

Recensement et impact de la structure paysagère urbaine sur les communautés d'abeilles sauvages au Kauwberg (Uccle)

Auteur : Lamarre, Marie

Promoteur(s) : Francis, Frédéric

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2020-2021

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/12953>

Avertissement à l'attention des usagers :

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

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



RECENSEMENT ET IMPACT DE LA STRUCTURE PAYSAGERE URBAINE SUR LES COMMUNAUTES D'ABEILLES SAUVAGES AU KAUWBERG (UCCLE)

MARIE LAMARRE

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2020-2021

(CO)-PROMOTEUR(S): FRANCIS FREDERIC ET NOEL GREGOIRE

Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.
Le présent document n'engage que son auteur.



RECENSEMENT ET IMPACT DE LA STRUCTURE PAYSAGERE URBAINE SUR LES COMMUNAUTES D'ABEILLES SAUVAGES AU KAUWBERG (UCCLE)

MARIE LAMARRE

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2020-2021

(CO)-PROMOTEUR(S): FRANCIS FREDERIC ET NOEL GREGOIRE

Remerciements

J'aimerais premièrement remercier mon promoteur, le Professeur Frédérique Francis, de m'avoir permis d'intégrer l'unité d'entomologie et d'y avoir réalisé mon TFE. Ce fut une expérience que je n'oublierai pas de sitôt.

Un tout grand merci à mon co-promoteur, Grégoire Noel, de m'avoir appris, aidé, écouté et fait découvrir le monde passionnant des abeilles sauvages. Tes relectures, ton aide et ta présence ont été d'une aide précieuse.

Merci à mes amis gembloutois, avec qui chaque moment reste gravé. Les soirées en votre compagnie me manque déjà, mais ce n'est que partie remise. Ces 5 années ont été fabuleuses en partie grâce à vous.

Merci à mes parents, de m'avoir toujours soutenus durant ce TFE mais également durant ces 5 années incroyables à Gembloux. Même si je ne suis pas toujours la plus facile à vivre, votre soutien a toujours été indémontable. Merci pour tout ce que vous faites pour moi.

Un merci particulier à Martin, pour son soutien infaillible, dans les hauts comme dans les bas (voire très bas). Tu as été l'un de mes piliers durant ce TFE et durant ces 4 dernières années, pour m'avoir tant de fois réconfortée, conseillée, soutenue et faite rire comme tu sais si bien le faire.

Je remercie également toutes les personnes que j'ai pu croiser sur mon chemin gembloutois durant ces 5 années, qui m'auront tellement apprises et apportées.

Abstract

It is currently undeniable that pollinator populations are declining worldwide. The fourth most important cause of decline is urbanization. In an attempt to understand and reduce the effects of urbanization, it is important to study the urban landscape and the various impacts on wild bee communities that result from it.

To this end, the present study started with a census of wild bees at 18 sites within the Kauwberg, an urban park located in Uccle (Brussels). This census took place in 2020 for the summer data and in 2021 for the spring data. Unfortunately, a large part of the individuals from 2021 could not be identified. The individuals of 2020 are therefore used as a basis for this study. Using this database, a community matrix was generated and different biodiversity indices could be calculated in order to deduce the richness and abundance of the Kauwberg according to 3 habitats (open, canopy and vegetable garden). Then, a map of occupancy classes in and around the Kauwberg was used to measure several landscape variables. These indices were calculated at 2 spatial scales around the 18 Kauwberg sites: 250 and 500m. These distances correspond to 2 foraging distances of wild bees. Finally, a simple linear model inspired by PLS regression was used to learn more about the impacts of these landscape variables on the communities. A correlation study completed the study of this model, which proved to be quite challenging.

From the biodiversity study, it appears that open areas and vegetable gardens are very favorable to wild bee communities. On the contrary, covered areas, which are more regular in terms of communities, are less rich. An analysis of variance showed that the richness and abundance were significantly different between the 3 environments. One site stands out from this sampling. It is the sand pit, where certain *Andrenidae* and *Colletidae* dominate inversely to the other environments dominated by the *Bombus* and *Apis* genera. The landscape study showed that the vegetable gardens were poorly connected, although they are an excellent refuge for wild bees. The percentage of surface occupied by these gardens is positively correlated with the biodiversity indices, as is the presence of open environments at the 500-meter scale. However, it should be noted that the number of sampling sites is quite small and that some particular sites influence the calculations, such as the sand pit. Indeed, this sand pit is one of the smallest sites in terms of surface but represents an important refuge due to its resources. As a result, the habitat size index is negatively biased with the biodiversity indices, although it has already been proven that size, like other local factors, can be more important than landscape factors.

In conclusion, it would have been preferable to conduct the landscape study on biodiversity indices at a larger scale with more sample sites to obtain more concise results. However, this study proved the value of the Kauwberg as a refuge for wild bees, with over 95 species detected. The vegetable gardens, but also the sand pit, have shown their great interest as a habitat for biodiversity. It is then appropriate to contribute to the safeguarding of the habitats and the bees that shelter there through different management methods. It could also be interesting to create a coherent ecological network within Uccle and more widely Brussels, specific to wild bees.

Keywords: wild bees, diversity, landscape, urbanization, impact

Résumé

Il est actuellement indéniable que les populations de polliniseurs sont en déclin dans le monde. En quatrième place des causes de déclin se place l'urbanisation. Pour tenter de comprendre et d'en réduire les effets, il est important d'étudier le paysage urbain et les différents impacts sur les communautés d'abeilles sauvages qui en découlent.

A cette fin, la présente étude a débuté par un recensement des abeilles sauvages selon 18 sites au sein du Kauwberg, un parc urbain situé à Uccle (Bruxelles). Ce recensement a eu lieu en 2020 pour les données estivales et en 2021 pour les données printanières. Malheureusement, une grande partie des individus de 2021 n'ont pas pu être identifiés. Les individus de 2020 servent donc de base pour cette étude. Grâce à cette base de données, une matrice de communauté a été générée et différents indices de biodiversité ont pu être calculés afin d'en déduire la richesse et l'abondance du Kauwberg selon 3 habitats (ouvert, couvert et potager). Ensuite, une carte de classes d'occupation dans et autour du Kauwberg ont permis de mesurer plusieurs variables paysagères. Ces indices ont été calculés selon 2 échelles spatiales autour des 18 sites: 250 et 500m. Ces distances correspondent à 2 distances de butinage des abeilles sauvages. Finalement, un modèle linéaire simple inspiré de la régression PLS a permis d'en apprendre plus sur les impacts de ces variables paysagères sur les communautés. Une étude de corrélation est venue compléter l'étude de ce modèle, cette dernière s'étant avérée assez délicate.

De par l'étude de biodiversité, il en résulte que les milieux ouverts et les potagers sont très propices aux communautés d'abeilles sauvages. A l'inverse, les milieux couverts qui se veulent plus réguliers en termes de communautés, sont moins riches. La richesse et l'abondance sont significativement différentes entre les 3 milieux (cf. analyse de variances). Un site se dégage tout de même de cet échantillonnage. Il s'agit de la sablière, que certaines *Andrenidae* et *Colletidae* dominent, inversement aux autres milieux dominés par les genres *Bombus* et *Apis*. L'étude paysagère a quant à elle montré que les potagers étaient peu connectés alors qu'ils sont un excellent refuge pour les abeilles sauvages. Le pourcentage de surface occupée par ces potagers est positivement corrélé avec les indices de biodiversité, à l'instar de la présence de milieux ouverts à l'échelle de 500 mètres. Cependant, il est à souligner que le nombre de sites d'échantillonnage est assez réduit et que certains sites particuliers influencent les calculs, comme la sablière. En effet, cette sablière est l'un des sites les plus petits en termes de surface mais représente de par ses ressources, un refuge important. De ce fait, l'indice de taille de l'habitat se veut négativement biaiser avec les indices de biodiversité alors qu'il a déjà été prouvé que la taille, tout comme les autres facteurs locaux, peut se montrer plus importante que les facteurs paysagers.

En conclusion, il aurait été préférable de mener l'étude paysagère sur les indices de biodiversité à plus grande échelle avec plus de sites d'échantillonnage pour obtenir des résultats plus concis. Cependant, cette étude a prouvé l'intérêt du Kauwberg en termes de refuge pour les abeilles sauvages, avec plus de 95 espèces détectées. Les potagers mais également la sablière ont montré leur grand intérêt en tant qu'habitat d'accueil de biodiversité. Il est alors de mise de contribuer à la sauvegarde des habitats et des abeilles qui s'y abritent par différentes méthodes de gestion. Il pourrait également être intéressant de créer un réseau écologique cohérent spécifique aux abeilles sauvages au sein de Uccle et plus largement Bruxelles.

Mots-clés : abeilles sauvages, diversité, paysage, urbanisation, impact

TABLE DES MATIERES

1	Introduction	1
2	Synthèse bibliographique	2
2.1	Généralités à propos des abeilles sauvages	2
2.1.1	Les abeilles sauvages et leurs services	2
2.1.2	Le déclin des abeilles : chiffres et causes	4
2.2	Impact de l'urbanisation et de la structure paysagère sur les communautés d'abeilles sauvages	5
2.2.1	Impact de l'urbanisation	5
2.2.2	Focus sur les espaces verts urbains	6
2.2.3	Introduction à l'identification et la quantification de l'impact de la structure paysagère urbaine	7
2.2.4	Facteurs locaux	8
2.2.5	Facteurs paysagers	8
2.3	Projet Kauwbees	10
3	Objectifs du travail	10
4	Matériel et méthodes	10
4.1	Description de la zone d'étude	10
4.1.1	Présentation du Kauwberg	10
4.1.2	Échantillonnage au Kauwberg	11
4.2	Protocole d'échantillonnage	11
4.2.1	Collecte des données sur le terrain	11
4.3	Préparation de la collection entomologique	13
4.3.1	Préparation des spécimens	13
4.3.2	Épinglage	14
4.3.3	Identification	14
4.4	Analyse des communautés à l'aide d'indice	15
4.4.1	Richesse spécifique	16
4.4.2	Courbe d'accumulation/raréfaction	16
4.4.3	Taux de couverture	17
4.4.4	Estimateurs non paramétriques	17
4.4.5	Diversité alpha et indices liés	17
4.4.6	Diversité bêta et indices liés	18
4.4.7	PCoA	19
4.4.8	Espèces indicatrices : Indval	19
4.4.9	Heatmap	19

4.4.10	Comparaison de la biodiversité entre habitats	20
4.5	Vérification de l'autocorrélation spatiale entre sites.....	20
4.6	Analyse spatiale du Kauwberg et ses alentours	20
4.6.1	Facteurs locaux	20
4.6.2	Facteurs paysagers.....	20
4.7	Analyses statistiques : effets de la structure paysagère sur les communautés d'abeilles	22
5	Résultats	23
5.1	Description de la base de données	23
5.2	Analyse de la biodiversité	24
5.2.1	Evaluation de la richesse spécifique	24
5.2.2	Diversité alpha et abondance par habitat (ouvert, couvert, potager)	28
5.2.3	Comparaison de la biodiversité entre habitats (ANOVA)	29
5.2.4	Rang d'abondance	30
5.2.5	Diversité bêta.....	31
5.2.6	Analyse en composantes principales au sein du Kauwberg	32
5.2.7	Espèces indicatrices : Indval.....	33
5.3	Heatmap	33
5.4	Auto-corrélation spatiale	34
5.5	Analyse spatiale	35
5.6	Effets des données paysagères sur la diversité spécifique	35
6	Discussion	37
6.1	Echantillonnage des abeilles	37
6.2	Analyse de la biodiversité du Kauwberg	37
6.3	Utilisation des indices de diversité.....	38
6.4	Espèces indicatrices	38
6.5	Auto-corrélation spatiale des données de biodiversité	39
6.6	Analyse spatiale	39
6.7	Focus sur les potagers.....	41
7	Recommandations et conclusion.....	42
8	Annexes	44
9	Références bibliographiques.....	50

Table des figures

Figure 1 : 6 familles d'abeilles en Belgique : Photo credit: J. Bonnet.....	2
Figure 2 : Facteurs de déclin des abeilles sauvages en Europe et leur importance relative selon Nieto et al., 2014.	4
Figure 3 : Représentation du paysage grâce à des matrices, des taches et des corridors selon Forman et Godron (1986).	9
Figure 4 : Sites d'échantillonnage au Kauwberg.	11
Figure 5 : Deux tours d'échantillonnage au Kauwberg.	12
Figure 6 : Illustration des pantraps.	13
Figure 7 : Une partie des insectes étalés en 2021.	14
Figure 8 : Exemple d'étalage.....	14
Figure 9 : Photo d'une séance d'identification au binoculaire.....	15
Figure 10 : Schéma de la diversité alpha, beta et gamma (Zinger et al., 2012).....	16
Figure 11 : Courbe d'accumulation du nombre d'espèces en fonction de l'unité d'échantillonnage (sites) sur l'ensemble du Kauwberg à partir des données de 2020.	24
Figure 12 : Courbes d'accumulation du nombre d'espèces en fonction de l'unité d'échantillonnage (sites) des (A) potagers, (B) milieux ouverts et (C) milieux couverts pour les données de 2020.	25
Figure 13 : Courbes de raréfaction selon les sites en 2020 (rouge : milieux ouverts, verts : potagers, noir : milieux couverts).	25
Figure 14 : Courbe de raréfaction selon les habitats (ouvert, couvert, potager) en 2020 (rouge : milieux ouverts, verts : potagers, noir : milieux couverts).....	26
Figure 15 : Courbes d'extrapolation de (0) la richesse spécifique, (1) l'exponentielle de l'entropie de Shannon et (2) l'inverse de la concentration de Simpson.....	26
Figure 16 : Taux de couverture pour les 3 milieux pour l'année 2020.....	27
Figure 17 : Représentation sous forme de boxplot de la richesse spécifique (A), de l'abondance (B) et des indices de diversité alpha (Simpson (C), Shannon (D), Piélou (E)) des données collectées en 2020 par habitat.	29
Figure 18 : Composition en individus par famille en fonction des dates d'échantillonnage au Kauwberg en 2020 (A.mellifera comprise).....	29
Figure 19 : Rang d'abondance selon les milieux et selon la roselière et la sablière en 2020.	30
Figure 20 : Partage de la diversité bêta (Sorensen) entre habitats en 2020.	31
Figure 21 : Partage du coefficient de diversité bêta (Sorensen) entre les sites (A) de potagers, (B) de milieux ouverts, (C) de milieux couverts en 2020.	31
Figure 22 : PCoA pour les habitats en 2020.	32
Figure 23 : Heatmap par interpolation IDW par rapport à l'abondance en 2020.	33
Figure 24 : Heatmap par interpolation IDW par rapport à la richesse en 2020.	34
Figure 25 : Carte d'occupation des sols aux alentours du Kauwberg (buffer de 1km autour du Kauwberg).....	35
Figure 26 : Structure type d'un réseau écologique (Source : Bernier et Théau, 2013).	39
Figure 27 : Interaction entre les perturbations et l'hétérogénéité du paysage. Source : Kolassa & Rollo, 1991.....	41

Table des tableaux

Tableau 1 : Réalisation des classes d'occupation du sol et leurs origines.....	21
Tableau 2 : Pourcentage d'individus identifiés en 2021.....	23
Tableau 3 : Espèces observées et estimateur Chao1 selon les sites, les milieux et le Kauwberg entier en 2020.....	27
Tableau 4 : Espèces présentes dans l'échantillonnage de 2021 et absente en 2020 ainsi que leur abondance respective.....	28
Tableau 5 : Partage du coefficient de diversité bêta (Sorensen) en 2020.....	32
Tableau 6 : P-valeur des ANOVA pour les indices de biodiversité en fonction des habitats (2020).....	29
Tableau 7 : Espèces indicatrices ($IndVal > 0,25$) et leur p-valeurs en 2020.....	33
Tableau 8 : Résultats (r et p-valeur) des tests de Mantel.....	34
Tableau 9 : Coefficients des indices paysagers en fonction de chaque indice de biodiversité du modèle linéaire.....	35
Tableau 10 : Coefficients de détermination des modèles linéaires réalisés.....	36
Tableau 11 : Résultat de corrélation entre les indices de biodiversité et les variables paysagères en 2020.....	36

Table des équations

4-1 : Equation du taux de couverture.....	17
4-2 : Equation de l'estimateur Chao 1.....	17
4-3 : Equation de l'indice de Shannon-Weaver (H).....	18
4-4 : Indice de Simpson (SI).....	18
4-5 : Indice d'équitabilité de Piélou	18
4-6 : Indice de dissimilarité de Sorensen.....	19
4-7 : Equation de la valeur indicatrice d'une espèce.....	19
4-8 : Indice de diversité de Shannon à l'échelle du paysage.....	21
4-9 : Equation de la densité de taches (PD) à l'échelle du paysage.....	22
4-10 : Indice intégral de connectivité à l'échelle du paysage.....	22

Table des annexes

Annexe 1 : Tableau du nombre d'individus de chaque espèce identifiée en 2020 en fonction du site d'échantillonnage	44
Annexe 2 : Indices de biodiversité (richesse observée, abondance, indice de diversité alpha) en 2020.....	46
Annexe 3 : Valeurs indicatrices des espèces ($IndVal$) et leur p-valeur (2020).....	46
Annexe 4 : Indices paysagers pour les buffers de 250m autour de chaque site.....	49
Annexe 5 : Indices paysagers pour les buffers de 500m autour de chaque site.....	49
Annexe 6 : Ensemble des packages utilisés dans le logiciel R studio.	50

1 INTRODUCTION

Il est maintenant indéniable que les pollinisateurs sont en voies de disparition en Europe et ailleurs dans le monde (Matheson et al., 1996 ; Cameron et al., 2011 ; Gallai et al., 2011 ; Burkle et al., 2013 ; Nieto & al., 2014). Les abeilles sauvages font également partie de ce déclin alarmant. La diminution des populations d'abeilles sauvages conforte et accroît non seulement la dégradation des écosystèmes mais également certains problèmes sociaux comme la sécurité alimentaire (Vereecken et al., 2015).

Les experts se sont penchés sur les causes de ce déclin. Il en ressort que l'urbanisation se situe en quatrième place des facteurs de déclin des pollinisateurs (Nieto et al., 2014), y compris des abeilles sauvages (Biesmeijer et al. 2006 ; Potts et al., 2010 ; Nieto et al., 2014). En effet, depuis une centaine d'années, la population humaine s'est vue croître de 2 milliards de personnes (McDonnell & Hahs, 2013), accentuant avec elle le développement des zones urbanisées. Cette urbanisation croissante est l'une des causes majeures de la perte de biodiversité (Hooper et al., 2005), passant par l'extinction locale d'espèces indigènes et l'introduction d'espèces invasives (McKinney, 2002 ; McDonnell & Hahs, 2013).

La croissance de ce phénomène et la diminution de population de certaines espèces sont loin d'être terminées. Dans ce contexte, il est important de développer les connaissances et les méthodes de gestion propres à ce type d'écosystème pour inverser la tendance et développer des villes résilientes tant pour la biodiversité que pour les activités anthropiques (McDonnell & Hahs, 2013). Au vu de l'importance de ces pollinisateurs, il est nécessaire d'utiliser des descripteurs quantitatifs de ce milieu pour réaliser des études écologiques urbaines (McIntyre et al., 2000) et comprendre l'impact de la structure paysagère urbaine sur ces communautés d'abeilles.

Constituant l'un des groupes de pollinisateurs le plus diversifié, il est important d'appréhender les effets de l'urbanisation sur les communautés d'abeilles sauvages pour 3 raisons selon Bates et al. (2011). Premièrement, beaucoup d'espèces ont une valeur intrinsèque de conservation locale en affectant le futur des plantes à fleurs et inversement. Cette diversité est maintenue grâce au phénomène de pollinisation par les animaux dont 78% de la flore tempérée sauvage a besoin pour proliférer (Ollerton et al., 2011). Ensuite, la valeur des services écosystémiques au niveau des villes est importante notamment pour les potagers, les maraîchers et les jardins urbains, fréquemment cités comme des habitats adéquats pour les abeilles sauvages (Fetridge et al., 2008 ; Matteson et al., 2010). Il faut alors les étudier pour comprendre quels effets ces milieux ont réellement sur les populations d'abeilles. Finalement, Les pollinisateurs peuvent être utilisés comme indicateurs spatio-temporels des effets futurs de l'urbanisation.

Bien que les connaissances à propos des abeilles au sein des zones agricoles aient largement été étudiées, celles concernant l'écologie des abeilles en zones urbaines se veulent assez pauvres (Winfree et al., 2008, Hernandez et al., 2000). Cependant, les études relatives aux organismes en milieux urbains se sont vues augmenter ces dernières années (Canes et al., 2005 ; Hernandez et al., 2009 ; Ziter, 2016 ; Norton, Evans & Warren, 2016), considérant la ville comme un écosystème unique (Humphries, 2012). Il en ressort que l'urbanisation affecte différemment chaque espèce d'abeilles sauvages (Fetridge et al., 2008). En effet, l'apparition d'espèces spécialistes de ces zones peut paradoxalement mener à une augmentation de l'abondance, à l'inverse de la richesse (McKinney, 2002). Dès lors, il est judicieux d'étudier différentes villes et leurs réels effets sur les communautés d'abeilles, comme ce sera le cas dans ce présent travail, au sein de la ville de Uccle.

2 SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

2.1 GÉNÉRALITÉS À PROPOS DES ABEILLES SAUVAGES

2.1.1 Les abeilles sauvages et leurs services

L'ensemble des espèces d'abeilles est encore bien méconnu du grand public alors qu'elle constitue une diversité écologique remarquable (Requier et Le Féon, 2017). En réalité, plus de 20 000 espèces d'abeilles sont connues dans le monde (Falk, 2015). A l'échelle de la Belgique, 403 espèces sauvages sont recensées au côté de l'abeille mellifère *Apis mellifera* Linnaeus 1758, plus largement connue (Drossart et al., 2019).

Le terme "abeille" fait en fait appel à l'ensemble des insectes appartenant à l'ordre des Hyménoptères, super-famille des *Apoidea*, assemblés dans le clade des *Anthophila* (Requier et Le Féon, 2017). Les différentes familles sont les *Apidae*, *Halictidae*, *Colletidae*, *Megachilidae*, *Andrenidae* et *Mellitidae* (Falk, 2015).



Figure 1 : 6 familles d'abeilles en Belgique : A. Megachilidae, *Osmia cornuta* (Latreille 1805) ; B. Halictidae, *Lasioglossum laticeps* (Schenk 1868) ; C. Apidae, *Bombus lapidarius* (L., 1758) ; D. Andrenidae, *Andrena florea* Fabricius 1793; E. Melittidae, *Dasypoda hirtipes* (Fabricius 1793) ; F. Colletidae, *Colletes daviesanus* Smith. Photo credit: Julie Bonnet.

Les abeilles sauvages solitaires sont à distinguer des abeilles sauvages sociales. En effet, quelques représentants des Halictidés et de nombreux Apidés ont une vie sociale (Villemant C., 2005). Le genre

Bombus notamment, en constitue le groupe le plus populaire et commun (Michez & Vereecken, 2010). Cependant, les abeilles sociales, bien que plus connues auprès du grand public, ne constituent que 6% des espèces d'abeilles à l'échelle mondiale (Danforth, 2007). La majorité des abeilles sauvages suivent la tendance de la plupart des autres insectes avec un comportement assez solitaire (Requier et Le Féon, 2017). Au niveau de la nidification, les abeilles terricoles, c'est-à-dire celles qui nidifient dans le sol, constituent la majorité des espèces d'abeilles (Requier et Le Féon, 2017). En effet, 49% des abeilles sauvages creusent leur nid dans le sol (Michener, 2007).

Une multitude d'études et de revues scientifiques soulignent l'importance du rôle des communautés d'abeilles et plus largement des polliniseurs au sein de notre société. En effet, ils fournissent un service essentiel de régulation : la pollinisation (Bartholomée & Lavorel, 2019). Les abeilles sauvages plus particulièrement, constituent l'un des groupes de polliniseurs le plus conséquent tant au niveau de sa diversité que de son nombre et de son rôle (Simpson, 1977). Cette diversité permet alors d'assurer la pollinisation et d'améliorer son succès (Klein et al., 2007; Garibaldi et al., 2013; Vereecken, 2015). La pollinisation est un processus capital pour pratiquement l'ensemble des écosystèmes, puisqu'il s'agit du mode de reproduction favorisé par les plantes à fleurs (Michez & Vereecken, 2010). Effectivement, la reproduction (Klein et al. 2007) et le brassage génétique (Halle et al, 2016) d'approximativement 78% d'angiospermes sauvages des écosystèmes tempérés (Ollerton et al., 2011) sont assurés par les animaux.

Via cette pollinisation, les abeilles rendent également des services d'approvisionnement indirect. En effet, la fécondation des plantes permet le développement de fleurs, de fruits et d'autres produits d'origine végétale (Bretagnolle & Gaba 2015). Les abeilles sauvages sont d'ailleurs citées comme étant le groupe qui contribue le plus à la pollinisation des plantes cultivées (Klein et al, 2007). Un tiers de la nourriture que nous ingérons provient des cultures alimentaires qui dépendent directement des polliniseurs (Willmer P., 2011). 84% des cultures européennes sont directement ou indirectement liées à ces services selon l'IUCN (2020). En 2005, une estimation s'élevant à 153 milliards d'euros a été attribuée à la contribution économique de la pollinisation à l'échelle mondiale (Gallai et al., 2009).

Bien que les bénéfices de cette pollinisation aient longtemps été attribués à *A. mellifera*, il a été démontré qu'une grande partie des services de pollinisation sont rendus par les polliniseurs sauvages (allant de l'abeille sauvage aux papillons) (Garibaldi et al., 2013). Une diversité d'abeilles sauvages a même un impact positif plus significatif sur les rendements agricoles que la présence d'*A. mellifera* seule (Garibaldi et al., 2014; Vereecken, 2015). Cela vient notamment du fait que les abeilles sauvages transportent davantage de pollen que *A. mellifera* (Vereecken, 2015).

Dans un contexte plutôt urbain qui concerne cette étude, les abeilles jouent donc un rôle clé puisqu'elles maintiennent les populations de plantes sauvages (Cane et al, 2006; Williams et Winfree, 2016). La diversité permet de bons services de pollinisation au sein des potagers, fortement présents à Uccle, mais également des maraîchers et des espaces agricoles périurbains (BanaszakCibicka & Zmihorski 2012; Ahrné et al. 2009). De nombreuses plantes cultivées au sein des potagers dépendent directement des polliniseurs comme les courges notamment (Matteson et Langellotto, 2009). La demande, particulièrement élevée en ville, est due à la densité de population. Les espaces verts constituent alors le support de la biodiversité offrant des services écosystémiques divers.

Le rôle de la biodiversité dans l'approvisionnement en services écosystémiques est néanmoins toujours débattu. En effet, certains services semblent être supportés par quelques espèces particulières (Hooper et al., 2005), ce qui montre que la diversité fonctionnelle¹ pourrait avoir plus d'effets qu'une grande

¹ C'est-à-dire la diversité de fonctionnement.

diversité d'espèces. Cependant, l'intégration aux citadins de la protection de la biodiversité via les services écosystémiques semble être une bonne approche (Clergeau, 2014).

2.1.2 Le déclin des abeilles : chiffres et causes

La première sonnette d'alarme à propos du déclin des abeilles sauvages a été tirée en 1972 par Peters en Allemagne et par Gaspar et al. en 1975 en Belgique (Drossart, 2019). Une première étude sur l'ensemble des abeilles sauvages belges a été publiée en 1993 par Rasmont et al. afin de comparer les populations d'abeilles avant et après 1950. Il en ressort que la diminution d'effectifs et l'homogénéisation des espèces rencontrées se marquent déjà depuis les années 50.

Une réduction du déclin s'est fait ressentir dans les années 90 (Carvalheiro et al., 2013) mais la situation reste dramatique (Biesmeijer et al., 2006). Selon la liste rouge de l'IUCN, 9,2% des espèces d'abeilles sauvages sont identifiées comme menacées à l'échelle européenne (Nieto et al., 2014). A l'échelle belge, les *Apidae*, les *Megachilidae* et les *Halictidae* ont une assez forte proportion d'espèces menacées. Globalement, cela signifie que 31% des espèces solitaires, 33,3% des espèces sociales et 36% des cleptoparasites² sont considérées comme menacées en Belgique.

De nombreuses études ont alors émergé pour connaître les causes de ce déclin massif. Les années 80 ont marqué une période de développement des recherches à propos des abeilles sauvages dans les pays limitrophes de la Belgique (Drossart, 2019). Le premier à avoir identifié la fragmentation des habitats comme étant la principale menace pour les abeilles en Angleterre était Williams en 1982 (Drossart, 2019).

Plusieurs causes sont actuellement visées par les experts. Comme pour beaucoup d'espèces, les premières causes du déclin des populations d'abeilles sont la fragmentation, l'altération et la perte brute de leurs habitats (Drossart, 2019). La disponibilité de zones semi-naturelles ouvertes se voit réduite à cause de l'intensification agricole, de l'urbanisation et de l'augmentation de boisement (Rasmont & Mersch 1988 ; Carvell 2002 ; Ahrné et al. 2009 ; Le Féon et al. 2010 ; Potts et al. 2010). La conversion des habitats naturels peut affecter les populations par la diminution des ressources et des sites de nidifications en addition aux polluants, pesticides et circulation piétonnière notamment (Hernandez et al., 2009). Les plus petits fragments de zones naturelles ou semi-naturelles incluses dans un milieu urbain présentent selon plusieurs études une plus faible diversité d'abeilles sauvages (Hernandez et al., 2009).

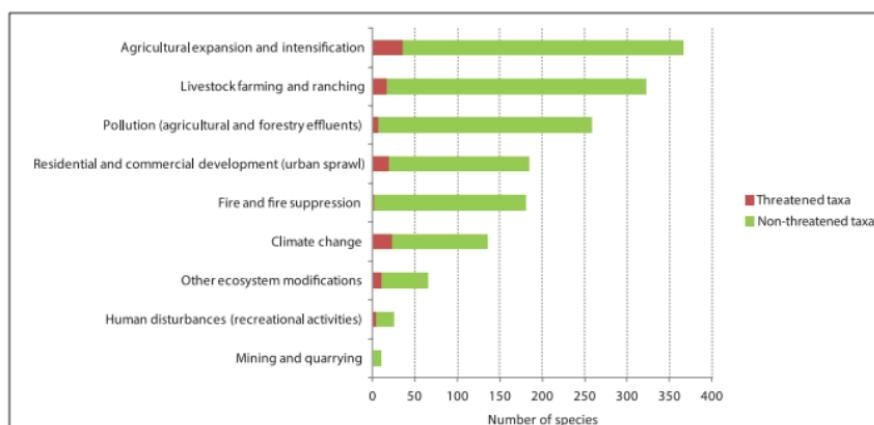


Figure 2 : Facteurs de déclin des abeilles sauvages en Europe et leur importance relative selon Nieto et al., 2014.

² Espèces qui exploitent le nid et les ressources d'autres abeilles.

Depuis la moitié du 20e siècle, l'urbanisation constitue le plus vaste changement d'utilisation des terres (European Environment Agency, 2016) et donc l'une des causes majeures du déclin de la biodiversité. Le développement urbain isole, fragmente et détruit certains habitats naturels tout en simplifiant la composition en espèces végétales et animales (Alberti, 2005). Néanmoins, certains parcs urbains fournissent aux abeilles des ressources et une diversité florale suffisante ainsi que quelques sites de nidification favorables (Tommasi et al. 2004 ; McFrederick & LeBuhn 2006 ; Normandin et al. 2017). Constituant un point essentiel, l'influence de l'écosystème urbain sur les communautés d'abeilles est développée au point 2.2.

Les zones de sable sont également fortement impactées par le changement d'utilisation des terres alors qu'elles constituent un hotspot pour une grande partie de la faune belge (Pauly, 2019a). Ces zones représentent un lieu notable de nidification des abeilles, il faut les conserver (Pauly, 2019a). Une zone de ce type est présente à Uccle, mais ne présente qu'un réplica.

D'autres causes sont également visées. Les abeilles sont notamment impactées par l'application des produits phytopharmaceutiques (herbicides, fongicides, désinfectants etc) (Brittain & Potts 2011) et ce, plus largement que sur les terres agricoles. Bien que les connaissances de l'impact toxicologique des pesticides sur *A. mellifera* soient légères, il a été prouvé que ces produits influencent l'écologie des abeilles sauvages, comme le butinage (Morandin et al. 2005) et la production des reines chez les bourdons (Woodcock et al. 2017) notamment. Les abeilles solitaires sont plus fortement impactées par la combinaison de produits (Azpiazy et al., 2011). Les produits phytosanitaires sont utilisés en plus légères quantités dans les milieux semi-urbains (McIntyre et Hostetler, 2001), ce qui permet une prolifération des abeilles dans les espaces verts des villes.

Un autre facteur influençant les communautés d'abeilles sauvages à l'échelle du paysage est la présence de ruches d'abeilles mellifères. Ces ruches sont en augmentation dans les zones urbanisées car elles ont été préconisées par de nombreux acteurs, mais la prise en compte de l'impact sur les abeilles sauvages en présence est faible (Vereecken et al, 2015). En effet, les abeilles sauvages ont besoin de beaucoup de ressources qui se voient amoindries par la forte présence d'abeilles domestiques près des ruches.

Un dernier point à aborder à l'heure actuelle concerne le changement climatique, étant un facteur de la diminution des populations de bourdons (Rasmont & Iserbyt 2012; Kerr et al. 2015). Les vagues de chaleur et sécheresses impactent en effet drastiquement les disponibilités en ressources florales (Rasmont & Iserbyt 2012). Néanmoins, les espèces du sud pourront ainsi étendre leur aire géographique au nord.

2.2 IMPACT DE L'URBANISATION ET DE LA STRUCTURE PAYSAGÈRE SUR LES COMMUNAUTÉS D'ABEILLES SAUVAGES

2.2.1 Impact de l'urbanisation

Comme cité précédemment, l'une des causes majeures de la perte de biodiversité est le phénomène d'urbanisation (Hooper et al., 2005) qui se veut très rapide. En effet, 50% de l'humanité vit dans les villes et les prévisions montrent que d'ici 2030, cette fraction passera à 60%, ce qui correspond à un demi-milliard de personnes supplémentaires (Elmqvist et al., 2013).

Ce milieu anthropisé modifie profondément le paysage et fragmente beaucoup les habitats naturels pouvant accueillir de nombreuses espèces (McKinney, 2006). Ces milieux naturels laissent place à de nombreuses zones imperméables et ce, assez rapidement (McKinney, 2002). Cette modification du paysage et l'apport d'espèces exotique mènent à une homogénéisation des espèces (McKinney, 2006).

Les milieux urbains présentent de fortes hétérogénéités spatiales au niveau des structures ainsi que des changements de climats locaux (McIntyre et al., 2001) comme notamment les îlots de chaleur. En effet, les types de surface et la densité de végétation varient fortement sur peu de distance et les constructions complexifient la structure du milieu (Cadenasso et al., 2007).

La perte et la fragmentation d'habitats naturels engendrent une diminution de la disponibilité et de l'accès aux sites de nidifications et aux ressources alimentaires (Banaszak-Cibicka et Zmihorski, 2012). Les résultats d'études de la réponse des abeilles sauvages face à la fragmentation sont encore assez limités (Cane, 2001). Cependant, des études indiquent que les fragments d'habitats naturels plus larges présentent une plus grande diversité (Hernandez et al., 2009), bien que certaines espèces indigènes prolifèrent dans de petits fragments (Cane, 2001). La présence de zones végétalisées fort fragmentées, comme les jardins et les parcs, peut influencer le mouvement des abeilles puisqu'elles se déplaceront de jardins fragmentés à jardins fragmentés (Matteson et al., 2010).

Cependant, les effets des zones urbaines sur certaines espèces ne sont pas toujours négatifs, bien que la grande tendance des espèces face à l'urbanisation semble être le déclin, tant au niveau de la diversité qu'au niveau de la richesse (McKinney, 2006). Les espèces peuvent être touchées positivement, négativement ou de manière intermédiaire mais il est difficile de le prévoir (McKinney, 2008). La disponibilité en nourriture ainsi que les ressources de nidification et d'hibernation contrôlent la distribution des espèces de polliniseurs au sein du paysage, le tout combiné à leur comportement et les interactions interspécifiques (Kremen et al., 2007). D'autres facteurs importants entrent également en jeu comme la capacité à voler (à une distance limitée) qui constitue un facteur majeur au vu de la fragmentation de ce milieu (Gathmann & Tscharntke, 2002) et la spécialisation alimentaire (Wcislo & Cane, 1996). Ces caractéristiques étant spécifiques aux espèces, cela explique donc qu'elles répondront différemment à l'urbanisation (Canes et al., 2006; Hernandez et al., 2009; Fetridge et al., 2008), et ce grâce à l'apparition d'espèces spécialistes qui s'adaptent au milieu urbain (Bates et al., 2011). Les espèces généralistes comme *Bombus lapidarius* (Linnaeus 1758) ne montrent généralement pas de réponse négative à l'urbanisation à l'inverse d'espèces spécialistes comme *Andrena semilaevis* Pérez 1903 (Bates et al., 2011). Certaines études ont montré que la richesse en espèces d'abeilles nichant dans les cavités était plus élevée dans les zones urbaines (Hernandez et al., 2009). Cela permet donc un certain assemblage de polliniseurs au sein des milieux urbains. La présence d'espèces dominantes ou exotiques peut influencer la structure globale des communautés d'abeilles (Shochat et al., 2010; McKinney, 2008). L'urbanisation ne fait alors pas simplement disparaître des espèces, elle modifie profondément la structure des communautés également (Shochat et al., 2010). Cependant, peu d'études à propos de l'impact des abeilles dominantes sur les communautés ont vu le jour (Normandin et al., 2017).

La majorité des études réalisées au sein des milieux urbains a tout de même montré un impact négatif de l'urbanisation sur l'abondance et le nombre d'espèces des communautés d'abeilles sauvages (Fetridge et al., 2008, Hernandez et al., 2009). L'assemblage de polliniseurs est effectivement plus diversifié lorsque le taux d'urbanisation est plus bas (Bates et al., 2011). Cependant, il faut tenir compte que la plupart des études sont réalisées en comparant les communautés entre les zones urbaines, péri-urbaines et naturelles (Hernandez et al., 2009) et non en testant l'ensemble des facteurs paysagers sur les communautés en milieu urbain (Petel T., 2015).

2.2.2 Focus sur les espaces verts urbains

Les espaces verts urbains se constituent de parcs, jardins, potagers, forêts, friches ou campus (Petel T., 2015). Les potagers et les jardins sont souvent cités comme étant des habitats potentiels pour les abeilles sauvages (Fetridge et al., 2008). Beaucoup d'espèces y sont considérées comme communes

(Cane et al., 2006; Tommasi et al., 2004; McIntrye et Hostetler, 2001) car ces espaces verts peuvent présenter une large gamme d'habitats (Matteson et al., 2008) ayant des valeurs différentes pour chaque espèce (Hernandez et al., 2009).

Au niveau des espaces urbains, des études expliquent que les mosaïques entre surfaces imperméables et espaces verts peuvent être optimisées grâce à des mesures de gestion adaptées (fauchage tardif et diminution des pesticides notamment). Aussi, une amélioration de la diversité florale et des structures du paysage de liaison comme des haies couplées à la protection des sites de nidification dans ces zones permettent le bon développement des populations d'abeilles (Drossart, 2019).

Au sein des milieux urbains, les espaces verts doivent être conservés à tout prix puisqu'ils deviennent de plus en plus importants pour la préservation et la restauration de la biodiversité (Savard et al., 2000). Le jardinage domestique peut être une activité humaine permettant la conservation d'une communauté diversifiée d'abeilles (Fetridge et al., 2008).

2.2.3 Introduction à l'identification et la quantification de l'impact de la structure paysagère urbaine

L'identification des facteurs urbains affectant la biodiversité est d'une importance majeure pour maintenir, voire augmenter, les populations dans cet écosystème particulier (Burkman et Gardiner, 2014). Ces dernières décennies, l'écologie du paysage et la macroécologie ont connu beaucoup d'avancées, montrant la forte influence du contexte paysager sur la biodiversité et les services écosystémiques (Lawton, 2000). En effet, la diversité et la richesse d'une zone peuvent être expliquées par le contexte paysager environnant (Weibull et al., 2000) et ce, au sein des milieux urbains également (Alberti, 2005 ; Burkman et Gardiner, 2014).

Il est à noter que chaque ville présente des caractéristiques spatiales spécifiques et peut donc présenter une composition de paramètres paysagers différents influençant les populations d'abeilles sauvages (Bates et al, 2011). Cependant, l'intensité des perturbations que crée l'urbanisation est censée diminuer au fur et à mesure que l'on s'éloigne du centre intense d'urbanisation (McDonnell et al., 1997 ; Ahrné et al., 2009), bien que ce gradient soit inconnu.

Selon Kotliar et Wiens en 1990, les facteurs ayant un impact sur les communautés d'un site peuvent être classés en 2 catégories selon l'échelle spatiale. Premièrement, la qualité et la taille de l'habitat sont définis par des facteurs locaux, caractérisant par exemple le type de sol ou la flore. Ensuite, les facteurs paysagers décrivent plutôt la composition, la configuration, l'hétérogénéité et la connectivité des habitats à l'échelle du paysage. Ces derniers sont moins développés que les facteurs locaux à l'heure actuelle et restent à déterminer, en particulier dans les milieux urbains (Hernandez et al., 2009).

L'influence des facteurs locaux sur les communautés d'abeilles sauvages a déjà été prouvée, à l'inverse de l'influence des facteurs paysagers au sein des milieux urbains qui se veut assez vague dans la littérature (Hernandez et al., 2009 ; Hopfenmüller et al., 2014). En effet, l'impact des facteurs paysagers urbains sur les abeilles sauvages a été très peu étudié et peut même différer selon les méthodes utilisées pour la quantifier (Bates et al., 2011). De plus, l'importance de l'hétérogénéité du paysage environnant n'est toujours pas expliquée (Hadley et al., 2012).

Dans ce contexte, il est important de veiller également aux facteurs paysagers en addition aux facteurs locaux, bien que l'étude de Williams et Winfree (2013) ait montré que la qualité de l'habitat local prédit mieux l'abondance et la diversité des pollinisateurs que le contexte paysager.

2.2.4 Facteurs locaux

En ce qui concerne les facteurs locaux, la taille et la qualité de l'habitat sont les 2 éléments influençant majoritairement la richesse des populations d'abeilles (Hopfenmüller et al., 2014). Il est clair que la qualité, la taille et la quantité des habitats sont directement dirigées par l'Homme qui définit les zones végétalisées ou non (Faeth et al., 2011).

Tout d'abord, en ce qui concerne la relation entre la taille et la richesse spécifique des populations d'insectes, elle n'est plus à démontrer (MacArthur et Wilson, 1967).

Ensuite, la qualité de l'habitat reprend quant à elle principalement la qualité des ressources alimentaires et de nidification pour les abeilles sauvages (Hopfenmüller et al., 2014). La qualité de l'habitat est le facteur qui semble avoir le plus d'impact sur les communautés d'abeilles sauvages en milieu urbain (McIntyre et Hostetler, 2001; Cane et al., 2006; Bates et al., 2011). Le nectar et le pollen étant les ressources principales des abeilles sauvages, la qualité d'un habitat vis-à-vis des abeilles relève surtout de la flore (Michener, 2007). Cette flore permet également le prélèvement de résine ou de fragments d'organes végétaux pour la construction de nid. La richesse spécifique en végétaux a une influence sur la richesse spécifique des abeilles ainsi que leur prospérité (Requier et Le Féon, 2017). Etant donné que la plupart des abeilles sauvages nichent au sol (Cane, 1991), la présence de surfaces de sol nues, bien exposées et drainées à la végétation clairsemée est de mise (Westrich, 1989). La richesse et la diversité augmentent également avec la pente de l'habitat (Hopfenmüller et al., 2014). D'autres micro-habitats peuvent être utilisés comme des bois morts ou des tiges, il faut donc également en tenir compte.

Les espèces plus sociales ont besoin de plus grandes quantités de ressources dans leur aire de vol, sachant que les Halictidés sociaux comme *Lasioglossum marginatum* Curtis 1833 ont une distance de vol plus courte que les bourdons sociaux (Hopfenmüller et al., 2014). Dans ce contexte, les facteurs locaux les affectent tout particulièrement.

Il faut également tenir compte de certaines barrières physiques dans l'activité de vol des abeilles. En effet, des études ont montré que certains éléments du paysage comme un grand lac ou une forêt ne sont pas traversables par les abeilles. A l'inverse, certaines abeilles mémorisent des éléments physiques pour s'orienter (Pahl et al, 2011).

Les espaces verts urbains semblent montrer des atouts pour le développement de communautés d'abeilles sauvages vis-à-vis de ces facteurs locaux. Tout d'abord, les milieux urbains sont riches en fleurs et génèrent une quantité importante de pollen et de nectar tout au long de l'année (Fetridge et al., 2008). En effet, les zones vertes urbaines présentent souvent une grande diversité de fleurs qui permettent l'alimentation des abeilles (McKinney, 2002). Ces zones montrent également une grande diversité d'habitats et de substrats disponibles pour les nids (Cane et al., 2006; Bates et al., 2011). De plus, le phénomène d'îlots de chaleur dans les villes permet des températures plus hautes qu'en campagne, ce qui est bénéfique pour les espèces thermophiles (Collins et al., 2000).

2.2.5 Facteurs paysagers

Au niveau des facteurs paysagers, on y retrouve la configuration, la composition et la connectivité entre habitats qui sont quantifiées à l'aide d'indices ou variables paysagères.

C'est via les taches (ou « patches ») au sein d'une matrice que la connectivité, la composition et la configuration sont analysées. Les taches, constituant les entités homogènes (Forman, 1995) sont les éléments fondamentaux du paysage (Alberti, 2005). Elles peuvent présenter des caractéristiques propres, c'est-à-dire des superficies, des périmètres ou des nombres différents au sein d'une matrice, tous étant des indices paysagers. Leurs caractéristiques peuvent fortement influencer l'assemblage local d'espèces (Lawton, 2000) ainsi que la disponibilité en ressources et en habitats (Alberti, 2005). Ces

tâches, à différentes échelles, permettent d'étudier et comprendre un ensemble de processus biophysiques et socioculturels (Burkman, C.E. and Gardiner, M.M. 2014). La structure des taches influence la survie de certaines espèces (Alberti, 2005).

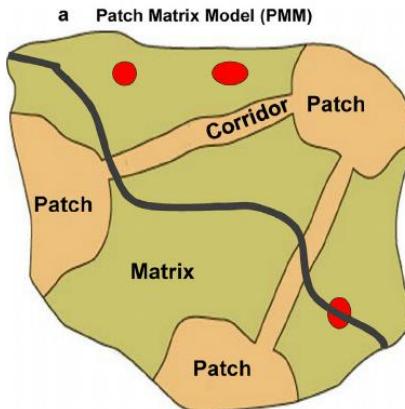


Figure 3 : Représentation du paysage grâce à des matrices, des taches et des corridors selon Forman et Godron (1986).

La composition représente l'abondance et la variété des patches dans le paysage tandis que la configuration montre l'arrangement spatial de celles-ci (Farina, 2000). La connectivité, quant à elle, décrit si le paysage permet ou non le mouvement des individus entre les taches (Taylor et al., 1993). Un paysage plus complexe et donc plus hétérogène est corrélé positivement à une bonne richesse des communautés d'abeilles sauvages (Faeth et al., 2011 ; Hopfenmüller 2014). L'effet de la connectivité des habitats sur les communautés d'abeilles n'est pas encore unanime. En effet, certaines études réalisées n'ont pas montré d'effets significatifs (Hopfenmüller et al., 2014) à l'inverse d'autres comme celle réalisée par Faeth et al. En 2011. Il est important de souligner que les abeilles ont un rayon autour duquel elles se déplacent. En effet, les femelles retournent systématiquement à leur nid, ce qui implique que leur déplacement dans le paysage est limité (Michener, 2007). Ce phénomène s'appelle le « central-place foraging » ou « butinage autour d'un point central » (Requier et Le Féon, 2017). Ce rayon a été estimé à 50 mètres pour la plupart des abeilles sauvages par Westrich en 1989. Ce comportement influence l'effet du paysage sur les abeilles sauvages.

Les paysages urbains présentent une dynamique de taches différentes des autres écosystèmes, se présentant comme une mosaïque complexe de taches biologiques et physiques au sein d'une matrice d'organisation sociale et d'infrastructures (Machlis, Force et Burch, 1997). Les habitats urbains montrent des taches d'habitats plus petites et isolées et une forte hétérogénéité spatiale. Leur hétérogénéité spatiale vient de la contribution d'une part des phénomènes biophysiques et d'autre part des activités humaines comme l'introduction de plantes exotiques, la modification du paysage ou la construction d'infrastructures (Pickett et al., 2001).

Il faut également tenir compte des besoins de chaque espèce. En effet, les abeilles solitaires et spécialistes (Jauker et al., 2013) sont davantage influencées par la superficie que par la composition du paysage. De ce fait, les traits de chaque espèce comme la spécialisation, la taille et la sociabilité doivent être pris en compte également.

L'influence des paramètres paysagers sur les communautés d'abeilles sauvages doit être étudiée au sein de chaque ville (Bates, 2011) car chacune d'entre elles présente des structures spatiales bien à elle.

Dans ce contexte, le Kauwberg et la ville de Uccle sont alors visés, avec des caractéristiques spatiales qui leurs sont propres.

2.3 PROJET KAUWBEES

Ce travail de fin d'étude s'inscrit dans le projet « Kauwbees - Etude de la préservation des abeilles sauvages du Kauwberg (Uccle) dans une perspective de développement agricole et ludo-sportif du site ». Le Kauwberg est la plus grande zone semi-naturelle d'Uccle présentant un haut potentiel de diversité et d'abondance biologique.

Ce projet vise à développer les connaissances vis-à-vis des abeilles sauvages et leur écologie au sein des milieux urbains pour mettre en place une gestion écologique de conservation en prenant en compte les activités anthropiques déjà en place.

Cette mission est prise en charge par le Laboratoire d'Entomologie Fonctionnelle et Evolutive de Gembloux Agro-Bio Tech, possédant de nombreuses ressources quant à l'écologie des abeilles sauvages. Bruxelles Environnement et les Membres de l'Atlas des abeilles sauvages de Bruxelles soutiennent et guident également ce travail.

3 OBJECTIFS DU TRAVAIL

Tout d'abord, le premier objectif est de réaliser un inventaire des abeilles sauvages présentes au sein du Kauwberg. Trois types d'environnement y sont présents : les milieux ouverts (prairies, pâtures), les milieux couverts (milieux boisés, sablière, roselière) et les potagers. Le recensement des abeilles a été réalisé dans ces 3 types de milieux séparément. Par la suite, il s'agit de comparer les communautés d'abeilles sauvages selon les 3 types de milieux. Cette étape permet d'établir un état des lieux de la diversité et de la richesse d'abeilles sauvages à l'aide d'indices de biodiversité au sein d'une zone de la Région de Bruxelles-Capitale, plus particulièrement au Kauwberg. Il est probable que les zones les plus riches et diversifiées soient les zones ouvertes et la sablière, propices à la nidification et au butinage.

Le deuxième objectif consiste en une étude des paramètres environnementaux du site à l'aide de paramètres paysagers. Un premier lien est réalisé entre les deux premiers objectifs en expliquant la structure des communautés via ces paramètres. L'hypothèse est qu'au plus on s'éloigne des centres d'urbanisation intense avec beaucoup de zones imperméables et de pollution, au plus les communautés d'abeilles soient diversifiées. Finalement, la superficie, la connectivité entre site et l'hétérogénéité du paysage auront aussi certainement leur importance dans la constitution des communautés.

Le dernier objectif est de brièvement montrer les quelques mesures qui pourraient être mises en place au Kauwberg dans le but de sauvegarder et de permettre la prolifération des abeilles sauvages.

4 MATÉRIEL ET MÉTHODES

4.1 DESCRIPTION DE LA ZONE D'ÉTUDE

4.1.1 Présentation du Kauwberg

La présente étude s'est déroulée à Bruxelles-Capitale, plus précisément au Kauwberg à Uccle. Le Kauwberg est un site semi-naturel urbain classé en zone verte, s'étalant sur 54 hectares et préservé de l'urbanisation (Pauly A., 2019b ; Kauwberg.be). Le Kauwberg, présentant un excellent potentiel de

diversité et d'abondance écologique avec de multiples habitats, il fait dès lors partie du réseau Natura 2000 (voire directives 2009/147/CE et 92/43/CEE). En effet, on y retrouve une sablière, reliquat d'une ancienne station d'extraction d'argile, qui constitue un bon site de nidification. Au printemps, il est possible de retrouver les terriers de plusieurs espèces d'abeilles sauvages au sein de la sablière qui peuvent également profiter des saules aux alentours pour butiner. Les prairies, quant à elles, présentent de petits vallons et buissons favorables à de nombreuses espèces.

Les activités humaines ne sont cependant pas à proscrire totalement de cette zone puisqu'elles peuvent s'avérer bénéfiques pour la biodiversité.

Depuis peu, Bruxelles Environnement gère le Kauwberg et tente de combiner la sauvegarde des habitats et leurs espèces ainsi que les activités anthropiques.

4.1.2 Échantillonnage au Kauwberg

18 sites d'échantillonnage ont été sélectionnés au sein du Kauwberg. Ces sites sont scindés en 3 types de milieux : les milieux ouverts (prairies fauchées et pâturées), les milieux couverts (milieux boisés, sablière et roselière) et les potagers urbains. Chaque type de milieux est représenté par 6 sites d'échantillonnage (Figure 4).

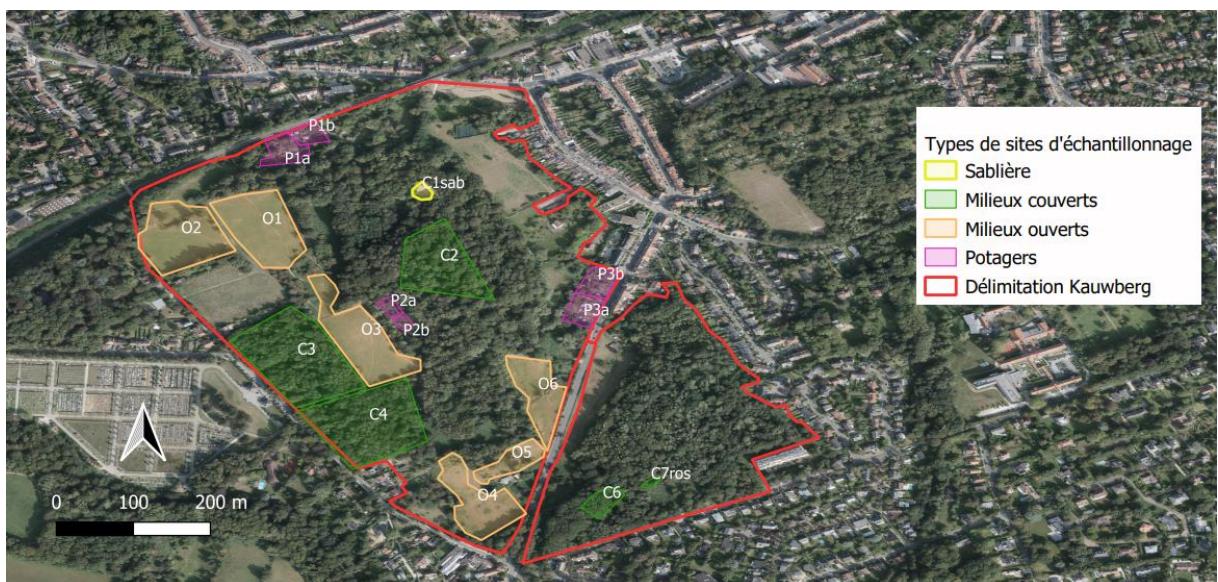


Figure 4 : Sites d'échantillonnage au Kauwberg.

4.2 PROTOCOLE D'ÉCHANTILLONNAGE

4.2.1 Collecte des données sur le terrain

En ce qui concerne le relevé des données printanières, les 18 sites ont été échantillonnés toutes les 2 semaines d'avril à mi-juin 2021 et ce, selon 2 passages (Figure 5). Au total, chaque site a été visité 3 fois durant la saison printanière 2021. Les journées d'échantillonnage ont été choisies par rapport à la météo. En effet, les abeilles sont actives dans une certaine gamme de température, bien que ces caractéristiques dépendent des espèces (Willmer et Stone, 2004). Les journées de beau temps, chaudes, ensoleillées, avec peu voire pas de nuages avec une température maximale supérieure à 15°C et des vents à moins de 15km/h sont à privilégier pour les méthodes de capture prévues dans cette étude. L'activité des abeilles est effectivement élevée dans ces conditions (Fortel et al., 2014). Les relevés estivaux ont été quant à eux réalisés en 2020.

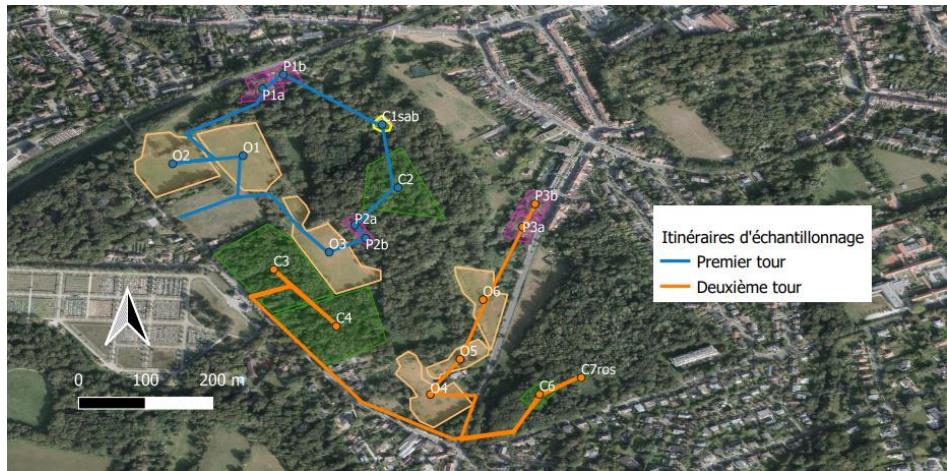


Figure 5 : Deux tours d'échantillonnage au Kauwberg.

Deux méthodes d'échantillonnage ont été appliquées au sein de chaque site: une passive et une active. Ces 2 approches ont leurs avantages et inconvénients mais leur dualisme permet une bonne représentativité des communautés d'abeilles sauvages.

Premièrement, la méthode passive qu'est le piégeage à la coupelle a été mise en place. 3 coupelles colorées de 26,5cm de diamètre et de 15cm de haut ont été placées sur les différents sites au matin entre 7h30 et 9h30 et ont été récupérées entre 16h30 et 18h. La pose doit être d'environ 8h. Les 3 coupelles sont de couleur blanche, jaune ou bleue réfléchissant les rayons ultraviolets. Ces couleurs imitent le spectre chromatique de la flore européenne (Westphal et al., 2008) et permettent de maximiser les captures puisqu'elles tiennent compte de l'attraction de couleurs des espèces (Campbell et al. 2007). On y dépose de l'eau et du savon écologique, inodore et incolore qui permet de briser la tension superficielle de la surface de l'eau (Ecover zero%). Cette rupture de la tension permet la chute des insectes dans l'eau sans qu'ils ne puissent s'en échapper. En fonction des sites, les coupelles sont placées à des hauteurs variables. En effet, certains sites présentent une forte fréquentation notamment des chiens, ce qui nécessite une hauteur plus élevée. Lorsque la fréquentation est moins abondante, les coupelles sont placées à hauteur de végétation. Au sein de chaque site, une affiche informative a été placée pour informer le public et éviter les dommages.



Figure 6 : Illustration des pantraps.

Bien que cette méthode soit considérée comme la plus efficace (Westphal et al., 2008), il est à noter qu'elle ne l'est pas pour certaines espèces à gros individus (Cane et al., 2000; Wilson et al., 2008). De ce fait, une méthode active est venue compléter l'échantillonnage.

Cet échantillonnage actif est une capture au filet entomologique. Cette capture a été réalisée par 3 personnes récoltant des insectes selon une trajectoire aléatoire au sein de chaque site et ce durant 5 minutes par personne (l'échantillonnage s'étalant donc sur 15min au total). Le fait de diviser le temps de capture par le nombre de personnes présentes permet de ne pas biaiser la pression d'échantillonnage. Une première séance de capture se fait le matin et une seconde l'après-midi.

Par la suite, les abeilles capturées par ces 2 méthodes sont directement placées dans l'éthanol (70% dénaturé) en attendant leur préparation.

4.3 PRÉPARATION DE LA COLLECTION ENTOMOLOGIQUE

Il est nécessaire de préparer les insectes pour leur rendre un aspect naturel mais aussi pour faciliter l'identification.

4.3.1 Préparation des spécimens

Le protocole pour la préparation des insectes s'inspire de celui de Mouret et al. (2007). Une fois sortis délicatement des piluliers dans lesquels les spécimens ont été conservés, ces derniers sont placés dans de l'eau à température ambiante. Ils sont agités manuellement pour les rincer correctement. Ensuite, les insectes sont rincés avec de l'éthanol et versés dans de l'eau pour un second rinçage. Ils sont par la suite placés dans du papier absorbant pour les sécher et remués jusqu'à séchage complet, avec changement de papier au besoin. Les insectes présentant une forte densité de poils peuvent être brossés pour un aspect plus naturel à l'aide d'un pinceau.

4.3.2 Épinglage

L'épinglage a lieu une fois les insectes secs. L'épingle doit être plantée dans le thorax, latéralement. L'insecte doit être à 10mm sous la tête de l'épingle. Les différentes parties du corps doivent être étalées de manière à faciliter l'identification par la suite.

Au total, 3018 insectes ont été épinglés en 2021 (*A. mellifera* et syrphes inclus) dans le cadre de ce travail.



Figure 7 : Une partie des insectes étalés en 2021.



Figure 8 : Exemple d'étalage.

4.3.3 Identification

Après l'étalage, le genre des abeilles a été identifié grâce à la clé des genres “Key of the genera of british bees” de Graham Collins (2012). Grégoire Noël et Julie Bonnet se sont occupés de l'identification spécifique des abeilles.



Figure 9 : Photo d'une séance d'identification au binoculaire.

Une fois ces étapes réalisées, 3 étiquettes par individu ont été placées sous épingle. La première concerne la référence de l'individu, le lieu et la date, la deuxième la méthode de récolte, l'habitat et ses coordonnées géographiques et finalement la troisième reprend le nom latin de l'individu et le nom du déterminateur.

4.4 ANALYSE DES COMMUNAUTÉS À L'AIDE D'INDICES

Une communauté peut être vue comme un ensemble de populations, elles-mêmes constituées d'espèces qui interagissent entre elles (Piélou, 1974). Le domaine qui vise à étudier ces interactions est l'écologie des communautés (Gardener, 2014). Etudier et comprendre ces assemblages d'espèces sont primordiaux pour mettre en place des méthodes de gestion de conservations adéquates (Lawton, 2000). Dans ce contexte, la structure spécifique des communautés est étudiée.

Selon Gardener (2014), la diversité peut être expliquée de 2 manières: Tout d'abord, en exprimant la richesse spécifique qui est le nombre d'espèces différentes dans une aire donnée et ensuite à l'aide d'indices de diversités.

Elle peut également être définie selon différentes échelles : la diversité alpha quantifie la diversité selon un site ou un habitat spécifique, la diversité bêta quantifie la variation de la composition des espèces entre différents sites ou habitats et finalement la diversité gamma quantifie la richesse spécifique à une plus large échelle comme un paysage par exemple (Gardener, 2014).

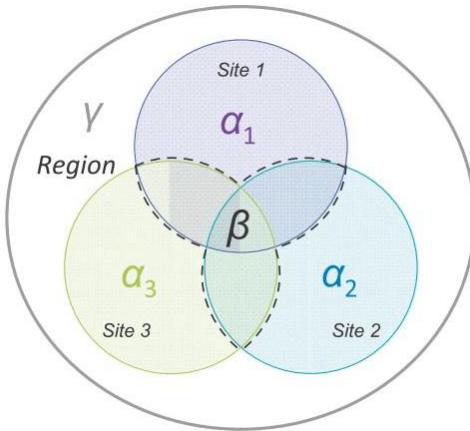


Figure 10 : Schéma de la diversité alpha (en couleur), beta (pointillés) et gamma (gris) (Zinger et al., 2012).

L’abeille domestique *A. mellifera* a été conservée au sein du recensement et de l’étude de biodiversité. En effet, elle se veut particulièrement présente et représente une grande compétition face aux abeilles domestiques. Il peut être intéressant de l’inclure afin de comprendre pourquoi la diversité en abeilles sauvages peut être réduite.

L’ensemble des éléments a été généré sur Rstudio (RStudio Server, <http://www.rstudio.com/>). Les différents packages utilisés sont référencés en annexe. Une agrégation des données en une matrice de communautés par habitat a été réalisée pour créer ces résultats.

4.4.1 Richesse spécifique

La richesse spécifique (*S*) réfère au nombre d’espèces différentes se trouvant en un lieu donné (Gardener, 2014).

Dans la pratique, il s’agit plutôt d’une estimation de ce nombre à l’aide d’un échantillonnage où l’on calcule le nombre d’espèces recensées. Cet échantillonnage sous-estime et ne permet qu’une mesure partielle car certaines espèces peuvent ne pas être détectées (Palmer, 1990). L’extrapolation du nombre d’espèces observées pallie ce problème et permet également d’évaluer le nombre d’espèces non détectées. A cette fin, l’extrapolation des courbes d’accumulation et les méthodes non paramétriques se révèlent être les méthodes les plus adéquates (Colwell et Coddington, 1994). Ces 2 méthodes ont été appliquées pour l’ensemble des données et pour les 3 types d’habitats (ouverts, couverts, potagers).

4.4.2 Courbe d’accumulation/raréfaction

Gardener (2014) propose une forme simple de courbe d’accumulation en portant en graphique le nombre d’espèces observées (cumulées) en fonction de l’effort d’échantillonnage (nombre d’individus collectés, nombre d’unités d’échantillonnage ou temps d’échantillonnage (Colwell et Coddington, 1994)).

Ce graphe montre une asymptote qui correspond à un plateau auquel l’augmentation de l’effort apporte de moins en moins de nouvelles espèces au jeu de données. Ce plateau correspond donc à une estimation du nombre total d’espèces qui pourraient être présentes par nos mesures empiriques. Ensuite, une extrapolation peut être réalisée pour déterminer la richesse spécifique (Colwell et Coddington, 1994).

Pour que l’ordre d’introduction des unités d’échantillonnage n’influence pas l’allure de la courbe (Colwell et Coddington, 1994), il est possible d’introduire les unités d’échantillonnage de manière aléatoire, le tout étant répété 100 fois. Cela constitue une méthode de randomisation qui permet de

créer une courbe d'accumulation moyenne ou courbe de raréfaction (Dengler, 2009). Pour ce faire, il faut que les échantillons soient assez homogènes (Colwell et Coddington, 1994).

La courbe de raréfaction peut être considérée comme l'espérance mathématique de la courbe d'abondance (Magurran, 2004). Une courbe de raréfaction (nombre d'espèces en fonction du nombre d'individus) permet de comparer la richesse spécifique de 2 assemblages à un niveau d'abondance commun (Magurran, 2004).

4.4.3 Taux de couverture

Les différentes courbes citées précédemment permettent d'évaluer l'exhaustivité ou non de l'échantillonnage réalisé. En effet, lorsqu'une asymptote horizontale se dessine nettement, cela signifie que l'échantillonnage fut exhaustif. Une seconde méthode est possible pour déterminer l'exhaustivité. Il s'agit du taux de couverture (Roswell et al., 2021).

La « couverture » est une mesure du degré d'échantillonnage d'une communauté. Pour l'estimer, 3 paramètres sont nécessaires (Chao & Jost, 2012) : le nombre de singltons (f_1), le nombre de doublons (f_2) et le nombre total d'individus (n) dans l'échantillonnage. La couverture C se calcule comme suit :

$$C = 1 - \frac{f_1}{n} \left[\frac{(n-1)f_1}{(n-1)f_1 + 2f_2} \right]$$

4-1 : Equation du taux de couverture.

4.4.4 Estimateurs non paramétriques

Les estimateurs non paramétriques permettent d'évaluer le nombre d'espèces non détectées et les additionner à la richesse spécifique observée (Colwell et Coddington, 1994). Les estimateurs Chao semblent être les plus précis en ce qui concerne l'estimation d'espèces mobiles (Brose et Martinez, 2004; Fortel et al., 2014). L'estimateur Chao 1 présente moins de biais que l'estimateur Chao 2 (Brose & Martinez, 2004) et semble être le plus pertinent dans ce cas puisque 2 méthodes de capture ont été utilisées (filet et pantraps). Chao 1 se base en effet sur l'abondance des espèces les unes par rapport aux autres et non sur l'occurrence des espèces entre échantillons comme Chao 2 (Chao et al., 2009). L'estimateur Chao 1 permet de déterminer le nombre d'espèces non détectées à l'aide du nombre d'espèces rares du jeu de données (Colwell et Coddington, 1994). Il est estimé grâce à l'équation suivante:

$$S1 = S_{obs} + \frac{a^2}{2b}$$

4-2 : Equation de l'estimateur Chao 1.

Avec S_{obs} , le nombre d'espèces observées, a le nombre d'espèces représentées par un seul individu et b le nombre d'espèces représentées par deux individus.

4.4.5 Diversité alpha et indices liés

La diversité alpha représente la diversité au sein d'une même communauté (Jost, 2007), c'est-à-dire dans ce cas, au sein d'un même habitat. Trois indices permettent d'expliquer la diversité alpha.

Tout d'abord, l'indice de Shannon-Weaver (H) (Shannon & Weaver, 1949) qui se base sur la richesse spécifique (Ludwig & Reynolds, 1988), est souvent utilisé. Il est sensible aux variations d'importance des espèces plus rares (Piélou, 1966 ; Marcon, 2015). Il se calcule comme suit:

$$H = 1 - \sum_i p_i \ln p_i$$

4-3 : Equation de l'indice de Shannon-Weaver (H).

Avec p_i la proportion relative des individus dans l'espèce i dans une population comptant S espèces. Cet indice varie de 0 à $\log_2 S$. Un indice de Shannon plus faible indique que la communauté est dominée par une seule espèce.

Ensuite, l'indice de Simpson (SI) est déterminé grâce à la probabilité que deux individus sélectionnés aléatoirement au sein de la communauté soient de la même espèce (Simpson, 1949). Il prend donc plus particulièrement en compte l'abondance et la régularité de chaque espèce dans l'échantillonnage et leur proportion dans la population. Il attache alors plus d'importance aux espèces abondantes (Mouillot et Lepêtre, 1999; Nagendra, 2002). Cet indice s'avère être celui le moins biaisé selon Mouillot et Lepêtre (1999), bien qu'il sous-estime la population tout comme l'indice de Shannon. Cet indice se définit comme suit:

$$SI = 1 - \sum_i p_i^2$$

4-4 : Indice de Simpson (SI).

Avec les mêmes notations que l'indice de Shannon. Au plus il est élevé, au plus la communauté est diversifiée. Il est compris entre 0 et 1 (Mouillot et Lepêtre, 1999).

Finalement, l'indice d'équitabilité de Piélou est un indice d'équitabilité qui dépend davantage de la distribution des individus parmi les espèces (Mouillot et Lepêtre, 1999). Sa formule est la suivante :

$$R = \frac{H}{\log_2 S}$$

4-5 : Indice d'équitabilité de Piélou .

Où H est l'indice de Shannon ou l'indice de Simpson et S la richesse spécifique. Selon l'indice sur lequel on se base, l'indice d'équitabilité donnera plus d'importance aux espèces rares (Shannon) ou abondantes (Simpson) (Grall et Coïc, 2005). Cet indice varie de 0 (une espèce domine) à 1 (équirépartition des individus d'espèces). Il est à noter que puisque la richesse spécifique sous-estime le plus souvent le nombre réel d'espèces, l'équitabilité quant à elle se voit surestimée (Peet, 1974).

Le graphique de rangs d'abondance permet quant à lui la mise en évidence de modèles (patterns) de dominance ou de rareté, qui influencent les indices de Simpson et de Shannon. En effet, les rangs d'abondance de 2 communautés différentes ayant la même richesse peuvent montrer une uniformité différente (Magurran, 2004).

4.4.6 Diversité bêta et indices liés

Le terme "diversité bêta" s'applique à n'importe quelle mesure de variation de la composition en espèce (Anderson et al., 2011). Deux raisons peuvent expliquer que les assemblages de deux sites puissent être différents. La première est la substitution d'espèces (turnover), c'est-à-dire que certaines espèces de la communauté sont remplacées par de nouvelles (Marcon, 2015). La seconde est la perte ou le gain d'espèces dans un seul des sites, ce qui conduit à un assemblage des espèces les plus riches. Ce phénomène s'appelle l'emboîtement des compositions spécifiques (nestedness) (Baselga et Orme, 2012 ; Marcon, 2015).

Afin de quantifier cette diversité bêta, l'indice de dissimilarité de Sorensen peut être utilisé. Il se calcule comme suit (Balsega et Orme, 2012):

$$\beta_{sor} = \beta_{sim} + \beta_{sne} = \frac{b+c}{2a+b+c} = \frac{b}{b+a} + \left(\frac{c-b}{2a+b+c} \right) \left(\frac{a}{b+a} \right)$$

4-6 : Indice de dissimilarité de Sorenson.

Avec β_{sim} la composante du turnover (Simpson) et β_{sne} la composante de l'emboîtement (nestedness) (Balsega et Orme, 2012). Dans la seconde partie de l'équation, a est le nombre d'espèces communes aux deux sites, b est le nombre d'espèces présentes dans le premier site mais pas dans le second et c est le nombre d'espèces présentes dans le second site mais pas dans le premier (Balsega, 2010). Une valeur d'indice proche de 0 signifie que les communautés ont des compositions similaires, alors que celle proche de 1 montre une forte différence de composition.

4.4.7 PCoA

L'analyse en composante principale (PCOA) est une méthode assez utile pour interpréter une grande quantité de données quantitatives et pour synthétiser l'information. Cette analyse permet de créer des axes principaux (ou nouvelles variables) qui sont des combinaisons des variables de départ qui ont elles-mêmes été décorrélées et hiérarchisées (Palm, 1998). Cela permet donc de présenter les données dans un nouveau système de coordonnées, dont les axes principaux expliquent au mieux l'information du nuage de points des données. La PCoA se base sur une matrice de distance, elle-même basée sur la matrice de communauté créée grâce aux données de pantraps et de filet.

4.4.8 Espèces indicatrices : Indval

Une analyse des espèces indicatrices³ qui consiste à calculer la valeur indicatrice des espèces a été réalisée grâce à la méthode indval développée par Dufrêne et Legendre (1997). Pour chaque espèce i dans chaque site du groupe j, cette valeur est donnée comme suit:

$$IndVal_{ij} = A_{ij} * B_{ij} * 100$$

4-7 : Equation de la valeur indicatrice d'une espèce.

Avec : $A_{ij} = N_{individuals_{ij}} / N_{individuals_i}$ et $B_{ij} = N_{sites_{ij}} / N_{sites_j}$

Ou $N_{individuals_{ij}}$ est le nombre moyen d'individus de l'espèce i dans les sites du groupe j, $N_{individuals_i}$ est la somme des nombres moyen d'individus de l'espèce i dans tous les groupes, $N_{sites_{ij}}$ est le nombre de sites dans le cluster j où l'espèce i est présente et N_{sites_j} est le nombre total de sites dans ce cluster. L'indice est à 100% lorsque des individus de l'espèce i est observé dans tous les sites d'un groupe de sites. Dufrêne et Legendre ont choisi un seuil de 0,25 (25%) pour cet indice, ce qui implique qu'une espèce indicatrice est présente dans au moins 50% d'un groupe de sites et que son abondance relative dans ce groupe atteint au moins 50%. De plus, il faut que ces espèces aient une valeur d'indice significatif (p-valeur $\leq 0,01$).

4.4.9 Heatmap

La heatmap réalisée se fait sur base d'une interpolation IDW. Dans ce cadre, elle a été réalisée pour représenter l'abondance ainsi que la richesse. Cela permet de montrer si l'abondance est réellement plus élevée avec l'éloignement du centre d'urbanisation. Cette méthode s'effectue via la moyenne des valeurs des points d'échantillonnage dans le voisinage des cellules qui permettent d'évaluer les valeurs des cellules d'un raster.

³ Espèce dont la présence reflète une/des conditions environnementales spécifiques.

4.4.10 Comparaison de la biodiversité entre habitats

Afin de comparer les différents indices de biodiversité entre les habitats, une ANOVA a été réalisée.

4.5 VÉRIFICATION DE L'AUTOCORRÉLATION SPATIALE ENTRE SITES

Les sites analysés sont assez proches les uns des autres. De ce fait, certaines abeilles sont capables de se rendre d'un site à l'autre. Il est possible alors qu'une autocorrélation spatiale soit détectée (Bates et al., 2011) entre les communautés d'abeilles d'un site à l'autre. De ce fait, deux sites proches les uns des autres peuvent présenter les mêmes individus et donc les mêmes communautés.

Pour vérifier cette autocorrélation, une matrice de distance euclidienne entre communautés des sites et une matrice de distance géographique ont été réalisées (Ropars et al., 2019).

Des tests de Mantel ont ensuite permis de tester la corrélation entre ces matrices symétriques (Kimberly, 2019). De nombreuses études d'écologie utilisent ce test pour inclure les caractéristiques du paysage dans l'analyse spatiale de la variation génétique (Wang et al., 2008). Ce test permet de vérifier si la distance géographique entre les sites influence la diversité spécifique des communautés de ces sites.

L'ensemble du jeu de données a été utilisé au départ. Ensuite, les petites et les espèces corpulentes qui parcourent respectivement de plus petites ou de plus longues distances ont été séparées, les espèces volumineuses étant celles considérées plus corpulentes que *A. mellifera*. En effet, l'autocorrélation spatiale peut être différente selon que les espèces parcourent 1000 ou 250 m.

Dans le cadre de ce travail, si l'autocorrélation est avérée, aucune correction ne sera effectuée par manque de temps. Cependant, cette analyse pourrait être utile pour expliquer certains phénomènes.

4.6 ANALYSE SPATIALE DU KAUWBERG ET SES ALENTOURS

L'ensemble des démarches ont également été réalisées sur Rstudio ainsi que QGIS. Les packages utilisés sont disponibles en annexe.

4.6.1 Facteurs locaux

Les 2 facteurs locaux influençant les communautés d'abeilles sauvages sont la taille et la qualité de l'habitat.

La qualité de l'habitat est plus complexe à définir. En effet, ce critère peut se baser soit sur la diversité floristique constituant des ressources soit sur les potentiels sites de nidification. Dans ce cadre, il est possible de définir les sites de nidification des espèces terrioles mais il faut souligner que certaines espèces peuvent nichier dans des troncs ou des tiges. De ce fait, il est compliqué de fournir un travail complet. En ce qui concerne la diversité floristique, cela ne fera pas partie de ce travail puisqu'une identification florale au sein du Kauwberg prendrait un temps trop conséquent mais pourrait constituer un mémoire néanmoins intéressant.

4.6.2 Facteurs paysagers

Les structures du paysage, définies par les facteurs paysagers, influencent également les communautés d'abeilles. Pour rappel, ces facteurs sont la connectivité entre habitats, la configuration et la composition du paysage. Ils sont mesurés grâce à des variables paysagères/indices paysagers. Dans ce cadre, les mesures seront réalisées au niveau du paysage (et non au niveau des taches ou des classes).

Les couches vectorielles et raster qui serviront à l'analyse suivante proviennent de Bruxelles-Environnement⁴ mais également des données téléchargeables (shapefile) d'OpenStreetMap⁵. Il est à noter que certains shapefiles datent de 2019 et que le paysage a connu quelques changements. De ce fait, chaque classe d'occupation a été vérifiée et les shapefiles ont été retravaillés à la main en cas de changement d'occupation de sol (déboisement, construction etc) et ce, sur base de l'orthoimage de 2020 fournie par Bruxelles Environnement. Les zones ouvertes et les potagers du Kauwberg notamment étaient repris comme des zones forestières, il a donc fallu améliorer cette cartographie.

Tableau 1 : Réalisation des classes d'occupation du sol et leurs origines.

Classe d'occupation de sol	Méthode d'obtention de l'information
Zones imperméables	Zones de tarmac, routes. Données OpenStreetMap croisées à des relevés à la main.
(Zones de bâtiments)	Données OpenStreetMap exclusivement
Zones d'habitation	Croisement des données de Bruxelles Environnement et OpenStreetMap. Ces zones peuvent être propices ou non pour les abeilles mais sont considérées comme une zone à part par manque de détails.
Zones de cimetières	Données de Bruxelles Environnement
Pâtures et prairies (Milieux ouverts)	Données OpenStreetMap
Potagers	Données du personnel du Kauwberg
Zones couvertes (forêts)	Données d'OpenStreetMap croisées à des relevés à la main. Zones où les arbres sont assez denses et hauts.
Sablière	Données du personnel du Kauwberg
Roselière	Données du personnel du Kauwberg
Zones d'eau	Données OpenStreetMap
Zones de cultures agricoles	Données OpenStreetMap

Tout d'abord, pour quantifier la composition du paysage, l'indice de diversité de Shannon permet de décrire la diversité du paysage (Turner et al., 2001; Ramezani et al., 2010) en se basant sur l'abondance et la diversité des classes d'occupation du sol (Shannon, 1948; Turner et al., 2001). Il se quantifie comme suit:

$$H = \frac{-\sum_{i=1}^s (p_i) \ln (p_i)}{\ln (s)}$$

4-8 : Indice de diversité de Shannon à l'échelle du paysage.

Avec Pi la proportion du paysage occupé par une classe d'occupation du sol et s le nombre de classes. Lorsque que le paysage n'est constitué que d'une seule tache, il vaut 0 et il augmente avec le nombre de taches et/ou la répartition équitable de la surface occupée par les différentes classes (Turner et al., 2001).

Ensuite, pour évaluer la configuration du paysage cette fois, la variable déterminée est la densité de taches du paysage. Elle se définit comme le nombre de taches divisé par l'aire totale de la surface en nombre/100ha :

⁴ <https://geobruirisnet.be/fr/webservices/>

⁵ <https://download.geofabrik.de/europe.html>

$$PD = \frac{N}{A} * 10000 * 100$$

4-9 : Equation de la densité de taches (PD) à l'échelle du paysage.

Avec N le nombre de taches et A l'aire totale du paysage [m²].

La connectivité finalement, est quantifiée grâce à un indice intégral de connectivité (Pasqual-Hortal et Saura, 2006).

La première méthode calcule la connectivité comme suit:

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \cdot a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_L^2}$$

4-10 : Indice intégral de connectivité à l'échelle du paysage.

Avec n le nombre total de taches, a_i l'aire de chaque tache, nl_{ij} le nombre de liens de plus courte distance entre les taches i et j et A_L l'aire total du paysage.

Où IIC d'une valeur de 0 correspondrait à une tache d'habitat non connectée.

En vue de caractériser au mieux le milieu urbain, un pourcentage de zones imperméables a été calculé. En effet, l'imperméabilité des sols reflète fortement les zones anthropisées. Pour ce faire, ce sont les routes, les parkings et les bâtiments qui ont été comptabilisés dans ce pourcentage. Bien que certaines de ces zones puissent accueillir et nourrir des abeilles, il est préférable de les comprendre dans les zones imperméables pour envisager le pire scénario et prendre des mesures de sauvegarde drastique. Les pourcentages de milieux ouverts, couverts et de potagers ont également été pris en compte.

Tous ces indices paysagers seront analysés autour de chaque site d'échantillonnage selon des distances de 250 et 500 mètres. En effet, ces différentes longueurs se basent sur la distance de vol et la zone de butinage allant d'une centaine de mètres à quelques kilomètres selon les espèces (Eickwort et Ginsberg, 1980; Dramstad, 1996). L'utilisation de plusieurs échelles spatiales pour détecter l'effet des facteurs paysagers sur les communautés et les processus paysagers est primordiale (Bellehumeur et Legendre, 1998) puisque chaque espèce répond différemment en fonction de l'échelle choisie (Hostetler, 2001). Les plus gros spécimens peuvent parcourir des distances plus grandes, ils peuvent alors se déplacer dans l'ensemble du Kauwberg. De ce fait, les mesures seront également effectuées pour le Kauwberg entier. Des buffers de 1000m ont été envisagés mais ne seront pas utilisés car ceux-ci recouvrent pratiquement l'entièreté du Kauwberg pour chaque site d'échantillonnage.

Dans ce cadre, les habitats et zones de nidification que les abeilles rejoignent entre chaque vol ne savent pas être définis comme pour les ruches de l'abeille domestique puisqu'il peut s'agir aussi bien du sol que d'un tronc d'arbre. Dans ce contexte, il serait inapproprié de n'appliquer qu'un simple cercle centré au site échantillonné. Il a alors été décidé d'utiliser une zone tampon (« buffer ») tout autour des sites selon les 2 distances pour être certain de couvrir la zone correctement.

4.7 ANALYSES STATISTIQUES : EFFETS DE LA STRUCTURE PAYSAGÈRE SUR LES COMMUNAUTÉS D'ABEILLES

Afin de contrer le problème de corrélation spatiale entre sites et le petit nombre de sites d'échantillonnage, la régression PLS (régression des moindres carrés partiels) semble la plus adéquate. Cette méthode permet de lier 2 matrices de données X et Y par un modèle linéaire multivarié. L'utilité de la PLS est de pouvoir analyser des données avec des variables qui présentent beaucoup de colinéarité

comme c'est le cas ici (Wold et al., 2001). Cette régression est donc la version non-paramétrique de la régression linéaire multiple. Cette méthode permet de prendre en compte toutes les variables, ce qui veut dire qu'il n'y a pas de sélection de variables.

La régression PLS pourrait se décomposer en une PCA⁶ et un modèle linéaire classique.

Dans ce contexte, c'est alors un modèle linéaire classique qui a été réalisé. Cela veut dire que dans la PCA, nous n'aurions pris que le premier axe uniquement. Chaque variable de biodiversité est étudiée séparément pour plus de clarté. Ensuite, la fonction « lm » va permettre d'extraire des coefficients de régression partiels. Ce ne sont pas les p-valeurs qui sont explicatives ici puisque le nombre de sites d'échantillonnage est faible, les p-valeurs auraient donc montré peu de résultats. Les coefficients montrent alors le poids de chaque variable du paysage et donc quelles sont les indices qui ont le plus d'impacts sur chaque indice de biodiversité. Au plus les coefficients associés à chaque indice paysager sont grands, au plus ils ont du poids.

Pour débuter cette analyse, les différentes données paysagères doivent être standardisées, ce qui est facilement réalisable grâce à la fonction « scale ».

Laisser les 2 échelles de chaque variable dans le même modèle permet de savoir quelle échelle a le plus de poids pour chaque indice.

Etant donné la petitesse du jeu de données, il est complexe de séparer les effets de chaque paramètre. Il est cependant possible de tout de même observer la corrélation entre chaque indice de biodiversité avec les indices de corrélation. Ce calcul des corrélations linéaires de Pearson entre chaque paramètre environnemental et les paramètres de diversité spécifique a donc été réalisé.

5 RÉSULTATS

5.1 DESCRIPTION DE LA BASE DE DONNÉES

La base de données estivales de 2020 a été réalisée par J. Bonnet et A. Bideau. Au total, 2277 abeilles ont été identifiées, ce qui reste un jeu de données réduit mais suffisant. En ce qui concerne la base de données de 2021 relative à ce projet, une partie des insectes n'ont pas été identifiés. Seuls 678 individus ont été identifiés. Pour savoir s'il est réaliste d'utiliser ces données lors des calculs et estimations, un pourcentage d'individus identifiés par sites sont disponibles au tableau 2.

Tableau 2 : Pourcentage d'individus identifiés en 2021.

	Nombre d'individus identifiés	Nombre d'individus non identifiés	Nombre total d'individus recensés	Pourcentage d'individus identifiés
C1sab	16	149	165	9,70
C2	9	62	71	12,68
C3	11	91	102	10,78
C4	22	130	152	14,47
C6	13	96	109	11,93
C7ros	11	65	76	14,47
O1	45	87	132	34,09
O2	34	116	150	22,67
O3	76	111	187	40,64
O4	78	172	250	31,20

⁶ Analyse en composantes principales.

O5	74	154	228	32,46
O6	72	295	367	19,62
P1a	22	96	118	18,64
P1b	41	65	106	38,68
P2a	36	112	148	24,32
P2b	26	106	132	19,70
P3a	44	127	171	25,73
P3b	48	181	229	20,96
Total	678	2215	2893	

Il est dès lors possible de voir que certains sites sont surreprésentés, comme le milieu ouvert O3 qui présente plus de 40% d'individus identifiés, à l'inverse de notamment la sablière (C1sab) qui montre moins de 10% d'individus identifiés. Les données de 2021 peuvent être utilisées pour l'analyse de composition et d'espèces indicatrices mais il serait erroné de les utiliser pour exprimer la richesse spécifique du site par exemple. L'utilisation ou non des données printanières de 2021 est référencée à chaque fois qu'elle est utilisée dans les résultats.

5.2 ANALYSE DE LA BIODIVERSITÉ

5.2.1 Evaluation de la richesse spécifique

5.2.1.1 Courbes d'accumulation et de raréfaction

Les courbes d'accumulation ont été réalisées pour l'ensemble du Kauwberg, et pour chaque milieu (ouvert, couvert et potager).

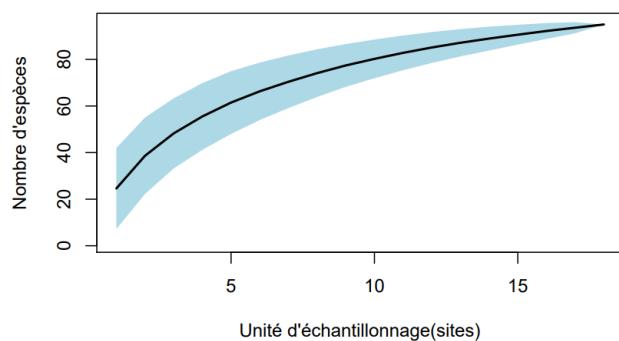
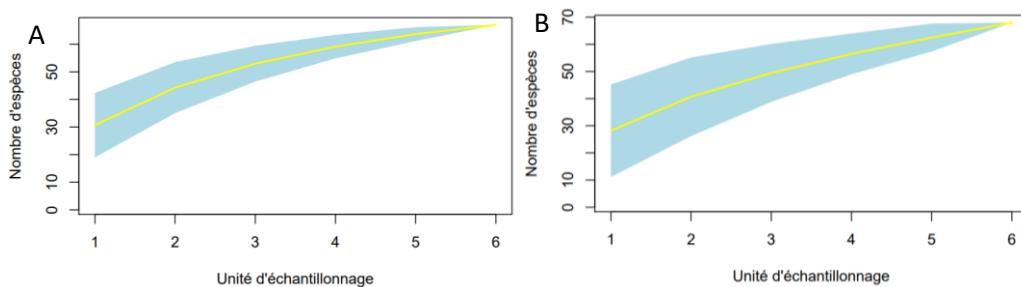


Figure 11 : Courbe d'accumulation du nombre d'espèces en fonction de l'unité d'échantillonnage (sites) sur l'ensemble du Kauwberg à partir des données de 2020.



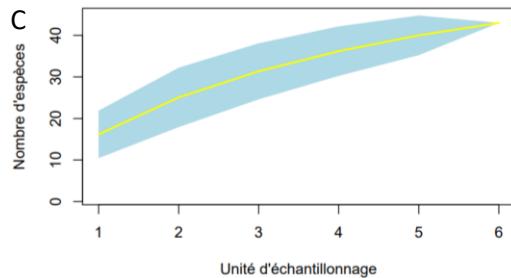


Figure 12 : Courbes d'accumulation du nombre d'espèces en fonction de l'unité d'échantillonnage (sites) des (A) potagers, (B) milieux ouverts et (C) milieux couverts pour les données de 2020.

Chaque courbe tend vers un plateau, bien que l'asymptote horizontale ne se dessine pas nettement pour chaque habitat (Figure 12). Pour la courbe d'accumulation du Kauwberg entièrement (Figure 11), l'échantillonnage a quant à lui été plutôt exhaustif puisqu'il présente un plateau plus net. L'écart-type (en bleu) qui décrit chaque courbe rétrécit au fur et à mesure de l'approche du plateau, et donc à l'augmentation du nombre d'unité d'échantillonnage ajouté.

Courbe de rarefaction par site (2020)

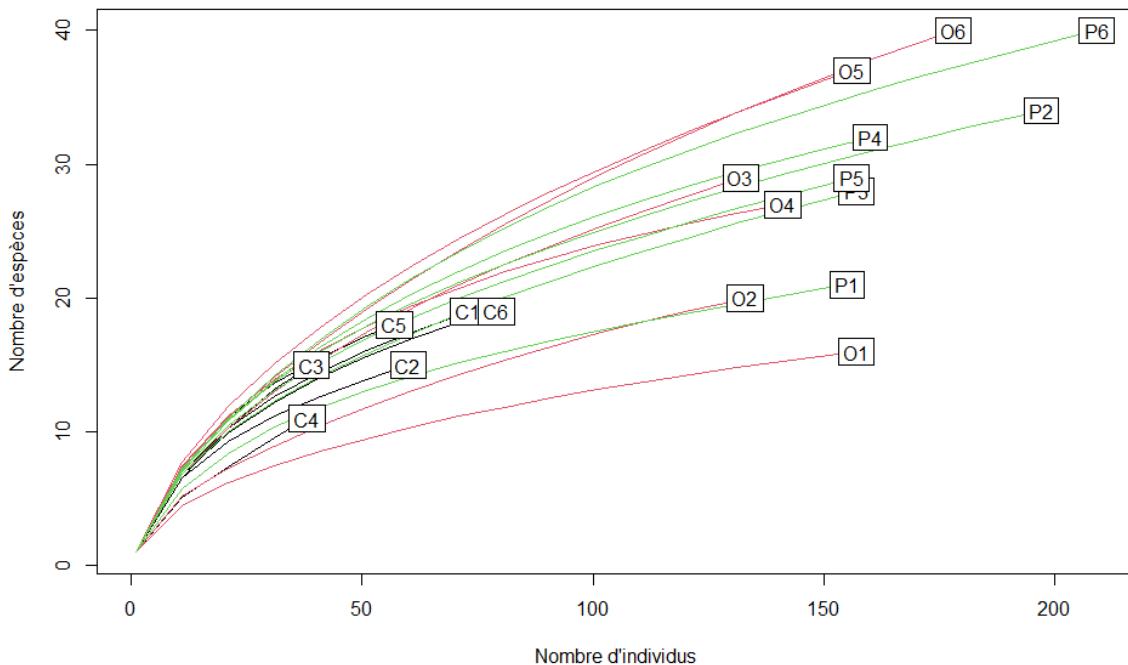


Figure 13 : Courbes de raréfaction selon les sites en 2020 (rouge : milieux ouverts, verts : potagers, noir : milieux couverts).

Les courbes de raréfaction permettent d'observer ces mêmes tendances, avec une unité d'échantillonnage qui est le nombre d'individus (Figure 13). Les courbes de raréfaction selon les 3 milieux (Figure 14) sont également intéressante pour y voir l'abondance et la richesse.

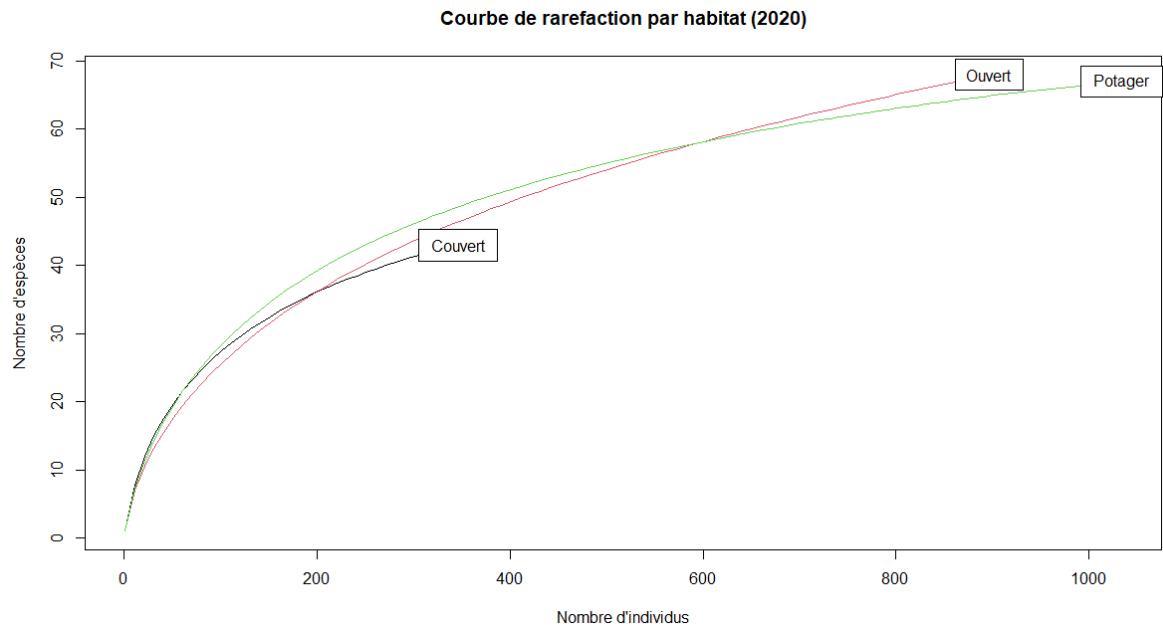


Figure 14 : Courbe de raréfaction selon les habitats (ouvert, couvert, potager) en 2020 (rouge : milieux ouverts, verts : potagers, noir : milieux couverts).

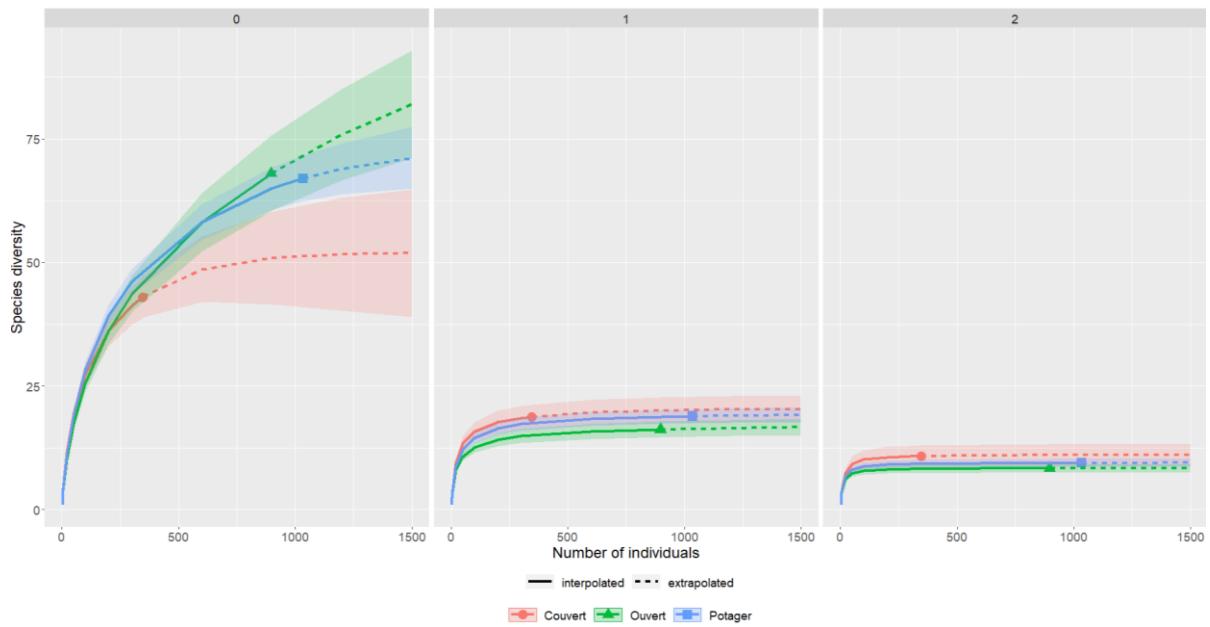


Figure 15 : Courbes d'extrapolation de (0) la richesse spécifique, (1) l'exponentielle de l'entropie de Shannon et (2) l'inverse de la concentration de Simpson.

En termes de richesses, les milieux ouverts et potagers sont nettement différenciables par rapport aux milieux couverts, qui se trouvent moins riches. Cependant, cette différenciation n'est pas nette au niveau des indices de Shannon et de Simpson (Figure 15).

5.2.1.2 Taux de couverture

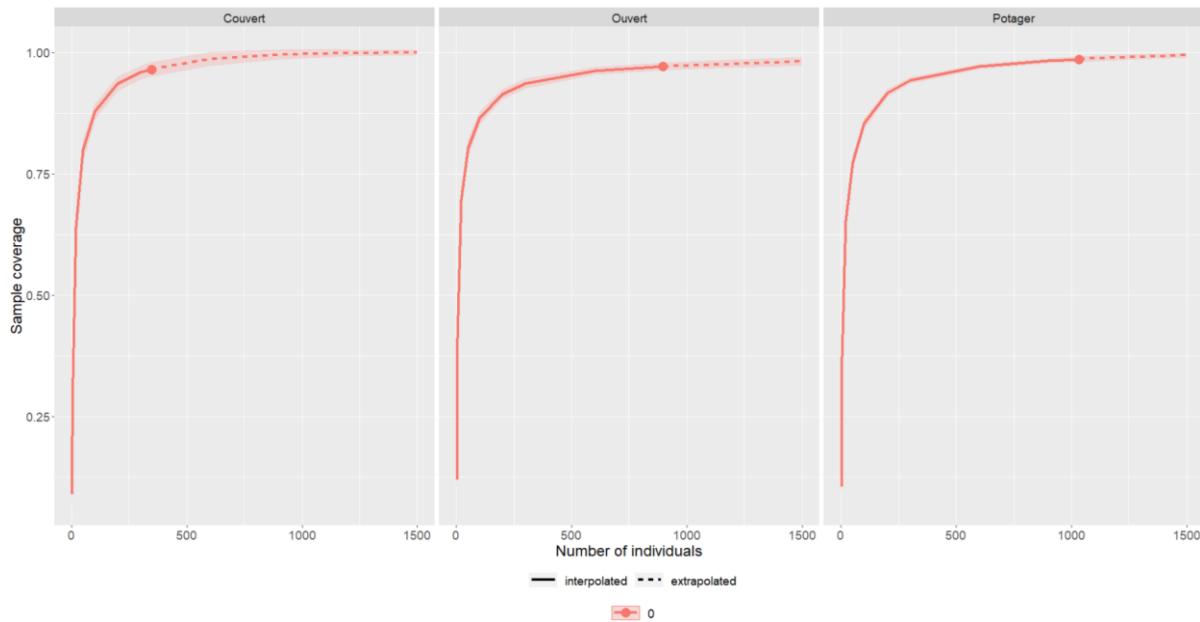


Figure 16 : Taux de couverture pour les 3 milieux pour l'année 2020.

Le taux de couverture est très proche de 1 pour les 3 milieux, ce qui indique un échantillonnage exhaustif (Figure 16).

5.2.1.3 Richesse spécifique observée vs estimateur Chao1

Le calcul du nombre d'espèces estimées grâce à l'indicateur Chao1 a été calculé sur base des données de 2020 uniquement, au filet et aux pantraps. Cet estimateur a été calculé par site, par habitat et pour l'ensemble du Kauwberg.

Tableau 3 : Espèces observées et estimateur Chao1 selon les sites, les milieux et le Kauwberg entier en 2020.

Sites	Espèces observées	Chao 1	Pourcentage d'espèces détectées
C1sab	19	31,00	61,29
C2	15	25,50	58,82
C3	15	19,67	76,26
C4	11	39,00	28,21
C6	18	27,33	65,86
C7ros	19	24,60	77,24
O1	16	23,00	69,57
O2	20	29,00	68,97
O3	29	55,25	52,49
O4	27	33,00	81,82
O5	37	71,20	51,97
O6	40	63,33	63,16
P1a	21	33,00	63,64
P1b	34	49,00	69,39
P2a	28	46,20	60,61
P2b	32	43,14	74,18
P3a	29	51,75	56,04

P3b	40	70,60	56,66
Couvert	43	50,33	85,44
Ouvert	68	100,50	67,66
Potager	67	73,067	91,70
Kauwberg	95	110,11	86,28

On observe que l'estimateur Chao 1 est toujours plus élevé que le nombre d'espèces observées, parfois même beaucoup plus élevé : 37 espèces ont été détectées en O5 alors que Chao 1 vaut un peu plus de 71. Les milieux ouverts et les potagers restent les milieux qui présentent le plus d'espèces. Les milieux ouverts semblent les plus riches. Au total, 95 espèces ont été détectées en 2020. C3, C7ros, O1, O2 et O4 montrent un nombre d'espèces observées assez proche de ce que Chao1 estime. Cependant, dans l'ensemble du Kauwberg, 95 espèces sur 110 estimées ont été détectées, ce qui est tout à fait acceptable.

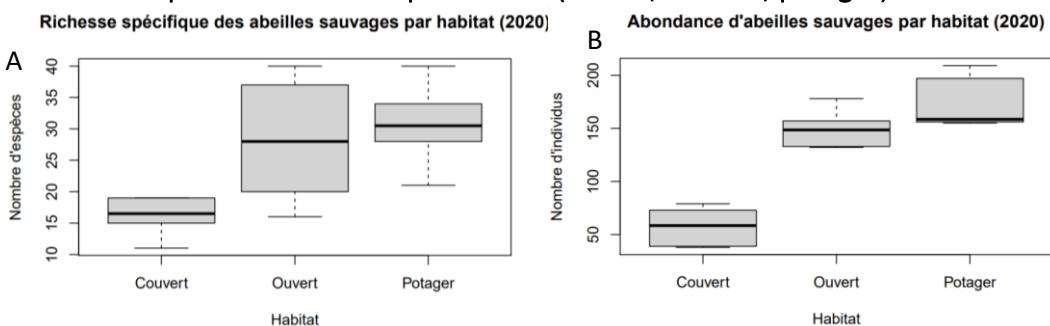
Sur l'ensemble du Kauwberg, les familles les plus représentées sont les Apidae et les Andrenidae.

Grâce aux données très réduites de 2021, il est possible de déterminer certaines espèces manquantes de 2020. En effet, les espèces du tableau 4 se sont retrouvées dans l'échantillonnage de 2021 et pas dans celui de 2020. Il en existe certainement d'autres qui n'ont pas été identifiées.

Tableau 4 : Espèces présentes dans l'échantillonnage de 2021 et absente en 2020 ainsi que leur abondance respective.

Espèce identifiée en 2021 absente en 2020	Nombre d'individus
<i>Andrena angustior</i> (Kirby 1802)	5
<i>Andrena fulva</i> (Müller 1776)	40
<i>Andrena gravida</i> Imhoff 1902	3
<i>Andrena humilis</i> Imhoff 1832	1
<i>Andrena nigroaenea</i> (Kirby 1802)	7
<i>Andrena ovatula</i> (Kirby 1802)	2
<i>Andrena scotica</i> Perkins 1916	1
<i>Andrena vaga</i> Panzer 1799	80

5.2.2 Diversité alpha et abondance par habitat (ouvert, couvert, potager)



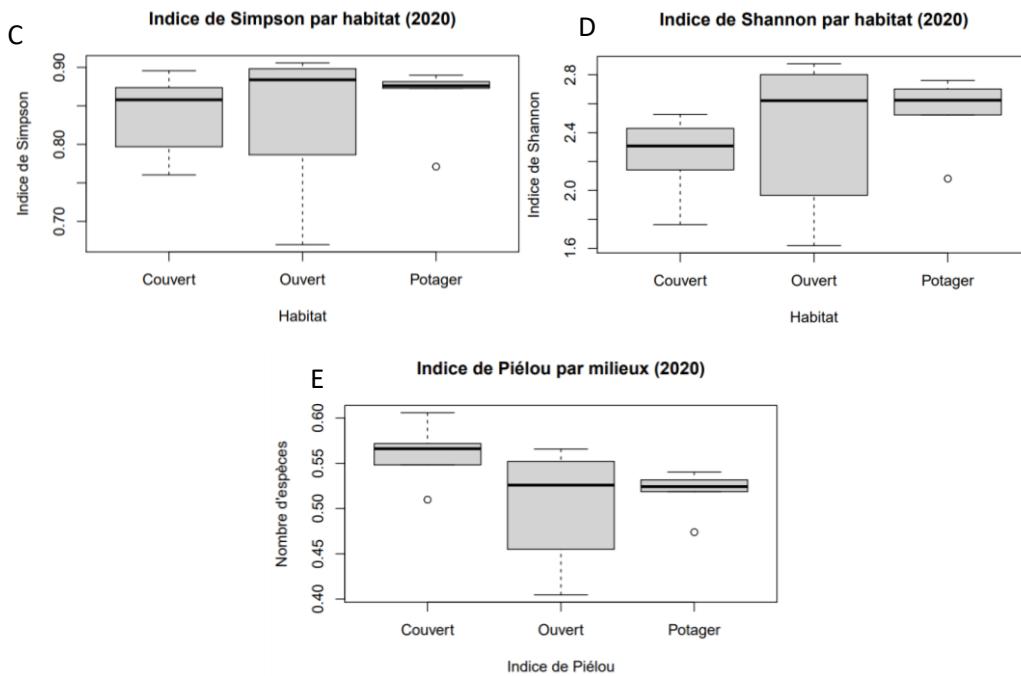


Figure 17 : Représentation sous forme de boxplot de la richesse spécifique (A), de l'abondance (B) et des indices de diversité alpha (Simpson (C), Shannon (D), Piélou (E)) des données collectées en 2020 par habitat.

Les milieux ouverts et les potagers montrent la meilleure richesse et abondance. Cependant, ce sont les milieux couverts qui sont le plus équitablement répartis selon l'indice de Piélou. Les différents milieux sont tous les 3 assez diversifiés (voir indice de Simpson), bien que les indices pour les milieux ouverts et potagers sont légèrement plus élevés.

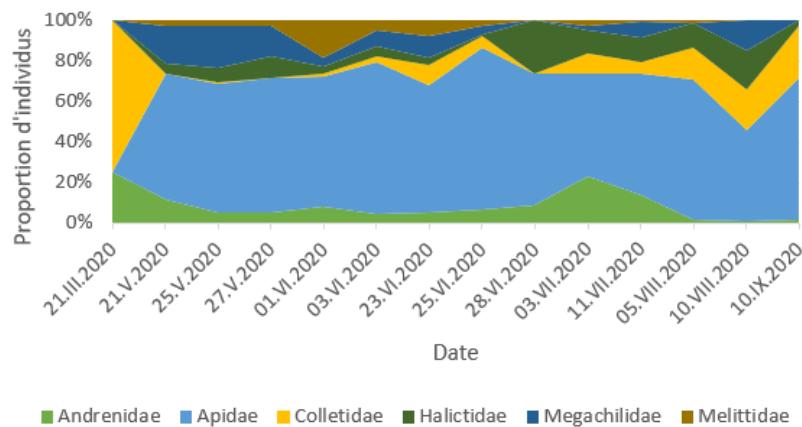


Figure 18 : Composition en individus par famille en fonction des dates d'échantillonnage au Kauwberg en 2020 (*A.mellifera* comprise).

La composition en individus est dominée par le genre *Apis* durant une grande partie de la période d'échantillonnage (Figure 18).

5.2.3 Comparaison de la biodiversité entre habitats (ANOVA)

Tableau 5 : P-valeur des ANOVA pour les indices de biodiversité en fonction des habitats (2020).

Indice de biodiversité	p-valeur	Df	F value
Richesse	0,0046**	2	7.87
Abondance	1,47e-07 ***	2	53.58

Simpson	0,5287 (Kruskal-Wallis)	2	1.27 (chi-carré)
Shannon	0,366	2	1.075
Pielou	0,0877	2	2,88

Les habitats ne présentent pas d'influence sur l'indice de Simpson, Shannon et Pielou. Néanmoins, ils ont un net effet sur la richesse (hautement significatif) et sur l'abondance (très hautement significatif).

5.2.4 Rang d'abondance

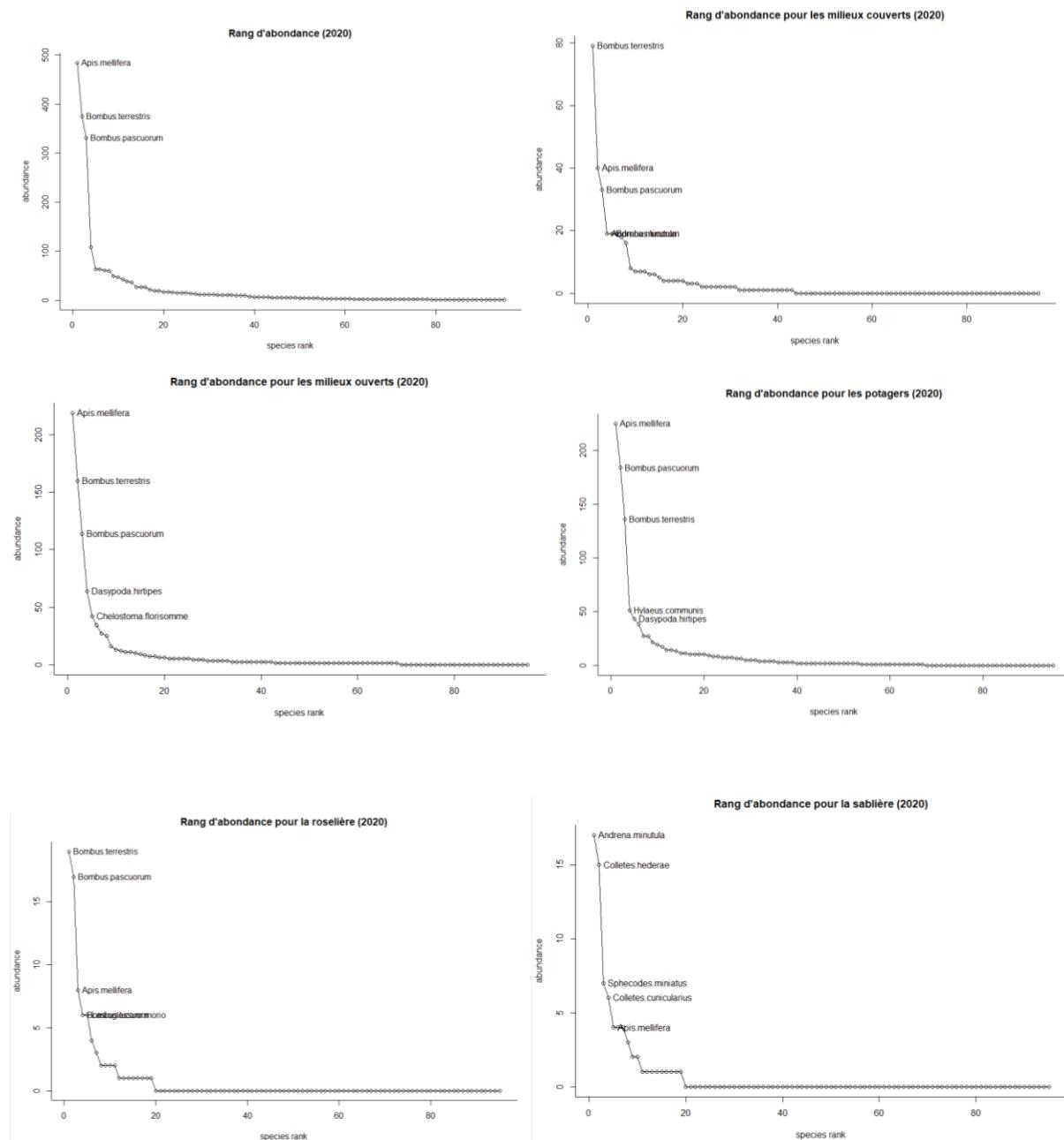


Figure 19 : Rang d'abondance selon les milieux et selon la roselière et la sablière en 2020.

Une forte dominance de certaines espèces au sein de tous les milieux se révèle. L'espèce la plus capturée dans l'ensemble du Kauwberg est *A. mellifera* (21,3%). Au niveau des abeilles sauvages, il s'agit de *Bombus terrestris* (Linnaeus, 1758) (16,5%) suivi de près par *Bombus pascuorum* (Scopoli 1763) (14,5%). Les milieux ouverts suivent cette tendance avec respectivement 24,5%, 17,8% et 12,7%. Au sein des milieux couverts, *B. terrestris* représente un quart des relevés (22,8%). Au niveau des potagers, *A. mellifera* domine également, suivi par *B. pascuorum*. Les 2 habitats particuliers que sont la roselière et la sablière ont également été analysés. La roselière suit la tendance des milieux couverts tandis que la sablière présente des espèces plus particulières. *Andrena minutula* (Kirby, 1802) (23,3%), *Colletes hedera* Schmidt & Westrich 1993 (20,5%), *Sphecodes miniatus* Hagens 1882 (9,6%) et *Colletes cunicularius* Linnaeus 1761 (8,2%) représentent plus de 60% des relevés de la sablière en 2020.

5.2.5 Diversité bêta

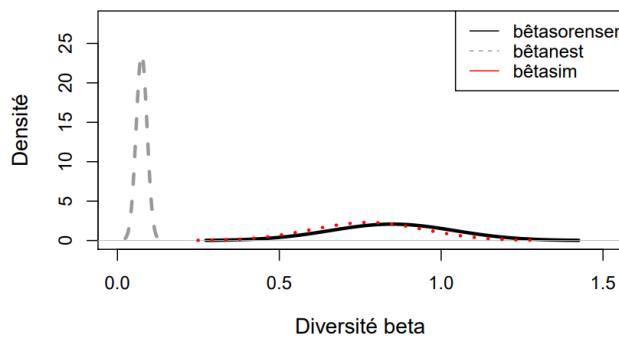


Figure 20 : Partage de la diversité bêta (Sorensen) entre habitats en 2020.

Le coefficient de Sorensen pour l'ensemble du jeu de donnée est de 0,85, ce qui est assez élevé puisque cet indice est compris entre 0 et 1. Cela montre une variation élevée de communautés entre les habitats du Kauwberg. β_{sim} étant nettement plus élevé, c'est le renouvellement spatial qui explique la variabilité, à l'inverse de l'emboîtement qui est très faible.

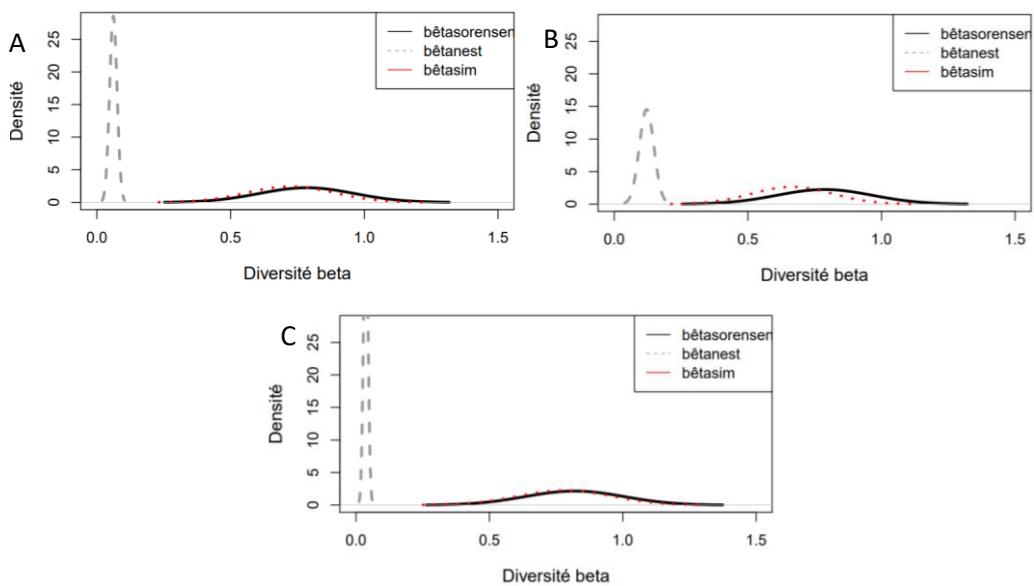


Figure 21 : Partage du coefficient de diversité bêta (Sorensen) entre les sites (A) de potagers, (B) de milieux ouverts, (C) de milieux couverts en 2020.

Tableau 6 : Partage du coefficient de diversité bêta (Sorensen) en 2020.

	Milieux ouverts 2020	Milieux couverts 2020	Potagers 2020
betaSOR	0,79	0,82	0,79
betaSNE	0,12	0,037	0,062
betaSIM	0,67	0,78	0,72

En règle générale, une variation importante se marque tout de même entre les sites d'un même milieu. Le renouvellement spatial se veut le plus explicatif de cette variation.

5.2.6 Analyse en composantes principales au sein du Kauwberg PCoA (1,2) pour les habitats (2020)

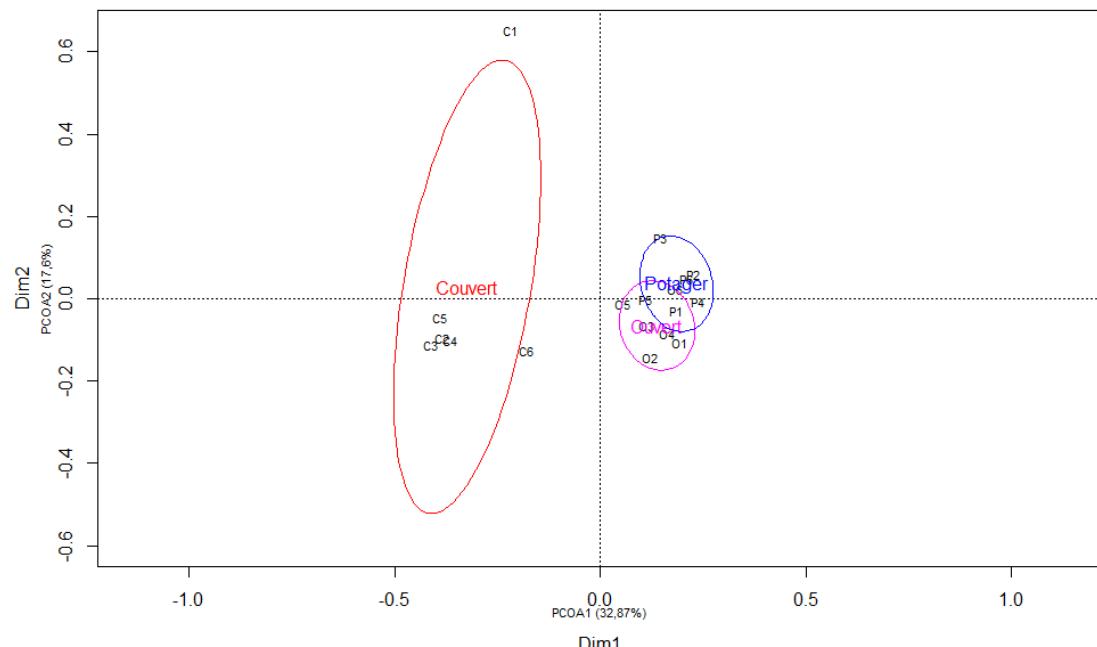


Figure 22 : PCoA pour les habitats en 2020.

La composition des milieux ouverts et potagers tend à être semblables (Figure 22). Ces 2 milieux se distinguent fortement du milieu couvert. Les 3 habitats se présentent tout de même sur le premier axe de la PCoA. La composition des milieux couverts présentent une forte variabilité, qui se représente par un étalement fort de l'ellipse. Elle présente même un outlayer : la sablière C1. Les milieux ouverts et potagers montrent des communautés assez similaires puisque les ellipses se chevauchent. Le premier axe explique 32,7% de l'information tandis que le deuxième en fourni 17,6.

5.2.7 Espèces indicatrices : Indval

Tableau 7 : Espèces indicatrices ($IndVal > 0,25$) et leur p-valeurs en 2020.

Couverts	Ouverts	Potagers
<i>Bombus norvegicus</i> (Sparre Schneider, 1918) (0,005)	<i>Bombus pascuorum</i> (Scopoli, 1793) (0,007)	<i>Bombus (Thoracobombus) pascuorum</i> (Scopoli, 1793) (0,07)
	<i>Halictus (Halictus) scabiosae</i> (Rossi 1790) (0,005)	<i>Hylaeus communis</i> Nylander 1852 (0,001)
		<i>Sphecodes monilicornis</i> Kirby 1802 (0,01)

5.3 HEATMAP

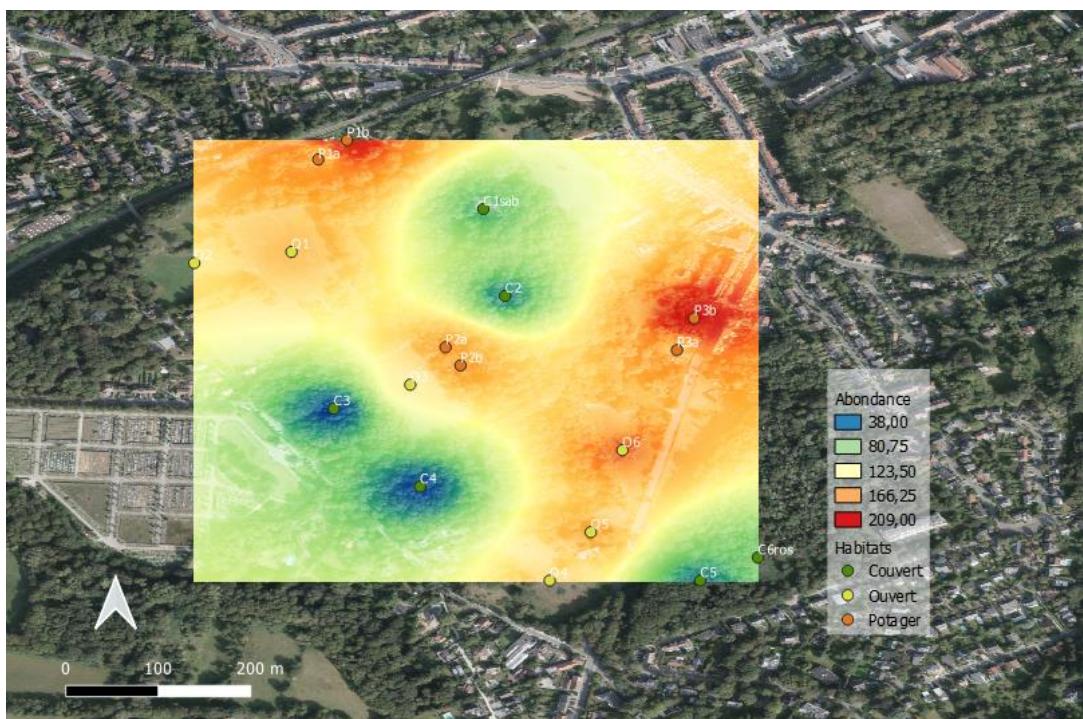


Figure 23 : Heatmap par interpolation IDW par rapport à l'abondance en 2020.

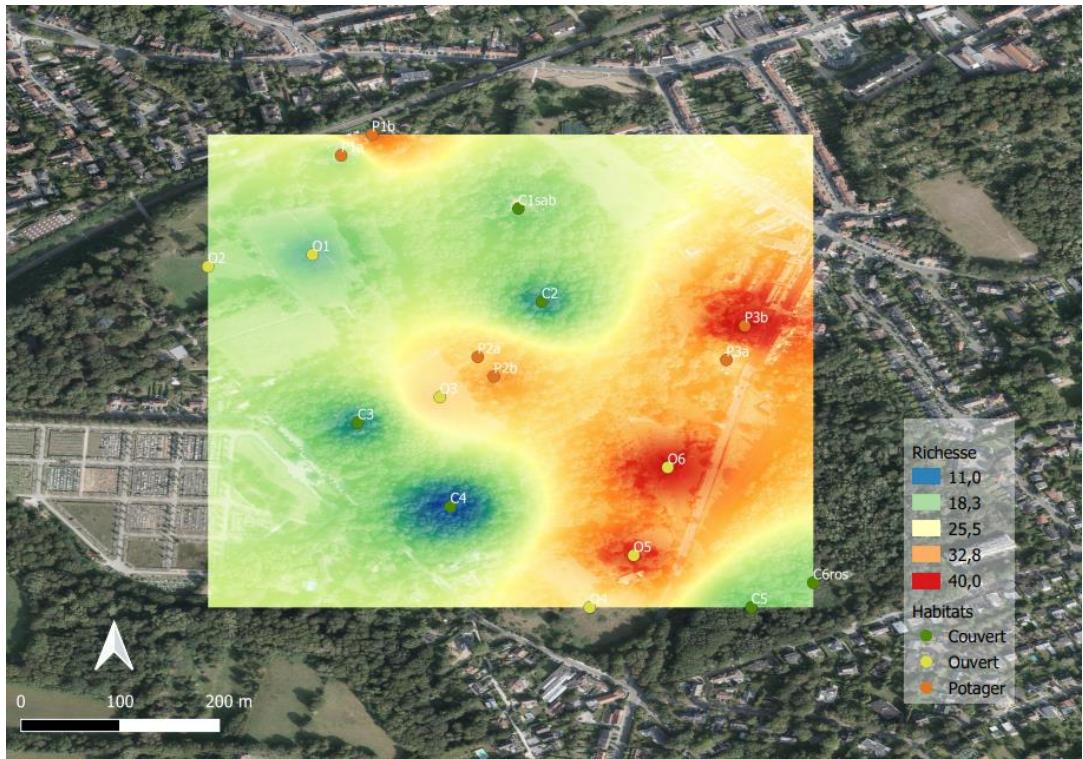


Figure 24 : Heatmap par interpolation IDW par rapport à la richesse en 2020.

Les potagers montrent une grande richesse et abondance, particulièrement le P2B, à l'inverse des milieux couverts. Malgré sa petite taille, le milieu couvert qui montre la plus grande richesse est C1sab (Figure 24).

5.4 AUTO-CORRÉLATION SPATIALE

Le test de Mantel a été réalisé sur base d'une matrice d'abondance et d'une matrice de présence/absence (pour la richesse en espèce).

L'autocorrélation n'est pas vérifiée. L'essai sur les insectes de gros volume suit la même tendance.

Tableau 8 : Résultats (r et p -valeur) des tests de Mantel.

	r	p -valeur
Abondance	0,16	0,149
Richesse	0,012	0,4191
Essai insectes volumineux		
Abondance	0,14	0,103

5.5 ANALYSE SPATIALE

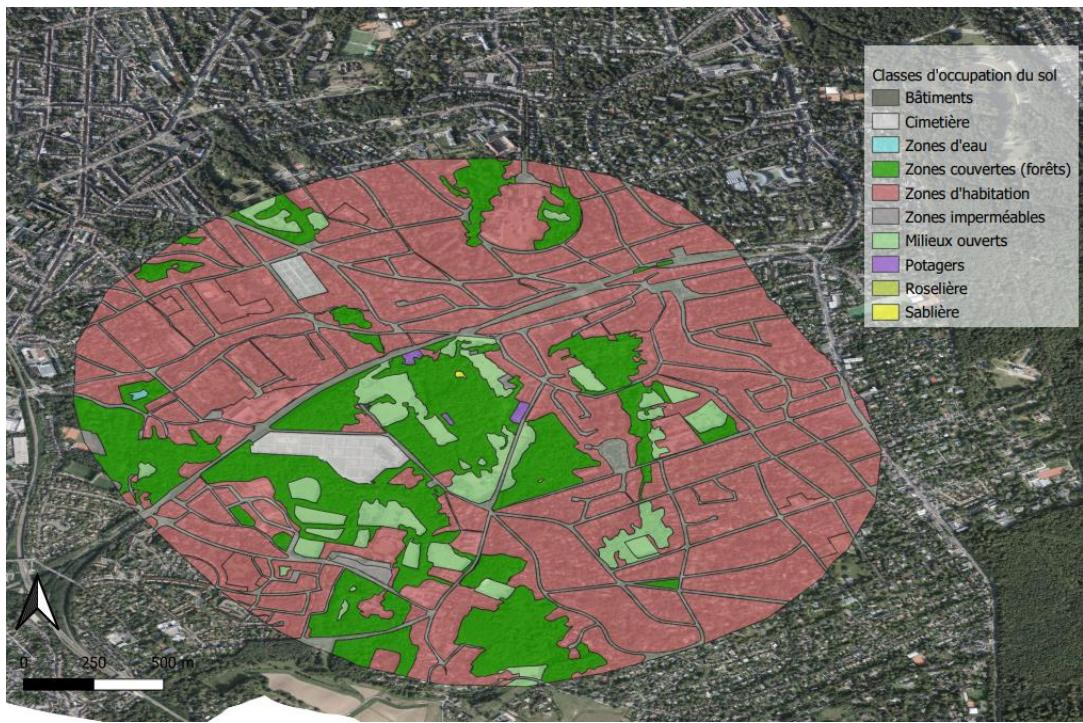


Figure 25 : Carte d'occupation des sols aux alentours du Kauwberg (buffer de 1km autour du Kauwberg).

Au niveau des buffers de 250m réalisés autour des sites d'échantillonnage, les potagers ne sont pas du tout connectés entre eux. C'est également autour des potagers que la proportion en surface imperméable se veut la plus élevée. Autour de P2a et P2b, la diversité en habitats est relativement faible. Cette tendance se maintient lorsque l'on se tourne vers les buffers de 500m.

5.6 EFFETS DES DONNÉES PAYSAGÈRES SUR LA DIVERSITÉ SPÉCIFIQUE

Tableau 9 : Coefficients des indices paysagers en fonction de chaque indice de biodiversité du modèle linéaire.

	richesse	abondance	Shannon	Simpson	Pielou
Intercept	4,79E-16	2,88E-16	8,34E-16	2,10E-15	1,62E-15
Taille du site	-1,62	-0,34	-3,93	-3,74	-4,25
Pourcentage de zones imperméables (250m)	-1,48	0,15	-3,60	-3,28	-3,88
Indice de Shannon (250m)	-0,61	-1,24	-0,72	-1,32	-0,092
Densité de taches (250m)	0,68	-0,84	2,34	2,77	3,17
IIC (250m)	0,17	-0,34	-0,44	-0,57	-0,52
Pourcentage de potagers (250m)	-0,32	-0,38	-0,35	-0,24	-0,021
Pourcentage de zone ouverte (250m)	-1,2	-0,65	-1,64	-1,5	-1,23
Pourcentage de zone couverte (250m)	-0,84	-0,1	-1,32	-1,17	-0,82
Pourcentage de zone imperméable (500m)	1,054	3,29	-0,83	-1,58	-3,57
Indice de Shannon (500m)	0,36	-0,64	1,96	2,16	3,0059

Densité de taches (500m)	0,96	0,54	1,76	1,84	1,6
IIC (500m)	1,15	0,97	2,24	2,27	1,75
Pourcentage de potagers (500m)	-1,041	-0,88	-1,73	-1,83	-1,27
Pourcentage de zone ouverte (500m)	-1,98	-0,3	-4,56	-5,23	-4,95
Pourcentage de zone couverte (500m)	2,76	2,55	3,68	3,60	2,13

Tableau 10 : Coefficients de détermination des modèles linéaires réalisés.

Variable à expliquer du modèle linéaire	R ²
Richesse	0.9597
Abondance	0.9989
Shannon	0.9315
Simpson	0.9205
Pielou	0.9341

Le pouvoir prédictif des différents modèles linéaires est assez élevé (Tableau 10). Les coefficients du modèle linéaire sont à regarder dans leur ensemble (Tableau 9), c'est-à-dire observer une colonne entière et non les coefficients un à un (Tableau 9). Il est alors préférable de décrire les résultats des différentes corrélations indépendamment les uns des autres.

Tableau 11 : Résultats de corrélation entre les indices de biodiversité et les variables paysagères en 2020.

	Richesse	Abondance	Simpson	Shannon	Pielou
Taille du site	-0,39	-0,50	0,00	-0,16	0,24
Pourcentage de surface imperméable (250m)	0,20	0,28	-0,12	0,01	-0,17
Indice de Shannon (250m)	-0,12	-0,10	-0,18	-0,15	-0,03
Densité de taches (250m)	0,17	0,39	-0,18	-0,03	-0,28
IIC (250m)	0,23	0,00	0,21	0,22	0,07
Pourcentage de potagers (250m)	0,34	0,26	0,28	0,34	0,12
Pourcentage de zone couverte (250m)	-0,54	-0,51	-0,28	-0,40	-0,05
Pourcentage de zone ouverte (250m)	-0,10	-0,08	-0,09	-0,14	-0,12
Pourcentage de surface imperméable (500m)	-0,18	0,01	-0,40	-0,33	-0,32
Indice de Shannon (500m)	-0,68	-0,67	-0,33	-0,49	0,09
Densité de taches (500m)	0,25	0,50	-0,07	0,05	-0,33
IIC (500m)	0,24	0,06	0,31	0,30	0,15
Pourcentage de potagers (500m)	0,33	0,51	0,06	0,17	-0,23
Pourcentage de zone couverte (500m)	0,29	0,39	0,17	0,24	-0,08
Pourcentage de zone ouverte (500m)	0,22	0,18	0,27	0,26	0,10

Il est clair que la taille du site est négativement corrélé à la richesse et l'abondance, tout comme l'indice de Shannon aux deux échelles (Tableau 11). A l'inverse, la densité de taches aux deux échelles y est positivement corrélée. La corrélation positive la plus marquante vis-à-vis de la richesse et de l'abondance est le pourcentage de potagers.

Au niveau des indices de diversité, le pourcentage de surfaces imperméables y est fortement négativement corrélé pour l'échelle de 500 mètres, à l'inverse de l'indice intégral de connectivité.

6 DISCUSSION

6.1 ECHANTILLONNAGE DES ABEILLES

La courbe d'accumulation tend vers un plateau au fur et à mesure de l'augmentation d'unités d'échantillonnage pour l'ensemble du Kauwberg. L'échantillonnage réalisé en 2020 peut être présenté comme étant exhaustif (Magurran, 2004). En effet, 95 espèces ont été détectées au cours des captures sur les 110 espèces estimées par l'estimateur Chao1, ce qui semble être un échantillonnage efficace. L'efficacité et la complémentarité des 2 méthodes d'échantillonnage (filet et pantraps) n'est plus à démontrer. Cette dualité mène à un échantillonnage suffisant pour analyser et déduire la biodiversité d'abeilles du site étudié (Westphal et al., 2008). Il faut cependant garder à l'esprit les avantages et désavantages de ces 2 méthodes. Les spécimens capturés au filet dépendent fortement de la sensibilité et de la compétence de la personne qui réalise la capture. Les individus plus lents et volant bas sont dès lors surestimés. De plus, les premiers sites échantillonnés au filet en début de matinée montrent moins d'activités que ceux échantillonnés vers 11 heures. En ce qui concerne la méthode des pantraps, les populations de certains gros individus se voient sous-estimées puisque ceux-ci peuvent se dégager plus facilement de l'eau. A l'inverse, certaines familles comme les Halictidae sont surestimées (Roulston et al., 2007). Les performances de cette méthode diminuent également en fonction du pourcentage de la couverture florale aux alentours (Roulston et al., 2007), bien qu'elle soit la méthode la plus efficace.

L'échantillonnage aurait pu être prolongé afin de déterminer les espèces tardives comme *C. hedera* (Schmidt & Westrich 1993). Au vu de l'estimateur Chao, il reste en effet une quinzaine d'espèces potentiellement rares non observées à découvrir. L'échantillonnage incomplet de 2021 a toutefois permis de découvrir de nouvelles espèces en période printanière (Tableau 4). Il est à souligner que Chao 1 ne prenne pas en compte la capacité maximale d'accueil du milieu et ne se base que sur les différentes espèces réellement observées (Magurran, 2004). Cela laisse à penser que des espèces rares restent encore à identifier.

Finalement, avec une meilleure connaissance, il aurait été possible d'identifier certaines espèces directement sur le terrain comme *B. terrestris*. Cette identification directe aurait permis de ne pas procéder à une capture létale de certains individus, ce qui reste non négligeable, d'autant plus quand il s'agit de reines.

6.2 ANALYSE DE LA BIODIVERSITÉ DU KAUWBERG

Nonante-cinq espèces ont été identifiées lors de l'échantillonnage de 2020. Le Kauwberg présente donc au minimum 23,6% de la faune d'abeilles sauvages de Belgique en période estivales. Ces chiffres indiquent que la richesse au sein des espaces verts urbains est loin d'être négligeable.

Les milieux ouverts et les potagers se révèlent être les plus riches et abondants en abeilles sauvages. Les milieux couverts quant à eux, bien que moins riches, sont les plus équitablement répartis. Il a été démontré par Romey et al. en 2007 que la diversité et l'abondance d'abeilles diminuent avec la couverture forestière pour une majorité d'espèces d'abeilles. La richesse moindre des milieux couverts s'explique potentiellement par le fait que la plupart des espèces nichent au sol et manquent donc de ressources et de chaleur (Bailey, 2014), bien que les milieux couverts montrent des zones sans végétation mais peu éclairés. De plus, les milieux ouverts sont plus propices au développement de la flore mellifère que les milieux couverts (Winfree et al, 2011; Michener 2007).

Au sein des habitats ouverts et potagers, une dominance se dessine vis-à-vis d'*A. mellifera* avec en deuxième et troisième place *B. terrestris* et *B. pascuorum*. Ces espèces sont généralistes, ce qui pourrait expliquer leur présence au sein de tous les habitats.

Bien que les espèces dominantes soient assez similaires entre les 3 habitats (Figure 19), la PCoA permet d'illustrer que la communauté des milieux couverts se distingue bien des 2 autres. Cela signifie que ce sont les espèces plus rares qui influencent fortement les communautés. Un milieu se dégage au niveau de ses principales espèces. Il s'agit de la sablière, seul réplica de ce type d'habitat au Kauwberg, qui présente de nombreuses caractéristiques propices aux abeilles, notamment de nombreux saules (*Salix spp.*) qui florissent autour de la sablière, attirant beaucoup d'andrènes et de collètes. En effet, *Andrena vaga* Panzer 1799 et *Colletes cunicularius* Latreille 1802 y sont assez abondantes, notamment par le fait que ce sont 2 espèces psammophiles⁷. Ces deux espèces sont souvent retrouvées en syntopie (Vereecken et al., 2006) et consomment donc les ressources similaires. Plus particulièrement, il se trouve que ce sont 2 espèces oligolectiques des saules (Bischoff et al., 2003), bien que certaines *C. cunicularius* peuvent prélever le pollen de quelques autres fleurs.

6.3 UTILISATION DES INDICES DE DIVERSITÉ

Afin de comparer les échantillons entre eux, les écologistes ont procédé avec des efforts d'échantillonnage similaires. De cette manière, une différence de diversité ne proviendrait pas de la façon dont ça a été échantillonné. Cependant, d'après Roswell et al. (2021), cette affirmation est fausse. En effet, même si l'effort d'échantillonnage est similaire, la façon dont l'observateur observe et le nombre d'individus et leur abondance sur place ont de l'influence. Des méthodes comme la raréfaction ont permis de standardiser les échantillons en retirant des individus et obtenant des échantillons avec le même nombre de spécimens. Ne tenant pas compte de la distribution sous-jacente de l'abondance des espèces de la communauté échantillonnée, la standardisation de la taille de l'échantillon et de l'effort ne représente pas fidèlement la diversité de la communauté (Brose et al., 2013 ; Cao et al., 2007 ; Willis, 2019).

La solution qu'évoquent Roswell et al. (2011) est le « coverage » ou taux de couverture (Figure 16). Contrairement aux autres méthodes, celle-ci prend en compte la quantité d'échantillonnage mais également la diversité de la communauté (Roswell et al., 2021). Selon cette méthode, les communautés plus diversifiées requerraient plus d'échantillonnage pour être correctement caractérisées. Il est à noter que la richesse spécifique, l'indice de Shannon et l'indice de Simpson ne mesurent pas les mêmes quantités (Roswell et al., 2021). Il est donc difficile de savoir quel indice choisir pour évaluer la diversité.

6.4 ESPÈCES INDICATRICES

B. norvegicus, bourdon-coucou de *B. hypnorum* apparaît comme espèce indicatrice grâce à la méthode IndVal. Cependant, il est à noter que cette espèce est assez rare et qu'il y a de nets problèmes d'identification pour cette espèce (Rasmont & Iserbyt, 2010-2013). *B. pascuorum* est quant à elle indicatrice des milieux ouverts et potagers. Il n'est pas étonnant de la retrouver dans plusieurs habitats puisqu'il s'agit de l'espèce de bourdons la plus commune. Elle est l'espèce de bourdon la plus polylectique (Rasmont, 1988). On retrouve *H. scabiosae* comme espèce indicatrice des milieux ouverts. Cette espèce niche dans les sols nus, qui sont particulièrement présent dans ce type de milieux. Cela montre que les sols nus ensoleillés sont à privilégiés et à conserver à tout prix au sein du Kauwberg. Finalement, vis-à-vis des potagers, les espèces indicatrices sont *H. communis* et *S. monilicornis*. La première niche dans les tiges de *Rubus sp.* notamment, qui se veulent particulièrement présentes dans

⁷ Qui se développe sur les sols sablonneux.

les potagers. La seconde, cleptoparasite d'*Andrena flavipes* Panzer 1799, *Halictus rubicundus* (Christ 1791) et beaucoup d'autres, connaît une grande variété d'habitats et visite une grande variété de fleurs comme dans les potagers, mais uniquement pour le nectar (atlashymenoptera.net).

6.5 AUTO-CORRÉLATION SPATIALE DES DONNÉES DE BIODIVERSITÉ

Le test de Mantel n'a montré aucune corrélation spatiale entre sites. Ce résultat a peu de sens au vu de la réalité des faits : certains potagers sont distants de moins de 100 mètres tandis que la plupart des espèces sont capables de franchir cette distance. D'après Legendre et al. (2015), cela pourrait s'expliquer par le fait que le test de Mantel n'est pas approprié pour des matrices de dissimilarité qui ont été créées à partir de données brutes comme réalisé dans la présente étude. Certaines études indiquent que le test de Mantel n'est pas approprié lorsque de l'autocorrélation est présente (Legendre et Fortin, 2010 ; Guillot et Rousset, 2013). Legendre et Fortin (2010) proposent l'analyse canonique de redondance comme alternative, qui utilise également deux matrices.

6.6 ANALYSE SPATIALE

Les heatmaps montrent clairement que les potagers sont abondants et ce, malgré leur petite taille. Cependant, ces heatmaps ne permettent pas de montrer que l'éloignement du centre d'urbanisation permet une meilleure abondance ou richesse d'abeilles sauvages. Pour démontrer distinctement cette hypothèse, il aurait fallu faire un échantillonnage systématique au sein du Kauwberg.

L'analyse spatiale a été réalisé sur base d'une carte de classes d'occupation de sol. Cependant, cette méthode pourrait laisser penser que chaque tache de classes d'occupation des sols est considérée comme une entité infranchissable. Par exemple, une espèce retrouvée uniquement dans les potagers alors que ceux-ci semblent peu connectés, n'est pas vouée à rester dans cet unique site. Elle peut également prospérer dans les milieux ouverts aux alentours, destinés à devenir des corridors ou des zones tampons des espèces des potagers. Effectivement, ces corridors permettent une certaine connectivité entre les habitats. C'est dans ce contexte qu'il serait intéressant de ne plus voir chaque tache comme une entité, mais plutôt de créer un réseau écologique cohérent (Figure 26). Cette connectivité influence la dispersion des espèces, qui affecte les flux de gènes et donc l'entièreté de la structure génétique des populations au sein du paysage (Kimberly, 2019).

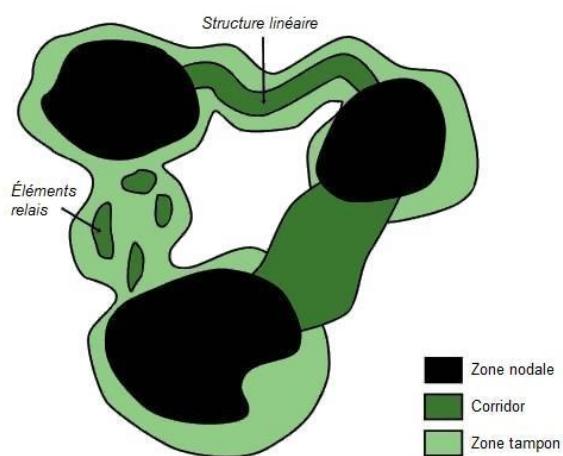


Figure 26 : Structure type d'un réseau écologique (source : Bernier et Théau, 2013).

Les résultats du modèle linéaire simple inspiré de la régression PLS vont parfois à l'encontre de ce que l'on aurait pu imaginer. Par exemple, les milieux couverts semblent faire augmenter les indices de biodiversité dans le modèle. Cependant, il ne faut pas oublier que dans ce type de modèle, les éléments ne doivent pas être pris à part les uns des autres. Ces coefficients de régression partiels représentent l'effet d'une variable et ce, dans un modèle qui contient déjà l'effet des autres variables. Par exemple, dans une situation réelle, la taille d'un site n'augmente pas de manière indépendante des autres variables. De plus, les sites choisis peuvent présenter des configurations particulières qui vont à l'encontre de ce qui est observé en moyenne ailleurs. Au vu du petit nombre de sites, il se peut que cette moyenne s'en voit impacter et que les résultats ne suivent pas les explications traditionnelles. Il est cependant à souligner qu'aucun système écologique ne reste constant au cours du temps, ce qui est un problème lorsqu'on y applique une régression linéaire (Kimberly, 2019).

Les deux paragraphes précédents font référence à ce que Pickett et Thompson ont appelé la dynamique des taches (1978). En effet, les taches subissent des changements continuels et le paysage peut être vu comme une mosaïque de taches successives de tailles variables. Cette dynamique de taches implique des changements constants du paysage.

Les corrélations dont les résultats sont disponibles au tableau 11 peuvent être plus facilement interprétables. Par exemple, la taille du site, qui ne devrait pas être négativement corrélés à l'abondance et la richesse, l'est puisque les sites les plus prospères sont la sablière et les potagers, qui se veulent particulièrement étroits. Leurs ressources alimentaires et de nidification expliquent leur succès et non la taille du site.

Le pourcentage de potagers aux 2 échelles reste d'ailleurs le plus positivement corrélés à la richesse et l'abondance, ce qui prouve l'efficacité des potagers pour attirer les abeilles. Malgré leur petite taille, ils pourraient être installés plus régulièrement dans les parcs et les zones protégées en tant que refuges. L'IIC est la variable paysagère la plus positivement corrélée aux 3 indices de diversité alpha. En effet, la connectivité permet aux espèces de se déplacer d'un site à l'autre et donc d'augmenter la diversité et l'équitabilité de chaque site. La connectivité, influençant un grand nombre de processus écologiques comme le flux de gènes et la redistribution des individus, pourrait être étudiée comme une variable indépendante des autres variables paysagères dans une étude de l'influence du paysage (Goodwin, 2003). Aussi, Kindlmann et Burel (2008) affirment que la plupart des études associe un paysage à une valeur de connectivité alors qu'il serait préférable d'étudier la connectivité selon 2 dimensions : selon le paysage et les individus. En effet, il existe la connectivité fonctionnelle et structurelle (Kimberly, 2019). La connectivité structurelle, comme calculée dans ce cadre, réfère à l'adjacence des taches ou la présence de corridors tandis que la connectivité fonctionnelle incorpore la réponse des organismes à la structure du paysage. Bien que ça n'ait pas été réalisé, il serait intéressant de se pencher plus amplement sur cette connectivité fonctionnelle. De plus, les seuils de connectivité, bien qu'ils aient une grande importance dans les conséquences écologiques, ne doivent pas être associées aux seuils d'extinction ou de dispersion notamment (Kimberly, 2019). Dans ce cadre, la non connectivité des potagers n'implique pas que le seuil de non-dispersion est atteint par exemple. L'ensemble de processus à différente échelles est responsable des seuils écologiques (extinction et dispersion) et pas le seuil de connectivité uniquement (Kimberly, 2019).

La densité de taches est également positivement corrélée à l'abondance et la richesse. Cette affirmation va dans le sens de l'étude de Hopfenmüller (2014) et Faith et al. (2011), qui soutenait qu'un paysage plus hétérogène était lié à une bonne richesse. Au sein du Kauwberg, de nombreuses perturbations peuvent avoir lieu, notamment par les activités anthropiques. Ces perturbations peuvent avoir un effet positif ou non sur l'hétérogénéité (Figure 27). Il faut de ce fait réguler et contrôler au maximum les différentes activités qui y ont lieu pour promouvoir la meilleur dynamique de paysage.

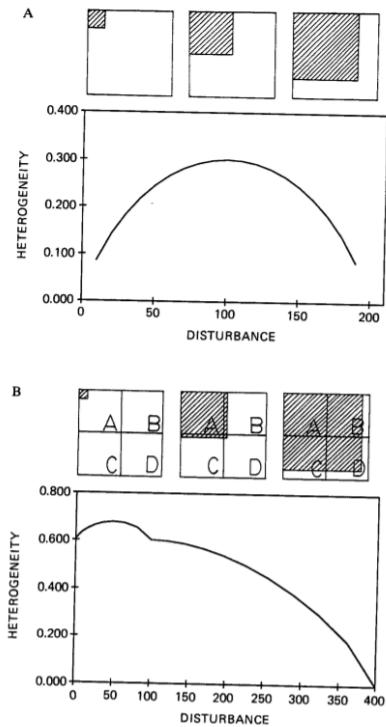


Figure 27 : Interaction entre les perturbations et l'hétérogénéité du paysage. Source : Kolassa & Rollo, 1991.

Il aurait été préférable de faire cette même étude à plus large échelle qu'uniquement sur le Kauwberg afin d'étudier l'impact de la structure paysagère urbaine. En effet, les sites étaient très proches les uns des autres. De ce fait, les indices paysagers ont été réalisées sur des surfaces qui se recouvaient en majorité.

Finalement, la classe d'occupation de sol « habitation » pourrait être beaucoup plus détaillée. Dans ce cadre, des surfaces imperméables sont certainement assemblées à des jardins fort fleuris, ce qui n'est pas correct dans l'étude.

6.7 FOCUS SUR LES POTAGERS

Ces zones montrent les meilleures abondances et richesses du Kauwberg. Il serait donc envisageable d'inclure de petites zones de potagers dans des habitats naturels ou des zones protégées pour accroître la biodiversité. Il est important de souligner que l'inverse est également vrai : les pollinisateurs sont en retour essentiels pour la production de fruits et de légumes dans les potagers (Hausmann, 2015).

Un des projets futurs du Kauwberg était de réunir tous les sites de potagers en un. Cette action n'agirait pas dans le sens de l'augmentation et de la sauvegarde de biodiversité. Cette unification marquerait une concentration de certaines espèces et donc une augmentation des possibles maladies.

Après avoir interrogé les quelques gérants des potagers, il est clair que chacun y applique ses méthodes et qu'une large variété de culture se retrouve dans les 6 potagers du Kauwberg. La diversité de cultures qui y est appliquée est assez attractive pour les pollinisateurs, mais il est clair que certaines variétés attirent bien plus les pollinisateurs et sont donc à valoriser : par exemple, les plantes d'artichauts seront butinées par les espèces oligolectiques des *Asteraceae* comme les *Heriades* et *Panurgus* ou encore l'ail, les oignons et les poireaux seront butinés par les espèces spécialisées du genre *Hylaeus* (Pauly, 2019b).

En plus de maintenir la diversité et la production alimentaire, ceux-ci permettent des fonctions culturelles et récréationnelles très bénéfiques à la population urbaine (Zasada, 2011). Ces milieux

constituent donc un avantage véritable pour la durabilité des villes (Taylor Lovell, 2010). Dans ces conditions, Turo et Gardiner (2009) soulignent qu'il faut donc concilier les objectifs de sauvegarde des habitats et des abeilles avec les préoccupations des résidents urbains. Effectivement, la ville ne doit pas être uniquement définie par son contexte paysager mais également par son contexte social, économique et culturel (selon le rapport de l'Union Européenne sur les politiques régionales en 2011).

7 RECOMMANDATIONS ET CONCLUSION

En conclusion, la présente étude a bel et bien confirmé l'intérêt en termes de biodiversité des parcs verts urbains. Au vu du nombre d'espèces en présence, le Kauwberg constitue un refuge pour les abeilles à Uccle grâce à ses nombreux habitats.

Il est tout de même important de prendre du recul et d'observer l'ensemble du paysage. En effet, les études comme celles-ci pourraient être menées à plus large échelle afin de développer un réseau écologique cohérent. Les habitats et plus globalement les parcs comme le Kauwberg, doivent être inclus dans des projets qui maximisent les zones de refuges et de nidification tout en minimisant l'isolation. Les recherches de Goddard et al. (2009) notamment ont montré qu'il pourrait être intéressant d'intégrer les jardins privés à ce réseau, ce qui complèterait bien la continuité des habitats du Kauwberg.

Il est à noter que la densité de taches a un certain poids sur les indices de diversité alpha (Tableau 11). En effet, la densité de tache élevée implique une hétérogénéité d'habitats. Cela pourrait s'expliquer par le fait qu'une grande diversité de polliniseurs est favorisée par une diversité d'habitats du paysage (Kleijn et al., 2006 ; Ropars et al., 2020). Cependant, malgré une grande diversité, il faut maintenir la continuité de ceux-ci pour favoriser leur dispersion (Hadded et al., 2003). C'est dans ce climat que la trame verte et bleue a été mise en place, notamment à Bruxelles, afin de maintenir cette connectivité et le flux d'espèces (Bruxelles-Environnement, 2000). L'efficacité sur les communautés d'abeilles de ces trames a été prouvée par l'étude de Houard et al. en 2011.

Au-delà des facteurs paysagers, l'impact des facteurs locaux sur les communautés d'abeilles n'est plus à démontrer. La construction de surfaces imperméables notamment implique une diminution de sols propices à la nidification et la disparition de végétaux à l'échelle locale. Or, de nombreuses études ont montré que les ressources alimentaires et de nidification constituent les facteurs les plus importants pour le maintien de large communautés d'abeilles (McIntyre et Hostetler ,2001; Cane et al., 2006; Goulson et al., 2008; Ahrné et al., 2009). Il est donc nécessaire par différentes méthodes de maintenir ou d'améliorer les sites de nidifications ainsi que des ressources florales indigènes diversifiées et de qualité (Coupey et al., 2014 ; Fortel et al., 2016 ; Turo et Gardiner, 2019).

A une échelle plus locale, les habitats potentiels pour les abeilles doivent être gérés en adéquation avec la sauvegarde de ces dernières. Deux approches sont proposées par Murray et al. (2009) : une approche de conservation des espèces cibles, par exemple *A. angustior* qui est proche de la menace sur la liste rouge à l'échelle de la Belgique, qui consiste à protéger légalement une (ou plusieurs) espèce en diminuant les raisons de leur mortalité (Byrne et Fitzpatrick, 2009) ou une approche s'appliquant directement sur les habitats importants. Cette dernière approche pourrait s'appliquer au Kauwberg, bien que les conséquences des méthodes de gestion appliquées soient peu étudiées (Turo et Gardiner, 2019). Différentes méthodes peuvent être préférées comme la fauche ou la diminution des interventions. Aussi, une partie des abeilles nichant dans les petites cavités, il pourrait dès lors être intéressant de maintenir des micro-habitats en laissant des bois morts sur place (Coupey et al., 2014). Néanmoins, ce type d'espèces sont parfois favorisées en milieux urbains grâce à leurs aptitudes opportunistes à utiliser les cavités des structures urbanisées (Geslin et al., 2016). La majorité des

espèces nichant au sol, il est également primordial de conserver les terres nues qui constituent des zones majeures (Matteson et Langellotto, 2010).

Parmi ces sols nus, la sablière se révèle être un habitat d'exception. Ce terrain se creuse facilement et offre à de nombreux insectes, même à forte exigence écologique, la possibilité de s'y installer (Lemoine, 2013). Pour qu'elle exprime le maximum de son potentiel, elle doit être ensoleillée et à l'abri du vent mais sans tassemement. Il pourrait être intéressant de la fermer au public durant les périodes de reproduction et de nidification afin d'éviter le piétinement. En ce qui concerne les autres sols nus abritant des nids, un décapage régulier ou une suppression ponctuelle de la végétation pourrait éviter un recouvrement total du milieu et ainsi maintenir des zones thermophiles sans ombre (Lemoine, 2013). Au Kauwberg, les saules aux alentours de la sablière doivent être maintenus car ils constituent l'une des principales ressources alimentaires des espèces printanières (Lemoine, 2013)

Finalement, cette étude a montré l'intérêt majeur des potagers pour les abeilles sauvages. Ces zones constituent une zone de refuge importante avec de nombreuses ressources qui sont à conserver à tout prix, d'autant plus dans les zones urbaines.

8 ANNEXES

Annexe 1 : Tableau du nombre d'individus de chaque espèce identifiées en 2020 en fonction du site d'échantillonnage.

Genre/espèce	C1 s	C2	C3	C4	C6	C7 r	O1	O2	O3	O4	O5	O6	P1 a	P1 b	P2 a	P2 b	P3 a	P3 b
Andrena/barbilabris																	1	
Andrena/bicolor	1					1			1				1					
Andrena/chrysosceles	1																	
Andrena/cineraria									1									
Andrena/dorsata	1				3	2	4	3	5	8	3	4	1	5	1	3	9	8
Andrena/flavipes							1	2	2	1	3	1	2		9		2	3
Andrena/florea									2			3						
Andrena/fulvago									1					4	1	1		
Andrena/fulvida			1														1	
Andrena/haemorrhoa									1									
Andrena/helvolia									2			3						
Andrena/labiate															1	1		
Andrena/minutula	1 7			1	1				2	2	1	1	6	1 0	1 7		4	1
Andrena/nitida									1					1				
Andrena/rosae															1			
Andrena/subopaca	2	2	2		1				1			1	1					
Andrena/trimmerana			1			1									1		1	
Andrena/viridescens												1						
Anthidium/manicatum															7		3	
Anthophora/furcata	1														1		1	
Anthophora/plumipes														1		1		
Apis/mellifera	4 2	6 0		1 4	1 0	8 4	8 0	4 2	3 9	1 0	2 4	2 8	6 8	5 8	2 8	3 0	1 2	2 9
Bombus/bohemicus	1											1						
Bombus/hortorum			1		1	2						1				5	1	2
Bombus/hypnorum	1	2	1	2	1	1			1			2						3
Bombus/lapidarius							2	1	4	6	1	2	2	2	2	2	2	3
Bombus/lucorum	1	4	2	5	1	6	3	1	3	2	3	1	1	2		5	6	3
Bombus/norvegicus		4	1	1	8	2												
Bombus/pascuorum		7	5	1	3	1	2	7	2	2	1	2	1	2	3	3	3	3
Bombus/pratorum		9	2		4	4			1					3		1	1	1
Bombus/sylvestris					4	1				1			1					
Bombus/terrestris	3 8	1 6	1 3	1 0	1 9	1 1	2 2	2 4	3 0	3 4	2 9	2 0	1 5	1 3	1 6	3 1	5 1	5 1
Bombus/vestalis										3						3	4	
Ceratina/cyanea										1		1				1		1
Cercopis/vulnerata							2	1										
Chelostoma/campanularum												1	1		1			

Chelostoma/florisomme					1	8	6	2	1	5		2	1	1
Chelostoma/rapunculi				1		1								
Coelioxys/rufescens										1				
Colletes/cunicularius	6													
Colletes/hederae	1 5	3			1	8	3			1			7	
Dasypoda/hirtipes			1	8 4 0	3	7	2	4	4	2	3	2 7	3	4
Episyphus/balteatus							1							
Halictus/rubicundus								2						
Halictus/scabiosae			1		6	5	1	3	1					
Halictus/sexcinctus					1			1						
Heriades/truncorum					1		6 1 7	1	1 0		2		2 7	2
Hylaeus/brevicornis				1	1	1	1	1			1 3	1	7	
Hylaeus/communis	1			3		1	2	2	1	2	6	8	1 7	1 0
Hylaeus/confusus				2						1	2		3	1
Hylaeus/dilatatus						3								
Hylaeus/hyalinatus						1				8	1			5
Hylaeus/pictipes							1			1				1
Hylaeus/punctulatissimus												2		
Hylaeus/styriacus										1				1
Lasioglossum/calceatum		1 1			1	3		1	3	2		1 1	3	1 1
Lasioglossum/fulvicorne											1			1
Lasioglossum/laticeps	1	1			1		1		1	1	5	1	2	2
Lasioglossum/lativentre		1		3					1					
Lasioglossum/leucozonium	4					3		1	2		1	4	1 1	4
Lasioglossum/morio	1	1		6		3		2	2	3	2	5	2	8 7
Lasioglossum/sexnotatum			1			1					2		1	6
Lasioglossum/vilosulum											1			
Macropis/fulvipes										1	1		3	
Megachile/centricularis										2				1
Megachile/ericetorum														1
Megachile/leachella						2								
Megachile/pyrenaea			1											
Megachile/rotundata								1						
Megachile/versicolor								1				1		
Nomada/fabriciana	1	1			1						1		1	
Nomada/flavoguttata	1 1	2				3		3		1	1	6	2	
Nomada/fucata							3	1	1					
Nomada/fulvicornis			1											
Nomada/goodeniana											2			
Nomada/marshamella			1 2				1	1	2			4		

Nomada/sheppardana	1										2	1	1	1
Nomada/zonata							4	1				1		3
Osmia/bicornis			1						7	1				2
Osmia/leiana						1		1				1		
Osmia/leucomelana						1	3	1				4		
Osmia/niveata					3							1		
Panurgus/calcaratus		1		1	2	6		1	1		1		1	
Seladonia/tumulorum					2		1	1	5			1		1
Sphecodes/albilabris	4									1				
Sphecodes/crassus	2								1		1			
Sphecodes/ephippius	1		1			1		2	1				4	
Sphecodes/gibbus	1											1		
Sphecodes/hyalinatus							1							
Sphecodes/majalis									1					
Sphecodes/miniatus	7								2			1	1	
Sphecodes/monilicornis						1				1	1	1	1	1
Sphecodes/puncticeps										1				2
Stelis/breviuscula								1						
Stelis/phaeoptera								1						

Annexe 2 : Indices de biodiversité (richesse observée, abondance, indice de diversité alpha) en 2020.

sites	richesse	abondance	Simpson	Shannon	Pielou
C1sab	19	73	0.8737099	2.429346	0.5718897
C2	15	60	0.8494444	2.228576	0.57042191
C3	15	39	0.7968442	2.142021	0.54826746
C4	11	38	0.7603878	1.763628	0.50980282
C6	18	57	0.8956602	2.526601	0.60591042
C7ros	19	79	0.8662073	2.386767	0.56186623
O1	16	157	0.669804	1.618125	0.40453125
O2	20	133	0.7864775	1.966503	0.45500595
O3	29	132	0.8702938	2.552382	0.52539975
O4	27	141	0.8973392	2.690102	0.56575513
O5	37	156	0.9057364	2.876319	0.55213451
O6	40	178	0.8982452	2.801417	0.52639137
P1a	21	155	0.7711134	2.081521	0.4739004
P1b	34	197	0.8728388	2.664774	0.52379233
P2a	28	157	0.8766279	2.522422	0.5247006
P2b	32	160	0.8896094	2.701626	0.5403252
P3a	29	156	0.8754109	2.583185	0.53174045
P3b	40	209	0.8814359	2.760008	0.51861054

Annexe 3 : Valeurs indicatrices des espèces (IndVal) et leur p-valeur (2020)

Espèces	Couvert	Ouvert	Potager	p-valeur
Andrena/barbilabris	0	0	0,17	1,00
Andrena/bicolor	0,17	0,17	0	1,00

Andrena/chrysosceles	0,17	0	0	1,00
Andrena/cineraria	0	0,17	0	1,00
Andrena/dorsata	0,05	0,45	0,45	0,25
Andrena/flavipes	0,01	0,42	0,27	0,22
Andrena/florea	0	0,33	0	0,3
Andrena/fulvago	0	0,02	0,43	0,18
Andrena/fulvida	0,08	0	0,08	1,00
Andrena/haemorrhoa	0	0,17	0	1,00
Andrena/helvola	0	0,17	0	1,00
Andrena/labiata	0	0	0,33	0,31
Andrena/minutula	0,15	0,06	0,5	0,21
Andrena/nitida	0	0,08	0,08	1,00
Andrena/rosae	0	0	0,17	1,00
Andrena/sp. 1	0	0	0,17	1,00
Andrena/sp. 2	0	0,33	0	0,29
Andrena/subopaca	0,47	0,15	0	0,07
Andrena/trimmerana	0,17	0	0,17	1,00
Andrena/viridescens	0	0,17	0	1,00
Anthidium/manicatum	0	0	0,33	0,28
Anthophora/furcata	0,06	0	0,22	0,75
Anthophora/plumipes	0	0	0,33	0,29
Apis/mellifera	0,07	0,45	0,46	0,26
Bombus/bohemicus	0,08	0,08	0	1,00
Bombus/hortorum	0,15	0,01	0,31	0,51
Bombus/hypnorum	0,42	0,14	0,04	0,21
Bombus/lapidarius	0	0,69	0,25	0,01
Bombus/lucorum	0,39	0,27	0,29	0,68
Bombus/norvegicus	0,83	0	0	0,005
Bombus/pascuorum	0,08	0,34	0,56	0,007
Bombus/pratorum	0,49	0,01	0,15	0,11
Bombus/sylvestris	0,28	0,03	0	0,54
Bombus/terrestris	0,21	0,43	0,36	0,23
Bombus/vestalis	0	0,05	0,23	0,52
Ceratina/cyanea	0	0,17	0,17	1,00
Chelostoma/campanularum	0	0,06	0,22	0,74
Chelostoma/florisomme	0	0,46	0,26	0,24
Chelostoma/rapunculi	0,08	0,08	0	1,00
Coelioxys/rufescens	0	0	0,17	1,00
Colletes/cunicularius	0,17	0	0	1,00
Colletes/hederae	0,16	0,16	0,07	0,98
Dasypoda/hirtipes	0	0,59	0,4	0,13
Halictus/rubicundus	0	0,17	0	1,00
Halictus/scabiosae	0	0,78	0,01	0,005
Halictus/sexcinctus	0	0,33	0	0,31
Heriades/truncorum	0	0,48	0,18	0,13
Hylaeus/brevicornis	0	0,16	0,4	0,43

<i>Hylaeus/communis</i>	0,02	0,11	0,81	0,001
<i>Hylaeus/confusus</i>	0,04	0	0,52	0,05
<i>Hylaeus/dilatatus</i>	0	0,17	0	1,00
<i>Hylaeus/hyalinatus</i>	0	0,01	0,47	0,13
<i>Hylaeus/pictipes</i>	0	0,06	0,22	0,73
<i>Hylaeus/punctulatissimus</i>	0	0	0,17	1,00
<i>Hylaeus/styriacus</i>	0	0	0,33	0,3
<i>Lasioglossum/calceatum</i>	0,04	0,44	0,31	0,22
<i>Lasioglossum/fulvicorne</i>	0	0	0,33	0,29
<i>Lasioglossum/laticeps</i>	0,09	0,09	0,54	0,09
<i>Lasioglossum/lativentre</i>	0,27	0,03	0	0,51
<i>Lasioglossum/leucozonium</i>	0,03	0,22	0,32	0,54
<i>Lasioglossum/morio</i>	0,1	0,08	0,64	0,02
<i>Lasioglossum/sexnotatum</i>	0,02	0,02	0,41	0,17
<i>Lasioglossum/vilosulum</i>	0	0	0,17	1,00
<i>Macropis/fulvipes</i>	0	0	0,5	0,08
<i>Megachile/centuncularis</i>	0	0	0,33	0,31
<i>Megachile/ericetorum</i>	0	0	0,17	1,00
<i>Megachile/leachella</i>	0	0,17	0	1,00
<i>Megachile/pyrenaea</i>	0,17	0	0	1,00
<i>Megachile/rotundata</i>	0	0,17	0	1,00
<i>Megachile/versicolor</i>	0	0,08	0,08	1,00
<i>Nomada/fabriciana</i>	0,13	0,03	0,13	1,00
<i>Nomada/flavoguttata</i>	0,05	0,11	0,35	0,33
<i>Nomada/fucata</i>	0	0,5	0	0,08
<i>Nomada/fulvicornis</i>	0,17	0	0	1,00
<i>Nomada/goodeniana</i>	0	0	0,17	1,00
<i>Nomada/marshamella</i>	0,09	0,18	0,06	0,89
<i>Nomada/sheppardana</i>	0,03	0	0,56	0,05
<i>Nomada/zonata</i>	0	0,19	0,15	0,75
<i>Osmia/bicornis</i>	0	0,02	0,45	0,13
<i>Osmia/leaiana</i>	0	0,22	0,06	0,73
<i>Osmia/leucomelana</i>	0	0,28	0,07	0,23
<i>Osmia/niveata</i>	0	0,13	0,04	1,00
<i>Panurgus/calcaratus</i>	0,04	0,61	0,04	0,06
<i>Seladonia/tumulorum</i>	0	0,5	0,13	0,12
<i>Sphecodes/albilabris</i>	0,13	0,03	0	1,00
<i>Sphecodes/crassus</i>	0,08	0,04	0,04	1,00
<i>Sphecodes/ephippius</i>	0,07	0,2	0,07	0,78
<i>Sphecodes/gibbus</i>	0,08	0	0,08	1,00
<i>Sphecodes/hyalinatus</i>	0	0,17	0	1,00
<i>Sphecodes/majalis</i>	0	0,17	0	1,00
<i>Sphecodes/miniatus</i>	0,11	0,03	0,06	1,00
<i>Sphecodes/monilicornis</i>	0	0,03	0,69	0,01
<i>Sphecodes/puncticeps</i>	0	0	0,33	0,29
<i>Stelis/breviuscula</i>	0	0,17	0	1,00

Stelis/phaeoptera	0	0,17	0	1,00
--------------------------	---	------	---	------

Annexe 4 : Indices paysagers pour les buffers de 250m autour de chaque site.

Site	% zones imperméables	Indice de Shannon	Densité de taches	IIC	% potagers	% zones ouvertes	% zones couvertes
O1	12,0927778	1,357473	98,18391	0,13044	1,6373179	19,756694	49,1916146
O2	14,4607109	1,468501	89,27461	0	1,45144817	16,9585292	40,9963703
O3	5,56068492	1,218239	77,27511	0,08784	1,1190403	25,8422123	56,2886282
O4	13,1846804	1,269374	70,28866	0,08204	0	18,1155974	45,9669104
O5	11,3787758	1,169346	71,87305	0,18436	0,05895048	21,9109634	54,0975153
O6	7,52832655	1,094857	73,49981	0,09531	1,95074635	21,5480672	61,415271
C1	14,1412829	1,279449	105,9761	0,05917	2,17720125	21,5995798	52,2634829
C2	7,72847902	1,144168	75,62594	0,33402	2,71769238	25,7253123	56,9923444
C3	5,07709471	1,275193	59,72102	0,22392	0,38810751	20,7884257	52,6076995
C4	7,58928854	1,339157	57,94968	0,23607	50,0742695	22,2386128	0,42802465
C6	16,3471269	1,286342	96,51092	0,35522	0	19,2837021	35,7970856
C7	15,652682	1,27042	80,77122	0,40278	41,0116375	17,2859174	41,0116375
P1a	19,6928045	1,415477	165,6726	0	3,31888374	18,1078969	40,4373347
P1b	21,8185699	1,396754	193,3656	0	3,67715309	11,7460818	41,4720205
P2a	0	0,5895529	41,32402	0	1,41538858	21,3493195	77,2277855
P2b	0	0,5494243	53,693	0	1,47139657	18,2908063	80,2351859
P3a	13,2610289	1,272826	107,3499	0	4,22824894	17,0959689	52,9936185
P3b	20,6318342	1,346737	119,0215	0	4,32585337	11,6922716	44,8505095

Annexe 5 : Indices paysagers pour les buffers de 500m autour de chaque site.

Site	% zones imperméables	Indice de Shannon	Densité de taches	IIC	% potagers	% zones ouvertes	% zones couvertes
O1	19,9475827	1,489505	57,7832	0,0705	0,98493867	11,7337936	31,9174833
O2	18,1041033	1,469491	55,01606	0,03436	0,98340583	9,98778797	33,975251
O3	15,1871061	1,463482	61,75652	0,04542	0,9255166	15,8967551	42,6525085
O4	13,1420356	1,413871	58,0242	0,02065	0,60951866	15,6963863	39,04061
O5	15,1916919	1,429287	48,35468	0,04488	0,66991475	14,9997737	38,0421645
O6	15,8612354	1,408281	58,91616	0,02232	0,67273567	15,3886966	37,8797988
C1	21,6598229	1,392965	64,85124	0,00671	1,20953482	14,5527385	34,2020534
C2	17,8677796	1,460036	61,07345	0,12175	0,97422825	15,0826877	38,570548
C3	12,4949243	1,44385	62,64469	0,15999	0,92582375	17,7971084	45,9344521
C4	9,66509904	1,402004	61,46601	0,16537	0,70466678	19,4985347	46,5385498
C6	15,9483776	1,321139	55,96597	0,10387	0,71029288	14,8968187	34,6275816
C7	17,6385439	1,270399	62,10987	0,09702	0,73062988	12,9628381	32,5547724
P1a	20,0879532	1,366136	92,34585	0,03178	1,07868634	18,8906654	34,193806
P1b	22,4111537	1,366596	89,23019	0	1,05870776	17,9031177	31,367244
P2a	6,19971834	1,1945	101,1645	0,0056	1,90975132	25,6924993	57,857048
P2b	6,59011754	1,219467	79,6115	0,03701	1,79635747	26,0164987	56,5796172
P3a	13,9138324	1,269633	55,93154	0,03701	1,62434099	17,1319499	49,6641538
P3b	15,3347434	1,294228	64,7782	0,03701	1,64509376	16,1165494	45,5113125

Données de biodiversités	
Données recherchées	Packages
Diversité alpha (Simpson, Shannon, Piélou), Chao 1, courbe d'accumulation, rang d'abondance, richesse spécifique	Vegan (Oksanen et al., 2015)
Taux de couverture et courbe de raréfaction	iNEXT
PCoA	Vegan, Ade4
Diversité beta (Sorensen)	Betapart, Vegan, BiodiversityR (Baselga et Orme, 2012)
Données paysagères	
Rastérisation	Raster, Fasterize
Indice de diversité de Shannon, densité de taches	LandscapeMetrics (Hesselbarth et al. 2019).
Indice intégral de connectivité (IIC)	Iconnect
Statistiques	
Modèle linéaire et corrélation	Regclass, corrplot, stats
Mise à l'échelle	Base

9 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Ahrné, K., Bengtsson, J. & Elmquist, T., 2009. Bumble Bees (*Bombus spp*) along a gradient of increasing urbanisation. *PloS One*
- Akinwande, M., Dikko, H. and Samson, A., 2015. Variance Inflation Factor: As a Condition for the Inclusion of Suppressor Variable(s) in Regression Analysis. *Open Journal of Statistics*, 5, 754-767. doi: [10.4236/ojs.2015.57075](https://doi.org/10.4236/ojs.2015.57075).
- Alberti, M., 2005. The effects of urban patterns on ecosystem function. *Int. Reg. Sci. Rev.* 28, 168-192.
- Anderson, M. J., et al. 2011. Navigating the multiple meanings of b diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*. 14,19–28.
- Azpiazu, C., Bosch, J., Bortolotti, L. et al., 2011. Toxicity of the insecticide sulfoxaflor alone and in combination with the fungicide fluxapyroxad in three bee species. *Sci.Rep.* 11, 6821. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-86036-1>
- Banaszak-Cibicka, W. and Zmihorski, M., 2012. Wild bees along an urban gradient: winners and losers. *J Insect Conserv.* 16: 331–343.
- Bartholomé, O. & Lavorel, S., 2019. Disentangling the diversity of definitions for the pollination ecosystem service and associated estimation methods. *Ecological Indicators* 107, 105576
- Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecol. Biogeogr.* 19, 134–143.

- Baselga, A. & Orme, C.D.L., 2012. Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods Ecol. Evol.*, 3, 808–812.
- Bates, A.J., Sadler, J.P., Fairbrass, A.J., Falk, S.J., Hale, J.D., Matthews, T.J., 2011. Changing bee and hoverfly pollinator assemblages along an urban-rural gradient. *PLoS ONE* 6, e23459
- Bailey, S., 2014. Quelle est la contribution des lisières forestières à la structuration des assemblages d'abeilles sauvages dans les paysages agricoles ?. Sciences de l'environnement. Doctorat en Ecologie des communautés d'abeilles, Université d'Orléans.
- Bellehumeur, C. and Legendre, P., 1998. Multiplescale sources of variating in ecological variables : modeling spatial dispersion, elaborating sampling designs. *Landscape Ecology*, 13, 15-25.
- Bernier, A. et Théau, J., 2013. Modélisation de réseaux écologiques et impacts des choix méthodologiques sur leur configuration spatiale : analyse de cas en Estrie (Québec, Canada). *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne]. 13, 2.
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., et al., 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313: 351–354.
- Bischoff I, Feltgen K & Breckner D., 2003. Foraging strategy and pollen preferences of *Andrena vaga* (Panzer) and *Colletes cunicularius* (L.) (Hymenoptera : Apidae). *Journal of Hymenoptera Research* 12(2) : 220-237.
- Bretagnolle, V. & Gaba S., 2015. Weeds for bees? A review. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 891–909. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0302-5>
- Brittain, C. & Potts, S.G., 2011. The potential impacts of insecticides on the life-history traits of bees and the consequences for pollination. *Basic and Applied Ecology*, 12, 321–331.
- Brose, U. et al., 2003. Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. – *Ecology* 84: 2364–2377
- Brose, U. and Martinez, N. D., 2004. Estimating the richness of species with variable mobility. *Oikos* 105: 292/300.
- Burkman, C.E. & Gardiner, M.M., 2014. Urban greenspace composition and landscape context influence natural enemy community composition and function. *Biological Control*, 75, 58–67.
- Burkle, L.A., Marlin, J.C. & Knight, T.M., 2013. Plant–pollinator interactions over 120 years: loss of species, cooccurrence, and function. *Science*, 339, 1611–1615.
- Cadenasso, M. L., Steward, P. T.-A. & Schwarz, K., 2007. Spatial heterogeneity in urban ecosystems: reconceptualising land cover and a framework for classification. *Front Ecology Environment*, 5 (2), 80-88.
- Cameron, S.A., Lozier, J.D., Strange, J.P., Koch, J.B., Cordes, N., Solter L.F. & Griswold T.L., 2011. Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. 108, 662–667.
- Campbell, J. W., Hanula, J. L., & Waldrop, T. A., 2007. Effects of prescribed fire and fire surrogates on floral-visiting insects of the blue ridge province in North Carolina. *Biological Conservation* 134, 393–404.
- Cane, J.H., 1991. Soils of ground-nesting bees (Hymenoptera: Apoidea): texture, moisture, cell depth, and climate. *Journal of Kansas Entomological Society*, 64, 406–413.

- Cane, J. H., 2001. Habitat fragmentation and native bees: a premature verdict ? *Conservation Ecology*. 5, 3.
- Cane, J.H., 2005. Bees, pollination, and the challenges of sprawl. In: Johnson, E.A., Klemens, M.W. (Eds.), *Nature in Fragments: The Legacy of Sprawl*. Columbia University Press, New York, pp. 109–124
- Cane, J.H. & Sipes, S., 2006. Characterizing floral specialization by bees: analytical methods and a revised lexicon for oligolecty. In: Waser NM, Ollerton J, eds. *Plant-pollinator interactions from specialization to generalization*. Chicago, IL: University of Chicago Press, 99–122.
- Cane, J.H., Minckley, R.L., Kervin, L.J., Roulston, T.H., Williams, N.M., 2006. Complex responses within a desert bee guild (Hymenoptera : Apiformes) to urban habitat fragmentation. *Ecological Applications*. 16, 632–644.
- Cao, Y. et al., 2007. Effects of sample standardization on mean species detectabilities and estimates of relative differences in species richness among assemblages. – Am. Nat. 170: 381–395
- Carvalheiro, L.G., Kunin, W.E., Keil, P., Aguirre-Gutiérrez, J., Ellis, W.N., Fox, R., Groom, Q., Hennekens, S., Van Landuyt, W., Maes, D., Van de Meutter, F., Michez, D., Rasmont, P., Ode, B., Potts, S.G., Reemer, M., Roberts, S.P.M., Schaminée, J., DeVries, M.F.W. and Biesmeijer, J.C., 2013. Species richness declines and biotic homogenization have slowed-down for NW-European pollinators and plants. *Ecology Letters*. 16, 870–878.
- Carvell, C., Roy, D. B., Smart, S. M., Pywell, R. F., Preston, C. D. & Goulson, D., 2006. Declines in forage availability for bumblebees at a national scale. *Biological conservation*. 132(4), 481-489.
- Chao, A., Colwell, R. K., Lin, C. W. & Gotelli, N. J., 2009. Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators. *Ecology* 90:1125–1133.
- Chao, A. & Jost, L., 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. – *Ecology* 93: 2533–2547.
- Collins, J.P., Kinzig, A., Grimm, N.B., Fagan, W.F., Hope, D., et al., 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: 416–425.
- Colwell, R.K. & Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions : Biological Sciences*. 345 (1311) : 101-118.
- Coupey, C., Mouret, H., Vaissiere, B., Visage, C., Vyghen, F., 2014. Favoriser les abeilles sauvages et la nature en ville - Guide de gestion écologique des espaces verts urbains et périurbains. *ARTHROPOLOGIA et INRA PACA*, 117 p.
- Coupey, C., Mouret, H., Fortel, L., Visage, C., Vyghen, F., Aubert, M., Vaissiere, B.E., 2015. Helping wild bees and nature find a home in the city – a guide for ecological green space management in urban and peri-urban areas. 128 pp.
- Danforth, B.N., 2007. Bees - a primer. *Current Biology*. 17, 156-161
- Dauber, J., Mirsch, M., Simmering, D., Waldhardt, R., Otte, A. & Wolters, V., 2003. Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 98, 321–329.
- Dengler, J., 2009. Which function describes the species-area relationship best ? A review and empirical evaluation Journal of Biogeography. 36 (4) : 728–744.

- Dramstad, W. E., 1996. Do bumblebees (Hymenoptera: Apidae) really forage close to their nests? *Journal of Insect Behavior*, 9, 163–182.
- Drossart, M., Rasmont, P., Vanormelingen, P., Dufrêne, M., Folschweiller, M., Pauly, A., Vereecken, N. J., Vray, S., Zambra, E., D'Haeseleer, J. & Michez, D., 2019. Belgian Red List of bees. Belgian Science Policy 2018 (BRAIN-be - (Belgian Research Action through Interdisciplinary Networks). Mons: *Presse universitaire de l'Université de Mons*. 140 p.
- Eickwort, G. C., & Ginsberg, H. S., 1980. Foraging and mating behavior in Apoidea. *Annual Review of Entomology*, 25:421–446.
- Elmqvist, J., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., Wilkinson, K., 2013. Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities. *Springer*, New York.
- Faeth, S.H., Bang, C. & Saari, S., 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Ann. N. Y. Acad. Sci.*, 1223, 69–81.
- Farina, A., 2000. Landscape Ecology in Action. *Kluwer*, Dordrecht.
- Fetridge, E.D., Ascher, J.S., Langelotto, G.A., 2008. The bee fauna of residential gardens in a suburb of New York City (Hymenoptera: Apoidea). *Ann. Entomol. Soc. Am.* 101, 1067–1077.
- Franzen, M., Nilsson, S.G., 2010. Both population size and patch quality affect local extinctions and colonizations. *Proceedings of the Royal Society. Biological Sciences*. 277 (1678): 79–85
- Forman, R.T.T., Godron, M., 1986. Landscape Ecology. *Cambridge University Press*, Cambridge.
- Forman, R. T. T., 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. *Cambridge University Press*, Cambridge, England.
- Fortel, L., Henry, M., Guilbaud, L., Guirao, A.L., Kuhlmann, M. et al., 2014. Decreasing Abundance, Increasing Diversity and Changing Structure of the Wild Bee Community (Hymenoptera: Anthophila) along an Urbanization Gradient. *PLoS ONE* 9(8): e104679.
- Fortel, L., Henry, M., Guilbaud, L., Mouret, H., Vaissiere, B.E., 2016. Use of human-made nesting structures by wild bees in an urban environment. *J. Insect Conserv.* 20, 239–253.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10841-016-9857-y>
- Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J., Vaissière, B. E., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecol. Econ.* 68, 810–821. doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.06.014
- Gallai, N., Vaissière, B.E., Potts, S.G. and Salles, J., 2011. Assessing the monetary value of global crop pollination services. In Kareiva P, Tallis H, Ricketts TH, Daily GC and Polasky S (eds). *Natural Capital: Theory and practice of mapping ecosystem services*, *Oxford University Press*, Oxford, UK.
- Gardener, M. 2014. Community Ecology. Analytical Methods Using R and Excel. Pelagic Publishing, Exeter, 556 pp.
- Garibaldi, L.A. et al., 2013. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science*. 340(6127): 1608-1611
- Gaspar, C., Leclercq, J. & Wonville, C., 1975. Examen synoptique des 784 premières cartes de l'Atlas Provisoire des insectes de Belgique. *Annales*.

- Gathmann, A., Tscharntke, T., 2002. Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology*. 71: 757–764.
- Geslin, B., Le Féon, V., Folschweiller, M., Flacer, F., Carmignac, D., Motard, E., Perret, S., Dajoz, I., 2016. The proportion of impervious surfaces at the landscape scale structures wild bee assemblages in a densely populated region. *Ecology and Evolution*. 6(18): 6599-6615.
- Goodwin, B.J., 2003. Is landscape connectivity a dependent or independent variable? *Landscape ecology*. 18 : 687-699.
- Grall, J. & Coic, N., 2005. Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Rapport Ifremer DYNECO/VIGIES/06-13/REBENT.
- Grundel, R., Frohnapple, K.J., Jean, R.P., Pavlovic, N.B., 2011. Effectiveness of Bowl Trapping and Netting for Inventory of a Bee Community. *Environ. Entomol.*, 40: 374– 380.
doi:10.1603/EN09278
- Guillot, G., & Rousset, F., 2013. Dismantling the Mantel tests. *Methods in Ecology and Evolution*. 4 : 336-344.
- Gustafson, E.J., Parker, G.R., 1992. Relationships between landcover proportion and indexes of landscape spatial pattern. *Landsc Ecol* 7:101–110
- Haddad, N.M., Bowne, D.R., Cunningham, A., Danielson, B.J., Levey, D.J., Sargent, S., Spira, T., 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology*, 84, 609-615.
- Hadley, A.S., Betts, M.G., 2012. The effects of landscape fragmentation on pollination dynamics: absence of evidence not evidence of absence. *Biological Reviews*. 87 (3), 526–544.
- Hernandez, J. L., Frankie, G. W. and Thorp, R. W., 2009. Ecology of urban bees: a review of current knowledge and directions for futures studies. *Cities and the Environment*, 2 (1) 3: 15 pp.
- Hesselbarth, M.H.K., Sciaiani, M., With, K.A., Wiegand, K., Nowosad, J., 2019. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. - *Ecography* 42:1648-1657(ver. 0).
- Hooper, D.U., Chapin III, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol. Monogr.* 75, 3–35.
- Hopfenmüller, S., Steffan-Dewenter, I. & Holzschun, A., 2014. Trait specific responses of wild bee communities to landscape composition, configuration and local factors. *PLoS ONE*. 9 (8) e104438 : pp. 10
- Hostetler, M. 2001. The importance of multi-scale analyses in avian habitat selection studies in urban environments. in: J.M. Marzluff, (Ed.) *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Kluwer Academic,; 139–154
- Houard, X., Jaulin, S., Dupont, P., 2011. Les insectes dans la trame verte et bleue. *Insectes*. 161 : 25-28.
- Humphries, C., 2012. Life in the concrete jungle. *Nature*. 491, 514-515.
- Jauker, B., Krauss, J., Jauker, F., Steffan-Dewenter, I., 2013. Linking life history traits to pollinator loss in fragmented calcareous grasslands. *Landscape Ecol.* 28 (1), 107–120.
- Johnson, E.A. & Klemens, M.W., 2005. Nature in fragments: the legacy of sprawl. *Columbia University Press*, New York.

- Jost, L., 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88, 2427–2439.
- Kerr, J. T., Pindar, A., Galpern, P., Packer, L., Potts, S. G. et al., 2015. Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science*. 349(6244), 177-180.
- Kimberly, A., 2019. Essential of Landscape Ecology; Oxford University Press: Oxford, UK.
- Kindlmann, P., & Burel, F., 2008. Connectivity measures: A review. *Landscape Ecology*. 23 : 879-890.
- Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Díaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E.J.P., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., Verhulst, J., West, T.M., Yela, J.L., 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecol. Lett.* 9, 243–254.
- Klein, A.-M., Vaissiere, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C. & Tscharntke, T., 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. Proceedings of the Royal Society B, *Biological Sciences*. 274(1608), 303-313
- Kolasa, J., & Rollo, C.D., 1991. Introduction: The heterogeneity of heterogeneity: A glossary. Pp. 1-23 in *Ecological Heterogeneity* (J. Kolasa & S.T.A. Pickett, Editors). Springer-Verlag, New-York.
- Kotliar, N. B. & Wiens, J. A., 1990. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos*. 59, 253-260.
- Kremen, C., Williams, N.M., Aizen, M.A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., et al., 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*. 10, 299–314.
- Lawton, J.H., 2000. Community ecology in a changing world. *Ecology Insitute*. Oldendorf/Luhe. Germany.
- Legendre, P., & Fortin, M.-J., 2010. Comparison of the Mantel test and alternative approaches for detecting complex multivariate relationships in the spatial analysis of genetic data. *Molecular Ecology Resources*. 10 : 831-844.
- Le Féon, V., Schermann-Legionnet, A., Delettre, Y., Aviron, S., Billeter, R. et al., 2010. Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee communities: a large scale study in four European countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 137(1-2), 143-150.
- Lemoine, G., 2013. Abeilles sauvages et sablières. *Insectes*. 4(171) ; 7 – 10
- Lovell, ST., 2010. Multifunctional urban agriculture for Sustainable land use planning in the United States. *Sustainability* 2:2499–2522. doi: 10.3390/su2082499
- Ludwig, J.A., and Reynolds, J.F. 1988. Statistical ecology. John Wiley & Sons, New York. p. 337.
- Machlis, G. E., Force, J. E., and Burch, W. R., 1997. The human ecosystem part I: The human ecosystem as an organising concept in ecosystem management. *Society and Natural Resources*. 10(4), 347-68
- Magurran, A.E., 2004. Measuring Biological Diversity. *Blackwell Publishing*, Oxford, UK.
- Matheson, A., Buchmann, S.L., O'Toole, C., Westrich, P. and Williams, I.H., 1996. The conservation of bees. *Proceedings of the Linnean Society of London* vol. 18.
- Matteson, K. C., and Langelotto, G. A., 2009. Bumblebee abundance in New York City community gardens: implications for urban agriculture. *Cities and the Environment*. 2, 5.

- Matteson, K.C., Langellotto, G.A., 2010. Determinates of inner city butterfly and bee species richness. *Urban Ecosyst.* 13, 333–347. <https://doi.org/10.1007/s11252-010-0122-y>
- McDonnell, M. J., and S. T. A. Pickett, eds., 1993. Humans as components of ecosystems: The ecology of subtle human effects and populated areas. New York: Springer-Verlag.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O., 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Machlis, G.E., Force, J.E., & Burch, W.R., 1997. The human ecosystem as an organizing concept in ecosystem management. *Society Natural Resources.* 10, 347–367.
- Marcon, E., 2015. Mesures de la Biodiversité. Agroparistech, 256 p.
- Mc Cune, F., 2018. *Impact de l'apiculture urbaine et du paysage urbain sur les abeilles sauvages* (Doctoral dissertation, Université Laval).
- McDonnell, M.J. & Hahs, A.K., 2013. The future of urban biodiversity research: Moving beyond the ‘low-hanging fruit’. *Urban Ecosystems.* 16, 397-409.
- McIntyre, N. E., Knowles-Yáñez K., & Hope D., 2000. Urban ecology as an interdisciplinary field: differences in the use of “urban” between the social and natural sciences. *Urban Ecosystems.* 4, 5- 24.
- McIntyre, N.E., Hostetler, M.E., 2001. Effects of urban land use on pollinator (Hymenoptera: Apoidea) communities in a desert metropolis. *Basic Appl Ecol.* 2, 209–218
- McIntyre, N.E., Rango, J., Fagan, W.F., Faeth, S.H., 2001. Groundarthropod community structure in a heterogeneous urbanenvironment. *Landscape and Urban Planning* 52,257–274.
- McFrederick, Q.S. and LeBuhn, G., 2006. Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae)? *Biological Conservation.* 129 (3), 372–382.
- McGarigal, K., Cushman S.A., and Ene, E., 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst
- McKinney, M.L., 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *Bioscience.* 52, 883–890.
- McKinney, M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation.* 127, 247–260.
- McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst* 11, 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- Mevik, B.H., Wehrens, R., 2007. “The pls Package: Principal Component and Partial Least Squares Regression in R.” *Journal of Statistical Software*, 18(2). URL <http://www.jstatsoft.org/v18/i02/>.
- Michener, C.D., 2007. The Bees of the World, second ed. *The Johns Hopkins University Press*, Baltimore, p953.
- Michez, D. and Vereecken, N., 2010. Les abeilles sauvages, une biodiversité insoupçonnée. Université Libre de Bruxelles, Belgique, 5 P.
- Morandin, L.A., Winston, M.L., Franklin, M.T. & Abbott, V.A., 2005. Lethal and sub-lethal effects of spinosad on bumble bees (*Bombus impatiens* Cresson). *Pest Manag. Sci.*, 61, 619–626.

Mouillot, D. and Lepêtre, A. 1999. A comparison of species diversity estimators. *Popul. Ecol.* 41: 203/215

Mouret, P.H.; Carre, G.; Roberts, S.P.M.; Morison, N.; Vaissiere, B.E., 2007. Mise en place d'une collection d'abeilles (Hymenoptera, Apidae) dans le cadre d'une étude de la biodiversité. *Osmia*, 1, 8–15

Müller, A. & 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, Issue 4, 719–733, <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2008.01113.x>

Murray, T.E., Kuhlmann, M., Potts, S.G., 2009. Conservation ecology of bees: populations, species and communities, *Apidologie* 40, 211– 236.

Musy, M., 2014. *Une ville verte — Les rôles du végétal en ville*, Edition Quae, 200 p.

Nagendra, H., 2002. Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Appl. Geogr.* 22, 175–186.

Nieto, A., Roberts, S.P.M., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., García Criado, M., Biesmeijer, J., Bogusch, P., Dathe, H.H., De la Rúa, P., et al., 2014. European red list of bees. International Union for conservation of nature. Luxembourg: Publication Office of the European Union. 84 p. ISBN: 978-92-79-44512-5. doi:10.2779/77003

Normandin, É., Vereecken, N. J., Buddle, C. M. & Fournier, V., 2017. Taxonomic and functional trait diversity of wild bees in different urban settings.

Norton, B. A., Evans, K. L. & Warren, P. H., 2016. Urban biodiversity and landscape ecology: patterns, processes and planning. *Current Landscape Ecology Reports* 1, 178–192.

Oksanen, J., 2015. Vegan: An introduction to ordination. URL [Http:// cran. R- Project.Org/web/packages/vegan/vignettes/introvegan. Pdf](http://cran.R-project.Org/web/packages/vegan/vignettes/introvegan.pdf), 8, 19.

Ollerton, J., Winfree, R. and Tarrant, S., 2011 How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120, 321–326.

Pahl, M., Zhu, H., Tautz, J., Zhang, S., 2011. Large Scale Homing in Honeybees. *PLoS ONE* 6(5): e19669.

Palm, R., 1999. L'analyse des composantes principales: principes et applications. Notes de statistiques et d'informatique (Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques, Gembloux, Belgique).

Palmer, M.W., 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology* 71 : 1195– 1198.

Pasqual-Hortal, L., Saura, S., 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landsc Ecol* 21:959–967

Pauly, A., 2019a. Abeilles de Belgique et des Régions limitrophes (Insecta: Hymenoptera: Apoidea). Famille Halictidae. *Faune de Belgique*, 513 pp.

Pauly, A., 2019b. Contribution à l'inventaire des abeilles sauvages de la Région de Bruxelles-Capitale et de la Forêt de Soignes (Hymenoptera: Apoidea). *Belgian Journal of Entomology*, 79: 1-160.

Peet, R. K., 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, 285-307

- Petel, T., 2015. Etude de l'influence des paramètres du paysage urbain sur la diversité des communautés d'abeilles sauvages en Région de Bruxelles-Capitale.
- Peters, G., 1972. Ursachen für den Rückgang der seltenen heimischen Hummelarten (Hym., Bombus et Psithyrus). *Entomologische Berichte*, Berlin. 9, 85-90.
- Pickett, S.T.A., & Thompson, J.N., 1978. Patch dynamics and the design of natures reserves. *Biological Conservation*. 13 : 27-37.
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Zipperer, W. C., and Costanza, R., 2001. Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 32, 127-57.
- Pielou, E.C., 1966. - Shannon's formula of specific diversity : its use and misuse. Amer. Nat., 100 : 463-465.
- Pielou, E. C., 1976. *Population and community ecology*. Chicago: Gordon & Breach.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. and Kunin, W.E., 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*. 25, 345–53.
- Ramezani, H., Holm, S., Allard, A., and Ståhl, G., 2010. Monitoring landscape metrics by point sampling: accuracy in estimating Shannon's diversity and edge density. *Environmental Monitoring and Assessment*, 164: 403-421.
- Rasmont, P. & Mersch, P., 1988. Première estimation de la dérive faunique chez les Bourdons de la Belgique (Hymenoptera, Apidae). *Annls Soc. r. Zool. Belg.* 118(2), 141- 147.
- Rasmont, P. & Iserbyt, S. 2010–2013: Atlas of the European Bees: genus Bombus. – 3rd Edition. – STEP Project, Atlas Hymenoptera, Mons, Gembloux. , retrieved on 24 September 2014.
- Rasmont, P. & Iserbyt, S., 2012. The Bumblebees Scarcity Syndrome: Are heat waves leading to local extinctions of bumblebees (Hymenoptera: Apidae: Bombus)??. In *Annales de la Société entomologique de France*, Vol. 48, No. 3-4, pp. 275-280). Taylor & Francis Group.
- Rasmont, P., Genoud, D., Gadoum, S., Aubert, M., Dufrène, E., et al., 2017b. Hymenoptera Apoidea Gallica: liste des abeilles sauvages de Belgique, France, Luxembourg et Suisse. *Atlas Hymenoptera*, Université de Mons, Mons, Belgium, 15 p.
- Rasmont, P., Devalez, J., Pauly, A., Michez, D. & Radchenko, V. G., 2017a. Addition to the checklist of IUCN European wild bees (Hymenoptera: Apoidea). In *Annales de la Société entomologique de France* (NS), (Vol. 53, No. 1, pp. 17-32). Taylor & Francis.
- Requier, F. & Le Féon, V., 2017. L'écologie des abeilles et ses enjeux pour l'agriculture: Volet 2 - Un mariage fragile. 177, 27-33.
- Robertson, C., 1925. Heterotrophic bees. *Ecology*. 6, 412-436.
- Romey, W.L., Ascher, J.S., Powell, D.A., Yanek, M.,.. 2007. Impacts of logging on midsummer diversity of native bees (Apoidea) in a northern hardwood forest. *Journal Of The Kansas Entomological Society*, 80, 327-338.
- Ropars, L., Dajoz, I., Fontaine, C., Muratet, A., Geslin, B., 2019. Wild pollinator activity negatively related to honey bee colony densities in urban context. *PLoS ONE* 14(9): e0222316. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0222316>
- Ropars, L., Affre, L., Schurr, L., Flacher, F., Genoud, D., Mutillod, C., & Geslin, B., 2020. Land cover composition, local plant community composition and honeybee colony density affect wild bee

species assemblages in a Mediterranean biodiversity hotspot. *Acta Oecologica*, 104, 103546.
<https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103546>

Roswell, M., Dushoff, J., Winfree, R., & Roswell, M., 2020. Graduate Program in Ecology and Evolution.
<https://doi.org/10.1111/oik.07202>

Roulston, T. H., Smith, S. A., & Brewster, A. L., 2007. A comparison of pan trap and intensive net sampling techniques for documenting a bee (Hymenoptera: Apiformes) fauna. *J. Kans. Entomol. Soc.* 80: 179–181.

Savard, J.P.L., Clergeau, P., Mennechez, G., 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*. 48, 131–142.

Schmidt, K., and Westrich, P. 1993. Colletes hederae n. sp., eine bisher unerkannte, auf Efeu (Hedera) spezialisierte Bienenart (Hymenoptera: Apoidea). *Entomol. Die Zeit*, 103: 89–93.

Shannon, C.E. and Weaver, W. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.

Shochat, E., Lerman, S., Andries, J., Warren, P., Faeth, S., Nilon, C., 2010. Invasion, competition, and biodiversity loss in urban ecosystems. *BioScience*. 60, 199–208.

Simpson, E., 1949. Measurement of Diversity. *Nature* 163, 688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>

Simpson, B.B., 1977. Breeding systems of a dominant perennial plants of two disjunct warm desert ecosystems. *Oecologia*, 27, 203–226.

Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K. and Merriam, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68, 571–573.

Thompson, K., Austin, K.C., Smith, R.M., Warren, P.H., Angold, P.G. & Gaston, K.J., 2003. Urban domestic gardens (I): putting small-scale plant diversity in context. *Journal of Vegetation Science*. 14, 71–78.

Tommasi, D., Miro, A., Higo, H.A. and Winston, M.L., 2004. Bee diversity and abundance in an urban setting. *The Canadian Entomologist*. 136(6), 851–869.

Turner, M. G., Gardner, R. H., & O'Neill, R. V. 2001. Landscape ecology in theory and practice : pattern and process. New York: Springer.

Turo K.J., Gardiner, M.M., 2019. From potential to practical: conserving bees in urban public green spaces. *Front. Ecol. Environ.* 17, 167–175.

Van Keymeulen, V., 2020. Travail de fin d'études : Préférences écologiques des abeilles solitaires sur revêtements urbains. (Unpublished master's thesis). Université de Liège, Liège, Belgique. Retrieved from <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/10216>

Vereecken, N., Toffin, E. & Michez, D., 2006. Observations relatives à la biologie et la nidification de quelques abeilles sauvages psammophiles d'intérêt en Wallonie. 2. Observations estivales et automnales. *Parcs et Réserves*. 61(4), 12–20.

Vereecken, N.J., Dufrêne, E. and Aubert. M., 2015. Sur la coexistence entre l'abeille domestique et les abeilles sauvages. Rapport de synthèse sur les risques liés à l'introduction de ruches de l'abeille domestique (*Apis mellifera*) vis-à-vis des abeilles sauvages et de la flore. Observatoire des Abeilles (OA), accessible sur www.oabeilles.net.

- Villemant, C., 2005. Les nids d'abeilles solitaires et sociales / Insectes n° 137. Retrieved from www.mybitoftheplanet.com
- Wang, Y-H, Yang, K-C, Bridgman, C.L., Lin, L.-K., 2008. Habitat suitability modelling to correlate gene flow with landscape connectivity. *Landscape Ecology*, 23, 989–1000.
- Wcislo, W.T., Cane, J.H., 1996. Floral resource utilization by solitary bees (Hymenoptera: Apoidea) and exploitation of their stored foods by natural enemies. *Annual Review of Entomology*. 41, 257–286.
- Weibull, A.-C., Bengtsson, J. and Nohlgren, E., 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*. 23, 743–750.
- Westphal, C., Bommarco, R., Carré, G., Lamborn, E., Morison, N., Petanidou, T., Potts, S.G., Roberts, S.P., Szentgyörgyi, H., Tscheulin, T., others, 2008. Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. *Ecol. Monogr.*, 78: 653–671.
- Westrich, P., 1989. Die Wildbienen Baden-Württembergs. Bd.1 Allgemeiner Teil: Lebensräume, Verhalten, Ökologie und Schutz. *Ulmer*, Stuttgart.
- Westrich, P., 1996. Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. The conservation of bees. London: *Academic press*. pp. 2–15.
- Williams, N.M., Winfree, R., 2013. Local habitat characteristics but not landscape urbanization drive pollinator visitation and native plant pollination in forest remnants. *Biological Conservation*, 160, 10–18.
- Willis, A. D., 2019. Rarefaction, alpha diversity and statistics. – *Front. Microbiol.* 10: 2407
- Willmer, P.G., Stone, G.N., 2004. Behavioral, Ecological, and Physiological Determinants of the Activity Patterns of Bees, in: Advances in the Study of Behavior. Elsevier, pp. 347–466.
- Willmer P., 2011. Pollination and floral ecology. *Princeton University Press*, Princeton.
- Winfree, R., Williams, N. M., Gaines, H., Ascher, J. S. & Kremen, C., 2007. Wild bee pollinators provide the majority of crop visitation across land-use gradients in New Jersey and Pennsylvania, USA. *Journal of Applied Ecology*. 45, 793–802
- Wilson, J.S., Griswold, T., Messinger, O.J., 2008. Sampling bee communities(Hymenoptera: Apiformes) in a desert landscape: are pan traps sufficient? *J Kans Entomol Soc* 81: 288–300.
doi:10.2307/25086445
- Wold, S., Sjöström, M. & Eriksson, L., 2001. "PLS-Regression: A Basic Tool of Chemometrics," *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*. 58 (2), 109–130.
- Woodcock, B.A., Bullock, J.M., Shors, R.F., Heard, M.S., Pereira, M.G., Redhead, J., Riddig, L., Dean, H., Sleep, D., Henrys, P., Peyton, J., Hulmes, S., Hulmes, L., Sárospataki, M., Saure, C., Edwards, M., Genersch, E., Knäbe, S., Pywell, R.F., 2017. Country-specific effects of neonicotinoid pesticides on honey bees and wild bees. *Science*. 356, 1393–1395
- Zasada, I., 2011. Multifunctional peri-urban agriculture—a review of societal demands and the provision of goods and services by farming. *Land Use Policy*. 28, 639–648.
- Ziter, C., 2016. The biodiversity–ecosystem service relationship in urban areas: a quantitative review. *Oikos* 125: 761–68.

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