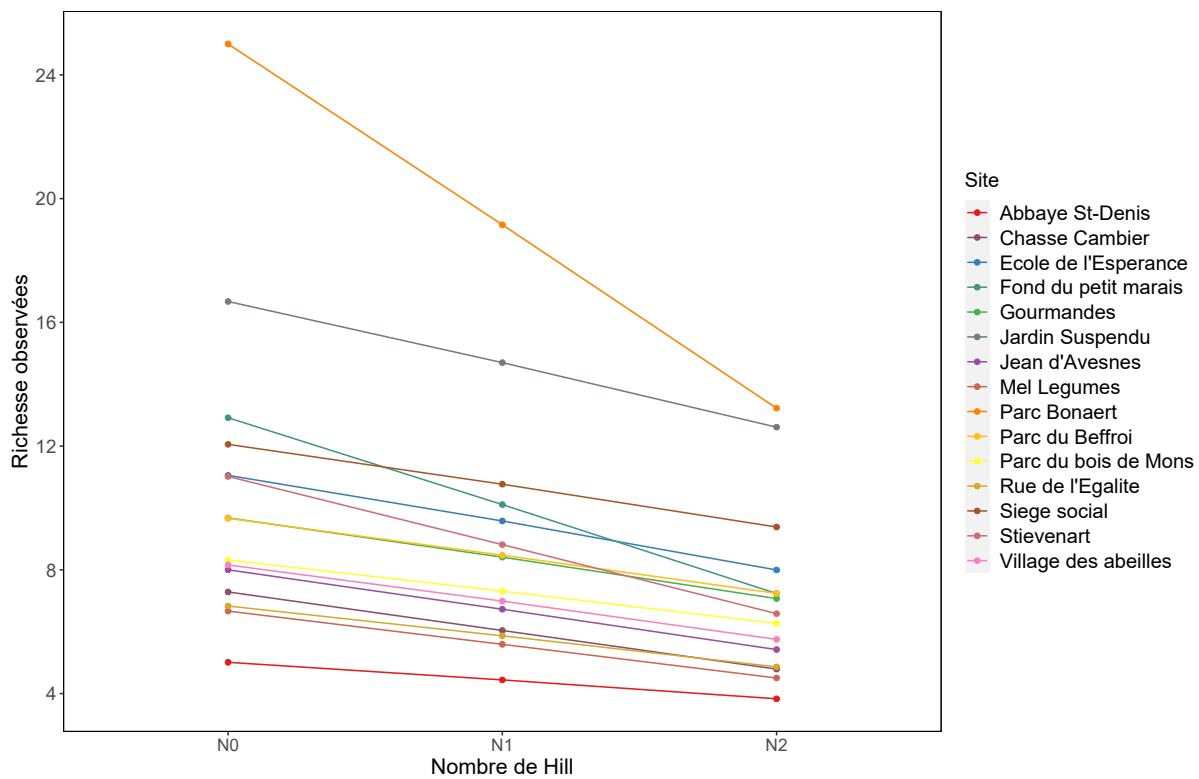


FIGURE 4.4 – Nombre de Hill raréfiés sur base du taux de couverture des différents sites selon les trois premiers ordres de Hill ( $a = 0, 1, 2$ ).

Une matrice de dissimilarité entre l'abondance des espèces des sites a été générée à l'aide de la méthode Bray-Curtis (Fig. 4.5). L'ensemble des sites sont relativement similaires, à l'exception du Siège social et du Parc Bonaert, ce sont les deux parcs ayant l'abondance la plus faible (cf. Tab. 8.2).

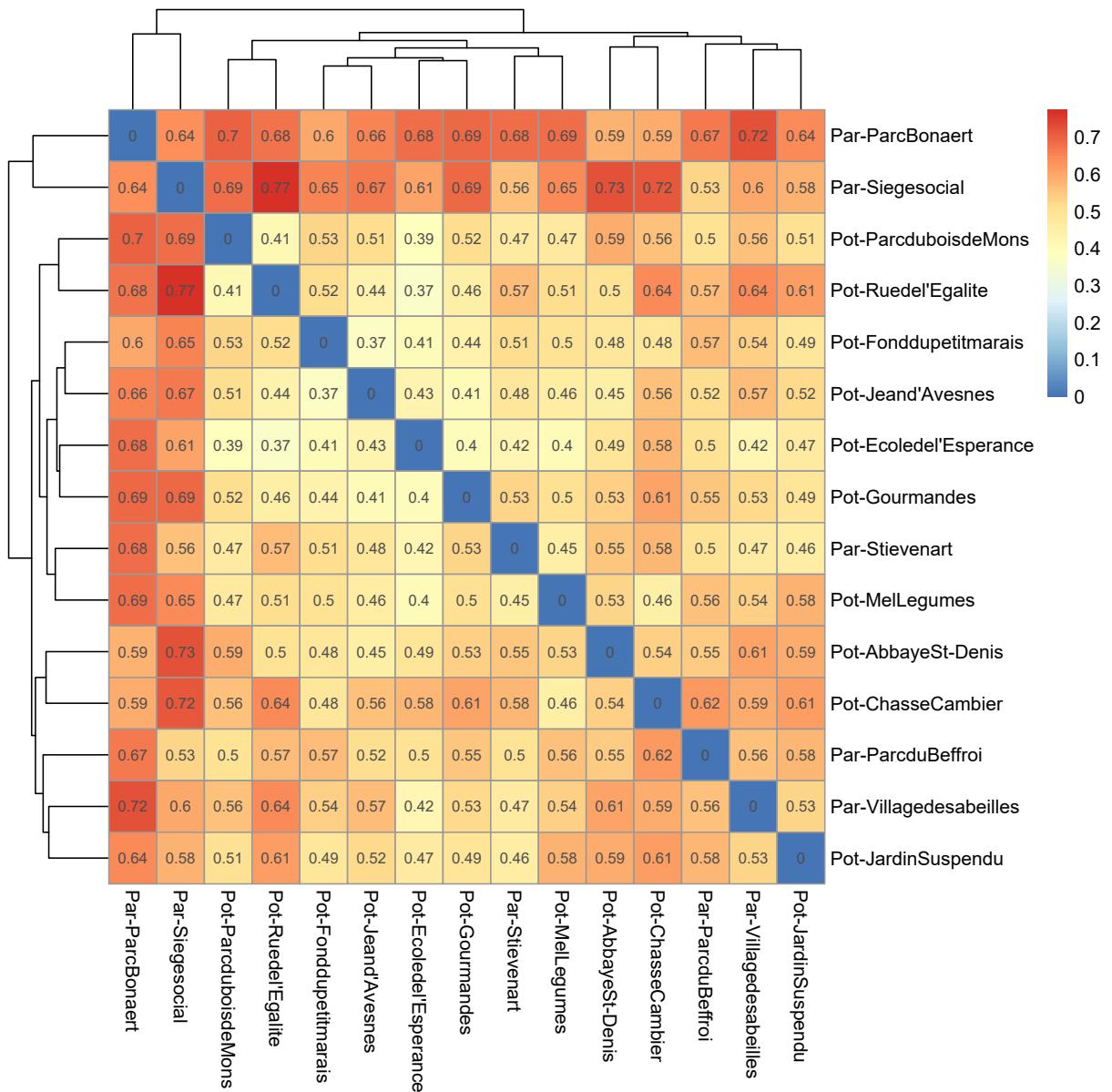


FIGURE 4.5 – Représentation de la dissimilarité entre les sites. La dissimilarité s'étend de 0 à 1, une valeur de 0 indique une dissimilarité nulle. La méthode de Bray-Curtis a été utilisée sur des données d'abondance non-raréfiées. Figure réalisée à l'aide de la fonction `vegdist()` et `pheatmap()` des packages `vegan` et `pheatmap`.

## 4.3 Analyses des facteurs abiotiques

Des analyses en composantes principales (PCA) entre les sites et les variables environnementales (métaux lourds, azote et granulométrie) ont été réalisées (cf annexe Fig. 8.6, 8.7, 8.8). Les PCA ne révèlent pas de différence entre les potagers et parcs.

Le Village des abeilles et Jean d'Avesne sont caractérisés par de grandes quantités de métaux lourds. Le Fond du petit marais possède la plus grande quantité d'azote. La plupart des sites ont une texture du sol de plus de 50 % de sable, des proportions moindres se retrouvent dans le sol du Stievenart (26 %), du Jardin Suspendu (30 %) et du Siège social (40 %). Le détail des quantités des analyses de sols et un histogramme des métaux lourds couplés aux valeurs seuils sont disponibles en annexe (Tab. 8.9, 8.10, 8.11 ; Fig. 8.14).

L'analyse des correspondances (CA) sur la matrice d'abondance des abeilles parmi les sites a généré deux axes qui représentent au total 31,1 % de la variation (Fig. 4.6). La proximité des sites les uns par rapport aux autres indique que l'assemblage des espèces et l'abondance des espèces sont similaires. Le Village des abeilles se distingue des autres sites, on retrouve un grand nombre d'espèces caulicoles tels qu'*O. caerulescens* (71 %), *O. bicornis* (58 %), *O. cornuta* (62 %) et *C. rapunculi* (100 %). En périphérie du Siège social, on retrouve les espèces typiques du site : *A. chrysosceles* (100 %), *L. laticeps* (67 %), *N. goodenia* (44 %) ; le pourcentage indique le nombre d'individus présents sur le site par rapport à l'ensemble des sites.

CA - Biplot

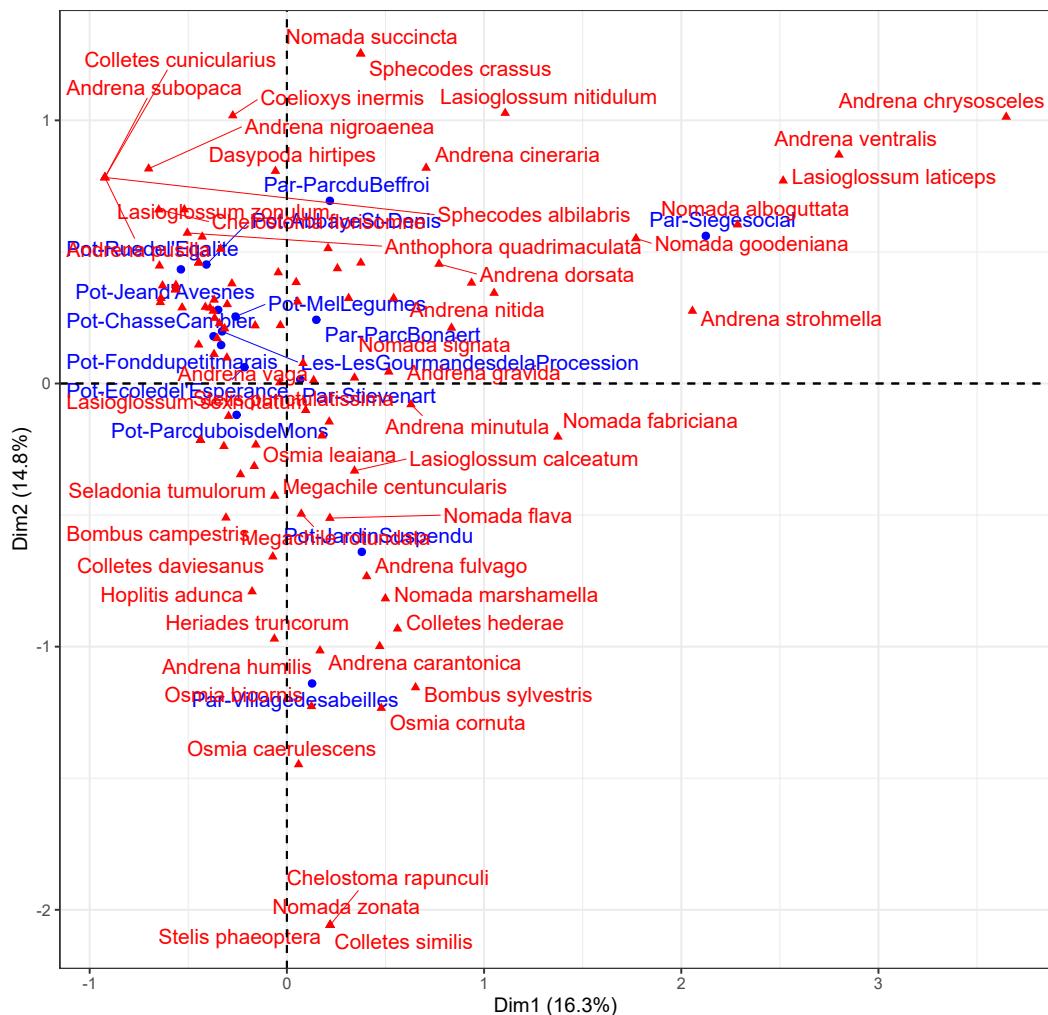


FIGURE 4.6 – Biplot de l’analyse des correspondances (CA) montrant la distribution de 102 espèces en relation avec leurs distributions à travers les sites échantillonnés. Figure réalisée par la fonction *CA()* du package *FactoMiner*.

Les (CCA) réalisés séparément sur la granulométrie et les métaux lourds n’ont pas montré de résultat significatif.

L’analyse canonique des corrélations (CCA) a été réalisée entre la matrice des abeilles et la matrice granulométrique (‘Argile’, ‘Limon fin’, ‘Limon grossier’, ‘Sable grossier’) (Fig. 8.17). La variable granulométrique ‘Sable fin’ a été retirée (vif > 14 000), les autres variables ont un vif inférieur à 11. Le test de significativité par la fonction *permute()* suggère que ce modèle n’explique pas une quantité significative de la variation dans les données ( $\chi^2 = 0.5318, p-value = 0.881, R^2 = 0.2536476, R^2_{adj} = -0.04252573$ , nombre de permutations = 999).

Une analyse canonique des corrélations (CCA) a été réalisée ensuite entre la matrice des abeilles et la matrice des métaux lourds. Les données du cuivre et du zinc ont été retirées, car ils sont fortement corrélés entre eux ( $vif > 50$ ). Le test de significativité par la fonction `permute()` suggère que ce modèle n'explique pas une quantité significative de la variation dans les données ( $\chi^2 = 0.87463$ ,  $p-value = 0.446$ ,  $R^2 = 0.4343027$ ,  $R^2_{adj} = 0.0172063$ , nombre de permutations = 999). Le triplot généré est disponible en annexe (Fig. 8.18).

## 4.4 Étude de cas

Le Village des abeilles est le site ayant le plus de pollution aux métaux lourds (Fig. 8.14) et dépasse même les valeurs seuils des normes en Belgique pour le zinc, le cuivre et le plomb. Pourtant ce site dépasse de loin tous les autres sites en termes d'abondance d'abeilles et plus particulièrement des espèces caulicoles et rubicoles. Ce site a une gestion particulière qui a pour but de favoriser les abeilles sauvages en fournissant des plantes intéressantes en quantité et des lieux de nidifications (tas de sable, hôtel à insectes). Ceci suggère qu'un site pollué peut potentiellement héberger un grand nombre d'individus.

Au contraire le Parc Bonaert a l'abondance la plus faible. Cependant, si on prend en compte le taux de couverture médiocre afin de raréfier les nombres de Hill, on s'aperçoit que c'est le site ayant la meilleure richesse raréfiée avec une très faible dominance des espèces abondantes. La différence importante de l'effort de collecte de ce site peut s'expliquer d'une part de par sa superficie qui est 75 fois plus grande que le Village des abeilles (cf Tab. 3.1), d'autre part, au vu de l'abondance très faible, il s'est produit plusieurs fois qu'aucune abeille n'aie été capturée à la moitié du temps de collecte. Et donc dans ce cas-là, l'échantillonnage est arrêté.

De plus, la plante la plus abondante est *Bellis perennis*, qui est une plante peu attractive qui est très commune dans les pelouses entretenues. De nombreuses espèces sont probablement présentes mais n'ont pas encore été collectées. Il est probable qu'un grand nombre d'espèces butinent les fleurs sur les grands arbres qui sont inaccessibles. Enfin, les lieux

de collectes qui semblaient les plus intéressants se situent à la bordure du parc, là où les plantes sauvages ont pu se développer grâce à un entretien plus faible des gestionnaires. Ce parc possède 19 singletons, 4 doubletons sur les 25 espèces répertoriées. Les nombres de Hill donnent un poids plus important aux espèces rares. Il est possible que les espèces faiblement abondantes étaient seulement des individus de passage et que le site n'héberge pas leur population.

Le parc du Beffroi est un site avec une bonne abondance et richesse, il peut s'expliquer par le contraste entre le parc en lui-même et une parcelle non accessible au public très peu entretenu. Cette parcelle hébergeait des espèces d'abeilles en plus grande abondance (*Anthidium manicatum*, *Hylaeus signatus*) sur des plantes sauvages qui y prospéraient (*Echium vulgare*, *Reseda lutea*). Le site présente de nombreuses crevasses entre les joints des pierres où des *Megachile willughbiella* ont été observées en train de nidifier.

Le fond du petit marais possède d'importantes quantités d'azote ( $NO_3$ ) qui s'explique par la quantité d'intrants ajoutée (paillage, orties, herbes et toilettes sèches) et l'ajout de nombreuses plantes fixatrices d'azote (*Elaeagnus spp.*, *Caragana arborescens*, *Colutea arborescens*, *Hippophae rhamnoides*, ...). Des techniques de permaculture sont utilisées comme les cultures sur buttes et le paillage. Le site hébergeait un grand nombre de *Xylocopa violacea* cette espèce niche dans le bois mort, et en effet ce site est particulièrement boisé. La plupart des individus étaient retrouvés sur *Colutea arborescens* (Fabaceae). Deux individus de l'espèce vulnérable en Belgique *Bombus campestris* ont également été capturés.

Les Gourmandes de la Procession possèdent un sol particulièrement sablonneux (84 %) où trois individus d'*Halictus sexcinctus* une espèce vulnérable ont été capturés, cette espèce nidifie dans le sable. Le site regorge d'espèces d'abeilles parasites ("abeilles coucou") : *Sphecodes miniatus*, *Sphecodes reticulatus*, *Sphecodes pellucidus*, *Nomada bifasciata*, *Nomada flava* et *Nomada panzeri*. Leurs espèces hôtes ont également été observées : *Andrena dorsata*, *Andrena gravida*, *Andrena haemorrhoa*, *Andrena minutula*, *Andrena propinqua* et *Lasioglossum morio*. Il est fort probable que d'autres espèces hôtes non observées soient présentes sur le site. Une quinzaine d'individus de *Ceratina cyanea* ont été capturés aux

alentours de tas de ronce, des individus de cette espèce rubicole ont été vu en train de niché dedans.

Les premières sessions de collecte au Parc du bois de Mons semblaient montrer un site avec une diversité faible, puis après le mois de juin, le site n'était plus entretenu et un grand nombre de fleurs sauvages ont attiré de nombreuses abeilles sur le site. Ceci suggère que les plantes spontanées ont un pouvoir d'attractivité sur les abeilles. *Halictus quadricinctus*, une espèce en danger critique d'extinction (Drossart *et al.*, 2019) a été découverte sur ce site. Cette espèce nidifie principalement dans des substrats compacts argileux, mais aussi des sols sablonneux compacts. Les nids seraient creusés préférentiellement dans des surfaces verticales, mais des surfaces horizontales à végétation clairsemée peuvent suffire (Westrich, 2015). L'espèce est polylectique (10 familles de plantes), elles collectent du pollen de préférence sur des Asteraceae comprenant les genres *Carduus*, *Centaura*, *Sonchus*, *Cichorium*, ..., mais également sur des Boraginaceae, Campanulaceae, Oleaceae Papaveraceae, Ranunculaceae et Valerianaceae (Peeters *et al.*, 2012; Westrich, 2015). L'espèce n'avait pas été retrouvée en Belgique depuis 1953 jusqu'à sa redécouverte en 2016 (D'Haeseleer, 2016; Pauly, 2017), elle a ensuite été retrouvée dans les prairies et carrières autour de la ville de Mons (Fiordaliso, en révision). Une gestion dans le but de favoriser l'espèce devrait comprendre pour les ressources florales un grand nombre de chardons et de cirsées, et des talus sablonneux abrupts à faible couverture végétale orientés au sud pour les sites de nidifications (Peeters *et al.*, 2012; Westrich, 2015).

Un spécimen vulnérable d'*Halictus sexcinctus* a également été retrouvé au Parc du bois de Mons, deux autres spécimens ont été également capturés à la Rue de l'Egalité et aux Gourmandes de la Procession. L'halicte à six-bandes est une espèce polylectique ayant une préférence pour les Asteraceae, elle semble plus particulièrement apprécier *Carduus nutans*, suivi de *Cirsium vulgare* (Fiordaliso, en révision). Son habitat est plutôt chaud et sec, comme par exemple des carrières, des terrils ou des talus ensoleillés. La nidification s'établit sur un substrat sablonneux abrupt dépourvu de végétations (Peeters *et al.*, 2012; Westrich, 2015). *Halictus sexcinctus* pourrait bénéficier des gestions similaires favorisant *Halictus quadricinctus*.

# Chapitre 5 : Discussion

## 5.1 Caractéristiques de la communauté d'abeille

Au cours des six mois d'échantillonnage, 1903 spécimens d'abeilles sauvages appartenant à 102 espèces ont été capturés sur 15 sites urbains et périurbains. Ce qui représente 25 % de la richesse nationale qui compte 403 espèces (Drossart *et al.*, 2019) avec 3,9 % d'espèces menacées collectées.

Dans le Hainaut, des chiffres similaires ont été retrouvés dans la commune de Mons (2269 spécimens, 122 espèces dont 9,8 % menacées) (Fiordaliso, 2020), les prairies du sillon industriel wallon (1166 spécimens, 85 espèces dont 8,2 % menacées), (Ruelle, 2021), des carrières (1096 spécimens, 43 espèces dont 4,5 % menacées) (Loockx, 2021) et des terrils (1216 spécimens, 87 espèces dont 13,1 % menacées) (Lefebvre, 2021).

La proportion d'espèces menacées dans les communautés montoises reste assez faible comparativement à des zones moins urbanisées comme la localité d'Han-sur-Lesse (131 espèces dont 26,4 % menacées) (Pauly et Vereecken, 2018), mais reste comparable avec des villes comme Louvain (140 espèces dont 3,8 % menacées) (D'Haeseleer, 2014) et Bruxelles (2507 spécimens, 127 espèces dont 7,0 % menacées) (Vereecken *et al.*, 2021). Les espaces verts urbains recueillent la plus faible proportion d'espèces menacées avec une espèce en danger critique d'extinction : *Halictus quadricinctus*, ainsi que deux espèces vulnérables : *Halictus sexcinctus* et *Bombus campestris*.

L'effort d'échantillonnage réalisé en 2021 ne couvre probablement pas l'intégralité des espèces des sites. Cependant, les résultats sont comparables, la complétude estimée varie entre 87 à 95 %. La littérature ne présente pas d'exemple de stade asymptotique atteint (Fortel *et al.*, 2014; Birdshire *et al.*, 2020; Fiordaliso, 2020; Vereecken *et al.*, 2021; Ruelle,

2021; Lefebvre, 2021; Loockx, 2021). La couverture de chaque site est relativement élevée, on peut raisonnablement considérer que les sites ont été correctement échantillonnés. La seule exception est le Parc Bonaert. Cette différence de complétude pourrait être imputée par la présence de grands arbres où les fleurs étaient inaccessibles, des zones d'intérêts inaccessibles (murs, propriétés privées adjacentes, ...) ou de par sa superficie nettement supérieure aux autres sites.

Les deux familles les plus diversifiées en termes d'espèces sont celles des Apidae et Andrenidae avec 27 espèces chacunes, elles sont suivies de près par les Halictidae et Megachilidae qui comportent respectivement 21 et 18 espèces. Les Colletidae ne possèdent que 6 espèces et les Melittidae seulement 3. Cette répartition de la diversité parmi les familles dans l'assemblage a déjà été rapportée dans les précédentes études (Tab. 5.1) (Fiordaliso, 2020; Vereecken *et al.*, 2021; Ruelle, 2021; Lefebvre, 2021; Loockx, 2021).

TABLE 5.1 – Répartition de la richesse parmi les six familles d'abeilles sauvages. Le pourcentage d'espèces au sein d'une seule famille est indiqué entre parenthèses.

Littérature	Richesse						
	Andrenidae	Apidae	Colletidae	Halictidae	Megachilidae	Melittidae	Total
Fiordaliso (2020)	30 (20)	42 (27)	12 (8)	38 (25)	26 (17)	5 (3)	153
Loockx (2021)	7 (16)	14 (33)	5 (12)	6 (14)	10 (23)	1 (2)	43
Lefebvre (2021)	10 (11)	19 (22)	9 (10)	23 (26)	22 (24)	4 (5)	87
Ruelle (2021)	14 (16)	15 (17)	10 (12)	22 (26)	21 (24)	4 (5)	86
Benrezkallah (2022)	27 (26)	27 (26)	6 (6)	21 (21)	18 (18)	3 (3)	102

En termes d'abondance, c'est la famille des Apidae qui domine largement les autres (Fig. 8.5). La contribution principale provient des *Bombus* avec 662 spécimens (Fig. 8.4), la dominance extrême par ce genre eusocial est commune dans les régions tempérées d'Europe (Michener, 2007). À l'opposé, les Melittidae comportent le moins de spécimens. Pour comparer, le deuxième genre le plus répandu est le genre *Andrena* avec une contribution de 252 spécimens.

Les espèces les plus abondantes sont *Bombus pascuorum* et *Terrestrisbombyx sp.* contribuant avec respectivement 379 et 138 spécimens (Fig. 4.1). Ce sont les mêmes espèces qui ont dominé dans de précédentes études (Fiordaliso, 2020; Ruelle, 2021; Lefebvre, 2021; Loockx, 2021). Ces espèces ont des traits fonctionnels (polylectisme, taille, mobilité) leur

permettant d'être plus résilients (Ayers et Rehan, 2021) et sont présentes dans tous les types de milieux en Belgique (Drossart *et al.*, 2019).

Ensuite vient *Osmia bicornis* comptant 125 spécimens, dont une contribution de 72 spécimens provenant du Village des abeilles. Cette espèce bénéficie des structures installées (hôtels à insectes) et des fleurs spécialement maintenues pour favoriser les abeilles sauvages sur le campus universitaire.

Concernant les espèces les plus rares de l'échantillonnage, 11,7 % (12/102) de singletons ont été retrouvés. Ce résultat concorde avec les résultats précédents : 25 % (19/76) (Cosse, 2019), 16 % (20/122) (Fiordaliso, 2020), 17,6 % (15/86) (Ruelle, 2021), 35 % (15/43) (Loockx, 2021) et 27% (24/87) (Lefebvre, 2021). Ce pattern est assez commun en écologie, dans une communauté, les espèces rares sont communes et les espèces communes sont rares (Williams *et al.*, 2001; Potts *et al.*, 2003).

En ce qui concerne les traits écologiques, 69 % des espèces sont terricoles et 25 % nidifient dans des cavités ou des tiges (Fig. 8.13, Tab. 8.6). 80 % des espèces ont un régime polylectique (Tab. 8.7). Pour la socialité, 59 % des espèces sont solitaires, 24 % sont cleptoparasites et 13 % sont sociales primitives (Tab. 8.4).

La répartition des traits selon le nombre de spécimens montre d'autres chiffres : 20 % nichent dans les cavités ou des tiges, 45 % sont terricoles (Tab. 8.6). Le pourcentage d'abeilles polylectiques collectées est de 90% et la socialité comprend 47 % d'eusocials primitifs, 43 % solitaires et 7 % cleptoparasites (Tab. 8.5). La répartition des traits selon le nombre de spécimens est redirigée principalement par la contribution des *Bombus*. La dominance des espèces polylectiques confirme l'impact de l'urbanisation sur les assemblages d'abeilles sauvages (Banaszak-Cibicka et Żmihorski, 2012; Ayers et Rehan, 2021). Cependant le nombre d'espèces terricoles dominent les espèces nidifiantes dans les cavités.

La famille des asteracées est la famille de plante ayant comptabilisé le plus d'observations de spécimens (Fig. 8.20). Au niveau des espèces de plantes, les deux espèces comportant le plus grand nombre de visites observées sont également des Asteraceae avec 57 observations

sur des paquerettes (*Bellis perennis*) et 56 sur des pissenlits (*Taraxacum sp.*) (Fig. 8.19, 8.22). Ce sont ces mêmes espèces qui comportent la plus grande diversité de polliniseurs *Taraxacum sp.* (Fig. 8.21). Ce sont des plantes spontanées recommandées pour favoriser les polliniseurs (Garbuzov et Ratnieks, 2014) . Sur *Bellis perennis*, ce n'est pas moins de 24 espèces qui ont été observées, ces espèces comprennent 10 espèces de *Nomada*, 7 espèces d'*Andrena*, 5 espèces de *Lasioglossum*, et 1 espèce de *Bombus* et de *Colletes*.

## 5.2 Effet des facteurs environnementaux sur les communautés

Les résultats de l'analyse des corrélations canoniques sur la texture du sol n'a pas montré de significativité, même sur les espèces terricoles ( $p-value = 0.865$ ). Les résultats peuvent s'expliquer de par la réalisation des échantillons de sols. Pour chaque site, une quinzaine de carottages a été prélevée sur l'ensemble du site qui ont été ensuite mélangé. L'hétérogénéité du sol d'un même site peut amener à une différence de texture du sol entre les zones où les échantillons ont été prélevées et les zones de nidifications et donc biaiser les résultats.

Des carottages prélevés au niveau des nids pourraient montrer des résultats différents, car de précédentes études tendent à montrer que la majorités des espèces d'abeilles sont souvent associées à des sols sablonneux et que les espèces de plus grande taille avaient tendance à nicher dans des sols plus riches en argile (Cane, 1991). Il peut exister beaucoup de variation d'exigence, avec des nids de *Lasioglossum malachurum* contenant 10-41 % de sable (Polidori *et al.*, 2010) et plusieurs espèces d'*Anthophora* (*A. abrupta*, *A. bombooides* et *A. walshii*) nidifiant dans des sols avec 20-30 % d'argile (Cane, 1991).

De même pour la CCA sur les métaux, même en conservant seulement les espèces terricoles, on obtient pas de résultats significatifs ( $p - value = 0.358$ ). Les raisons expliquant ces résultats semblent similaires aux raisons données sur la granulométrie. Il est fort probable que les quantités de métaux lourds ne sont pas réparties de manière uniforme sur l'ensemble du site. Et donc que des concentrations différentes peuvent avoir été mise en

contact avec les abeilles. De plus, l'analyse des métaux tient compte autant des métaux biodisponibles que des non-disponibles, ces derniers n'interagissant pas avec les plantes et abeilles (Semple *et al.*, 2004). Il est également possible que les abeilles ne soient simplement pas affectées par les concentrations des métaux lourds retrouvées.

Moroń *et al.* (2012) avait trouvé une corrélation négative entre la pollution des métaux lourds dans le sol à proximité de fonderies et l'abondance des communautés d'abeilles. Les concentrations en métaux lourds maximales de cette étude sont bien supérieures aux concentrations retrouvées dans les espaces verts montois, avec 350 fois plus de cadmium, 5 fois plus de plomb et 2,6 fois plus de zinc. Les différences de concentrations pourraient expliquer l'imperceptibilité de l'impact des métaux lourds sur les communautés.

Le Village des abeilles possède les plus grandes concentrations en plomb, cuivre et zinc. Cependant, c'est également le site ayant la plus grande abondance et la richesse la plus conséquente en espèces observées. Les résultats montrent que malgré de grandes concentrations en métaux lourds (principalement *Zn*, *Pb*, *Cu*), il est possible d'observer une abondance et une richesse spécifique élevée, ce qui suggère qu'une gestion appropriée de sites pollués dans une certaine mesure peut grandement améliorer la diversité d'un lieu.

### 5.3 Recommandations

Une mesure de conservation intuitive qui profite aux abeilles dans les jardins et les parcs urbains est l'ajout et la préservation de plantes connues pour attirer les abeilles. De nombreux groupes de conservation nationaux et locaux recommandent de plus en plus la mise en place de plantations dans les jardins pour favoriser les insectes pollinisateurs (Pyle, 1990; Buchmann et Nabhan, 2012; Mizejewski, 2019).

Le choix des espèces doit se faire consciencieusement en fonction du sol et du climat. Pour maintenir un environnement stable au cours du temps, on privilégiera les plantes vivaces aux plantes annuelles et bisannuelles. On évitera les plantes exotiques, mais également les

variétés horticoles qui ne présentent que peu d'intérêt pour les polliniseurs. L'utilisation d'un paillage permet une diminution de la quantité d'arrosage et d'entretien nécessaire. Il est possible d'aménager dans les lieux publics et privés des installations favorisant les polliniseurs indigènes tels que des hôtels à insectes, des zones sablonneuses et en torchis (Terzo et Vereecken, 2014; Vereecken *et al.*, 2017; Michez *et al.*, 2019).

L'augmentation des ressources florales dans les espaces verts publics pourrait être réalisée en réduisant la fréquence de tonte ou en ajoutant des fleurs par la plantation. Une étude récente a montré qu'une tonte plus fréquente est associée à une baisse de l'abondance et de la richesse des abeilles (Wastian *et al.*, 2016). La réduction de l'intensité de la tonte pourrait avoir un effet bénéfique énorme sur la quantité de ressources florales disponibles pour les polliniseurs dans les villes (Baldock, 2020). Les pissenlits (*Taraxacum spp.*) sont considérés comme des mauvaises herbes, cependant ils fournissent de grandes quantités de pollen et de nectar (Hicks *et al.*, 2016).

Enfin, l'élevage d'abeilles domestiques dans les zones urbaines gagne en popularité. On pense généralement que l'augmentation du nombre de ruches d'abeilles domestiques aidera les polliniseurs. Cependant, il est peu probable que cela profite aux polliniseurs sauvages et l'augmentation du nombre d'abeilles domestiques peut même affaiblir les polliniseurs sauvages en concurrençant les ressources alimentaires (Torné-Noguera *et al.*, 2016; Mallinger *et al.*, 2017). Si les apiculteurs installent des ruches dans les zones urbaines, ils doivent s'assurer qu'ils améliorent également le paysage local en ajoutant des ressources florales afin de minimiser les effets de la compétition avec les polliniseurs sauvages (Baldock, 2020).

# Chapitre 6 : Conclusion et perspectives

La réalisation de l'inventaire des abeilles sauvages dans les parcs et potagers de la commune de Mons a permis de collecter et déterminer 1903 spécimens comprenant 102 espèces, soit plus de 25 % des espèces de Belgique. Plusieurs espèces menacées au niveau national ont pu être observées, une espèce en danger critique (*Halictus quadricinctus*) et deux espèces vulnérables (*Halictus sexcinctus* et *Bombus campestris*).

Concernant les effets de la pollution aux métaux lourds, les résultats n'attribuent pas de lien significatif entre les concentrations retrouvées sur les sites et les communautés d'abeilles. Contrairement aux attentes, les analyses de la granulométrie n'ont pas su déceler l'influence de la texture du sol sur la structure des espèces capturées, même en réintérant l'analyse seulement sur les espèces terricoles. Il est probable que des analyses de sols sur les lieux de nidification des espèces terricoles et non pas sur l'ensemble des sites puissent fournir des résultats différents. Cependant, des spécimens des espèces terricoles *Halictus sexcinctus* et *Halictus quadricinctus* ont été retrouvé sur des sites présentant des sols sablonneux.

La diversité des communautés d'abeilles montoises peut grandement varier et il a été montré que les pratiques de gestion favorisant les abeilles sauvages peuvent, même sur un site pollué aux métaux lourds tel que le Village des abeilles, accueillir une importante richesse et abondance d'abeilles sauvages. Ce résultat encourageant montre que les espaces verts urbains peuvent être des zones de refuge pour l'apifaune de notre région sous certaines conditions et qu'il est possible de maximiser la biodiversité de ces espaces.

Des recherches plus approfondies échantillonnant des milieux comportant des seuils de pollution plus élevés pourraient révéler les concentrations seuils où les espèces ne peuvent

plus subsister. Ce qui, en terme de gestion de site, peut être essentiel s'il est nécessaire assainir le terrain.

D'autres études expérimentales plus approfondies sont également nécessaires pour isoler l'influence de chaque facteur sur le choix de nidification des abeilles sauvages afin de les soutenir et d'améliorer leur service écosystémique qu'elles fournissent.

# Chapitre 7 : Références

Alain, P. (2015). Clé illustrée pour l'identification des abeilles de belgique. ii. megachilidae. document de travail du projet belbees. Atlas Hymenoptera, page 61.

Antoine, C. M. et Forrest, J. R. (2021). Nesting habitat of ground-nesting bees : a review. Ecological Entomology, 46(2) :143–159.

Ayers, A. C. et Rehan, S. M. (2021). Supporting bees in cities : How bees are influenced by local and landscape features. Insects, 12(2).

Azpiazu, C., Bosch, J., Bortolotti, L., Medrzycki, P., Teper, D., Molowny-Horas, R., et Sgolastra, F. (2021). Toxicity of the insecticide sulfoxaflor alone and in combination with the fungicide fluxapyroxad in three bee species. Scientific Reports, 11(1) :6821.

Baldock, K. C. (2020). Opportunities and threats for pollinator conservation in global towns and cities. Current Opinion in Insect Science, 38 :63–71. Ecology Parasites/Parasitoids/Biological control.

Baldock, K. C. R., Goddard, M. A., Hicks, D. M., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Morse, H., Osgathorpe, L. M., Potts, S. G., Robertson, K. M., Scott, A. V., Staniczenko, P. P. A., Stone, G. N., Vaughan, I. P., et Memmott, J. (2019). A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. Nature Ecology & Evolution, 3(3) :363–373.

Baldock, K. C. R., Goddard, M. A., Hicks, D. M., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L. M., Potts, S. G., Robertson, K. M., Scott, A. V., Stone, G. N., Vaughan, I. P., et Memmott, J. (2015). Where is the uk's pollinator biodiversity ? the importance of urban areas for flower-visiting insects. Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences, 282(1803) :20142849.

Banaszak-Cibicka, W. et Źmihorski, M. (2012). Wild bees along an urban gradient : winners and losers. Journal of Insect Conservation, 16(3) :331–343.

Barbier, Y., Rasmont, P., Dufrêne, M., et Sibert, J. (2000). Data fauna-flora. Guide d'utilisation. Universite de MonsHainaut, Mons.

Bates, A. J., Sadler, J. P., Fairbrass, A. J., Falk, S. J., Hale, J. D., et Matthews, T. J. (2011). Changing bee and hoverfly pollinator assemblages along an urban-rural gradient. 6(8).

Bellmann, H., Dubourg-Savage, M., et Dronneau, C. (2019). Abeilles, bourdons, guêpes et fourmis d'Europe - Identification, comportement, habitat (Insectes et autres invertébrés). Delachaux, french edition.

Beutel, R. G., Friedrich, F., Yang, X.-K., et Ge, S.-Q. (2013). Insect Morphology and Phylogeny : A textbook for students of entomology. De Gruyter.

Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., et Kunin, W. E. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in britain and the netherlands. Science, 313(5785) :351–354.

Birdshire, K. R., Carper, A. L., et Briles, C. E. (2020). Bee community response to local and landscape factors along an urban-rural gradient. Urban Ecosystems, 23(4) :689–702.

Bosch, J. et Blas, M. (1994). Foraging behaviour and pollinating efficiency of osmia cornuta and apis mellifera on almond (hymenoptera, megachilidae and apidae). Applied Entomology and Zoology, 29(1) :1–9.

Bosch, J., Kemp, W. P., et Trostle, G. E. (2006). Bee population returns and cherry yields in an orchard pollinated with osmia lignaria (hymenoptera : Megachilidae). J. Econ. Entomol., 99(2) :408–413.

Bosch, J., Vicens, N., et Blas, M. (1993). Análisis de los nidos de algunos megachilidae nidificantes en cavidades preestablecidas (hymenoptera, apoidea). Orsis : organismes i sistemes, pages 53–63.

Bray, J. R. et Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern wisconsin. Ecological Monographs, 27(4) :325–349.

Brose, U., Martinez, N. D., et Williams, R. J. (2003). Estimating species richness : Sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. *Ecology*, 84(9) :2364–2377.

Buchmann, S. L. et Nabhan, G. P. (2012). *The forgotten pollinators*. Island Press.

Burnham, K. P. et Overton, W. S. (1978). Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika*, 65(3) :625–633.

Burnham, K. P. et Overton, W. S. (1979). Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology*, 60(5) :927–936.

Cameron, R. W., Blanusa, T., Taylor, J. E., Salisbury, A., Halstead, A. J., Henricot, B., et Thompson, K. (2012). The domestic garden – its contribution to urban green infrastructure. *Urban Forestry and Urban Greening*, 11(2) :129–137.

Cane, J. H. (1991). Soils of ground-nesting bees (hymenoptera : Apoidea) : Texture, moisture, cell depth and climate. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 64(4) :406–413.

Cane, J. H. (2005). Pollination potential of the bee osmia aglaia for cultivated red raspberries and blackberries (rubus : Rosaceae). *HortScience HortSci*, 40(6) :1705 – 1708.

Cane, J. H. et Neff, J. L. N. (2011). Predicted fates of ground-nesting bees in soil heated by wildfire : Thermal tolerances of life stages and a survey of nesting depths. *Biological Conservation*, 144(11) :2631–2636.

Carnesecchi, E., Svendsen, C., Lasagni, S., Grech, A., Quignot, N., Amzal, B., Toma, C., Tosi, S., Rortais, A., Cortinas-Abrahantes, J., Capri, E., Kramer, N., Benfenati, E., Spurgeon, D., Guillot, G., et Dorne, J. L. C. M. (2019). Investigating combined toxicity of binary mixtures in bees : Meta-analysis of laboratory tests, modelling, mechanistic basis and implications for risk assessment. *Environment International*, 133 :105256.

Cepukaite, I. (2022). Ground-nesting bees in the age of urbanization.

Chao, A. (1984). Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11(4) :265–270.

Chao, A. (1987). Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics*, 43(4) :783–791.

Chao, A. et Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation : standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12) :2533–2547.

Chao, A. et Lee, S.-M. (1992). Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association*, 87(417) :210–217.

Chao, A. et Yang, M. C. K. (1993). Stopping rules and estimation for recapture debugging with unequal failure rates. *Biometrika*, 80(1) :193–201.

Chazdon, R. L., Colwell, R., Denslow, J., et Guariguata, M. (1998). Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of northeastern costa rica.

Coddington, J. A., Young, L. H., et Coyle, F. A. (1996). Estimating spider species richness in a southern appalachian cove hardwood forest. *Journal of Arachnology*, pages 111–128.

Collins, J. P., Kinzig, A., Grimm, N. B., Fagan, W. F., Hope, D., Wu, J., et Borer, E. T. (2000). A new urban ecology : Modeling human communities as integral parts of ecosystems poses special problems for the development and testing of ecological theory. *American Scientist*, 88(5) :416–425.

Colwell, R. K., Coddington, J. A., et Hawksworth, D. L. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B : Biological Sciences*, 345(1311) :101–118.

Cosse, M. (2019). Etude des communautés d’abeilles sauvages en fonction d’un gradient d’urbanisation au sein de la commune de mons, hainaut, belgique. Master’s thesis, UMONS.

Croxton, P., Carvell, C., Mountford, J., et Sparks, T. (2002). A comparison of green lanes and field margins as bumblebee habitat in an arable landscape. *Biological Conservation*, 107(3) :365–374.

Danforth, B. (2007). Bees. *Current biology*, 17(5) :R156–R161.

Danforth, B. N., Minckley, R. L., Neff, J. L., et Fawcett, F. (2019). *The Solitary Bees : Biology, Evolution, Conservation*. Princeton University Press.

Danforth, B. N., Sipes, S., Fang, J., et Brady, S. G. (2006). The history of early bee diversification based on five genes plus morphology. Proceedings of the National Academy of Sciences, 103(41) :15118–15123.

Dauby, G. et Hardy, O. J. (2012). Sampled-based estimation of diversity sensu stricto by transforming hurlbert diversities into effective number of species. Ecography, 35(7) :661–672.

David, T. I., Storkey, J., et Stevens, C. J. (2019). Understanding how changing soil nitrogen affects plant–pollinator interactions. Arthropod-Plant Interactions, 13(5) :671–684.

Deguines, N., Julliard, R., de Flores, M., et Fontaine, C. (2012). The whereabouts of flower visitors : Contrasting land-use preferences revealed by a country-wide survey based on citizen science. PLOS ONE, 7(9) :1–9.

Dellicour, S., Michez, D., et Mardulyn, P. (2015). Comparative phylogeography of five bumblebees : impact of range fragmentation, range size and diet specialization. Biological Journal of the Linnean Society, 116(4) :926–939.

D'Haeseleer, J. (2016). Portail environnement de Wallonie. <https://www.natuurpunt.be/nieuws/vierbandgroefbij-na-63-jaar-herontdekt-belgi%C3%AB-20160603>. Accessed : 2022-08-16.

Droege, S., Engler, J., Sellers, E., et O'Brien, L. (2016). National protocol framework for the inventory and monitoring of bees. US Fish and Wildlife Service : Fort Collins, CO, USA, pages 1–89.

Drossart, M., Rasmont, P., Vanormelingen, P., Dufrêne, M., Folschweiller, M., Pauly, A., Vereecken, N. J., Vray, S., Zambra, E., D'Haeseleer, J., et Michez, D. (2019). Belgian Red List of Bees. Presse universitaire de l'Université de Mons, Mons.

D'Haeseleer, J. (2014). Wilde bijen in leuven. onderzoek naar voorkomen van wilde bijensoorten in het leuvense stadscentrum. Rapport Natuurpunt Studie, 15.

Eickwort, G. C. et Ginsberg, H. S. (1980). Foraging and mating behavior in apoidea. Annual Review of Entomology, 25(1) :421–446.

Ellison, A. M. (2010). Partitioning diversity. Ecology, 91(7) :1962–1963.

Environnement-Wallonie. Portail environnement de Wallonie. <http://environnement.wallonie.be/legis/solsoussol/sol006annexe1.pdf>. Accessed : 2022-08-01.

Fager, E. W. (1972). Diversity : A sampling study. The American Naturalist, 106(949) :293–310.

Fiordaliso, W. (2020). Structure des communautés d'abeilles sauvages au sein du paysage montois : Etude en vue de l'élaboration d'un plan d'action. Master's thesis, UMONS.

Forbes, A. A., Bagley, R. K., Beer, M. A., Hippee, A. C., et Widmayer, H. A. (2018). Quantifying the unquantifiable : why hymenoptera, not coleoptera, is the most speciose animal order. BMC Ecology, 18(1) :21.

Fortel, L., Henry, M., Guilbaud, L., Guirao, A., Kuhlmann, M., Mouret, H., Rollin, O., et Vaissière, B. E. (2014). Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (hymenoptera : Anthophila) along an urbanization gradient. PLoS ONE, 9.

Fründ, J., Linsenmair, K. E., et Blüthgen, N. (2010). Pollinator diversity and specialization in relation to flower diversity. Oikos, 119(10) :1581–1590.

Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J., et Vaissière, B. E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. Ecological Economics, 68(3) :810–821.

Garbuzov, M. et Ratnieks, F. L. W. (2014). Listmania : The Strengths and Weaknesses of Lists of Garden Plants to Help Pollinators. BioScience, 64(11) :1019–1026.

Gaston, K. J. (1996). Species richness : measure and measurement. Biodiversity : A Biology of Numbers and Difference, pages 77–113.

Geslin, B., Gauzens, B., Thébault, E., et Dajoz, I. (2013). Plant pollinator networks along a gradient of urbanisation. PLOS ONE, 8(5) :1–13.

Gezon, Z. J., Wyman, E. S., Ascher, J. S., Inouye, D. W., et Irwin, R. E. (2015). The effect of repeated, lethal sampling on wild bee abundance and diversity. Methods in Ecology and Evolution, 6(9) :1044–1054.

Ghisbain, G., Michez, D., Marshall, L., Rasmont, P., et Dellicour, S. (2020). Wildlife conservation strategies should incorporate both taxon identity and geographical context - further evidence with bumblebees. *Diversity and Distributions*, 26(12) :1741–1751.

Goddard, M. A., Dougill, A. J., et Benton, T. G. (2010). Scaling up from gardens : biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(2) :90–98.

Goulding, K. W. T., Bailey, N. J., Bradbury, N. J., Hargreave, P., Howe, M., Murphy, D. V., Poulton, P. R., et Willison, T. W. (2015). Nitrogen deposition and its contribution to nitrogen cycling and associated soil processes. *New Phytologist*, 139(1) :49–58.

Goulet, H., Huber, J. T., et Canada, editors (1993). *Hymenoptera of the world : an identification guide to families*. Number 1894/E in Publication. Centre for Land and Biological Resources Research, Ottawa, Ontario.

Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., et Rotheray, E. L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347(6229) :1255957.

Greenleaf, S. S. et Kremen, C. (2006a). Wild bee species increase tomato production and respond differently to surrounding land use in northern California. *Biological Conservation*, 133(1) :81–87.

Greenleaf, S. S. et Kremen, C. (2006b). Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(37) :13890–13895.

Greenleaf, S. S. et Kremen, C. (2006c). Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(37) :13890–13895.

Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., et Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319(5864) :756–760.

Grosjean, P. et Engels, G. 5.2.2 Indices de (dis)similarité Science des données biologiques.

Hall, D. M., Camilo, G. R., Tonietto, R. K., Ollerton, J., Ahrné, K., Arduser, M., Ascher, J. S., Baldock, K. C. R., Fowler, R., Frankie, G., Goulson, D., Gunnarsson, B., Hanley,

M. E., Jackson, J. I., Langellotto, G., Lowenstein, D., Minor, E. S., Philpott, S. M., Potts, S. G., Sirohi, M. H., Spevak, E. M., Stone, G. N., et Threlfall, C. G. (2017). The city as a refuge for insect pollinators : Insect Pollinators. *Conservation Biology*, 31(1) :24–29.

Harrison, T. et Winfree, R. (2015). Urban drivers of plant-pollinator interactions. *Functional Ecology*, 29(7) :879–888.

Helsen, K., Ceulemans, T., Stevens, C. J., et Honnay, O. (2014). Increasing soil nutrient loads of european semi-natural grasslands strongly alter plant functional diversity independently of species loss. *Ecosystems*, 17(1) :169–181.

Heltshe, J. F. et Forrester, N. E. (1983). Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics*, 39(1) :1–11.

Henry, M., Béguin, M., Requier, F., Rollin, O., Odoux, J.-F., Aupinel, P., Aptel, J., Tchamitchian, S., et Decourtye, A. (2012). A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. *Science*, 336(6079) :348–350.

Hicks, D. M., Ouvrard, P., Baldock, K. C. R., Baude, M., Goddard, M. A., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Memmott, J., Morse, H., Nikolitsi, M., Osgathorpe, L. M., Potts, S. G., Robertson, K. M., Scott, A. V., Sinclair, F., Westbury, D. B., et Stone, G. N. (2016). Food for pollinators : Quantifying the nectar and pollen resources of urban flower meadows. *PLOS ONE*, 11(6) :1–37.

Hsieh, T., Ma, K., et Chao, A. (2016). inext : an r package for rarefaction and extrapolation of species diversity (h ill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12) :1451–1456.

Huber, J. T. (2009). *Biodiversity of Hymenoptera*, chapter 12, pages 303–323. John Wiley & Sons, Ltd.

Hutchinson, L. A., Oliver, T. H., Breeze, T. D., O'Connor, R. S., Potts, S. G., Roberts, S. P. M., et Garratt, M. P. D. (2022). Inventorying and monitoring crop pollinating bees : Evaluating the effectiveness of common sampling methods. *Insect Conservation and Diversity*, 15(3) :299–311.

Inc., P. T. (2015). Collaborative data science.

IPBES (2016). The assessment report of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services on pollinators, pollination and food production. Technical report, Zenodo.

Jaccard, P. (1901). Étude comparative de la distribution florale dans une portion des alpes et du jura. Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles, 37(142) :547.

Jacobs, J. H., Clark, S. J., Denholm, I., Goulson, D., Stoate, C., et Osborne, J. L. (2009). Pollination biology of fruit-bearing hedgerow plants and the role of flower-visiting insects in fruit-set. Annals of botany, 104(7) :1397–1404. 19770165[pmid].

Jacquemin, F., Violle, C., Rasmont, P., et Dufrêne, M. (2017). Mapping the dependency of crops on pollinators in belgium. One Ecosystem, 2 :e13738.

Javorek, S. K., Mackenzie, K. E., et Vander Kloet, S. P. (2002). Comparative Pollination Effectiveness Among Bees (Hymenoptera : Apoidea) on Lowbush Blueberry (Ericaceae : Vaccinium angustifolium). Annals of the Entomological Society of America, 95(3) :345–351.

Kearns, C. A., Inouye, D. W., et Waser, N. M. (1998). Endangered mutualisms : The conservation of plant-pollinator interactions. Annual Review of Ecology and Systematics, 29(1) :83–112.

Kim, H. H. (1992). Urban heat island. International Journal of Remote Sensing, 13(12) :2319–2336.

Kinzig, A. P. et Grove, J. M. (2001). Urban-suburban ecology. In Levin, S. A., editor, Encyclopedia of Biodiversity, pages 733–745. Elsevier, New York.

Kleijn, D. et Raemakers, I. (2008). A retrospective analysis of pollen host plant use by stable and declining bumble bee species. Ecology, 89(7) :1811–1823.

Kleijn, D., Winfree, R., Bartomeus, I., Carvalheiro, L. G., Henry, M., Isaacs, R., Klein, A.-M., Kremen, C., M'Gonigle, L. K., Rader, R., Ricketts, T. H., Williams, N. M., Lee Adamson, N., Ascher, J. S., Báldi, A., Batáry, P., Benjamin, F., Biesmeijer, J. C., Blitzer, E. J., Bommarco, R., Brand, M. R., Bretagnolle, V., Button, L., Cariveau, D. P., Chifflet, R., Colville, J. F., Danforth, B. N., Elle, E., Garratt, M. P., Herzog,

F., Holzschuh, A., Howlett, B. G., Jauker, F., Jha, S., Knop, E., Krewenka, K. M., Le Féon, V., Mandelik, Y., May, E. A., Park, M. G., Pisanty, G., Reemer, M., Riedinger, V., Rollin, O., Rundlöf, M., Sardiñas, H. S., Scheper, J., Sciligo, A. R., Smith, H. G., Steffan-Dewenter, I., Thorp, R., Tscharntke, T., Verhulst, J., Viana, B. F., Vaissière, B. E., Veldtman, R., Ward, K. L., Westphal, C., et Potts, S. G. (2015). Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. Nature Communications, 6(1) :7414.

Klein, A.-M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., et Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences, 274(1608) :303–313.

Klopfstein, S., Vilhelmsen, L., Heraty, J. M., Sharkey, M., et Ronquist, F. (2013). The Hymenopteran Tree of Life : Evidence from Protein-Coding Genes and Objectively Aligned Ribosomal Data. PLOS ONE, 8(8) :e69344.

Kosior, A., Celary, W., Olejniczak, P., Fijał, J., Król, W., Solarz, W., et Płonka, P. (2007). The decline of the bumble bees and cuckoo bees (hymenoptera : Apidae : Bombini) of western and central europe. Oryx, 41(1) :79–88.

Krebs, C. J. (1999). Ecological methodology. Number 574.5072 K7.

Kremen, C., Williams, N. M., Bugg, R. L., Fay, J. P., et Thorp, R. W. (2004). The area requirements of an ecosystem service : crop pollination by native bee communities in california. Ecology Letters, 7(11) :1109–1119.

Kremen, C., Williams, N. M., et Thorp, R. W. (2002). Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. Proceedings of the National Academy of Sciences, 99(26) :16812–16816.

Lance, G. N. et Williams, W. T. (1967). Mixed-data classificatory programs i - agglomerative systems. Aust. Comput. J., 1(1) :15–20.

Larsen, T. H., Williams, N. M., et Kremen, C. (2005). Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. Ecology Letters, 8(5) :538–547.

Lefebvre, A. (2021). Communautés d'abeilles sauvages des terrils des régions de mons et charleroi : Proposition de plans de gestion. Master's thesis, UMONS.

Legendre, P. et Legendre, L. (2012). Numerical ecology. Elsevier.

Lin, B. B., Philpott, S. M., et Jha, S. (2015). The future of urban agriculture and biodiversity-ecosystem services : Challenges and next steps. Basic and Applied Ecology, 16(3) :189–201.

Loockx, M. (2021). Conservation des abeilles sauvages dans les anciennes carrières aménagées en réserve semi-naturelle dans le hainaut. Master's thesis, UMONS.

López-Uribe, M. M. (2021). Wild Bees, chapter 7, pages 81–91. John Wiley & Sons, Ltd.

López-Uribe, M. M., Morreale, S. J., Santiago, C. K., et Danforth, B. N. (2015). Nest suitability, fine-scale population structure and male-mediated dispersal of a solitary ground nesting bee in an urban landscape. PLOS ONE, 10(5) :1–20.

MacIvor, J. S., Ruttan, A., et Salehi, B. (2015). Exotics on exotics : Pollen analysis of urban bees visiting sedum on a green roof. Urban Ecosystems, 18(2) :419–430.

Magurran, A. (2004). Measuring Biological Diversity. Wiley.

Mallinger, R. E., Gaines-Day, H. R., et Gratton, C. (2017). Do managed bees have negative effects on wild bees ? : A systematic review of the literature. PLOS ONE, 12(12) :1–32.

Mant, J. G., Schiestl, F. P., Peakall, R., et Weston, P. H. (2002). A PHYLOGENETIC STUDY OF POLLINATOR CONSERVATISM AMONG SEXUALLY DECEPTIVE ORCHIDS. Evolution, 56(5) :888–898.

Marcon, E. 11 Diversité de différentiation | Mesures de la Biodiversité.

Marcon, E. (2019). Mesure de la biodiversité et de la structuration spatiale de l'activité économique par l'entropie. Revue Economique, 70(3) :305.

Matias, D. M. S., Leventon, J., Rau, A.-L., Borgemeister, C., et von Wehrden, H. (2017). A review of ecosystem service benefits from wild bees across social contexts. Ambio, 46(4) :456–467.

Matteson, K. C., Ascher, J. S., et Langellotto, G. A. (2008). Bee Richness and Abundance in New York City Urban Gardens. Annals of the Entomological Society of America, 101(1) :140–150.

Matteson, K. C. et Langellotto, G. A. (2009). Bumble Bee Abundance in New York City Community Gardens : Implications for Urban Agriculture. Cities and the Environment, 2(1) :1–12.

Matteson, K. C. et Langellotto, G. A. (2010). Determinates of inner city butterfly and bee species richness. Urban Ecosystems, 13(3) :333–347.

McIntyre, N., Rango, J., Fagan, W., et Faeth, S. (2001). Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. Landscape and Urban Planning, 52(4) :257–274.

McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation : The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. BioScience, 52(10) :883–890.

McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness : A review of plants and animals. Urban Ecosystems, 11(2) :161–176.

Michener, C. D. (2007). The bees of the world. Johns Hopkins University Press, Baltimore, 2nd edition. OCLC : ocm70660080.

Michez (2019). Abeilles : 100 millions d'années d'évolution. Espèces, (31) :16–25.

Michez, D., Patiny, S., et Danforth, B. N. (2009). Phylogeny of the bee family melittidae (hymenoptera : Anthophila) based on combined molecular and morphological data. Systematic Entomology, 34(3) :574–597.

Michez, D., Rasmont, P., Terzo, M., et Vereecken, N. J. (2019). Bees of Europe. Verrières-le-Buisson (Essonne) : NAP, Mons.

Mievis, P. (2021). Météo en belgique - bilan de l'année 2021. <https://www.meteobelgique.be/article/releves-et-analyses/annee-2021/2443-bilan-de-l-annee-2021>. Accessed : 2022-07-12.

Miller, J. R. (2005). Biodiversity conservation and the extinction of experience. Trends in Ecology & Evolution, 20(8) :430–434.

Mizejewski, D. (2019). National Wildlife Federation® : Attracting Birds, Butterflies, and Other Backyard Wildlife. Fox Chapel Publishing.

Moreira, E. F., Santos, R. L. d. S., Penna, U. L., Angel-Coca, C., de Oliveira, F. F., et Viana, B. F. (2016). Are pan traps colors complementary to sample community of potential pollinator insects ? Journal of Insect Conservation, 20(4) :583–596.

Moroń, D., Grześ, I., Skórka, P., Szentgyörgyi, H., Laskowski, R., Potts, S., et Woyciechowski, M. (2014). Survival, reproduction and population growth of the important pollinator bee, *osmia rufa*, along gradients of heavy metal pollution. Insect Conserv Diver, 7(2) :113–121.

Moroń, D., Grześ, I. M., Skorka, P., Szentgyörgyi, H., Laskowski, R., Potts, S. G., et Woyciechowski, M. (2012). Abundance and diversity of wild bees along gradients of heavy metal pollution. Journal of Applied Ecology, 49(1) :118–125.

Mouillot, D. et Leprêtre, A. (1999). A comparison of species diversity estimators. Researches on Population Ecology, 41(2) :203–215.

Müller, A. et Kuhlmann, M. (2008). Pollen hosts of western palaearctic bees of the genus *Colletes* (Hymenoptera : Colletidae) : the Asteraceae paradox. Biological Journal of the Linnean Society, 95(4) :719–733.

Neumüller, U., Burger, H., Mayr, A. V., Hopfenmüller, S., Krausch, S., Herwig, N., Burger, R., Diestelhorst, O., Emmerich, K., Haider, M., Kiefer, M., Konicek, J., Kornmilch, J.-C., Moser, M., Saure, C., Schanowski, A., Scheuchl, E., Sing, J., Wagner, M., Witter, J., Schwenninger, H. R., et Ayasse, M. (2022). Artificial nesting hills promote wild bees in agricultural landscapes. Insects, 13(8).

Nielsen, A., Steffan-Dewenter, I., Westphal, C., Messinger, O., Potts, S. G., Roberts, S. P. M., Settele, J., Szentgyörgyi, H., Vaissière, B. E., Vaitis, M., Woyciechowski, M., Bazos, I., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Kunin, W. E., Tscheulin, T., Lamborn, E., et Petanidou, T. (2011). Assessing bee species richness in two mediterranean communities :

importance of habitat type and sampling techniques. Ecological Research, 26(5) :969–983.

Nieto, A., De Meulemeester, T., Dehon, M., Michez, D., Straka, J., Biesmeijer, J., Ortiz-Sánchez, F., Terzo, M., Potts, S., Rasmont, P., Bogusch, P., Window, J., Dewulf, A., Tomozii, B., Lhomme, P., García Criado, M., Kuhlmann, M., Radchenko, V., Pauly, A., De la Rúa, P., Praz, C., Kemp, J., Quaranta, M., Roberts, S., Dathe, H., Scheuchl, E., et Smit, J. (2014). European red list of bees. Publications Office.

O'Connor, R. S., Kunin, W. E., Garratt, M. P. D., Potts, S. G., Roy, H. E., Andrews, C., Jones, C. M., Peyton, J. M., Savage, J., Harvey, M. C., Morris, R. K. A., Roberts, S. P. M., Wright, I., Vanbergen, A. J., et Carvell, C. (2019). Monitoring insect pollinators and flower visitation : The effectiveness and feasibility of different survey methods. Methods in Ecology and Evolution, 10(12) :2129–2140.

Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H. B. A., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M. O., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M.-H., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C. J., et Weedon, J. (2022). vegan : Community Ecology Package. R package version 2.6-2.

Ollerton, J. (2021). Pollinators & pollination : nature and society. Pelagic Publishing, Exeter.

Ollerton, J., Winfree, R., et Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals ? Oikos, 120(3) :321–326.

ONU (2018). World urbanization prospects : the 2018 revision. pages xix, 103 p. : Includes bibliographical references (p. 101-103).

Osborne, J. L., Williams, I. H., et Corbet, S. A. (1991). Bees, pollination and habitat change in the european community. Bee World, 72(3) :99–116.

Owen, J. (2010). Wildlife of a garden : a thirty-year study. Royal Horticultural Society.

Parker, F. D., Batra, S., et Tepedino, V. J. (1987). New pollinators for our crops. Agric. Zool. Rev.

Pauly (2017). Atlas hymenoptera. <http://www.atlashymenoptera.net/page.aspx?id=41>. Accessed : 2022-08-16.

Pauly, A. et Vereecken, N. (2018). Les abeilles sauvages des pelouses calcaires de han-sur-lesse (hymenoptera : Apoidea). Belgian Journal of Entomology, 61 :1–39.

Peeters, T. M., Nieuwenhuijsen, H., Smit, J., van deMeer, F., Raemakers, I., Heitmans, W. R., vanAchterberg, C., Kwak, M., Loonstra, A., deRond, J., et al. (2012). De nederlandse bijen.

Polidori, C., Rubichi, A., Barbieri, V., Trombino, L., et Donegana, M. (2010). Floral resources and nesting requirements of the ground-nesting social bee, *< i>lasioglossum malachurum</i>* (hymenoptera : Halictidae), in a mediterranean semiagricultural landscape. Psyche, 2010 :851947.

Popic, T. J., Davila, Y. C., et Wardle, G. M. (2013). Evaluation of common methods for sampling invertebrate pollinator assemblages : net sampling out-perform pan traps. PloS one, 8(6) :e66665.

Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., et Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines : trends, impacts and drivers. Trends in ecology & evolution, 25(6) :345–353.

Potts, S. G., Ngo, H. T., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L. V., Garibaldi, L. A., Hill, R., Settele, J., et Vanbergen, A. (2016). The assessment report of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services on pollinators, pollination and food production. Technical report, Bonn, Germany.

Potts, S. G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne’eman, G., et Willmer, P. (2003). Linking bees and flowers : how do floral communities structure pollinator communities ? Ecology, 84(10) :2628–2642.

Praz, C. (2008). Floral specialization in solitary bees. A case study of the osmiine bees. PhD thesis, University of Bern ETH.

Prendergast, K. S., Menz, M. H. M., Dixon, K. W., et Bateman, P. W. (2020). The relative performance of sampling methods for native bees : an empirical test and review of the literature. *Ecosphere*, 11(5) :e03076.

Proctor, M. C. F., Yeo, P. F., et Lack, A. J. (1947). Natural history of pollination.

Pyle, R. (1990). Butterfly gardening : creating summer magic in your garden.

Rasmont, P. (2006). La régression massive des espèces d'abeilles sauvages et de bourdons d'europe : un effet de la perturbation mondiale du cycle de l'azote. In Actes Colloque Insectes et Biodiversité, volume 6, pages 43–60.

Rasmont, P., Devalez, J., Pauly, A., Michez, D., et Radchenko, V. G. (2017). Addition to the checklist of iucn european wild bees (hymenoptera : Apoidea). Annales de la Société entomologique de France (N.S.), 53(1) :17–32.

Rasmont, P. et Mersch, P. (1988). Première estimation de la dérive faunique chez les bourdons de la belgique (hymenoptera, apidae). Belgian Journal of Zoology, 118 :141–147.

Raven, P., Johnson, G.-B., Masson, K., Losos, J., et Singer, S. (2014). Biologie. De Boeck, Bruxelles [Paris], 3e éd edition.

Rényi, A. *et al.* (1961). On measures of entropy and information. In Proceedings of the fourth Berkeley symposium on mathematical statistics and probability, volume 1. Berkeley, California, USA.

Ritchie, A. D., Ruppel, R., et Jha, S. (2016). Generalist Behavior Describes Pollen Foraging for Perceived Oligoleptic and Polyleptic Bees. Environmental Entomology, 45(4) :909–919.

Rozen Jr, J. G., Danforth, B. N., Smith, C. S., Decker, B. L., Dorian, N. N., Dority, D., Kilpatrick, S. K., Krichilsky, E., Laws, A. N., et Urban-Mead, K. R. (2019). Early nesting biology of the bee *caupolicana yarrowi* (cresson)(colletidae : Diphaglossinae) and its cleptoparasite *triepeolus grandis* (friese)(apidae : Nomadinae). American Museum Novitates, 2019(3931) :1–20.

Ruelle, E. (2021). Impact du paysage sur les communautés d'abeilles sauvages dans la province du hainaut, belgique. Master's thesis, UMONS.

Sandrock, C., Tanadini, L. G., Pettis, J. S., Biesmeijer, J. C., Potts, S. G., et Neumann, P. (2014). Sublethal neonicotinoid insecticide exposure reduces solitary bee reproductive success. *Agricultural and Forest Entomology*, 16(2) :119–128.

Schlindwein, C., Wittmann, D., Martins, C. F., Hamm, A., Siqueira, J. A., Schiffler, D., et Machado, I. C. (2005). Pollination of campanula rapunculus l. (campanulaceae) : How much pollen flows into pollination and into reproduction of oligoleptic pollinators ? *Plant Systematics and Evolution*, 250(3) :147–156.

Semple, K. T., Doick, K. J., Jones, K. C., Burauel, P., Craven, A., et Harms, H. (2004). Peer reviewed : Defining bioavailability and bioaccessibility of contaminated soil and sediment is complicated. *Environmental Science & Technology*, 38(12) :228A–231A. PMID : 15260315.

Seto, K. C., Güneralp, B., et Hutyra, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40) :16083–16088.

Sgolastra, F., Arnan, X., Cabbri, R., Isani, G., Medrzycki, P., Teper, D., et Bosch, J. (2018). Combined exposure to sublethal concentrations of an insecticide and a fungicide affect feeding, ovary development and longevity in a solitary bee. *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences*, 285(1885) :20180887.

Sgolastra, F., Medrzycki, P., Bortolotti, L., Renzi, M. T., Tosi, S., Bogo, G., Teper, D., Porrini, C., Molowny-Horas, R., et Bosch, J. (2017). Synergistic mortality between a neonicotinoid insecticide and an ergosterol-biosynthesis-inhibiting fungicide in three bee species. *Pest Management Science*, 73(6) :1236–1243.

Smith, E. P. et van Belle, G. (1984). Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics*, 40(1) :119–129.

Smith, M. R., Singh, G. M., Mozaffarian, D., et Myers, S. S. (2015). Effects of decreases of animal pollinators on human nutrition and global health : a modelling analysis. *The Lancet*, 386(10007) :1964–1972.

Smith, R. M., Warren, P. H., Thompson, K., et Gaston, K. J. (2006). Urban domestic gardens (vi) : environmental correlates of invertebrate species richness. Biodiversity & Conservation, 15(8) :2415–2438.

Soga, M., Gaston, K. J., et Yamaura, Y. (2017). Gardening is beneficial for health : A meta-analysis. Preventive Medicine Reports, 5 :92–99.

Sonnay, V. et Pellet, J. (2016). Inventaire des pollinisateurs d'une toiture végétalisée urbaine. Bull Soc vaud Sci Nat, 5 :5–20.

Sørenson, T. (1948). A Method of Establishing Groups of Equal Amplitude in Plant Sociology Based on Similarity of Species Content and Its Application to Analyses of the Vegetation on Danish Commons. Biologiske skrifter. I kommission hos E. Munksgaard.

Suding, K. N., Collins, S. L., Gough, L., Clark, C., Cleland, E. E., Gross, K. L., Milchunas, D. G., et Pennings, S. (2005). Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to n fertilization. Proceedings of the National Academy of Sciences, 102(12) :4387–4392.

Szentgyörgyi, H., Moroń, D., Nawrocka, A., Tofilski, A., et Woyciechowski, M. (2017). Forewing structure of the solitary bee *osmia bicornis* developing on heavy metal pollution gradient. Ecotoxicology, 26(8) :1031–1040.

Terzo, M. et Rasmont, P. (2016). Clé des genres d'apoïdes d'europe occidentale. Atlas Hymenoptera, page 23.

Terzo, M. et Vereecken, N. (2014). Un jardin pour les abeilles sauvages : Comment les accueillir, les observer et les protéger.

Thorp, R. W. (2000). The collection of pollen by bees, pages 211–223. Springer Vienna, Vienna.

Torné-Noguera, A., Rodrigo, A., Osorio, S., et Bosch, J. (2016). Collateral effects of beekeeping : Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities. Basic and Applied Ecology, 17(3) :199–209.

Vaissière, B. (2015). Vers une guerre des abeilles ? (49).

Vereecken, N. J., Appeldoorn, M., et Colomb, P. (2017). Espaces verts № 2. vers un fleurissement favorable aux polliniseurs. (2).

Vereecken, N. J., Weekers, T., Marshall, L., D'Haeseleer, J., Cuypers, M., Pauly, A., Pasau, B., Leclercq, N., Tshibungu, A., Molenberg, J.-M., et De Greef, S. (2021). Five years of citizen science and standardised field surveys in an informal urban green space reveal a threatened eden for wild bees in brussels, belgium. Insect Conservation and Diversity, 14(6) :868–876.

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., et Melillo, J. M. (1997). Human domination of earth's ecosystems. Science, 277(5325) :494–499.

Walker, C. H., Sibly, R., et Peakall, D. B. (2012). Principles of ecotoxicology. CRC press.

Walker, T. (2020). Pollination : the enduring relationship between plant and pollinator. Princeton University Press, Princeton.

Walther-Hellwig, K. et Frankl, R. (2000). Foraging habitats and foraging distances of bumblebees, *bombus* spp. (hym., apidae), in an agricultural landscape. Journal of Applied Entomology, 124(7-8) :299–306.

Waser, N. M. et Ollerton, J., editors (2006). Plant-pollinator interactions : from specialization to generalization. University of Chicago Press, Chicago. OCLC : ocm60349160.

Wastian, L., Andreas, P. U., et Betz, O. (2016). Influence of the reduction of urban lawn mowing on wild bee diversity (hymenoptera, apoidea). Journal of Hymenoptera Research, 49 :51–63.

Weiner, C. N., Werner, M., Linsenmair, K. E., et Blüthgen, N. (2014). Land-use impacts on plant–pollinator networks : interaction strength and specialization predict pollinator declines. Ecology, 95(2) :466–474.

Westerkamp, C. (1996). Pollen in bee-flower relations some considerations on melittophily\*. Botanica Acta, 109(4) :325–332.

Westphal, C., Bommarco, R., Carré, G., Lamborn, E., Morison, N., Petanidou, T., Potts, S. G., Roberts, S. P. M., Szentgyörgyi, H., Tscheulin, T., Vaissière, B. E., Woyciechowski, M., Biesmeijer, J. C., Kunin, W. E., Settele, J., et Steffan-Dewenter, I. (2008).

Measuring bee diversity in different european habitats and biogeographical regions.  
Ecological Monographs, 78(4) :653–671.

Westrich, P. (2015). Wildbienen : die "anderen" Bienen. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München, 5. auflage mai 2015 edition.

Westrich, P. et Matheson, A. (1996). Habitat requirements of central european bees and the problems of partial habitats, symposium, conservation of bees. In LINNEAN SOCIETY SYMPOSIUM SERIES, Conservation of bees, Symposium, Conservation of bees, volume 18, pages 1–16. Academic Press ;.

Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the siskiyou mountains, oregon and california.  
Ecological Monographs, 30(3) :279–338.

Wickham, H. (2016). ggplot2 : Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.

Williams, I. H. (1994). The dependence of crop production within the european union on pollination by honey bees. Agric. Zool. Rev., 6 :229–257.

Williams, N. M., Minckley, R. L., et Silveira, F. A. (2001). Variation in native bee faunas and its implications for detecting community changes. Conservation ecology, 5(1).

Winfree, R. (2010). The conservation and restoration of wild bees. Annals of the New York academy of sciences, 1195(1) :169–197.

Winfree, R. et Kremen, C. (2009). Are ecosystem services stabilized by differences among species ? a test using crop pollination. Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences, 276(1655) :229–237.

Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., et Dorn, S. (2010). Maximum foraging ranges in solitary bees : only few individuals have the capability to cover long foraging distances. Biological Conservation, 143(3) :669–676.

# Chapitre 8 : Annexe

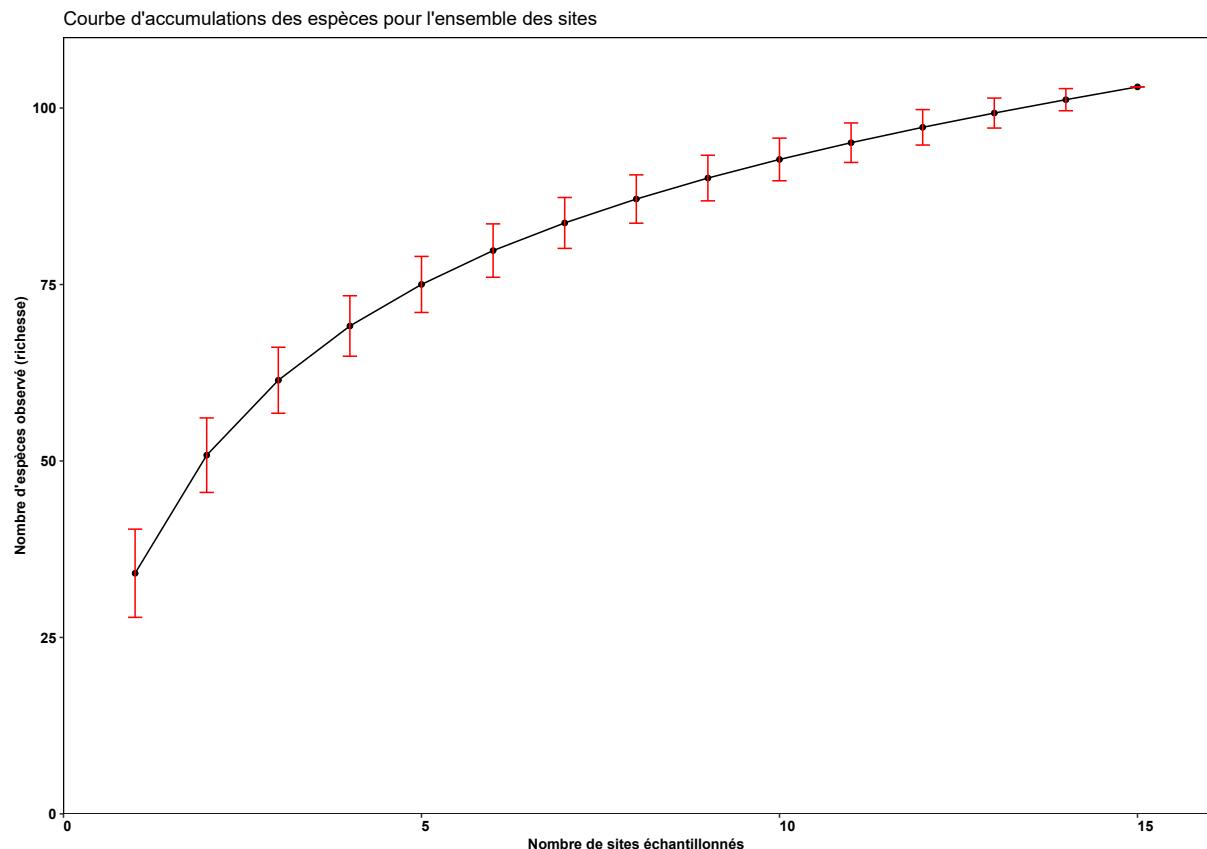


FIGURE 8.1 – Estimation de la complétude de l'échantillonnage pour l'ensemble des sites inventoriés : courbe d'accumulation des espèces par site (intervalle de confiance pour 9999 permutations aléatoires des unités d'échantillonnage). Figure réalisée à l'aide du package *vegan* (*specaccum()*) (Oksanen *et al.*, 2022) et *plotly* (Inc., 2015).

TABLE 8.1 – Estimateurs de la richesse spécifique sur les 15 sites échantillonnés à partir des 102 espèces observées avec 999 permutations. Plusieurs fonctions dans *R* ont été utilisées. La documentation de la fonction *specpool()* et *estaccumR()* n’indique pas clairement quel estimateur de Chao a été utilisé (*Chao1* ou *Chao2*). Les chiffres ont été arrondis à l’unité.

Fonction	Estimateur						
	Estimateur d’abondance			Estimateur d’incidence			
<u>spp.est()</u>							
Chao1 $\pm$ SD	ACE		Chao2	Jack1	Jack2	ICE	Bootstrap
116 $\pm$ 22	107		135	119	126	110	110
<u>specpool()</u>							
	Chao $\pm$ SE		Jack1 $\pm$ SE	Jack2		Boot $\pm$ SE	
	133 $\pm$ 16		127 $\pm$ 9	141		113 $\pm$ 4	
<u>estaccumR()</u>							
	ACE	Chao					
	112	114					

## Abondance des abeilles sauvages

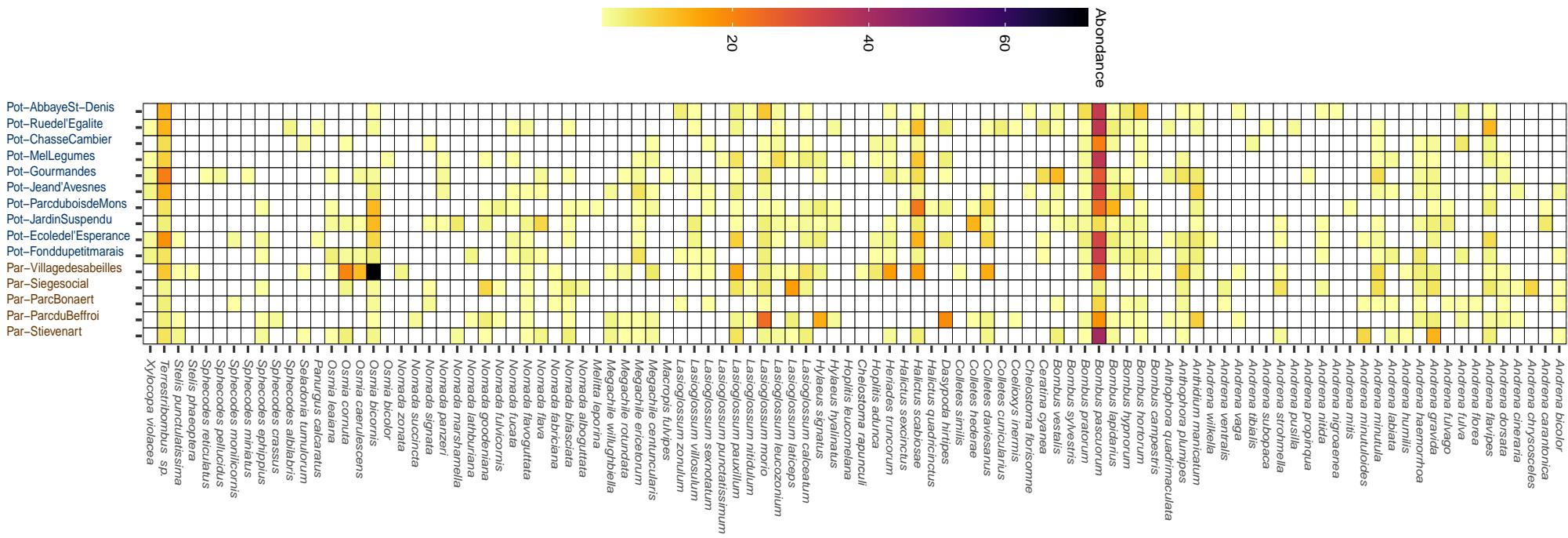


FIGURE 8.2 – Heatmap représentant l'abondance des espèces d'abeilles sur chaque site. Le gradient de couleur indique le nombre de spécimens capturés. Figure réalisée à l'aide du package *ggplot2* (Wickham, 2016).

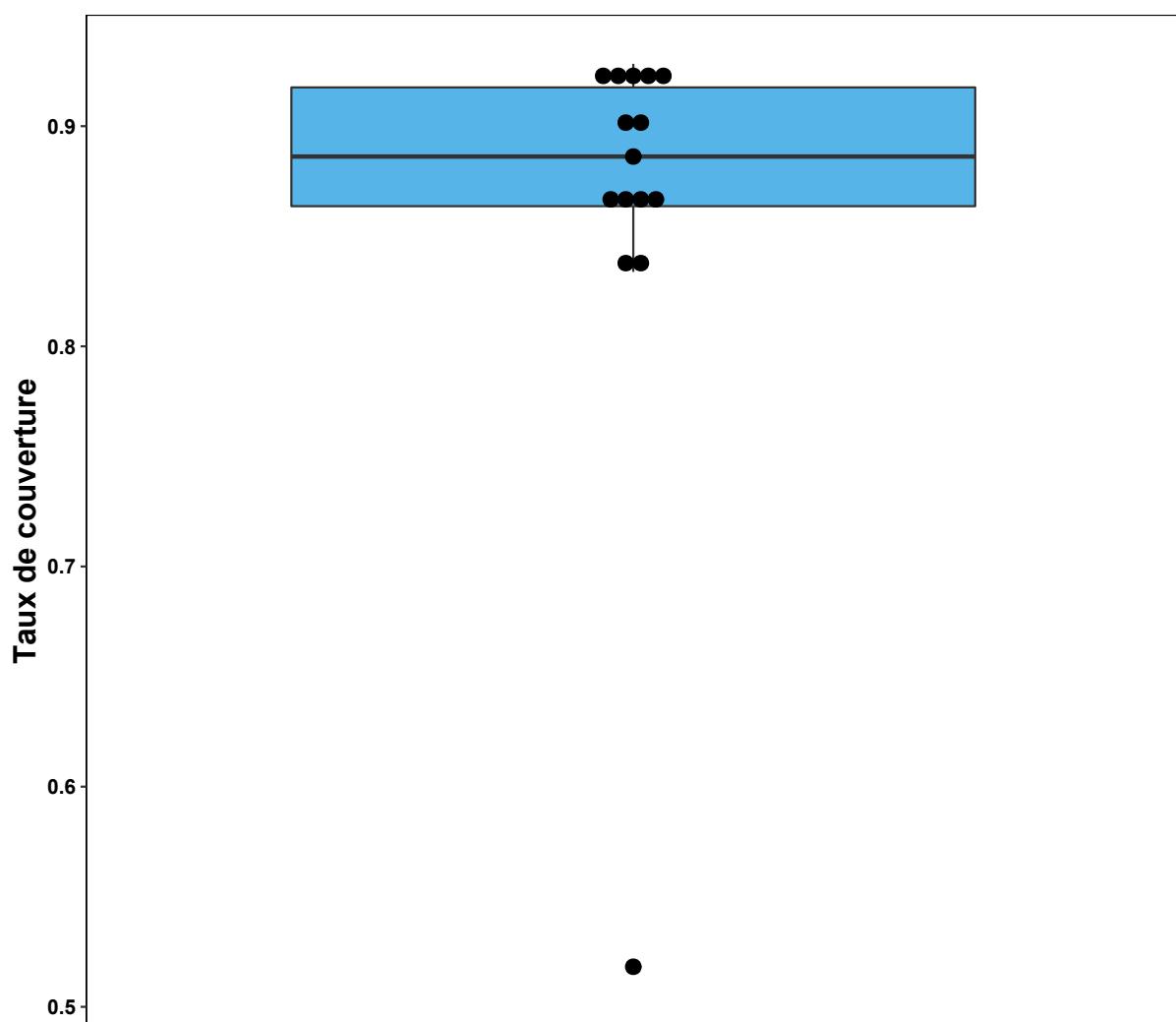


FIGURE 8.3 – Boxplot représentant la distribution du taux de couverture des échantillons. Le taux de couverture est le rapport entre le nombre d'individus observés et le nombre d'individus théoriquement présents. Seul le Parc Bonaert a une couverture médiocre (61 %), suivi de Mel Légume (83 %) et Chasse Cambier (83 %).

TABLE 8.2 – Détails de la diversité des sites : abondance observée ( $N_{obs}$ ), richesse observée ( $N_0$ ), nombre de Hill non raréfiés d'ordre 1 et 2, et type d'espaces verts.

Sites	$N_{obs}$	$N_0$	$N_1$	$N_2$	Type
Parc Bonaert	39	25	19	13	Parc
Chasse Cambier	63	23	13	7	Potager
Mel Legumes	107	31	14	7	Potager
Siege social	108	30	22	17	Parc
Abbaye St-Denis	109	25	12	7	Potager
Jean d'Avesnes	111	31	17	9	Potager
Jardin Suspendu	118	41	29	21	Potager
Fond du petit marais	120	36	21	10	Potager
Rue de l'Egalite	122	31	15	8	Potager
Parc du bois de Mons	132	38	19	11	Potager
Gourmandes de la Procession	144	37	22	14	Potager
Stievenart	144	38	20	10	Parc
Parc du Beffroi	147	41	21	13	Parc
Ecole de l'Esperance	166	39	24	15	Potager
Village des abeilles	273	44	18	10	Parc
Total	1903				

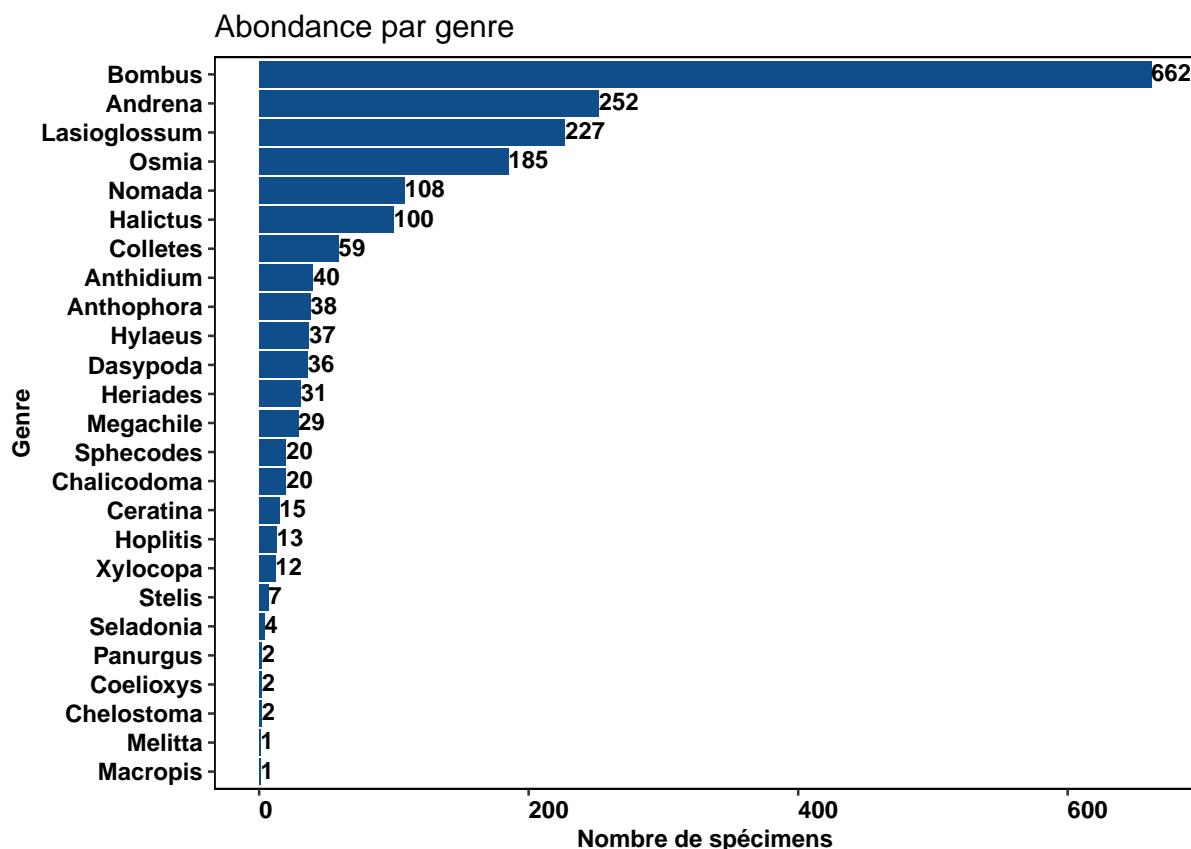


FIGURE 8.4 – Répartition des spécimens capturés au sein des 22 genres recensés pendant l'étude. Figure réalisée à l'aide du package *ggplot2* et de son extension *ggalluvial* (Wickham, 2016).

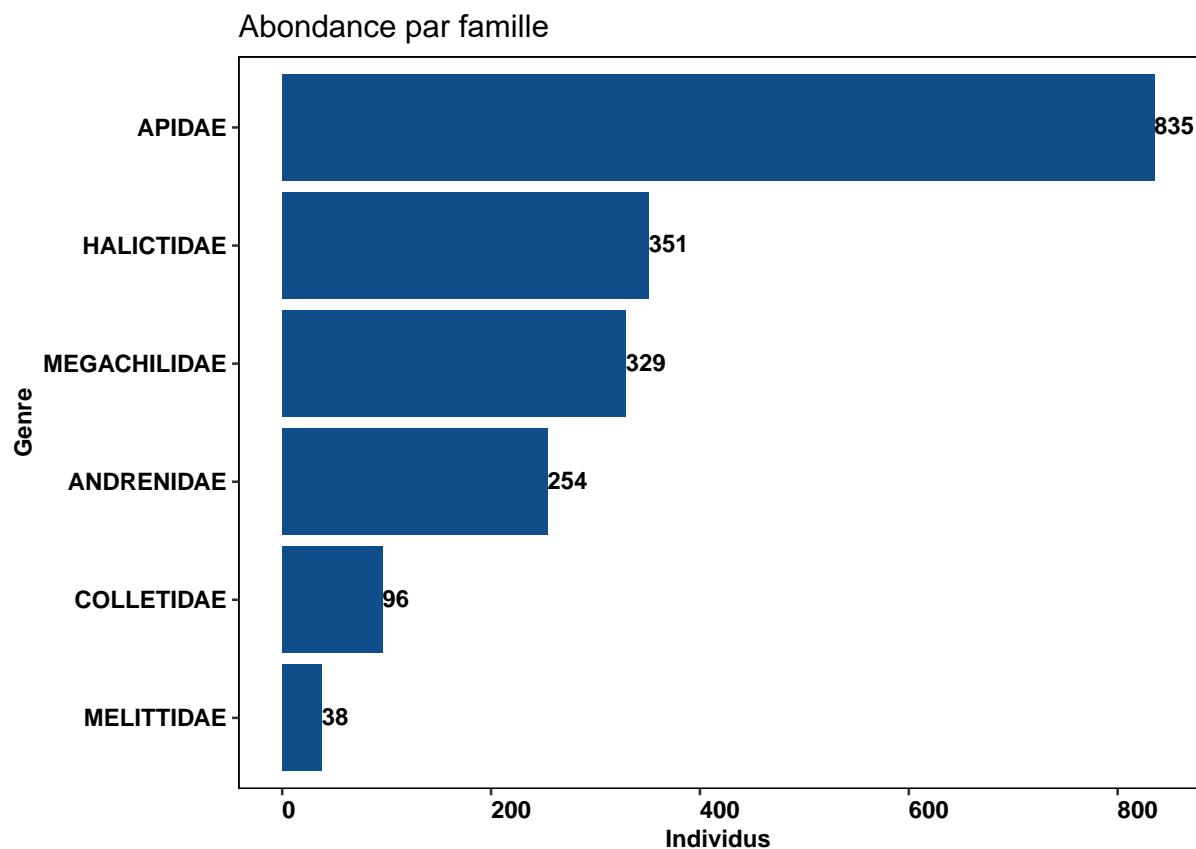


FIGURE 8.5 – Répartition des spécimens capturés au sein des 5 familles recensées pendant l'étude. Figure réalisée à l'aide du package *ggplot2* et de son extension *ggalluvial* (Wickham, 2016).

TABLE 8.3 – Récapitulatif des spécimens capturés sur les sites regroupés par famille et leur catégorie IUCN évaluée par la liste rouge des abeilles de Belgique (Drossart *et al.*, 2019). CR : Critically Endangered, EN : Endangered, VU : Vulnerable, NT : Near Threatened, LC : Least Concern, DD : Data Deficient.

Famille	Catégorie IUCN						Total
	CR	EN	VU	NT	LC	DD	
Andrenidae	0	0	0	7	223	24	254
Apidae	0	0	3	57	775	0	835
Colletidae	0	0	0	0	96	0	96
Halictidae	1	0	3	0	347	0	351
Megachilidae	0	0	1	1	327	0	329
Melittidae	0	0	0	1	37	0	38
Total	1	0	7	66	1805	24	1903

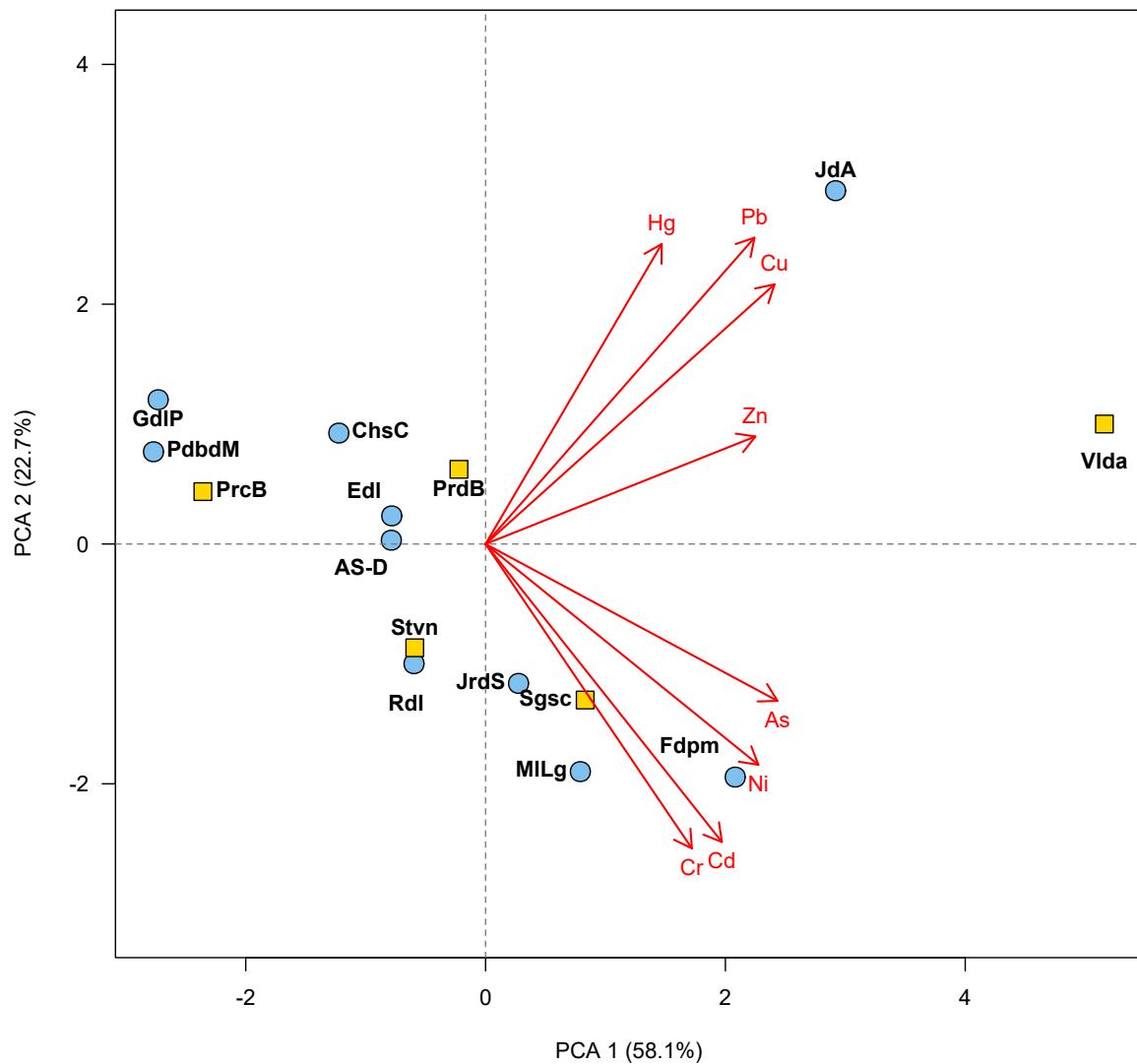


FIGURE 8.6 – Analyse en composantes principales (PCA) des quantités de métaux lourds parmi les sites. Données des métaux lourds disponibles en annexe (Tab. 8.9). Figure réalisée à l'aide du package *vegan* et *base*.

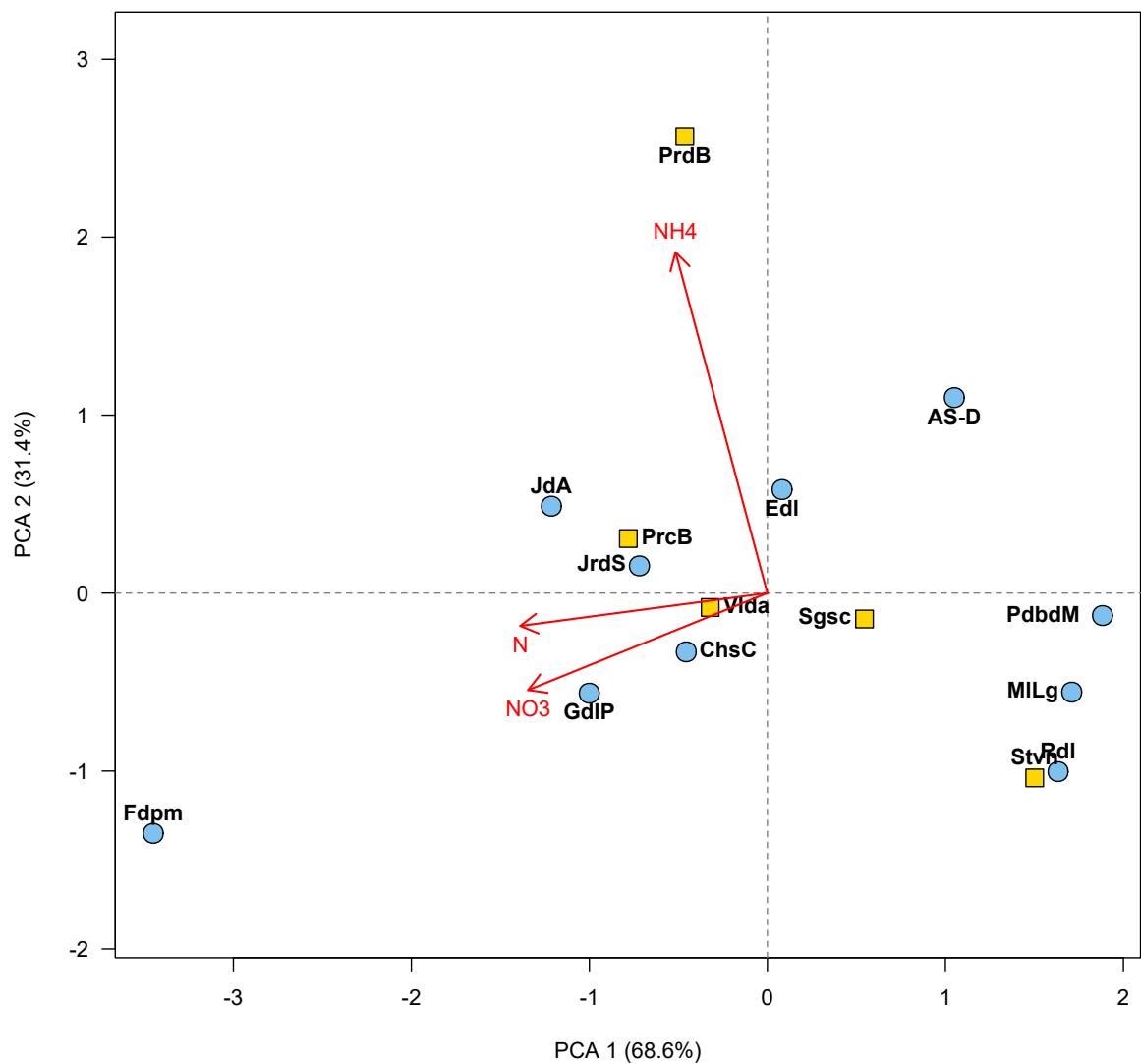


FIGURE 8.7 – Analyse en composantes principales (PCA) des quantités d'azote parmi les sites. Données de l'azote disponible en annexe (Tab. 8.10). Figure réalisée à l'aide du package *vegan* et *base*.

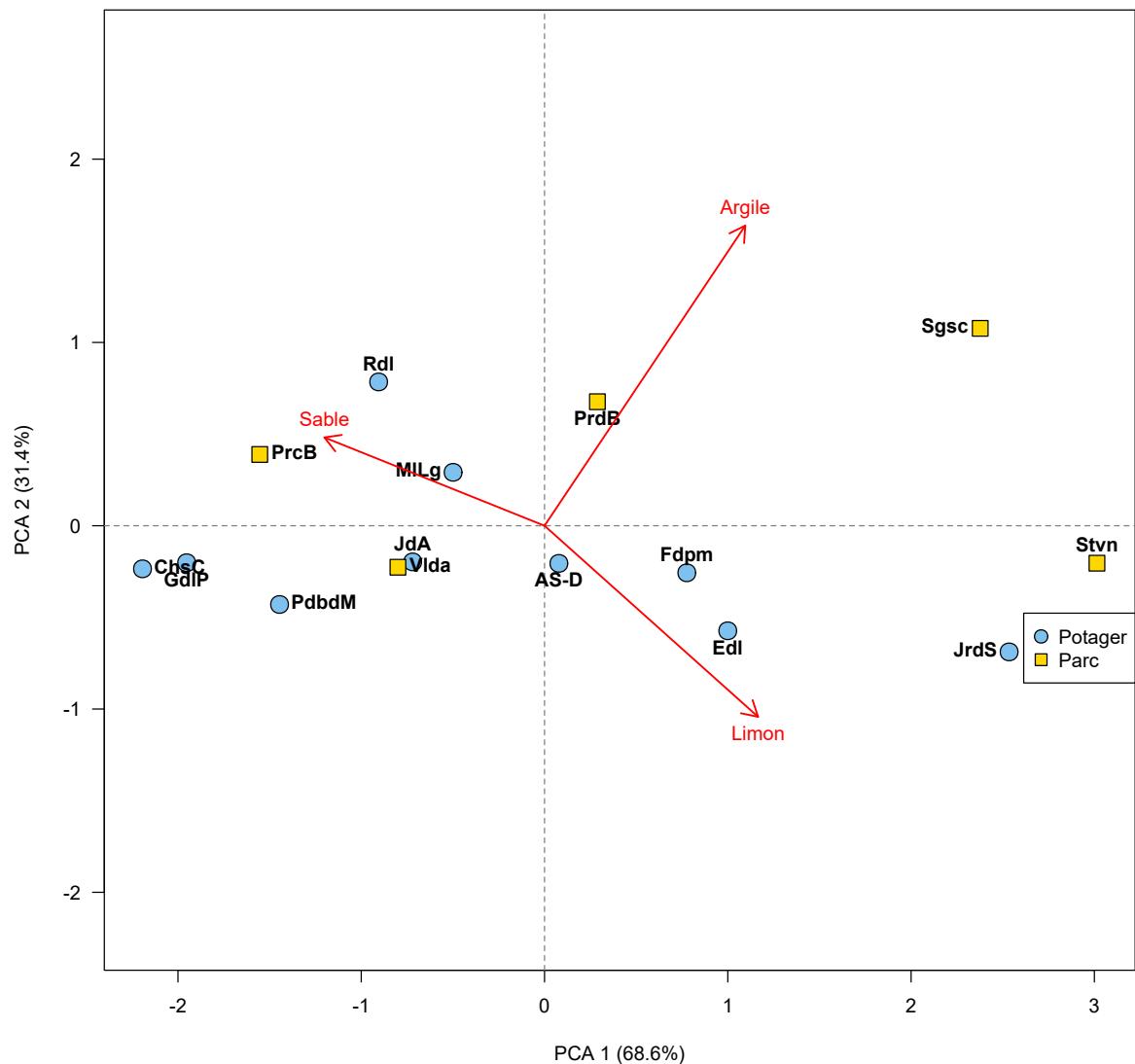


FIGURE 8.8 – Analyse en composantes principales (PCA) de la texture du sol parmi les sites. Données granulométriques disponibles en annexe (Tab. 8.11). Figure réalisée à l'aide du package *vegan* et *base*.

Site	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Abbaye St-Denis	6.27	0.46	36.2	29.5	0.120	13.7	89.6	115
Rue de l'Egalite	6.33	0.64	39.6	20.7	0.080	16.5	34.1	93.2
Chasse Cambier	6.97	0.400	28.0	24.8	0.2100	6.69	135	123
Mel Legumes	7.91	0.720	66.7	25.0	0.3350	15.8	72.1	80.1
Les Gourmandes	3.18	0.380	24.1	15.4	0.276	4.79	58.7	56.1
Jean d'Avesnes	8.14	0.570	34.2	96.2	1.549	19.3	412	143
Parc du bois de Mons	6.06	0.16	26.2	8.56	0.070	7.20	27.2	40.6
Jardin Suspendu	7.87	0.680	41.4	29.4	0.1740	20.00	62.8	93.8
Ecole de l'Esperance	6.44	0.39	32.6	31.3	0.130	16.2	89.6	119
Fond du petit marais	11.2	0.920	42.3	33.8	0.3310	25.6	84.9	144
Village des abeilles	11.4	0.68	49.9	103	0.370	24.6	491	460
Siege social	8.38	0.670	45.8	25.7	0.2780	23.1	93.5	117
Parc du Beffroi	5.80	0.470	40.7	43.6	0.5180	13.6	128	102
Stievenart	7.46	0.460	38.6	18.7	0.120	20.6	39.7	65.2
Parc Bonaert	4.53	0.440	25.3	9.91	0.0820	7.99	50.4	64.7

FIGURE 8.9 – Quantité des métaux lourds des sites via les analyses du C.A.R.A.H. La coloration varie indépendamment des autres colonnes. Les données sont en *mg/kg* de matière sèche. Les valeurs seuils sont disponibles via Environnement-Wallonie.

Site	NH4	NO3	N
Abbaye St-Denis	5.3	10.9	16.2
Rue de l'Egalite	0	13.3	13.3
Chasse Cambier	2.9	29.5	32.4
Mel Legumes	1	11	12
Les Gourmandes	2.7	35.2	37.9
Jean d'Avesnes	5.3	33.3	38.6
Parc du bois de Mons	1.9	7.9	9.8
Jardin Suspendu	4.2	30.1	34.3
Ecole de l'Esperance	4.7	21.4	26.1
Fond du petit marais	2.4	59.9	62.3
Village des abeilles	3.4	27.4	30.8
Siege social	2.7	19.9	22.6
Parc du Beffroi	9.7	19.1	28.8
Stievenart	0	14.6	14.6
Parc Bonaert	4.6	30.1	34.7

FIGURE 8.10 – Quantité d'azote des sites via les analyses du C.A.R.A.H. Les données sont en *kg/ha*. La coloration varie indépendamment des autres colonnes. Les valeurs seuils sont disponibles via Environnement-Wallonie.

Site	Argile	Limon fin	Limon grossier	Sable fin	Sable grossier	Texture
Abbaye St-Denis	10.2	9.4	20.0	41.6	18.8	Limon-sableux
Rue de l'Egalite	11.4	5.1	7.1	47.8	28.6	Limon-sableux
Chasse Cambier	4.6	3.8	5.0	47.9	38.8	Sablo-limoneux
Mel Legumes	10.6	9.8	10.2	53.0	16.4	Limon-sableux
Les Gourmandes	5.3	4.2	6.5	58.6	25.4	Sablo-limoneux
Jean d'Avesnes	8.3	10.0	12.0	45.3	24.4	Limon-sableux
Parc du bois de Mons	5.7	5.7	11.5	54.0	23.0	Sablo-limoneux
Jardin Suspendu	14.4	28.0	28.0	20.9	8.8	Limon fin
Ecole de l'Esperance	11.1	15.5	25.4	33.3	14.7	Limon
Fond du petit marais	11.7	17.3	18.9	26.8	25.2	Limon-sableux
Village des abeilles	8.0	10.1	11.4	38.6	31.9	Limon-sableux
Siege social	20.4	19.2	20.8	23.1	16.6	Limon
Parc du Beffroi	13.9	11.3	12.8	45.9	16.2	Limon-sableux
Stievenart	17.3	24.8	31.5	16.7	9.5	Limon fin
Parc Bonaert	8.4	3.4	6.1	54.0	28.1	Sablo-limoneux

Site	Argile	Limon	Sable
Abbaye St-Denis	10.2	29.4	60.4
Rue de l'Egalite	11.4	12.2	76.4
Chasse Cambier	4.6	8.8	86.7
Mel Legumes	10.6	20	69.4
Les Gourmandes	5.3	10.7	84
Jean d'Avesnes	8.3	22	69.7
Parc du bois de Mons	5.7	17.2	77
Jardin Suspendu	14.4	56	29.7
Ecole de l'Esperance	11.1	40.9	48
Fond du petit marais	11.7	36.2	52
Village des abeilles	8.0	21.5	70.5
Siege social	20.4	40	39.7
Parc du Beffroi	13.9	24.1	62.1
Stievenart	17.3	56.3	26.2
Parc Bonaert	8.4	9.5	82.1

FIGURE 8.11 – Granulométrie des sites via les analyses du C.A.R.A.H. Le deuxième tableau additionne les données du premier pour les simplifier. La coloration varie sur l'ensemble des autres colonnes. Les valeurs seuils sont fournies par Environnement-Wallonie.

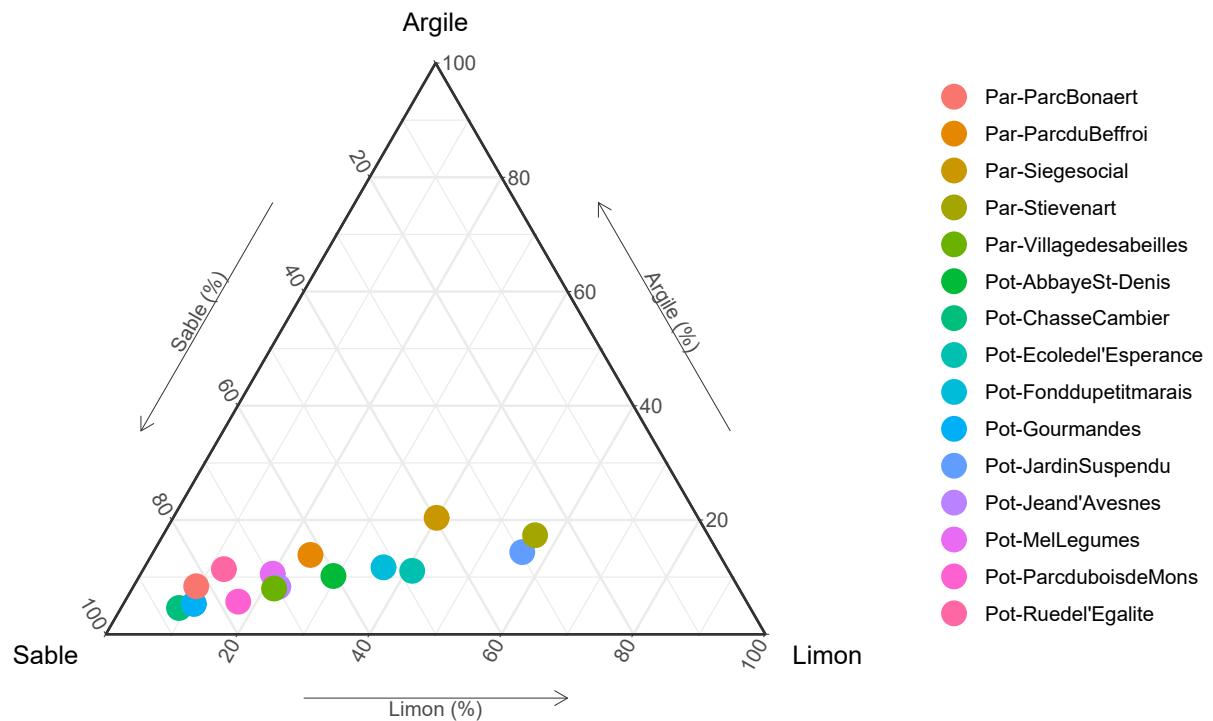


FIGURE 8.12 – Représentation de la texture du sol parmi les sites.

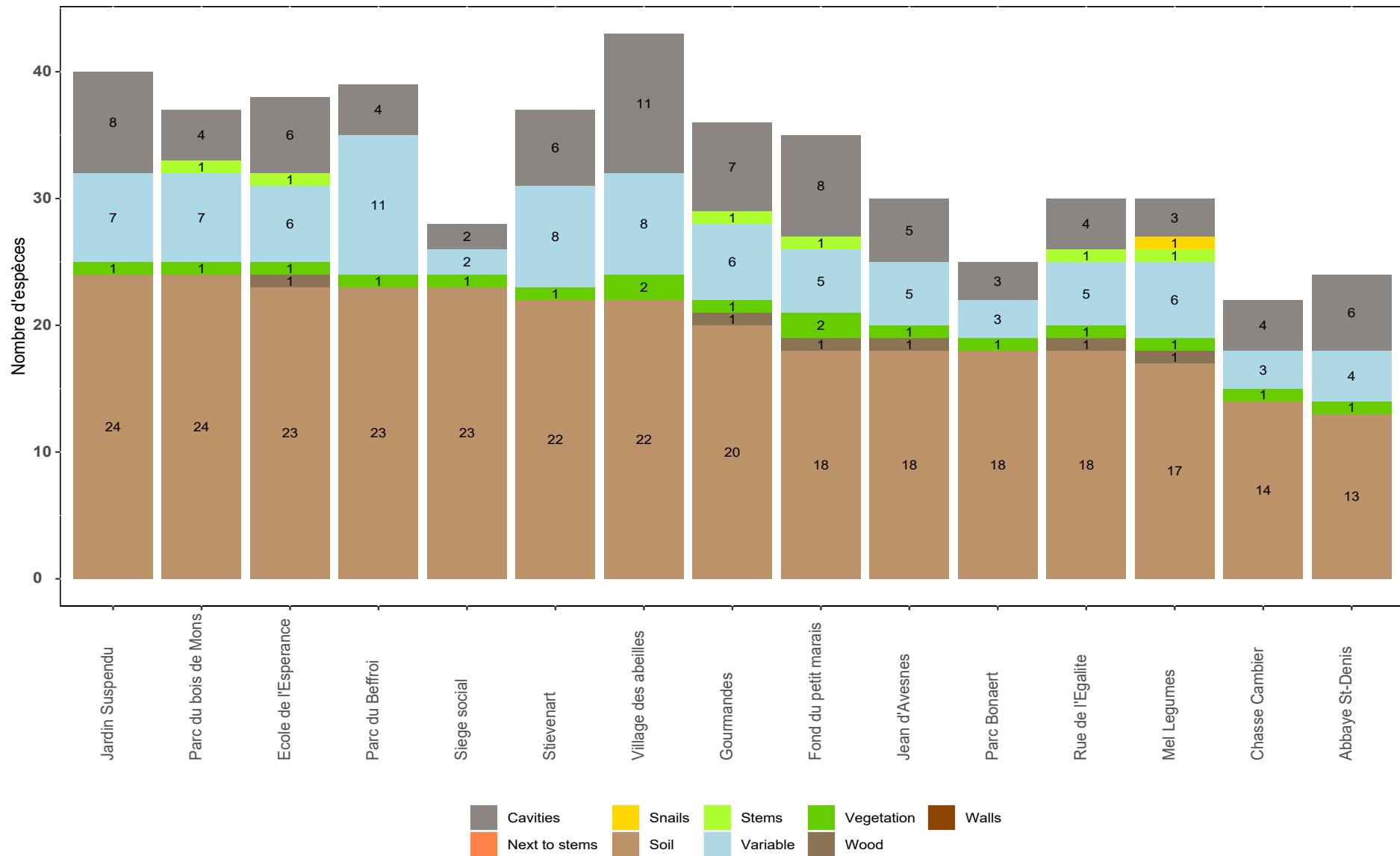


FIGURE 8.13 – Répartition des espèces par type de nidification pour chaque site.

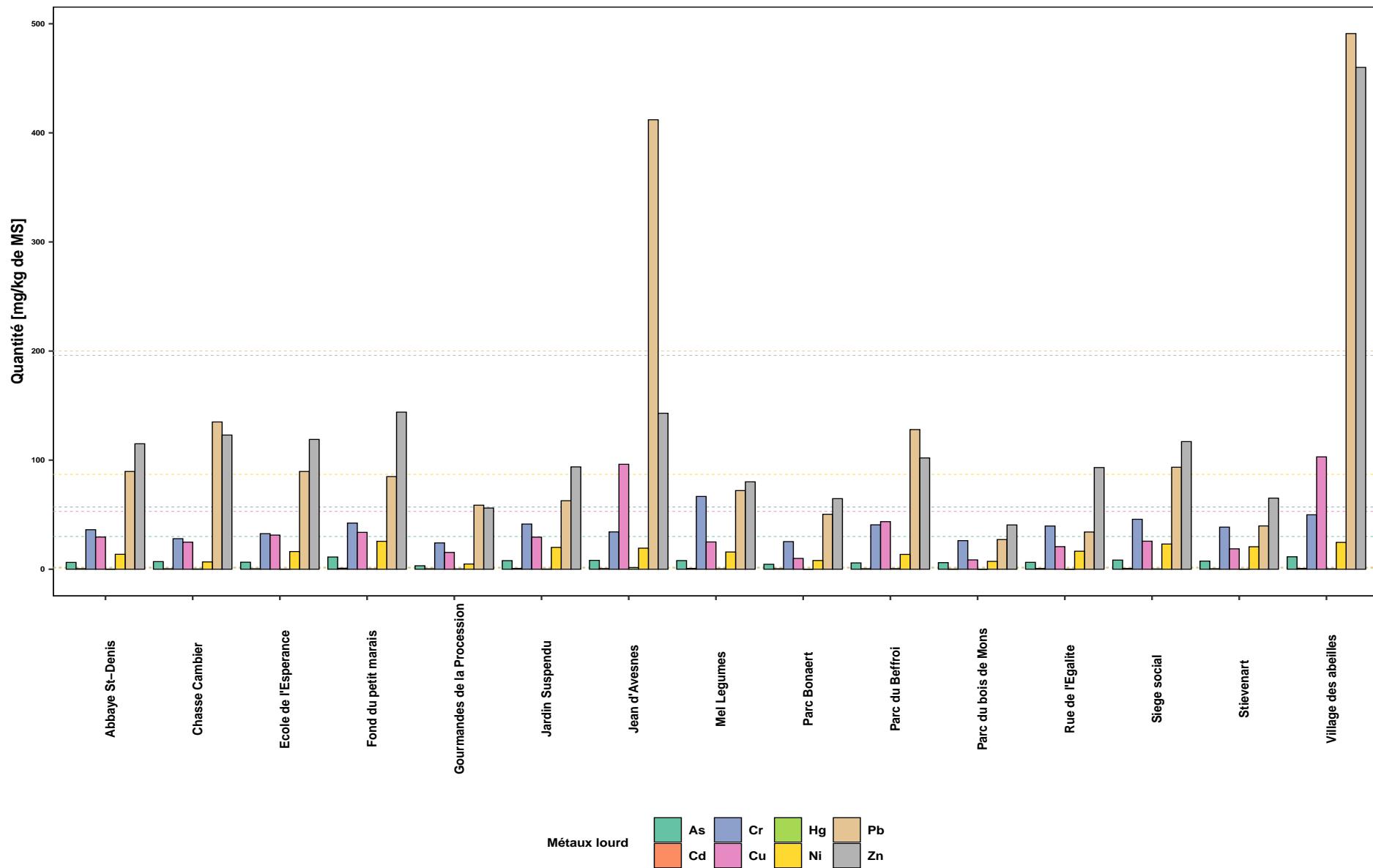


FIGURE 8.14 – Quantité des métaux lourds échantillonnée dans les sols parmi les sites. Les lignes en pointillé représentent les valeurs seuils pour le type d'usage II (Agricole), les données sont fournies par Environnement-Wallonie.

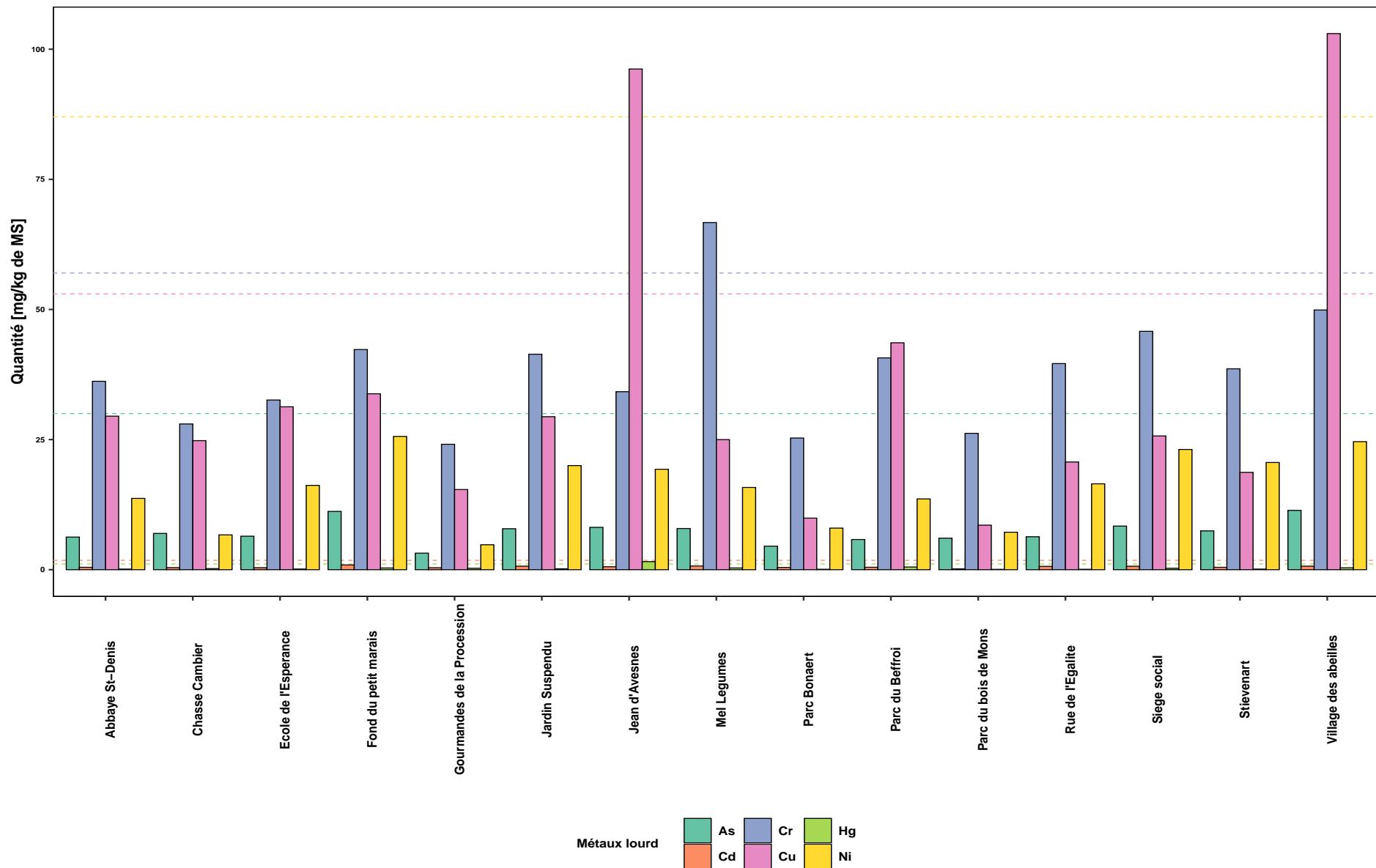


FIGURE 8.15 – Quantité des métaux lourds échantillonnée dans les sols parmi les sites. Les lignes en pointillé représentent les valeurs seuils pour le type d'usage II (Agricole), les données sont fournies par Environnement-Wallonie.

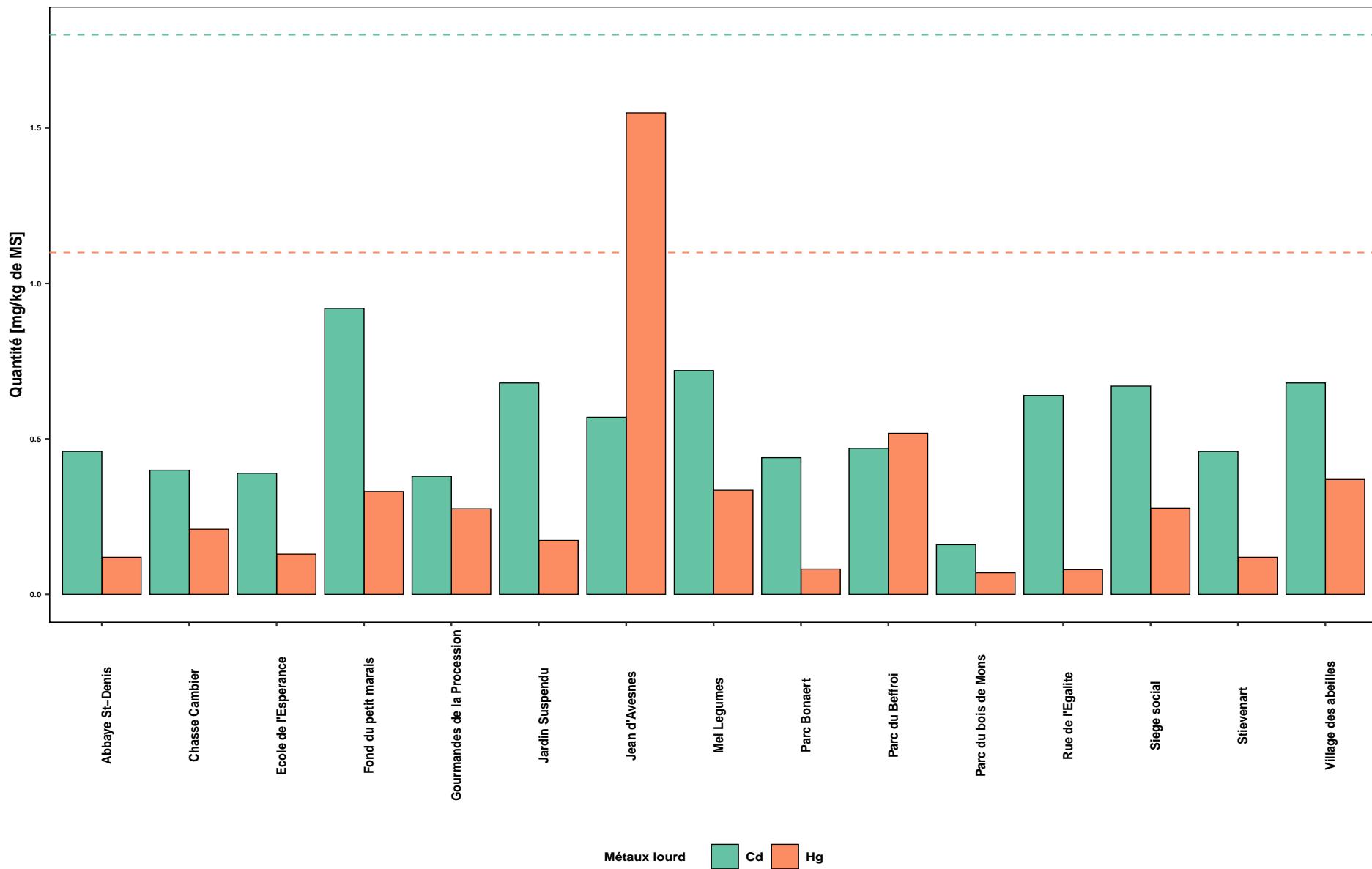


FIGURE 8.16 – Quantité des métaux lourds échantillonnée dans les sols parmi les sites. Les lignes en pointillé représentent les valeurs seuils pour le type d'usage II (Agricole), données sont fournies par Environnement-Wallonie.

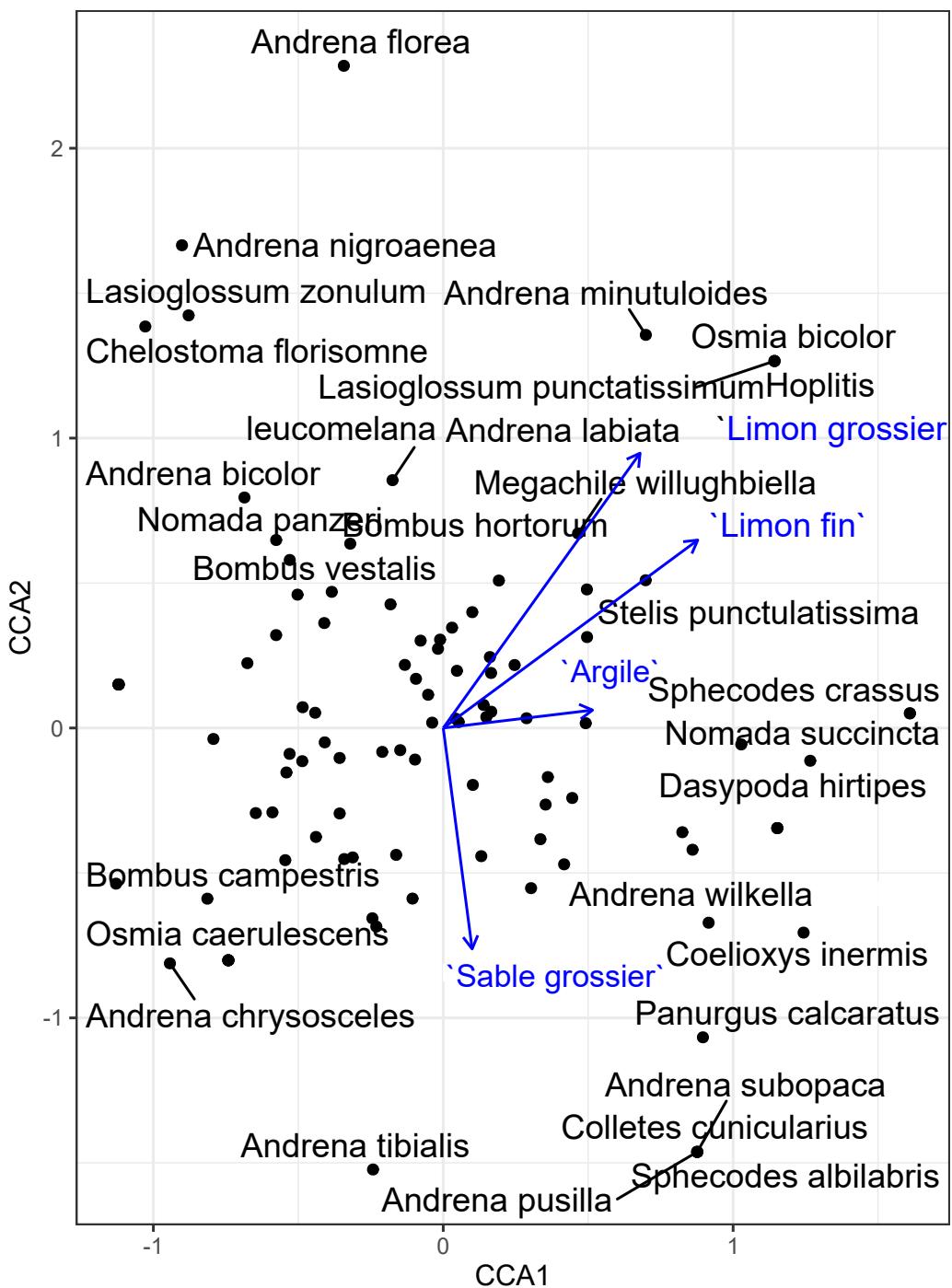


FIGURE 8.17 – Triplot de l'analyse canonique des corrélations (CCA) montrant la distribution de 102 espèces en relation avec la granulométrie du sol. Les espèces les plus en périphérie sont affichées. CCA1 = 8,4 %, CCA2 = 6,7 %.

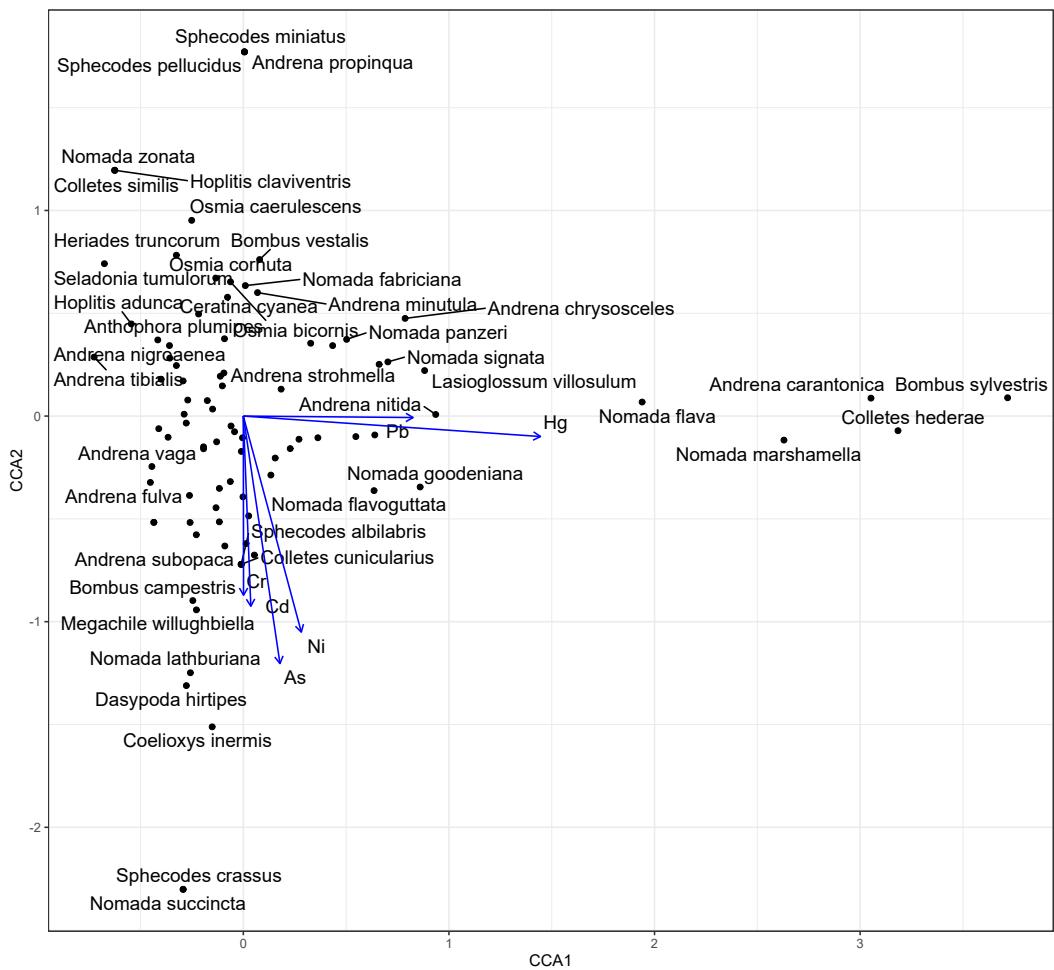


FIGURE 8.18 – Triplot de l'analyse canonique des corrélations (CCA) montrant la distribution de 102 espèces en relation avec la quantité de métaux lourds dans le sol. Les espèces les plus en périphérie sont affichées. CCA1 = 12,8%, CCA2 = 9,7 %.

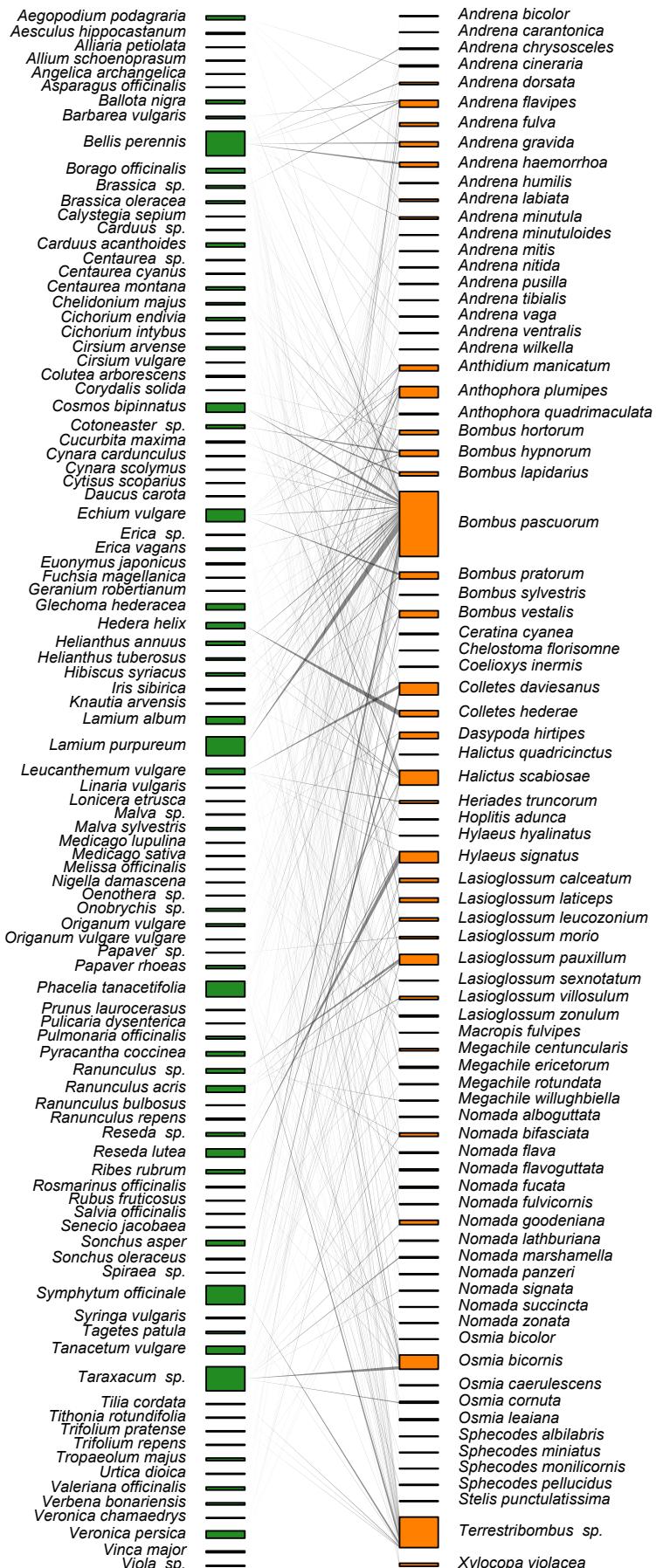


FIGURE 8.19 – Réseau d'interaction entre les polliniseurs et les plantes à fleurs. Les données de 731 spécimens (80 espèces) d'abeilles sauvages ont permis de générer ce graphique à l'aide de la fonction `plotweb()` du package `bipartite`. La longueur des boîtes indiquent l'abondance relative des espèces.

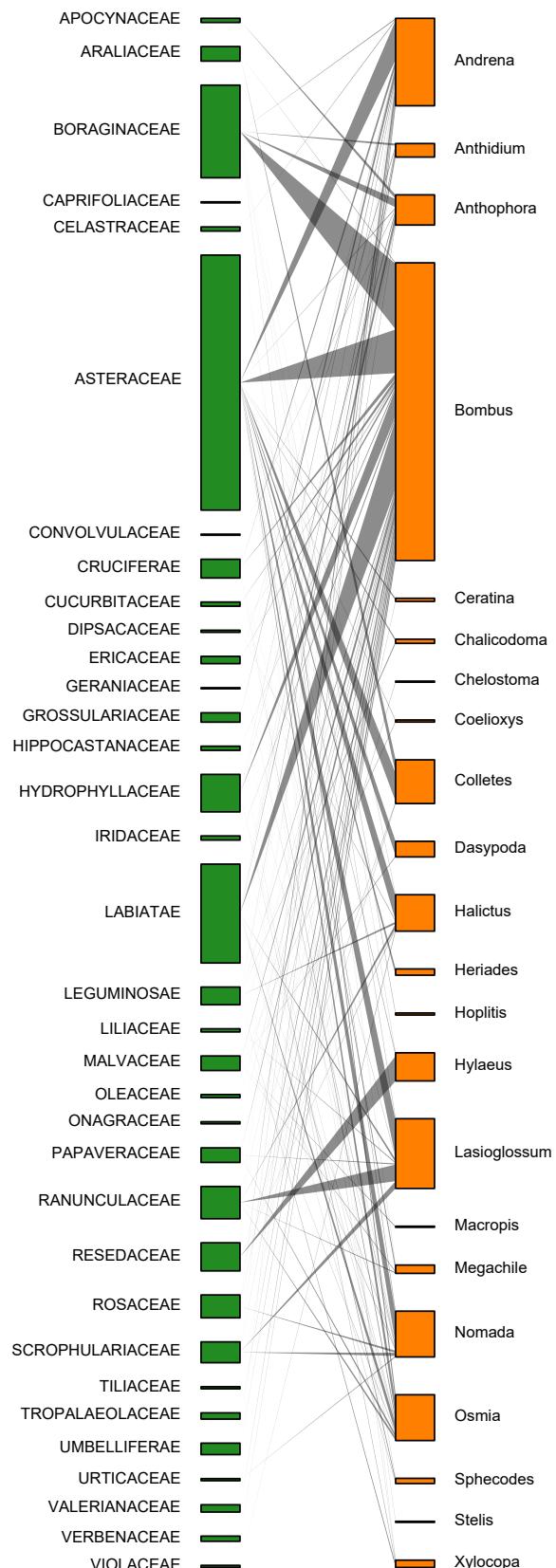


FIGURE 8.20 – Réseau d'interaction entre les genres d'abeilles sauvages et les familles de plantes à fleurs. Les données de 731 spécimens (80 espèces) d'abeilles sauvages ont permis de générer ce graphique à l'aide de la fonction `plotweb()` du package `bipartite`. La longueur des boîtes indiquent l'abondance relative des espèces.

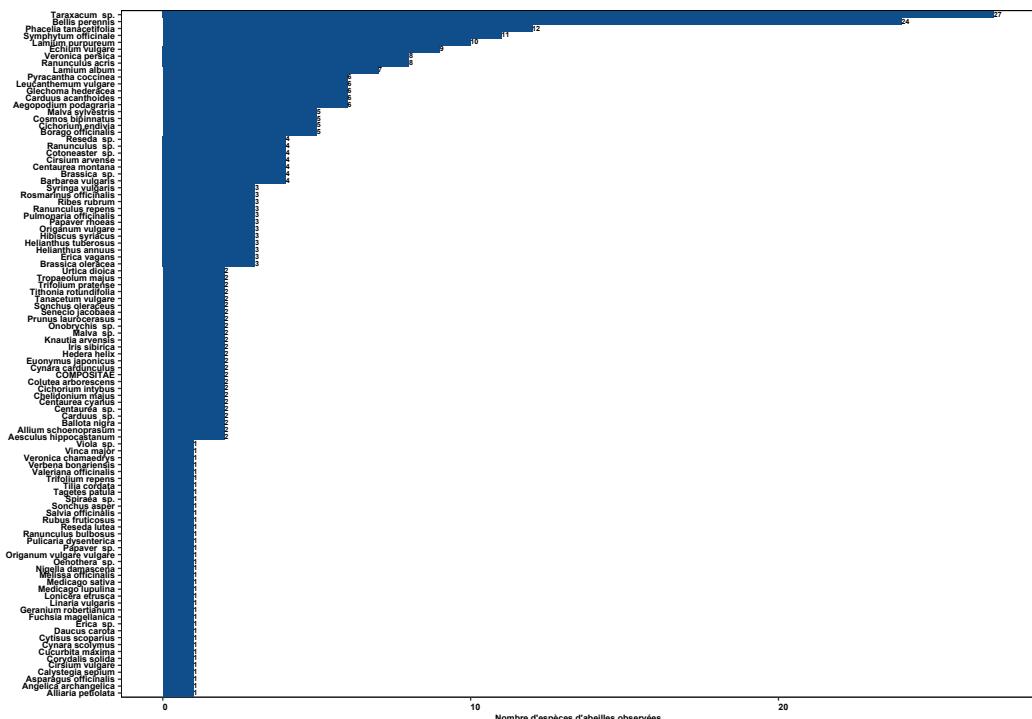


FIGURE 8.21 – Classement des plantes à fleurs comportant le plus d'espèces de polliniseurs observés.

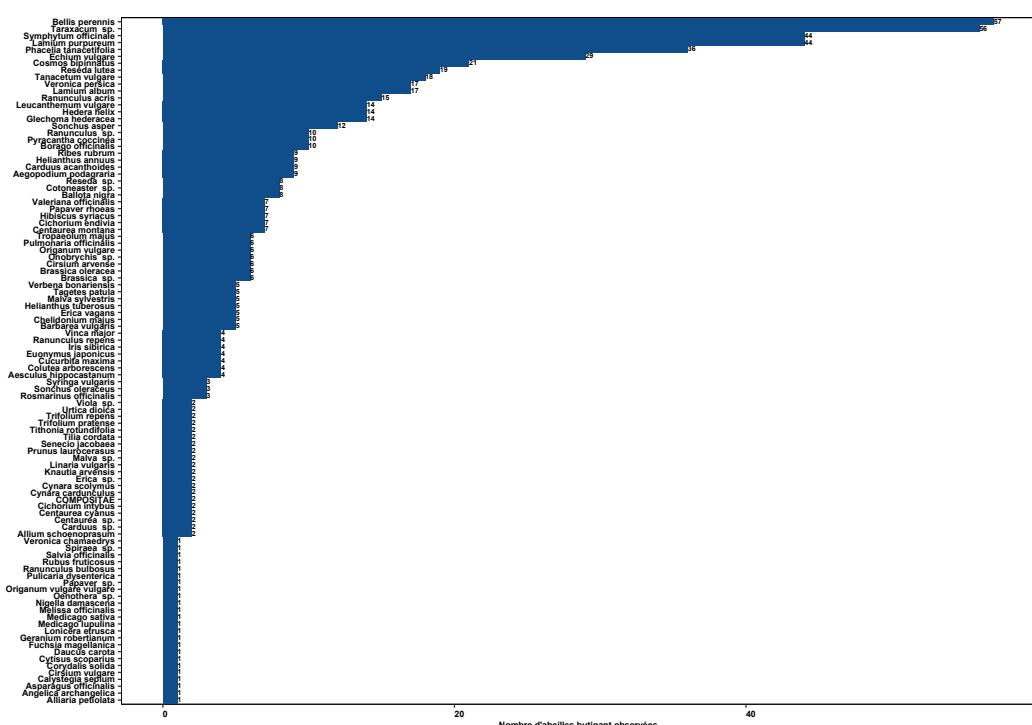


FIGURE 8.22 – Classement des plantes à fleurs comportant le plus de spécimens observés.

TABLE 8.4 – Répartition des espèces en fonction de leur socialité.

Espèce	Cleptoparasite	Eusocial primitif	Social parasite	Solitaire	Variable
<i>Andrena bicolor</i>				1	
<i>Andrena carantonica</i>				1	
<i>Andrena chrysosceles</i>				1	
<i>Andrena cineraria</i>				1	
<i>Andrena dorsata</i>				1	
<i>Andrena flavipes</i>				1	
<i>Andrena florea</i>				1	
<i>Andrena fulva</i>				1	
<i>Andrena fulvago</i>				1	
<i>Andrena gravida</i>				1	
<i>Andrena haemorrhoa</i>				1	
<i>Andrena humilis</i>				1	
<i>Andrena labiata</i>				1	
<i>Andrena minutula</i>				1	
<i>Andrena minutuloides</i>				1	
<i>Andrena mitis</i>				1	
<i>Andrena nigroaenea</i>				1	
<i>Andrena nitida</i>				1	
<i>Andrena propinqua</i>				1	
<i>Andrena pusilla</i>				1	
<i>Andrena strohmella</i>				1	
<i>Andrena tibialis</i>				1	
<i>Andrena vaga</i>				1	
<i>Andrena ventralis</i>				1	
<i>Andrena wilkella</i>				1	
<i>Anthidium manicatum</i>				1	
<i>Anthophora plumipes</i>				1	
<i>Anthophora quadrimaculata</i>				1	
<i>Bombus campestris</i>			1		
<i>Bombus hortorum</i>	1				
<i>Bombus hypnorum</i>	1				
<i>Bombus lapidarius</i>	1				
<i>Bombus pascuorum</i>	1				
<i>Bombus pratorum</i>	1				
<i>Bombus sylvestris</i>		1			
<i>Bombus vestalis</i>		1			
<i>Ceratina cyanea</i>				1	
<i>Chelostoma florisomne</i>				1	
<i>Chelostoma rapunculi</i>				1	
<i>Coelioxys inermis</i>					
<i>Colletes cunicularius</i>				1	
<i>Colletes daviesanus</i>				1	
<i>Colletes hederae</i>				1	
<i>Colletes similis</i>				1	
<i>Dasypoda hirtipes</i>				1	
<i>Halictus quadricinctus</i>				1	

Espèce	Cleptoparasite	Eusocial primitif	Parasite social	Solitaire	Variable
<i>Halictus scabiosae</i>	1				
<i>Halictus sexcinctus</i>		1			
<i>Heriades truncorum</i>				1	
<i>Hoplitis adunca</i>				1	
<i>Hoplitis leucomelana</i>				1	
<i>Hylaeus hyalinatus</i>				1	
<i>Hylaeus signatus</i>				1	
<i>Lasioglossum calceatum</i>					1
<i>Lasioglossum laticeps</i>	1				
<i>Lasioglossum leucozonium</i>				1	
<i>Lasioglossum morio</i>	1				
<i>Lasioglossum nitidulum</i>	1				
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	1				
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>				1	
<i>Lasioglossum sexnotatum</i>				1	
<i>Lasioglossum villosulum</i>				1	
<i>Lasioglossum zonulum</i>				1	
<i>Macropis fulvipes</i>				1	
<i>Megachile centuncularis</i>				1	
<i>Megachile ericetorum</i>				1	
<i>Megachile rotundata</i>				1	
<i>Megachile willughbiella</i>				1	
<i>Melitta leporina</i>				1	
<i>Nomada alboguttata</i>					
<i>Nomada bifasciata</i>					
<i>Nomada fabriciana</i>					
<i>Nomada flava</i>					
<i>Nomada flavoguttata</i>					
<i>Nomada fucata</i>					
<i>Nomada fulvicornis</i>					
<i>Nomada goodeniana</i>					
<i>Nomada lathburiana</i>					
<i>Nomada marshamella</i>					
<i>Nomada panzeri</i>					
<i>Nomada signata</i>					
<i>Nomada succincta</i>					
<i>Nomada zonata</i>					
<i>Osmia bicolor</i>				1	
<i>Osmia bicornis</i>				1	
<i>Osmia caerulescens</i>				1	
<i>Osmia cornuta</i>				1	
<i>Osmia leaiana</i>				1	
<i>Panurgus calcaratus</i>				1	
<i>Seladonia tumulorum</i>	1				
<i>Sphecodes albilabris</i>					
<i>Sphecodes crassus</i>					
<i>Sphecodes ephippius</i>					
<i>Sphecodes miniatus</i>					
<i>Sphecodes monilicornis</i>					
<i>Sphecodes pellucidus</i>					
<i>Sphecodes reticulatus</i>					
<i>Stelis phaeoptera</i>					
<i>Stelis punctulatissima</i>					
<i>Terrestribombus</i> sp.	1				
<i>Xylocopa violacea</i>				1	
Total	24	13	3	60	1
Pourcentage	0.24	0.13	0.03	0.59	0.01

TABLE 8.5 – Répartition des spécimens en fonction de leur socialité.

Espèce	Cleptoparasite	Eusocial primitive	Parasite social	Solitaire	Variable	Total
<i>Andrena bicolor</i>				6		
<i>Andrena carantonica</i>				6		
<i>Andrena chrysosceles</i>				8		
<i>Andrena cineraria</i>				4		
<i>Andrena dorsata</i>				9		
<i>Andrena flavipes</i>				46		
<i>Andrena florea</i>				1		
<i>Andrena fulva</i>				14		
<i>Andrena fulvago</i>				6		
<i>Andrena gravida</i>				43		
<i>Andrena haemorrhoa</i>				24		
<i>Andrena humilis</i>				2		
<i>Andrena labiata</i>				9		
<i>Andrena minutula</i>				31		
<i>Andrena minutuloides</i>				10		
<i>Andrena mitis</i>				1		
<i>Andrena nigroaenea</i>				1		
<i>Andrena nitida</i>				6		
<i>Andrena propinqua</i>				1		
<i>Andrena pusilla</i>				2		
<i>Andrena strohmella</i>				11		
<i>Andrena tibialis</i>				2		
<i>Andrena vaga</i>				3		
<i>Andrena ventralis</i>				4		
<i>Andrena wilkella</i>				1		
<i>Anthidium manicatum</i>				40		
<i>Anthophora plumipes</i>				31		
<i>Anthophora quadrimaculata</i>				7		
<i>Bombus campestris</i>				3		
<i>Bombus hortorum</i>	27					
<i>Bombus hypnorum</i>	25					
<i>Bombus lapidarius</i>	35					
<i>Bombus pascuorum</i>	379					
<i>Bombus pratorum</i>	29					
<i>Bombus sylvestris</i>		2				
<i>Bombus vestalis</i>		24				
<i>Ceratina cyanea</i>				15		
<i>Chelostoma florisomne</i>				2		
<i>Chelostoma rapunculi</i>				1		
<i>Coelioxys inermis</i>	2					
<i>Colletes cunicularius</i>				4		
<i>Colletes daviesanus</i>				39		
<i>Colletes hederae</i>				15		
<i>Colletes similis</i>				1		
<i>Dasypoda hirtipes</i>				36		
<i>Halictus quadricinctus</i>				1		
<i>Halictus scabiosae</i>	96					
<i>Halictus sexcinctus</i>	3					
<i>Heriades truncorum</i>				31		
<i>Hoplitis adunca</i>				11		
<i>Hoplitis leucomelana</i>				1		
<i>Hylaeus hyalinatus</i>				7		
<i>Hylaeus signatus</i>				30		
<i>Lasioglossum calceatum</i>				26		
<i>Lasioglossum laticeps</i>	24					
<i>Lasioglossum leucozonium</i>				19		
<i>Lasioglossum morio</i>	70					
<i>Lasioglossum nitidulum</i>	3					
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	58					
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>				1		
<i>Lasioglossum sexnotatum</i>				6		
<i>Lasioglossum villosulum</i>				14		
<i>Lasioglossum zonulum</i>				6		

Espèce	Cleptoparasite	Eusocial primitive	Parasite social	Solitaire	Variable	Total
<i>Macropis fulvipes</i>				1		
<i>Megachile centuncularis</i>				15		
<i>Megachile ericetorum</i>				20		
<i>Megachile rotundata</i>				5		
<i>Megachile willughbiella</i>				9		
<i>Melitta leporina</i>				1		
<i>Nomada alboguttata</i>	3					
<i>Nomada bifasciata</i>	15					
<i>Nomada fabriciana</i>	3					
<i>Nomada flava</i>	15					
<i>Nomada flavoguttata</i>	15					
<i>Nomada fucata</i>	7					
<i>Nomada fulvicornis</i>	5					
<i>Nomada goodeniana</i>	18					
<i>Nomada lathburiana</i>	4					
<i>Nomada marshamella</i>	7					
<i>Nomada panzeri</i>	6					
<i>Nomada signata</i>	5					
<i>Nomada succincta</i>	2					
<i>Nomada zonata</i>	3					
<i>Osmia bicolor</i>				1		
<i>Osmia bicornis</i>				125		
<i>Osmia caerulescens</i>				17		
<i>Osmia cornuta</i>				32		
<i>Osmia leaiana</i>				10		
<i>Panurgus calcaratus</i>				2		
<i>Seladonia tumulorum</i>	4					
<i>Sphecodes albilibris</i>	3					
<i>Sphecodes crassus</i>	2					
<i>Sphecodes ephippius</i>	8					
<i>Sphecodes miniatus</i>	1					
<i>Sphecodes monilicornis</i>	3					
<i>Sphecodes pellucidus</i>	2					
<i>Sphecodes reticulatus</i>	1					
<i>Stelis phaeoptera</i>	1					
<i>Stelis punctulatissima</i>	6					
<i>Terrestribombus</i> sp.		138				
<i>Xylocopa violacea</i>				12		
Total	137	891	29	819	26	1902
Pourcentage	0.07	0.47	0.02	0.43	0.01	

TABLE 8.6 – Liste des espèces capturées avec leurs types de nidification.

Espèce	Cavité	Escargot	Sol	Tige	Variable	Végétation	Mur	Bois	Total
<i>Andrena bicolor</i>			1						
<i>Andrena carantonica</i>			1						
<i>Andrena chrysosceles</i>			1						
<i>Andrena cineraria</i>			1						
<i>Andrena dorsata</i>			1						
<i>Andrena flavipes</i>			1						
<i>Andrena florea</i>			1						
<i>Andrena fulva</i>			1						
<i>Andrena fulvago</i>			1						
<i>Andrena gradata</i>			1						
<i>Andrena haemorrhoa</i>			1						
<i>Andrena humilis</i>			1						
<i>Andrena labiata</i>			1						
<i>Andrena minutula</i>			1						
<i>Andrena minutuloides</i>			1						
<i>Andrena mitis</i>			1						
<i>Andrena nigroaenea</i>			1						
<i>Andrena nitida</i>			1						
<i>Andrena propinqua</i>			1						
<i>Andrena pusilla</i>			1						
<i>Andrena strohmella</i>			1						
<i>Andrena tibialis</i>			1						
<i>Andrena vaga</i>			1						
<i>Andrena ventralis</i>			1						
<i>Andrena wilkella</i>			1						
<i>Anthidium manicatum</i>	1								
<i>Anthophora plumipes</i>				1					
<i>Anthophora quadrimaculata</i>			1						
<i>Bombus campestris</i>						1			
<i>Bombus hortorum</i>					1				
<i>Bombus hypnorum</i>	1						1		
<i>Bombus lapidarius</i>				1					
<i>Bombus pascuorum</i>						1			
<i>Bombus pratorum</i>					1				
<i>Bombus sylvestris</i>					1				
<i>Bombus vestalis</i>	1							1	
<i>Ceratina cyanea</i>				1					
<i>Chelostoma florisomne</i>	1								
<i>Chelostoma rapunculi</i>	1								
<i>Coelioxys inermis</i>					1				
<i>Colletes cunicularius</i>			1						
<i>Colletes daviesanus</i>			1						
<i>Colletes hederae</i>			1						
<i>Colletes similis</i>			1						
<i>Dasypoda hirtipes</i>			1						

Espèce	Cavité	Escargot	sol	Tige	Variable	Végétation	Mur	Bois	Total
<i>Halictus quadricinctus</i>			1						
<i>Halictus scabiosae</i>			1						
<i>Halictus sexcinctus</i>			1						
<i>Heriades truncorum</i>	1								
<i>Hoplitis adunca</i>	1								
<i>Hoplitis leucomelana</i>				1					
<i>Hylaeus hyalinatus</i>					1				
<i>Hylaeus signatus</i>					1				
<i>Lasioglossum calceatum</i>			1						
<i>Lasioglossum laticeps</i>			1						
<i>Lasioglossum leucomzonium</i>			1						
<i>Lasioglossum morio</i>			1						
<i>Lasioglossum nitidulum</i>							1		
<i>Lasioglossum pauxillum</i>			1						
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>			1						
<i>Lasioglossum sexnotatum</i>			1						
<i>Lasioglossum villosulum</i>			1						
<i>Lasioglossum zonulum</i>			1						
<i>Macropis fulvipes</i>			1						
<i>Megachile centuncularis</i>					1				
<i>Megachile ericetorum</i>					1				
<i>Megachile rotundata</i>					1				
<i>Megachile willughbiella</i>					1				
<i>Melitta leporina</i>			1						
<i>Nomada alboguttata</i>			1						
<i>Nomada bifasciata</i>			1						
<i>Nomada fabriciana</i>			1						
<i>Nomada flava</i>			1						
<i>Nomada flavoguttata</i>			1						
<i>Nomada fucata</i>			1						
<i>Nomada fulvicornis</i>			1						
<i>Nomada goodeniana</i>			1						
<i>Nomada lathburiana</i>			1						
<i>Nomada marshamella</i>			1						
<i>Nomada panzeri</i>			1						
<i>Nomada signata</i>			1						
<i>Nomada succincta</i>			1						
<i>Nomada zonata</i>			1						
<i>Osmia bicolor</i>	1								
<i>Osmia bicornis</i>						1			
<i>Osmia caerulescens</i>	1								
<i>Osmia cornuta</i>	1								
<i>Osmia leaiana</i>	1								
<i>Panurgus calcaratus</i>			1						
<i>Seladonia tumulorum</i>			1						
<i>Sphecodes albilabris</i>			1						
<i>Sphecodes crassus</i>			1						
<i>Sphecodes ephippius</i>			1						
<i>Sphecodes miniatus</i>			1						
<i>Sphecodes monilicornis</i>			1						
<i>Sphecodes pellucidus</i>			1						
<i>Sphecodes reticulatus</i>			1						
<i>Stelis phaeoptera</i>	1								
<i>Stelis punctulatissima</i>	1								
<i>Terrestrisbomus</i> sp.	1								
<i>Xylocopa violacea</i>							1		
Total	13	1	69	2	12	2	1	1	101

Espèce	Cavité	Escargot	Sol	Tige	Variable	Végétation	Mur	Bois
<i>Andrena bicolor</i>			6					
<i>Andrena carantonica</i>			6					
<i>Andrena chrysosceles</i>			8					
<i>Andrena cineraria</i>			4					
<i>Andrena dorsata</i>			9					
<i>Andrena flavipes</i>			46					
<i>Andrena florea</i>			1					
<i>Andrena fulva</i>			14					
<i>Andrena fulvago</i>			6					
<i>Andrena gravida</i>			43					
<i>Andrena haemorrhoa</i>			24					
<i>Andrena humilis</i>			2					
<i>Andrena labiata</i>			9					
<i>Andrena minutula</i>			31					
<i>Andrena minutuloides</i>			10					
<i>Andrena mitis</i>			1					
<i>Andrena nigroaenea</i>			1					
<i>Andrena nitida</i>			6					
<i>Andrena propinqua</i>			1					
<i>Andrena pusilla</i>			2					
<i>Andrena strohmella</i>			11					
<i>Andrena tibialis</i>			2					
<i>Andrena vaga</i>			3					
<i>Andrena ventralis</i>			4					
<i>Andrena wilkella</i>			1					
<i>Anthidium manicatum</i>	40							
<i>Anthophora plumipes</i>					31			
<i>Anthophora quadrimaculata</i>			7					
<i>Bombus campestris</i>						3		
<i>Bombus hortorum</i>					27			
<i>Bombus hypnorum</i>	25							
<i>Bombus lapidarius</i>				35				
<i>Bombus pascuorum</i>						379		
<i>Bombus pratorum</i>					29			
<i>Bombus sylvestris</i>					2			
<i>Bombus vestalis</i>	24							
<i>Ceratina cyanea</i>				15				
<i>Chelostoma florisomne</i>	2							
<i>Chelostoma rapunculi</i>	1							
<i>Coelioxys inermis</i>					2			
<i>Colletes cunicularius</i>			4					
<i>Colletes daviesanus</i>			39					
<i>Colletes hederae</i>			15					
<i>Colletes similis</i>			1					
<i>Dasypoda hirtipes</i>			36					
Total	338	1	848	16	302	382	3	12
Pourcentage	0.18	0	0.45	0.01	0.16	0.2	0	0.01

Espèce	Cavité	Escargot	Sol	Tige	Variable	Végétation	Mur	Bois
<i>Halictus quadricinctus</i>			1					
<i>Halictus scabiosae</i>			96					
<i>Halictus sexcinctus</i>			3					
<i>Heriades truncorum</i>	31							
<i>Hoplitis adunca</i>	11							
<i>Hoplitis leucomelana</i>			1					
<i>Hylaeus hyalinatus</i>				7				
<i>Hylaeus signatus</i>				30				
<i>Lasioglossum calceatum</i>			26					
<i>Lasioglossum laticeps</i>			24					
<i>Lasioglossum leucozonium</i>			19					
<i>Lasioglossum morio</i>			70					
<i>Lasioglossum nitidulum</i>						3		
<i>Lasioglossum pauxillum</i>			58					
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>			1					
<i>Lasioglossum sexnotatum</i>			6					
<i>Lasioglossum villosulum</i>			14					
<i>Lasioglossum zonulum</i>			6					
<i>Macropis fulvipes</i>			1					
<i>Megachile centuncularis</i>				15				
<i>Megachile ericetorum</i>				20				
<i>Megachile rotundata</i>				5				
<i>Megachile willughbiella</i>				9				
<i>Melitta leporina</i>			1					
<i>Nomada alboguttata</i>			3					
<i>Nomada bifasciata</i>			15					
<i>Nomada fabriciana</i>			3					
<i>Nomada flava</i>			15					
<i>Nomada flavoguttata</i>			15					
<i>Nomada fucata</i>			7					
<i>Nomada fulvicornis</i>			5					
<i>Nomada goodeniana</i>			18					
<i>Nomada lathburiana</i>			4					
<i>Nomada marshamella</i>			7					
<i>Nomada panzeri</i>			6					
<i>Nomada signata</i>			5					
<i>Nomada succincta</i>			2					
<i>Nomada zonata</i>			3					
<i>Osmia bicolor</i>	1							
<i>Osmia bicornis</i>				125				
<i>Osmia caerulescens</i>	17							
<i>Osmia cornuta</i>	32							
<i>Osmia leaiana</i>	10							
<i>Panurgus calcaratus</i>			2					
<i>Seladonia tumulorum</i>			4					
<i>Sphecodes albilabris</i>			3					
<i>Sphecodes crassus</i>			2					
<i>Sphecodes ephippius</i>			8					
<i>Sphecodes miniatus</i>			1					
<i>Sphecodes monilicornis</i>			3					
<i>Sphecodes pellucidus</i>			2					
<i>Sphecodes reticulatus</i>			1					
<i>Stelis phaeoptera</i>	1							
<i>Stelis punctulatissima</i>	6							
<i>Terrestribombus sp.</i>	138							
<i>Xylocopa violacea</i>						12		
Total	338	1	848	16	302	382	3	12
Pourcentage	0.18	0	0.45	0.01	0.16	0.2	0	0.01

TABLE 8.7 – Liste des espèces capturées avec leur régime alimentaire (lectisme).

Espèce	Oligolectic	Polylectic
<i>Andrena bicolor</i>		6
<i>Andrena carantonica</i>		6
<i>Andrena chrysosceles</i>		8
<i>Andrena cineraria</i>		4
<i>Andrena dorsata</i>		9
<i>Andrena flavipes</i>		46
<i>Andrena florea</i>	1	
<i>Andrena fulva</i>		14
<i>Andrena fulvago</i>	6	
<i>Andrena gravida</i>		43
<i>Andrena haemorrhoa</i>		24
<i>Andrena humilis</i>	2	
<i>Andrena labiata</i>		9
<i>Andrena minutula</i>		31
<i>Andrena minutuloides</i>		10
<i>Andrena mitis</i>	1	
<i>Andrena nigroaenea</i>		1
<i>Andrena nitida</i>		6
<i>Andrena propinqua</i>		1
<i>Andrena pusilla</i>		2
<i>Andrena strohmella</i>		11
<i>Andrena tibialis</i>		2
<i>Andrena vaga</i>	3	
<i>Andrena ventralis</i>	4	
<i>Andrena wilkella</i>	1	
<i>Anthidium manicatum</i>		40
<i>Anthophora plumipes</i>		31
<i>Anthophora quadrimaculata</i>		7
<i>Bombus campestris</i>		3
<i>Bombus hortorum</i>		27
<i>Bombus hypnorum</i>		25
<i>Bombus lapidarius</i>		35
<i>Bombus pascuorum</i>		379
<i>Bombus pratorum</i>		29
<i>Bombus sylvestris</i>		2
<i>Bombus vestalis</i>		24
<i>Ceratina cyanea</i>		15
<i>Chelostoma florisomne</i>	2	
<i>Chelostoma rapunculi</i>	1	
<i>Coelioxys inermis</i>		2
<i>Colletes cunicularius</i>		4
<i>Colletes daviesanus</i>	39	
<i>Colletes hederae</i>	15	
<i>Colletes similis</i>	1	
<i>Dasypoda hirtipes</i>	36	
Total	188	1714
Pourcentage	0.1	0.9

Spécie	Oligolectic	Polylectic
<i>Halictus quadricinctus</i>	1	
<i>Halictus scabiosae</i>	96	
<i>Halictus sexcinctus</i>	3	
<i>Heriades truncorum</i>	31	
<i>Hoplitis adunca</i>	11	
<i>Hoplitis leucomelana</i>	1	
<i>Hylaeus hyalinatus</i>	7	
<i>Hylaeus signatus</i>	30	
<i>Lasioglossum calceatum</i>	26	
<i>Lasioglossum laticeps</i>	24	
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	19	
<i>Lasioglossum morio</i>	70	
<i>Lasioglossum nitidulum</i>	3	
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	58	
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	1	
<i>Lasioglossum sexnotatum</i>	6	
<i>Lasioglossum villosulum</i>	14	
<i>Lasioglossum zonulum</i>	6	
<i>Macropis fulvipes</i>	1	
<i>Megachile centuncularis</i>	15	
<i>Megachile ericetorum</i>	20	
<i>Megachile rotundata</i>	5	
<i>Megachile willughbiella</i>	9	
<i>Melitta leporina</i>	1	
<i>Nomada alboguttata</i>	3	
<i>Nomada bifasciata</i>	15	
<i>Nomada fabriciana</i>	3	
<i>Nomada flava</i>	15	
<i>Nomada flavoguttata</i>	15	
<i>Nomada fucata</i>	7	
<i>Nomada fulvicornis</i>	5	
<i>Nomada goodeniana</i>	18	
<i>Nomada lathburiana</i>	4	
<i>Nomada marshamella</i>	7	
<i>Nomada panzeri</i>	6	
<i>Nomada signata</i>	5	
<i>Nomada succincta</i>	2	
<i>Nomada zonata</i>	3	
<i>Osmia bicolor</i>	1	
<i>Osmia bicornis</i>	125	
<i>Osmia caerulescens</i>	17	
<i>Osmia cornuta</i>	32	
<i>Osmia leaiana</i>	10	
<i>Panurgus calcaratus</i>	2	
<i>Seladonia tumulorum</i>	4	
<i>Sphecodes albilabris</i>	3	
<i>Sphecodes crassus</i>	2	
<i>Sphecodes ephippius</i>	8	
<i>Sphecodes miniatus</i>	1	
<i>Sphecodes monilicornis</i>	3	
<i>Sphecodes pellucidus</i>	2	
<i>Sphecodes reticulatus</i>	1	
<i>Stelis phaeoptera</i>	1	
<i>Stelis punctulatissima</i>	6	
<i>Terrestribombus sp.</i>	138	
<i>Xylocopa violacea</i>	12	
Total	188	1714
Pourcentage	0.1	0.9