

Université de Mons
Laboratoire de Zoologie

Impact du paysage
sur les communautés d'abeilles sauvages
dans la province du Hainaut, Belgique

Mémoire de fin d'études présenté par

Eulalie Ruelle

En vue de l'obtention du diplôme de

Master en Biologie des Organismes et Ecologie à Finalité

Spécialisée dans les métiers de l'éco-conseil

Directeur de mémoire : **Denis Michez**

Année académique 2020-2021

Ruelle, E. (2021). Impact du paysage sur les communautés d'abeilles sauvages dans la province du Hainaut, Belgique Master en biologie des organismes et écologie à finalité spécialisée dans les métiers de l'éco-conseil. Université de Mons.

Résumé

La population d'abeilles sauvages décline à l'échelle mondiale. La mise en réserve et la protection de certains habitats qui leur sont nécessaires est un des moyens pour enrayer leur déclin. Cependant, les milieux qui jouissent d'une protection à l'heure actuelle ne sont peut-être pas les plus intéressants pour protéger les abeilles et leur habitat.

Les paysages de la province du Hainaut en Belgique présentent une mosaïque de milieux différents comme des prairies, des terrils, des carrières, des friches, des parcs, des bois et reliant tous ces sites, des bords de routes qui peuvent servir de refuge à la biodiversité. La présente étude va comparer, tout d'abord, un milieu reconnu comme riche en abeilles : les prairies, à d'autres types de milieux moins étudiés dans ce cadre. Dans un second temps, tous ces types de milieux seront comparés d'un point de vue de leur intérêt pour la conservation abeilles.

L'objectif global de cette étude est de savoir où se trouve le plus grand nombre et la plus grande diversité d'abeilles dans le Hainaut et de comprendre l'impact que peut avoir le type de milieu et le paysage environnant sur ces communautés d'abeilles. Pour déterminer cela, 72 sites ont été collectés mensuellement de mai à septembre 2020.

Au total, 147 espèces ont été identifiées sur l'ensemble des milieux dont 85 sont présentes dans les prairies, ce qui en fait le milieu le plus divers mais aussi le plus abondant de cette étude. Le type de milieu impacte significativement les abeilles, au contraire du paysage alentour. Ce sont les carrières et les terrils qui présentent les communautés d'abeilles les plus rares et originales. Les milieux les plus modifiés par l'homme ont montré moins d'intérêt concernant la conservation des abeilles.

Les milieux à protéger en priorité sont donc les prairies, les carrières et les terrils. Les bois sont également des milieux très prometteurs, mais pas encore assez étudiés à ce jour.

Mots-clés : Abeilles sauvages – Type de milieu – Paysage – Prairie – Protection – Conservation- Traits fonctionnels

Remerciements

Je voudrais tout d'abord remercier M. Denis Michez, professeur à l'Université de Mons et promoteur de ce mémoire, pour sa guidance dans mon travail, le temps consacré à sa relecture, et les conseils méthodologiques et rédactionnels.

J'aimerais également remercier les responsables et le personnel de l'UMons dans l'encadrement de ces cinq années d'études qui m'ont menée jusqu'ici et qui s'achèvent avec les dernières pages de ce manuscrit.

Un merci va aux membres du laboratoire de zoologie et camarades qui, malgré cette année compliquée et le peu de contact, ont contribué à ce mémoire. Je citerai particulièrement Sara pour sa formation en statistique et sa bonne humeur générale, ainsi que Thomas pour l'identification des spécimens collectés et sa grande expertise dans le domaine des abeilles. Mais surtout Alexandre R., Alexandre L. et Martin, tous nos mémoires ayant une base commune, nous avons pu nous entraider et partager nos galères.

Je tiens tout particulièrement à remercier notre cher assistant de Zoologie, William Fioraliso, pour ses conseils, son expertise dans le domaine des statistiques, l'identification de plusieurs milliers d'abeilles, sa bonne humeur et ses réponses à toutes mes questions concernant ce mémoire.

Un autre merci va à mes binômes de chasse successifs et conducteurs, Rémi et Guillaume, dont les noms sont peut-être fichés par ma faute, ainsi qu'Adelson, mon frère, pour ces longues heures passées à chasser.

Toute ma gratitude va également envers ma tante, ma bonne-maman, ma belle-sœur, et surtout ma maman pour son du temps passé à la relecture de ce mémoire et son aide pour rendre ce manuscrit lisible par tous. J'espère avoir pu par ce biais vous intéresser et vous instruire à la cause des abeilles.

Enfin, je tiens à remercier de nouveau et de tout mon cœur la personne avec qui je partage ma passion pour la biologie, mais aussi une grande partie de ma vie, Guillaume. Merci pour ton soutien durant la réalisation de ce mémoire, ton aide à la chasse et à l'épingleage de mes abeilles, et surtout pour avoir été là pour moi dans les bons moments comme dans les mauvais.

Sommaire

Sommaire	3
Avant-propos	6
1. Introduction	7
1.1. Diversité et écologie des abeilles	7
1.1.1. Présentation générale	7
1.1.2. Diversité des abeilles	8
1.1.3. Écologie	9
1.1.4. Importance des pollinisateurs	14
1.1.5. Menace et déclin des pollinisateurs	16
1.1.6. Mesure de conservations	24
1.2. Les abeilles sauvages et les milieux semi-naturels	29
1.2.1. Différents types de milieux semi-naturels en Belgique	29
1.2.2. Contexte géographique et climatique du Hainaut	30
1.2.3. Importance des milieux semi-naturels ouverts	32
1.2.4. Diversité des abeilles au sein des milieux semi-naturels	33
2. Objectifs	35
3. Matériel et méthodes	36
3.1. Choix et description des sites	36
3.1.1. Choix des sites	36
3.1.2. Description de la flore	38
3.1.3. Cartographie	38
3.2. Échantillonnage des communautés d'abeilles	40
3.2.1. Technique de collecte	40
3.2.2. Fréquence et période de collecte	41
3.3. Détermination des individus et mise en collection	41
3.4. Collecte et synthèse des traits fonctionnels	42
3.5. Description des communautés d'abeilles rencontrées	43
3.5.1. Complétude des échantillons	43
3.5.2. Indices de biodiversité	44
3.5.3. Raréfaction	44
3.5.4. Diversité bêta	45
3.6. Analyses statistiques	45

3.6.1.	Différence des communautés selon le type de milieu	45
3.6.2.	Modélisation de l'impact du milieu sur la diversité	46
3.6.3.	Choix du meilleur modèle et model averaging.....	48
3.6.4.	Impact du milieu sur la diversité bêta	48
3.6.5.	Relation trait-environnement.....	49
4.	Résultats.....	51
4.1.	Composition des communautés d'abeilles sauvages dans les milieux semi-naturels ouverts.....	51
4.1.1.	Complétude de l'échantillon	51
4.1.2.	Description de la communauté d'abeilles des milieux semi-naturels ouverts	52
4.2.	Comparaison des communautés d'abeilles sauvages selon le type de milieu	61
4.2.1.	Complétude de l'échantillonnage.....	61
4.2.2.	Courbe de raréfaction et nombres de Hill.....	62
4.2.3.	Description des communautés entre les différents types de milieu.....	63
4.3.	Impact du type de milieux sur les communautés.....	66
4.3.1.	Impact du milieu sur l'abondance	66
4.3.2.	Impact du milieu sur Nombres de Hill raréfiés.....	67
4.3.3.	Impact du milieu sur la diversité bêta	69
4.4.	Impact du paysage sur les communautés d'abeilles sauvage en Hainaut	69
4.5.	Relation trait-environnement.....	71
5.	Discussion.....	73
5.1.	Caractéristiques de la communauté d'abeille des milieux semi-naturels ouverts	73
5.1.1.	Diversité alpha	73
5.1.2.	Abondance relative.....	74
5.1.3.	Variation spatiale	75
5.1.4.	Traits écologiques	76
5.1.5.	Choix floraux	76
5.2.	Comparaison des communautés d'abeilles présentes sur les différents types de milieux	77
5.2.1.	Diversité des communautés pour chaque type de milieux.....	77
5.2.2.	Originalité des communautés pour chaque type de milieux	77
5.2.3.	Statuts UICN communautés pour chaque type de milieux	78

5.2.4.	Traits écologiques des communautés pour chaque type de milieux.....	78
5.3.	Impact du milieu sur les communautés	79
5.3.1.	Impact du type de milieu	79
5.3.2.	Impact du type de milieu sur la diversité bêta	79
5.3.3.	Impact paysage et de l'environnement.....	79
5.3.4.	Impact sur les traits fonctionnels	81
6.	Conclusion.....	82
7.	Références bibliographiques	83
8.	Annexes.....	100
8.1.	Liste des sites.....	100
8.2.	Exemple de relevé botanique.....	102
8.3.	Tableau des occupations du sol pour tous les sites	102
8.4.	Liste des espèces et leurs traits écologiques.....	104
8.5.	Liste des espèces pour les milieux prairies.....	107

Avant-propos

Les premières modifications globales de la nature par les hommes commencent à la révolution agricole du néolithique avec l'arrivée d'une culture sur abattis-brûlis. Les arbres étaient abattus et brûlés, et grâce aux cendres résultantes, une année de culture était possible sur place. La nature était ensuite laissée en friche pendant plusieurs années (Mazoyer & Roudart, 2006). Les paysages de nos contrées sont donc modelés depuis des siècles par l'agriculture.

Au fil des ans et jusqu'à ce jour, 4 révolutions agricoles se sont succédées. Au cours de celles-ci, l'agriculture devint de plus en plus chimique, motorisée et mécanisée (Mazoyer & Roudart, 2006). Ces derniers changements se sont passés sur une courte période, ne laissant pas le temps à la faune de s'adapter à ce nouveau régime (Christians, 1998). Il en va de même avec l'urbanisation qui a explosé depuis quelques dizaines d'années (Antoine, 1996).

De plus en plus d'études sont réalisées pour connaître l'impact de l'évolution de notre société sur la faune et la flore ; nous nous intéresserons ici aux abeilles. Elles sont importantes, entre autres, pour la pollinisation de nos cultures agricoles et l'équilibre des écosystèmes. Elles jouent donc un rôle essentiel dans notre société, mais leur population est malheureusement en déclin à ce jour.

Je donnerai ici des pistes pour savoir quel milieu permet à quelles abeilles de s'y installer et de s'y alimenter, pour connaître où se trouve la plus grande diversité et pour apprendre quel élément du paysage peut avoir un impact sur ces communautés, pour la province du Hainaut. Le but est donc de comprendre quels milieux en particulier sont à conserver pour protéger nos abeilles, et pourquoi.

1. Introduction

1.1. Diversité et écologie des abeilles

1.1.1. Présentation générale

Les abeilles font premièrement partie de la classe des insectes, la plus cosmopolite et diversifiée des classes animales, avec plus d'un million d'espèces découvertes. Ces organismes font partie intégrante de notre vie (Gullan & Cranston, 2020).

L'ordre des hyménoptères, dont les abeilles, bourdons, guêpes et fourmis font partie, correspond seulement à un des 30 ordres d'insectes existants. Dans cet ordre, nous pouvons encore distinguer 2 sous-ordres : les Symphytes et les Apocrites. Ce dernier sous-ordre sera encore divisé en 2 avec les Aculéates et les Térébrants. Les Aculéates sont formés par 3 super-familles (Apoidea, Vespoidea et Chrysoidea) ; celle qui nous intéresse ici est la super-famille des Apoidea (figure 1) (Sharkey, 2007).

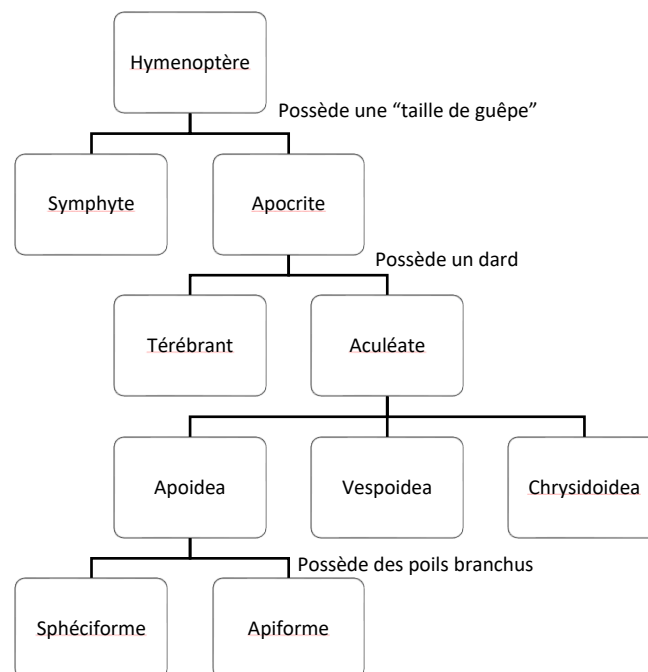


Figure 1: Classification des Apiformes (Ruelle basé sur la classification de Sharkey, 2007)

Il y a quelques années, nous parlions du groupe des Apoïdes pour désigner les abeilles en elles-mêmes, mais des études récentes ont bouleversé cette appellation en incorporant 4 familles de guêpes chasseuses sous ce terme. Il serait aujourd'hui plus correct de parler du groupe des Anthophila (Danforth et al., 2019) ou Apiformes (Michener, 2007).

Comme tout insecte, les abeilles sont caractérisées par un exosquelette composé de chitine et 6 pattes. Mais leurs corps seront recouverts, pour la plupart des espèces, de soies branchues leur permettant de transporter du pollen, ce qui est leur particularité (Michener, 2007).

Toutes les larves des Apiformes sont phytophages et vont être nourries de pollen et de nectar de fleurs. Cette nourriture va être récoltée par les femelles, elles auront donc des organes de récolte sur leur corps. Ce pollen peut aussi être transporté de manière interne pour certaines espèces (Xylocopinae, Hylaeinae) (Danforth et al., 2019).

1.1.2. Diversité des abeilles

Au niveau mondial, presque 20 000 espèces d'abeilles ont été découvertes à ce jour, dont 2 000 présentes en Europe (Nieto et al., 2014). Une petite partie seulement se retrouve dans notre pays avec 403 espèces répertoriées (Drossart et al., 2019).

On reconnaît à ce jour 7 familles d'abeilles : Apidae, Halictidae, Andrenidae, Megachilidae, Colletidae, Melittidae et les Stenotritidae (non-présente en Belgique) (Danforth et al., 2019) (figure 2). Le nombre d'espèces par famille, présentes pour différentes échelles spatiales, est donné par le tableau 1.

Tableau 1: Nombre d'espèces présentes par famille dans le monde (Danforth et al., 2019), l'Europe (Nieto et al., 2014), la Belgique (Drossart et al., 2019), la Wallonie (Drossart et al., 2019).

Nombre d'espèces	Dans le monde	En Europe	En Belgique	En Wallonie
Andrenidae	~3 000 sp.	465 sp.	93 sp.	81 sp.
Apidae	~6 000 sp.	561 sp.	101 sp.	97 sp.
Colletidae	~2 600 sp.	146 sp.	38 sp.	31 sp.
Halictidae	~4 500 sp.	314 sp.	86 sp.	82 sp.
Megachilidae	~4 000 sp.	442 sp.	76 sp.	67 sp.
Melittidae	~201 sp.	37 sp.	9 sp.	8 sp.
Total	~20 000 sp.	~2 000 sp.	403 sp.	366 sp.

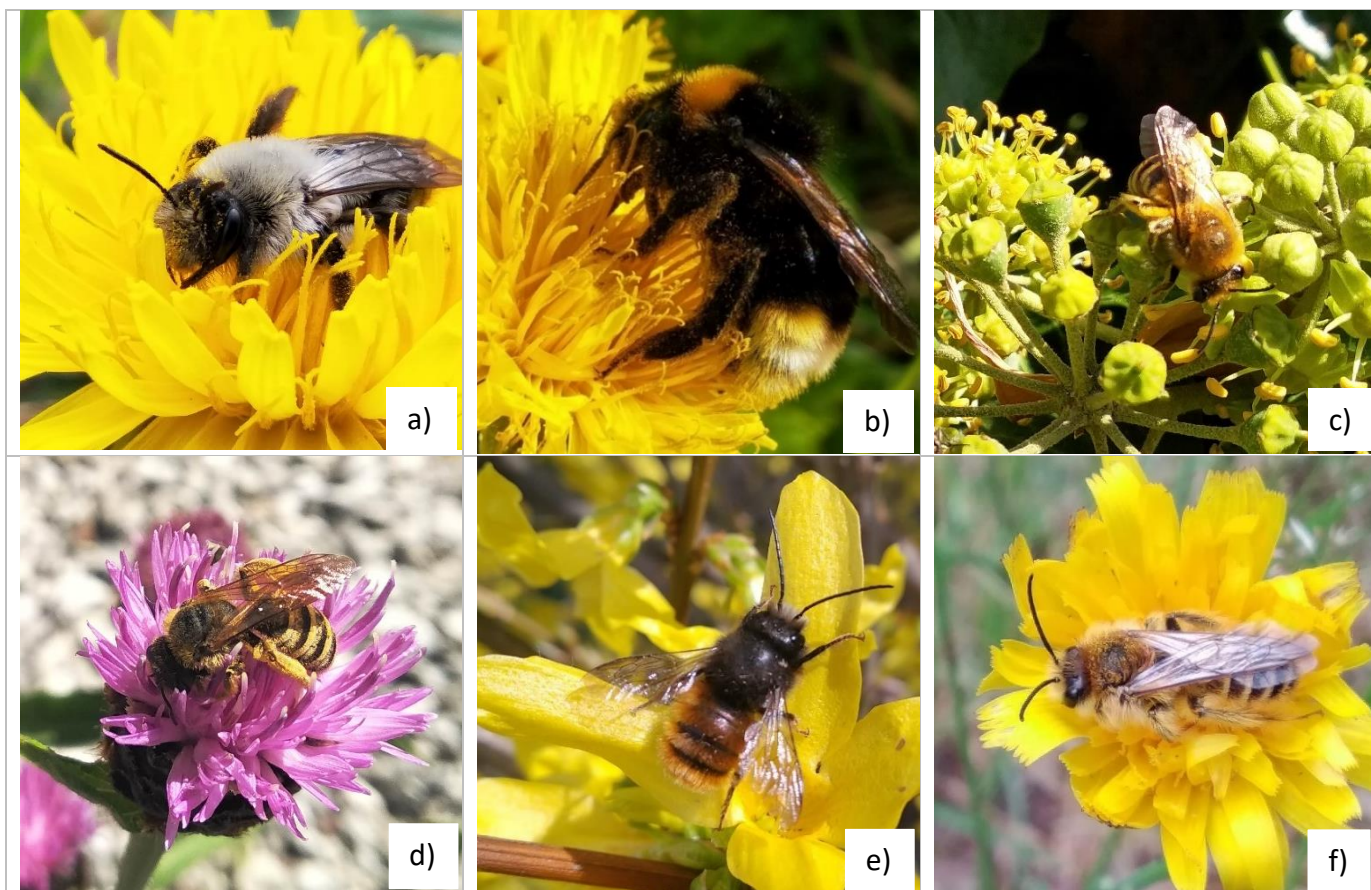


Figure 2 : Illustration des familles présentes en Belgique : a) Andrenidae : femelle d'*Andrena vaga*. b) Apidae : femelle de *Bombus vestalis*. c) Colletidae : mâle de *Colletes hederæ*. d) Halictidae : femelle d'*Halictus scabiosae*. e) Megachilidae : Mâle d'*Osmia bicornis*. f) Melittidae : Mâle de *Dasygaster hirtipes*, Photo crédit : Eulalie Ruelle

1.1.3. Écologie

Connaître l'écologie des abeilles permet de comprendre leurs besoins et leurs caractéristiques de vie. Les différents traits écologiques (socialité, nidification, lectisme) permettent de mieux comprendre le développement des communautés d'abeilles au sein du milieu, et la raison de leur présence à cet endroit (e.g. les abeilles terricoles nécessitent la présence de sol nu pour nidifier, une grande concentration d'abeilles eusocial s'explique par l'existence d'une ruche non-loin, ou le lien entre les abeilles spécialistes et leur plante de butinage).

Socialité

Les abeilles sauvages sont majoritairement solitaires (61 % des espèces en Belgique) (Drossart et al., 2019). On peut aussi les rencontrer en groupe ; plusieurs nids peuvent être construits les uns à côté des autres. Néanmoins, il n'y aura pas de coopération entre les différentes femelles comme cela se passe chez les espèces eusociales (11.5 % des espèces d'abeilles en Belgique)(Drossart et al., 2019).

L'eusocialité se définit par le fait d'avoir plusieurs castes d'une même espèce qui vivent et coopèrent sur plusieurs générations. Il y aura une caste fertile et une infertile, cette dernière s'occupant de la progéniture de la caste fertile (exemple : une ruche d'*Apis mellifera* ou de bourdon)(Crespi & Yanega, 1995). On peut ainsi différencier plusieurs niveaux de socialité avec du plus coopératif au moins coopératif : eusocial, eusocial primitif, quasi social, semi-social, communal et solitaire (Danforth et al., 2019; Michener, 1969).

Certaines espèces peuvent être parasitées par d'autres abeilles qui seront alors dites cleptoparasites (26 % des espèces de Belgique)(Drossart et al., 2019). On rencontre également pour quelques espèces un type de socialité particulier : le parasitisme social. Dans ce cas, une reine parasite va venir attaquer et remplacer la reine hôte. Les ouvrières vont alors s'occuper de la progéniture de l'abeille parasite, ne se rendant pas compte du changement (e.g. *Psithyrus* et *Bombus*)(Danforth et al., 2019; Küpper & Schwammberger, 1995).

Phénologie

Comme discuté plus haut, il existe des abeilles solitaires et sociales ; leur mode de développement va beaucoup varier en fonction de cette socialité (Wcislo et al., 2017).

Présentes de mars à octobre selon les espèces, les abeilles solitaires auront généralement une génération par an, coïncidant avec la période de floraison de leur plante nourricière de prédilection. Ces espèces sont appelées univoltines. D'autres espèces avec plusieurs générations existent également : elles seront appelées multivoltines (Wojcik et al., 2008).

On va donc retrouver les différentes espèces abeilles solitaires à des moments distincts de l'année et généralement pour une courte période. Elles vont également réaliser une diapause lors de leur stade larvaire ou adulte, soit pour passer l'hiver, soit pendant plusieurs années en attendant que les conditions de vie idéales soient rassemblées (figure 3) (Danforth et al., 2019).

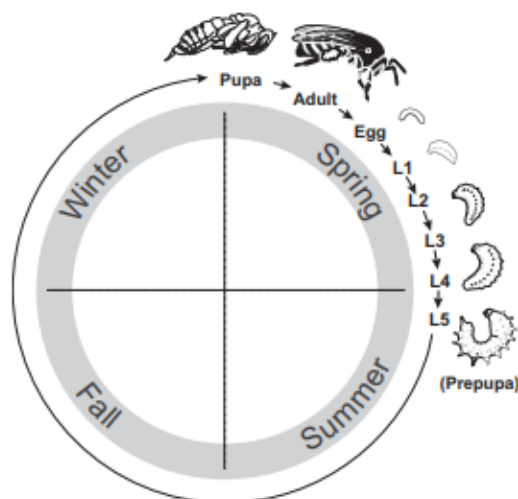


Figure 3: Cycle de vie typique des abeilles solitaires (Danforth et al., 2019)

En comparaison, les abeilles eusociales volent pendant plusieurs mois, leurs nids pouvant être annuels (*Bombus*) ou survivre pendant plusieurs années (*Apis*). Un système de castes assez complexe sera ici mis en place : tout d'abord, la reine, fondatrice du nid, s'occupera de la première génération d'ouvrières. Ce sont ces ouvrières qui, par la suite, s'occuperont des larves et iront récolter du pollen, tandis que la reine, elle, restera dans le nid pour y pondre ses œufs. Vers la fin de l'été, la colonie commence à produire des mâles et des reines vierges. Si la ruche meurt en fin d'année, ce cycle sera donc annuel et de nouvelles reines fécondées hiberneront pendant l'hiver. Toutefois, si le nid est pérenne, ce cycle se déroulera plusieurs fois pour une même ruche (Requier & Le Féon, 2017a).

Nidification

Il y a différents types de nids (figure 4) : ceux se trouvant dans des cavités préexistantes (espèce cavicole), ceux creusés directement dans le sol (espèce terricole), ceux se trouvant dans des tiges creuses (espèce caulicole), ceux creusés dans le bois mort (espèce xylicole) ou encore ceux construits de toute pièce (Danforth et al., 2019; Requier & Le Féon, 2017).



Figure 4: Diversité des lieux de nidifications chez les abeilles sauvages (Requier & Le Féon, 2017)

Les nids creusés dans le sol sont les plus courants : plus de 49 % des abeilles sont terri-
coles en Belgique (Drossart et al., 2019). Les femelles d'abeilles solitaires vont naturellement
se rassembler à certains endroits pour nidifier (Requier & Le Féon, 2017a) ; en effet, il faut
bien souvent des conditions précises pour pouvoir construire leur nid. Ces conditions concer-
nent notamment la texture du sol, l'emplacement, l'occupation du sol et l'aspect (Danforth et
al., 2019). Ces sites de nidification sont parfois réutilisés de génération en génération, et cela,
jusqu'à des dizaines d'années (phénomène de philopatry) (Danforth et al., 2019; Yanega,
1990).

D'autres vont récolter de la matière végétale (fibre, résine) ou bien de la boue, les mé-
langer avec des sécrétions et en former un mélange. Elles vont grâce à cela pouvoir construire
des nids et les accrocher sur différentes surfaces (tronc, tige de plante, etc.) (Danforth et al.,
2019).

Finalement, certaines abeilles vont utiliser un espace déjà existant comme des coquilles d'escargot, une fissure dans une jointure de mur, des petits terriers, etc. (Danforth et al., 2019).

Tout cela concerne les abeilles qui construisent des nids ; en effet, certaines abeilles sont des parasites (cleptoparasite ou parasite social) et vont venir pondre leurs œufs dans les nids d'autres espèces (Danforth et al., 2019).

Choix floraux

On retrouve deux guildes (ensemble d'animaux partageant un trait écologique) au sein des abeilles : la guilde des langues longues (Apidae, Megachilidae) et la guilde des langues courtes (Melitidae, Halictidae, Colletidae, Andrenidae, Stenotritidae). La longueur des langues va définir le type de fleurs butinées préférentiellement par les différentes guildes ; les langues courtes iront butiner des fleurs à corolles courtes (Asteraceae, Apiaceae, ...) et les langues longues vont butiner des fleurs à corolles longues (Lamiaceae, Fabaceae, ...) (Terzo & Rasmont, 2007).

Cependant, ces choix floraux ne sont pas exclusifs car des abeilles à langues courtes peuvent avoir proportionnellement des langues longues et inversement. Des abeilles à langue courte peuvent donc butiner des fleurs à corolle longue. En effet, cette division en guilde se base sur la taille relative des différentes pièces formant l'appareil buccal des abeilles, et non pas sur la longueur totale de la langue (figure 5) (Danforth et al., 2019).

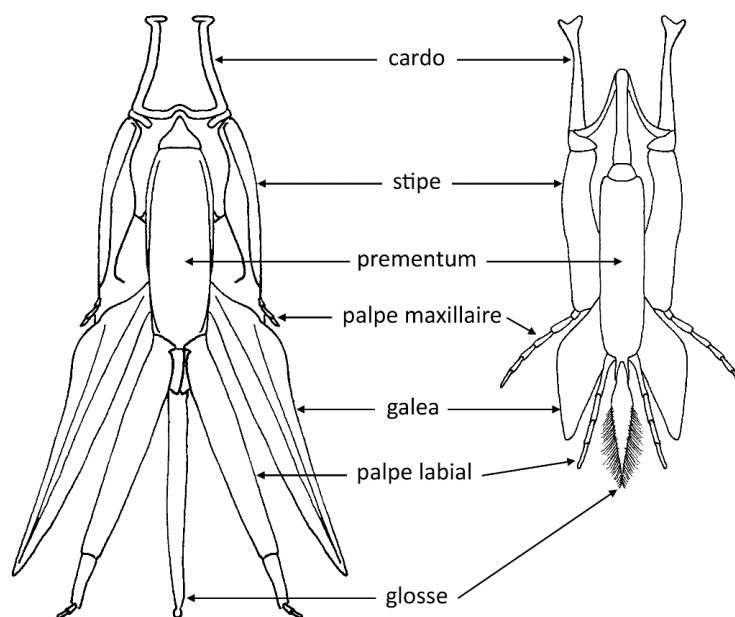


Figure 5: schéma représentant une langue longue (a) et une langue courte (b)(Michez et al., 2019)

Une distinction peut encore être faite suivant le nombre de pollens différents constituant la nourriture des larves. Une abeille monolectique sera une abeille dont les larves ne sont nourries que par le pollen issu d'une seule espèce de plante. Pour une abeille oligolectique, seul le pollen d'une famille de plante sera utilisé. Finalement, pour une abeille polylectique, des pollens issus de plantes de plusieurs familles seront utilisés pour le nourrissage des larves (Requier & Le Féon, 2017a).

Les abeilles oligolectiques iront donc sur des fleurs précises, et auront un mode de vie et des adaptations morphologiques associées au butinage de ces plantes. On peut par exemple citer les abeilles récoltant de l'huile florale, avec dans nos régions le genre *Macropis* (Danforth et al., 2019). Ces abeilles vont butiner exclusivement sur les fleurs du genre *Lysimachia* pour la récolte d'huile (la récolte de nectar pour l'apport énergétique doit par contre se faire sur d'autres plantes) ; les tarse de leurs pattes avant présentes des soies spécialisées, adaptées à la récolte de cette huile (Michez et al., 2008). Il en va de même pour les abeilles monolectiques qui, elles, ne butinent que sur une seule espèce de plantes ; elles seront donc d'autant plus liées à la présence ou non de cette plante particulière.

À la lumière de ces éléments, on comprend assez vite que certaines abeilles sont particulièrement liées à la présence ou non de plantes bien précises. Il est donc extrêmement important d'établir une protection des abeilles, mais aussi de ces plantes particulières.

1.1.4. Importance des pollinisateurs

Les insectes, et plus particulièrement les abeilles, sont très liés au développement de notre société. En effet, sans insectes, l'agriculture ne serait pas ce qu'elle est aujourd'hui. Du fait de leur régime alimentaire et de leur morphologie adaptée, conséquence d'une évolution conjointe entre plante à fleurs et insecte (abeilles, coléoptère, syrphes, etc.), ceux-ci sont de très bons vecteurs de pollinisation (Danforth et al., 2019).

Les plantes peuvent être pollinisées de plusieurs façons : par autofécondation ou par le vent. Mais pour beaucoup d'entre elles, cette pollinisation est entomogame, c'est-à-dire réalisée par les insectes. On estime à ce jour que 84 % des cultures européennes (les pommes, les prunes, les cerises, ...) sont pollinisés par les insectes, et que 78 % des fleurs sauvages des climats tempérés sont pollinisés par les animaux (Potts et al., 2015). Mais ce nombre augmente jusqu'à presque 90 % pour l'ensemble des plantes à fleurs (Ollerton et al., 2011).

Pour avoir une pollinisation - et donc fécondation, il faut que du pollen de la même plante ou d'une plante différente soit déposé sur le stigmate de la fleur. Pour récolter du pollen, les abeilles vont visiter les fleurs les unes après les autres (Faegri & Van Der Pijl, 2013). Les fleurs, par différents mécanismes, vont alors placer du pollen sur le visiteur qui, en allant butiner une autre fleur, va venir inconsciemment déposer ce pollen sur l'organe femelle de la fleur (Danforth et al., 2019).

Les angiospermes (les plantes à fleurs) sont intimement liés à leur pollinisateur, et ont évolué en ayant une forme et une couleur particulière qui sont associées à ces animaux. L'évolution a également sélectionné le développement de récompenses florales pour les attirer : du pollen riche en protéines, minéraux et vitamines, et/ou des huiles ou nectars riches en sucres (Requier & Le Féon, 2017a).

C'est en sachant cela, et dans l'optique d'un rendement optimal des cultures dans un monde où les pollinisateurs sont en déclin, que l'élevage de certaines espèces est pratiqué (e.g. *Bombus terrestris* ; *Apis mellifera*, *Melipona quadrifasciata*, *Megachile rotundata*, *Osmia cornuta*, etc.) (Requier & Le Féon, 2017b). Cependant, malgré une augmentation de 45 % au niveau mondial du nombre de ruches d'*Apis*, la proportion de culture nécessitant une pollinisation a, elle, augmenté de 300 %. Il y a donc encore un grand déficit au niveau du service de pollinisation disponible (Potts et al., 2010).

Depuis plusieurs années, l'effort de pollinisation attribué aux abeilles sauvages a été revu à la hausse ; cet effort étant précédemment principalement attribué à *Apis mellifera* (Garibaldi et al., 2013). De plus, il a été montré que certaines plantes auront une meilleure récolte si elles sont pollinisées par des abeilles sauvages (MacInnis & Forrest, 2019). On voit cette amélioration du rendement quand la richesse des espèces est grande, et pas forcément quand l'abondance est grande (Mallinger & Gratton, 2015). En effet, le fait d'avoir des espèces différentes implique des morphologies et écologies différentes qui permettent donc une meilleure pollinisation globale des cultures (Requier & Le Féon, 2017b).

Remplacer la perte des abeilles sauvages en augmentant le nombre d'*Apis mellifera* n'est donc pas forcément la meilleure solution. Voilà une raison de plus de protéger les abeilles sauvages.

1.1.5. Menace et déclin des pollinisateurs.

Description des tendances

Les insectes sont en déclin, ce n'est plus une surprise pour personne (Hallmann et al., 2017; S. Potts et al., 2010). Pour le grand public, cela est d'actualité concernant les abeilles mellifères, mais pas forcément pour les abeilles sauvages qui sont pourtant également menacées (Potts et al., 2010). Prenons par exemple les *Bombus* qui sont le genre le mieux étudié en Europe : sur les 68 espèces de bourdons présentes, presque la moitié de ces espèces ont vu leur nombre d'individus diminuer (46%) (Niето et al., 2014; Rasmont, 2008; Rasmont et al., 2005).

Cependant, pour pouvoir protéger ces abeilles sauvages, il faut d'abord apprendre à les connaître, comprendre leur distribution, leur dynamique, pour ensuite pouvoir créer un plan d'action efficace. Les documents qui nous donnent une partie de ces informations sont les « listes rouges ». Concernant la Belgique, une liste rouge de toutes les espèces d'abeilles avec leur statut UICN (statut proposé par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature, figure 6) a été publiée en 2019. Cette liste concerne toutes les espèces encodées sur le territoire jusqu'à la moitié de l'année 2017 (Drossart et al., 2019).

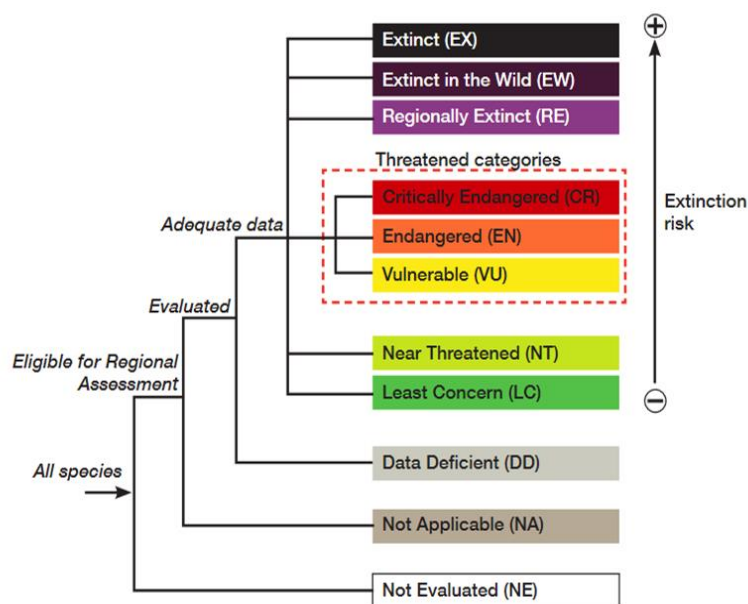


Figure 6: Catégorie de la liste rouge des abeilles avec les statuts UICN d'un point de vue régional (Drossart et al., 2019)

Dans cette liste, on peut voir que sur les 403 espèces présentes en Belgique, plus de la moitié (53.3%) sont presque menacées, menacées ou éteintes (figure 7).

Le statut UICN de 22 espèces, (observées de manière singulière sur le territoire, statut : Not Applicable, NA) et de 36 espèces (où la quantité d'information disponible n'était pas suffisante, statut : Data Deficient, DD), n'a pas pu être évalué (Drossart et al., 2019).

Concernant l'Europe, une liste rouge a été publiée en 2014. Cette liste nous permet de voir que sur les 2 000 espèces présentes en Europe, 9 % sont menacées d'extinction (Nieto et al., 2014). Cependant, pour plus de la moitié (56 %) des espèces, leur risque d'extinction, et donc leur statut UICN, n'ont pas pu être évalués à cause du manque d'information les concernant (statut : Data Deficient) (figure 7).

Ce nombre augmente encore quand on veut connaître la tendance d'évolution des différentes espèces ; elle est inconnue pour 79 % d'entre elles. Le nombre d'espèces en déclin et à risque d'extinction pourrait donc encore fortement augmenter.

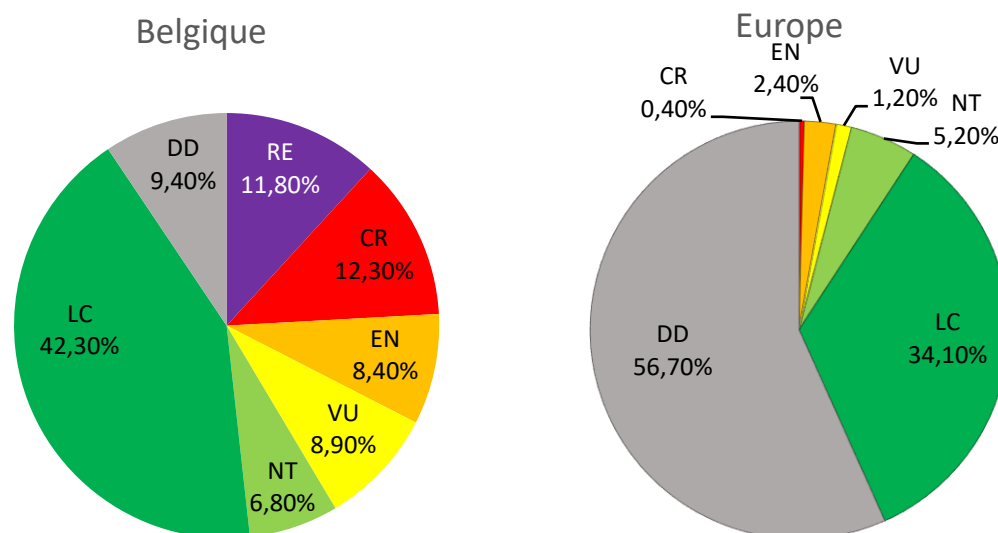


Figure 7: Statuts des abeilles et la proportion d'espèces les concernant en Belgique (Drossart et al., 2019) et sur le continent européen (Nieto et al., 2014)

Déclin

Le déclin des abeilles est principalement dû à la dégradation (perte et fragmentation) de leur habitat qui s'explique de différentes façons (figure 8) : l'intensification de l'agriculture, le développement des infrastructures humaines, l'augmentation des feux, le changement climatique, l'élevage de bétail, la pollution, l'exploitation minière (Drossart et al., 2019 ; Nieto et al., 2014).

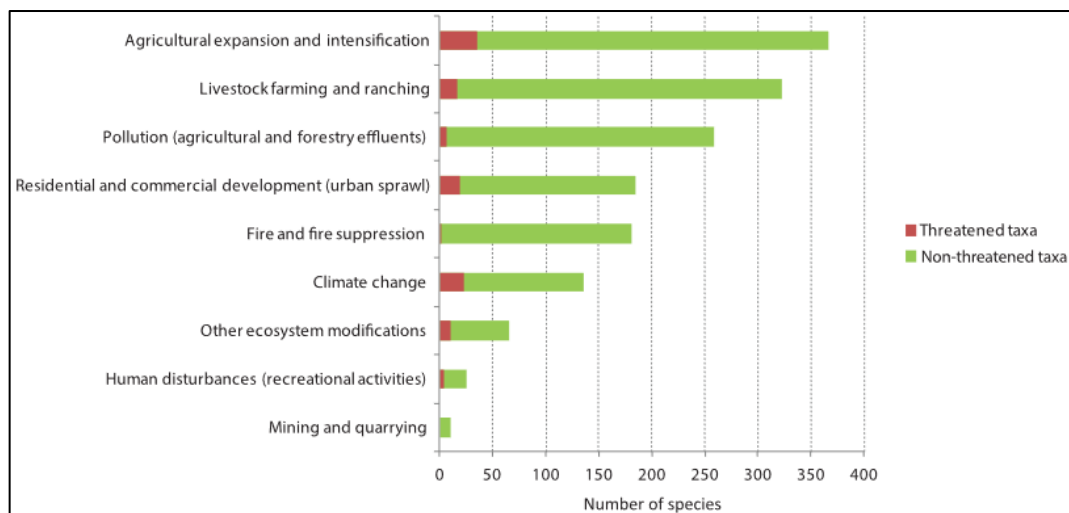


Figure 8: Principales menaces des abeilles en Europe et le nombre d'espèces impactées (Nieto et al., 2014)

Cependant, on ne connaît pas encore l'entièreté de ces causes et leur réelle gravité, certaines « menaces » pouvant aussi avoir des effets positifs sur les abeilles. L'agriculture et l'urbanisation vont, par exemple, favoriser certaines guildes d'abeilles en modifiant leur richesse et leur abondance (Ghisbain et al., 2021).

Cet effet bénéfique pourrait s'expliquer par le fait que ces paysages changeants vont fournir de nouvelles plantes où récolter des ressources, des nouveaux sites de nidification et donc de nouveaux micro-habitats (Collado et al., 2019). Les abeilles étant des petits organismes volants, elles peuvent pour la plupart s'adapter à ces ressources dispersées et cette perte partielle d'habitat (Potts et al., 2010). De plus, certains bourdons et autres insectes pollinisateurs pourraient bénéficier d'effets positifs dû au réchauffement climatique : en effet, l'augmentation de température leur permettrait d'agrandir leur aire de répartition (Duchenne et al., 2020; Rafferty, 2017; Rasmont et al., 2015).

Nous pouvons donc constater que ces causes auront des effets différents selon l'écologie et les traits phénologiques des différentes espèces (Potts et al., 2010). Les espèces généralistes seront par exemple moins sensibles à l'intensification de l'agriculture, tandis que les espèces spécialistes d'une plante ou d'un habitat seront très liées à la présence de cet élément dans le paysage (Vray et al., 2019). Les abeilles de grande taille souffriront moins de l'utilisation de pesticide (Goulson et al., 2015) et, ayant une plus grande distance de vol, elles seront moins impactées par la perte d'habitat que les petites abeilles (Duchenne et al., 2020).

Certaines causes ont été néanmoins clairement identifiées comme ayant un impact négatif global et seront décrites ci-dessous.

Cause de déclin

A) L'intensification de l'agriculture

Durant le dernier siècle, on a assisté à une intensification de l'agriculture : presque 44% du territoire belge est d'ailleurs dédié à cette activité (Belgian Federal Government, 2020). Cette intensification mène indubitablement à des pertes et des dégradations d'habitat propices aux abeilles (Carvell et al., 2006; Nieto et al., 2014), la fragmentation du paysage ayant augmenté de manière significative durant ce siècle (Gérard et al., 2020).

Pesticide

Une conséquence de cette intensification est l'utilisation grandissante de pesticides, herbicides, fongicides, etc. Ces substances vont impacter directement ou indirectement les abeilles. On comprend sans peine comment les insecticides peuvent les affecter avec des effets négatifs sur leur système nerveux (Belzunces et al., 2012; Yang et al., 2008), mais beaucoup moins comment un fongicide ou un herbicide peuvent agir.

Les insecticides sont bien sûr soumis à des lois et des quotas, mais ceux-ci sont bien souvent calculés en se basant sur la résistance des *Apis mellifera*, et non pas sur celle des abeilles sauvages (Danforth et al., 2019). Le seul test des effets sur *Apis mellifera* semble être suffisant pour certaines substances et pour certaines conditions de toxicité, mais cela n'est absolument pas vrai pour tous les produits (Arena & Sgolastra, 2014; Heard et al., 2017; Rundlöf et al., 2015).

Des effets néfastes avec d'autres substances (fongicide, herbicide) sont indéniables, mais à l'inverse des pesticides, des restrictions en faveur des abeilles ne sont pas appliquées, ces effets étant inattendus. Après l'exposition à des fongicides, des colonies de bourdons se sont peu développées dans leur ensemble, avec une réduction du nombre de travailleuses produites et donc une moins grande biomasse totale (Bernauer et al., 2015). On peut également observer une désorientation et une difficulté de retourner à leur nid chez *Osmia lignaria* et *Megachile rotundata* (Artz & Pitts-Singer, 2015).

Les herbicides, eux, rendent les abeilles plus sensibles à certains pathogènes : par exemple, le glyphosate a un impact sur le microbiote intestinal qui est important pour leur santé (Motta et al., 2018). Des effets néfastes sur l'orientation et l'efficacité de butinage ont aussi pu être observés (Balbuena et al., 2015; Farina et al., 2019).

De plus, ces produits peuvent agir en synergie : cela augmente leur dangerosité, mais c'est malheureusement encore peu étudié (Botías et al., 2021; Pilling et al., 1995).

Ils sont un réel problème car leurs effets ne se limitent pas qu'aux espèces vivant sur les parcelles agricoles et aux périodes de l'année visées : une contamination de l'eau, du sol, des effets prolongés sont possibles et toutes les terres aux alentours sont, finalement, concernées (Botías et al., 2017; Krupke et al., 2012; Long & Krupke, 2016; Pettis et al., 2013).

Engrais

La diversité des fleurs spontanées sera encore réduite par l'utilisation des intrants azotés pour les cultures (engrais). Cet azote, ajouté par l'homme, va sélectionner négativement les plantes oligotrophes présentes naturellement dans des milieux plus pauvres ; on a donc une baisse de diversité florale accessible aux abeilles (Carvalho et al., 2019; Requier & Le Féon, 2017b; Robinson & Sutherland, 2002).

L'avènement des engrais et des pesticides dans l'agriculture moderne a amené l'arrêt des rotations de cultures non-céréalières (pour éviter l'accumulation de parasites) et de légumineuses (pour fertiliser naturellement les sols)(Robinson & Sutherland, 2002). Cet arrêt de l'utilisation de légumineuses comme *Trifolium pratense* ou *Medicago sativa* est particulièrement dommageable pour les bourdons, dans nos régions tout du moins (Vray et al., 2019).

Simplification florale et habitat

Le changement de régime de l'agriculture traditionnelle vers une agriculture plus intensive va donc engendrer une perte de biodiversité florale (Robinson & Sutherland, 2002) et de lieux propices à la nidification (Pywell et al., 2005). Pour exemple, là où avant se dressaient des haies, des prés de fauches, des tournières enherbées, des champs avec des adventices ou « mauvaises herbes », se dressent maintenant des hectares de monocultures continues (Clough et al., 2020; Martin et al., 2020; Raderschall et al., 2021; Robinson & Sutherland, 2002).

Dans nos contrées, s'ajoute à cela l'arrêt des chemins de pâtures et des prés de fauches. De nos jours, beaucoup de ces anciens milieux ont d'ailleurs été restaurés et convertis en réserves naturelles. On peut aussi mentionner la lutte contre « les chardons » (*Cirsium arvense*, *Cirsium vulgare*, *Cirsium palustre*, *Carduus crispus*), pourtant fort importants pour l'alimentation des bourdons mâles, entre autres. (Vray et al., 2017).

Une des grandes problématiques de l'agriculture n'est pas l'activité en elle-même, mais les changements qui y ont été apportés au cours des derniers siècles. Aucun endroit de Belgique ne peut être décrit comme sauvage, tout le territoire ayant été modifié d'une façon ou d'une autre par l'homme. La faune s'est donc habituée à cela et aux habitats maintenus par cette agriculture non-intensive. Les changements de ce dernier siècle sont cependant trop importants et trop rapides pour permettre une adaptation de la faune, menant indubitablement à une perte de biodiversité (Drossart et al., 2019; Duchenne et al., 2020; Winkler et al., 2021).

B) Urbanisation

A ce jour, 16 % du territoire belge sont réservés à des éléments urbains (Belgian Federal Government, 2020). On peut voir sur la figure 9 que ce type de milieu est en nette expansion, avec une artificialisation moyenne de +15.8 km²/an depuis 1985 (Iweps, 2020).

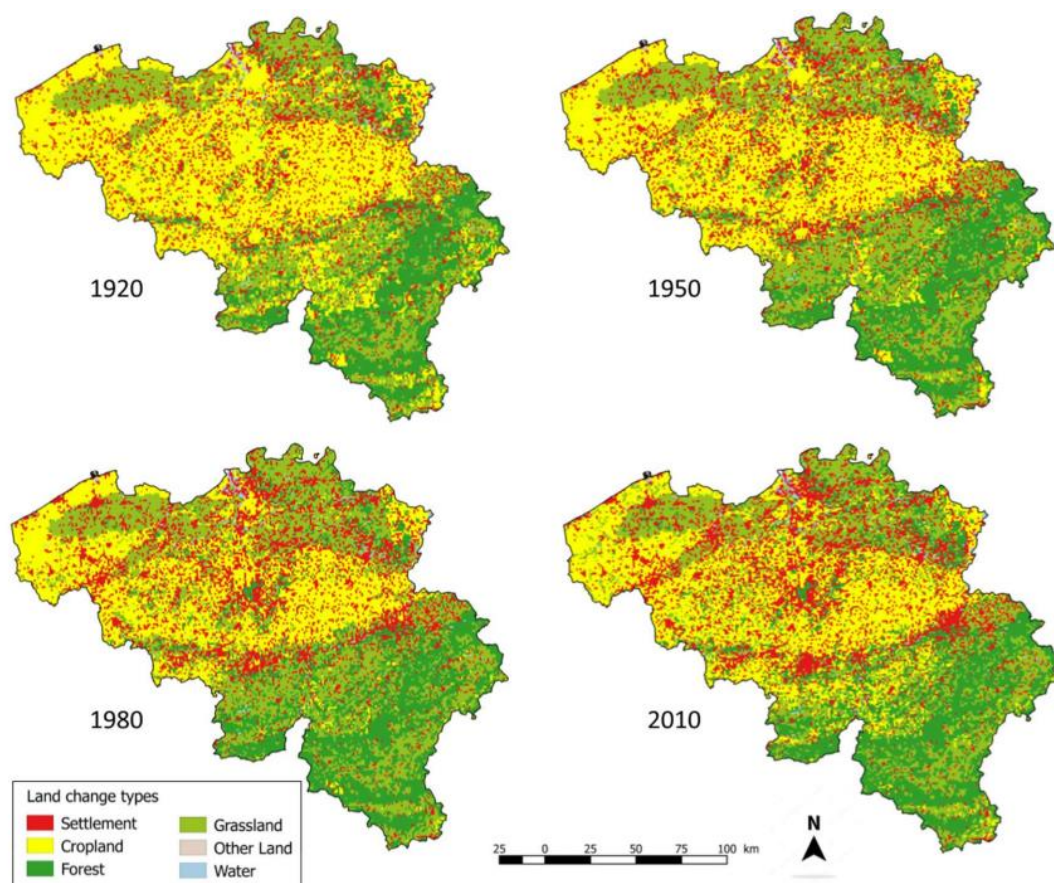


Figure 9: Comparaison des occupations du sol pour la Belgique entre les années 1920, 1950, 1980 et 2010 (basé sur Fuchs et al., 2013 & 2014 dans Drossart et al., 2019)

Cette urbanisation se traduira par la construction de maisons, de routes et de tout autre bâtiment utilisé par l'homme. Cela entraînera une diminution des ressources florales disponibles, mais aussi des sites de nidifications propices suite à l'imperméabilisation du sol par ces constructions. Le plus haut taux de fragmentation se trouve par ailleurs dans nos contrées et dans la région du Benelux (Jaeger et al. , 2011).

L'imperméabilisation du sol est le fait de recouvrir le sol d'une matière imperméable (asphalte, béton ou autres matériaux artificiels). Ce recouvrement ne lui permet plus d'absorber l'eau et de réaliser ses autres fonctions naturelles telles qu'abriter des êtres vivants, supporter les plantes sauvages (Bellayachi et al., 2017) et dans notre cas par exemple, abriter des nids d'abeilles terricoles (Geslin et al., 2016; Matteson et al., 2008).

Il a été démontré, aux États-Unis, que les abeilles ont une préférence pour les milieux naturels et vont jusqu'à éviter les habitats altérés par l'homme. Le peu d'espèces pouvant y résider sont celles capables d'utiliser des ressources florales dominées par des variétés exotiques et ornementales, bien souvent des abeilles généralistes (Collado et al., 2019).

La fragmentation des milieux semi-naturels est aussi un problème puisque la survie de certaines plantes est liée à la pollinisation par les insectes. Lorsque les patches de fleurs sont trop éloignés les uns des autres, les pollinisateurs ne voyageront pas entre les deux (le coût énergétique est trop grand). Cela peut en revanche être compensé par la présence d'autres fleurs entre les deux patches principaux et donc la création de réseaux de milieux semi-naturels (Corbet et al., 1991).

C) Le changement climatique

Avec le changement climatique, la gravité des sécheresses et des canicules augmente d'année en année. On peut observer que malgré une période courte où les températures sont excessives, cela est souvent suffisant pour être létal à certaines abeilles (Martinet et al., 2020; Soroye et al., 2020).

On assiste aussi à une augmentation progressive des températures qui va déplacer les aires de distribution vers les pôles, les animaux cherchant à garder des températures idéales pour y vivre.

Cet effet a ainsi été étudié et prédit pour les bourdons. Ainsi, d'ici 2100 et en fonction de l'augmentation de température, 36 % des bourdons présents en Europe pourraient perdre jusqu'à 80 % de leur aire de répartition, et donc être à haut risque climatique (Rasmont et al., 2015).

De plus, le changement climatique va créer des décalages (Gérard et al., 2020) temporels entre la période de floraison des plantes et la période d'apparition des pollinisateurs associés (Duchenne et al., 2020; MENZEL et al., 2006; Requier & Le Féon, 2017b), mais également des décalages spatiaux (Pompe et al., 2008; Schweiger et al., 2008), morphologiques et physiologiques (Gerard et al., 2018). Il est prévu que cet écart s'agrandisse avec les années, et mène finalement à l'extinction des deux parties. Cela pourrait impacter principalement les organismes avec des relations spécialisées (Memmott et al., 2007; Requier & Le Féon, 2017b). En effet, les abeilles monolectiques, spécialisées pour une famille de plantes, univoltines ou spécialisées pour un habitat particulier, seront particulièrement touchées.

Ainsi, il a été montré que les plantes dépendantes de ces pollinisateurs suivaient la même diminution (Biesmeijer et al., 2006). Mais d'autres études sont plus modérées sur les conclusions à en tirer (Potts et al., 2010).

Cela n'est qu'une infime partie des risques occasionnés par les changements climatiques. Ces changements vont aussi modifier les habitats en induisant des phénomènes météorologiques extrêmes comme des catastrophes naturelles. Cela se fera aux dépens des abeilles qui sont, bien souvent, liées à des habitats particuliers qui ne se retrouvent que dans des conditions climatiques spécifiques (Nieto et al., 2014).

D) Introduction d'espèces exotiques et compétition

Une autre menace vient des plantes exotiques, même si celles-ci peuvent avoir un effet mitigé : bénéfique en procurant du nectar et du pollen quand ceux-ci sont rares (dans les villes, par exemple), mais négatif quand ces plantes vont venir supplanter des espèces natives. Cela peut mener à la diminution du nombre de pollinisateurs liés à ces plantes, surtout si ces pollinisateurs sont des spécialistes (Kumar et al., 2019; Seitz et al., 2020).

L'introduction de pollinisateurs peut aussi être un problème. Ces espèces (*Bombus sp.*, *Apis mellifera*), provenant d'élevage, sont parfois utilisées pour polliniser des cultures en serre (Morandin et al., 2001; Sabara & Winston, 2003).

Leur propagation dans le milieu extérieur est donc limitée, mais ce n'est pas toujours le cas. On a pu constater, lors de l'utilisation de ces « ruches artificielles », la propagation et la concentration de ces espèces dans des milieux où elles étaient au départ absentes ou présentes en moindre abondance. Cela peut provoquer de la compétition avec les espèces locales (Henry & Rodet, 2018). Les besoins en ressources étant souvent les mêmes que pour les pollinisateurs déjà présents, le risque de compétition est très grand (Kumar et al., 2019).

Ces translocations d'élevages industriels vont aussi augmenter le risque que des pathogènes et des maladies se répandant dans les populations sauvages (Graystocket al., 2016; Meeus et al., 2011; Ravoet et al., 2014; Potts et al., 2010)

Nous retrouvons ici l'urgence de mener des études scientifiques et des mesures de conservation spécifiques à chaque espèce ou au moins aux différents groupes écologiques d'abeilles (Danforth et al., 2019; Wood et al., 2020). Des mesures de conservation déjà mises en place dans notre pays pour contrer ces causes de déclin, illustrées par la figure 10, seront discutées au point suivant.

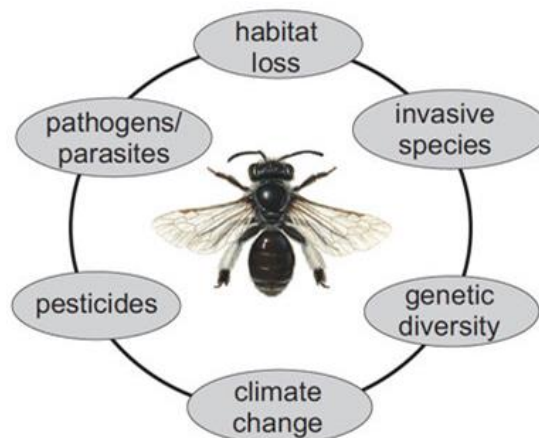


Figure 10: Représentation des différentes menaces pesant sur les abeilles solitaires (dessin original de Brigitte rubaek dans Danforth et al., 2019)

1.1.6. Mesure de conservations

En réponse à ce déclin, des mesures de conservation ont été lancées au niveau international, national mais aussi plus local et individuel (Folschweiller, Drossart, et al., 2020). Les trois grands axes de ces mesures sont d'augmenter les habitats propices, augmenter les ressources florales disponibles et diminuer les pesticides utilisés.

1. Actions globales de protection d'habitats

A) Au niveau de l'Union européenne

La première directive concernant la protection de la nature a été la directive Oiseaux 79/409/CEE (Conseil de l'Union européenne, 1979), adoptée en avril 1979. Elle a pour but de protéger toutes les espèces d'oiseaux qui se trouvent naturellement sur le territoire de l'Union européenne.

Cette loi a par la suite été complétée par une autre ; la directive Habitat 92/43/CEE en 1992 (Conseil de l'Union européenne, 1992).

Cette directive élargit la protection à plus de 200 types d'habitat importants pour la biodiversité et presque 1000 espèces d'animaux et plantes. Dérivant de cette loi, le réseau Natura 2000 fut créé au travers de toute l'Union européenne. Ce sont des milieux qui, dans l'état ou après rétablissement de l'habitat, abritent des espèces ou des habitats considérés comme d'une importance communautaire (Nature and biodiversity law, 2020).

B) Au niveau de la Belgique

Pour la Belgique, des milieux ont également été mis sous protection, mais ces sites sont protégés par différentes lois et législations, et n'ont donc pas toutes le même statut et type de gestion (Fédération Wallonie-Bruxelles, n.d.-b).

Selon la loi de la conservation de la nature de 1973 (Chambre des Représentants, 1973), différents statuts et loi ont été émis (Chambre des Représentants, n.d.) :

- Article 7. Réserve intégrale : terrain plus du tout modifié par l'humain, la nature peut évoluer à son rythme.
- Article 8. Réserve dirigée : territoire faisant l'objet d'une gestion par l'homme pour le maintenir en état. Des espèces de plantes ou d'animaux peuvent être contrôlées ou introduites, et des aires restaurées.
- Article 9. Réserve domaniale : réserve établie par le Roi sur de terres de la Région wallonne.
- Article 10. Réserve agréée : réserve gérée par une organisation autre que la Région wallonne.
- Article 11. Dans toute réserve naturelle, il est interdit : de perturber de n'importe quelle façon les animaux et les plantes, d'exploiter d'une quelconque manière le sol et les matières premières présentes, de construire des bâtiments, d'allumer des feux et d'y laisser des immondices.

Il y a également le statut de zones humides d'intérêt biologique, ou ZHIB selon l'Arrêté de l'Exécutif régional wallon de 1989. Ce statut peut être appliqué à toute zone dans laquelle de l'eau libre ou emprisonnée dans le sol (e.g. marais et tourbière) est présente et qui a une valeur scientifique et écologique. Toute perturbation de la faune et la flore indigène y est interdite (Chambre des Représentants, n.d.). Un statut différent de ceux déjà cités mais parfois complémentaire est donc le statut de sites « Natura 2000 ».

C) Au niveau de la Wallonie

Le Plan Communal de Développement de la Nature (PCDN) a été créé en 1995 pour les communes de Wallonie. Cette démarche permet de soutenir des projets dans l'optique de protéger la nature en intégrant une dimension économique et sociale ; chaque commune pourra développer son plan personnalisé en fonction de la biodiversité présente sur son territoire (Van Asbroeck, 2011). Plusieurs actions sont réalisées comme la plantation de vergers, la restauration de sites naturels, la protection d'espèces dont les abeilles, etc. (Hauregard et al., 2011).

Dans cette optique d'augmenter la biodiversité des espaces, l'opération « fauchage tardif » a été lancée en 1995 (BdM, 2011), les herbicides y étant déjà interdits depuis 1984 (BdM, n.d.-a).

Toutes les communes et provinces adhérentes s'engagent à faucher les bords de routes uniquement une fois par an entre le 1^{er} août et le 1^{er} novembre. Cela permet un fleurissement des bas-côtés et un retour de la biodiversité dans ces nouvelles zones refuges (BdM, n.d.-b).

De plus, depuis le 1^{er} juin 2019 dans le cadre du Programme Wallon de Réduction des Pesticides et suite à la directive 2009/128/CE (LE PARLEMENT EUROPÉEN & LE CONSEIL DE L'UNION, 2009), il est maintenant interdit d'utiliser des pesticides dans l'espace public. Cela a donc des impacts bénéfiques entre autres sur les abeilles et autres insectes présents, mais aussi sur les ressources florales à leur disposition. Depuis le 1^{er} janvier 2020, cette interdiction s'est agrandie jusqu'aux espaces privés (Adalia asbl, n.d.-b).

Les espaces publics, comme les cimetières par exemple, peuvent aussi facilement devenir des refuges de biodiversité et prendre part à un maillage vert global. Fleurir les tombes avec des espèces de fleurs indigènes et mellifères, et transformer des pelouses classiques en pelouse fleuries, peuvent ainsi être une aide pour nos abeilles (Servais & Colomb, 2016).

Comme dit précédemment, l'agriculture est une des causes du déclin de la biodiversité. C'est pour cela qu'ont été proposées les Méthodes Agro-Environnementales et Climatiques (MAEC). Sous la supervision de l'organisation Natagriwal, les agriculteurs wallons peuvent recevoir des subventions pour mettre en œuvre des pratiques plus favorables à la biodiversité, mais plus coûteuses, comme des tournières enherbées ou des bandes aménagées pour la faune (Natagriwal asbl, n.d.).

2. Actions globales visant les abeilles

A) Plan d'action européen

En juin 2018, la première initiative concernant les pollinisateurs a été lancée à l'échelle européenne par la Commission Européenne (EU Pollinators Initiative). Les objectifs de ce plan d'action sont : d'augmenter les connaissances sur le déclin des pollinisateurs, d'agir sur les causes de ce déclin pour l'enrayer et de sensibiliser le grand public. Ces objectifs concernent l'union européenne et ces états membres (Folschweiller, Drossart, et al., 2020)

Également au niveau européen, une coalition (Coalition of the Willing on Pollinators) a été créée ; la Belgique en fait partie depuis 2016. Elle agit en faveur des pollinisateurs et encourage les politiques à adopter des mesures et actions pour la protection de ces pollinisateurs (Folschweiller, Drossart, et al., 2020).

B) Plans d'action belge

En Belgique, deux plans d'actions concernant les abeilles se sont déroulés sur les périodes 2012-2014 et 2017-2019. La majorité des actions ont concerné les abeilles mellifères, mais elles furent aussi bénéfiques aux abeilles sauvages par plusieurs objectifs comme : l'évaluation des risques en lien avec les produits phytopharmaceutiques et en lien avec l'introduction d'espèces invasives, la révision de la loi sur l'échardonnage, la sensibilisation et le soutien aux actions en faveurs de pollinisateurs (Folschweiller, Drossart, et al., 2020).

Pour la période 2021-2030, un projet de stratégie "Pollinisateurs" pour la Belgique a été lancé. Les trois grands axes de ce projet sont : transformer l'agriculture pour la rendre favorable aux pollinisateurs, transformer également les villes et autres espaces dans ce même but et, finalement, augmenter les connaissances et sensibiliser le public sur le déclin des pollinisateurs et ses causes (Service Public Fédéral Santé publique, 2021).

C) Action wallonne

D'autres actions spécifiques aux abeilles comme le Plan Maya ont été lancées en Wallonie en 2011. Ce Plan a pour but de protéger les abeilles sauvages et domestiques mais aussi les autres insectes pollinisateurs (Fédération Wallonie-Bruxelles, n.d.-a). Les communes auront ici comme devoir de restaurer et maintenir des réseaux de milieux favorables aux insectes pollinisateurs mais également de sensibiliser le public à leur déclin.

Par ailleurs, 47 espèces d'abeilles sauvages sont protégées en Wallonie par la loi de la protection de la Nature de 1973 (Folschweiller, Drossart, et al., 2020).

Des actions ponctuelles sont également réalisées comme « La Quinzaine des Abeilles et des Pollinisateurs » partout en Wallonie, toujours dans le but de sensibiliser le grand public à la protection des abeilles (Adalia asbl, 2017).

D) Projet de recherche et de conservation

D'autres actions de conservations plus globales, avec un but de recherche sous-jacent, ont aussi eu lieu durant ces dernières années. On peut citer le projet SAPOLL (SAuvons nos POLLinisateurs) qui a mis en place un plan d'action transfrontalier pour nos insectes pollinisateurs dans l'intention d'uniformiser les mesures de conservations au-delà des frontières. Dans ce cadre, des actions de sensibilisation mais aussi un suivi scientifique des différents pollinisateurs ont été réalisés (Interreg, n.d.).

On peut aussi citer la création de plusieurs associations et campagnes de sensibilisation en faveur des abeilles comme l'association « Apis Bruoc Sella » (Apis Bruoc Sella Asbl, 2013) ou les campagnes « Brubees » (bruxelles environnement, n.d.) et « Jardinons nos rues » (De la Renaudie, 2020) qui se sont toutes les deux déroulées à Bruxelles.

3. Actions individuelles

Chez les particuliers, des projets sont aussi réalisables. La pose d'hôtels à insectes dans les jardins permet d'augmenter les possibilités de nidifications pour certaines abeilles (SPW, n.d.-a). Des carrés de sol spécialement prévus pour les abeilles terricoles peuvent aussi être installés (Fortel et al., 2016). D'autres structures pour augmenter les ressources florales disponibles, mais aussi les habitats favorables à la nidification, sont les spirales aromatiques (figure 11) (SPW, n.d.-b).



Figure 11 : Spirale aromatique(Natagora, 2021)

D'autres actions encore incitent les propriétaires de terrain à la création de parcelles « réseaux nature ». Cinq directives doivent être remplies : ne pas utiliser de pesticides, maintenir un état naturel, utiliser des plantes indigènes, restreindre les invasives et promouvoir la diversité ainsi que la spontanéité des espèces sauvages (Natagora, n.d.). De plus en plus, les citoyens mais aussi les communes sont d'ailleurs invitées à réaliser une gestion différenciée de leur terrain, c'est-à-dire une gestion raisonnée de tout espace vert qui permettra de favoriser la biodiversité tout en diminuant les pesticides (Adalia asbl, n.d.-a).

Ces projets et ces lois ne concernent bien souvent pas directement les abeilles, mais elles en bénéficieront de la protection de lieux propices à la nidification ou au butinage comme les milieux semi-naturels.

1.2. Les abeilles sauvages et les milieux semi-naturels

1.2.1. Différents types de milieux semi-naturels en Belgique

Il n'existe plus d'espaces naturels en Belgique ; cela est dû au fait que nos paysages ne sont pas vierges des activités humaines mais ont été justement façonnés par elles depuis des siècles. Depuis la première révolution agricole du Néolithique jusqu'à celle que nous vivons actuellement, les hommes ont modifié leur environnement et les paysages (Mazoyer & Roudart, 2006). On ne peut donc plus parler que d'espaces semi-naturels.

Les deux grands types de milieux semi-naturels présents dans nos régions sont ceux qui ont été formés par le pâturage des bêtes qui se transformeront en landes, et par le fauchage qui donneront des prairies fleuries. Les forêts gardent aussi bien souvent une trace des activités du passé, comme l'essartage qui est le fait de déboiser un terrain en vue d'y installer une culture (Larousse, n.d.).

Le passé industriel du Hainaut a également laissé des traces dans le paysage. On retrouve des habitats particuliers comme des anciennes sablières, d'anciennes carrières de pierre ou de craies et des terrils.

Les espaces semi-naturels sont également tout espace qui présente un caractère naturel situé dans une matrice urbaine, comme les parcs ou les bords de nos routes.

1.2.2. Contexte géographique et climatique du Hainaut

La Belgique est un petit pays de 11 492 641 habitants (en 2019) pour une surface de 30 688 km², la densité de population est donc de 374 habitants au km² (2019) (Service Public Fédéral Belge, 2021). En 2020, le territoire wallon était artificialisé pour 11 à 16 % de sa surface. On peut voir une différence d'occupation du sol avec plus d'artificialisation et de cultures au Nord du sillon Sambre-et-Meuse (formé par Liège, Namur, Charleroi et Mons), et plus de bois et pâturages dans le Sud (figure 12). Pour la période 1985-2020, il y a une diminution des cultures, des surfaces enherbées, mais également les forêts (-9.3 km²/an, -7.7 km²/an et -0.7 km²/an respectivement,) contre une augmentation de 15 km²/an pour les terrains artificialisés (Iweeps, 2020).

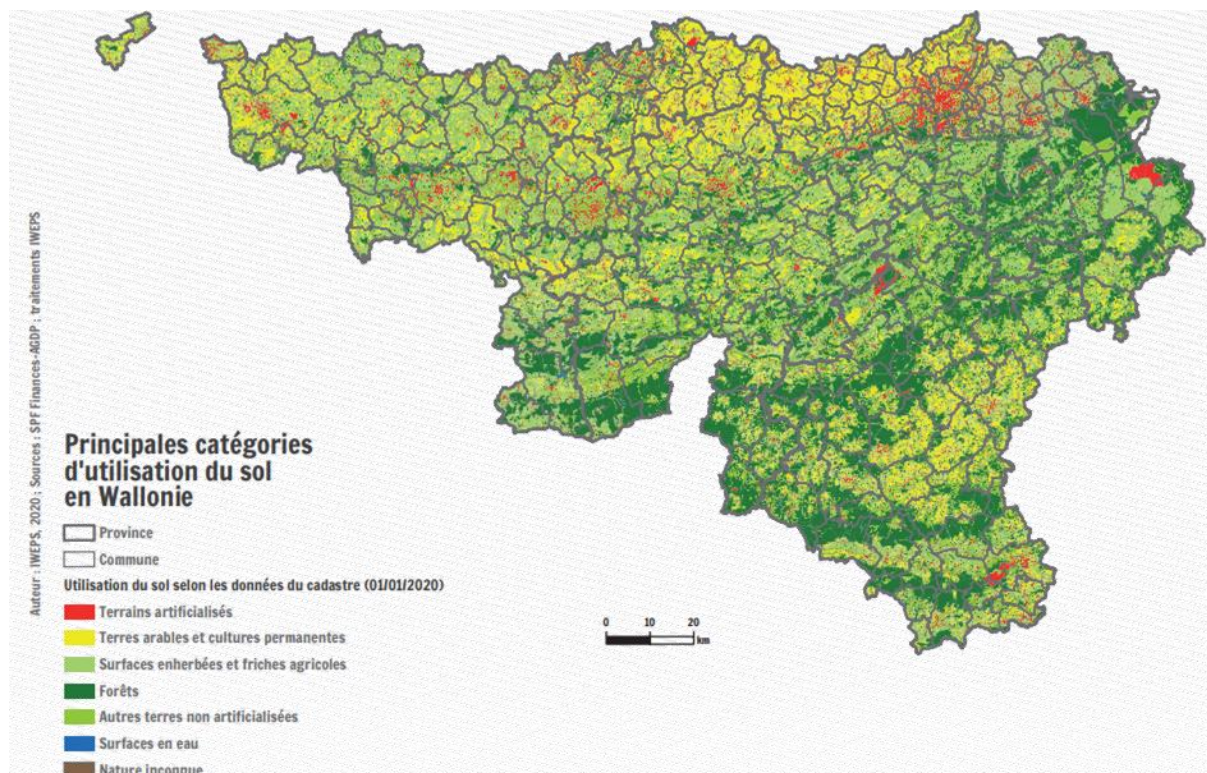


Figure 12: Représentation des principales catégories d'utilisations du sol en Wallonie (Iweeps, 2020)

Cependant, les milieux protégés, zones humides et forêts, représentaient quand même un tiers du territoire en 2019. Les sites Natura 2000 qui couvrent 13 % du territoire sont principalement des forêts (70 %) et, en moindre mesure, des prairies et des cultures (15 % et 1 % respectivement). Les réserves naturelles, quant à elles, occupent 1.2% du territoire, en ne comptant pas les surfaces se recoupant avec le réseau Natura (Iweps, 2020).

L'année 2020 a été la plus chaude depuis 1981 avec une température moyenne de 12.2 °C pour une normale de 10.6 °C, et une température maximale moyenne de 16.1 °C pour une normale de 14.2 °C. On peut aussi citer, pour cette année 2020, une vague de chaleur importante (12 jours, du 5 au 16 août) avec des maximums atteignant 35.9 °C. La semaine du 6 au 12 août est d'ailleurs la semaine la plus chaude que notre pays ait connue (Service public fédéral, 2020).

Nous pouvons aussi mentionner qu'en plus de la température qui augmente d'années en années, les autres facteurs de déclin tels que l'agriculture et l'urbanisation n'ont cessé d'augmenter sur le territoire belge. Ces courbes de tendance moyennes sont représentées par la figure 13, les points étant les valeurs brutes (Duchenne et al., 2020).

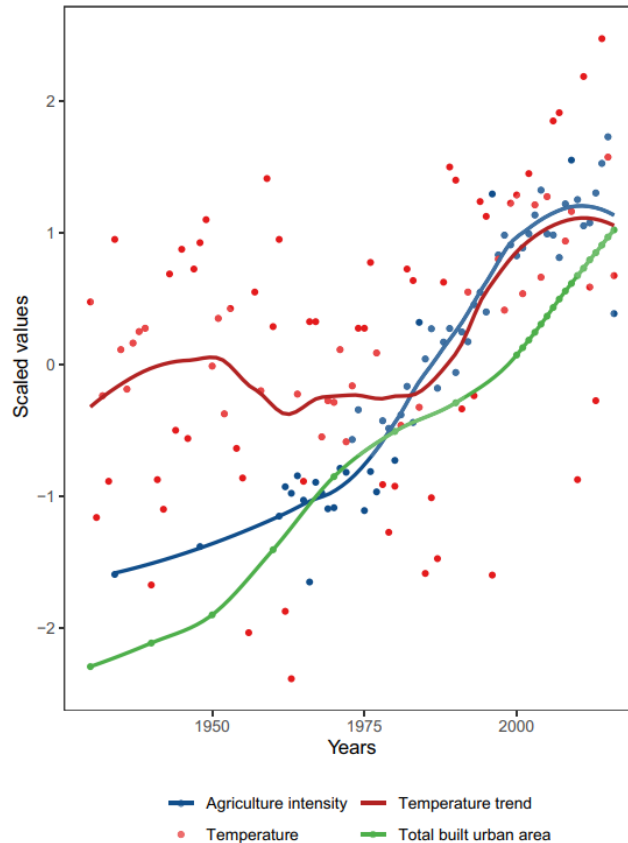


Figure 13 : courbe de tendance de l'intensifications de l'agriculture, de la température et de l'urbanisation en Belgique (Duchenne et al., 2020) .

1.2.3. Importance des milieux semi-naturels ouverts

Dans une région comme le Hainaut où la fragmentation du paysage naturel par du paysage urbain est la norme, les milieux semi-naturels apparaissent comme des oasis de biodiversité stables et préservés.

La présence de nombreux espaces semi-naturels est importante dans un paysage d'agriculture. En effet, il a été montré que le service de pollinisation était plus stable et plus riche à moins d'1 km de distance d'un espace semi-naturel (Garibaldi et al., 2011; Ricketts et al., 2008). Conserver des petits espaces semi-naturels pourrait même maximiser le service de pollinisation et la productivité des champs (Carvalho et al., 2010; Carvalho et al., 2011).

Les milieux semi-naturels vont apporter aux abeilles des sites de nidifications, l'imperméabilisation du sol y étant minime ou inexistante. Les abeilles sauvages ayant bien souvent une distance de vols assez réduite (en moyenne 600 m), elles iront chercher leur source de nourriture dans ce rayon. Si une terre agricole se trouve à cette portée, cela ne peut qu'être bénéfique pour tout le monde (Gathmann & Tschardt, 2002).

Des efforts de restauration devraient donc être mis en place ; cela augmenterait finalement l'impact positif de ces habitats naturels sur l'agriculture. Mais cela permettrait également de former un réseau connecté avec des réserves naturelles plus conséquentes et ces petites zones de milieux natifs (Garibaldi et al., 2020).

La perte d'habitat étant une des principales causes du déclin des abeilles, leur restauration prend ici toute son importance. Cette étude a montré un bienfait significatif de restaurer des anciens champs et anciennes prairies pour le retour des communautés d'abeilles (Tonietto et al., 2017).

Ces réserves naturelles et milieux naturels dans l'agriculture pourraient aussi aider à contrebalancer l'effet négatif du réchauffement climatique sur la diversité et l'abondance des abeilles en leur offrant un refuge (Papanikolaou et al., 2017).

1.2.4. Diversité des abeilles au sein des milieux semi-naturels

On rencontre une plus grande diversité au niveau des traits fonctionnels dans les milieux semi-naturels que dans les milieux agricoles. En effet, les pratiques agricoles agiraient comme des filtres, alors que dans les milieux semi-naturels tous les traits ont la possibilité d'être représentés. Cette différence serait principalement due à la présence ou non de lieux de nidification adéquats pour les différentes espèces (Forrest et al., 2015; Wu et al., 2018).

Une étude réalisée en France pour déterminer la diversité des espèces d'abeilles dans les paysages agricoles, montre que cette diversité est 3 à 4 fois plus grande dans les milieux semi-naturels ouverts. Ces résultats pourraient s'appliquer à la Belgique du fait de ces paysages similaires (Rollin et al., 2015). D'autres études ont obtenu des résultats équivalents au Mexique (Razo-León et al., 2018) et aux États-Unis (Collado et al., 2019).

Cette diminution de diversité est liée à la disparition, dans les milieux perturbés par l'homme, d'éléments essentiels à la survie de certaines espèces d'abeilles : manque de ressources florales spécifiques, de sites de nidification et de matériaux pour la construction des nids (éléments que l'on retrouve bien souvent dans les milieux naturels) (Forrest et al., 2015; Wu et al., 2018).

Toutefois, les milieux urbains vont, eux aussi, favoriser une biodiversité importante (Collado et al., 2019), grâce aux parcs se trouvant dans ses villes. Leur intérêt variera selon leur gestion écologique (différenciée) ou non, intensive ou non. Les parcs accueillent une diversité de fleurs spontanées différentes d'autres milieux urbains laissés à l'abandon (Muratet et al., 2007). Ils accueillent également une diversité de plantes à fleurs mais celles-ci sont souvent exotiques ou modifiées pour l'ornement (e.g. avoir une double corolle) ce qui les rend difficilement utilisables par les abeilles (Corbet et al., 2001).

Comme cité auparavant, les sablières et carrières en arrêt d'activité sont aussi des milieux présents dans le paysage. Ces sites pourraient être favorables pour les espèces thermophiles et héliophiles creusant leur nid dans le sol (Lemoine, 2013b).

Des inventaires faunistiques réalisés dans ces biotopes ont pu montrer des espèces sténopes (ayant des exigences de vie très strictes) et d'autres espèces rares pour la région, d'où l'importance de ces sites pour permettre à ces organismes de se développer (Lemoine, 2013b, 2013a; Remacle & Haubruge, 2021).

Cependant en fin d'exploitation, peu de ces lieux sont maintenus en état et vont bien souvent se dégrader (reboisement, montée des eaux) ou être utilisés pour d'autres activités comme des décharges, ils perdent donc leur attrait pour les abeilles (Lemoine, 2013b). Pour éviter cela, le projet « Life in quarries » a été mis en place en Belgique (de Neve, n.d.) et promet une gestion des espèces et des habitats présents dans certaines carrières avant et après l'arrêt d'activités, cependant toutes les carrières ne prennent pas part à ce projet.

D'autres traces d'anciennes activités industrielles font partie intégrante de nos paysages, ce sont les terrils. Des inventaires de l'entomofaune réalisés sur ce type de formation ont montré une grande diversité et originalité des assemblages d'abeilles (Rasmont et al., 1990) comparables à ceux trouvés dans des milieux naturels réputés riches en espèces (Rasmont & Barbier, n.d.). Dans notre pays, les villes sont venues se développer autour de ces terrils qui sont donc bien souvent les derniers endroits de nature (Rasmont & Barbier, n.d.). De plus, les plantes observées sont généralement rares ou intéressantes (GHIO & Harmegnies, 1979), ce sont donc des habitats particuliers.

D'autres sites à l'abandon comme les friches pourraient être des milieux favorables aux abeilles (Lemoine, 2016). Une friche peut être définie comme un terrain en attente d'un projet ou abandonné à la suite d'une activité précédente (agriculture, chemin de fer, etc.) (Lemoine, 2016). Ces espaces présentent bien souvent une grande diversité floristique, par exemple, 58% de diversité des espèces sont présentes pour la région parisienne dans l'étude de Muratet et al., 2007. Cependant, jusqu'à la moitié des espèces retrouvées sont exotiques (Muratet et al., 2007), toutes les abeilles ne peuvent donc pas les utiliser.

Tous ces milieux variés accueillent des communautés d'abeilles distinctes qui subiront des menaces différentes. Pour le Hainaut, nous ne savons pas encore dans quels milieux se concentrent l'abondance et l'originalité des abeilles et donc quels habitats favoriser, c'est ce que nous allons découvrir dans cette étude.

2. Objectifs

Le premier objectif de cette étude est de caractériser la diversité et l'originalité des espèces d'abeilles présentes dans les milieux semi-naturels ouverts, en Hainaut.

Dans un second temps, nous comparerons ces milieux semi-naturels ouverts à d'autres milieux de la région. Nous essayerons de comprendre quels facteurs environnementaux présents sur les sites peuvent expliquer les variations en ce qui concerne la diversité et voir leur lien avec les différents traits fonctionnels des espèces rencontrées.

Et finalement, nous comparerons l'impact qu'ont pu avoir les paysages (l'occupation du sol dans un rayon de 250 mètres de chaque station) sur les communautés d'abeilles rencontrées. Cette description de la diversité des abeilles sauvages va permettre de savoir quel type de milieux sont à favoriser pour protéger de façon optimale les abeilles.

L'hypothèse de départ de cette étude est que les milieux semi-naturels ouverts comme les prairies abriteraient une plus grande abondance, diversité et originalité d'abeilles que les milieux aux alentours. Cela pourrait être dû à l'ouverture du milieu, à la présence de plantes hôtes plus rares associées à des abeilles spécialistes et de milieu de nidifications propices.

3. Matériel et méthodes

3.1. Choix et description des sites

3.1.1. Choix des sites

Les 72 sites de cette étude ont été sélectionnés en fonction de leur position et de leur disponibilité. Nous avons choisi un éventail de sites aux caractéristiques différentes : des marais, des forêts, des friches, des prairies, etc. 27 sites ont été échantillonnés par l'auteur de cette étude, 21 sites par Alexandre Reese (Reese, 2021), 5 sites par Martin Loockx (Loockx, 2021) et finalement, 17 sites ont été étudiés par Alexandre Lefebvre (Lefebvre, 2021). L'effort de collecte de l'auteur de cette étude est de 2 909 individus capturés sur un total de 5 229.

Les sites ont ensuite été classés dans une des 7 catégories choisies selon leur type de milieu dominant. Ces catégories sont présentées dans le tableau 2 :

Tableau 2: Tableau des différentes catégories de milieu utilisées dans cette étude

Type de milieu	Caractéristique de structure et de gestion	Nombre de sites
Bois	Milieu dominé par une composante boisée dans un rayon de 250 m	6
Bord de route	Milieu se retrouvant sur deux bandes le long d'une voirie	9
Carrière	Ancienne carrière de craie, de pierre et de sable	10
Friche	Milieu ouvert à l'abandon, pas de gestion (ancien chemin de fer, ancienne parcelle agricole, ...) présentant une végétation arbustive éparse	8
Parc	Milieu entretenu où une gestion plus ou moins intensive est menée	10
Prairie	Milieu ouvert présentant une végétation herbacée, géré non intensivement	11
Terril	Terril résultant du charbonnage, non dominé par une composante paysagère	17

Les sites ont été distancés, si possible d'1 km (le minimum de distance étant de 300m) pour que les communautés d'abeilles soient différentes entre elles. La distance de vol des abeilles solitaires est bien souvent d'un maximum de 600 m (Gathmann & Tscharntke, 2002) ; même si des distances allant jusqu'à 1250 m ont pu être détectées, et cela, même pour des petites espèces (e.g. *Lasioglossum calceatum*) (Beil, Horn, & Schwabe, 2008). Cependant, si les milieux étaient totalement différents, avec une végétation différente présente entre les deux sites, ils ont quand même été choisis.

La majorité des stations de collecte se situe sur un axe Nord-ouest/Est entre Tournai, Mons et Charleroi dans la province du Hainaut, sur le territoire wallon en Belgique (voir figure 14). La liste de l'ensemble des sites et leur type de milieu est disponible en Annexe 8.1..

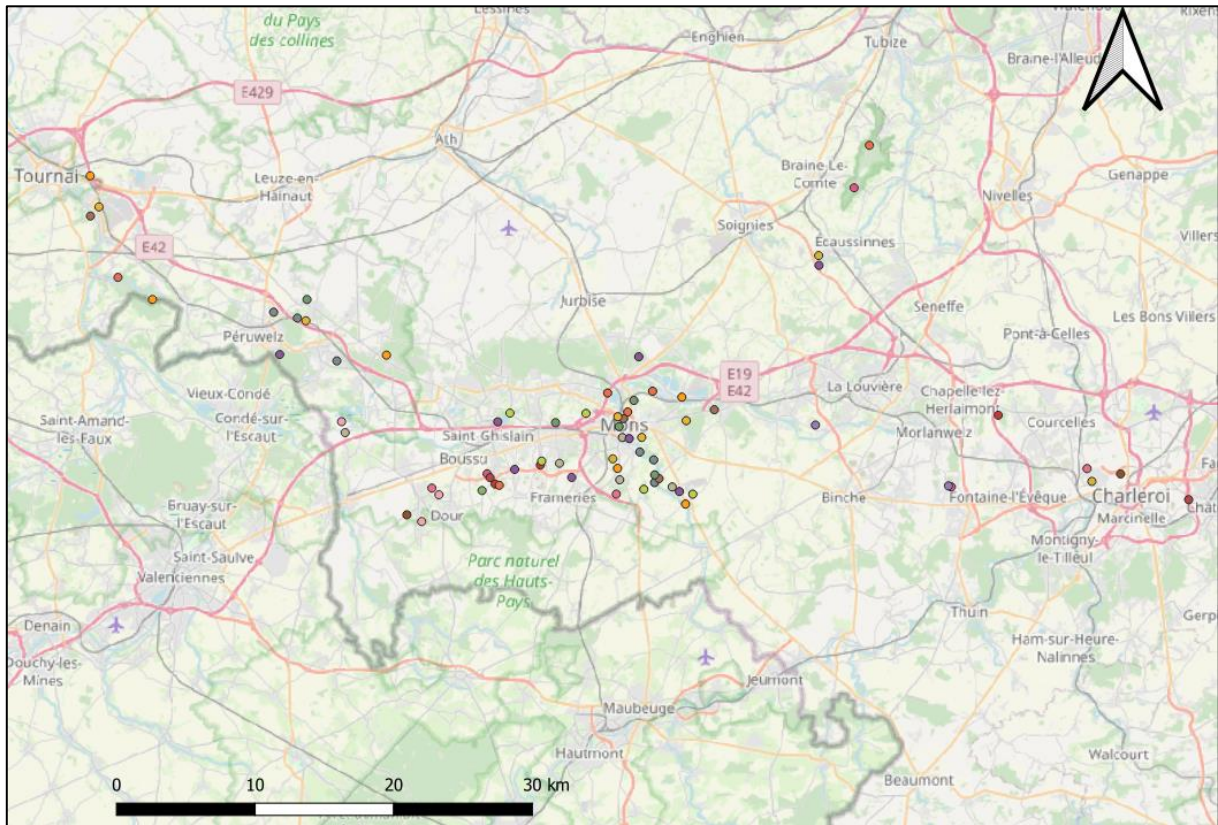


Figure 14: Vue d'ensemble de la répartition des sites de collectes placé sur la carte OpenStreetMap

La surface des sites varie grandement en raison de la présence occasionnelle de barrières, de murs, de routes, etc. Dans d'autres cas, quand aucun obstacle n'entravait l'accès, les sites ont été déterminés dans un rayon de maximum 250 m et présentent une végétation et un paysage homogène.

Pour la première partie de cette étude sur les milieux semi-naturels ouverts, 11 stations ont été sélectionnées (Annexe 8.1.). Elles font toutes partie de la catégorie de milieux « prairies », certaines ont le statut des réserves naturelles reconnues.

3.1.2. Description de la flore

Pour chaque station, un relevé botanique des plantes en fleurs a été réalisé à chaque visite. Chaque plante a été identifiée à l'espèce grâce à la Flore Bleue de Belgique (Lambinon & Verloove, 2012), dans la mesure du possible. Ces relevés ont été réalisés en suivant la méthode de Braun-Blanquet (Delassus, 2015). Un exemple de relevé botanique réalisé lors de chaque collecte est disponible en Annexe 8.2.

Pour chaque plante à fleurs présente, nous avons pu déterminer si celle-ci constituait une ressource utilisable pour l'alimentation des abeilles et si elle était indigène ou non au milieu, cela de nouveau grâce à la Flore Bleue de Belgique (Lambinon & Verloove, 2012).

3.1.3. Cartographie

Les analyses du paysage et les études de l'insertion de nos sites dans ce dit paysage ont été réalisées grâce au logiciel QGIS (version 3.1.3).

Les différentes occupations du sol nous ont été fournies par la carte des écotopes (parties du paysage homogène d'un point de vue écologique) de Wallonie, compilée dans le cadre du projet Lifewatch (Lifewatch-WB geodatabase (v3.14)). Cette carte de 2018 va nous indiquer les écotopes présents dans le voisinage direct de nos sites.

Cette base de données des écotopes a pu être réalisée grâce à des analyses d'images satellites, aériennes et par analyse LIDAR (Light Detection And Ranging : mesures réalisées grâce à un laser) de la Belgique entière.

Finalement, 10 classes d'occupation du sol différentes sont fournies (tableau 3). Les proportions de chaque classe au sein des écotopes se base sur une résolution de 2 m sur 2 m, elles nous sont données en pour 1000, par facilité de calcul, nous les ramènerons en pour 100 (Radoux et al., n.d.).

Tableau 3: Nom des différentes classes d'occupation du sol présentes sur la carte des écotopes du projet Lifewatch (Radoux et al., n.d.)

<i>Abréviations</i>	<i>Description</i>
<i>BroadLV</i>	Arbres feuillus
<i>NeedLV</i>	Conifères
<i>Plowed</i>	Terres arables
<i>MGramin</i>	Couvert permanent par une espèce de graminée
<i>NOpen</i>	Prairies sèches
<i>WOpen</i>	Prairies humides
<i>Water</i>	Corps d'eau permanents
<i>Bare</i>	Sols nus (moins de 15% de végétation)
<i>Artif</i>	Sols artificialisés
<i>COpen</i>	Clairières

Dans notre logiciel QGIS, nous avons délimité nos différents sites pour ensuite en faire les centroïdes (centre géographique). C'est autour de ce centre que nous calculerons nos tampons de 250, 500 et 1000 mètres de rayon. Ces différentes distances ont été choisies pour représenter les distances de vol moyennes des abeilles (Gathmann & Tscharrntke, 2002 ; Beil, Horn, & Schwabe, 2008). Nous aurons donc la possibilité de voir l'influence du paysage sur les différents assemblages d'abeilles rencontrés. Le site de l'Aérodrome de Maubray a dû être abandonné pour les analyses paysagères, les données d'occupations du sol n'étant pas disponible.

Chacun de ces tampons va délimiter une zone dans laquelle nous ferons nos analyses de paysages. Finalement, seules 6 variables paysagères seront utilisées dans le cadre de nos analyses. Les variables considérées comme similaires ont, en effet, été fusionnées :

- « BroadLV » et « NeedLV » sous la nouvelle variable « Trees », surface totale recouverte par des arbres.
- « Plowed » et « MGramin » sous la nouvelle variable « Agri », surface totale recouverte par des terres agricoles.
- « NOpen », « WOpen » et « COpen » sous la nouvelle variable « Open », surface de milieux semi-naturels ouverts.

Un tableau reprenant toutes les valeurs de ces différentes variables pour tous les sites dans un rayon de 250 m est disponible en Annexe 8.3..

3.2. Échantillonnage des communautés d'abeilles

3.2.1. Technique de collecte

Les collectes ont été réalisées en binôme, chacun équipé d'un filet. Une approche exploratoire du terrain, déplacement entre différents endroits en fonction de la présence d'abeille, a été préférée à une approche en quadrat ou en transect du fait de l'hétérogénéité de nos sites et de leur forme parfois intriquée.

La collecte aux "pan traps" (coupelles colorées remplies d'eau savonneuse piégeant les insectes) a été prouvée comme étant la plus efficace concernant la couverture d'échantillonnage, le plus grand nombre d'espèces capturées et minimisant le plus les biais liés à la personne (Westphal et al., 2008). Cependant, l'efficacité des pièges semble diminuer quand le pourcentage de fleurs mellifères à proximité est grand, ce qui était notre cas ici. Les abeilles étant plus attirées par les fleurs, celle-ci entreraient en « compétition » avec les pièges, mais cela est assez controversé, avec des résultats contraires dans d'autres études (O'Connor et al., 2019). Nous y avons préféré une méthode de collecte au filet, celle-ci nous permettant de voir les interactions plantes-pollinisateurs (Westphal et al., 2008).

L'optimal aurait été de combiner les 2 méthodes (Freitas Moreira et al., 2016) mais cela n'a pu être fait par manque de temps et du fait de la complexité logistique que cela aurait demandé. La méthode au filet accumule beaucoup de biais liés à la personne ; son expertise et sa connaissance vont influencer son efficacité à capturer les individus voulus (O'Connor et al., 2019). Ces biais ont ici été minimisés par le fait d'avoir deux collecteurs (cela permettant aussi de doubler l'effort de collecte). Ils ont été également minimisés par la mise à mort de tous individus capturés (grâce à de l'acétate) qui ont ensuite été déterminés jusqu'à l'espèce par des experts et non par les chasseurs. Toutes les espèces d'abeilles ont été capturées, exceptées les *Apis mellifera*.

3.2.2. Fréquence et période de collecte

Le temps entre deux visites a été fixé à 1 mois. Il nous a parfois été impossible de respecter cela dû à notre emploi du temps ou plus souvent à cause d'une météo défavorable.

En effet, toutes les collectes ont été réalisées dans des conditions météorologiques idéales, c'est-à-dire absence de grand vent ou de pluies, peu de nuages et une température minimale de 16 °C. Les récoltes ont été réalisées entre 9 h et 17 h (dans la mesure du possible) pour une durée de 20 min, cela ne prenant pas en compte la mise à mort des individus et les déplacements. Si après 10 min de récolte aucune abeille n'a été capturés, la collecte a été arrêtée et considérée comme nulle.

Idéalement, les collectes auraient dû se dérouler de mi-mars à mi-septembre (6 visites) mais cela n'a pas été possible vu la pandémie mondiale de Covid-19. La Belgique étant confinée de mi-mars à mi-mai, les récoltes n'ont pu commencer qu'à la fin du mois de mai et seules 4 visites ont donc pu être réalisées.

3.3. Détermination des individus et mise en collection

Chaque spécimen a été épinglé et étalé après chaque journée de récolte. L'étalage est réalisé dans le but de pouvoir visualiser les caractères spécifiques nécessaires à l'identification, de plus les génitalias ont été extraites pour les individus mâles. Ils ont ensuite été étiquetés et mis en collections dans des boîtes prévues à cet effet et classés par genre grâce à une clé de détermination, puis par groupe morphologique pour faciliter l'identification spécifique (exemple de clé de détermination utilisée ; Michez et al., 2019; Patiny & Terzo, 2010; Rasmont & Terzo, 2010). Cette identification a dans un premier temps été réalisée par les mémorants pour ensuite être vérifiée par des experts présents au sein du laboratoire de Zoologie (Pierre Rasmont, Thomas Wood et William Fiordaliso).

Après avoir été identifiées à l'espèce, toutes ces données ont été encodées dans une base de données virtuelle par le biais de Data Fauna-Flora (Barbier et al., 2013). Il convient de mentionner ici que, du fait que les femelles des espèces *Bombus terrestris* et *Bombus lucorum* sont pratiquement indiscernables, tous les individus de ces espèces (reine, mâle et ouvrières) ont été rassemblés sous l'appellation *Terrestribombus sp.* pour les calculs statistiques (Rasmont & Terzo, 2010).

3.4. Collecte et synthèse des traits fonctionnels

Pour chaque espèce un ensemble de traits fonctionnels a été compilé et associé dans une base de données. Ces traits sont la distance inter-tégulaire (ITD), l'indice de température (STI), l'indice de continentalité (SCI), la socialité, les choix floraux et le type de nidification. Ces traits nous permettront de connaître les caractéristiques de vies des espèces capturées, de discerner les critères nécessaires dans le paysage pour leur développement et de pouvoir comprendre comment des changements dans ce paysage pourraient les impacter.

Toutes ces informations nous permettront par la suite d'expliquer la structure et la distribution des différentes communautés d'abeilles rencontrées sur nos sites. En effet, certaines communautés d'abeilles, du fait de leurs traits fonctionnels, seront plus sensibles que d'autres à certains changements ou préféreront s'installer dans un certain type de milieu. Il est donc important de connaître ces traits pour pouvoir prévoir quelles abeilles seront les plus affectées par un changement dans le milieu donné (De Palma et al., 2015; Williams et al., 2010).

L'ITD est la distance (en mm) entre les deux tegulas, les points d'insertion des ailes des abeilles. Le principal des mesures est disponible dans Duchenne et al., 2020 et Fortel, 2014. Pour les mesures non disponibles dans la littérature, elles ont été calculées sur les individus collectés. La mesure d'ITD a été réalisée sur 10 abeilles femelles (ou sur le nombre de femelles disponible), la moyenne de ces grandeurs a ensuite été faite. Cette mesure nous permet d'estimer la taille et donc la distance de vol que l'abeille peut parcourir (Greenleaf et al., 2007). Les espèces ayant une courte distance de vol seront plus sensibles au paysage local, leur distance de dispersion et butinage étant courte.

Pour chaque espèce, le STI nous donne la température moyenne préférée et le SCI, la variabilité des conditions climatiques rencontrées dans son aire de répartition. Ils ont été calculés par un autre mémorant (Loockx, 2021) en se basant sur la méthode de Duchenne et al. (2020). Pour les calculs, les relevés européens d'hyménoptères ont été obtenus depuis la base de données de GBIF (Global Biodiversity Information Facility – extraites le 18/12/2020 depuis <https://doi.org/10.15468/dl.92odzl>). Une grille géographique de 0,01° de latitude et de longitude pour unité de cellule a ensuite été créée grâce à ces données. Chacune des cellules de la grille est caractérisée par deux variables : la température annuelle moyenne et la saisonnalité des températures (moyennes des valeurs pour la période 1970 et 2000) (disponibles sur Bioclim, <http://www.worldclim.org/bioclim>).

Les deux indices sont ensuite obtenus en utilisant la moyenne de température et de saisonnalité pour chaque cellule. Ces moyennes sont par la suite pondérées par le nombre d'individus de l'espèce enregistré pour cette cellule, divisé par le nombre total d'espèces d'hyménoptères enregistré pour cette même cellule.

Le reste des traits ont été collectés dans différents ouvrages (Drossart et al., 2019; Peeters et al., 2012).

Un tableau reprenant les données de traits fonctionnels de toutes les espèces rencontrées est disponible en Annexe 8.4..

3.5. Description des communautés d'abeilles rencontrées

Toutes les analyses statistiques et calcul d'indices ont été menées sur le logiciel RStudio, version 1.3.1093. Les graphiques, histogrammes ont été réalisés principalement grâce au package *ggplot2*.

3.5.1. Complétude des échantillons

La complétude des différents échantillonnages, qui peut se définir comme le nombre d'espèces découvertes dans nos échantillons par rapport au nombre d'espèces total présent dans le milieu, sera évaluée grâce à une courbe d'accumulation réalisée par la fonction *specaccum()* du package *vegan*.

Cette courbe sera construite en ajoutant le nombre de nouvelles espèces découvertes site après site. Si la courbe arrive à un plateau, nous pouvons considérer que notre échantillonnage est complet (Gotelli & Colwell, 2001).

De plus, pour estimer cette complétude, des estimateurs de richesse totale Jackknife1, Jackknife2, l'estimateur de Chao et l'estimateur bootstrap seront calculés et comparés à la richesse de nos échantillons. La fonction *specpool* du package *vegan* (Oksanen et al., 2007) sera utilisée pour calculer ces estimateurs. Ces calculs seront réalisés sur la totalité du jeu de données mais également pour chaque milieu.

3.5.2. Indices de biodiversité

Nombre de Hill

L'indice de biodiversité qui sera préféré ici à d'autres indices, souvent plus utilisés comme l'Indice de Shannon ou l'indice de Simpson, est celui du nombre de Hill (Legendre & Legendre, 2012):

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

a représente l'ordre de la mesure de diversité. Seuls les 3 premiers ordres seront ici considérés : $a = 0, 1, 2$. Hill propose par la suite d'utiliser des nombres de diversités dérivant de cette équation et de ces ordres de diversité (Legendre & Legendre, 2012).

$$N_a = e^{H_a}$$

N_0 est égal à la richesse spécifique (c'est le nombre d'espèces et donc la diversité alpha qui représente la mesure locale de diversité), N_1 s'apparente au nombre d'espèces abondantes et N_2 représente le nombre d'espèces très abondantes dans notre échantillon (Hill, 1973).

Cependant, avant de pouvoir comparer les nombres de Hill calculés pour chacune de nos stations, nous devons d'abord les standardiser par rapport à l'effort de collecte réalisé sur les sites. Cela sera réalisé par une courbe de raréfaction qui sera décrite au point suivant.

3.5.3. Raréfaction

A l'inverse d'une courbe d'accumulation décrite plus haut, ici nous partirons du maximum d'individus rencontrés et l'abondance pour chaque site sera enlevée aléatoirement du nombre total, diminuant potentiellement le nombre total d'espèces découvertes. La nouvelle richesse spécifique après chaque retrait sera comptée comme un nouveau point de la courbe. Nous pourrions finalement après avoir enlevé tous les sites, observer la relation liant le nombre de spécimens capturés au nombre d'espèces présentes (Gotelli & Colwell, 2001). Ces courbes seront réalisées grâce à la fonction *rarecurve()* du package *vegan*.

Toutefois, ce type de raréfaction n'est vraiment utile que si la taille de l'échantillonnage est semblable, celle-ci ramenant le nombre d'observation de chaque site à celui du site le moins échantillonné, pour standardiser l'effort de collecte. Il y a bien souvent une perte d'information importante car cette différence d'abondance peut être naturellement présente indépendamment de l'effort d'échantillonnage (Chao & Jost, 2012).

Pour éviter cette perte, une mesure de complétude alternative sera ici utilisée ; la couverture et non pas la taille de l'échantillon. La couverture est la proportion du nombre total d'espèces présentes dans le milieu et qui ont aussi été découvertes dans l'échantillonnage (Chao & Jost, 2012).

Une raréfaction en fonction de la couverture sera réalisée sur les nombres de Hill permettant leur standardisation. Les fonctions *iNext()* et *estimateD()* appartenant au package *iNext* seront utilisées (Hsieh et al., 2016).

3.5.4. Diversité bêta

Cette diversité bêta, à l'inverse de la diversité alpha qui est une mesure de diversité locale, nous permettra de comparer la composition des communautés entre différents sites car elle tient compte de l'identité des espèces présentes. La diversité bêta sera calculée par l'intermédiaire de l'indice de Bray Curtis (Legendre & Legendre, 2012).

Plus les communautés d'espèces seront semblables entre 2 stations, plus l'indice de dissimilarité de Bray Curtis sera petit, proche de 0. Plus il sera proche de 1, plus les communautés seront différentes. Cet indice sera calculé grâce à la fonction *vegdist()* du package *vegan* (Oksanen et al., 2007).

3.6. Analyses statistiques

3.6.1. Différence des communautés selon le type de milieu

Après avoir réalisé un test de Bartlett (pour s'assurer de l'homoscédasticité de nos valeurs) grâce à la fonction *bartlett.test()* du package *stats()* et s'être assuré de la normalité de nos résidus grâce à la fonction *ggqqplot* du package *ggpubr()*, nous réaliserons des tests Anova (analyse de variance). Pour les valeurs prédictives (l'abondance, N0r, N1r et N2r) ne respectant pas, l'homoscédasticité ou la normalité des résidus, c'est un test de Kruskal-Wallis qui sera réalisé.

Ces tests vont permettre de déterminer si nos communautés sont significativement différentes les unes des autres. Les médianes de chaque groupe (communauté d'abeille) pour chaque variable indépendante (type de milieu) seront comparées entre elles. L'hypothèse nulle est ici qu'il n'y a pas de différence entre les médianes de nos groupes et l'autre hypothèse est qu'il existe une différence entre ces moyennes. L'hypothèse nulle ne peut être rejetée que si notre p-value est plus petite que 0.05 et qu'il existe donc une différence dans les communautés. La même chose s'applique au test de Kruskal-Wallis.

Cependant à la suite de ces tests, nous ne savons pas encore entre quels groupes cette différence est significative. Un test post-hoc doit être réalisé pour le déterminer. Un test de Tukey nous permettra de savoir pour l'ANOVA et un test de Dunn pour Kruskal-Wallis, ces tests vont comparer deux à deux les groupes et dire si les moyennes sont significativement différentes pour chaque paire de groupes. Dans notre cas, des tests de Kruskal-Wallis ont été utilisés pour toutes les variables. Une correction de Holm sera encore une fois appliquée sur nos p-values.

3.6.2. Modélisation de l'impact du milieu sur la diversité

Dans le but de modéliser les effets du paysage et de la flore sur l'abondance et la diversité des abeilles, nous utiliserons des modèles linéaires généralisés, notre jeu de données se rapprochant d'une distribution de Poisson (Dunn & Smyth, 2018).

Nos variables réponses seront : l'abondance des abeilles trouvées sur chaque site, la richesse spécifique raréfiée (notre nombre de Hill d'ordre nul raréfié en prenant compte de la couverture), le nombre d'espèces abondantes présente sur le site (notre nombre de Hill raréfié d'ordre 2) et le nombre d'espèces très abondantes présente sur le site (notre nombre de Hill raréfié d'ordre 3).

Nos variables prédictives seront : la proportion de chaque occupation du sol calculée grâce à la carte des écotopes dans un rayon de 250 m du centre de nos sites et le nombre d'espèces de fleurs présentes.

Les modèles linéaires généralisés ont deux composantes :

- La composante aléatoire : y_i sera la valeur de la variable réponse y observée sur le site i . La moyenne de toutes les valeurs y_i pour un site sera noté μ_i . Nous présumons ici, que les valeurs de y_i suivent une loi de Poisson de moyenne μ_i .
- La composante déterministe qui donne la relation entre les valeurs de μ et l'ensemble des variables prédictives x_i . Pour la régression de Poisson, cette relation sera une fonction logarithmique.

Nous devons d'abord vérifier que le modèle de Poisson correspond bien à notre jeu de données en vérifiant que l'hypothèse nulle soit respectée, c'est-à-dire qu'il n'y a pas de surdispersion (Dunn & Smyth, 2018). La fonction utilisée sera la *glm()* de R pour construire notre modèle de Poisson et ensuite la fonction *dispersiontest()* du *package AER* (Kleiber & Zeileis, 2008) pour vérifier l'hypothèse nulle.

Si l'hypothèse est rejetée, nous utiliserons une régression « quasi-poisson » ou une loi de distribution proche de celle de Poisson comme la loi binomiale négative (Dunn & Smyth, 2018).

Après la construction du modèle, plusieurs éléments doivent être examinés :

- L'absence de multicollinéarité : aucune variable prédictive ne doit pouvoir être obtenue par la combinaison linéaire des autres x_i . Si c'est le cas, cela biaiserait nos calculs d'erreur sur nos variables. La multicollinéarité peut être liée à un facteur d'inflation de la variance ou VIF. Ce facteur sera calculé grâce à la fonction *vif()* du *package car* (Fox & Weisberg, 2018).

Un VIF est problématique quand celui-ci a une valeur au-dessus de 10 (Fox et al., 2007), le total de nos variables paysagères étant égal à 100% mènera à un VIF très important. En conséquence, il nous faut abandonner des variables paysagères qui seront les variables concernant le pourcentage de bois et d'eau permanente.

- Une analyse de déviance : la déviance étant la distance entre μ_i et chaque valeur de y_i . Nous ferons un test du rapport de vraisemblance avec la fonction *lrtest()* du *package lmtest* (Hothorn et al., 2015).

- Des graphiques diagnostiques permettent de visualiser différentes caractéristiques des résidus. Pour les lois de probabilité liées à des dénombrements, l'utilisation de Randomized Quantile Residuals est conseillée (Dunn & Smyth, 2018). Les graphiques sont réalisés en utilisant la fonction *qresiduals()* du package *statmod* (Smyth et al., 2021).

3.6.3. Choix du meilleur modèle et model averaging

Vu le nombre de variables réponses et prédictives, il nous serait impossible de tester tous les modèles combinant nos prédicteurs, nous allons donc modéliser nos données.

Seules les données paysagères issues des tampons d'un rayon de 250 m seront ici utilisées, pour une question de facilité mais aussi car ce rayon s'est révélé être le plus explicatif dans une étude similaire (Fiordaliso, 2020). De plus, le but de l'étude étant d'expliquer la différence à un niveau très local de toutes nos stations, le rayon de 250 m est donc le plus adapté.

Il nous faut ensuite sélectionner les prédicteurs les plus pertinents. Pour cela, un algorithme de dredging sera utilisé grâce à la fonction *dredge()* du package *MuMIn* (Barton & Barton, 2015). Cet algorithme construira un grand nombre de modèles, testant toutes les combinaisons de variables possibles et les ordonnera par leur rang d'Akaike, dans sa version corrigée (plus le critère a une valeur petite plus notre modèle sera de qualité)(Fox, 2015). Cependant, nous devons veiller à ce que plusieurs modèles ne puissent se disputer les premiers rangs car cela constituerait un biais considérable de n'en choisir qu'un seul. Pour remédier à cela nous utiliserons un modèle intermédiaire qui est obtenu par la méthode du model averaging (Fox, 2015). Ce modèle intermédiaire sera construit grâce à la fonction *model.avg()* du package *MuMIn* (Barton & Barton, 2015).

3.6.4. Impact du milieu sur la diversité bêta

Pour visualiser la différence entre les assemblages selon le milieu, nous réaliserons une Non-Metric Multidimensional Scaling ou NMDS grâce à la fonction *monoMDS* du package *vegan* (Oksanen et al., 2007). Nous utiliserons ici la dissimilarité de Bray-Curtis comme mesure de distance. Nous pourrons ensuite colorer les différentes stations en fonction du type de milieu. Cela nous permettra de voir si les sites similaires partagent des assemblages d'abeilles similaires.

Un diagnostic additionnel peut être réalisé, le diagramme de Shepard. Il va opposer les distances initiales aux distances représentées, cette relation devant avoir un aspect linéaire (le R^2 d'une régression sera fourni par la fonction *stressplot()*).

3.6.5. Relation trait-environnement

Les analyses réalisées ont pour objectif de déceler une corrélation entre la diversité des abeilles à nos variables paysagères et nos types de sites. Mais on ne sait toujours pas pourquoi ces abeilles précisément vont choisir un milieu plutôt qu'un autre. Nous allons pour cela utiliser les traits fonctionnels des abeilles échantillonnées.

Nous utiliserons donc :

- Le lieu de **nidification** qui sera classé en trois catégories : « sous le sol », « au-dessus du sol » et « mix ». La catégorie « sous le sol » concerne les espèces terricoles et cavi-cales souterraines. Pour la catégorie « au-dessus du sol », nous y retrouverons les espèces cavicoles nichant au-dessus du sol, les espèces caulicoles et celles xylocoles. Certaines abeilles cavicoles pouvant présenter les deux types de nidifications, elles seront donc rassemblées dans la catégorie « mix ».
- La **socialité** : Quatre catégories ont été utilisées « eusocial primitif », « solitaire », « parasite social » ou « cleptoparasite ». Les abeilles seront classées dans une catégorie selon leur caractère social.
- Le **lectisme** : Seuls les deux extrêmes ont ici été considérés avec une catégorie « oligolectique » et une « polylectique ».
- **Distance inter-tégulaire (ITD).**
- **Indices de température (STI) et de continentalité (SCI)**

Nous avons maintenant à notre disposition une matrice de traits écologiques (Q), une matrice de variables environnementales (R) et pour faire le lien entre les deux, une table de contingence (L) avec le résultat de notre collecte. Le problème consiste donc à calculer D qui est la matrice des corrélations entre les variables de R et de Q qu'on appelle « le problème du quatrième coin » (Brown et al., 2014), illustré par la figure 15.

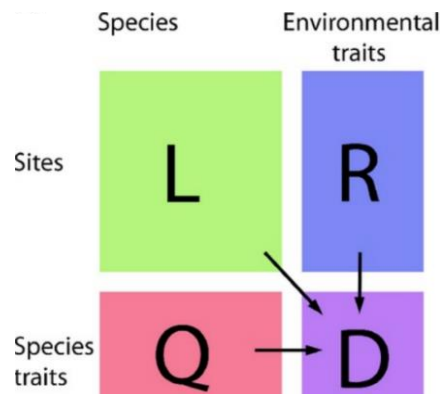


Figure 15: Représentation graphique du problème du quatrième coin (Brown et al., 2014)

Legendre propose pour la méthode du quatrième coin d'utiliser un grand nombre de permutations sur les lignes ou les colonnes de la matrice L dans le but de générer des modèles coïncidant à des hypothèses nulles différentes. 5 types de permutations ont été définies ce qui permet à 5 modèles d'être évalués avec une incertitude sur le choix du modèle à utiliser. Cette incertitude a été levée par l'auteur qui propose d'évaluer un 6-ème modèle, construit à partir des modèles n° 2, dont l'hypothèse nulle sera que la répartition des espèces est indépendante de leur environnement et le n° 4, dont l'hypothèse nulle sera que la distribution des taxons n'est pas dépendante de leurs traits écologiques. Pour évaluer le modèle 6, il nous faudra conserver la p-value la plus haute entre les deux modèles (2 et 4) (Dray & Legendre, 2008).

Une correction de Holm sera effectuée pour ajuster les p-values obtenues, vu le grand nombre de tests à effectuer. La fonction *fourthcorner()* du package *ade4()* (Chessel et al., 2009) sera utilisée pour réaliser l'analyse du quatrième coin. La fonction *randtest()* du même package nous permettra d'effectuer un test de significativité global pour l'analyse (en évaluant le modèle 6). A cause de la grande taille des matrices, un très grand nombre de permutations est ici nécessaire (nous en ferons 49999, comme recommandé dans Borcard et al., 2018).

4. Résultats

4.1. Composition des communautés d'abeilles sauvages dans les milieux semi-naturels ouverts

Les collectes sur les 11 sites catégorisés comme « prairie » seront présentées ci-dessous.

4.1.1. Complétude de l'échantillon

La courbe d'accumulation (figure 16) nous donne la complétude de nos données pour nos stations prairies. Un plateau (stade asymptotique) ne semble pas apparaître sur notre courbe ce qui montre que notre échantillonnage est incomplet.

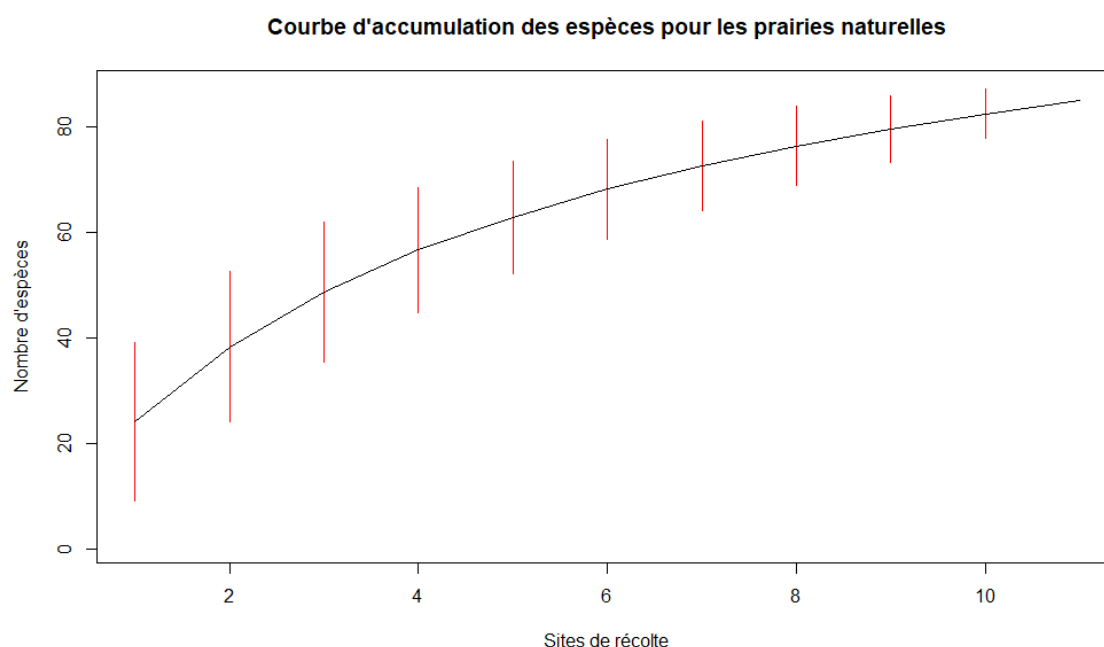


Figure 16: Courbe d'accumulation des espèces par site, évaluation de la complétude de notre échantillonnage pour les stations catégorisées comme prairie (intervalle de confiance pour 999 permutations aléatoires des unités d'échantillonnage).

Cela est confirmé par les estimateurs de richesse maximale calculés (voir tableau 4). D'après ceux-ci nous pouvons estimer qu'entre 70.8 % et 87.6 % des espèces présentes ont été collectées lors de cet échantillonnage.

Tableau 4: Estimateurs de la richesse spécifique pour les sites semi-naturels/prairies

Espèces collectées	Chao \pm se	Jack1 \pm se	Jack2	Bootstrap \pm se
85	105 \pm 10	110 \pm 11	120	97 \pm 6

4.1.2. Description de la communauté d'abeilles des milieux semi-naturels ouverts

Diversité

La liste reprenant toutes les espèces capturées dans les milieux semi-naturels de prairies est reprise en Annexe 8.5., elle contient le nom latin ainsi que la famille et le statut UICN. Une représentation sous forme de tableau du nombre d'espèces selon leur statut UICN, répartie dans leur famille est donné par le tableau 5.

Tableau 5 : Répartition des espèces présentes sur les sites selon leur famille et leur statut UICN donné par la liste rouge de Belgique (Drossart et al., 2019). Les statuts UICN sont ; CR = Critically Endangered, EN = Endangered, VU = Vulnerable, NT = Near Threatened, LC = Least Concern, DD = Data Deficient. *Bombus terrestris* et *Bombus lucorum* ont été séparés.

Famille	RE	CR	EN	VU	NT	LC	DD	Total	%menacé
<i>Andrenidae</i>	0	0	0	0	4	9	1	14	0
<i>Apidae</i>	0	1	0	1	3	10	0	15	13.3
<i>Colletidae</i>	0	0	0	0	0	7	3	10	0
<i>Halictidae</i>	0	1	0	2	0	19	0	22	13.6
<i>Megachilidae</i>	0	1	0	1	1	18	0	21	9.5
<i>Melittidae</i>	0	0	0	0	0	4	0	4	0
Total	0	3	0	4	8	67	4	86	/
%Statut	0	3.5	0	4.7	9.3	77.9	4.7	/	8.2

Le nombre total d'individus collectés sur les différentes stations est de 1166 qui sont répartis dans 86 espèces. Les deux familles les plus diversifiées sont les Halictidae et les Megachilidae avec 22 et 21 espèces respectivement. Les deux familles les moins diversifiées sont les Colletidae avec 10 espèces collectées et les Melittidae avec seulement 4 espèces.

On peut voir dans le tableau 5 que 87.2% des espèces capturées ne présentent pas un statut UICN à risque d'extinction (Near Threatened et Least concern). Toutefois, 8.2% des espèces sont, elles, menacées, la plus grande proportion de ces espèces se trouvant dans la famille des Apidae. Pour les 4.7% d'espèces restantes, ce statut n'a pas pu être déterminé, elles sont donc Data deficient (DD).

On retrouve parmi les espèces en danger, 3 espèces au statut critique (*Anthophora bi-maculata*, *Megachile genalis* et *Halictus quadricinctus*) et 4 espèces au statut vulnérable (*Bombus campestris*, *Coelioxys mandibularis*, *Halictus sexcinctus* et *Sphecodes niger*).

Si l'on regarde maintenant la localisation de ces espèces menacées au sein de nos stations (figure 17), nous pouvons voir que les stations présentant le plus d'espèces menacées sont celles du Mont-Panisel et des Prés du village. Il est intéressant de mentionner que quatre de ces stations sont des réserves naturelles (Prés du village, Tilou, Ronveaux et Marcasse).

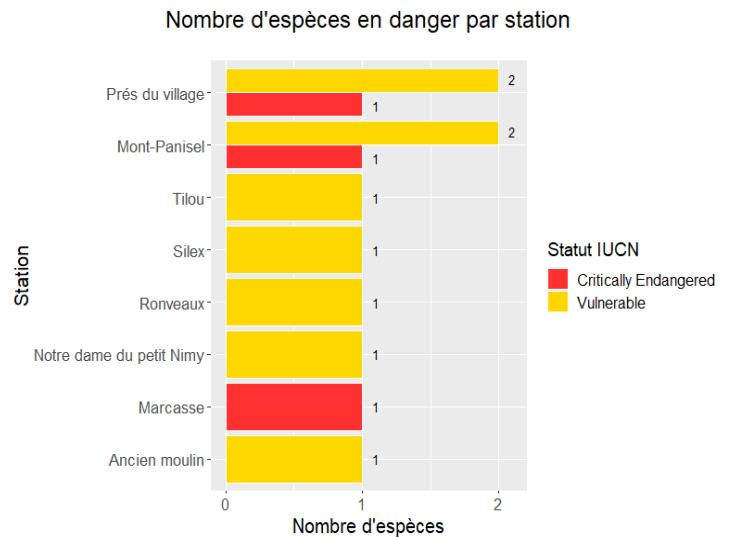


Figure 17 : Nombre d'espèces d'abeilles en danger par station

Abondance

Cette hiérarchie entre les familles observée dans le tableau 5, est cependant différente si l'on regarde, non pas la diversité des individus mais, leur abondance (figure 18). Ici, la famille la plus abondante devient celle des Apidae (575 individus), bien que la deuxième famille la plus abondante soit les Halictidae (208 individus) qui est aussi la famille la plus diversifiée (voir tableau 6). La famille des Megachilidae qui était la deuxième famille la plus diversifiée devient ici, l'avant-dernière famille la moins abondante (99 individus) avec comme famille la moins abondante de toute, celle des Melittidae avec seulement 20 individus capturés.

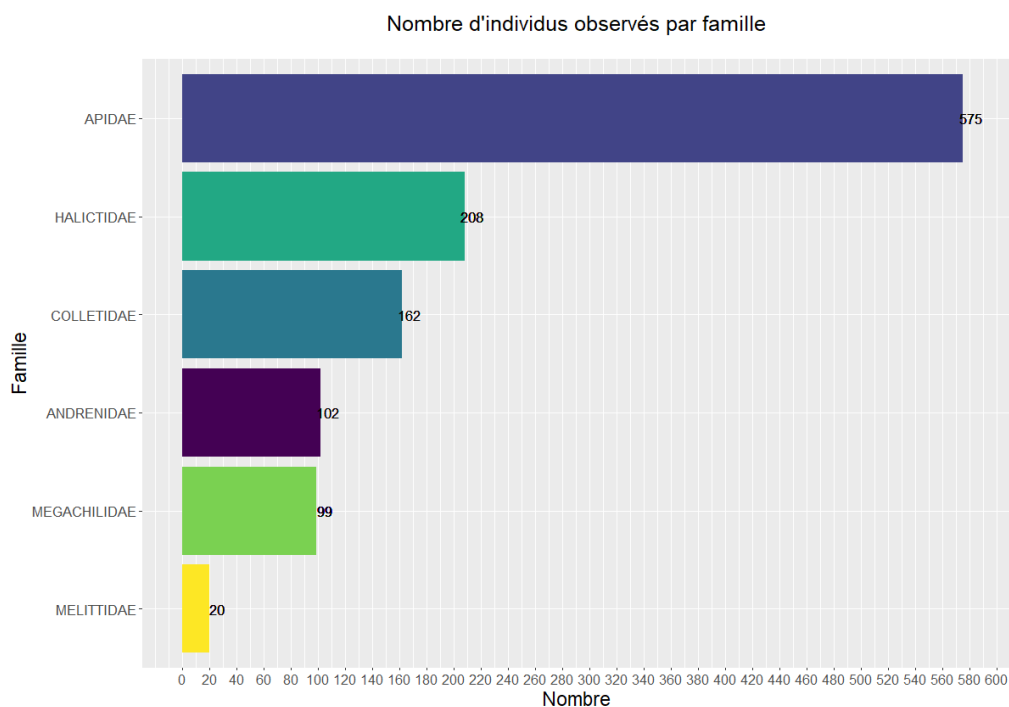


Figure 18 : Classement des familles d'abeilles selon le nombre d'individus capturés

On peut aussi observer qu'au sein de notre échantillonnage, les genres d'abeilles les plus abondants pour les différentes familles (figure 19) sont : le genre *Bombus* pour la famille des Apidae, le genre *Colletes* pour les Colletidae, le genre *Lasioglossum* pour les Halictidae, le genre *Andrena* pour les Andrenidae, le genre *Megachile* pour les Megachilidae et finalement, le genre *Dasypoda* pour les Melittidae. Plus de la moitié de notre collecte étant représentée par seulement deux genres, les *Bombus* et les *Colletes* qui valent pour 684 sur 1166 individus au total.

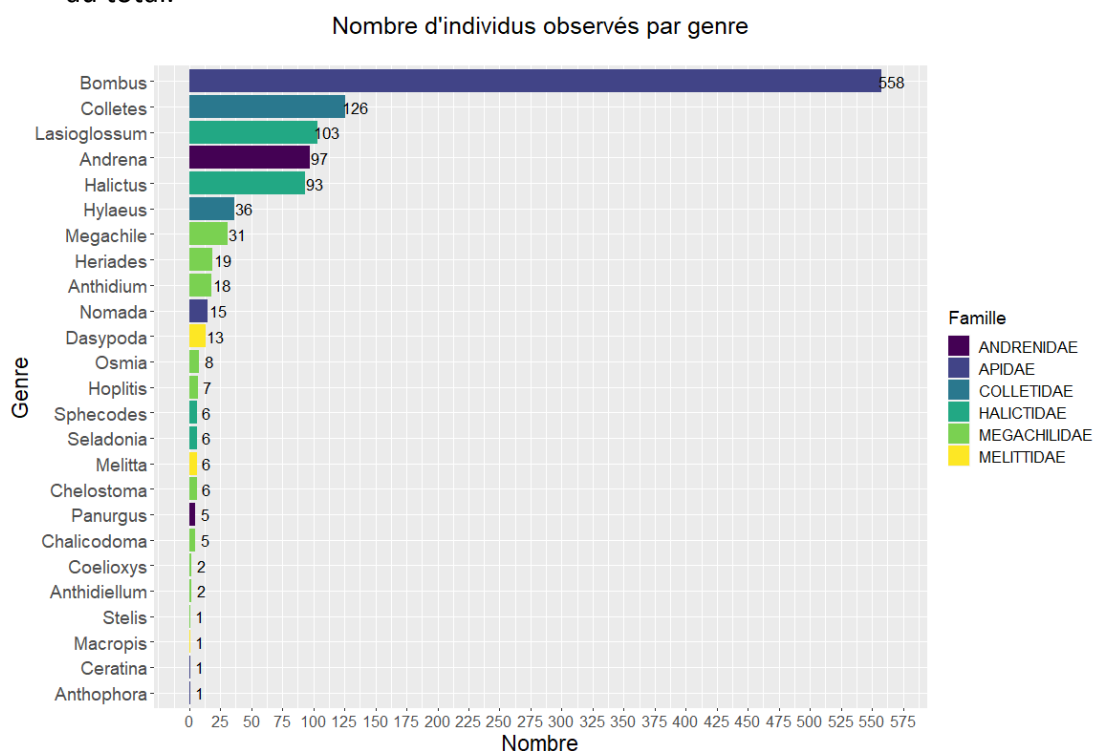


Figure 17 : Nombre d'individus capturés par genre

La même distinction peut être réalisée au niveau des espèces (figure 20). On remarque que l'espèce la plus abondante est *Bombus pascuorum* (308 individus), la deuxième étant le groupe des *Terrestribombus* (109 individus). On voit aussi le grand nombre de singletons (15) et doubletons (24), c'est-à-dire les espèces capturées en 1 et 2 exemplaires respectivement.

L'espèce la plus abondante chez les Halictidae est l'espèce *Halictus scabiosae*. Chez les Colletidae, l'espèce la plus abondante est *Colletes hederæ* et chez les Andrenidae, l'espèce *Andrena flavipes* est la plus nombreuse. Les familles des Megachilidae et des Melittidae ne présentent pas d'espèces particulièrement abondantes, cependant les deux espèces présentant le plus d'individus sont *Heriades truncorum* et *Dasygaster hirtipes*, respectivement.

Les 5 espèces les plus abondantes (sur 85) forment 50% des individus capturés : *Bombus pascuorum*, *Terrestribombus*, *Halictus scabiosae*, *Bombus lapidarius* et *Colletes hederæ*.

En regardant la répartition de ces espèces selon les différents sites, certaines tendances se démarquent. Cette distribution a été ici illustrée par une carte de chaleur (figure 21). Vu la surabondance de *Bombus pascuorum* masquant la distribution des autres espèces, celui-ci a été enlevé de la carte de chaleur.

On voit ici que les deux plus grandes concentrations d'abeilles se trouvent dans le genre *Colletes* avec les espèces *Colletes hederæ* et *Colletes daviesanus*, sur les stations du Prés du village et de l'Épargne-Umons respectivement, les *Colletes hederæ* apparaissent également en grand nombre à la station Tilou. Chez les *Andrena*, l'espèce *Andrena flavipes* apparaît en grand nombre à deux reprises ; au Prés du village et Épargne-Umons, de nouveau.

Seul le groupe des *Terrestribombus* (nommé *Bombus (Bombus) sp.* sur le graphique et *Bombus pascuorum* non représenté ici) se retrouve sur toutes les stations.

Les stations Ancien moulin, Bois de Wadelincourt et Marcasse ne présentent, elles, aucune espèce majoritaire.

Nombre d'individus observés par espèce

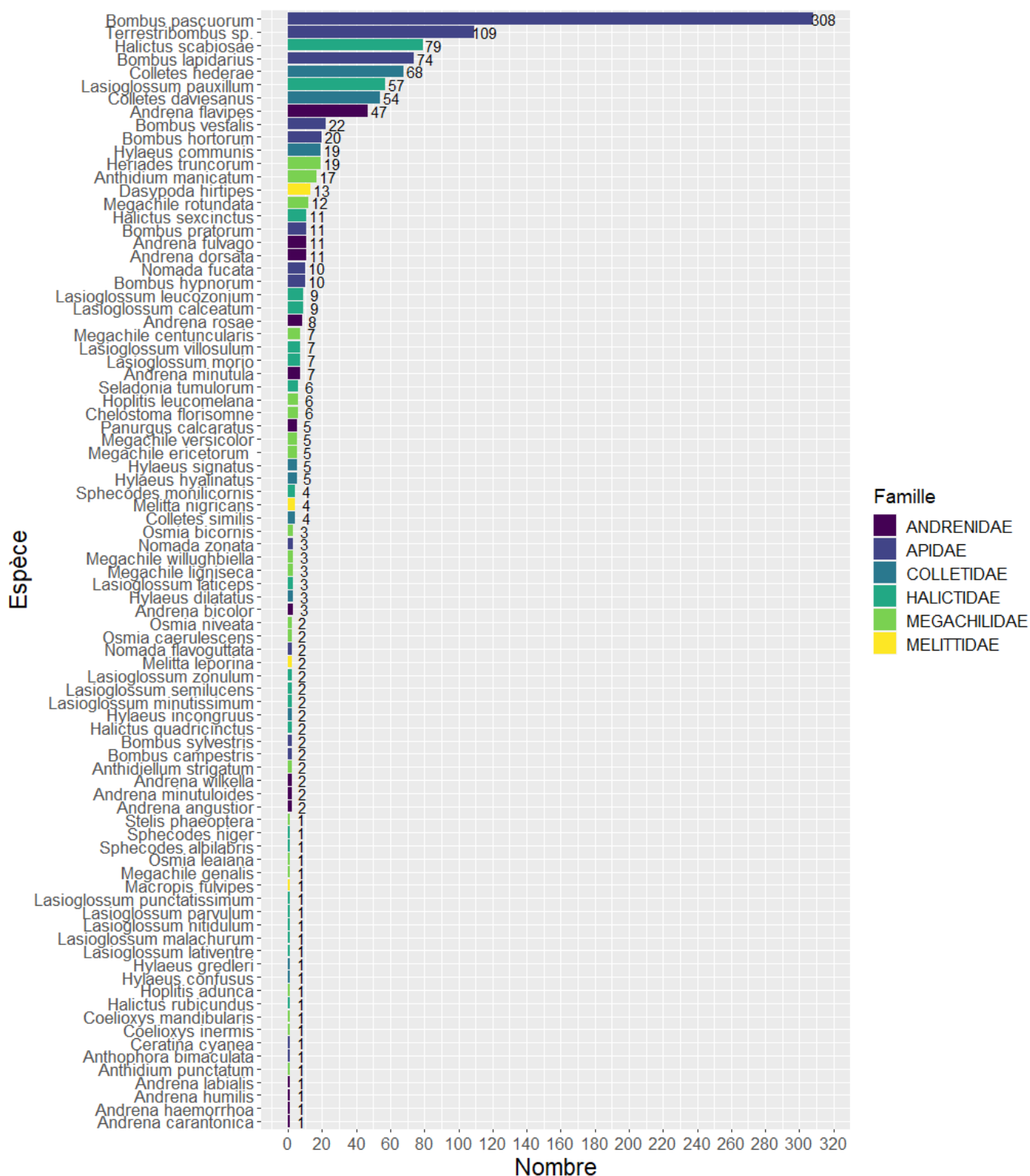


Figure 18 : Nombre d'individus capturés par espèces

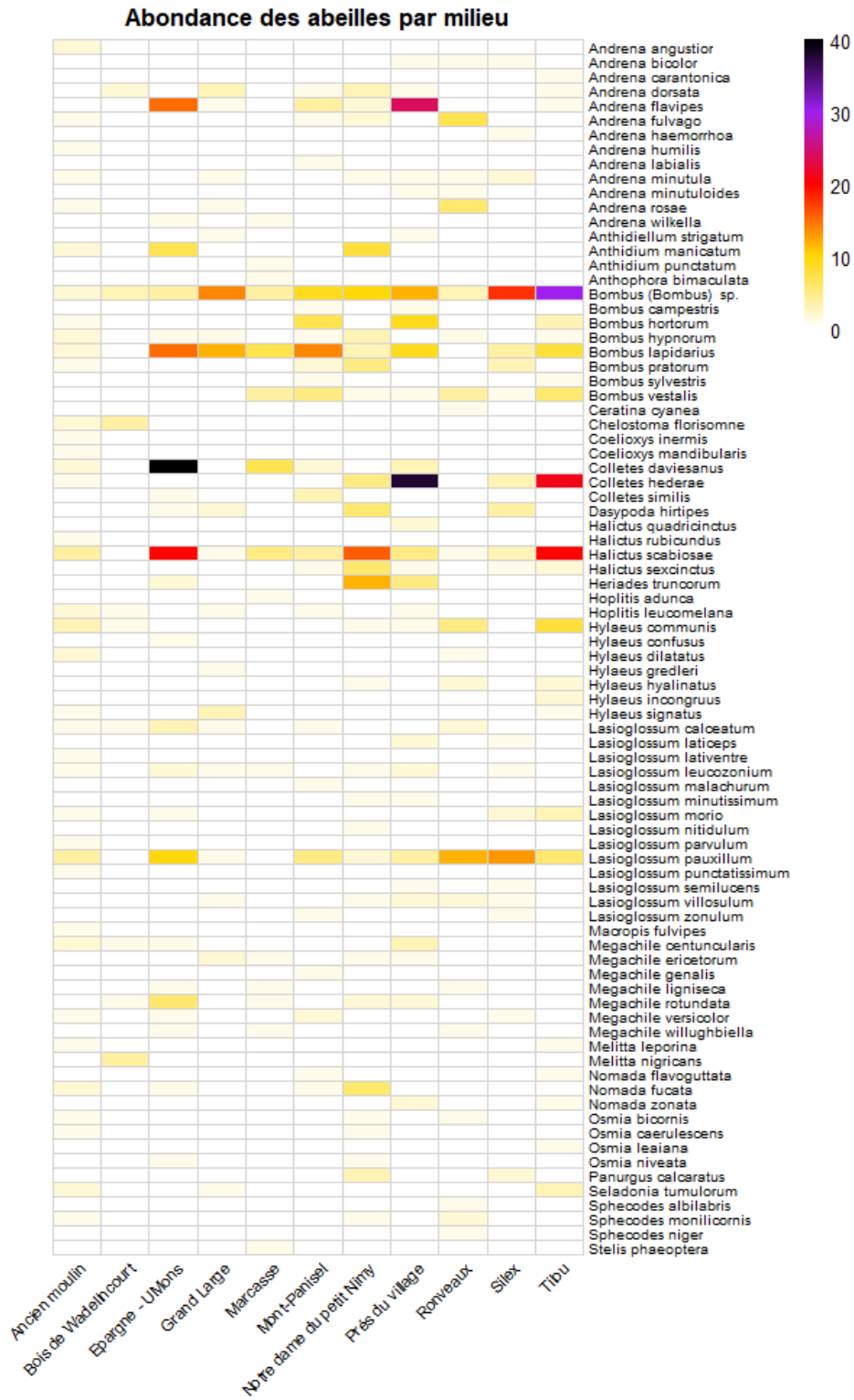


Figure 19: Carte de chaleur de l'abondance des espèces selon les différentes stations

Traits écologiques

Pour l'ensemble des espèces échantillonnées, le tableau 6 nous fournit la proportion d'espèces et d'individus présentant un état de caractère ou un autre. D'un point de vue de la socialité, les espèces solitaires sont majoritaires par rapport aux autres niveaux de socialité, ce n'est plus le cas en regardant l'abondance où les eusociaux primitifs sont ici majoritaires.

En ce qui concerne le lectisme, les abeilles polylectiques sont majoritaires aussi bien au niveau des espèces mais aussi des individus. Pour la nidification, les espèces nichant dans le sol sont les plus diversifiées mais cela n'est plus vrai au niveau des individus où les abeilles ayant une nidification mixte sont les plus nombreuses.

Tableau 6: Répartitions des traits phénologiques de socialité, lectisme et nidifications selon le nombre d'espèces et le nombre d'individus.

Trait écologique		% Par espèce	% Par individu
Socialité	<i>Solitaire</i>	68.2	35.5
	<i>Eusocial primitif</i>	17.6	60.2
	<i>Parasite social</i>	3.5	2.2
	<i>Cleptoparasite</i>	10.6	2.1
Lectisme	<i>Polylectique</i>	73	81.6
	<i>Oligolectique</i>	27	18.4
Nidification	<i>Au-dessus du sol</i>	23.5	7.3
	<i>Sous le sol</i>	56.5	40.2
	<i>Mix</i>	21.2	52.2

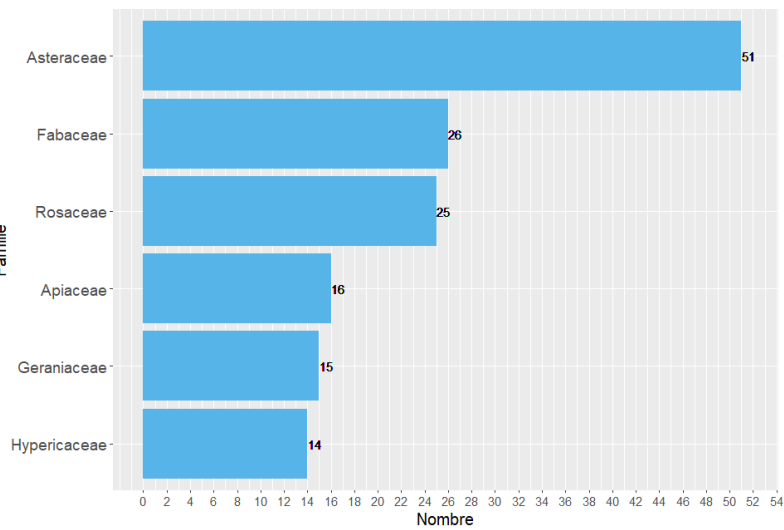
Choix floraux

On peut aussi classifier les plantes sur lesquelles ces abeilles ont pu être capturées. La famille de plantes ayant accueilli les plus d'abeilles autant en termes de diversité qu'en terme d'abondance est sans conteste la famille des Asteraceae (figure 22). En ce qui concerne l'espèce de plantes où le plus d'abeilles ont pu être capturées d'un point de vue de la diversité est le groupe des *Rubus sp.* suivi ex aequo par *Cirsium vulgare* et *Cirsium arvense*. Pour l'abondance, l'espèce de plante la plus visitée est *Echium vulgare*, on retrouve en deuxième place le groupe des *Rubus sp.* et le *Lotus cornicularius* en troisième place (figure 23).

Nous pouvons aussi citer ici les plantes où des espèces d'abeilles en danger critique ont été récoltées : sur *Echium vulgare* pour *Anthophora bimaculata* (CR), sur *Cirsium oleraceum* pour *Halictus quadricinctus* (CR) et *Cirsium vulgare* pour *Megachile genalis* (CR).

Les espèces de plantes *Cirsium oleraceum* et *Cirsium vulgare* ayant d'ailleurs accueilli d'autres espèces d'abeilles en danger, ici au statut vulnérable, comme *Halictus sexcinctus* pour *Cirsium oleraceum* et, *Bombus campestris* et *Halictus sexcinctus* pour *Cirsium vulgare*.

Nombre d'espèces d'abeille observées sur les différentes familles de plantes



Nombre d'individus observés sur les différentes familles de plantes

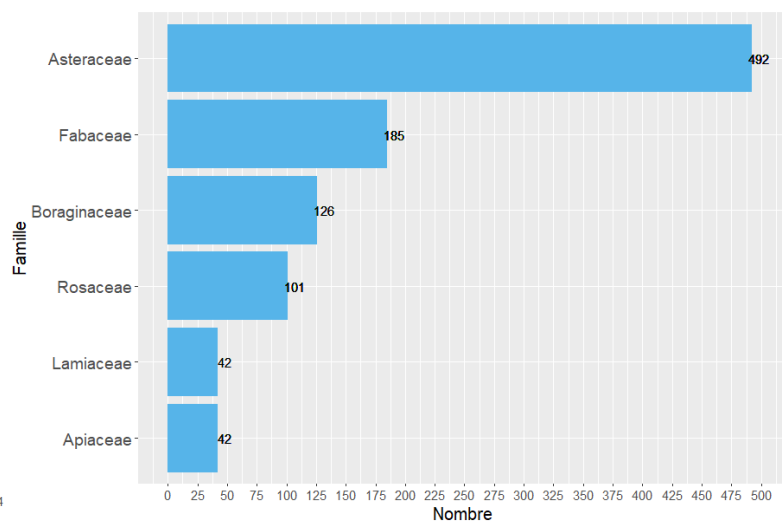
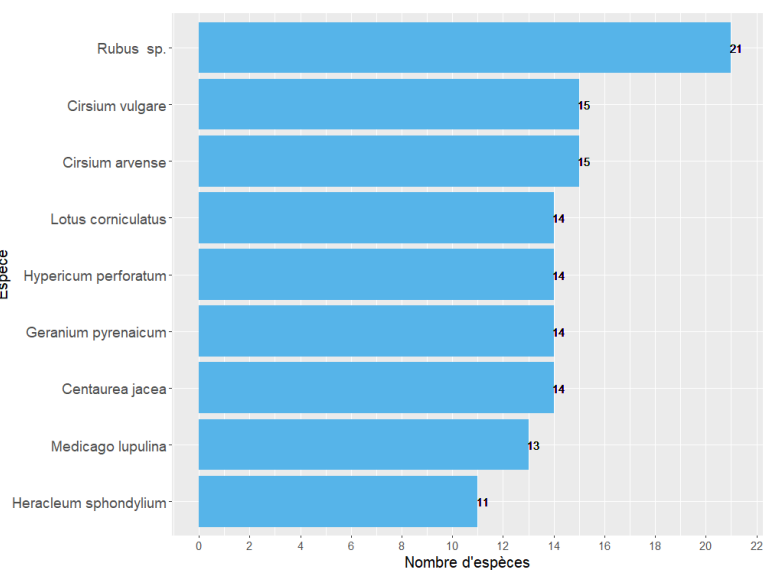


Figure 20 : Abondance et diversité des abeilles capturées en fonction de la famille de la plante de capture. Seules les familles présentant plus de 10 espèces et 40 individus ont été gardées.

Les espèces de plantes où le plus d'espèces d'abeilles ont été observées



Les espèces de plantes où le plus d'abeilles ont été observées

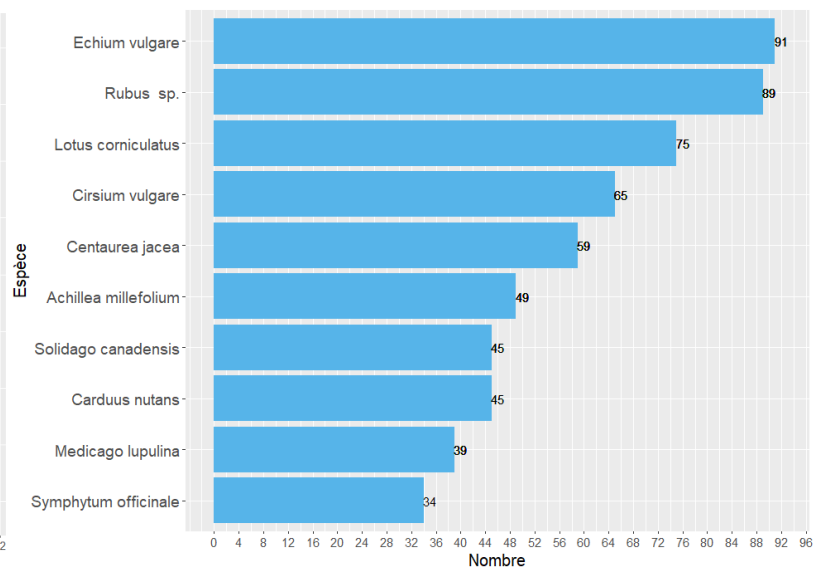


Figure 21 : Abondance et diversité des abeilles capturées en fonction de l'espèce de la plante de capture. Seules les espèces présentant plus de 10 espèces d'abeille et 40 individus ont été gardées.

Une autre manière de représenter toutes ces interactions entre plantes et pollinisateurs est de construire un réseau de pollinisation (figure 24). Ce réseau nous permet de voir de manière globale, toutes les interactions (ici lors de la capture) entre les plantes présentes et les abeilles capturées. La taille des différents carrés nous donne des informations sur les nombres d'individus présents pour cet organisme (une petite box se traduit donc par peu d'individus alors qu'une grande box représente beaucoup d'individus). Les liens entre les box nous montrent les interactions entre nos plantes et nos pollinisateurs, la largeur de ces liens nous informera sur la quantité d'individus présentant cette interaction. Les abeilles présentant un grand nombre d'individus et peu d'interactions seront bien souvent des individus spécialistes à l'inverse des individus généralistes présentant un grand nombre d'interactions avec beaucoup de plantes différentes. On peut donc observer que, comme vu précédemment (figure 23), *Echium vulgare* et *Rubus sp.* présentent un grand nombre d'interactions.

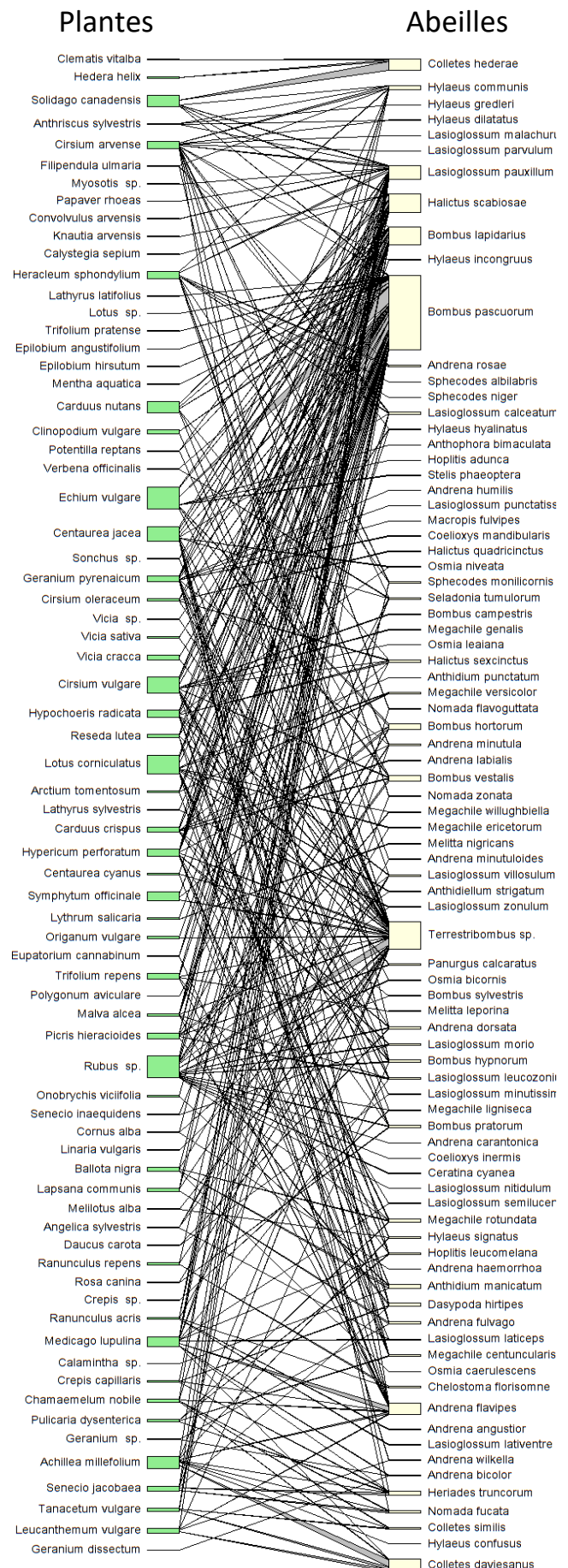


Figure 22 : Réseau plante-pollinisateurs pour les stations considérées comme des milieux semi-naturels ouverts

4.2. Comparaison des communautés d'abeilles sauvages selon le type de milieu

4.2.1. Complétude de l'échantillonnage

Comme pour les sites semi-naturels ouverts, la courbe d'accumulation ci-dessous (figure 25) va nous montrer la complétude de notre d'échantillonnage pour l'ensemble de nos stations (72). On remarque que la courbe n'atteint pas un plateau et que donc notre échantillonnage n'est pas complet. Cela nous est confirmé par les estimateurs de richesse maximale calculés en tableau 7. D'après ceux-ci nous pouvons estimer qu'entre 70 et 91.3% des espèces ont été capturées lors de notre échantillonnage. Au total, 147 espèces ont pu être découvertes pour 5 229 individus.

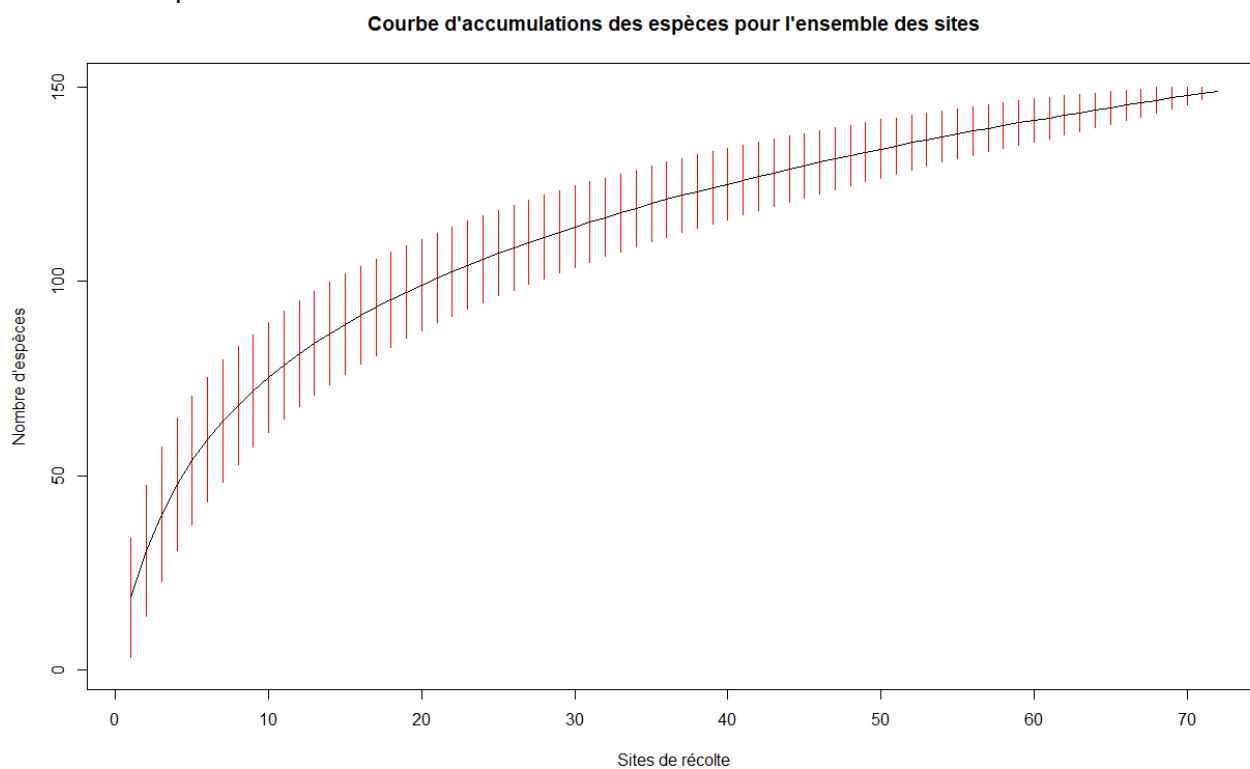


Figure 23 : Courbe d'accumulation des espèces par site, évaluation de la complétude de nos échantillonnages pour l'ensemble des stations (intervalle de confiance pour 999 permutations aléatoires des unités d'échantillonnage).

Tableau 7 : Estimateurs de la richesse spécifique maximale pour l'ensemble des sites

Espèces collectées	Chao \pm se	Jack1 \pm se	Jack2	Bootstrap \pm se
147	190 \pm 18	188 \pm 9	210	166 \pm 5

4.2.2. Courbe de raréfaction et nombres de Hill

Une manière de pouvoir comparer la complétude de nos échantillonnages de nos différentes catégories de sites est de dessiner leur courbe de raréfactions (figure 26). Cette complétude nous sera renseignée par l'allure générale de la courbe. En observant les courbes, on remarque que pour tous les types de sites (excepté les sites catégorisés comme des carrières), le nombre d'espèces va augmenter rapidement en fonction du nombre d'individus collectés. Les types de milieux présentant la plus forte croissance sont les bois suivis par les prairies.

Courbes de raréfaction des différents types de milieux

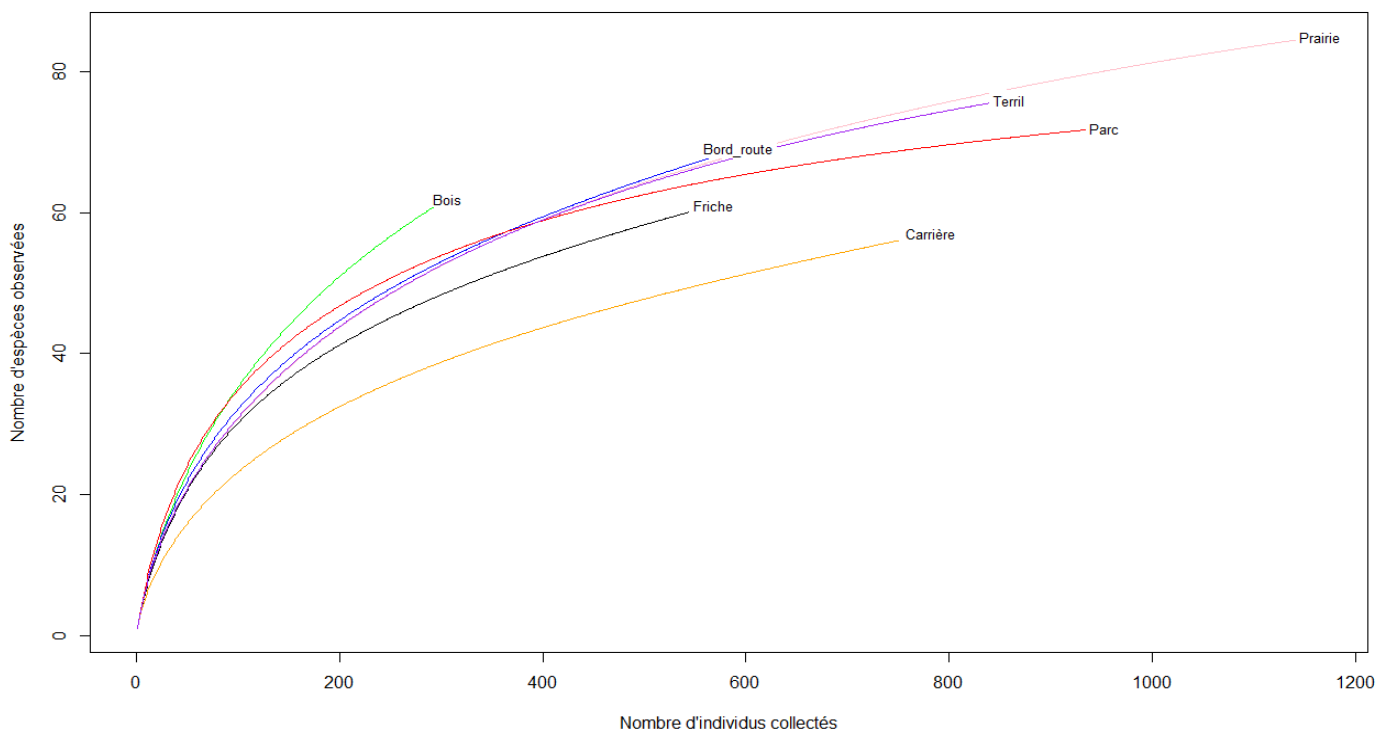


Figure 24 : Courbes de raréfactions interpolant le nombre d'espèces collectées en fonction du nombre de spécimens capturés pour les différents types de milieu.

A la vue des allures très différentes de toutes nos courbes, il nous sera difficile de pouvoir comparer cette complétude, la couverture de nos échantillons nécessaire à la standardisation est disponible en figure 27.

Couverture des échantillons pour les différents types de milieux

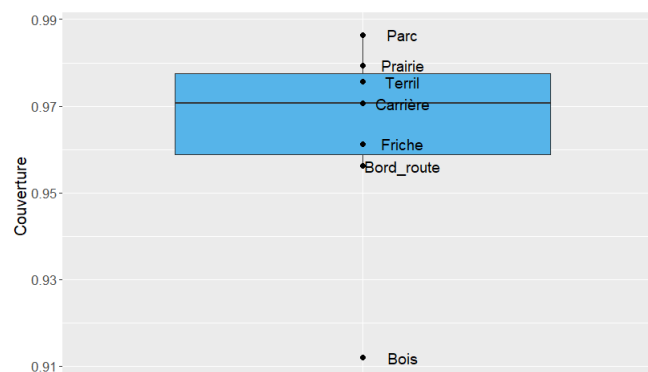


Figure 25 : Boxplot illustrant la distribution de la couverture des échantillonnages pour les catégories de site.

La figure 27 montre que les parcs ont une couverture presque maximale avec 0.99 mais que la couverture d'échantillonnage est nettement inférieure pour la catégorie de site Bois (0.91).

Les nombres de Hill raréfiés sont comparés grâce à la figure 28. La catégorie de sites présentant les plus grands nombres de Hill du premier ordre (62) est la catégorie Bois. Vient ensuite la catégorie parc qui présente les plus grands nombres de Hill d'ordre 2 (25) et d'ordre 3 (14). La catégorie carrières présentant la courbe la plus faible pour tous les points.

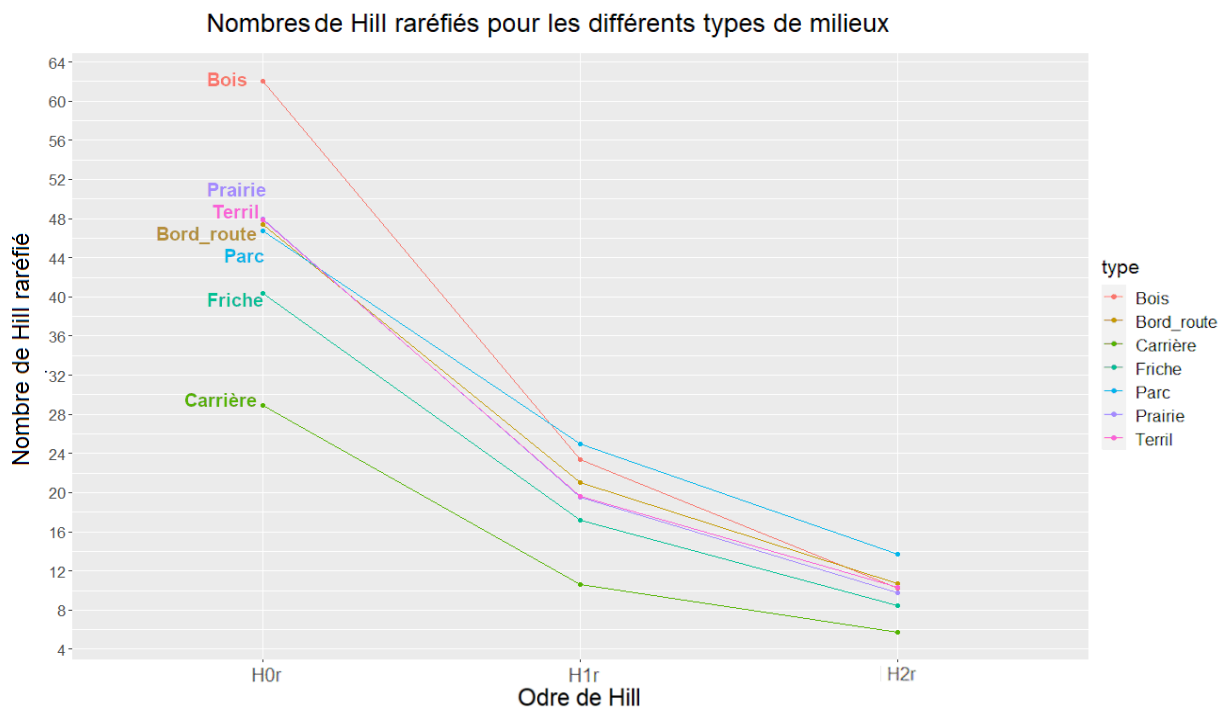


Figure 26 : Nombres de Hill raréfiés pour chaque des catégories de site selon les 3 premiers ordre de Hill ($\alpha = 0,1,2$)

4.2.3. Description des communautés entre les différents types de milieu

Diversité et originalité

Si l'on compare la diversité constatée sur chaque site (tableau 8), les milieux contenant le plus d'espèces sont ceux des prairies. Néanmoins, si l'on calcule les estimateurs de diversité maximale de Chao pour tous les types de milieux, les bords de routes sont potentiellement les milieux où le plus d'espèces peuvent être retrouvées.

Les plus grandes richesses spécifiques sont retrouvées dans les prairies (85 sp.) et les terrils (76 sp.). Concernant les prairies, cela est associé à un plus grand nombre d'individus (1166) mais pour les terrils, nous pouvons voir que les parcs ont présenté plus d'abeilles avec 859 et 954 individus respectivement (tableau8).

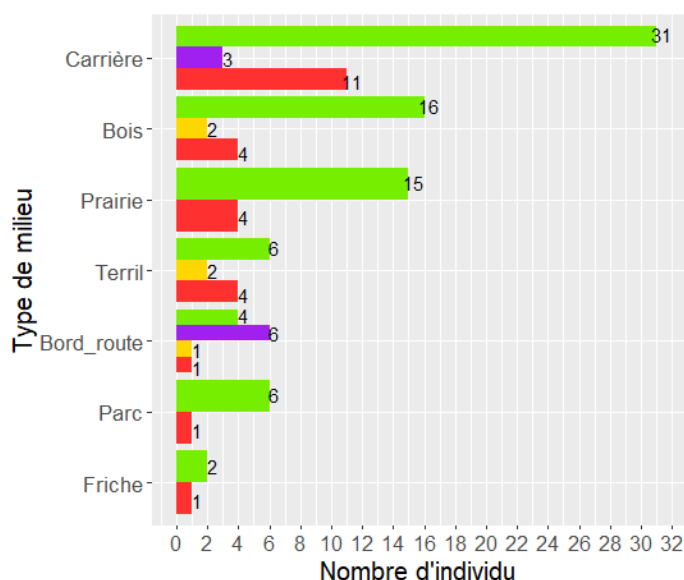
Une autre chose intéressante est de mentionner le nombre d'espèces exclusives à un milieu (seules les espèces présentant au moins 2 individus ont été comptabilisées). On peut observer que le milieu ayant le plus d'espèces uniques est celui des Terrils alors que celui avec le moins d'espèces est celui des friches (tableau 8).

Tableau 8 : Diversité constatée ainsi que leur estimateur de diversité maximale de Chao et son erreur, abondance des abeilles, nombre d'espèces uniques et le nombre de site échantillonné pour chaque type de milieu.

Milieu	Bois	Bord de route	Carrière	Friche	Parc	Prairie	Terril
Diversité	85	76	72	69	62	61	57
Chao ± se	102 ± 9	91 ± 9	80 ± 6	105 ± 19	91 ± 15	94 ± 19	99 ± 25
Abondance	1166	859	954	593	306	568	783
Nombre d'espèces uniques	3	1	3	0	3	2	5
Nombre de sites	11	17	10	9	6	8	10

Rareté

A. Nombre d'individu en danger par milieu



B. Pourcentage d'espèces en danger par milieu

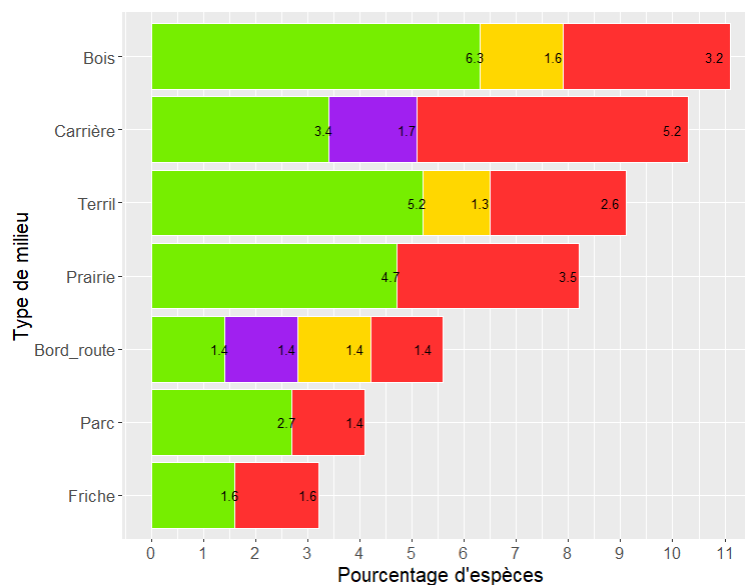


Figure 27 : Comparaison des différents sites selon l'abondance d'espèces en danger (graphique A.) et selon le pourcentage d'espèce en danger sur le nombre total d'espèces capturées (graphique B.).

Finalement, le graphique A. (figure 29) nous montre l'abondance des espèces en danger pour les différentes catégories de sites (les catégories étant classées selon le nombre total d'individus en danger).

Le type de milieu accueillant le plus d'individus en danger est celui des carrières avec 45 individus. En comparaison, le type ayant accueilli le moins d'individus est celui des friches (3). On peut voir ici que le nombre d'individus est plus élevé pour les milieux moins touchés par l'homme.

Un constat similaire peut être fait après avoir regardé le graphique B. (figure29) montrant la proportion d'espèces en danger pour chaque milieu. Ici, la plus grande proportion se retrouve au niveau des bois alors que la plus faible proportion se trouve au niveau, encore une fois, des friches.

Traits écologiques

Nous pouvons également comparer les communautés de chaque milieu d'un point de vue du pourcentage d'espèces présentant un trait de phénologie (tableau 9).

On observe que pour la socialité, le plus grand pourcentage d'espèces cleptoparasite, eusociale et parasite social se retrouve dans les carrières alors que le plus grand nombre d'espèces solitaire se retrouve dans les prairies.

Concernant la nidification, les espèces nichant au-dessus du sol sont présentes en plus grande proportion dans les milieux de bords de route, celles nichant dans le sol sont majoritaires dans les milieux de carrières. Les parcs présentent la plus grande proportion d'espèces ayant une nidification mixte.

Pour le lectisme, ce sont les milieux de carrière et de Parc qui se partagent les deux extrêmes, les parcs auront proportionnellement plus d'espèces oligolectiques et les carrières plus d'espèces polylectiques. (La nidification et le lectisme sont inconnus pour une espèce : *Osmia latreillei*, présente dans la catégorie Parc)

Tableau 9 : Comparaison entre tous les milieux du pourcentage d'espèce présentant un trait de phénologie, calculé pour chaque milieu. La valeur la plus haute pour chaque caractère est écrite en rouge et la plus faible en vert

	<i>Socialité</i>				<i>Nidification</i>			<i>Lectisme</i>	
	Clepto-parasite	Euso-cial	Parasite social	Solitaire	Au-dessus du sol	Dans le sol	Mix	Oligolectique	Polylectique
<i>Bois</i>	12,9	22,6	4,8	59,7	20,6	60,3	19	24,2	75,8
<i>Bord de route</i>	10,1	23,2	1,4	65,2	26,1	52,2	21,7	24,6	75,4
<i>Carrière</i>	17,5	28,1	5,3	49,1	12,1	63,8	24,1	21,1	78,9
<i>Friche</i>	11,5	24,6	0	63,9	23	54,1	23	26,2	73,8
<i>Parc</i>	13,9	19,4	4,2	62,5	21,9	52,1	24,7	29,2	69,4
<i>Prairie</i>	10,6	17,6	3,5	68,2	23,3	55,8	20,9	27,1	72,9
<i>Terril</i>	11,8	21,1	3,9	63,2	24,7	51,9	23,4	26,3	73,7

4.3. Impact du type de milieux sur les communautés

4.3.1. Impact du milieu sur l'abondance

La médiane d'abondances des abeilles entre nos différentes catégories de milieu a été comparée par le graphique en figure 30. Notre test de Kruskal-Wallis nous a permis de rejeter l'hypothèse nulle, il y a donc une différence de médiane entre certains groupes (p -value = 0.017, $\chi^2 = 15.43$, $n = 72$). Le test de Dunn nous permet de voir que la différence de médiane se situe entre l'abondance des abeilles capturées dans des prairies et celles capturées sur des terrils (cette différence significative est représentée par un lien surmonté d'un astérisque entre ces deux catégories). Les autres médianes d'abondance ne sont pas significativement différentes les unes des autres.

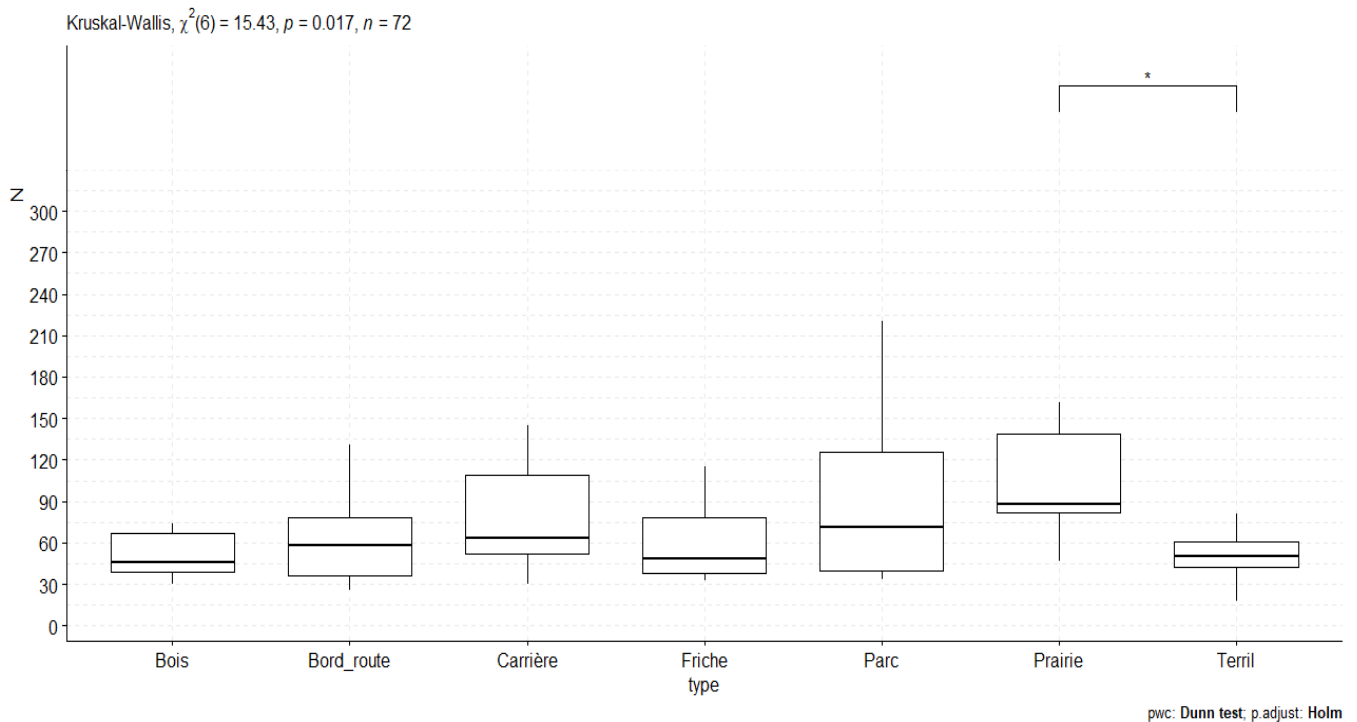
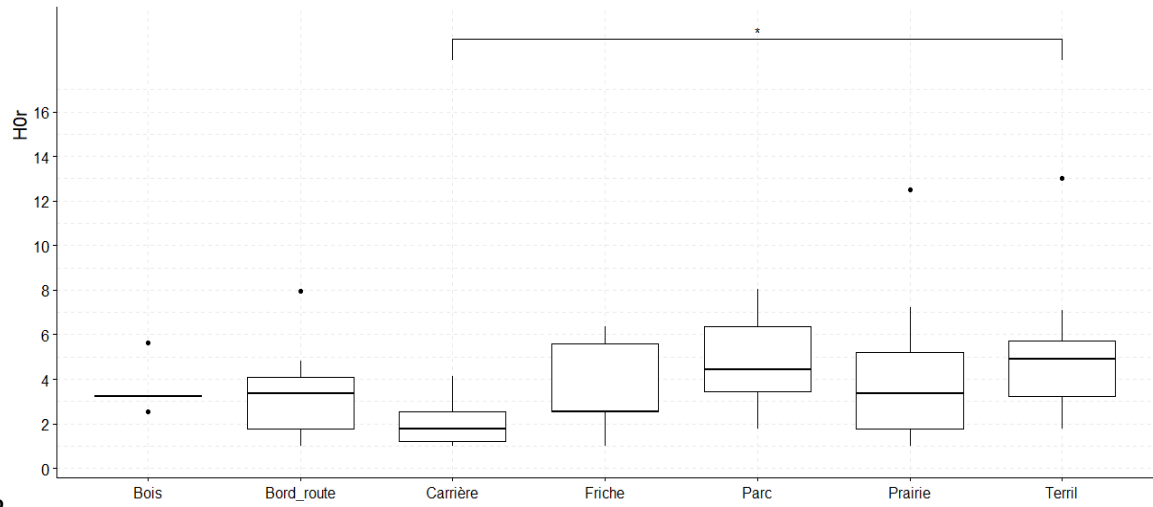


Figure 28 : Résultat du test de Kruskal-Wallis représenté par un test de Dunn concernant l'abondance d'abeilles capturées sur nos différentes catégories de sites.

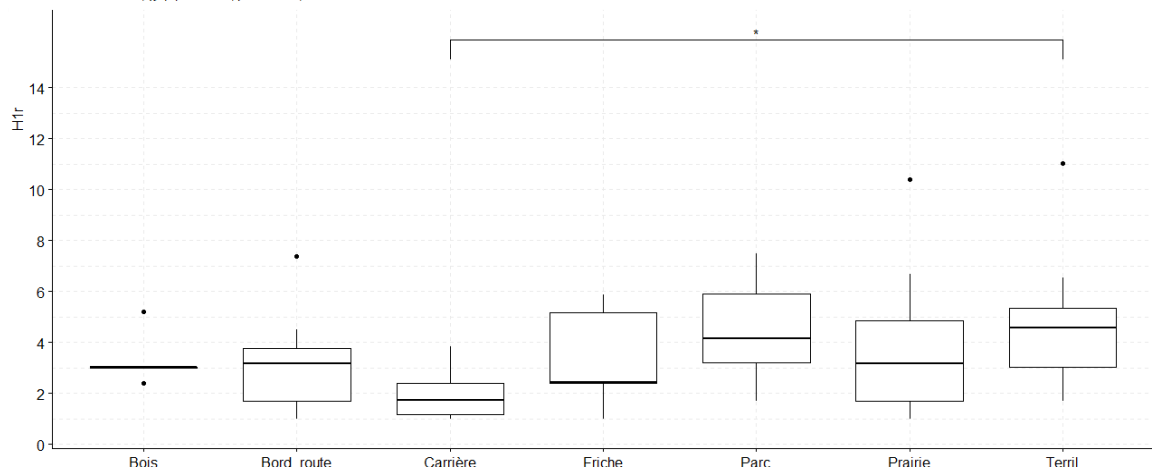
4.3.2. Impact du milieu sur Nombres de Hill raréfiés

Les nombres de Hill raréfiés pour nos différentes catégories de sites ont aussi été comparés. La p-value obtenue après un test de Kruskal-Wallis est plus petite que 0.05 (p-value = 0.042, $\chi^2 = 13.06, n = 72$), l'hypothèse nulle est donc rejetée. Le test de Dunn nous permet de voir que cette différence significative se trouve entre les médianes d'H0r de nos carrières et de nos terrils, premier graphique figure 31. La même constatation peut se faire pour la comparaison des deux autres nombres de Hill raréfiés, H1r, deuxième graphique figure 31 et H2r troisième graphique figure 31. Seuls les milieux de carrière et de terril présentent des nombres de Hill raréfiés significativement différents.

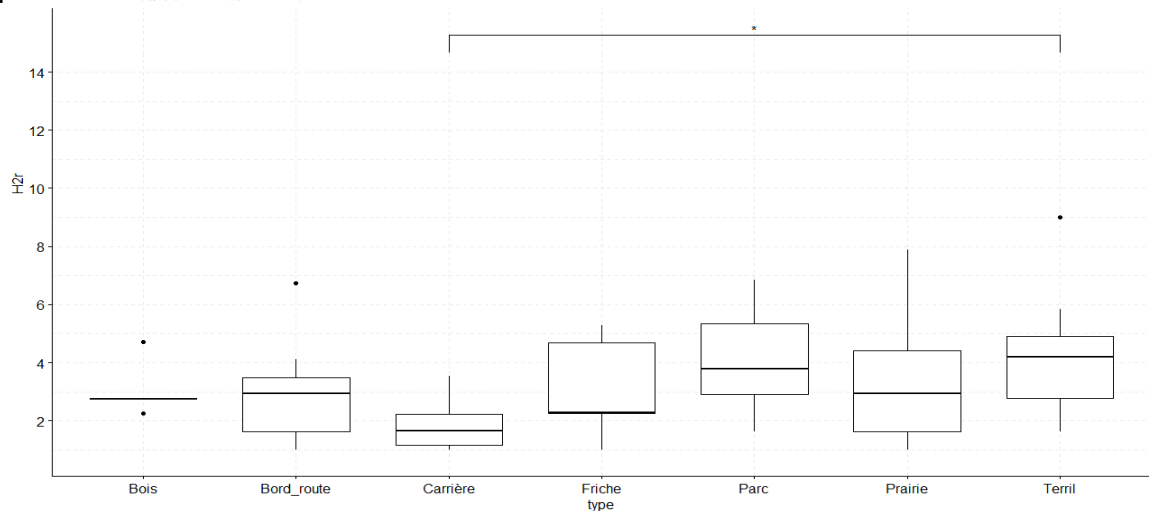
1. Kruskal-Wallis, $\chi^2(6) = 13.06, p = 0.042, n = 72$



2. Kruskal-Wallis, $\chi^2(6) = 13.05, p = 0.042, n = 72$



3. Kruskal-Wallis, $\chi^2(6) = 12.96, p = 0.044, n = 72$

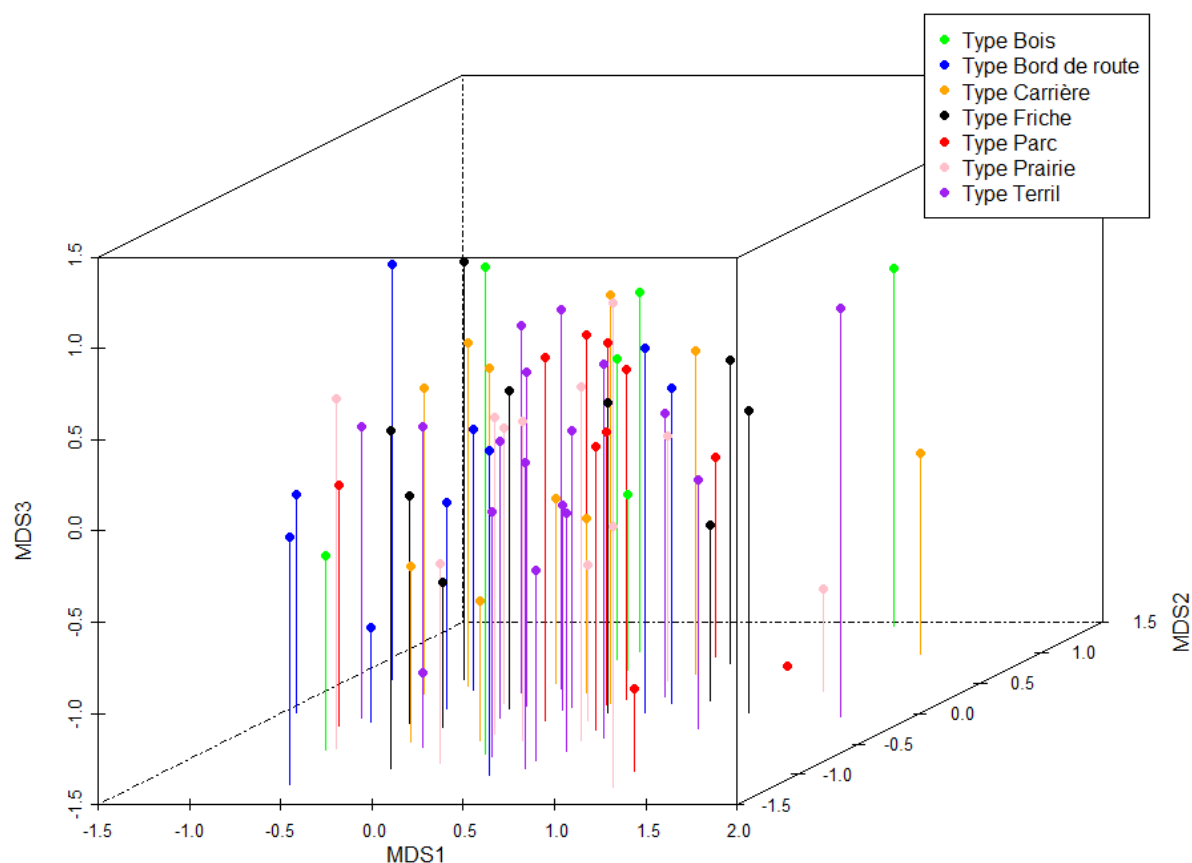


pwc: Dunn test; p.adjust: Holm

Figure 29 : Résultat du test de Kruskal-Wallis représenté par un test de Dunn concernant les nombres de Hill raréfiés pour nos différentes catégories de sites.

4.3.3. Impact du milieu sur la diversité bêta

Par l'intermédiaire d'une NMDS en trois dimensions, nous pourrions représenter la dissimilarité de communauté entre nos différents sites. Cette dissimilarité entre les communautés est la diversité bêta que nous avons calculée d'après l'indice de distance de Bray-Curtis. Nous pourrions observer si nos communautés proches en termes de diversité bêta correspondent à nos différentes catégories de site. Seules les catégories carrières, parcs et terrils présentent un léger groupement, visible sur la figure 34.



4.4. Impact du paysage sur les communautés d'abeilles sauvages en Hainaut

Dans le tableau 10, sont présentés les résultats des modèles linéaires généralisés après avoir subi le processus de model averaging. Nos variables explicatives sont les pourcentages de terrain artificialisé, de terrain agricole, de sol nu et de terrain ouvert permanent dans un rayon de 250 m du centre de nos sites (le pourcentage de terrain boisé et d'eau ayant dû être abandonnés).

Tableau 10 : Chaque variable réponse est représentée par un sous-tableau (abondance et nombres de Hill raréfiés). La distribution de chaque variable est indiquée entre parenthèses à côté de celle-ci. Les variables explicatives non retenues à l'issue du dredging, non contenue par les modèles avec un $\Delta AICc$ inférieur à 2, sont indiquées par un « X ». Les p-values en gras sont celles qui sont significatives. Le pseudo R^2 est la part de déviations nulle expliquée par le modèle complet et le p-values à son côté est le résultat du test ratio de vraisemblance.

Abondance (binomiale négative)

	Artif	Agri	Open	Sol nu	Nombre d'espèces de fleur
Estimation du paramètre	0.007024	X	-0.001501	X	0.011216
P value	0.02037 *	X	0.67754	X	0.00685 **

Pseudo $R^2 = 0.182$ (p-value = **0.01133***)

N0 raréfié (Poisson)

	Artif	Agri	Open	Sol nu	Nombre d'espèces de fleur
Estimation du paramètre	0.005885	0.002751	X	0.007323	0.005418
P value	0.136	0.434	X	0.442	0.298

Pseudo $R^2 = 0.138$ (p-value = **0.03037***)

N1 raréfié (Poisson)

	Artif	Agri	Open	Sol nu	Nombre d'espèces de fleur
Estimation du paramètre	0.0056445	0.0008133	X	0.0059834	0.0101984
P value	0.129	0.711	X	0.516	0.022 *

Pseudo $R^2 = 0.167$ (p-value = **0.02070***)

N2 raréfié (Poisson)

	Artif	Agri	Open	Sol nu	Nombre d'espèces de fleur
Estimation du paramètre	0.005368	0.001280	X	0.003450	0.003718
P value	0.178	0.456	X	0.637	0.652

Pseudo $R^2 = 0.140$ (p-value = 0.1327)

En observant le premier tableau, l'abondance des abeilles peut s'expliquer de manière significative par le pourcentage d'artificialisation et par la diversité des plantes à fleurs (association positive). En ce qui concerne les nombres de Hill raréfiés, seul N1r (le nombre d'espèces abondantes) peut être expliqué par la diversité des fleurs (association positive).

Il faut tenir compte ici que le modèle linéaire concernant le nombre de Hill raréfié d'ordre deux n'est pas significatif. Ce modèle montre qu'il n'existe pas de lien entre cette variable réponse et nos variables explicatives.

4.5. Relation trait-environnement

Le résultat du problème du quatrième coin n'a pas montré de relation entre les différents traits écologiques et les variables explicatives, aucune relation ne montre de relation significative.

Résultat du problème du quatrième coin avec le pourcentage d'occupation du sol :

Test	Stat	Obs	Std.Obs	Alter	Pvalue	Pvalue.adj
artificial / ITD	r	7.461093e-03	0.13805208	two-sided	0.8880	1.0000
sol_nu_tot / ITD	r	-4.550508e-06	-0.01507755	two-sided	0.9866	1.0000
agricol_to / ITD	r	-2.739423e-02	-0.53379570	two-sided	0.6082	1.0000
espace_ouv / ITD	r	1.148465e-01	2.28002094	two-sided	0.0288	0.6912
artificial / STI	r	3.028674e-02	0.89400816	two-sided	0.3818	1.0000
sol_nu_tot / STI	r	-5.400954e-02	-1.53337568	two-sided	0.1236	1.0000
agricol_to / STI	r	-3.043210e-02	-0.84984975	two-sided	0.4106	1.0000
espace_ouv / STI	r	4.172568e-02	0.79146065	two-sided	0.4936	1.0000
artificial / SCI	r	-3.255334e-02	-0.67867089	two-sided	0.4956	1.0000
sol_nu_tot / SCI	r	3.888389e-02	0.85984361	two-sided	0.3640	1.0000
agricol_to / SCI	r	-4.001277e-03	-0.08523654	two-sided	0.9320	1.0000
espace_ouv / SCI	r	-5.587597e-03	-0.09731081	two-sided	0.9318	1.0000
artificial / nesting	F	3.849708e+00	-0.65078998	greater	0.7200	1.0000
sol_nu_tot / nesting	F	1.610077e+01	0.24845426	greater	0.2330	1.0000
agricol_to / nesting	F	9.983056e-01	-0.97136485	greater	0.9308	1.0000
espace_ouv / nesting	F	1.854755e+01	0.37188484	greater	0.3008	1.0000
artificial / lectisme	F	5.396972e-03	-0.72526564	greater	0.9808	1.0000
sol_nu_tot / lectisme	F	3.433885e+00	-0.45754846	greater	0.5578	1.0000

agricol_to / lectisme	F	1.504096e+01	0.44242573	greater	0.2104	1.0000
espace_ouv / lectisme	F	3.369157e+00	-0.69687866	greater	0.7006	1.0000
artificial / sociality	F	5.573463e+00	-0.17769898	greater	0.4134	1.0000
sol_nu_tot / sociality	F	7.068551e-01	-1.21376750	greater	0.9478	1.0000
agricol_to / sociality	F	5.875916e+00	-0.15413826	greater	0.4144	1.0000
espace_ouv / sociality	F	9.152285e+00	-0.25070911	greater	0.4902	1.0000

Résultat du problème du quatrième coin avec le type de milieu :

Test	Stat	Obs	Std.Obs	Alter	Pvalue	Pvalue.adj
type / ITD	F	5.878607	-1.0779055	greater	0.8682	1
type / STI	F	3.837477	-0.7856190	greater	0.7674	1
type / SCI	F	12.290671	0.1723912	greater	0.3796	1
type / nesting	Chi2	104.439834	-0.8569693	greater	0.7990	1
type / lectisme	Chi2	45.833246	-0.3939691	greater	0.5984	1
type / sociality	Chi2	73.745130	-1.0090802	greater	0.8474	1

5. Discussion

5.1. Caractéristiques de la communauté d'abeille des milieux semi-naturels ouverts

5.1.1. Diversité alpha

Concernant les espaces semi-naturels de type prairies ouvertes sur lesquelles nous nous sommes concentrés pour la première partie de l'étude, 1166 individus répartis dans 85 espèces ont pu être collectés. Ce nombre d'espèces est similaire aux résultats montrés dans d'autres études. On retrouve un nombre semblable (78 espèces) sur les pelouses calcaires de la commune de Han-sur-Lesse en Belgique (Pauly & Vereecken, 2018), mais légèrement plus que pour des prairies exploitées pour l'élevage français où 75 espèces ont été collectées (Lanore et al., 2018). Cependant, les collectes de l'actuelle étude ont enregistré proportionnellement plus d'espèces (21% du nombre d'espèces total de Belgique), même si le nombre d'espèces pourrait encore augmenter en multipliant l'effort de collecte.

En effet, la complétude de l'échantillonnage est estimée entre 70.8% et 87.6%, bien que ce pourcentage soit correct (comparable à la complétude d'autres études comme Birdshire, Carper, & Briles, 2020 avec 63% ou pour Fortel, 2014 avec 79%), d'autres espèces restent à découvrir. Une des raisons explicatives est simplement que les collectes n'ont pu avoir lieu que durant la période de mai à fin août et que les abeilles printanières n'ont donc pas pu être collectées.

En regardant plus précisément la composition de notre assemblage, on remarque que sur les 6 familles d'abeilles rencontrées, les deux plus diversifiées sont celles des Halictidae (22 sp.) et des Megachilidae (21 sp.) à l'inverse des Melittidae (4 sp.) Cette hiérarchie dans les familles a déjà été rapportée dans d'autres études, réalisées en Belgique et France (Delnatte, 2019; Fortel, 2014) mais, ici, le nombre d'espèces de Melittidae est relativement plus conséquent.

Le pourcentage d'espèces menacées découvertes sur nos prairies est de 8.2%. Ce ratio est plus élevé que celui calculé dans certaines villes ou communes (communes de Mons = 6.8%, ville de Louvain = 3.8%) mais plus faible que celui d'espaces moins urbanisés comme Han-sur-lesse (26.4%) (Fiordaliso, 2020). On peut retrouver 3 espèces au statut critique : *Anthophora bimaculata*, *Megachile genalis* et *Halictus quadricinctus* ainsi que 4 espèces au statut vulnérable : *Bombus campestris*, *Coelioxys mandibularis*, *Halictus sexcinctus* et *Sphecodes niger*. Ces espèces se retrouvent sur 8 de nos 11 stations dont 4 sont des réserves naturelles.

5.1.2. Abondance relative

Cependant, si on ne regarde plus la diversité mais l'abondance, c'est la famille des Apidae qui a été retrouvée en plus grand nombre, la famille des Halictidae reste, malgré tout, la deuxième famille la plus abondante. La famille la moins nombreuse est, comme pour la diversité, celle des Melittidae.

Si l'on répartit l'abondance de nos individus par genre, on remarque que le plus nombreux est celui des *Bombus*, suivi de loin par les *Colletes*. A eux deux, ils forment plus de la moitié de notre échantillonnage. Le genre *Bombus* fait partie des quelques genres d'abeilles eusociales capturées lors de cette étude (les *Apis* ayant été exclues), il est donc normal de les retrouver en grand nombre (Michener, 2000). Le genre *Colletes*, lui, est connu pour nicher en bourgade (Antoine & Forrest, 2021), il n'est donc pas surprenant de les retrouver en grande concentration également.

Le même exercice peut être réalisé au niveau des espèces, les cinq espèces les plus abondantes comptent pour 50% de notre échantillonnage. La plus abondante est sans conteste les *Bombus pascuorum* avec 308 individus suivie par le groupe des *Terretrisbombus* avec 109 individus. Elles sont généralement les plus abondantes dans les études réalisées en Belgique (Fiordaliso, 2020; Loockx, 2021), elles sont reconnues comme des espèces très généralistes pouvant butiner pratiquement toutes les plantes et donc abondantes dans tout type de milieu (Folschweiller et al., 2020). Vient ensuite *Halictus scabiosae* avec 79 individus, son caractère social et sa préférence pour les chardons, fort présent dans ce type de milieu, peuvent expliquer sa grande abondance (Pauly, n.d.).

Les deux dernières espèces sont *Bombus lapidarius* qui est une espèce ubiquiste et généraliste (Folschweiller et al., 2020), avec 74 individus et finalement, *Colletes hederæ* avec 68 individus dont la concentration se comprend par leur nidification en bourgade et la présence de *Solidago canadensis*, plante souvent butinée avant l'apparition de leur plante de prédilections, *Hedera Helix* (Else & Roberts, 2019; Teppner & Brosch, 2015) .

En regardant la distribution des espèces selon l'abondance, on s'aperçoit que le nombre de singletons (17.6% des espèces) est assez important. Ce résultat est corroboré par d'autres études menées sur les abeilles (Fiordaliso, 2020; Fortel, 2014; Looockx, 2021). Cette proportion de singletons resterait élevée dans tous les cas, quel que soit l'effort de collecte ou la taille de l'étude. Cela serait dû au fait que des espèces rares sont présentes dans toutes les communautés ainsi que de nombreuses espèces qui ne se retrouvent que de manière transitoire dans ces milieux, expliquant leur nombre (Potts et al., 2003; Williams et al., 2001).

5.1.3. Variation spatiale

L'ensemble de nos espèces ont des distributions différentes selon nos stations. Seules les espèces *Bombus pascuorum* et le groupe des *Terrestrisbombus* se retrouvent sur tous les sites. Les deux espèces se retrouvant en plus grande concentration (en excluant *Bombus pascuorum* et les *Terrestibombus*) sont les *Colletes hederæ* et *Colletes daviesanus* pour les stations Prés du village et Epargne-Umons. La présence d'un grand nombre de *Solidago canadensis* et *Achillea millefolium/Leucanthemum vulgare* respectivement sur ces stations, n'y est pas étranger. *Colletes hederæ* butine en fin d'été le Solidage, comme expliqué précédemment, et *Colletes daviesanus* préfère les achillées et les marguerites (Peeters et al., 2012). L'espèce *Andrena flavipes* apparaît également en grand nombre sur ces deux localisations, cette espèce ubiquiste et plutôt généraliste des Asteraceae a sûrement trouvé un habitat convenant à sa nidification (beaucoup d'espèces terricoles sont présentes sur ces deux stations) (Peeters et al., 2012). Finalement, *Halictus scabiosæ* se retrouve en grande concentration à trois reprises (Epargne-Umons, Notre Dame du petit Nimy et Tilou), coïncidant avec un grand nombre de « chardons » (*Cirsium*, *Carduus*) et d'autres astéracées comme des porcelles, tous deux appréciés par cette abeille (Michez et al., 2019).

De plus, toutes ces espèces sont ou eusociale primitive (*Halictus scabiosae*) ou nichent de manière grégaire, il n'est donc pas surprenant de les rencontrer en grande concentration localement si les conditions adéquates sont présentes (Peeters et al., 2012).

5.1.4. Traits écologiques

Concernant les traits écologiques, 68% des espèces sont solitaires. Le régime polylectique est le plus abondant (73%) et les espèces nichant dans le sol sont majoritaires avec 56.5%. Si l'on compare ces chiffres à ceux donnés par la liste rouge des abeilles de Belgique, la seule différence notable est le pourcentage d'espèces parasites ici à 26% contre 14.5 % pour nos collectes. Les autres pourcentages restent dans le même ordre de grandeur.

Pour la répartition des traits parmi les individus cette fois, ce sont les individus eusociaux primitifs, polylectiques (81.6%) à nidification mixte (52.2%) qui sont les plus présents dus à la surabondance de *Bombus pascuorum* et du groupe des *Terrestrisbombus*.

5.1.5. Choix floraux

La famille de plantes sur laquelle nous avons collecté le plus d'espèces et d'individus est celle des Asteraceae. Etonnement, cela ne se retrouve pas quand on regarde les plantes au niveau spécifique. L'espèce de plantes la plus prisée par un grand nombre d'espèces est le groupe des *Rubus sp.* qui est aussi la plante ayant le deuxième plus grand nombre de pollinisateurs. Ce groupe de plantes est d'ailleurs très souvent recommandé dans les mélanges de graines de plantes mellifères (Garbuzov & Ratnieks, 2014). La première place pour l'espèce de plantes ayant eu le plus d'abeilles collectées est *Echium vulgare*. Son attractivité pour les abeilles ayant déjà été démontrée à Bruxelles (PAULY & Vautier, 2019) et dans d'autres milieux urbains (Rollings & Goulson, 2019). On peut également mentionner que *Cirsium arvense* est ex aequo pour la deuxième plante où le plus d'espèces ont été observées ainsi que l'espèce *Cirsium vulgare* qui est la plante sur laquelle le plus d'espèces en danger ont pu être collectées *Megachile genalis* (CR), *Bombus campestris* (VU) et *Halictus sexcinctus* (VU). Bien que souvent considérée comme des « mauvaises herbes », ces plantes sont mellifères (ASTREDHOR et al., 2017) et ont une importance pour les bourdons, mais subissent en Belgique, la loi d'échardonnage (Vray et al., 2017). Il a d'ailleurs été montré que ce sont ces plantes généralistes avec qui les abeilles les plus rares interagissent, elles sont donc importantes (Bascompte et al., 2003).

5.2. Comparaison des communautés d'abeilles présentes sur les différents types de milieux

Le deuxième objectif de cette étude est de découvrir comment ces communautés d'abeilles peuvent différer entre plusieurs milieux (d'un point de vue local) mais aussi en fonction du paysage alentour.

5.2.1. Diversité des communautés pour chaque type de milieu

Tout d'abord, 147 espèces ont pu être découvertes pour 5 229 individus. Ce nombre d'espèces est plus élevé que ceux retrouvés dans d'autres études réalisées en Belgique : 122 sp. pour la commune de Mons (Fiordaliso, 2020) et 127 sp. dans la région Bruxelles-Capitale (Vereecken et al., 2021). Si l'on regarde la complétude de notre échantillonnage global, on peut observer qu'entre 70% et 88.5% ont été capturés selon les estimateurs de richesses totales. De nouveau, ces chiffres restent dans une moyenne des complétudes pour les inventaires d'abeilles.

Si nous regardons nos données après leur standardisation, la plus grande diversité alpha se retrouve dans notre milieu bois (62). Ce milieu bien qu'ayant une couverture moins importante que les autres présentent donc la diversité la plus haute. Les milieux prairie, terril, bord de route et parc arrivent ensuite avec une diversité alpha presque identique. Les friches ont une diversité encore inférieure mais la plus petite valeur de toutes reste les carrières (avec 29), ce qui représente seulement la moitié de la diversité de nos bois. Les tendances restent les mêmes si l'on regarde notre nombre d'espèces abondantes et notre nombre d'espèces très abondantes, excepté les bois qui sont remplacés par les parcs, donc plus dominé par quelques espèces abondantes. Attention qu'une diversité plus grande n'indique pas forcément une plus grande originalité de ces milieux.

5.2.2. Originalité des communautés pour chaque type de milieu

L'originalité des communautés d'abeilles de chaque milieu peut être appréhendée par le nombre d'espèces exclusif à celui-ci. La communauté présentant le plus d'espèces originales se retrouve sur les terrils, 5 espèces y ont été retrouvées, cette originalité ayant déjà été remarquée dans d'autres études (Rasmont et al., 1990; Rasmont & Barbier, n.d.). Les milieux de type prairies ont présenté seulement deux espèces uniques pour la période de collecte. Les friches sont les seuls milieux n'ayant aucune espèce unique.

Cela pourrait s'expliquer par la banalisation des fleurs (Lemoine, 2016) présentes sur ce type de milieux du fait de la précédente utilisation d'intrants azotés, bien que riche en fleurs, ces fleurs attirent des abeilles moins spécialisées.

5.2.3. Statuts UICN communautés pour chaque type de milieux

Un autre critère important est le statut UICN des abeilles rencontrées sur chaque site. Du point de vue de l'abondance, les carrières sont les milieux où se concentrent le plus d'abeilles en danger (45 individus) à l'inverse des friches (3 individus). On peut également remarquer la présence dans les carrières et les bords de route d'une abeille considérée comme régionalement éteinte (RE), *Lasioglossum politum*, certainement lié à la composition calcaire des sites (la carrière Omya et un chemin de trainage près de la Trouille, à Harmignies). D'autres espèces rares et au statut UICN en danger ont déjà pu être retrouvées dans cette région (Fiordaliso, 2020). Le pourcentage d'espèces en danger sur le nombre total d'espèces est proportionnellement plus élevé dans les bois (11%), suivi de près par les carrières (10.5%). Les friches sont de nouveau les sites les plus pauvres (3%). Cet intérêt des carrières aussi bien au niveau de l'abondance que de la proportion d'espèces rare a déjà été mis en avant dans d'autres études comme Raemakers & Faasen (2012) ou Twerd & Banaszak-Cibicka (2019).

5.2.4. Traits écologiques des communautés pour chaque type de milieux

Un autre moyen de comparer nos communautés est de considérer les différentes proportions de traits écologiques. C'est dans les carrières que la communauté est la plus différente, avec pour presque tous les traits de caractères (socialité, nidification et lectisme) des proportions plus hautes ou plus basses que dans les autres milieux. Ces milieux bien particuliers (beaucoup de sol nu, sol sableux ou calcaire) promeuvent une communauté bien particulière d'abeilles, principalement parasite, terricole et polylectique.

Néanmoins, toutes les proportions de trait écologiques restent dans un même ordre de grandeur peu importe le type de milieux où ont été trouvées les espèces, des contraintes plus globales pourrait entrer en compte comme le type de climat (Danforth et al., 2019).

5.3. Impact du milieu sur les communautés

5.3.1. Impact du type de milieu

L'impact du type de milieu a également été testé grâce à des tests de Kruskal-Wallis. Seules les populations des prairies et celles des terrils présentent des médianes d'abondance significativement différentes, les prairies présentant la plus grande abondance.

Cependant, ce sont seulement les populations des carrières et des terrils qui présentent des médianes de nombre de Hill raréfiés significativement différentes. Ces deux milieux étant bien spécifiques, il est normal de rencontrer des communautés d'abeilles bien différentes et liées à ces milieux uniques.

On remarque donc que le type de milieu aura un impact significatif sur certaines communautés d'abeilles ; cela concorde avec d'autres études montrant une plus grande importance du paysage à une échelle locale (Kennedy et al., 2013; Murray et al., 2012; Rollin et al., 2019).

5.3.2. Impact du type de milieu sur la diversité bêta

En comparant les diversités bêta de l'ensemble de nos sites, nous pouvons voir de légers regroupements pour trois de nos catégories : les carrières, les parcs et les terrils. Celui-ci étant plus marqué pour les terrils et les carrières qui ont des communautés spécifiques, comme expliqué auparavant (pour plus de détails sur ces communautés consulter Lefebvre (2021) et Looockx (2021)). Les parcs présentent aussi un léger regroupement, les milieux urbains, et leurs fleurs pourraient avoir agi comme filtre en favorisant les espèces communes et généralistes (Corbet et al., 2001).

5.3.3. Impact paysage et de l'environnement

Tout d'abord, avant de pouvoir discuter de nos modèles linéaires généralisés, il faut tenir compte de leur pseudo- R^2 . Leurs valeurs sont assez faibles (16% en moyenne), cela indique qu'une grande partie de la déviance nulle n'est pas expliquée par notre modèle. Il manque donc des variables réponses importantes qui nous permettraient peut-être d'expliquer une plus grande partie de nos modèles comme : le type de sol, la température, la présence de prédateurs, l'ensoleillement, la présence de pesticides (Antoine & Forrest, 2021). Toutefois, nos tests du ratio de vraisemblance sont significatifs et montrent que ces variables réduisent la déviance nulle de manière significative, ils sont donc pertinents (excepté pour H2r).

Comme attendu, le nombre d'espèces de fleurs à un impact positif et sur l'abondance et notre nombre d'espèces abondantes mais il n'a pas eu d'influence significative concernant notre diversité alpha, ce qui est plus surprenant (Batáry et al., 2010; Ebeling et al., 2008, 2012). Ce résultat inattendu pourrait s'expliquer par notre méthode de recensement florale, toutes les plantes en fleurs ont été comptabilisées sans tenir compte dans leurs caractéristiques florales, certain trait floraux attirent certaines abeilles spécialisées. Les plantes qui présentent les mêmes traits attireront les mêmes visiteurs (e.g. deux espèces de chardons ont été comptées comme deux espèces différentes bien que leur caractéristique soit identique et les pollinisateurs les visitant le soient aussi). Nous aurions dû regrouper nos plantes par traits floraux, un plus grand nombre de traits floraux attirant un plus grand nombre d'abeilles différentes (Campbell et al., 2012; Rowe et al., 2020).

En ce qui concerne nos variables paysagères, seul le pourcentage de sol artificialisé a eu un impact significatif et uniquement sur notre mesure d'abondance. On peut donc se dire qu'une légère artificialisation (aucun site ne présentait une artificialisation extrême) va favoriser l'abondance des abeilles. Ce résultat pourrait paraître contre intuitif mais ce sont déjà vu dans d'autres études (Carper et al., 2014; Kearns & Oliveras, 2009; Martins et al., 2017) mais des effets inverses se retrouve aussi dans la littérature (Birdshire et al., 2020; Fortel, 2014; Razo-León et al., 2018).

Néanmoins, on peut observer que la variable représentant le pourcentage d'espaces ouverts semi-naturels n'est pas retenue par nos modèles concernant nos nombres de Hill raréfiés (ce paramètre n'a donc pas été utilisé dans nos meilleurs modèles). Sa seule utilisation est dans le modèle portant sur l'abondance mais son estimateur de paramètre est ici négatif et montre donc un lien négatif entre ces deux variables. Ce qui est contraire à nos attentes, les milieux semi-naturels ouverts étant souvent cités comme les plus favorables aux abeilles (Collado et al., 2019; Razo-León et al., 2018; Rollin et al., 2015). Une explication pour nos résultats contraires pourrait être la sécheresse du mois d'août qui aurait pu diminuer l'abondance des fleurs sauvages. Dans les milieux urbains, les fleurs ont pu être arrosées, mieux résister et donc attirer plus d'abeilles. Cela pourrait également expliquer la plus grande abondance d'abeilles dans les milieux plus artificialisé (voir paragraphe supérieur).

5.3.4. Impact sur les traits fonctionnels

Le test du quatrième coin n'a pas décelé de corrélation entre un trait phénologique particulier et un type de site ou un pourcentage d'occupation du sol. On ne voit donc pas de lien entre la distribution des abeilles, d'un point de vue de leurs traits phénologiques, et le paysage ou le type de milieu. On peut donc observer que dans notre étude, les traits phénologiques des espèces ne diffèrent pas de manière significative entre les communautés.

Il serait intéressant de refaire ce test avec d'autres traits ou un plus grand nombre d'individus. Des liens entre traits phénologiques et paysage, local ou alentours, ont déjà pu être démontrés dans d'autres études (Buchholz et al., 2020; Coutinho et al., 2018; Fiordaliso, 2020; Hopfenmüller et al., 2014)

6. Conclusion

L'inventaire des abeilles sauvages dans les prairies a permis de recenser 85 espèces, dont 7 en danger d'extinction et 2 uniques à ce milieu, soit 21% des abeilles présentes en Belgique.

Mais d'autres milieux, les terrils, présentent la plus grande originalité d'abeilles et les carrières la plus grande « rareté », même si les bois présentent la plus grande rareté d'espèces toutes proportions gardées. Les communautés présentes au niveau des carrières sont également les plus différentes des autres, d'un point de vue des traits écologiques. Les milieux les plus impactés par l'homme (friches, bords de route et parcs) n'ont présentés, eux, que peu d'intérêt d'un point de vue de la conservation des abeilles.

Le paysage n'a finalement que peu d'impact sur l'établissement des communautés d'abeilles, le critère ayant le plus d'influence étant la diversité des plantes à fleurs sur le site. Le type de milieu a, lui, plus d'impact : les carrières et les terrils qui sont deux milieux bien spécifiques se démarquent par l'originalité de leurs communautés. Cependant, aucune des variables paysagères ou type de milieu n'a eu d'impact significatif sur le trait écologique des communautés d'abeilles présentes.

Finalement, nous voyons que ce sont les caractéristiques locales du milieu qui ont le plus d'influence sur les communautés d'abeilles. Les prairies ont bien montré le plus de diversité et d'abondance, cependant, les assemblages les plus originaux se trouvent sur les carrières et les terrils ; ce qui invalide en partie notre hypothèse de départ.

7. Références bibliographiques

- Adalia asbl. (2017). *Abeilles & compagnie, Quinzaine des abeilles et des pollinisateurs*. <https://www.abeillesetcompagnie.be/fr/la-quinzaine-des-abeilles-et-des-pollinisateurs>
- Adalia asbl. (n.d.-a). *La Gestion Différenciée*. Retrieved July 17, 2021, from <https://www.adalia.be/la-gestion-differenciee>
- Adalia asbl. (n.d.-b). *Législation sur l'utilisation des pesticides*. Retrieved July 17, 2021, from <https://www.adalia.be/legislation>
- Antoine, C. M., & Forrest, J. R. K. (2021). Nesting habitat of ground-nesting bees: a review. *Ecological Entomology*, 46(2), 143–159. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/een.12986>
- Antoine, P. (1996). *L'urbanisation dans le monde*.
- Apis Bruoc Sella Asbl. (2013). *Découvrez-nous*. <http://apisbruocsella.be/fr/decouvrez-nous>
- Arena, M., & Sgolastra, F. (2014). A meta-analysis comparing the sensitivity of bees to pesticides. *Ecotoxicology*, 23(3), 324–334. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1190-1>
- Artz, D. R., & Pitts-Singer, T. L. (2015). Effects of Fungicide and Adjuvant Sprays on Nesting Behavior in Two Managed Solitary Bees, *Osmia lignaria* and *Megachile rotundata*. *PLOS ONE*, 10(8), e0135688. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135688>
- ASTREDHOR, CNPMAI, FranceAgriMer, GNIS, INRA, ITSAP, MAA, SBF, SNHF, & VAL'HOR. (2017). *Plantes nectarifères et pollinifères à semer et à planter sommaire*.
- Balbuena, M. S., Tison, L., Hahn, M.-L., Greggers, U., Menzel, R., & Farina, W. M. (2015). Effects of sublethal doses of glyphosate on honeybee navigation. *The Journal of Experimental Biology*, 218(17), 2799 LP – 2805. <https://doi.org/10.1242/jeb.117291>
- Barbier, Y., Rasmont, P., Dufrene, M., & J.-M, S. (2013). *Data Fauna-Flora Guide d'Utilisation. Version 4.0*.
- Barton, K., & Barton, M. K. (2015). Package 'mumin.' *Version*, 1(18), 439.
- Bascompte, Jordi & Jordano, Pedro & Melian, Carlos & Olesen, Jens. (2003). The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 100. 9383-7. [10.1073/pnas.1633576100](https://doi.org/10.1073/pnas.1633576100).
- Batáry, P., Báldi, A., Sárosspataki, M., Kohler, F., Verhulst, J., Knop, E., Herzog, F., & Kleijn, D. (2010). Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136(1), 35–39. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.11.004>
- BdM. (2011). *A propos des bords de routes*. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/a-propos.html?IDC=3665>
- BdM. (n.d.-a). *Bords de route*. Retrieved July 17, 2021, from <http://biodiversite.wallonie.be/fr/bords-de-routes.html?IDC=3645>

- BdM. (n.d.-b). *La convention bords des routes*. Retrieved July 17, 2021, from <http://biodiver-site.wallonie.be/fr/la-convention.html?IDC=3661>
- Beil, M., Horn, H., & Schwabe, A. (2008). Analysis of pollen loads in a wild bee community (Hymenoptera: Apidae) — a method for elucidating habitat use and foraging distances. *Apidologie*, 39(4), 456–467. <https://doi.org/10.1051/apido:2008021>
- Belgian Federal Government. (2020). *No Title*. Terres Agricoles et Forêts Pour Deux Tiers Du Territoire Belge. <https://statbel.fgov.be/fr/themes/environnement/sol/utilisation-du-sol#news>
- Bellayachi, A., Cuvelier, C., Dejemeppe, J., Génereux, C., Maes, E., Marzo, G., & Wénin, M. (2017). Rapport sur l'état de l'environnement Wallon 2017. *SPW Édition*.
- Belzunces, L. P., Tchamitchian, S., & Brunet, J.-L. (2012). Neural effects of insecticides in the honey bee. *Apidologie*, 43(3), 348–370. <https://doi.org/10.1007/s13592-012-0134-0>
- Bernauer, O. M., Gaines-Day, H. R., & Steffan, S. A. (2015). Colonies of Bumble Bees (*Bombus impatiens*) Produce Fewer Workers, Less Bee Biomass, and Have Smaller Mother Queens Following Fungicide Exposure. In *Insects* (Vol. 6, Issue 2). <https://doi.org/10.3390/insects6020478>
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., ... Kunin, W. E. (2006). Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), 351 LP – 354. <https://doi.org/10.1126/science.1127863>
- Birdshire, K. R., Carper, A. L., & Briles, C. E. (2020). Bee community response to local and landscape factors along an urban-rural gradient. *Urban Ecosystems*, 23(4), 689–702. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00956-w>
- Botías, C., David, A., Hill, E. M., & Goulson, D. (2017). Quantifying exposure of wild bumblebees to mixtures of agrochemicals in agricultural and urban landscapes. *Environmental Pollution*, 222, 73–82. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.001>
- Botías, C., Jones, J. C., Pamminer, T., Bartomeus, I., Hughes, W. O. H., & Goulson, D. (2021). Multiple stressors interact to impair the performance of bumblebee *Bombus terrestris* colonies. *Journal of Animal Ecology*, 90(2), 415–431. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2656.13375>
- Brown, A. M., Warton, D. I., Andrew, N. R., Binns, M., Cassis, G., & Gibb, H. (2014). The fourth-corner solution – using predictive models to understand how species traits interact with the environment. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(4), 344–352. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/2041-210X.12163>
- bruxelles environnement. (n.d.). *BRUBEES*. Retrieved July 17, 2021, from [http://www.srbekbve.be/cm/sites/default/files/Appel collaboration/Brubees FOLDER-FR.pdf](http://www.srbekbve.be/cm/sites/default/files/Appel%20collaboration/Brubees%20FOLDER-FR.pdf)
- Buchholz, S., Gathof, A. K., Grossmann, A. J., Kowarik, I., & Fischer, L. K. (2020). Wild bees in urban grasslands: Urbanisation, functional diversity and species traits. *Landscape and Urban Planning*, 196, 103731. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103731>

- Camargo, J. M. F., & Roubik, D. W. (1991). Systematics and bionomics of the apoid obligate necrophages: the *Trigona hypogea* group (Hymenoptera: Apidae; Meliponinae). *Biological Journal of the Linnean Society*, *44*(1), 13–39. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1991.tb00604.x>
- Campbell, A. J., Biesmeijer, J. C., Varma, V., & Wäckers, F. L. (2012). Realising multiple ecosystem services based on the response of three beneficial insect groups to floral traits and trait diversity. *Basic and Applied Ecology*, *13*(4), 363–370.
- Cardinal, S., & Danforth, B. N. (2013). Bees diversified in the age of eudicots. *Proceedings. Biological Sciences*, *280*(1755), 20122686. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2686>
- Carper, A. L., Adler, L. S., Warren, P. S., & Irwin, R. E. (2014). Effects of Suburbanization on Forest Bee Communities. *Environmental Entomology*, *43*(2), 253–262. <https://doi.org/10.1603/EN13078>
- Carvalho, L., Biesmeijer, J., Franzén, M., Aguirre-Gutiérrez, J., Garibaldi, L., Helm, A., Miché, D., Pöyry, J., Reemer, M., Schweiger, O., Berg, L., Wallisdeveries, M., & Kunin, W. (2019). Soil eutrophication shaped the composition of pollinator assemblages during the past century. *Ecography*, *43*. <https://doi.org/10.1111/ecog.04656>
- Carvalho, Luísa G, Seymour, C. L., Veldtman, R., & Nicolson, S. W. (2010). Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. *Journal of Applied Ecology*, *47*(4), 810–820. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01829.x>
- Carvalho, Luísa Gigante, Veldtman, R., Shenkute, A. G., Tesfay, G. B., Pirk, C. W. W., Donaldson, J. S., & Nicolson, S. W. (2011). Natural and within-farmland biodiversity enhances crop productivity. *Ecology Letters*, *14*(3), 251–259. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01579.x>
- 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.
- Chambre des Représentants. (1973). *Loi sur la conservation de la nature*. <https://wallex.wallonie.be/eli/loi-decret/1973/07/12/197371207/1973/09/21?doc=6927>
- Chambre des Représentants. (n.d.). *Liste des statuts de protection pour les sites*. 1973. Retrieved July 17, 2021, from <http://biodiversite.wallonie.be/fr/sites.html?IDC=2914>
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, *93*(12), 2533–2547.
- Chessel, D., Dufour, A.-B., & Dray, S. (2009). Analysis of ecological data: exploratory and Euclidean methods in environmental sciences. *Version 1.4-14. 2 October 2010; 1: 4, 11*.
- Christians, C. (1998). Quarante ans de politique agricole européenne commune et d'agriculture en Belgique. *Bull Soc Géograph Liège*, *35*, 41–55.
- Clough, Y., Kirchweber, S., & Kantelhardt, J. (2020). Field sizes and the future of farmland biodiversity in European landscapes. *Conservation Letters*, *13*(6), e12752. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/conl.12752>

- Collado, M., Sol, D., & Bartomeus, I. (2019). Bees use anthropogenic habitats despite strong natural habitat preferences. *Diversity and Distributions*, 25. <https://doi.org/10.1111/ddi.12899>
- Conseil de l'Union européenne. (1979). *Directive 79/409/CEE du Conseil, du 2 avril 1979, concernant la conservation des oiseaux sauvages*. Directive. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX%3A31979L0409>
- Conseil de l'Union européenne. (1992). *Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages*. Directive.
- Corbet, S. A., Bee, J., Dasmahapatra, K., Gale, S., Gorringer, E., La Ferla, B., Moorhouse, T., Trevail, A., Van Bergen, Y., & Vorontsova, M. (2001). Native or Exotic? Double or Single? Evaluating Plants for Pollinator-friendly Gardens. *Annals of Botany*, 87(2), 219–232. <https://doi.org/10.1006/anbo.2000.1322>
- Corbet, S. A., Williams, I. H., & Osborne, J. L. (1991). Bees and the Pollination of Crops and Wild Flowers in the European Community. *Bee World*, 72(2), 47–59. <https://doi.org/10.1080/0005772X.1991.11099079>
- Coutinho, J. G. da E., Garibaldi, L. A., & Viana, B. F. (2018). The influence of local and landscape scale on single response traits in bees: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 256, 61–73. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.025>
- Crespi, B. J., & Yanega, D. (1995). The definition of eusociality. *Behavioral Ecology*, 6(1), 109–115. <https://doi.org/10.1093/beheco/6.1.109>
- Danforth, B. N. (1991). Female Foraging and Intranest Behavior of a Communal Bee, *Perdita portalis* (Hymenoptera: Andrenidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 84(5), 537–548. <https://doi.org/10.1093/aesa/84.5.537>
- Danforth, B. N., Sipes, S., Fang, J., & Brady, S. G. (2006). The history of early bee diversification based on five genes plus morphology. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(41), 15118 LP – 15123. <https://doi.org/10.1073/pnas.0604033103>
- Danforth, B., Minckley, R., & Neff, J. (2019). *The Solitary Bees: Biology, Evolution, Conservation*. <https://doi.org/10.2307/j.ctvd1c929>
- Davis, B. N. K. (1979). Chalk and limestone quarries as wildlife habitats. *Minerals and the Environment*, 1(2), 48–56. <https://doi.org/10.1007/BF02010717>
- De la Renaudie, V. (2020). *JARDINONS NOS RUES ! Pour une ville nature admise*. https://document.environnement.brussels/opac_css/electfile/BRO_Jardinons_straattuinn_FR
- de Neve, V. (n.d.). *Projet*. Retrieved July 17, 2021, from <http://www.lifeinquarries.eu/projet/>
- De Palma, A., Kuhlmann, M., Roberts, S. P. M., Potts, S. G., Börger, L., Hudson, L. N., ... Purvis, A. (2015). Ecological traits affect the sensitivity of bees to land-use pressures in European agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 52(6), 1567–1577. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.12524>
- Delassus, L. (2015). Guide de terrain pour la réalisation des relevés phytosociologiques. *Conservatoire Botanique National de Brest*.

- Delnatte, P. (2019). *Variabilité temporelle et spatiale des communautés d'abeilles sauvages en milieux agricole et urbain*. Université de Mons.
- Demeter, I., Adalbert, B., Józán, Z., & Sárospataki, M. (2021). Comparison of wild bee communities of three semi-natural meadow habitats at Harghita–Covasna Region, Transylvania, Romania. *Acta Zoologica Hungarica*, 67, 161–175. <https://doi.org/10.17109/AZH.67.2.161.2021>
- Dray, S., & Legendre, P. (2008). Testing the species traits–environment relationships: the fourth-corner problem revisited. *Ecology*, 89(12), 3400–3412.
- Drossart, M., Rasmont, P., Vanormelingen, P., Dufrene, M., Folschweiller, M., Pauly, A., Vereecken, N., Vray, S., Zambra, E., Haeseleer, J., & Michez, D. (2019). *Belgian Red List of Bees*.
- Duchenne, F., Thébault, E., Michez, D., Elias, M., Drake, M., Persson, M., Rousseau-Piot, J. S., Pollet, M., Vanormelingen, P., & Fontaine, C. (2020). Phenological shifts alter the seasonal structure of pollinator assemblages in Europe. *Nature Ecology & Evolution*, 4(1), 115–121.
- Duchenne, F., Thébault, E., Michez, D., Gérard, M., Devaux, C., Rasmont, P., Vereecken, N. J., & Fontaine, C. (2020). Long-term effects of global change on occupancy and flight period of wild bees in Belgium. *Global Change Biology*, 26(12), 6753–6766. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.15379>
- Dunn, P. K., & Smyth, G. K. (2018). *Generalized linear models with examples in R*. Springer.
- Dyer, F. C. (2002). The biology of the dance language. *Annual Review of Entomology*, 47(1), 917–949.
- Ebeling, A., Klein, A.-M., Schumacher, J., Weisser, W. W., & Tschardtke, T. (2008). How does plant richness affect pollinator richness and temporal stability of flower visits? *Oikos*, 117(12), 1808–1815. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16819.x>
- Ebeling, A., Klein, A.-M., Weisser, W. W., & Tschardtke, T. (2012). Multitrophic effects of experimental changes in plant diversity on cavity-nesting bees, wasps, and their parasitoids. *Oecologia*, 169(2), 453–465. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2205-8>
- Ellis, J. D., Evans, J. D., & Pettis, J. (2010). Colony losses, managed colony population decline, and Colony Collapse Disorder in the United States. *Journal of Apicultural Research*, 49(1), 134–136. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.49.1.30>
- Else, & Roberts. (2019). *Colletes hederæ Schmidt & Westrich, 1993*. <https://www.bwars.com/bee/colletidae/colletes-hederæ>
- Etat de l'environnement wallon. (2018, Janvier 10). *Réseau Natura 2000*. Récupéré sur Etat de l'environnement wallon: <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicateursheets/FFH%2015.html>
- Faegri, K., & Van Der Pijl, L. (2013). *Principles of pollination ecology*.
- Farina, W. M., Balbuena, M. S., Herbert, L. T., Mengoni Goñalons, C., & Vázquez, D. E. (2019). Effects of the Herbicide Glyphosate on Honey Bee Sensory and Cognitive Abilities: Individual Impairments with Implications for the Hive. In *Insects* (Vol. 10, Issue 10). <https://doi.org/10.3390/insects10100354>

- Fédération Wallonie-Bruxelles. (n.d.-a). *Plan Maya*. Retrieved July 17, 2021, from <http://biodiversite.wallonie.be/fr/plan-maya.html?IDC=5617>
- Fédération Wallonie-Bruxelles. (n.d.-b). *Réserves naturelles & Co*. Retrieved July 17, 2021, from <http://biodiversite.wallonie.be/fr/reserves-naturelles-co.html?IDC=825>
- Fiordaliso, W. (2020). *Structure des communautés d'abeilles sauvages au sein du paysage montois : Etude en vue de l'élaboration d'un plan d'action*. Université de Mons.
- Fluri, P., Pickhardt, A., Cottier, V., & Charrière, J.-D. (2001). La pollinisation des plantes à fleurs par les abeilles-Biologie, Écologie, Économie. *Agroscope Liebefelf-Poiseux, Centre de Recherche Apicole*. 27p.
- Folschweiller, M., Drossart, M., D'Haeseleer, J., Marescaux, Q., Gaëtan, R., Rousseau-Piot, J.-S., Barbier, Y., Dufrene, M., Hautekeete, N., Jacquemin, F., Lemoine, G., Michez, D., Piquot, Y., Quevillart, R., Cédric, V., & Rasmont, P. (2020). *Plan d'action transfrontalier en faveur des pollinisateurs sauvages 2019-2029*.
- Folschweiller, M., Hubert, B., Gaëtan, R., Barbier, Y., D'Haeseleer, J., Drossart, M., Lemoine, G., Proesmans, W., Rousseau-Piot, J.-S., Cédric, V., Vray, S., & Rasmont, P. (2020). *Atlas des bourdons de Belgique et du nord de la France*.
- Forrest, J. R. K., Thorp, R. W., Kremen, C., & Williams, N. M. (2015). Contrasting patterns in species and functional-trait diversity of bees in an agricultural landscape. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 706–715. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.12433>
- Fortel, L. (2014). *Ecology and conservation of wild bees along an urbanization gradient*.
- Fortel, L., Henry, M., Guilbaud, L., Mouret, H., & Vaissière, B. E. (2016). Use of human-made nesting structures by wild bees in an urban environment. *Journal of Insect Conservation*, 20(2), 239–253. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9857-y>
- Fox, J. (2015). *Applied regression analysis and generalized linear models*. Sage Publications.
- Fox, J., & Weisberg, S. (2018). *An R companion to applied regression*. Sage publications.
- Fox, J., Friendly, G. G., Graves, S., Heiberger, R., Monette, G., Nilsson, H., Ripley, B., Weisberg, S., Fox, M. J., & Suggests, M. (2007). The car package. *R Foundation for Statistical Computing*.
- Freitas Moreira, E., Santos, R. L., Penna, U., Angel-Coca, C., Oliveira, F., & Viana, B. (2016). Are pan traps colors complementary to sample community of potential pollinator insects? *Journal of Insect Conservation*, 20. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9890-x>
- Garbuzov, M., & Ratnieks, F. L. W. (2014). Listmania: the strengths and weaknesses of lists of garden plants to help pollinators. *BioScience*, 64(11), 1019–1026.
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J. M., Bommarco, R., Cunningham, S. A., ... Klein, A. M. (2011). Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters*, 14(10), 1062–1072. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01669.x>
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., ... Klein, A. M. (2013). Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of

- Honey Bee Abundance. *Science*, 339(6127), 1608 LP – 1611.
<https://doi.org/10.1126/science.1230200>
- Garibaldi, L., Oddi, F., Miguez, F., Bartomeus, I., Orr, M., Jobbágy, E., ... Zhu, C.-D. (2020). Working landscapes need at least 20% native habitat.
<https://doi.org/10.1111/conl.12773>
- Gathmann, A., & Tscharntke, T. (2002). Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology*, 71(5), 757–764. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2002.00641.x>
- Gérard, M., Martinet, B., Maebe, K., Marshall, L., Smagghe, G., Vereecken, N. J., Vray, S., Rasmont, P., & Michez, D. (2020). Shift in size of bumblebee queens over the last century. *Global Change Biology*, 26(3), 1185–1195.
<https://doi.org/10.1111/gcb.14890>
- Gerard, M., Michez, D., Debat, V., Fullgrabe, L., Meeus, I., Piot, N., Sculfort, O., Vastrade, M., Smagghe, G., & Vanderplanck, M. (2018). Stressful conditions reveal decrease in size, modification of shape but relatively stable asymmetry in bumblebee wings. *Scientific Reports*, 8(1), 15169. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-33429-4>
- Gérard, M., Vanderplanck, M., Wood, T., & Michez, D. (2020). Global warming and plant-pollinator mismatches. *Emerging Topics in Life Sciences*, 4(1), 77–86.
<https://doi.org/10.1042/ETLS20190139>
- Geslin, B., Le Féon, V., Folschweiller, M., Flacher, 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.
- GHIO, C., & Harmegnies, H. (1979). *Observations floristiques et écologiques sur les terrils de charbonnage dans le Borinage*. Dumortiera.
- Ghisbain, G., Gérard, M., Wood, T. J., Hines, H. M., & Michez, D. (2021). Expanding insect pollinators in the Anthropocene. *Biological Reviews*.
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4(4), 379–391.
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., & Rotheray, E. L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science (New York, N.Y.)*, 347(6229), 1255957. <https://doi.org/10.1126/science.1255957>
- Graystock, P., Blane, E. J., McFrederick, Q. S., Goulson, D., & Hughes, W. O. H. (2016). Do managed bees drive parasite spread and emergence in wild bees? *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, 5(1), 64–75.
<https://doi.org/10.1016/j.ijppaw.2015.10.001>
- Greenleaf, S. S., Williams, N., Winfree, R., & Kremen, C. (2007). Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, 153, 589–596.
- Gullan, P., & Cranston, P. (2020). *The Insects: An Outline of Entomology*, Gullan and Cranston 5th edition, 2014 file name - G-C The Insectsproof.
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., & de Kroon, H. (2017). More than 75

- percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, 12(10), e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hauregard, C., Noerens, L., & Petit, P. (2011). *Catalogue de projets PCDN*. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/pcdn.html?IDC=3158>
- Heard, M. S., Baas, J., Dorne, J.-Lou, Lahive, E., Robinson, A. G., Rortais, A., Spurgeon, D. J., Svendsen, C., & Hesketh, H. (2017). Comparative toxicity of pesticides and environmental contaminants in bees: Are honey bees a useful proxy for wild bee species? *Science of The Total Environment*, 578, 357–365. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.180>
- Henry, M., & Rodet, G. (2018). Controlling the impact of the managed honeybee on wild bees in protected areas. *Scientific Reports*, 8(1), 9308. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27591-y>
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427–432.
- Hopfenmüller, S., Steffan-Dewenter, I., & Holzschuh, A. (2014). Trait-Specific Responses of Wild Bee Communities to Landscape Composition, Configuration and Local Factors. *PLOS ONE*, 9(8), e104439. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104439>
- Hothorn, T., Zeileis, A., Farebrother, R. W., Cummins, C., Millo, G., Mitchell, D., & Zeileis, M. A. (2015). Package 'lmtree.' *Testing Linear Regression Models*. <https://cran.r-project.org/Web/Packages/Lmtree/Lmtree.Pdf>. Accessed, 6.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451–1456.
- Ings, T. C., & Chittka, L. (2006). Can commercially imported bumble bees out-compete their native conspecifics?, 940–948. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01199.x>
- Interreg. (n.d.). *SAPOLL, le résumé*. Retrieved July 17, 2021, from <http://sapoll.eu/sapoll/le-resume/>
- IRM. (2021, Janvier 1). *Bilans climatologiques de 2020*. Récupéré sur Météo.be: <https://www.meteo.be/fr/climat/bilans-climatologiques/2020/annee>
- Iweps. (2020, 12 1). *Indicateurs statistiques/Utilisation du sol*. Récupéré sur iweps.be: <https://www.iweps.be/indicateur-statistique/utilisation-du-sol/>
- Iweps. (2020, Décembre 01). *Indicateurs statistiques/Environnement/Protection de la faune et de la flore*. Récupéré sur iweps.be: <https://www.iweps.be/indicateur-statistique/protection-de-faune-de-flore/>
- Jaeger, J. A. G., Soukup, T., Madrinan, L., Schwick, C., & Kienast, F. (2011). *Landscape fragmentation in Europe. Joint EEA-FOEN report. EEA Report No 2/2011*.
- Kearns, C. A., & Oliveras, D. M. (2009). Environmental factors affecting bee diversity in urban and remote grassland plots in Boulder, Colorado. *Journal of Insect Conservation*, 13(6), 655–665. <https://doi.org/10.1007/s10841-009-9215-4>
- Kennedy, C. M., Lonsdorf, E., Neel, M. C., Williams, N. M., Ricketts, T. H., Winfree, R., Bommarco, R., Brittain, C., Burley, A. L., Cariveau, D., Carvalheiro, L. G., Chacoff, N. P.,

- Cunningham, S. A., Danforth, B. N., Dudenhöffer, J.-H., Elle, E., Gaines, H. R., Garibaldi, L. A., Gratton, C., ... Kremen, C. (2013). A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters*, 16(5), 584–599. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ele.12082>
- Kleiber, C., & Zeileis, A. (2008). *Applied econometrics with R*. Springer Science & Business Media.
- Kleijn, D., Winfree, R., Bartomeus, I., Carvalheiro, L. G., Henry, M., Isaacs, R., ... Potts, S. G. (2015). Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nature Communications*, 6(1), 7414. <https://doi.org/10.1038/ncomms8414>
- Krauss, J., Alfert, T., & Steffan-Dewenter, I. (2009). Habitat area but not habitat age determines wild bee richness in limestone quarries. *Journal of Applied Ecology*, 46(1), 194–202. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01582.x>
- Krupke, C. H., Hunt, G. J., Eitzer, B. D., Andino, G., & Given, K. (2012). Multiple Routes of Pesticide Exposure for Honey Bees Living Near Agricultural Fields. *PLOS ONE*, 7(1), e29268. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029268>
- Kumar, L., Kumar, Y., & Jakhar, A. (2019). *Pollinators declines: Reasons, impacts and drivers* (pp. 254–261).
- Kumar, L., Kumar, Y., & Jakhar, A. (2019). Pollinators declines: Reasons, impacts and drivers (pp. 254–261).
- Küpper, G., & Schwammbberger H., K. (1995). Social parasitism in bumble bees (Hymenoptera, Apidae): observations of *Psithyrus sylvestris* in *Bombus pratorum* nests. *Apidologie*, 26(3), 245–254. <https://doi.org/10.1051/apido:19950306>
- L' Institut Royal Météorologique. (2021). *Le climat de la Belgique*. Récupéré sur Météo.be: <https://www.meteo.be/fr/climat/atlas-climatique/le-climat-de-la-belgique/contexte-du-climat-de-la-belgique>
- Lanore, L., Genoud, D., Blanchetete, A., Novak, S., Fleurance, G., Loubeyre, J.-F., & Farrugia, A. (2018). *Les abeilles dans les prairies d'exploitations d'élevage aux environnements agricoles contrastés*.
- Larousse. (n.d.). *essartage*. Retrieved July 17, 2021, from <https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/essartage/31085>
- LE PARLEMENT EUROPÉEN, & LE CONSEIL DE L'UNION. (2009). *DIRECTIVES*. Directive Européenne Visant à Parvenir à Une Utilisation Des Pesticides Compatible Avec Le Développement Durable. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0128&from=FR>
- Lefebvre, A. (2021). *Communautés d'abeilles sauvages des terrils des régions de Mons et Charleroi - Proposition de plans de gestion*. Université de Mons.
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier.
- Lemoine, G. (2013)(a). Abeilles sauvages et sablières. *Insectes*, 171, 7–10.
- Lemoine, G. (2013)(b). La prise en compte des Hyménoptères dans la requalification des carrières et notamment des sablières. *Le Héron*, 44(3), 133–148.

- Lemoine, G. (2016). Flores et pollinisateurs des villes et friches urbaines... Entre nature temporaire et biodiversité en mouvement. *Bull. Soc. Bot. N. Fr.*, 69(1–4), 103–116.
- Long, E. Y., & Krupke, C. H. (2016). Non-cultivated plants present a season-long route of pesticide exposure for honey bees. *Nature Communications*, 7(1), 11629. <https://doi.org/10.1038/ncomms11629>
- Loockx, M. (2021). *Conservation des abeilles sauvages dans les anciennes carrières aménagées en réserve semi-naturelle dans le Hainaut*. Université de Mons.
- MacInnis, G., & Forrest, J. R. K. (2019). Pollination by wild bees yields larger strawberries than pollination by honey bees. *Journal of Applied Ecology*, 56(4), 824–832. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.13344>
- Mallinger, R. E., & Gratton, C. (2015). Species richness of wild bees, but not the use of managed honeybees, increases fruit set of a pollinator-dependent crop. *Journal of Applied Ecology*, 52(2), 323–330. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.12377>
- Martin, A. E., Collins, S. J., Crowe, S., Girard, J., Naujokaitis-Lewis, I., Smith, A. C., Lindsay, K., Mitchell, S., & Fahrig, L. (2020). Effects of farmland heterogeneity on biodiversity are similar to—or even larger than—the effects of farming practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 288, 106698. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106698>
- Martinet, B., Dellicour, S., Ghisbain, G., Przybyla, K., Zambra, E., Lecocq, T., Boustani, M., Baghirov, R., Michez, D., & Rasmont, P. (2020). Global effects of extreme temperatures on wild bumblebees. *Conservation Biology*.
- Martins, K. T., Gonzalez, A., & Lechowicz, M. J. (2017). Patterns of pollinator turnover and increasing diversity associated with urban habitats. *Urban Ecosystems*, 20(6), 1359–1371. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0688-8>
- Matteson, K. C., Ascher, J. S., & Langellotto, G. A. (2008). Bee richness and abundance in New York City urban gardens. *Annals of the Entomological Society of America*, 101(1), 140–150.
- Mayfield, M. M., Bonser, S. P., Morgan, J. W., Aubin, I., McNamara, S., & Vesik, P. A. (2010). What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography*, 19(4), 423–431. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00532.x>
- Mazoyer, M., & Roudart, L. (2006). *A history of world agriculture: from the neolithic age to the current crisis*. NYU Press.
- Meeus, I., Brown, M. J. F., de Graaf, D. C., & Smagghe, G. U. Y. (2011). Effects of Invasive Parasites on Bumble Bee Declines. *Conservation Biology*, 25(4), 662–671. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01707.x>
- Memmott, J., Craze, P. G., Waser, N. M., & Price, M. V. (2007). Global warming and the disruption of plant–pollinator interactions. *Ecology Letters*, 10(8), 710–717. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01061.x>
- MENZEL, A., SPARKS, T. I. M. H., ESTRELLA, N., KOCH, E., AASA, A., AHAS, R., ALM-KÜBLER, K., BISSOLLI, P., BRASLAVSKÁ, O., BRIEDE, A., CHMIELEWSKI, F. M., CREPINSEK, Z., CURNEL, Y., DAHL, Å., DEFILA, C., DONNELLY, A., FILELLA, Y.,

- JATCZAK, K., MÂGE, F., ... ZUST, A. N. A. (2006). European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology*, 12(10), 1969–1976. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01193.x>
- Michener, C D. (2007). *The bees of the world*, 2nd edn Baltimore. MD: Johns Hopkins University Press.
- Michener, C. D. (1969). Comparative social behavior of bees. *Annual Review of Entomology*, 14(1), 299–342.
- Michener, Charles D. (1969). Comparative social behavior of bees. *Annual Review of Entomology*, 14(1), 299–342.
- Michener, Charles Duncan. (2000). *The bees of the world* (Vol. 1). JHU press.
- Michez, D., & Vereecken, N. (2019). Abeilles : 100 millions d'années d'évolution. *Especies : Les Abeilles, Familières et Extraordinaires*, N° 31, p.16.
- Michez, D., Patiny, S., Rasmont, P., Timmermann, K., & Vereecken, N. (2008). Phylogeny and host-plant evolution in Melittidae s.l. (Hymenoptera: Apoidea). *Apidologie*, 39, 146–162. <https://doi.org/10.1051/apido:2007048>
- Michez, D., Rasmont, P., Terzo, M., & Vereecken, N. J. (2019). *Hymenoptera of Europe: bees of Europe*. NAP Editions.
- Michez, P. D. (2007). La nouvelle classification des abeilles (Hymenoptera , Apoidea , Apiformes) ou la de son piédestal, (1625), 23–26.
- Morandin, L. A., Laverty, T. M., & Kevan, P. G. (2001). Effect of bumble bee (Hymenoptera: Apidae) pollination intensity on the quality of greenhouse tomatoes. *Journal of Economic Entomology*, 94(1), 172–179.
- Motta, E. V. S., Raymann, K., & Moran, N. A. (2018). Glyphosate perturbs the gut microbiota of honey bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(41), 10305 LP – 10310. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803880115>
- Muratet, A., Machon, N., Jiguet, F., Moret, J., & Porcher, E. (2007). The role of urban structures in the distribution of wasteland flora in the greater Paris area, France. *Ecosystems*, 10(4), 661–671.
- Murray, E. A., Bossert, S., Danforth, B. N., & Murray, E. A. (2018). *Pollinivory and the diversification dynamics of bees*. 0–3.
- Murray, T. E., Fitzpatrick, Ú., Byrne, A., Fealy, R., Brown, M. J. F., & Paxton, R. J. (2012). Local-scale factors structure wild bee communities in protected areas. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), 998–1008. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02175.x>
- Natagora. (2021). *La spirale aromatique* (Fiches Jardin Naurel). https://reseaunature.natagora.be/fileadmin/Projet_Reseau_Nature/Fiches_JNat/JNat_Spirale_arom.pdf
- Natagora. (n.d.). *Réseau Nature*. Retrieved July 17, 2021, from <https://reseaunature.natagora.be/le-reseau-nature>

- Natagriwal asbl. (n.d.). *Méthodes Agro-Environnementales et Climatiques*. Retrieved July 17, 2021, from <https://www.natagriwal.be/fr/mesures-agro-environnementales/en-quelques-mots>
- Natura 2000 sites designation*. (2020, 12 31). Récupéré sur European commission: https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/sites/index_en.htm
- Nature and biodiversity law*. (2020, 12 31). Récupéré sur European commission : https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/index_en.htm#legal_sources
- Nieto, A., Roberts, S., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., Biesmeijer, J., Bogusch, P., Dathe, H., De la Rúa, P., Dehon, M., Alexandre, D., Ortiz-Sanchez, F., Lhomme, P., Pauly, A., Potts, S., Praz, C., Quaranta, M., & Tomozii, M. (2014). *European Red List of Bees*.
- Nieto, A., Roberts, S., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., Biesmeijer, J., ... Tomozii, M. (2014). *European Red List of Bees*.
- O'Connor, R. S., Kunin, W. E., Garratt, M. P. D., Potts, S. G., Roy, H. E., Andrews, C., ... Carvell, C. (2019). Monitoring insect pollinators and flower visitation: The effectiveness and feasibility of different survey methods. *Methods in Ecology and Evolution*, *10*(12), 2129–2140. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/2041-210X.13292>
- Öckinger, E., Schweiger, O., Crist, T. O., Debinski, D. M., Krauss, J., Kuussaari, M., ... Bommarco, R. (2010). Life-history traits predict species responses to habitat area and isolation: a cross-continental synthesis. *Ecology Letters*, *13*(8), 969–979. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01487.x>
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M. J., & Suggests, M. (2007). The vegan package. *Community Ecology Package*, *10*(631–637), 719.
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, *120*(3), 321–326. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>
- Papanikolaou, A. D., Kühn, I., Frenzel, M., & Schweiger, O. (2017). Semi-natural habitats mitigate the effects of temperature rise on wild bees. *Journal of Applied Ecology*, *54*(2), 527–536. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.12763>
- Patiny, S., & Terzo, M. (2010). Catalogue et clé des sous-genres et espèces du genre *Andrena* de Belgique et du nord de la France (Hymenoptera, Apoidea). *Laboratoire de Zoologie, Université de Mons*, 39.
- Pauly, A. (n.d.). *Halictus (Halictus) - Belgique*. Retrieved August 8, 2021, from http://www.atlashymenoptera.net/pagetaxon.aspx?tx_id=368
- PAULY, A., & Vautier, R. (2019). 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.
- Pauly, A., & Vereecken, N. (2018). Les abeilles sauvages des pelouses calcaires de Hansur-Lesse (Hymenoptera: Apoidea). *Belgian Journal of Entomology*, 61.

- Peeters, T. M. J., Nieuwenhuijsen, H., Smit, J., van deMeer, F., Raemakers, I. P., Heitmans, W. R. B., vanAchterberg, K., Kwak, M., Loonstra, A. J., & deRond, J. (2012). *De Nederlandse bijen*.
- Perger, R. (2015). The highest known euglossine bee community from a garden in the Bolivian Andes (Hymenoptera, Apidae, Euglossini). *Journal of Hymenoptera Research*, *45*, 65–73. Retrieved from <https://doi.org/10.3897/JHR.45.5003>
- Pettis, J. S., Lichtenberg, E. M., Andree, M., Stitzinger, J., Rose, R., & vanEngelsdorp, D. (2013). Crop Pollination Exposes Honey Bees to Pesticides Which Alters Their Susceptibility to the Gut Pathogen *Nosema ceranae*. *PLOS ONE*, *8*(7), e70182. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070182>
- Pilling, E. D., Bromleychallenor, K. A. C., Walker, C. H., & Jepson, P. C. (1995). Mechanism of Synergism between the Pyrethroid Insecticide λ -Cyhalothrin and the Imidazole Fungicide Prochloraz, in the Honeybee (*Apis mellifera* L.). *Pesticide Biochemistry and Physiology*, *51*(1), 1–11. <https://doi.org/https://doi.org/10.1006/pest.1995.1001>
- Pompe, S., Hanspach, J., Badeck, F., Klotz, S., Thuiller, W., & Kühn, I. (2008). Climate and land use change impacts on plant distributions in Germany. *Biology Letters*, *4*(5), 564–567. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2008.0231>
- Portman, Z. M., Orr, M. C., & Griswold, T. (2019). A review and updated classification of pollen gathering behavior in bees (Hymenoptera , Apoidea), *208*, 171–208. <https://doi.org/10.3897/jhr.71.32671>
- Potts, S. G., Roberts, S. P. M., Dean, R., Marris, G., Brown, M. A., Jones, R., ... Settele, J. (2010). Declines of managed honey bees and beekeepers in Europe. *Journal of Apicultural Research*, *49*(1), 15–22. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.49.1.02>
- Potts, S., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, *25*(6), 345–353. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>
- Potts, S., K., B., Bommarco, R., Breeze, T., Carvalheiro, L., Franzén, M., ... Schweiger, O. (2015). *Status and trends of European pollinators. Key findings of the STEP project*.
- Potts, S.G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'eman, G. and Willmer, P. (2003), LINKING BEES AND FLOWERS: HOW DO FLORAL COMMUNITIES STRUCTURE POLLINATOR COMMUNITIES?. *Ecology*, *84*: 2628-2642. <https://doi.org/10.1890/02-0136>
- Pywell, R. F., Warman, E. A., Carvell, C., Sparks, T. H., Dicks, L. V, Bennett, D., Wright, A., Critchley, C. N. R., & Sherwood, A. (2005). Providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation*, *121*(4), 479–494. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.05.020>
- Raderschall, C. A., Bommarco, R., Lindström, S. A. M., & Lundin, O. (2021). Landscape crop diversity and semi-natural habitat affect crop pollinators, pollination benefit and yield. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *306*, 107189. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107189>
- Radoux, J., De Vroey, M., Coppée, T., Bourdouxhe, A., Dufrêne, M., & Defourny, P. (n.d.). *Lifewatch-WB geodatabase (v3. 14): attribute description*.

- Raemakers, I., & Faasen, T. (2012). Bijzondere planten en insecten in de Curfsgroeve. *Natuurhistorisch Maandblad*, 101(4), 63–73.
- Rafferty, N. E. (2017). Effects of global change on insect pollinators: multiple drivers lead to novel communities. *Current Opinion in Insect Science*, 23, 22–27. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cois.2017.06.009>
- Rasmont, P. (2008). La régression massive des espèces d'abeilles sauvages et de bourdons d'Europe : un effet de la perturbation mondiale du cycle de l'azote. *Actes Du Colloque Insectes et Biodiversité, 6 Octobre 2006, Saint-Léons En Lévézou (France, Aveyron). Conseil Général de l'Aveyron, Rodez*, 43–60.
- Rasmont, P., & Barbier, Y. (n.d.). *Les insectes des terrains industriels charbonniers*.
- Rasmont, P., & Terzo, M. (2010). Catalogue et clé des sous-genres et espèces du genre *Bombus* de Belgique et du nord de la France (Hymenoptera, Apoidea). *Mons University, Mons*.
- Rasmont, P., Barbier, Y., & Pauly, A. (1990). Faunistique comparée des Hyménoptères Apoïdes de deux terriils du Hainaut occidental. *Notes Fauniques de Gembloux*, 21, 39–58.
- Rasmont, P., Franzén, M., Lecocq, T., Harpke, A., Roberts, S., Biesmeijer, K., Castro, L., Dvořák, L., Fitzpatrick, Ú., Gonseth, Y., Haubruge, E., Mahe, G., Manino, A., Michez, D., Neumayer, J., Ødegaard, F., Paukkunen, J., Pawlikowski, T., & Schweiger, O. (2015). *Climatic Risk and Distribution Atlas of European Bumblebees*.
- Rasmont, P., Franzén, M., Lecocq, T., Harpke, A., Roberts, S., Biesmeijer, K., ... Schweiger, O. (2015). *Climatic Risk and Distribution Atlas of European Bumblebees*.
- Rasmont, P., Pauly, A., Terzo, M., Patiny, S., Michez, D., Iserbyt, S., Barbier, Y., & Haubruge, E. (2005). The survey of wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in Belgium and France. *Food and Agriculture Organisation, Rome*, 18.
- Ravoet, J., De Smet, L., Meeus, I., Smaghe, G., Wenseleers, T., & de Graaf, D. C. (2014). Widespread occurrence of honey bee pathogens in solitary bees. *Journal of Invertebrate Pathology*, 122, 55–58. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jip.2014.08.007>
- Razo-León, A. E., Vásquez-Bolaños, M., Muñoz-Urias, A., & Huerta-Martínez, F. M. (2018). Changes in bee community structure (Hymenoptera, Apoidea) under three different land-use conditions. *Journal of Hymenoptera Research*, 66, 23–38. <https://doi.org/10.3897/jhr.66.27367>
- Reese, A. (2021). *Dynamique temporelle des populations d'abeilles sauvages dans la région de Mons*. Université de Mons.
- Remacle, A., & Haubruge, E. (2021). *L'inventaire des carrières de Wallonie (Belgique) : présentation générale et aspects entomologiques*.
- Requier, F., & Le Féon, V. (2017a). *L'écologie des abeilles et ses enjeux pour l'agriculture : Volet 1 - Abeilles au pluriel*.
- Requier, F., & Le Féon, V. (2017b). *L'écologie des abeilles et ses enjeux pour l'agriculture: Volet 2 - Un mariage fragile*. 177, 27–33.

- Ricketts, T., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S., Kremen, C., Bogdanski, A., ... Viana, B. (2008). Landscape effects on crop pollination services: Are there general patterns? *Ecology Letters*, *11*, 499–515. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01157.x>
- Robinson, R. A., & Sutherland, W. J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, *39*(1), 157–176. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x>
- Rollin, O., Bretagnolle, V., Fortel, L., Guilbaud, L., & Henry, M. (2015). Habitat, spatial and temporal drivers of diversity patterns in a wild bee assemblage. *Biodiversity and Conservation*, *24*(5), 1195–1214. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0852-x>
- Rollin, O., Pérez-Méndez, N., Bretagnolle, V., & Henry, M. (2019). Preserving habitat quality at local and landscape scales increases wild bee diversity in intensive farming systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *275*, 73–80. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.01.012>
- Rollings, R., & Goulson, D. (2019). Quantifying the attractiveness of garden flowers for pollinators. *Journal of Insect Conservation*, *23*(5), 803–817. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00177-3>
- Rowe, L., Gibson, D., Bahlai, C. A., Gibbs, J., Landis, D. A., & Isaacs, R. (2020). Flower traits associated with the visitation patterns of bees. *Oecologia*, *193*(2), 511–522.
- Rundlöf, M., Andersson, G. K. S., Bommarco, R., Fries, I., Hederström, V., Herbertsson, L., Jonsson, O., Klatt, B. K., Pedersen, T. R., Yourstone, J., & Smith, H. G. (2015). Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature*, *521*(7550), 77–80. <https://doi.org/10.1038/nature14420>
- Sabara, H. A., & Winston, M. L. (2003). Managing Honey Bees (Hymenoptera: Apidae) for Greenhouse Tomato Pollination. *Journal of Economic Entomology*, *96*(3), 547–554. <https://doi.org/10.1093/jee/96.3.547>
- Sabine, S., & Heinz, W. (2017). The masked bee *Hylaeus punctulatus*, Apidae : not strictly oligolectic!, *1842*, 1–4.
- Sann, M., Niehuis, O., Peters, R. S., Mayer, C., Kozlov, A., Podsiadlowski, L., Bank, S., Meusemann, K., Misof, B., Bleidorn, C., & Ohl, M. (2018). *Phylogenomic analysis of Apoidea sheds new light on the sister group of bees*. 1–15.
- Sann, M., Niehuis, O., Peters, R. S., Mayer, C., Kozlov, A., Podsiadlowski, L., ... Ohl, M. (2018). Phylogenomic analysis of Apoidea sheds new light on the sister group of bees, 1–15.
- Schweiger, O., Settele, J., Kudrna, O., Klotz, S., & Kühn, I. (2008). CLIMATE CHANGE CAN CAUSE SPATIAL MISMATCH OF TROPICALLY INTERACTING SPECIES. *Ecology*, *89*(12), 3472–3479. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/07-1748.1>
- Seitz, N., Van Engelsdorp, D., & Leonhardt, S. D. (2020). Are native and non-native pollinator friendly plants equally valuable for native wild bee communities? *Ecology and Evolution*, *10*(23), 12838–12850. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ece3.6826>
- Servais, N., & Colomb, P. (2016). *Vers une gestion écologique des cimetières en Wallonie* (N°1; Collection ESPACES VERTS). <http://biodiversite.wallonie.be/fr/cimetieres-nature.html?IDC=5930>

- Service Public Fédéral Belge . (2021). *Description géographique de la Belgique*. Récupéré sur belgium.be: https://www.belgium.be/fr/la_belgique/connaître_le_pays/geographie
- Service Public Fédéral Belge . (2021). *Fiche Belgique*. Récupéré sur belgium.be: https://www.belgium.be/fr/la_belgique/connaître_le_pays/la_belgique_en_bref/fiche_belgique
- Service Public Fédéral Belge . (2021). *Fiche Belgique*. Récupéré sur belgium.be: https://www.belgium.be/fr/la_belgique/connaître_le_pays/la_belgique_en_bref/fiche_belgique
- Service Public Fédéral Santé publique, sécurité de la chaîne alimentaire et environnement. (2021). *Projet de Stratégie nationale belge en faveur des pollinisateurs 2021-2030*. <https://www.health.belgium.be/fr/projet-de-strategie-nationale-belge-en-faveur-des-pollinisateurs-2021-2030>
- Service public fédéral. (2020). *Observations en Belgique*. Récupéré sur climat.be: <https://climat.be/en-belgique/climat-et-emissions/changements-observees>
- Sharkey, M. (2007). Phylogeny and Classification of Hymenoptera. *Zootaxa*, 1668, 521–548. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.1668.1.25>
- Smyth, G., Hu, Y., Dunn, P., Phipson, B., Chen, Y., & Smyth, M. G. (2021). *Package ‘statmod.’*
- Soroye, P., Newbold, T., & Kerr, J. (2020). Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents. *Science*, 367(6478), 685–688.
- SPW. (n.d.-a). *Construire des nichoirs À INSECTES* (No. MU08; Milieux Urbanisés). <http://biodiversite.wallonie.be/fr/fiches-pratiques-rwn.html?IDC=6013>
- SPW. (n.d.-b). *Créer une SPIRALE AROMATIQUE* (No. MU03; Milieux Urbanisés). <http://biodiversite.wallonie.be/fr/fiches-pratiques-rwn.html?IDC=6013>
- TEPPNER, H., & BROSCH, U. (2015). Pseudo-oligolecty in *Colletes hederæ* (Apidae-Colletinae, Hymenoptera). *Linzer Biologische Beiträge*, 47, 301–306.
- Terzo, M., & Rasmont, P. (2007). Abeilles sauvages, bourdons et autres insectes pollinisateurs. *Les Livrets de l'agriculture*, (14).
- Tonietto, R. K., Ascher, J. S., & Larkin, D. J. (2017). Bee communities along a prairie restoration chronosequence: similar abundance and diversity, distinct composition. *Ecological Applications*, 27(3), 705–717. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/eap.1481>
- Twerd, L., & Banaszak-Cibicka, W. (2019). Wastelands: their attractiveness and importance for preserving the diversity of wild bees in urban areas. *Journal of Insect Conservation*, 23(3), 573–588. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00148-8>
- Van Asbroeck, P. (2011). *Plan Communal de Développement de la Nature*. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/pcdn.html?IDC=3158>
- Vereecken, N. J., Weekers, T., Marshall, L., D’Haeseleer, J., Cuypers, M., Pauly, A., Pasau, B., Leclercq, N., Tshibungu, A., Molenberg, J.-M., & De Greef, S. (2021). Five years of citizen science and standardised field surveys in an informal urban green space reveal a threatened Eden for wild bees in Brussels, Belgium. *Insect Conservation and Diversity*, n/a(n/a). <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/icad.12514>

- Verloove, F., & Lambinon, J. (2012). *Nouvelle Flore de la Belgique, du G.-D. de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines*.
- Vray, S., Lecocq, T., Roberts, S., & Rasmont, P. (2017). Endangered by laws: potential consequences of regulations against thistles on bumblebee conservation. *Annales de La Société Entomologique de France (N.S.)*, 53, 1–9.
<https://doi.org/10.1080/00379271.2017.1304831>
- Vray, S., Rollin, O., Rasmont, P., Dufrêne, M., Michez, D., & Dendoncker, N. (2019). A century of local changes in bumblebee communities and landscape composition in Belgium. *Journal of Insect Conservation*, 23(3), 489–501.
- Wcislo, W., Fewell, J. H., Rubenstein, D. R., & Abbot, P. (2017). Sociality in bees. *Comparative Social Evolution*, 50–83.
- Westphal, C., Bommarco, R., Lamborn, E., Petanidou, T., Potts, S., Roberts, S., ... Steffan-Dewenter, I. (2008). Measuring bee biodiversity in different habitats and biogeographic regions. *Ecological Monographs*, 78, 653–671.
- Williams, N. M., Crone, E. E., Roulston, T. H., Minckley, R. L., Packer, L., & Potts, S. G. (2010). Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biological Conservation*, 143(10), 2280–2291.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.024>
- Williams, N., Minckley, R., & Silveira, F. (2001). Variation in Native Bee Faunas and its Implications for Detecting Community Changes. *Conservation Ecology*, 5.
<https://doi.org/10.5751/ES-00259-050107>
- Winfree, R., Aguilar, R., Vázquez, D. P., LeBuhn, G., & Aizen, M. A. (2009). A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*, 90(8), 2068–2076.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1890/08-1245.1>
- Winkler, K., Fuchs, R., Rounsevell, M., & Herold, M. (2021). Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nature Communications*, 12(1), 2501.
<https://doi.org/10.1038/s41467-021-22702-2>
- Wojcik, V. A., Frankie, G. W., Thorp, R. W., & Hernandez, J. L. (2008). Seasonality in Bees and Their Floral Resource Plants at a Constructed Urban Bee Habitat in Berkeley, California. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 81(1), 15–28.
<https://doi.org/10.2317/JKES-701.17.1>
- Wood, T., Michez, D., Paxton, R., Drossart, M., Neumann, P., Gérard, M., Vanderplanck, M., Barraud, A., Martinet, B., Leclercq, N., & Vereecken, N. (2020). Managed honey bees as a radar for wild bee decline? *Apidologie*, 51. <https://doi.org/10.1007/s13592-020-00788-9>
- Wu, P., Axmacher, J. C., Song, X., Zhang, X., Xu, H., Chen, C., Yu, Z., & Liu, Y. (2018). Effects of Plant Diversity, Vegetation Composition, and Habitat Type on Different Functional Trait Groups of Wild Bees in Rural Beijing. *Journal of Insect Science*, 18(4).
<https://doi.org/10.1093/jisesa/iey065>
- Yanega, D. (1990). Philopatry and nest founding in a primitively social bee, *Halictus rubicundus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 27(1), 37–42.
<https://doi.org/10.1007/BF00183311>

Yang, E. C., Chuang, Y. C., Chen, Y. L., & Chang, L. H. (2008). Abnormal foraging behavior induced by sublethal dosage of imidacloprid in the honey bee (Hymenoptera: Apidae). *Journal of Economic Entomology*, 101(6), 1743–1748. <https://doi.org/10.1603/0022-0493-101.6.1743>

8. Annexes

8.1. Liste des sites

Nom	Catégorie	Coordonnées	Collecteur
<i>Bois de Bon-Secours</i>	Bois	50°49'67"N 3°61'62"E	Reese A.
<i>Bois d'Havré</i>	Bois	50°45'51.9"N 4°01'26.1"E	Ruelle E.
<i>Mont Ostènes</i>	Bois	50°42'19"N 3°90'10"E	Reese A.
<i>Terril de Hensies</i>	Bois	50°27'19.4"N 3°40'36.4"E	Lefebvre A.
<i>Terril de l'héribus</i>	Bois	50°26'01.2"N 03°56'26.9"E	Lefebvre A.
<i>Terril n°5 de Trazegnies01</i>	Bois	50°27'41.8"N 04°18'54.5"E	Lefebvre A.
<i>Chemin de Roucourt</i>	Bord_route	50°52'30"N 3°60'99"E	Reese A.
<i>La Haine</i>	Bord_route	50°46'01.3"N 3°94'65.8"E	Ruelle E.
<i>La Trouille</i>	Bord_route	50°40'57"N 4°01'17"E	Ruelle E.
<i>PEMH Obourg - IDEA</i>	Bord_route	50°47'56"N 3°97'92"E	Ruelle E.
<i>Pont du prince</i>	Bord_route	50°41'47"N 3°97'11"E	Ruelle E.
<i>Ravel98</i>	Bord_route	50°43'06"N 3°88'91"E	Reese A.
<i>Rue du Bois</i>	Bord_route	50°54'35"N 3°45'79"E	Reese A.
<i>Rue du Castillon</i>	Bord_route	50°43'19"N 3°87'18"E	Reese A.
<i>Rue là-dessous</i>	Bord_route	50°42'66"N 3°84'56"E	Reese A.
<i>Aérodrome de Maubray</i>	Carrière	50°53'01"N 3°49'18"E	Reese A.
<i>Bruyère Site 2/MLM2</i>	Carrière	50°49'30.4"N 3°67'18.8"E	Loockx M.
<i>Camp-à-cayaux</i>	Carrière	50°41'50.4"N 3°99'74.6"E	Ruelle E.
<i>Carrière omya/ le Caufour</i>	Carrière	50°41'34"N 4°00'57"E	Ruelle E.
<i>Friche des Vignobles</i>	Carrière	50°58'71"N 3°43'85"E	Reese A.
<i>Mer de Sable</i>	Carrière	50°49'69"N 3°72'01"E	Reese A.
<i>Nocarcentre Site 2/MLM14</i>	Carrière	50°55'42.2"N 4°14'06.3"E	Loockx M.
<i>Nocarcentre Site 5/MLM17</i>	Carrière	50°56'03.6"N 4°14'03.0"E	Loockx M.
<i>Planoi Site 2/MLM10</i>	Carrière	50°62'89.0"N 4°18'94.7"E	Loockx M.
<i>Vertbois Site 2/MLM7</i>	Carrière	50°60'25.3"N 4°17'46.3"E	Loockx M.
<i>Ancienne Gare</i>	Friche	50°41'18"N 4°01'89.4"E	Ruelle E.
<i>Chemin du Trainage</i>	Friche	50°44'86"N 3°68'05"E	Reese A.
<i>Gare</i>	Friche	50°42'74.8"N 3°94'63.7"E	Ruelle E.
<i>Géothermia - IDEA</i>	Friche	50°46'17.8"N 3°91'49.7"E	Ruelle E.
<i>Marais de Douvrain Ouest</i>	Friche	50°46'16"N 3°84'06"E	Reese A.
<i>Pré à Parchon</i>	Friche	50°51'94"N 3°88'91"E	Reese A.
<i>Rue du Carme</i>	Friche	50°51'78"N 3°64'14"E	Reese A.
<i>Rue Jean Winance</i>	Friche	50°60'63"N 3°42'96"E	Reese A.

<i>Vieille Haine</i>	Friche	50°45'61"N 3°82'88"E	Reese A.
<i>Cascade d'Hyon</i>	Parc	50°43'73.9"N 3°96'78.9"E	Ruelle E.
<i>Chateau d'Havré</i>	Parc	50°46'40.9"N 4°03'95.5"E	Ruelle E.
<i>Jardin suspendu</i>	Parc	50°44'69.2"N 3°95'00.7"E	Ruelle E.
<i>Parc de Jemappes</i>	Parc	50°45'58"N 3°88'50"E	Reese A.
<i>Parc des 5 Rocs</i>	Parc	50°58'13"N 3°43'03"E	Reese A.
<i>Parc d'Obourg</i>	Parc	50°47'20.4"N 4°00'75.3"E	Ruelle E.
<i>Sainte-Waudru</i>	Parc	50°45'31"N 3°94'91.8"E	Ruelle E.
<i>Siège social - Umons</i>	Parc	50°45'84.9"N 3°95'10.7"E	Ruelle E.
<i>Spiennes cimetièrè</i>	Parc	50°42'36.7"N 3°98'13.6"E	Ruelle E.
<i>Village des abeilles - Umons</i>	Parc	50°46'27.5"N 3°95'52.4"E	Ruelle E.
<i>Ancien moulin</i>	Prairie	50°42'14"N 3°98'58"E	Ruelle E.
<i>Bois de Wadelincourt</i>	Prairie	50°53'10"N 3°64'22"E	Reese A.
<i>Epargne - Umons</i>	Prairie	50°44'66.2"N 3°95'71.4"E	Ruelle E.
<i>Grand Large</i>	Prairie	50°47'41.7"N 3°93'48.2"E	Ruelle E.
<i>Marcasse</i>	Prairie	50°41'67"N 3°83'08"E	Reese A.
<i>Mont-Panisel</i>	Prairie	50°43'30"N 3°98'06"E	Ruelle E.
<i>Notre dame du petit Nimy</i>	Prairie	50°47'00.9"N 3°96'07.1"E	Ruelle E.
<i>Prés du village</i>	Prairie	50°44'69"N 3°96'88"E	Ruelle E.
<i>Ronveaux</i>	Prairie	50°42'05"N 3°94'77"E	Ruelle E.
<i>Silex</i>	Prairie	50°41'89.6"N 3°98'16.2"E	Ruelle E.
<i>Tilou</i>	Prairie	50°49'70"N 3°96'55"E	Ruelle E.
<i>Terril Bayemont-st-Charles</i>	Terril	50°42'06"N 4°40'64"E	Lefebvre A.
<i>Terril belle vue du huit</i>	Terril	50°39'36"N 3°75'52"E	Lefebvre A.
<i>Terril de Cibly01</i>	Terril	50°41'19"N 3°94'45"E	Lefebvre A.
<i>Terril de la Cokerie01</i>	Terril	50°41'78"N 4°26'74"E	Lefebvre A.
<i>Terril de la Cokerie02</i>	Terril	50°41'70"N 4°26'98"E	Lefebvre A.
<i>Terril du dix-huit</i>	Terril	50°41'75"N 3°82'67"E	Lefebvre A.
<i>Terril du Ferrand</i>	Terril	50°39'78"N 3°74'14"E	Lefebvre A.
<i>Terril du Grand Buisson n°1</i>	Terril	50°41'34"N 3°81'43"E	Lefebvre A.
<i>Terril du Quesnoy01</i>	Terril	50°45'58"N 4°13'56"E	Lefebvre A.
<i>Terril du sept01</i>	Terril	50°42'12"N 3°82'16"E	Lefebvre A.
<i>Terril du sept03</i>	Terril	50°42'51"N 3°82'20"E	Lefebvre A.
<i>Terril n°8 Pays-Bas</i>	Terril	50°40'91"N 4°50'04"E	Lefebvre A.
<i>Terril Naye à Bois</i>	Terril	50°42'84"N 4°40'29"E	Lefebvre A.
<i>Terril Rieu-du-Cœur n°2</i>	Terril	50°42'98"N 3°87'09"E	Lefebvre A.
<i>Terril Sacré Français01</i>	Terril	50°42'48"N 4°43'43"E	Lefebvre A.
<i>Terril saint Antoine02</i>	Terril	50°41'05"N 3°77'24"E	Lefebvre A.
<i>Terril saint Antoine03</i>	Terril	50°41'50"N 3°76'51"E	Lefebvre A.

Les coordonnées ont été récupérées après les récoltes grâce au logiciel QGis en faisant le centroïde de nos stations. Ces coordonnées diffèrent donc de celle présentes sur les étiquettes des individus collectés. Il se peut qu'ils se retrouvent

parfois en dehors de la zone étudiée du fait de la géométrie du site mais ce centroïde donne une valeur plus juste pour réaliser nos analyses paysagères.

8.2. Exemple de relevé botanique

21/05/2021 Sainte-Waudru, 10h20, 17°C, ciel couvert

Strate herbacée

- *Aquilegia vulgaris* 1
- *Heuchera sanguinea* 1
- *Hieracium aurantiacum* 1
- *Hieracium pilosella* 1
- *Iberis sempervirens* 1
- *Lupinus polyphyllus* +
- *Oxalis corniculata* +
- *Prunella vulgaris* +
- *Sonchus oleraceus* 1

Strate arbustive

- *Weigela* sp. +

8.3. Tableau des occupations du sol pour tous les sites

Station	%artificial	%sol_nu	%bois	%agricole	%espace_ouvert	%eau
Bois_de_Bon-Secours	2,1	0,0	95,5	0,2	1,7	0,0
Bois_de_Wadelincourt	11,4	2,2	39,3	31,9	12,4	0,3
Chemin_de_Roucourt	5,8	6,3	0,2	82,7	0,8	3,8
Chemin_de_Trainage	8,1	0,1	16,6	38,1	15,1	21,4
Friche_des_Vignobles	21,0	1,6	32,5	13,9	29,4	0,1
Marais_de_Douvrais	6,9	0,0	27,2	13,8	49,6	0,3
Marcasse	10,3	0,4	24,9	49,6	12,2	0,0
Mer_de_Sable	7,5	1,3	71,5	1,6	16,8	0,0
Mont_Ostènes	9,4	0,0	73,7	8,0	7,5	0,0
Parc_de_Jemappes	12,0	0,1	39,0	38,0	8,7	0,4
Parc_des_5_Rocs	10,1	0,0	42,3	15,1	30,7	0,0
Pré_à_Parchon	14,2	0,0	47,4	13,5	16,6	1,1
Ravel98	42,2	0,1	24,9	18,5	12,6	0,1
Rue_Jean_Winance	19,2	0,1	20,2	51,9	7,4	0,1
Rue_La-dessous	39,5	1,3	25,4	20,8	11,4	0,0
Rue_de_Carne	19,7	0,0	20,3	46,6	7,6	2,5
Rue_de_Castillon	29,6	0,2	31,8	17,6	18,2	0,1
Rue_du_Bois	2,8	0,0	12,2	42,8	2,3	38,6
Vieille_Haine	18,6	0,3	35,6	15,7	21,0	4,5
Ancienne_gare	43,6	0,6	7,4	39,6	7,3	0,4
Bois_havré	1,2	0,0	97,2	0,2	1,2	0,0
Camp-à-cayaux	1,0	29,4	1,8	64,8	1,8	0,7

<i>Cascade d'Hyon</i>	19,8	0,1	25,4	33,6	14,5	3,9
<i>Chateau_havré</i>	21,7	0,0	20,1	35,9	8,6	10,3
<i>Cimetierre_spienne</i>	5,1	0,0	4,8	83,0	5,1	0,4
<i>Epargne - UMons</i>	59,2	0,0	11,6	14,2	13,7	0,0
<i>Gare</i>	42,6	0,0	11,4	33,9	8,0	0,0
<i>Grand_large</i>	25,3	0,1	30,8	18,7	7,7	15,9
<i>Géothermia</i>	11,9	0,1	6,9	75,9	3,4	0,0
<i>La Haine</i>	65,6	0,1	14,1	7,9	7,1	3,0
<i>Jardin_suspendu</i>	80,7	0,0	7,3	3,7	7,5	0,0
<i>Mont_panisel</i>	2,6	0,0	34,1	46,5	14,4	1,3
<i>Ancien moulin</i>	11,9	0,0	26,4	44,9	13,0	1,7
<i>Notre_dame_petit_nimy</i>	28,6	0,3	19,0	34,6	15,2	0,0
<i>Carrière omya</i>	18,4	31,0	23,3	10,2	13,7	0,0
<i>Parc_obourg</i>	35,8	0,1	27,8	11,0	10,5	12,4
<i>Pemh_obourg</i>	23,4	0,2	28,9	28,6	11,2	2,9
<i>Pont du prince</i>	9,4	0,1	24,9	56,3	7,8	0,0
<i>Prés_du_village</i>	14,0	0,2	38,8	26,1	16,9	0,9
<i>Ronveaux</i>	30,7	0,1	34,5	18,7	14,0	0,3
<i>Silex</i>	2,6	0,0	29,7	59,6	5,6	0,7
<i>Siège social - Umons</i>	78,4	0,3	14,4	2,1	4,3	0,0
<i>Sainte_waudru</i>	77,3	0,2	11,7	3,8	6,3	0,0
<i>Tilou</i>	7,1	0,0	77,6	5,5	7,0	1,5
<i>La trouille</i>	9,0	0,0	7,6	73,5	6,5	1,9
<i>village_abeille</i>	67,2	0,2	16,1	7,2	8,6	0,1
<i>Planoi Site 2/MLM10</i>	1,6	0,0	85,9	0,1	7,9	0,0
<i>Nocarcentre Site 2/MLM14</i>	8,9	13,8	10,3	51,7	8,2	5,8
<i>Nocarcentre Site 5/MLM17</i>	13,8	5,2	15,6	36,6	11,8	15,3
<i>Bruyère Site 2/MLM2</i>	8,9	0,7	57,1	3,0	27,9	0,4
<i>Vertbois Site 2/MLM7</i>	2,7	0,1	83,9	2,3	6,8	0,0
<i>Terril Bayemont-Saint Charles</i>	15,4	1,5	23,2	33,8	21,3	0,0
<i>Terril Belle vue du huit</i>	11,5	0,0	39,4	27,0	19,1	0,1
<i>Terril Ciplly st1</i>	12,5	2,8	23,0	47,3	12,2	0,0
<i>Terril Dix-Huit</i>	4,2	0,6	19,3	66,0	5,9	0,0
<i>Terril Ferrand</i>	14,5	0,1	22,0	43,6	16,9	0,0
<i>Terril Grand Buisson</i>	16,7	0,0	15,8	49,0	16,2	0,0
<i>Terril Hensies</i>	1,6	0,0	66,7	3,2	17,9	9,6
<i>Terril Héribus st1</i>	1,6	0,2	75,8	5,2	13,7	0,0
<i>Terril Naye-à-bois</i>	15,1	0,1	27,6	18,4	36,1	0,0
<i>Terril Pays-Bas</i>	18,7	0,0	22,6	8,8	47,0	0,0
<i>Terril Quesnoy st1</i>	14,1	13,9	22,2	32,2	15,5	0,0
<i>Terril Rieux du Coeur</i>	14,2	0,1	22,0	28,4	30,9	0,0
<i>Terril Sacré-Français st1</i>	13,5	0,0	21,2	4,7	55,5	0,0
<i>Terril Saint Antoine st2</i>	5,7	11,6	26,3	42,2	10,7	0,0
<i>Terril Saint Antoine st3</i>	2,6	20,1	42,5	25,9	6,7	0,1
<i>Terril Sept st1</i>	17,4	1,5	28,0	17,3	31,7	0,0
<i>Terril Sept st3</i>	2,7	5,8	13,2	25,0	51,1	0,0
<i>Terril Trazegnies st1</i>	0,3	2,9	60,6	8,7	16,6	6,6
<i>Terril de la cokerie stat 1</i>	14,0	7,3	27,8	24,3	18,9	4,1

8.4. Liste des espèces et leurs traits écologiques

Espèce	ITD(mm)	STI	SCI	Nidification	Lectisme	Socialité	Statut.UICN
<i>Ammobates punctatus</i>	1,9	10,15	6,89	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	CR
<i>Andrena angustior</i>	1,9	9,64	4,87	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	NT
<i>Andrena barbilabris</i>	2,3	6,88	6,29	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena bicolor</i>	2,1	8,02	5,69	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena carantonica</i>	2,7	7,47	6,56	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena chrysoseles</i>	2,0	9,42	5,20	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena cineraria</i>	2,8	7,94	5,83	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena dorsata</i>	2,0	9,66	5,28	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena flavipes</i>	2,4	9,71	5,73	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena florea</i>	2,4	10,26	6,14	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena fulvago</i>	2,1	7,17	6,68	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	NT
<i>Andrena fuscipes</i>	2,0	6,84	6,46	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena haemorrhoa</i>	2,6	7,29	6,16	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena humilis</i>	2,2	7,67	6,23	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena labialis</i>	2,7	8,19	6,45	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	NT
<i>Andrena labiata</i>	1,8	7,64	6,36	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena minutula</i>	1,4	8,23	5,77	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena minutuloides</i>	1,4	6,79	7,22	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	DD
<i>Andrena nigroaenea</i>	2,8	8,21	5,76	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena nitidiuscula</i>	1,6	9,92	6,74	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	VU
<i>Andrena ovatula</i>	2,2	10,06	5,63	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	NT
<i>Andrena pusilla</i>	1,4	9,83	5,91	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	DD
<i>Andrena rosae</i>	2,6	9,55	5,24	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena subopaca</i>	1,5	6,51	6,39	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena wilkella</i>	2,3	7,17	6,33	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	NT
<i>Anthidiellum strigatum</i>	2,4	9,46	6,89	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	Ic
<i>Anthidium manicatum</i>	3,6	8,33	6,45	Mix	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Anthidium punctatum</i>	2,7	6,68	7,15	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Anthophora bimaculata</i>	5,6	11,26	5,28	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	CR
<i>Anthophora furcata</i>	3,2	6,24	7,02	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Anthophora quadrimaculata</i>	3,3	7,12	6,77	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Bombus bohemicus</i>	4,6	6,19	6,38	Mix	Polylectique	Parasite social	NT
<i>Bombus campestris</i>	5,8	7,01	6,16	Mix	Polylectique	Parasite social	VU
<i>Bombus hortorum</i>	5,8	7,52	5,38	Mix	Polylectique	Eusocial primitif	NT
<i>Bombus hypnorum</i>	6,0	6,19	6,69	Au-dessus du sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Bombus lapidarius</i>	6,2	8,31	5,93	Mix	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Bombus lucorum</i>	6,4	7,11	5,50	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	NT
<i>Bombus pascuorum</i>	4,3	7,90	5,79	Mix	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Bombus pratorum</i>	5,3	6,54	6,12	Mix	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Bombus ruderarius</i>	4,7	7,37	6,34	Au-dessus du sol	Polylectique	Eusocial primitif	EN

<i>Bombus sylvestris</i>	5,0	6,36	6,29	Mix	Polylectique	Parasite social	LC
<i>Bombus terrestris</i>	6,2	8,62	5,92	Mix	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Bombus vestalis</i>	6,1	9,29	5,03	Mix	Polylectique	Parasite social	NT
<i>Ceratina cyanea</i>	1,4	7,40	6,90	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Chelostoma campanularum</i>	0,9	6,15	7,28	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Chelostoma florissomne</i>	1,8	6,38	7,06	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Chelostoma rapunculi</i>	1,6	6,20	7,40	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Coelioxys aurolimbata</i>	3,2	12,07	7,15	Sous le sol	Oligolectique	Cleptoparasite	LC
<i>Coelioxys inermis</i>	2,7	7,87	6,57	Au-dessus du sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Coelioxys mandibularis</i>	2,3	7,18	5,95	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	VU
<i>Colletes daviesanus</i>	2,5	6,65	6,92	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Colletes hederæ</i>	3,2	10,23	5,75	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Colletes similis</i>	2,4	7,93	6,17	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Dasypoda hirtipes</i>	3,4	7,37	6,74	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Epeolus variegatus</i>	1,4	7,91	6,49	Sous le sol	Oligolectique	Cleptoparasite	LC
<i>Halictus maculatus</i>	1,6	9,48	6,23	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	VU
<i>Halictus quadricinctus</i>	3,1	10,89	6,31	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	CR
<i>Halictus rubicundus</i>	2,2	7,08	6,08	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Halictus scabiosæ</i>	2,4	10,57	6,19	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Halictus sexcinctus</i>	2,8	8,90	6,53	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	VU
<i>Heriades truncorum</i>	1,5	7,62	6,51	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Hoplitis adunca</i>	2,7	6,92	7,07	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Hoplitis claviventris</i>	2,0	9,52	6,56	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	VU
<i>Hoplitis leucomelana</i>	0,6	5,70	7,24	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hoplitis tridentata</i>	2,9	7,04	6,76	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus brevicornis</i>	1,0	10,27	6,67	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	DD
<i>Hylaeus communis</i>	1,2	6,54	6,96	Mix	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus confusus</i>	1,4	6,49	7,00	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus cornutus</i>	1,4	6,00	7,09	Mix	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus difformis</i>	1,5	9,77	5,33	Mix	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus dilatatus</i>	1,3	6,83	7,13	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	DD
<i>Hylaeus gredleri</i>	1,2	7,64	6,31	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	DD
<i>Hylaeus hyalinatus</i>	1,3	8,45	6,92	Mix	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus incongruus</i>	2,7	6,98	6,59	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	DD
<i>Hylaeus pictipes</i>	1,1	5,77	7,23	Mix	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus punctatus</i>	1,2	8,05	6,66	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus signatus</i>	1,8	9,65	6,89	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum calceatum</i>	1,8	6,58	6,57	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Lasioglossum fulvicorne</i>	1,3	7,96	5,98	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC

<i>Lasioglossum laticeps</i>	1,5	7,80	6,30	Mix	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Lasioglossum lativentre</i>	1,6	9,58	5,83	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	1,9	8,64	5,63	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum majus</i>	3,9	8,21	6,19	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum malachurum</i>	1,6	9,81	6,76	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Lasioglossum minutissimum</i>	0,8	10,46	5,43	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum morio</i>	1,1	9,32	5,63	Mix	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Lasioglossum nitidulum</i>	1,2	8,14	6,19	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Lasioglossum parvulum</i>	1,3	9,60	5,79	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	1,2	9,18	5,73	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Lasioglossum politum</i>	0,8	9,50	5,71	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	RE
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	1,2	9,79	7,14	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum semilucens</i>	1,1	8,56	5,73	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum sexnotatum</i>	2,1	7,77	6,44	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum villosulum</i>	1,3	8,76	6,03	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Lasioglossum zonulum</i>	2,0	8,84	5,58	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Macropis fulvipes</i>	2,4	7,03	6,75	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Megachile centuncularis</i>	2,7	8,41	5,94	Mix	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Megachile ericetorum</i>	3,4	7,11	7,59	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Megachile genalis</i>	3,6	9,17	6,64	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	CR
<i>Megachile ligniseca</i>	3,9	6,41	6,68	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Megachile pilidens</i>	2,7	6,10	7,29	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	CR
<i>Megachile rotundata</i>	2,3	10,74	6,39	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Megachile versicolor</i>	2,7	7,38	7,64	Mix	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Megachile willughbiella</i>	3,6	7,29	6,32	Mix	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Melitta leporina</i>	2,4	10,05	5,78	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	NT
<i>Melitta nigricans</i>	2,8	8,02	6,33	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Nomada bifasciata</i>	2,0	5,98	7,27	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada distinguenda</i>	1,1	8,92	6,40	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	EN
<i>Nomada fabriciana</i>	1,6	10,26	7,03	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada facilis</i>	1,5	8,37	5,66	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada flavoguttata</i>	1,2	9,50	5,10	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada fucata</i>	1,9	7,02	6,31	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada fuscicornis</i>	1,8	9,86	5,33	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada goodeniana</i>	2,2	6,72	7,49	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada integra</i>	1,5	8,26	5,67	Sous le sol	Oligolectique	Cleptoparasite	VU
<i>Nomada rufipes</i>	1,9	7,50	5,88	Sous le sol	Oligolectique	Cleptoparasite	NT
<i>Nomada sheppardana</i>	1,0	7,07	6,43	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada zonata</i>	1,7	8,97	6,76	Sous le sol	Oligolectique	Cleptoparasite	LC
<i>Osmia aurulenta</i>	2,9	9,18	5,39	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	NT
<i>Osmia bicolor</i>	2,7	7,75	6,40	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Osmia bicornis</i>	3,5	8,25	6,16	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC

<i>Osmia caerulea</i>	2,4	8,20	6,17	Mix	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Osmia latreillei</i>	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Osmia leaiana</i>	2,7	7,35	6,57	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Osmia niveata</i>	2,5	11,95	6,16	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Osmia spinulosa</i>	2,0	8,42	6,83	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	NT
<i>Panurgus calcaratus</i>	1,7	7,44	6,65	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Seladonia confusa</i>	2,1	8,28	6,32	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	VU
<i>Seladonia tumulorum</i>	1,5	6,62	7,11	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Sphecodes albilabris</i>	2,2	7,78	6,86	Sous le sol	Oligolectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes crassus</i>	1,2	6,40	7,03	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes ephippius</i>	1,5	7,77	6,34	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes geoffrellus</i>	1,1	6,66	6,49	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes gibbus</i>	1,7	6,41	7,06	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes hyalinatus</i>	1,5	6,36	6,45	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes miniatus</i>	1,0	8,39	6,59	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes monilicornis</i>	1,5	8,68	5,58	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes niger</i>	1,0	9,36	5,99	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	VU
<i>Sphecodes puncticeps</i>	1,1	9,27	6,12	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes reticulatus</i>	1,2	8,38	6,22	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes scabricollis</i>	0,3	9,01	5,87	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	EN
<i>Stelis breviscula</i>	1,5	7,04	7,10	Au-dessus du sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Stelis phaeoptera</i>	2,0	7,10	6,44	Mix	Polylectique	Cleptoparasite	NT
<i>Stelis punctulatissima</i>	2,6	7,57	6,56	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Trachusa byssina</i>	3,3	6,09	7,40	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Xylocopa violacea</i>	6,5	10,35	6,45	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC

8.5. Liste des espèces pour les milieux prairies

Espèce	Famille	Statut UICN
<i>Andrea carantonica</i>	ANDRENIDAE	Least Concern
<i>Andrena angustior</i>	ANDRENIDAE	Near Threatened
<i>Andrena bicolor</i>	ANDRENIDAE	Least Concern
<i>Andrena dorsata</i>	ANDRENIDAE	Least Concern
<i>Andrena flavipes</i>	ANDRENIDAE	Least Concern
<i>Andrena fulvago</i>	ANDRENIDAE	Near Threatened
<i>Andrena haemorrhoa</i>	ANDRENIDAE	Least Concern
<i>Andrena humilis</i>	ANDRENIDAE	Least Concern
<i>Andrena labialis</i>	ANDRENIDAE	Near Threatened
<i>Andrena minutula</i>	ANDRENIDAE	Least Concern
<i>Andrena minutuloides</i>	ANDRENIDAE	Data Deficient
<i>Andrena rosae</i>	ANDRENIDAE	Least Concern
<i>Andrena wilkella</i>	ANDRENIDAE	Near Threatened

<i>Anthidiellum strigatum</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Anthidium manicatum</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Anthidium punctatum</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Anthophora bimaculata</i>	APIDAE	Critically Endangered
<i>Bombus campestris</i>	APIDAE	Vulnerable
<i>Bombus hortorum</i>	APIDAE	Near Threatened
<i>Bombus hypnorum</i>	APIDAE	Least Concern
<i>Bombus lapidarius</i>	APIDAE	Least Concern
<i>Bombus lucorum</i>	APIDAE	Near Threatened
<i>Bombus pascuorum</i>	APIDAE	Least Concern
<i>Bombus pratorum</i>	APIDAE	Least Concern
<i>Bombus sylvestris</i>	APIDAE	Least Concern
<i>Bombus terrestris</i>	APIDAE	Least Concern
<i>Bombus vestalis</i>	APIDAE	Near Threatened
<i>Ceratina cyanea</i>	APIDAE	Least Concern
<i>Chelostoma florisomne</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Coelioxys inermis</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Coelioxys mandibularis</i>	MEGACHILIDAE	Vulnerable
<i>Colletes daviesanus</i>	COLLETIDAE	Least Concern
<i>Colletes hederæ</i>	COLLETIDAE	Least Concern
<i>Colletes similis</i>	COLLETIDAE	Least Concern
<i>Dasygaster hirtipes</i>	MELITTIDAE	Least Concern
<i>Halictus quadricinctus</i>	HALICTIDAE	Critically Endangered
<i>Halictus rubicundus</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Halictus scabiosæ</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Halictus sexcinctus</i>	HALICTIDAE	Vulnerable
<i>Heriades truncorum</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Hoplitis adunca</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Hoplitis leucomelana</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Hylaeus communis</i>	COLLETIDAE	Least Concern
<i>Hylaeus confusus</i>	COLLETIDAE	Least Concern
<i>Hylaeus dilatatus</i>	COLLETIDAE	Data Deficient
<i>Hylaeus gredleri</i>	COLLETIDAE	Data Deficient
<i>Hylaeus hyalinatus</i>	COLLETIDAE	Least Concern
<i>Hylaeus incongruus</i>	COLLETIDAE	Data Deficient
<i>Hylaeus signatus</i>	COLLETIDAE	Least Concern
<i>Lasioglossum calceatum</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Lasioglossum laticeps</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Lasioglossum lativentre</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Lasioglossum malachurum</i>	HALICTIDAE	Least Concern

<i>Lasioglossum minutissimum</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Lasioglossum morio</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Lasioglossum nitidulum</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Lasioglossum parvulum</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Lasioglossum semilucens</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Lasioglossum villosulum</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Lasioglossum zonulum</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Macropis fulvipes</i>	MELITTIDAE	Least Concern
<i>Megachile centuncularis</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Megachile ericetorum</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Megachile genalis</i>	MEGACHILIDAE	Critically Endangered
<i>Megachile ligniseca</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Megachile rotundata</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Megachile versicolor</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Megachile willughbiella</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Melitta leporina</i>	MELITTIDAE	Least Concern
<i>Melitta nigricans</i>	MELITTIDAE	Least Concern
<i>Nomada flavoguttata</i>	APIDAE	Least Concern
<i>Nomada fucata</i>	APIDAE	Least Concern
<i>Nomada zonata</i>	APIDAE	Least Concern
<i>Osmia bicornis</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Osmia caerulea</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Osmia leaiana</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Osmia niveata</i>	MEGACHILIDAE	Least Concern
<i>Panurgus calcaratus</i>	ANDRENIDAE	Least Concern
<i>Seladonia tumulorum</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Sphecodes albilabris</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Sphecodes monilicornis</i>	HALICTIDAE	Least Concern
<i>Sphecodes niger</i>	HALICTIDAE	Vulnerable
<i>Stelis phaeoptera</i>	MEGACHILIDAE	Near Threatened