
Travail de de fin d'études : Préférences écologiques des abeilles solitaires sur revêtements urbains

Auteur : Van Keymeulen, Violette

Promoteur(s) : Francis, Frédéric; Noël, Grégoire

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

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

Année académique : 2019-2020

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/10216>

Avertissement à l'attention des usagers :

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

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

PRÉFÉRENCES ÉCOLOGIQUES DES ABEILLES SOLITAIRES SUR REVÊTEMENTS URBAINS

VIOLETTE VAN KEYMEULEN

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2019-2020

CO-PROMOTEURS: FREDERIC FRANCIS & GRÉGOIRE NOËL

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

*This document may not be reproduced by any means without the permission of the author and the
Dean of Gembloux Agro-BioTech.
This document commits its author only*

PRÉFÉRENCES ÉCOLOGIQUES DES ABEILLES SOLITAIRES SUR REVÊTEMENTS URBAINS

VIOLETTE VAN KEYMEULEN

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2019-2020

CO-PROMOTEURS: FREDERIC FRANCIS & GRÉGOIRE NOËL

Chaque observation est un voyage.

Un voyage à la découverte d'un Univers toujours plus riche et mystérieux, un Univers qui nous a fait naître, et que nous n'aurons jamais fini d'explorer. Un voyage à la découverte de nos cousines, les abeilles et les fleurs, et de nos lointaines parentes, les étoiles.

Un voyage à la rencontre de nous-mêmes. À la découverte de la manière dont nous déchiffrons et rêvons le monde.

Les sciences bouleversent le regard que nous portons sur ce monde. Mais elles ne peuvent, à elles seules, rendre compte de la splendeur de ce que nous appelons la réalité. Il nous faut à la fois comprendre et ressentir. Mêler l'émotion et la raison. Les arts et les sciences. Monter sur les épaules des savants, des penseurs et des poètes. Sur les épaules des géants. Pour voir plus loin. Et redécouvrir, ensemble, notre commune humanité.

Inspiré d'un texte de Jean Claude Ameisen « *Sur les épaules de Darwin, les battements du temps* »

En collaboration avec Bruxelles Environnement



Je tiens à exprimer ma gratitude et mes plus vifs remerciements à toutes les personnes qui m'ont permis de grandir ces derniers mois à travers la réalisation de ce beau projet de mémoire.

Tout d'abord, je tiens à remercier Mr Frédéric Francis en sa qualité de co-promoteur pour m'avoir offert la possibilité de me lancer dans cette thématique qui me tenait particulièrement à cœur et m'avoir accordé une importante liberté pour l'appréhender. Mes remerciements vont également à Julien Ruelle en sa qualité de maître de stage pour son accueil au sein du département Nature de Bruxelles Environnement.

Je tiens tout particulièrement à remercier Grégoire Noël pour sa bienveillance, son soutien, son enthousiasme, ses critiques constructives et son suivi au quotidien. Merci d'avoir mené mon regard vers les bourdonnements de la ville, de m'avoir permis de plonger dans le monde fascinant des abeilles solitaires et fait confiance.

Merci au Professeur Gilles Colinet pour le temps accordé au sein de son laboratoire afin de me familiariser avec les outils d'analyses granulométriques.

Merci à Sylvie Smets et Olivier Van Damme du Centre de Recherches Routières pour cette intéressante et chaleureuse collaboration interdisciplinaire sur le projet Streetbees.

Un tout grand merci aux assistants et doctorants Aurore Fanal, Harold Strammer, Arno Faivre et Chloé Dupuis pour leurs appuis et échanges en écologie, architecture du paysage, statistique et géomatique. Merci à Julie Bonnet pour sa précieuse aide aux identifications. Un grand merci également à mes collègues de chez Bruxelles Environnement.

A mes propres géants, les professeurs dont j'ai eu la chance de croiser la route à Gembloux Agro Bio-Tech et qui m'ont permis de monter sur leurs épaules pour voir plus loin, plus haut, pour avoir forgé chaque jour un peu plus mon esprit critique, ma rigueur, mes connaissances et mes compétences.

A tous ces auteurs, poètes et philosophes, aux multiples formes de vies qui rappellent chaque jour la beauté du monde, qui font écho à ma sensibilité et nourrissent la flamme qui brûle en moi.

A tous ceux qui révèlent les paradoxes des sociétés humaines et œuvrent au quotidien pour comprendre, préserver, réparer, créer et conserver un subtil équilibre entre les êtres vivants.

Enfin, merci à mes proches et ma famille pour leur soutien, patience, rires et confiance tout au long de mon parcours.

ABSTRACT

Scientific literature on solitary bees that nest in sidewalks is currently nearly inexistent. However, in a generalized context of biodiversity loss and associated ecosystem services loss, it is essential - in addition to knowing the underlying mechanisms of decline - to understand the ecology of living organisms in order to reverse these trends. Paradoxically, urban matrixes play both a significant role in habitat loss and fragmentation but also prove to be attractive refuge areas for pollinators.

Our study is part of a desire to better understand the nesting resources available for ground bees in the city and in particular on pavements usually considered as ecologically impervious. This work is part of a larger project called "Streetbees" and funded by Brussels Environment whose aim is to "determine the favourable conditions for nesting of soil bees on streets, by analysing pavements where populations are settled and known" (IBGE 2020). As for this thesis, it aims first of all to locate these solitary bees' nests in Brussels-Capital Region. Its goal is also to provide an initial overview of the ecological, soil, landscape and flooring characteristics of all identified sites, to put into perspective the habitat conditions of the different species and to determine whether they are the subject of preferences. Finally, and given the largely unknown nature of this field of research at present, this thesis is intended to pave the way for new studies on solitary bees nesting on sidewalks.

In order to meet these multiple objectives, several methodological approaches have been considered. The location of nests sites was based on participatory science tools. Diagnosis at validated sites consisted of entomological net capture of individuals, sampling of gallery excavations (i.e. tumuli) and flooring measurements, while landscape variables come from the examination of satellite maps. The comparison of habitat conditions between species was studied through a Factor Analysis of Mixed Data (i.e. FAMD).

A total of 65 sites have been located in the Brussels-Capital Region. Assessment of their features reveals a fragmented landscape around the nests, dominated by an anthropogenic matrix and with a highly variable vegetation rate. All tumuli have a sandy texture and the nests are exclusively located on modular coverings with unbounded joints and drainage underlays. 9 species of ground bees have been identified including 6 species which, to our knowledge, have never been mentioned as nesting on roads. Statistical analysis have identified distinct habitat trends in some species.

Keywords: ground nesting bees, participatory science, urban ecosystems, nesting resources, pavement

RÉSUMÉ

La littérature scientifique à propos du phénomène de nidification des abeilles solitaires sur voiries est actuellement pour ainsi dire inexistante. Or, dans un contexte généralisé de perte de biodiversité et des services écosystémiques associés, il est essentiel – outre le fait de connaître les mécanismes sous-jacents du déclin - de comprendre l'écologie des êtres vivants afin d'inverser ces tendances. Paradoxalement, les matrices urbaines jouent à la fois un rôle non négligeable dans la disparition et la fragmentation des habitats mais se révèlent également être des zones refuges intéressantes pour les pollinisateurs. Notre étude s'inscrit dans une volonté de mieux comprendre les ressources de nidifications disponibles pour les abeilles terricoles en ville et en particulier sur les voiries habituellement considérées comme écologiquement imperméables.

Ce travail s'insère dans un projet de plus grande ampleur nommé « Streetbees » et financé par Bruxelles Environnement dont le but est de « déterminer les conditions favorables à la nidification d'abeilles terricoles en voiries, par l'analyse de trottoirs et terrains revêtus où des populations sont installées et connues » (IBGE 2020). Quant à ce mémoire, il vise tout d'abord à localiser ces phénomènes de nidification sur voirie par les abeilles solitaires sur le territoire de la Région de Bruxelles-Capitale. Il a également pour but de donner un premier aperçu des caractéristiques écologiques, pédologiques, paysagères et liées aux revêtements de sol de l'ensemble des sites identifiés, de mettre en perspective les conditions d'habitat des différentes espèces et de déterminer si elles font l'objet de préférences. Finalement et au vu du caractère largement méconnu de ce champ de recherche à l'heure actuelle, ce mémoire a pour vocation d'ouvrir la voie à de nouvelles études sur les abeilles solitaires nidifiant sur voirie.

Afin de répondre à ces objectifs multiples, plusieurs approches méthodologiques ont été exploitées. La localisation des sites s'est basée sur des outils de sciences participatives. Le diagnostic sur les sites validés a consisté en la capture d'individus au filet entomologique, l'échantillonnage d'excavats de galerie (i.e. tumuli) et la prise de mesures sur revêtement de sol tandis que les variables paysagères proviennent de l'étude de cartes satellites. La comparaison des conditions d'habitats entre espèces a été étudiée par le biais d'une analyse factorielle des données mixtes (i.e. AFDM).

Au total, 65 sites ont été localisés sur le territoire de la Région de Bruxelles-Capitale. L'analyse de leurs caractéristiques révèle un paysage fragmenté autour des bourgades, dominé par une matrice anthropique et avec un taux de végétalisation hautement variable. La totalité des tumuli présentent une texture sableuse et les nids sont exclusivement localisés sur des revêtements modulaires à pose souple non liée. 9 espèces d'abeilles terricoles ont été identifiées dont 6 n'ayant à notre connaissance jamais été mentionnées comme nichant sur voirie. Les analyses statistiques ont permis de mettre en évidence des tendances d'habitats distinctes chez certaines espèces.

Mots-clés : abeilles terricoles, sciences participatives, écosystèmes urbains, ressources de nidification, voiries

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION	1
REVUE DE LA LITTERATURE	2
1. Généralités sur les <i>Anthophila</i>	2
1.1 Classification des abeilles	2
1.2 Cycle de vie des abeilles solitaires.....	4
2. Services écosystémiques rendus par les pollinisateurs.....	5
3. Déclin des pollinisateurs.....	6
3.1 Etat des populations d'abeilles sauvages.....	6
3.2 Causes du déclin des abeilles sauvages.....	6
4. Focus sur les abeilles terricoles	7
4.1 Généralités	7
4.2 Critères de choix du nid.....	8
4.3 Le cas des bourgades.....	13
4.4 Forme du nid	14
5. Les écosystèmes urbains : un rôle controversé dans l'évolution des populations de pollinisateurs	15
5.1 La ville : un écosystème urbain	15
5.2 La ville : ses ressources.....	16
5.3 La ville : son impact sur les populations et la diversité des <i>Anthophila</i>	17
5.4 Conservation des abeilles en ville	19
6. Les revêtements piétons dans l'espace public bruxellois	19
6.1 Structure type.....	19
6.2 Revue des connaissances sur la nidification des abeilles terricoles en voirie.....	22
OBJECTIFS	24
MÉTHODOLOGIE.....	25
1. Description de la zone d'étude.....	25
2. Matériel et méthode	26
2.1 Recensement des sites d'études potentiels.....	26
2.2 Aspects théoriques des sciences citoyennes et des données opportunistes.....	26
2.3 Mise en pratique de la recherche des données de localisations	27
2.4 Validation des sites.....	32
2.5 Diagnostic sur site.....	34

2.6	Encodage des données	43
2.7	Analyses statistiques	43
RÉSULTATS.....		46
1.	Résultats des recensements participatifs.....	46
2.	Localisation des phénomènes de nidification sur trottoir par les abeilles solitaires	47
3.	Description du jeu de données.....	48
3.1	Prétraitement du jeu de données en vue de l'analyse des sites.....	48
3.2	Analyse des données paysagères	48
3.3	Analyse des données granulométriques	50
3.4	Analyse des données relatives aux revêtements de sol.....	51
3.5	Analyse des données écologiques	52
4.	AFDM	53
4.1	Sélection de variables	53
4.2	Résultats de l'AFDM	55
DISCUSSION		63
1.	Recensements participatifs et localisation des nids.....	63
2.	Description des sites.....	64
2.1	Aspect paysager.....	64
2.2	granulométrie des tumuli.....	64
2.3	Revêtement de sol :.....	65
3.	Interprétation de l'AFDM	68
3.1	Interprétation des dimensions	68
3.2	Nuage de points.....	69
3.3	Taxons.....	69
3.4	Espèces	70
3.5	Points d'attentions généraux sur l'AFDM.....	72
4.	Points d'attentions généraux	72
CONCLUSION & PERSPECTIVES		73
REFERENCES		75
ANNEXES.....		89
TABLES DES FIGURES		101

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1- Classification des taxons sous-entendus par la dénomination "abeilles"	2
Tableau 2- classification d'Atterberg adoptée par l'Association Internationale de la Science du Sol, 1930).....	10
Tableau 3 - Typologie des sciences participatives proposée par Giroux (2011). RS = recherche scientifique	26
Tableau 4 - Typologie des niveaux de participation en sciences citoyennes proposée par Haklay (2015)	27
Tableau 5 - Canevas utilisé sur excel pour l'encodage des données relatives aux sites de nidification potentiels des abeilles de trottoirs	28
Tableau 6 - liste des organismes contactés dans le but de capter de nouvelles informations de localisations d'abeilles nichant dans les trottoirs	28
Tableau 7- canevas des questions formulées dans le cadre de l'enquête participative Streetbees (* stipule que le champ doit obligatoirement être rempli).....	30
Tableau 8 - liste des organismes contactés en tant que points-relais dans le but de diffuser le formulaire de recensement afin de localiser les nids d'abeilles nichant dans les trottoirs.....	31
Tableau 9 - Canevas d'encodage des données de recensement émanant du formulaire participatif pour localiser les nids d'abeilles en Région de Bruxelles-Capitale.....	32
Tableau 10- classe de résultat de la phase de validation sur terrain de la localisation des nids d'abeilles obtenus par crowdsourcing	33
Tableau 11- Liste des variables écologiques observées, de leur nature et des éventuelles classes de réponse.....	37
Tableau 12- Exemple de résultats du processus du tamisage des échantillons de sol provenant de l'activité d'excavation des abeilles solitaires sur trottoir (en %)......	39
Tableau 13 - Classes d'occupation du sol définies par l'ULB dans le cadre du projet Lifewatch (2015) et utilisé par Bruxelles Environnement pour caractériser le paysage du territoire régional.....	41
Tableau 14 - Moyennes et écarts-types des variables paysagères relatives à un rayon de 300 mètres autour des bourgades	49
Tableau 15 - Dimensions retenues dans l'AFDM et liste des variables indiquant leur contribution à la construction de ces axes ainsi que leur qualité de représentation	57
Tableau 16- Dimensions retenues dans l'AFDM et liste modalités des variables qualitatives assorties de leur qualité de représentation sur les 3 axes retenus.....	58

TABLE DES ÉQUATIONS

Équation 1 - Formule du NDVI.....	41
Équation 2- Formule de la taille moyenne des patchs	42
Équation 3 - Indice d'équitabilité de Shannon (Shannon et Weaver 1963).....	42
Équation 4 - formule permettant de centrer et réduire les valeurs (i.e. standardisation).....	43

TABLE DES ANNEXES

Annexe I – Article visant à introduire le formulaire de recensement participatif afin de localiser les nids d'abeilles solitaires nichant sur voiries

Annexe II – Formulaire de recensement participatif invitant les citoyens bruxellois à partager les localisations de nids d'abeilles solitaires nichant sur voirie

Annexe III - tableau brut des données relatives aux localisations de sites , mois et origine de la visite

Annexe IV - tableau brut des données relatives aux variables paysagères

Annexe V - tableau brut des données relatives aux variables écologiques

Annexe VI - tableau brut des données relatives aux granulométries de tumuli

Annexe VII - tableau brut des données relatives aux revêtements de sol

TABLE DES FIGURES

La table des figures est disponible à la fin de ce document à partir de la page 101

TABLE DES NOMS LATINS

Table des noms latins

<i>Andrena barbilabris</i> (Kirby, 1802)	<i>Lasioglossum laticeps</i> (Schenck, 1870)
<i>Andrena bicolor</i> Fabricius, 1775	<i>Lasioglossum leucozonium</i> (Schrank 1781)
<i>Andrena flavipes</i> Panzer, 1799	<i>Lasioglossum malachurum</i> (Kirby, 1802)
<i>Andrena florea</i> Fabricius, 1793	<i>Lasioglossum morio</i> (Fabricius, 1793)
<i>Andrena ovatula</i> (Kirby, 1802)	<i>Lasioglossum sexstrigatum</i> (Schenck, 1870)
<i>Andrena vaga</i> Panzer, 1799	<i>Lasioglossum zonulum</i> (Smith, 1848)
<i>Anthophora plumipes</i> (Pallas, 1772)	<i>Megachile campanulae</i> (Robertson, 1903)
<i>Anthrenus museorum</i> (Linnaeus, 1761)	<i>Megachile rotundata</i> (Fabricius, 1793)
<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	<i>Melitta nigricans</i> Alfken, 1905
<i>Bombus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Nomada albugottata</i> Herrich-Schäffer, 1839
<i>Cerceris arenaria</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Nomia melanderi</i> (Batra, 1970)
<i>Colletes cunicularius</i> (Linnaeus, 1761)	<i>Osmia bicornis</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Colletes hederæ</i> Schmidt & Westrich, 1993	<i>Osmia cornuta</i> Latreille, 1805
<i>Dasypoda hirtipes</i> (Fabricius, 1793)	<i>Panurginus labiatus</i> Eversmann, 1852
<i>Dieunomia triangulifera</i> (Vachal, 1897)	<i>Panurgus calcaratus</i> (Scopoli, 1763)
<i>Habropoda depressa</i>	<i>Philanthus triangulum</i> (Fabricius, 1775)
<i>Halictus rubinudus</i> (Christ, 1791)	<i>Sphecodes ephippius</i> (Linnaeus, 1767)
<i>Halictus scabiosae</i> (Rossi, 1790)	<i>Sphecodes monilicornis</i> (Kirby, 1802)
<i>Lasioglossum fulvicorne</i> (Kirby, 1802)	<i>Systropha curvicornis</i> (Scopoli, 1770)

INTRODUCTION

Les pollinisateurs - les abeilles en particulier - jouent un rôle central dans l'équilibre des écosystèmes (IUCN 2014; UrbanBees 2014). En effet, par leurs activités de pollinisation, ils assurent la reproduction, le maintien et le brassage génétique de plus de 87,5% des angiospermes à l'échelle mondiale (Ollerton, Jeff et al. 2011). Or les plantes zoogames sont également à la base de nombreuses chaînes trophiques et la pollinisation soutient donc tant une diversité végétale, qu'animale et une diversité d'habitat. Les services écosystémiques qui en découlent sont nombreux et participent significativement au bien-être des populations humaines (MEA 2005).

Bien qu'il n'existe pas d'évaluation de l'IUCN Red List du statut de menace de l'ensemble des pollinisateurs à l'échelle du globe, les évaluations à l'échelle locale et régionale font état de niveaux élevés de menaces sur certaines espèces d'abeilles (Potts, Simon et al. 2016). En Belgique, on considère que 39% des espèces d'abeilles sont en déclin (Rasmont et al. 2019) tandis que 30% sont menacées d'extinctions et 12% sont régionalement éteintes (Drossart et al. 2019).

Or, les causes de ce déclin sont largement pilotées par les pratiques socio-économiques des communautés humaines telles que l'intensification des pratiques agricoles et le développement industriel et urbain qui perturbent profondément les habitats naturels tout en limitant la disponibilité de ressources essentielles à la pérennité des populations de pollinisateurs (Thorp et Shepherd 2005; Goulson et al. 2008; Ollerton et al. 2014). Paradoxalement, certaines études tendent à démontrer que les milieux urbains peuvent constituer une zone refuge pour certaines espèces (Halle et al. 2016). Or, une grande partie des paysages urbains reste encore à construire (Grove et al. 2015) et la littérature scientifique est peu fournie au sujet de l'écologie des abeilles sauvages en ville (Hernandez et al. 2009, Banaszak-Cibicka & Mihorski 2011). Dès lors, l'étude des facteurs contribuant à la nature « refuge » des matrices urbaines semble pertinente. Ce travail de fin d'étude permettra une première exploration du potentiel des revêtements urbains en tant que ressources de nidification pour les abeilles terricoles.

REVUE DE LA LITTÉRATURE

1. Généralités sur les *Anthophila*

1.1 Classification des abeilles

Les abeilles sont communément identifiées à la seule espèce « *Apis mellifera* » : l'abeille mellifère vivant en société et productrice privilégiée du miel pour les êtres humains (Michez 2007, Requier et Le Féon 2017 ; Vereecken et Jacobi 2018). Or, la dénomination « abeille » désigne une gamme bien plus large d'êtres-vivants. En effet, elle fait référence à tous les insectes appartenant à l'ordre des Hyménoptères, la super-famille des *Apoidea* et regroupés sous le clade des *Anthophila* (Tableau 1). Ces abeilles possèdent plusieurs caractéristiques morphologiques et comportementales communes : elles disposent de poils branchus (appelées aussi soies plumeuses), s'alimentent de nectar et de pollen et s'épanouissent dans les milieux ouverts riches en ressources florales, chauds, secs et ensoleillés, ce qui leur vaut la qualification d'insectes thermo-héliophiles (Requier et Le Féon 2017). Néanmoins, on distingue au sein de ce groupe une grande diversité de traits fonctionnels et de modes de vie dont les modalités seront explicitées au sein des paragraphes suivants .

Tableau 1- Classification des taxons sous-entendus par la dénomination "abeilles"

Rang	Désignation scientifique
Embranchement	Arthropoda
Sous-embranchement	Hexapoda
Classe	Insecta
Sous-classe	Pterygota
Super-ordre	Endoptérygota
Ordre	Hymenoptera
Sous-ordre	Apocrita
Infra-ordre	Aculeata
Super-famille	Apoidea
/	Anthophila

Les *Anthophila* sont eux-même divisés en 7 familles distinctes dont le nombre d'espèces et les principaux genres recensés en Europe (Rasmont 2019) sont :

- Les *Andrenidae* (466 espèces) dont les genres principaux sont *Andrena*, *Panurgus*, *Panurginus*.
- Les *Apidae* (533 espèces) dont les genres principaux sont *Nomada*, *Eucera*, *Anthophora*, *Apis* et *Bombus*.
- Les *Colletidae* (147 espèces) dont les deux genres sont *Colletes* et *Hylaeus*.
- Les *Halictidae* (316 espèces) dont les principaux genres sont *Halictus*, *Lasioglossum* et *Sphecodes*.
- Les *Megachilidae* (441 espèces) dont les principaux genres sont *Anthidium*, *Stelis*, *Osmia* et *Megachile*.
- Les *Melittidae* (36 espèces) dont les genres principaux sont *Macropis*, *Melitta* et *Dasygoda*.
- Les *Stenotritidae* (21 espèces) qui ne sont présents qu'en Australie.

De plus, les abeilles sont usuellement réparties en deux groupes distincts : les abeilles à langue courte (*Melittidae*, *Andrenidae*, *Halictidae*, *Colletidae* et *Stenotritidae*) et celles à langue longue (*Apidae* et *Megachilidae*). Néanmoins, la systématique des abeilles a évolué au cours du temps et bien que la communauté scientifique s'accorde actuellement sur la classification présentée ci-dessus, il est hautement probable que de nouveaux revirements taxonomiques aient lieu dans le futur (Michez 2007).

La phylogénie n'est pas la seule manière d'appréhender la diversité des abeilles : elles peuvent également être classifiées selon leurs comportements de butinage, de nidification ou de leur niveau de socialité. Ainsi en écologie de la pollinisation, un nouveau vocable est apparu en 1925 (Robertson) pour désigner les degrés de spécialisation des butineurs. On parla dès lors d'espèces au comportement monolectique (pollinisateur spécialiste ne butinant qu'une seule espèce végétale), oligolectique (pollinisateur spécialiste butinant un petit nombre d'espèces appartenant à une même famille botanique) et polylectique (pollinisateur généraliste butinant plusieurs familles de plantes à fleurs).

Concernant leur degré de socialité, celui-ci évolue à partir des espèces dites « eusociales » jusqu'aux espèces dites « solitaires » en passant par un gradient d'espèces « sociales », « semi-sociales », « sociales facultatives » et « communales ». Les espèces eusociales vivent en colonies de quelques dizaines (genre *Bombus*) à plus de 60 000 individus (*Apis mellifera*) et présentent un système de castes couplé à des différenciations morphologiques marquées selon la tâche qu'elles effectuent (Vereecken 2017). En effet, les espèces sociales ne représentent que 6% des espèces d'abeilles au niveau mondial (Pouvreau 2004), la grande majorité présente un style de vie solitaire (Michener 2007). Ces dernières construisent chacune leur propre nid et bouclent leur cycle de vie sans le support d'une quelconque colonie. Néanmoins, elles adoptent parfois un comportement grégaire (mais non social) et regroupent leurs nids sur un même périmètre, formant alors des ensembles nommés « bourgades » (Requier et Le Féon 2017). On observe par exemple ce genre de comportement chez *Andrena vaga* ou *Colletes cunicularus* (Vereecken 2017).

Quant à leur comportement de nidification, les catégorisations varient selon les auteurs. Nicolas Vereecken (2017) les scinde en 11 classes selon le matériau qu'elles exploitent pour nidifier et distingue donc : (I) les terricoles qui creusent leurs nids dans le sol, (II) les caulicoles qui nichent dans les tiges de bois creuses, (III) les squatteuses qui utilisent les anfractuosités naturelles ou artificielles, (IV) les maçonnes vraies qui bâtissent des constructions à l'air libre, (V) les cardeuses appelées aussi abeilles cotonnières qui façonnent un nid avec des éléments végétaux fibreux, (VI) les coupeuses de fleurs, (VII) les coupeuses de feuilles, (VIII) les hélicoles qui nichent dans les coquilles vides d'escargots, (IX) les charpentières qui creusent le bois tendre, (X) les résinières qui accumulent de la résine et (XI) les abeilles coucou (appelées aussi abeilles cleptoparasites) qui exploitent les ressources alimentaires des autres abeilles et squattent leurs nids. Requier et Le Féon (2017) distinguent quant à eux seulement 3 catégories : les abeilles terricoles, les cavicoles (qui regroupent l'ensemble des abeilles qui utilisent des cavités pour nicher, quel que soit le matériel utilisé) et les cleptoparasites. Finalement, Danforth et ses collègues (2019) classent leurs mœurs en 5 classes : les excavatrices de sol, les excavatrices de bois, les squatteuses, les bâtisseurs en surface et les parasites. Malgré ces divergences de nomenclature, tous s'accordent sur le fait que la majorité des espèces d'abeilles ont un comportement de nidification terricole. Cette thématique sera abordée plus en profondeur dans le chapitre 4 intitulé « focus sur les terricoles ».

1.2 Cycle de vie des abeilles solitaires

Les abeilles solitaires passent la majorité de leur vie sous forme immature à l'abri des regards au sein de leurs nids (Malyshev 1935; Linsley 1958; Michener 1974; Roubik 1989). En effet, le développement d'un individu - à partir de l'œuf, en passant par l'étape larvaire et jusqu'au stade nymphal – dure plusieurs mois et tandis que le stade imago ne dure que quelques semaines chez les femelles et quelques jours seulement chez les mâles. Ces derniers éclosent en premier et commenceront à butiner dès leur émergence afin de s'assurer un stock de réserves énergétiques suffisant pour attendre la sortie des femelles et procéder à leur fécondation. Une fois l'accouplement opéré, les mâles iront à la recherche d'une nouvelle partenaire et mourront dans les jours à venir. Quant aux femelles, elles entameront la construction d'un nouveau nid ou réutiliseront et complexifieront un ancien nid et consacreront le restant de leur existence à confectionner des cellules larvaires (dix à quinze) et à les approvisionner en réserves nutritives à base de pollen et de nectar pour ensuite pondre un œuf dans chacune d'entre elle (Michener 2007; Vereecken 2017; Danforth et al. 2019). Les principales étapes du cycle de vie des abeilles solitaires sont illustrées à la figure 1.

La plupart des espèces d'abeilles solitaires sont univoltines, ce qui signifie qu'une seule génération verra le jour par an. Néanmoins, certaines espèces sont plurivoltines et génèrent donc plusieurs générations par année telle que l'abeille bivoltine : *Andrena flavipes* (Pauly 2019). La succession d'émergence des différentes espèces d'abeilles solitaires permet leur observation dès le début du printemps avec la floraison des saules et jusqu'à la mi-automne sur le lierre et d'autres plantes d'arrière-saison (Vereecken 2017).



Figure 1- Illustration du cycle de vie de l'abeille terricole *Andrena vaga* (Vereecken 2017)

2. Services écosystémiques rendus par les pollinisateurs

Les services écosystémiques désignent les biens et les services rendus par les écosystèmes aux communautés humaines et supportant leur bien-être. Cette notion fait référence à la valeur des écosystèmes et est usuellement classifiée en 4 catégories de services : services de supports, services culturels, d'approvisionnements et de régulations (MAE 2000).

Les abeilles assurent essentiellement un service de régulation à travers la pollinisation (Bartholomé & Lavorel 2019). Néanmoins, elles offrent aussi des services de productions indirects via la fécondation des plantes en provoquant l'apparition de fleurs, fruits et autres denrées alimentaires ainsi que des produits d'origine végétale tels que les biocarburants, le bois de construction ou certains médicaments (Bretagnolle & Gaba 2015).

Les pollinisateurs en général et les abeilles en particulier jouent donc un rôle central dans l'équilibre des écosystèmes (IUCN 2014; UrbanBees 2014). En effet, de par leurs activités de pollinisation, ils assurent la reproduction, le maintien (Roubik 1995; Cane 1997; Klein et al. 2007) et le brassage génétique (Halle et al 2016) de plus de 87,5% des angiospermes à l'échelle mondiale (Ollerton, Jeff et al. 2011) et 78% à l'échelle de l'Union Européenne (Vereecken 2017). Or les plantes zoogames sont également à la base de nombreuses chaînes trophiques et la pollinisation soutient donc tant une diversité végétale, qu'animale et une diversité d'habitat (MacIntire et al. 2001 ; UrbanBees 2014 ; IUCN 2014 ; McKinney 2006 ; Michener 2007). Notons également que les insectes pollinisateurs eux-mêmes soutiennent la chaîne alimentaire en faisant office de proies vis-à-vis des espèces des niveaux trophiques supérieurs (Halle et al 2016).

D'un point de vue plus anthropocentré, les pollinisateurs assurent la production et la durabilité des agro-écosystèmes (Martins 2015). En effet, on estime que 84% des cultures à l'échelle européenne (IUCN 2020) et 75% à l'échelle mondiale (Klein 2007) sont directement ou indirectement dépendantes de ce service. Leur contribution à l'économie agricole a été chiffrée à plus de 15 milliards d'euros en Europe (IUCN 2020) et entre 235 et 577 milliards de dollars américains à l'échelle mondiale (Gallai et al. 2009). La qualité des services de pollinisation dépend de la diversité des pollinisateurs (Garibaldi et al. 2013 ; Vereecken 2017). Dès lors, plus la diversité spécifique des pollinisateurs augmente, plus les services de pollinisations sont importants. De plus, la présence de plusieurs espèces dans un même périmètre de butinage induit des modifications de comportement de vol et permet d'augmenter la qualité du service de pollinisation (Brittain et al. 2012). Notons enfin que la diversité des abeilles sauvages a, à elle seule, un impact plus significatif que la présence unique des abeilles domestiques vis-à-vis des rendements agricoles (Vereecken 2017).

Au-delà d'un simple service de production, le maintien de la pérennité des cultures par les pollinisateurs assure en outre une diversité alimentaire pour les humains et une source d'emploi importante (Vereecken 2017) dans les secteurs alimentaires primaires (production), secondaires (transformation) et tertiaires (distribution). Elle joue donc également un rôle majeur à un niveau socio-économique. Dans un contexte urbain, la conservation et l'amélioration des populations de pollinisateurs sauvages peut avoir un effet bénéfique sur le maraichage et les potagers urbains ainsi que sur les espaces agricoles péri-urbains par effet d'entraînement (Goulson et al. 2010 ; Banaszak-Cibicka & Zmihorski 2012; Ahrné et al. 2009).

3. Déclin des pollinisateurs

3.1 Etat des populations d'abeilles sauvages

L'état des populations d'abeilles à l'échelle européenne est relativement peu connu. En effet, l'IUCN, dans son ouvrage de 2014 intitulé «European Red List of Bees » indique qu'au sein des 1 965 espèces recensées, 56,7 % ont un statut inconnu dû à un manque de données sur les populations. Le pourcentage d'espèces menacées présente donc un très faible indice de confiance et oscille entre 4% et 60,7% selon que les statuts inconnus des espèces sont considérés tantôt comme exclusivement non menacés ou au contraire entièrement menacés (Figure 2).

Quant à la Belgique, les données de recensement sont plus récentes et présentent moins de zones d'ombres. En effet, 403 espèces ont été recensées en 2019 dont seuls 9,4% des espèces ont un statut inconnu. De récentes études stipulent que 49,1% ne sont pas menacées, 11,8% sont régionalement éteintes et les 29,6% restant sont menacées d'extinction (Drossart et al. 2019, illustré à la figure 2). La dynamique des populations d'abeilles solitaires en Belgique a été étudiée par Rasmont et ses collègues en 2019 et indique qu'environ 39% des espèces sont en déclin tandis que 46% sont stables ou en augmentation et 15% inconnues.

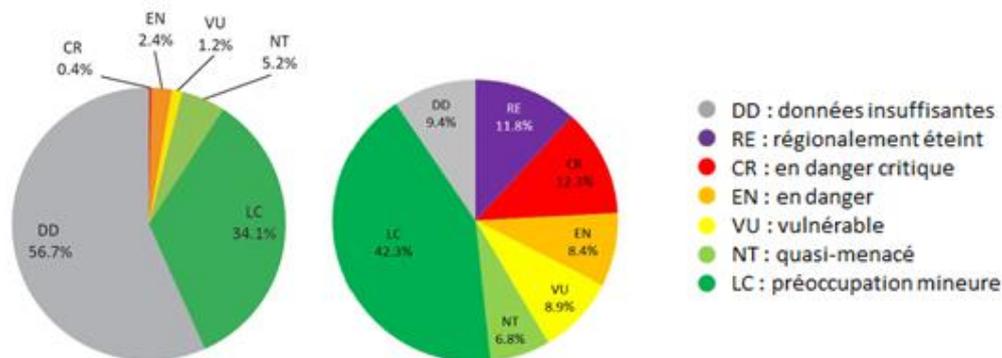


Figure 2 - Répartition du statut des populations d'abeilles solitaires en Europe (IUCN 2014, à gauche) et en Belgique (Belgian red list of bees 2019, à droite)

A l'échelle régionale, Bruxelles compte 246 espèces distinctes sur une superficie de 162 km² tandis que la Flandre et la Wallonie comptent respectivement 341 et 366 espèces pour des superficies presque 100 fois plus élevées (Drossart et al. 2019). La région de Bruxelles-Capitale abrite donc plus de 60% des espèces recensées en Belgique.

3.2 Causes du déclin des abeilles sauvages

Les causes du déclin des populations et de la diversité des abeilles sont multiples et interdépendantes (Brook et al. 2008). Les facteurs écologiques principaux mis en évidence sont la perte, la dégradation et la fragmentation des habitats (Foley et al 2005), l'exposition chronique des individus aux pollutions chimiques (Goulson 2015) et les interactions écologiques négatives avec d'autres espèces telles que les espèces invasives ou les entomo-parasites (Stout and Morales 2009). De ces trois grands types de facteurs découlent une perte de la diversité et de la disponibilité des

ressources alimentaires et de nidification pour les abeilles (Thorp et Shepherd 2005; Goulson et al. 2008; Ollerton et al. 2014), une isolation génétique, un risque accru de consanguinité au sein des populations (Zayed 2009) et une potentielle impossibilité à se maintenir dans des reliques d'habitats (Ellis et al. 2006).

Ces perturbations sont largement pilotées par les pratiques socio-économiques des communautés humaines dont le facteur le plus impactant est sans conteste le développement et l'intensification des pratiques agricoles dont découlent une régression des cultures légumineuses, des pratiques monoculturales, une utilisation massive d'engrais chimiques et de biocides (Rasmont 1988 ; Goulson et al. 2005; Rasmont et al. 2005; Vray 2018). Néanmoins, le développement industriel et urbain et l'introduction d'espèces invasives contribuent également largement au déclin global des pollinisateurs (WildBnB 2019). De plus, selon Goulson, (2015), Il existe une synergie entre ces menaces et le changement climatique exacerbera probablement ces problèmes dans les années à venir. La Belgique n'échappe pas à ce constat (Brain BelBees 2017) et constitue en outre un des pays européens dont les paysages sont les plus fragmentés.

4. Focus sur les abeilles terricoles

4.1 Généralités

Les comportements de nidification de type « terricole » - bien que le chiffrage de leurs proportions ne soit pas unanime au sein de la communauté scientifique - se retrouvent chez la majorité des espèces d'abeilles recensées jusqu'à présent. En effet, Cane et Neff (2011) estiment que cette pratique est présente chez 64% des espèces d'abeilles dans le monde et Cope et al. (2019) en dénombrent environ 70% tandis que Michener (2007) mentionne lui que près de 80% des abeilles sauvages nicheraient dans les sols. Quant au pourcentage d'espèces terricoles en Belgique, Drossart et ses collègues (2019) et Vereecken (2017) en comptabilisent près de 50%.

Selon Danforth et ses collègues (2019), l'ensemble des espèces des familles *d'Andrenidae*, de *Melittidae* et de *Stenotrididae* sont strictement terricoles. La plupart des représentants des *Halictidae* et des *Colletidae* le sont également. Quant aux abeilles à langue longue, elles adoptent une plus large gamme de comportement de nidifications dont l'excavation de sol (Figure 3).

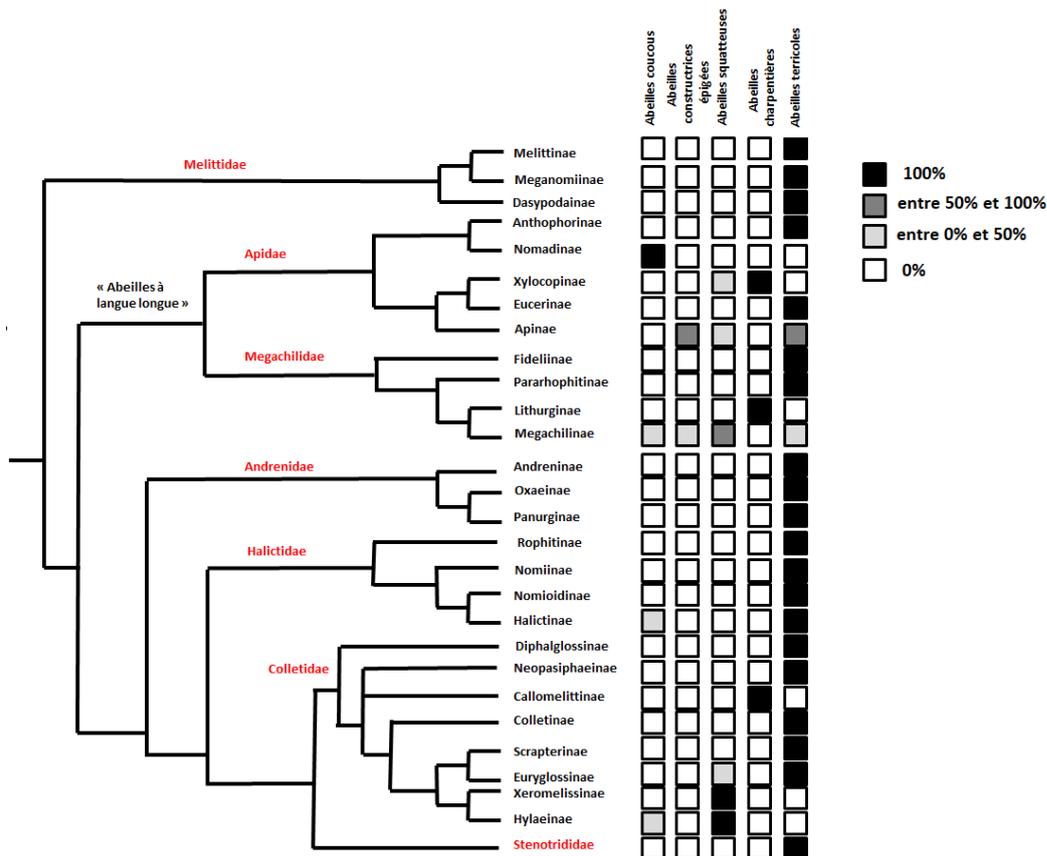


Figure 3 - Proportions relatives des comportements de nidification des abeilles sauvages selon la classification phylogénétique des familles (labellisées en rouge) et sous-familles (labellisées en noir). Figure adaptée de Danforth et al. (2019)

Ce constat, tant au niveau du nombre d'espèces que des familles concernées, vient renforcer l'opinion émise par Cope et ses collègues (2019) qui considère que les comportements de nidifications de la majorité des abeilles nichant au sol sont mal connus et peu étudiés. Une hypothèse pourrait être avancée pour expliquer ces différences de chiffre et de familles concernées: la définition du mot « terricole ». En effet, certains auteurs distinguent les espèces terricoles strictes de celles qui nichent également dans le sol mais tapissent les parois de leurs galeries de matériaux exogènes tels que les pétales de fleurs ou les feuilles.

4.2 Critères de choix du nid

Les facteurs biotiques et abiotiques influençant la sélection du site et le succès de la nidification chez les différentes espèces d'abeilles terricoles sont peu connus (Cane 2008; Sardinas & Kremen 2014) et les types de sol utilisés pour les études en laboratoire sont rarement précisés dans les études (Leonard & Harmon-Threatt 2019). Néanmoins, une fouille détaillée de la littérature existante à ce sujet permet de dégager quelques tendances générales, exposées ci-dessous et détaillées dans les sous-chapitres suivants.

La sélection du site de nidification semble dépendre d'un grand nombre de paramètres que sont :

- La couverture de végétation / la disponibilité de terrain nu (par exemple Grundel et al. 2010 ; Malyshev 1935)
- La texture du sol (par exemple Cane 1991)
- Le pourcentage de matière organique du sol (par exemple Leonard & Harmon-Threatt 2019)
- Le compactage du sol (par exemple Wuellner 1999; Sardinas & Kremen 2014)
- L'humidité du sol (par exemple Wuellner 1999)
- La pente du sol (par exemple Potts et Willmer 1997; Sardinas & Kremen 2014)
- La température et l'exposition du sol (Potts et al. 1997 ; Michener 1958)
- L'aspect du sol (Cane 2015) et notamment le nombre de cavités de nidification potentielles (fissures ou trous dans le sol) ou avérés comme en témoigne le phénomène de philopatrie (Cane 1991, Yanega 1989 et 1990)

Michener ajoute en 1958, dans une étude menée au Brésil sur 27 espèces d'abeilles issues de 5 familles distinctes, que les variations de pH et de la couleur du sol ne semblent pas affecter la sélection des sites chez la majorité des espèces. Citons néanmoins *Lasioglossum malachurum* (Polidori 2010) ou *Nomia melanderi* (Batra 1970) qui exigent un sol plutôt alcalin. Potts et Willmer (1997) quant à eux ne se prononcent pas sur l'implication du pH et Leonard & Harmon-Threatt (2019) suggèrent que la salinité, la sodicité et la teneur en minéraux du sol pourraient jouer un rôle important dans la sélection des sites de nidification. Notons que les préférences de substrat semblent souvent spécifiques à l'échelle de l'espèce mais hétérogènes au sein des genres (Cane 1997) et que les caractéristiques pédologiques peuvent influencer tant la structure des communautés (Potts et al. 2003) que leur abondance (Cane 1991; Sardinas et al. 2016)

Quant à la viabilité des sites de nidification et le succès d'une nichée, elle dépend de la disponibilité de certaines ressources essentielles dans un périmètre de vol restreint autour du nid (usuellement 300 à 2000 mètres selon Winfree et Kremen 2007 et 150-200 mètres pour les petites espèces d'abeilles telles que les *lasioglossum* selon Zurbuchen et al. 2009). Il s'agit en particulier de la disponibilité des sites de nidification spécifiques à chaque espèce, la présence de ressources alimentaires adéquates et en quantités suffisantes (pollen, nectar) et d'éventuels matériaux de nidifications spécifiques à certaines espèces pour construire ou entretenir leur nid tels que la résine, la boue, des feuilles ou de l'huile florale (Westrich 1996; Lindsey 1958; O'Toole et Raw 1991). Ces ressources conditionnent également la densité de nids présents au sein d'un même territoire (Buckles & Harmon-Threatt 2019) et si l'une d'entre elle venait à manquer, cela pourrait mettre en péril la viabilité des populations locales (Westrich 1996).

En outre, la présence de parasites tel que les acariens, les nématodes ou les champignons peuvent également compromettre le succès de la nidification (Leonard & Harmon-Threatt 2019) tout comme le passage fréquent de véhicules à l'entrée du nid, qui bien que n'empêchant pas l'installation de ce dernier, entraîne souvent son abandon (phénomène observé par Wuellner 1999 sur *Dieunomia triangulifera* en Amérique du nord).

a. Textures, éléments grossiers et matières organiques

La texture du sol fait référence aux proportions relatives des éléments de terre fine (i.e. particules <2mm) d'un échantillon homogène de sol, à savoir : l'argile (<2µm), le limon (2-50µm) et le sable

(50µm-2mm) Comme l'illustre le tableau 2, les particules peuvent également être classifiées avec plus de précision selon la taille des grains en limons fins et grossiers ainsi qu'en sables très fins, fins, moyens, grossiers et très grossiers. Quant aux particules minérales supérieures à 2 mm, elles sont qualifiées « éléments grossiers » ou « refus ». La texture s'apprécie par le biais d'une analyse granulométrique des proportions de terres fines et permet de convenir d'une classe texturale usuellement illustrée par un triangle reprenant sur ses trois axes les pourcentages de sables, argiles et limons (figure 4).

Tableau 2- classification d'Atterberg adoptée par l'Association Internationale de la Science du Sol, 1930)

Classes granulométriques	Dimensions (en µm)
Argiles	<2
Limons fins	2-20
Limons grossiers	20-50
Sables très fins	50-100
Sables fins	100-200
Sables moyens	200-500
Sables grossiers	500-1000
Sables très grossiers	1000-2000

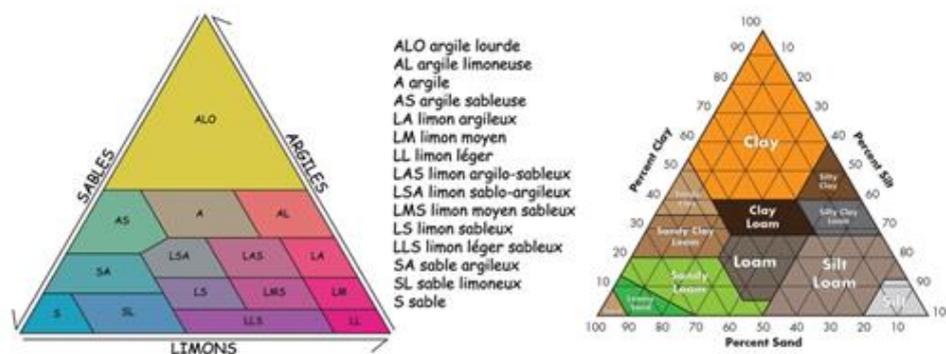


Figure 4 - Comparaison de deux triangles texturaux : triangle de l'Aisne numéro 2 à gauche (Van Dijke 2013) et triangle américain (USDA) à droite

L'influence de la texture du sol sur l'attractivité d'un site est prépondérante selon Cane (1991) mais son impact sur l'attraction d'une certaine espèce d'abeille en particulier est beaucoup moins clair (Fortel et al. 2016).

Les abeilles terricoles nichent dans une grande variété de substrat allant du grès altéré (Custer 1928), aux talus d'argiles ou graveleux (Linsley 1958) en passant par les limons alluviaux (Malyshev 1935) et les dunes de sable (Roubik 1989). Cependant, la grande majorité des espèces requiert un pourcentage minimum de sable pour nicher (Cane 1991 ; Potts et al. 1997). Les espèces spécialisées dans la nidification des sols sableux sont majoritaires et se nomment « espèces psammophiles ». Par exemple, les études de Cane (1991) sur 32 espèces terricoles aux Etats-Unis n'ont identifié aucun individu nichant dans du limon ou de l'argile. Par ailleurs, la totalité des spécimens étudiés utilisaient un sol dont la texture variait du sable au loam limoneux et au loam argileux. Les particules fines de type « argile » et « limon » ne dépassaient jamais 50% du poids sec du sol. Le pourcentage de sable était le facteur le plus discriminant entre les familles et variait entre 33% et 94% comme en témoigne

le triangle textural ci-dessous (figure 5). Des conclusions similaires en termes de classes texturales ont été établies chez Potts et collègues sur des populations d'*Halictus rubinuducus* en 1997. Il y précise que la proportion d'argile et de limon (d'un point de vue du poids d'échantillon sec) est inférieure à 5% et que celle de sable varie de 35% à 100%. Enfin, il ajoute que les échantillons de sol contiennent tous moins de 65% d'éléments grossiers.

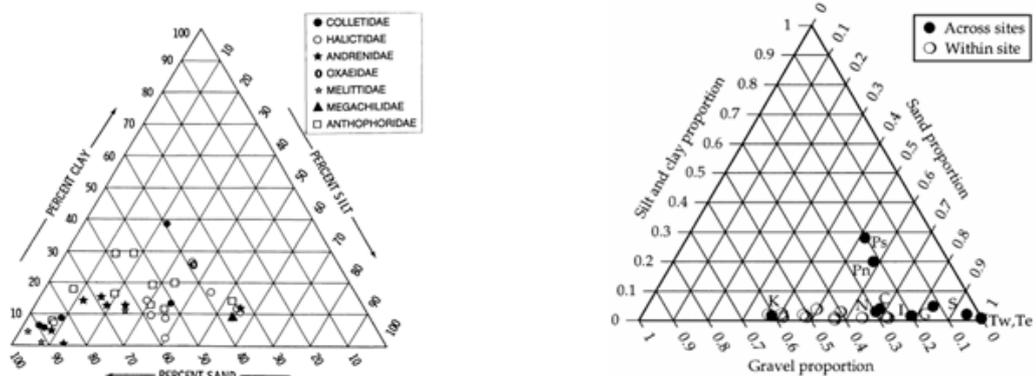


Figure 5 - Positions des familles étudiées par Cane en 1991 dans le triangle des textures avec les axes limons-sables-argiles (à gauche) et de *Halictus rubinuducus* étudiée par Potts et Willmer 1997 avec les axes argiles/limons-sables-graviers (à droite)

La plupart des auteurs ne précisent pas la teneur exacte des différentes particules fines mais donnent une appréciation vis-à-vis de la classe texturale ou de la fraction dominante. Il est à noter que la définition de leur notion de « sable », « argile » ou « limon » ou de la classe texturale n'est pas toujours précisée et il est possible qu'elles aient des significations granulométriques légèrement différentes selon les uns et les autres.

Nicolas Vereecken (2017) note que les andrènes vagabondes (*Andrena vaga*) affectionnent particulièrement les sols meubles de type sableux et argilo-sableux. Polidori (2010) soutient que *Lasioglossum malachurum* niche dans des sols dont la granulométrie est variable mais toujours élevée en sable ou en limon (étude réalisée en Italie). Malyshev (1935) précise que *Dasypoda Hirtipes*, *Colletes cunicularius* et certaines espèces d'*Andrena* ne nichent que dans des sols sableux. Martin (2017) observe que *Anthophora plumipes*, *Andrena bicolor*, *Colletes cunicularius*, *Lasioglossum leucozonium*, *Lasioglossum zonulum*, *Sphecodes ephippius*, et *Sphecodes monilicornis* nichent également dans des sols sableux en Allemagne. Finalement, Michez (2007) généralise les préférences sableuses à toute la famille des *Dasypodidae* et ajoute que les *Melittidae* creusent des nids dans des sols sableux et argileux.

Quant à l'implication d'une couche de matière organique dans la sélection des sites de nidification, le sujet est peu abordé dans la littérature. Polidori (2010) observe une relative variabilité de la teneur en matière organique dans les sols choisis par *Lasioglossum malachurum* tandis que Osgood (1972) constate que les espèces d'*Andrena*, de *Colletes* et d'*Halictes* choisissent préférentiellement des sites avec une couche organique mince.

b. Compacité du sol

La compacité du sol intervient dans la sélection des nids à deux niveaux. D'une part, plus le sol est meuble, plus le coût de la dépense énergétique et temporelle d'un individu pour creuser son nid

diminue (Michener & Rettenmeyer 1994). Au contraire, plus sa compacité augmente, plus le coût d'excavation du substrat croît. D'autre part, un sol trop peu compact peut entraîner un manque de stabilité structurelle du substrat et ainsi augmenter les risques d'effondrement des galeries souterraines (Potts et al. 1997). Les abeilles terricoles requièrent donc une compacité de sol intermédiaire leur permettant d'optimiser leurs dépenses tout en assurant un maintien structurel de leur nid. Wuellner (1999) émet également l'hypothèse que les sols plus compactés sont de meilleurs conducteurs de chaleurs et favorisent donc les espèces thermophiles qui nécessitent une température de sol minimum pour assurer la viabilité des larves.

En outre, la dureté du substrat conditionne la densité de nid sur une même station textuellement favorable (Potts et al. 1997). En effet, dans un premier temps, les abeilles terricoles s'installent dans un sol relativement tendre afin d'optimiser leur réserves énergétiques et l'accumulation de nid se perpétuera tant que le maintien de l'architecture de l'ensemble des nids est possible. Lorsque la stabilité des galeries sera menacée, les nouveaux arrivants devront augmenter la distance qui les sépare des nids déjà en place. Dès lors, on observera une densité accrue de nids dans des sols durs et à l'inverse, une densité moindre lorsque le sol sera plus tendre. *Andrena vaga* affectionne en particulier les sols meubles (Vereecken 2017) à l'instar de *Dasyglossa plumipes* et *Colletes cunicularius* (Malyshev 1935) tandis que *Lasioglossum malachurum* optera pour des sols présentant une dureté élevée (Polidori 2010).

c. Humidité du sol

Les abeilles terricoles entreprennent généralement la construction de leur nid après un évènement pluvieux afin d'amollir la terre et faciliter son excavation (Danforth et al. 2019). De plus, la teneur en eau du sol joue un rôle crucial dans le développement des immatures au sein des cellules larvaires. En effet, un sol trop engorgé, inondé ou trop sec peut mettre à mal leur capacité de survie. Notons que la granulométrie du substrat influençant grandement la capacité de drainage du sol (et donc son taux d'humidité), un doute persiste quant au critère exact reconnu par les abeilles (Wuellner 1997).

Les 38 espèces d'abeilles terricoles observées par Osgood en 1972 dans le Maine (Etats-Unis) nichaient dans des zones bien drainées et cette hypothèse tend à être généralisée par les observations de Linsley (1958). Néanmoins, quelques espèces des genres *Dasyglossa* (J. Teng, communication personnelle de Cane 1991), d'*Epicharis* (Roubik & Michener 1980) ou de *Nomia* proches du littoral (P. Torchio, communication personnelle de Cane 1991) nichent avec succès sur des zones périodiquement inondées. Roubik (1989) a quant à lui noté dans ses études que les abeilles terricoles requéraient une humidité minimale de 70% au sein des galeries (avec une moyenne de 80%) et un taux proche de 100% au sein des cellules larvaires.

d. Couverture végétale

L'absence de couverture végétale semble relever d'une importance de premier ordre chez la plupart des abeilles terricoles. Bien que la littérature soit pauvre en explications à ce sujet, de nombreuses études et observations attestent de ce choix de terrains nus chez les abeilles pour installer leur nid (Westrich 1996 ; Malyshev 1935 ; Lindsey 1958). Malyshev (1935) cite un cortège d'espèces et exemplifie leurs sites nus tel que *Andrena florea*, *Panurginus labiatus* et de nombreuses espèces d'*Halictus* nichant sur des sentiers piétinés ou des patches de jardins dénués de pelouse ou *Systropha curvicornis* et *Panurgus calcaratus* se trouvant en bordure de bois sur des clairières ou l'herbe est

rare (Linsley 1958). Pourtant, Osgood (1972) observe au sein de 38 espèces le choix d'une densité de végétation faible à intermédiaire tandis que Polidori (2010) constate une grande variabilité de couverture végétale chez *Lasioglossum malachurum*. Notons également que certaines espèces choisissent de couvrir l'entrée de leur nid avec une pierre, une feuille morte ou un morceau de bois, notamment afin de protéger l'entrée de leur nid et d'éviter le parasitisme (Lindsey 1958 ; Malyshev 1935).

e. Pente, exposition et température

Les trois paramètres que sont la pente, l'exposition et la température du sol ont été regroupés sous un même chapitre car étant donné leur forte corrélation, il semble cohérent de les aborder de concert. En effet, la température du sol est fortement liée au taux de radiation solaire qui dépend lui-même de la pente et de l'exposition du sol, liées à la topographie du terrain.

La température du substrat joue un rôle important dans le cycle de vie des abeilles terricoles. En effet, elle conditionne non seulement le développement des couvains au sein de la chambre larvaire (Miyano 1981), mais indique également le signal d'émergence des jeunes individus grâce aux degrés-jours (Jeanne & Morgan 1992). De plus, elle modifie l'activité de butinage des femelles (Sakagami & Michener 1962) et augmente leurs capacités de recherches grâce au réchauffement de leur thorax qui leur permet de gagner en efficacité de vol.

Certaines espèces s'installent uniquement sur des surfaces horizontales tandis que d'autres nichent indifféremment sur des sols plats, en pente ou des parois verticales (Vereecken 2017). *Andrena flavipes* semble avoir une préférence pour les talus (Vereecken 2017 également) tandis que *Lasioglossum malachurum* semble ne jeter son dévolu que sur des zones horizontales (Polidori 2010). A l'inverse, beaucoup d'*Anthophores* et de *Colletes* nichent dans des pentes raides et des parois abruptes. C'est notamment le cas d'*Anthophora plumipes* même si elle est parfois retrouvée sur des sols plats ou dans la terre de pots de fleurs (Malyshev 1935). Wuellner (1999) distingue quant à lui les sols réguliers des sols irréguliers (micro-relief créé par le passage d'ongulés par exemples) et signale que *Dieunomia triangulifera* montre une nette préférence pour ces derniers.

Toutes les études examinées dans la littérature mentionnent des nids exposés au sud, sud-ouest (Potts & Willmer 1997; Westrich 1996; Michener 1958; Michez 2007). De plus, il n'est pas rare d'observer des nids à proximité immédiate d'une pierre ou situés sous celle-ci. Potts & Willmer (1997) ont fait cette observation sur 57% des nids de *Halictus rubinudus* et l'ont corrélée avec une température accrue de la surface et des galeries du nid.

4.3 Le cas des bourgades

Les critères déterminants l'agrégation des nids, appelé aussi « bourgades » sont multifactoriels. En effet, le phénomène d'agrégation fait intervenir un certain nombre de paramètres écologiques, pédologiques, comportementaux et chimio-sensoriels (Cane 1997). Plus précisément, les deux phénomènes significativement engagés sont : la philopatrie (Michener et al. 1958) et la préférence d'habitat (Rosenheim 1990; Wcislo and Cane 1996). Notons que les bourgades peuvent être « simples » et abriter une seule et même espèce d'abeille ou « composites » et réunir différentes espèces. Les espèces grégaires appartiennent notamment aux genres *Anthophora*, *Osmia*, *Dasygaster*, *Panurgus* et *Colletes* (Plateaux-Quénu 1959)

La philopatrie est un terme d'origine gréco-latine signifiant littéralement « aimer la patrie de son père » et qui fait référence à la tendance des individus de la nouvelle génération d'abeille – chez la plupart des espèces – à réutiliser ou établir leurs propres nids à proximité du lieu de leur naissance au lieu de se disperser ou de rejoindre un autre site de nidification aux conditions similaires (Cane 1997). Cette capacité à retrouver le site natal proviendrait de repères visuels, olfactifs et comportementaux mais ces mécanismes sont encore peu compris. Certains auteurs suggèrent que les marqueurs visuels seraient appris lors des vols d'orientations et que les phéromones provenant des sécrétions mandibulaires, labiales et des glandes de Dufour - reconnues de manière innée ou acquise par empreinte - pourraient contribuer à ce phénomène (Cane 1997). La philopatrie joue un rôle important dans la stabilité spatiale et temporelle et génétique des bourgades (Polidori et al. 2006) et permet aux individus de ne pas perdre un temps et une énergie significative à rechercher des sites propices à leur nidification. Néanmoins, la philopatrie augmente le risque de consanguinité et de parasitisme ((Lopez Uribe 2015).

Rosenheim (1990) soutient quant à lui que le phénomène d'agrégation provient de la combinaison de deux facteurs que sont (i) la spécificité des besoins en substrat de nidification d'une espèce et (ii) la fragmentation ainsi que la rareté de ces ressources qui induiraient donc un regroupement des nids si et seulement si les ressources alimentaires dans leur périmètre de vol sont disponibles et en quantité suffisantes (Vereecken 2017). Potts et Willmer 1997 soutiennent la même hypothèse et la nomment « hypothèse du substrat limité ».

4.4 Forme du nid

L'architecture du nid est hautement variable et dépend souvent de l'espèce en présence (Danforth et al. 2019; Jacob-Remacle 1992 ; Malyshev 1935). Néanmoins, un nid typique est composé d'une galerie verticale principale de 10 à 50 cm de profondeur (en Belgique, selon Vereecken 2017) et dont le diamètre est à peine plus large que le corps de l'abeille qui y creuse (Moisset et Buchmann 2011). A partir de ce tunnel principal bifurquent des galeries secondaires (i.e. galeries périphériques) d'une dizaine de centimètre qui aboutissent elles-mêmes à une ou plusieurs chambres élargies appelées cellules larvaires ou cellules du couvain (Cane 1991 ; Moisset et Buchmann 2011). Une illustration de ce phénomène est disponible à la figure 6. Malyshev (1935) propose une catégorisation des nids en quatre types, à savoir : les nids unicellulaires, ramifiés, linéaires et libres.

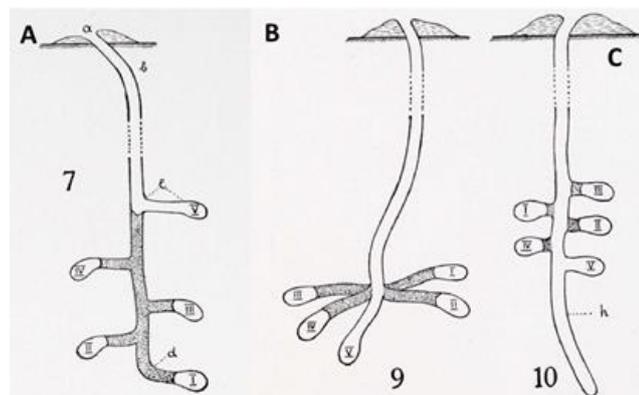


Figure 6 - Exemples d'architectures de nids (Malyshev, 1935). A : Nid ramifié de *Colletes cunicularius*, (a,b) entrée du conduit principal, (e) canaux latéraux, (d) section basse du nid (M. B : Nid ramifié d'*Andrena vaga*. C : Nid ramifié d'*Halictus sexcinctus*

L'entrée du nid est usuellement composée d'un monticule de substrat provenant des déchets d'excavation souterrains appelé « tumulus » (Vereecken 2006) et prend parfois la forme d'une cheminée de plusieurs centimètres de haut comme chez certains *Lasioglossum* (Villemant 2015). Des espèces telles que *Colletes cunicularius* tendent à laisser l'entrée de leur nid ouverte lors des activités de butinages tandis que d'autres prennent soin de l'obturer entre deux épisodes d'approvisionnement (ex : *Andrena vaga*), réduisant ainsi le risque de parasitage du nid (Vereecken 2006). Certaines espèces tapissent les parois de leurs galeries d'une enveloppe protectrice et imperméable que la femelle élabore à partir de ses sécrétions mandibulaires aux propriétés antifongiques et antibactériennes (Francke et al. 1984).

5. Les écosystèmes urbains : un rôle controversé dans l'évolution des populations de pollinisateurs

En 2007, l'ONU a estimé que le taux de population urbaine avait dépassé celui de la population rurale. Depuis, le phénomène d'exode urbain s'accélère et plus de 67% de l'humanité devrait se concentrer en ville à l'horizon 2050 (ONU 2014). Or une grande partie des paysages urbains restent encore à construire (Grove et al. 2015), que ce soit par des processus de densification de la ville existante ou par étalement urbain.

La notion de « Ville » est rarement détaillée dans le contexte des études en environnement urbain. Or les conclusions s'y rapportant doivent faire référence à un même concept si l'on veut pouvoir s'y appuyer ou les comparer. Peu d'auteurs définissent ce terme et préfèrent parler d'« environnement urbain », de « degré d'urbanisation » (ex : Ahrné 2008) ou de « zones urbaines et péri-urbaines » en opposition à une matrice agricole ou (semi)-naturelle (Bates et al. 2015 ; Matteson et al. 2008) sans donner de seuils précis aux différents paramètres qui les distinguent. Stattler et ses collègues (2010) définissent l'environnement urbain comme « une mosaïque de surfaces imperméables et perméables qui abritent des habitats régulièrement perturbés ». Ahrné (2008) quantifie un degré d'urbanisation via le pourcentage de surfaces imperméables et de terres arables dans la matrice de paysage. D'autres auteurs ciblent, en plus de la proportion de surface imperméable, la connectivité entre les zones perméables (Cane et al 2006 ; Clergeau et al 2006 ; Williams & Kremen 2007). Notons que la définition de la ville ne doit pas uniquement s'appuyer sur des éléments paysagers ou écologiques mais qu'elle se définit également par son contexte social, économique, administratif ou culturel (rapport de l'Union Européenne sur les politiques régionales 2011).

5.1 La ville : un écosystème urbain

Le concept de ville est usuellement et historiquement associé à un espace écologiquement imperméable, un « désert biologique » (Halle et al. 2016). Ce paradigme est renforcé par de nombreuses publications scientifiques qui soutiennent que le développement urbain est responsable - via la disparition et la fragmentation des paysages semi-naturels - de l'extinction massive et persistante d'un grand nombre d'espèces indigènes (Luck 2007; McKinney & Schoch 2003 ; Hansen et al. 2005). En effet, les milieux urbains sont à l'origine d'un grand nombre de perturbations pour les systèmes vivants car l'urbanisation entraîne de profondes modifications de la composition et de la structure du paysage ainsi qu'un changement drastique des processus naturels (ex : cycle

biogéochimique) et des interactions biotiques entre les êtres vivants comme la compétition ou le parasitisme (Alberti 2015). De ce fait, elle engendre des filtres écologiques de type biotique et abiotique et favorise les espèces les plus enclines à s'adapter à ces contraintes et les plus aptes à survivre dans ce nouvel écosystème, précipitant parfois même certains processus évolutifs (Gascon et al. 1999). Les humains agissent également comme des agents sélectifs par leurs activités socio-économiques et leurs préférences faunistiques et floristiques (Alberti 2015). De manière générale, on observe dans les milieux urbanisés une diminution de l'abondance et de la diversité des espèces indigènes ainsi qu'une homogénéisation des structures et des fonctions écologiques.

Néanmoins par son contexte chimique, bioclimatique et botanique particulier, la ville peut paradoxalement se révéler être un refuge la faune apicole, notamment parce que les paysages ruraux alentours deviennent de moins en moins hospitaliers pour les insectes (Halle et al 2016). Les explications de ce phénomène sont multifactorielles : (i) le taux et la couverture de particules biocides (produits phytosanitaires de types herbicides, insecticides) en ville est habituellement bien moins élevé que dans les campagnes environnantes, (ii) le phénomène d'îlot de chaleur urbain favorise la persistance des espèces thermophiles, (iii) l'hétérogénéité des patchs urbains permet la coexistence d'une grande diversité d'habitats et donc d'une grande variété de niches écologiques associées. Finalement, (iv) les parcs, jardins et autres espaces verts urbains permettent généralement une abondance de ressources florales réparties durant toute l'année (Fortel & Vaissière 2016; Urbanbees 2014). Selon Hernandez et ses collègues (2009) et Banaszak-Cibicka & Mihorski (2011), les études menées sur les abeilles solitaires ont surtout eu lieu dans les milieux naturels et l'on sait finalement peu de chose sur l'écologie des abeilles solitaires en milieu urbain.

La prise en compte de la ville en tant qu'écosystème urbain, c'est-à-dire en tant qu'ensemble formé de communautés d'être vivants (dont *Homo sapiens sapiens*) en interrelation avec leur environnement, permettra d'envisager les milieux anthropisés non plus uniquement comme des lieux fonctionnellement et structurellement établis pour et par les humains (Alberti 2015) mais également comme des lieux structurellement et fonctionnellement propices à la préservation du vivant (Gascon et al. 1999), constituant une porte ouverte à la gestion et l'urbanisation en ce sens.

5.2 La ville : ses ressources

La modification d'un habitat A « (semi)-naturel » vers un habitat B « urbain » entraîne notamment un changement d'accessibilité des ressources alimentaires et des sites de nidifications pour les pollinisateurs et ce, tant en terme quantitatif que qualitatif (Banaszak-Cibicka & Mihorski 2011; Kearns & Oliveras 2009).

D'une part, l'imperméabilisation des sols va engendrer une disparition nette d'un grand nombre de végétaux et d'autre part, la plupart des espaces verts rémanents vont être soumis à un contrôle strict de la part des gestionnaires d'espaces publics et des propriétaires privés. Selon les modes de gestions appliqués, ce seront tantôt les plantes indigènes, horticoles, exotiques, envahissantes ou encore les pelouses rases exemptes de fleurs qui seront privilégiées, modulant la diversité et l'abondance des ressources florales disponibles pour les pollinisateurs. Or ces deux facteurs sont prépondérants pour la survie et la santé des abeilles en ville (Bates et al. 2011; Cariveau & Winfree 2015; Hennig & Ghazoul 2012; Scheper et al. 2013).

La présence d'espèces allochtones à défaut des espèces autochtones est particulièrement préoccupante pour les espèces mono- et oligo-lectiques qui dépendent d'un ou d'une poignée de taxons pour subvenir à leurs besoins alimentaires. Elle est moins problématique pour les espèces polylectiques qui sont plus souples quant à leurs préférences florales (Fetridge et al. 2008; Banaszak-Cibicka & Zmihorski 2012) et ont parfois la capacité de se nourrir à partir de plantes ornementales exotiques (Frankie et al. 2005).

Quant à l'importance de l'accessibilité aux sites de nidifications en milieu urbain, celle-ci a été relativement peu étudiée (Cornelissen 2012) mais revêt également d'une importance capitale dans le maintien des populations et de leur diversité (Potts et al. 2005). Elle est pourtant souvent sous-estimée au profit de l'importance des ressources florales (Roulston & Goodell 2011). A nouveau, l'imperméabilisation des surfaces va engendrer une perte nette des possibilités de nidifications, en particulier pour les abeilles terricoles qui souffrent de surcroît de l'homogénéisation des habitats (Cane 2006 ; Fortel 2016). En outre, les modes de gestions des espaces verts vont créer un filtre écologique important : citons notamment la flore considérée comme inesthétique telle que les tiges sèches ou les éléments ligneux sénescents qui seront dans la plupart des cas exportés des espaces verts malgré la ressource de nidification qu'ils peuvent représenter pour les abeilles caulicoles et charpentières (Fortel & Vaissière 2016). La perte d'éléments exogènes de nidification tels que la boue, la résine ou les pétales constituent également un facteur limitant pour la présence et la survie des abeilles en milieu urbain (Kearn & Oliveras 2009), notamment au sein de la famille des *Megachilidae*. Cependant, Maclvire et Moore ont observés en 2013 deux espèces d'abeilles (*Megachile rotundata* et *Megachile campanulae*) collectant des fragments plastiques de type polyuréthane et polyéthylène pour tapisser leur nid, témoignant d'une adaptation des insectes aux milieux fortement anthropisés.

5.3 La ville : son impact sur les populations et la diversité des Anthophila

a. Diversité des abeilles par type de matrice

De nombreuses études rapportent que les populations d'abeilles solitaires urbaines sont plus diverses et abondantes que les populations rurales périphériques (Baldock et al. 2015; Cane et al. 2006; Frankie et al. 2009; Matteson et al. 2008; Osborne et al. 2008; Verboven et al. 2014; Sirohi et al. 2015) bien que certains auteurs soutiennent le contraire (Bates et al. 2011; Deguines et al. 2016; Geslin et al. 2013). On peut supposer que les conclusions divergent car les matrices urbaines et rurales étudiées varient respectivement en termes de capacité d'accueil écologique, de modes de gestion des espaces verts et de l'intensité des pratiques agricoles. Par contre, si l'élément de comparaison n'est non plus une matrice agricole mais bien un habitat naturel, l'ensemble des études réalisées à ce sujet suggèrent que la richesse spécifique apicole et l'abondance des individus est moins élevée en ville (Hernandez et al. 2009; Ahrné et al. 2009 ; Bates et al. 2011 ; McIntyre & Hostetler 2001; Banaszak-Cibicka & Zmihorski 2011 ; Matteson et al. 2008 ; Alberti 2015).

La littérature scientifique semble également être unanime concernant la corrélation négative entre le développement accru de la matrice urbaine, la richesse en espèces et l'abondance des abeilles (Hernandez et al. 2009; Dauber et al. 2003; Ahrné 2008; Owen 1991; McIntyre & Hostetler 2001; Matteson 2007; Fetridge et al. 2008). L'un des principaux facteurs explicatifs proposé est le pourcentage de surfaces imperméables croissant avec le taux d'urbanisation qui est lui-même corrélé

avec la disponibilité des ressources florales (Cornelissen 2012). De plus, Lopez-Urbe (2015) ajoute que ses études ont montré un lien entre une urbanisation croissante et une hausse du niveau de consanguinité. Il stipule également que les petites populations qui connaissent un faible flux de gènes développent un risque accru de dépression de consanguinité, pouvant mettre à mal le fitness et la viabilité d'une population donnée.

Quant aux zones suburbaines, elles sont plus accueillantes pour l'apifaune que les zones urbaines et que les zones rurales - on y recense notamment une plus grande diversité d'abeilles parasites (i.e. abeilles coucous) - mais cependant moins diversifiées que les habitats naturels de référence (Hernandez et al. 2009). Leur attractivité semble provenir de leur proportion intermédiaire de surfaces imperméables, de la moindre densité d'urbanisation et de la continuité végétale permise par les jardins privés et parcs qui s'y trouvent (Fortel & Vaissière 2014).

b. Diversité des abeilles en ville par traits fonctionnels

La diversité et l'abondance des abeilles spécialistes diminuent dans les zones urbaines, souffrant de la raréfaction de leurs plantes-hôtes (Hernandez et al. 2009). A cet égard, la mélitte de la salicaire (*Melitta nigricans*) pourrait être concernée car elle est caractérisée par une forte exigence écologique : oligolectique, elle requiert des matériaux de constructions spécifiques pour nidifier tels que des coquilles d'escargots vides (Vereecken 2017). A contrario, les espèces généralistes à large tolérance semblent particulièrement s'épanouir en milieu urbain (Cane 2005; Cariveau & Winfree 2015; Hernandez et al. 2009; Sirohi et al. 2015). Citons, l'osmie cornue (*Osmia cornuta*), l'osmie rousse (*Osmia bicornis*) ou le bourdon commun (*Bombus terrestris*) qui ont des besoins écologiques peu contraignants et se sont bien adaptés aux modifications de la matrice paysagère (Vereecken 2017).

Les abeilles qui ont un comportement de nidification terricole semblent être les plus affectées par l'urbanisation du fait de la prédominance de surfaces imperméables (Fortel & Vaissière 2016; Fetridge et al. 2008) et de l'excès de trafic piéton (Cane 2005). De plus, les espaces verts urbains régulièrement soumis à des perturbations tels que les opérations répétées d'entretien (Matteson et al. 2008) ou le compactage de sol (Cane 2005) dû au passage des promeneurs et des machines mettent à mal respectivement la viabilité à long terme et le creusement des nids de ces abeilles.

Les abeilles cavicoles par contre, semblent tirer avantage de la matrice urbaine et s'y retrouvent en plus grand nombre - tant au niveau des individus que des espèces retrouvées - par rapport aux zones péri-urbaines, agricoles ou naturelles (Cane 2005; Zanette et al. 2005; Cane et al. 2006; Hinners 2008; Matteson et al. 2008; Fortel et al. 2014; Clergeau 2006). L'explication la plus plausible avancée est que les abeilles cavicoles utilisent des infrastructures anthropiques telles que les anfractuosités de murs ou les trous d'évacuation de fenêtres (Cane et al. 2006) pour nicher et que les activités humaines multiplient la disponibilité de ce genre de ressources (Fortel & Vaissière 2014). Lefebvre a également observé à Maastricht en 1983 une plus grande proportion d'abeilles cavicoles par rapport aux abeilles terricoles. Au contraire de Banaszak-Cibicka & Zmihorski 2011 qui ont enregistré dans la ville de Poznan (Pologne) une plus grande proportion d'abeilles terricoles par rapport aux abeilles cavicoles.

Notons que Barthel (1998) a observé lors d'une étude sur l'architecture des nids de *Habropoda depressa* réalisée dans l'Etat de Californie que les nids construits sur des sites urbains étaient significativement plus courts et comportaient un nombre de cellules plus nombreuses que ceux présent sur des sites non-urbains. Il ne se prononce cependant pas sur l'origine d'une telle différence : adaptation à l'urbanisation ou variabilité de population.

5.4 Conservation des abeilles en ville

L'ensemble des choix de gestions des espaces verts revêt une grande importance quant à la disponibilité des ressources de nidifications et des ressources alimentaires. Les ressources florales de type mellifères devraient être favorisées et les mesures de gestion différenciées systématiques (rapport Urbanbees 2014). De plus, Fortel et al. (2016), Cornellissen (2012) et Westrich (1996) stipulent que la prise en compte des sites et des matériaux de nidifications devrait être davantage considérée par les gestionnaires pour favoriser une diversité et une stabilité des communautés d'*Anthophila*. Rappelons que la majorité des espèces ne dépendent non pas d'un seul mais bien d'une multitude de milieux pour subvenir à leurs besoins fondamentaux (Rosenzweig 1995) et que ceux-ci doivent donc se situer dans un même périmètre de vol pour permettre la pérennité des abeilles (Cane 2005; Westrich 1996).

Lopez-Urbe (2015) et Banaszak-Cibicka & Mihorski (2011) argumentent qu'il faudrait également veiller à ce qu'un large éventail d'habitats variablement anthropisés soient protégés, connectés et dispersés en quantité suffisante au sein de la matrice urbaine en favorisant également l'inclusion d'espaces verts favorables aux abeilles solitaires (Hernandez et al. 2009). Buckles & Harmon-Threatt (2019) ajoutent que les gestionnaires devraient veiller à ne pas augmenter l'humidité du sol ou diminuer sa température de surface afin de soutenir la nidification des abeilles. Enfin, Martin (2017) stipule que le taux de colonisation des sites de nidifications créés artificiellement est proportionnel à la durée depuis laquelle ils sont mis en place et qu'il faudra donc veiller à ce que ces structures soient pérennes.

Finalement, une attention toute particulière doit être accordée à la gestion des conflits homme-faune dont la peur des insectes qui est défavorable à leur conservation et la conciliation des aspects mellifères et esthétiques de la végétation choisie au sein des espaces verts (Hernandez et al. 2009 ; Savard et al. 2000). Un travail de sensibilisation est donc recommandé (Urbanbees 2014).

6. Les revêtements piétons dans l'espace public bruxellois

L'étude des préférences édaphiques des abeilles solitaires en milieu urbain se rapporte notamment à l'analyse des matériaux utilisés dans la construction des revêtements. En effet, plusieurs cas de nidification d'abeilles terricoles ont été rapportés à ce sujet sans que les raisons exactes de cette adaptation n'aient encore été décrites avec précision.

6.1 Structure type

Les revêtements piétons utilisés dans les espaces publics bruxellois peuvent être classés en deux catégories distinctes en fonction de l'absence ou de la présence de matériaux de jointoiement. On

parle dans le premier cas d'un revêtement continu (même si on y trouve de fins joints de construction et de dilatation) et dans le second d'un revêtement modulaire. Au sein des revêtements modulaires, on distingue également ceux qui sont de type « liés » - et donc imperméables aux infiltrations d'eaux et à la nidification de l'entomofaune – de ceux « non-liés » qui pourraient permettre aux abeilles de nicher. Notons qu'en termes de durabilité, de confort et de stabilité, ce sont les structures continues et modulaires de type liées qui sont les plus recommandées (Bruxelles mobilité 2019).

Les structures modulaires sont constituées de quatre couches superposées que sont le revêtement, la fondation, l'éventuelle sous-fondation ainsi que le fond de coffre. Le revêtement est lui-même composé de 3 sous-éléments que sont le pavage, le jointoiment et la couche de pose (figure 7).

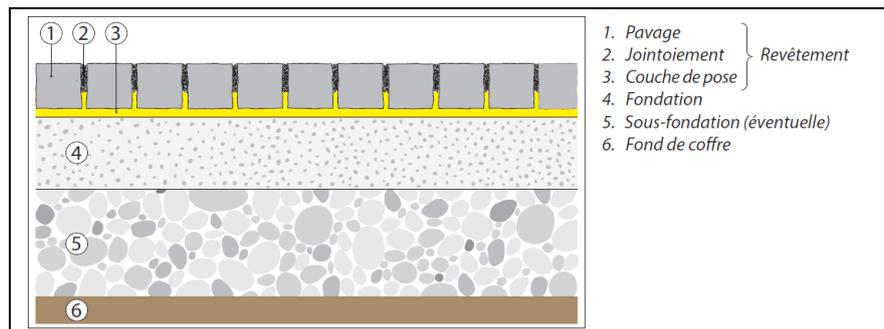


Figure 7 - Structure globale d'un revêtement modulaire (CRR)

a. Le revêtement de sol

Le revêtement de sol a deux fonctions principales. D'une part, il assure le confort de déplacement des citoyens et d'autre part, il va garantir le transfert des charges provenant des piétons, cyclistes et autres usagers de la voirie vers les structures stabilisantes que sont les fondations. De plus, le revêtement de sol doit être choisi avec soin pour éviter la détérioration des structures par une éventuelle stagnation d'eau à l'intérieur du trottoir. Pour cette raison, un matériau de jointoiment non lié devra toujours être couplé d'une couche de pose et de couches sous-jacentes perméables et drainantes afin de permettre une évacuation efficace des eaux. La combinaison de l'utilisation de joints non liés et de la perméabilité des autres structures porte le nom de « pose souple non liée »

b. Éléments modulaires

Les éléments modulaires sont usuellement classifiés en 4 catégories que sont : les pavés et dalles de béton, les pavés et dalles en pierre naturelle, les pavés drainants et les pavés en terre cuite (CRR 2012). La différence entre les pavés et les dalles se situe dans leurs proportions. En effet, la dalle fait référence à « tout élément en pierre naturelle, obtenu par clivage ou découpe, utilisé comme matériau de revêtement extérieur dont la largeur nominale est égale à au moins deux fois l'épaisseur » (CRR 2018) tandis que le pavé ne dispose d'aucune dimension en plan dépassant deux fois l'épaisseur et sa longueur ne dépasse pas deux fois la largeur. Les revêtements en pierre naturelle peuvent être de différentes natures dont les plus communes sont : le porphyre, le grès, le granit, la pierre bleue, la pierre calcaire ou la pierre reconstituée à base de concassé de pierre naturelle.

c. Matériaux de jointoiment

Les joints assurent la cohésion des éléments modulaires et permettent à ces derniers une relative marge de dilatation / compression. Les matériaux de jointoiment sont classés par le CRR en 7 catégories dont seuls les classes A « Matériaux classiques non liés » et G « Sables non liés modifiés » sont compatibles avec un mode de pose souple. Elles correspondent aux sables naturels et artificiels, aux mélanges de granulat (sable de mer, sable quartzueux, calcaire concassé ou grès de calibre 0/1 ou 0/2; 0/4 ou 0/6,3) et aux gravillons fins (par exemple porphyre, gravillons calcaires de calibre 2/4-6,3) qui peuvent être enrichis (G) ou non (A) en substances empêchant la pousse des végétaux (ex : sel). La largeur des joints dépend du type de matériau utilisé et de la géométrie du revêtement et varie usuellement entre 1 et 15 millimètres. Notons qu'il existe également des joints élargis permettant l'écoulement des eaux de surfaces.

d. Couche de pose

La couche de pose sert à rectifier les inégalités restantes de la fondation et à gommer les différences d'épaisseur des pavés ou de dalles. Elle permet en outre d'assurer leur fixation. Le choix du matériau constituant la couche de pose se fait sur base de la catégorie de trafic. Dans le cas des revêtements piétons, il s'agit de la catégorie IV qui implique donc - au vu également du critère de revêtement souple non lié - l'utilisation de sables ou de gravillons. L'épaisseur de la couche de pose varie entre 2 et 4 centimètres et est habituellement standardisée à 3 centimètres.

e. Fondation

La fondation a pour rôle d'une part, de répartir les contraintes venant du revêtement vers les structures inférieures et d'autre part, d'assurer une assise robuste et indéformable à ce même revêtement. A nouveau, il existe des fondations de type liées (sable-ciment, empierrement stabilisé, béton maigre armé et non armé, béton maigre drainant ou sec compact) et non liées (empierrement et gravier). Afin d'assurer la cohérence nécessaire entre les couches pour assurer une évacuation des eaux de surfaces, seront uniquement considérés ici les matériaux non liés. Ces derniers peuvent être de différentes natures : empierrement à granularité continue non traité, empierrement à granularité traité et empierrement à granularité discontinu. Quant au dimensionnement de la fondation, 15 cm de profondeur suffisent pour un cas de catégorie 4 comme c'est le cas dans la majeure partie des cas pour les trottoirs piétons.

f. Sous-fondation

La sous fondation fait office de tampon pour éloigner le front de gel ou arrêter la remontée des éventuels contaminants du sol et assure un drainage des eaux de surface soit vers les couches inférieures soit vers des dispositifs latéraux d'évacuation d'eau. Elle répartit également les charges venant des couches supérieures et stabilise un peu plus la voirie. La sous-fondation peut être composée de sable, d'empierrements discontinus gros calibre et de sable ou du sol présent sur place, traité avec des liants tels que de la chaux ou du ciment.

g. Fond de coffre

Le fond de coffre correspond au dernier mètre du sol-support. Il est généralement constitué du matériau présent sur place.

6.2 Revue des connaissances sur la nidification des abeilles terricoles en voirie.

Dans les milieux urbains, les espèces d'abeilles terricoles identifiées comme nichant dans les trottoirs sont *Dasypoda hirtipes* (i.e. *Dasypoda plumipes*), *Panurgus calcaratus*, *Lasioglossum laticeps*, *Andrena barbilabris* et son cleptoparasite *Nomada alboguttata* (Pauly 2019). Bien qu'aucune étude rigoureuse n'ait encore été menée sur l'écologie des abeilles de trottoir, plusieurs observations (Pauly 2019; J. Durieux : communication personnelles) tendent à suggérer que les revêtements anciens - dont le sol présent sous les pavés est sableux et dont les joints ne sont pas cimentés - sont les plus accueillants pour les abeilles terricoles. Une grande bourgade de *Dasypoda hirtipes* est par exemple présente chaque année à Watermael-Boitsfort (Bruxelles, Belgique) sur les trottoirs de l'avenue coloniale. Alors que Cane (2005) stipulait que les possibilités de nidifications étaient limitées notamment par le pavage excessif, ces observations démontrent que certains revêtements peuvent devenir au contraire, une opportunité de nidification. Le bon drainage des revêtements souples non liés, l'utilisation récurrente de sable au sein des structures et la capacité thermique des éléments modulaires à capter la chaleur participent probablement au potentiel d'accueil des trottoirs vis-à-vis des abeilles terricoles, leur constituant un habitat analogue en milieu urbain.

Néanmoins, la présence des abeilles en voirie suscite parfois des inquiétudes de la part des riverains et se solde parfois par la destruction des nids à l'aide d'insecticides ou d'un repavage étanche pour faire disparaître les abeilles qui ne sont souvent pas reconnues comme telles et confondues avec d'autres hyménoptères (comm. Pers. S. De Greef) tels que les *Vespoidea* (i.e. super-famille désignant les guêpes). De plus, les sites de nidifications peuvent également souffrir d'une gestion inadéquate – telle l'utilisation de solvants organiques pour laver les trottoirs qui empêchent les abeilles terricoles de reconnaître l'entrée de leurs nids (Cane 1997) - majoritairement due à une méconnaissance de la part des acteurs de terrains. Des bourgades entières peuvent également disparaître du jour au lendemain suite à la réfection d'un trottoir jugé obsolète et modernisé avec des matériaux de jointoiements liés ou suite à l'intervention de pompiers qui peinent parfois à différencier les différentes familles d'Hyménoptères (Pauly 2019). La sensibilisation des parties prenantes semble donc représenter un point clé dans la sauvegarde des abeilles en milieu urbain (voir figure 8 : exemple de proposition de canal de sensibilisation).

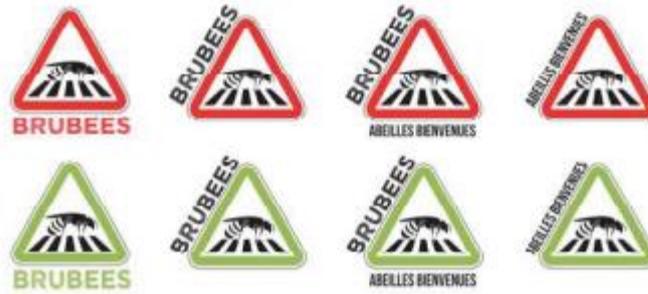


Figure 8 - exemples de panneaux signalétiques proposés par le projet BRUBEES pour signaler la présence de nids d'abeilles terricoles sur voirie (Pauly 2019)

Cane (1997) ajoute que si nous connaissons avec précision les paramètres écologiques, comportementaux et chimio-sensoriels en jeu qui conditionnent l'installation, la persistance et l'accroissement des bourgades, nous serions plus à même d'assurer leur protection et leur gestion d'une manière durable.

OBJECTIFS

Ce mémoire a pour but de décrire les conditions de nidification des abeilles terricoles en voiries au sein de la Région de Bruxelles Capitale. Les observations des caractéristiques des sites se sont déroulées au printemps, entre les mois de mars et juin 2020.

Le premier objectif consiste à localiser les sites de nidifications actifs au sein du territoire bruxellois. Le second objectif vise à caractériser les sites d'un point de vue écologique, pédologique, paysager et au regard des caractéristiques du revêtement de sol et vise également à analyser les paramètres et conditions d'habitat préférentiellement choisis en fonction de ou des espèce(s) d'abeilles en présence. L'hypothèse en lien avec cet objectif est que les individus choisissent des caractéristiques de sites propres à leur espèce. En outre et au vu du caractère largement méconnu de ce champ de recherche à l'heure actuelle, ce mémoire a pour vocation d'ouvrir la voie à de nouvelles études sur les abeilles solitaires nidifiant entre les trottoirs.

Ce travail s'insère dans un projet plus large mené en partenariat avec l'Université de Liège et le Centre de Recherches Routières nommé « Streetbees » initié en 2019. Ce dernier a pour objectif de « déterminer les conditions favorables à la nidification d'abeilles terricoles en voiries, par l'analyse de trottoirs et terrains revêtus où des populations sont installées et connues » (IBGE 2020) . Les conclusions de cette plus vaste étude ont pour vocation d'être implémentées sous forme de recommandations d'aménagement dans le nouveau cahier de charge de Bruxelles Mobilité dont la révision est prévue en 2021. A terme, ces apports devraient permettre de guider les constructeurs dans la mise en place et la réfection de nouveaux revêtements tout en assurant la prise en compte de multiples enjeux : durabilité, esthétique et praticabilité des aménagements, infiltration des eaux de pluies et perméabilité écologique.

Au regard de l'étude « Streetbees », le présent travail se centre uniquement sur la première phase du projet qui consiste à (i) construire un réseau de collaborateurs, (ii) récolter les données de localisation de nids d'abeilles solitaires sur trottoir, (iii) récolter les données jugées pertinentes et mesurables sur le terrain et (iv) identifier - sur base d'analyses statistiques – la contribution des facteurs étudiés sur les préférences des abeilles solitaires en milieu urbain.

MÉTHODOLOGIE

1. Description de la zone d'étude

L'étude se déroule en Région de Bruxelles-Capitale (Belgique) et couvre ses 19 communes que sont Anderlecht, Auderghem, Berchem-Sainte-Agathe, Bruxelles-ville, Etterbeek, Evere, Forest, Ganshoren, Ixelles, Jette, Koekelberg, Molenbeek-Saint-Jean, Saint-Gilles, Saint-Josse-ten-Noode, Schaerbeek, Uccle, Watermael-Boitsfort, Woluwe-Saint-Lambert et Woluwe-Saint-Pierre. Le territoire régional comptabilisait 1,2 millions d'habitants au 1^{er} Janvier 2019 (IBSA) pour une superficie totale de 161,4 km². La carte climatique de Köppen-Geiger indique que l'on y trouve un climat de type Cfb (i.e. climat tempéré chaud, humide sans saison sèche avec un été tempéré). Sa température et ses précipitations moyennes annuelles sont respectivement de 10,3°C et 785 mm.

Quant à l'occupation du sol, la région de Bruxelles-Capitale compte presque 50% de surfaces non-bâties soit environ 8 000 Ha. Parmi ces espaces, 30% sont des jardins privés, 20 % des espaces boisés, 12% des parcs et jardins publics, 10 % des domaines privés et les 26% restant désignent des friches, terres agricoles, terrains de jeux, sports et loisirs, espaces associés à la voirie, talus de chemins de fer et cimetières (IBGE Mai 2017, figure 9). On constate également l'existence d'un gradient croissant de la densité d'espaces verts à partir du centre vers la périphérie régionale et inversement, une augmentation du taux d'imperméabilisation des sols de la périphérie vers le centre (figure 9). Ce taux d'imperméabilisation avoisinait les 49% en 2019 (com. Pers. J. Ruelle, IBGE) et comptabilisait 3600 km de trottoirs¹.

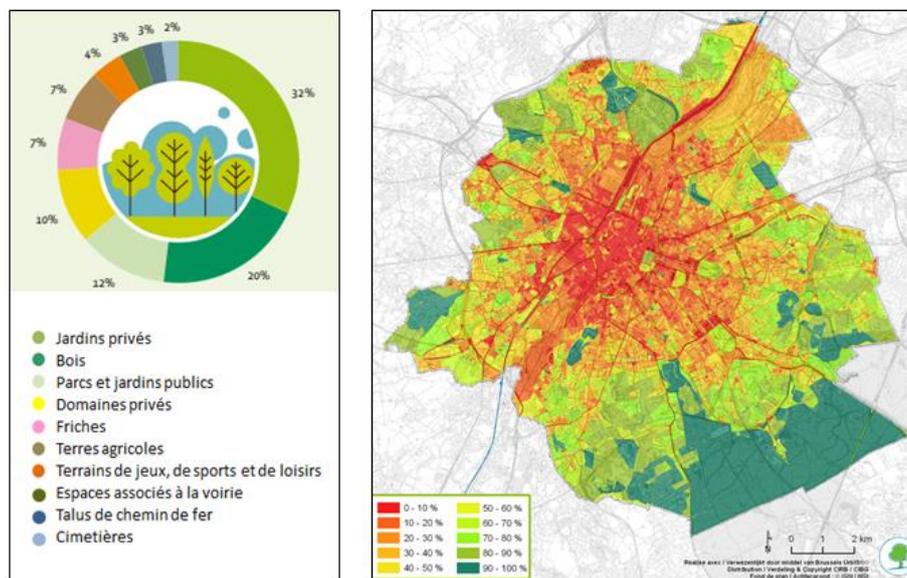


Figure 9 - Nature des espaces verts (à gauche) et densité d'espaces verts en Région de Bruxelles-Capitale (à droite) par l'IBGE (2017)

1 Selon le Conseil d'Etat, « La notion de trottoir est une notion de fait (...) selon l'arrêté royal du 1er décembre 1975 portant règlement général sur la police de la circulation routière et de l'usage de la voie publique, il s'agit d'une voie publique en saillie ou non par rapport à la chaussée, qui est spécifiquement aménagée pour la circulation des piétons, revêtue de matériaux en dur et dont la séparation avec les autres parties de la voie publique est clairement identifiable par tous les usagers »

2. Matériel et méthode

2.1 Recensement des sites d'études potentiels

A l'heure du lancement de la mission « Streetbees » en Septembre 2019, seuls 4 sites de nidifications sur trottoirs avaient été identifiés et confirmés sur la région de Bruxelles-Capitale (Pauly 2019). Afin d'augmenter l'effort d'échantillonnage et de pouvoir capter un maximum de variabilité, il était donc nécessaire de construire une base de données plus fournie quant à la localisation des nids. Au vu des ressources temporelles et logistiques dont nous disposons, nous avons fait le choix de nous appuyer sur un processus de sciences citoyennes et de récolter des données de type « opportunistes ». Celles-ci sont définies comme les données non ou peu protocolées issues d'observations ponctuelles qui divergent dans le temps, l'espace et dans la méthodologie utilisée pour les récolter. Elles s'opposent aux données standardisées et il s'agit généralement de données de présences seules (sans absences).

2.2 Aspects théoriques des sciences citoyennes et des données opportunistes

La science citoyenne fait référence à l'implication active et délibérée de volontaires non scientifiques-professionnels dans la production de connaissances scientifiques (Houllier et Merilhou-Goudard 2016 ; Dickinson et al. 2010). La théorisation des sciences participatives est relativement récente et la sémantique du phénomène n'est guère stabilisée, entraînant un foisonnement de typologies distinctes selon les étapes de la recherche auxquelles participe le public, la forme de son engagement, le type de protocole utilisé ou l'échelle du projet (Bœuf et al. 2012, Houllier et Merilhou-Goudard, 2016). Par exemple, Giroux (2011) propose une catégorisation en 4 classes que sont : le bénévolat scientifique, la science communautaire, la science citoyenne et la science participative (Tableau 3).

Tableau 3 - Typologie des sciences participatives proposée par Giroux (2011). RS = recherche scientifique

Bénévolat scientifique	Science communautaire	Science citoyenne	Science participative
Bénévole supervisé par équipe de recherche, voyage	Projet initié et mené dans la communauté par le citoyen	Le citoyen collecte les données scientifiques de base	Collabore à toutes les étapes du projet, actions, réactions
Planétaire, projets urgents	Échelle locale, besoins locaux	Grande échelle, projets de recherche	Petite échelle, besoins locaux
Priorité RS élevée	Priorité RS moyenne	Priorité RS élevée	Priorité RS moyenne
Priorité éducation moyenne	Priorité éducation moyenne	Priorité éducation élevée	Priorité éducation élevée
Earthwatch.org	Atlas des odonates du Québec	nestwatch.org	usawaterquality.org

A ce même propos, Haklay (2015) propose une catégorisation en 4 classes de niveaux de participation croissante du public (tableau 4) que sont le crowdsourcing (récolte de données uniquement), l'intelligence distribuée (interprétation des données), la science participative (définition de la thématique de recherche et collecte de données) et la collaboration complète (intervention à chaque étape de la recherche).

Tableau 4 - Typologie des niveaux de participation en sciences citoyennes proposée par Haklay (2015)

Niveau de participation	Terme associé	Rôle des citoyens
Niveau 1	Crowdsourcing	Les citoyens contribuent comme capteurs de données (sensors).
Niveau 2	Intelligence distribuée	Les citoyens contribuent à l'interprétation de données.
Niveau 3	Science participative	Les citoyens contribuent à la définition du problème et à la collecte de données.
Niveau 4	Collaboration complète	La recherche est collaborative dans les différentes phases (définition des problèmes, collecte de données, analyse).

2.3 Mise en pratique de la recherche des données de localisations

Dans le cadre de cette étude, nous avons opté pour une méthode de science citoyenne de type crowdsourcing. D'une part, nous avons exploité les données présentes sur la plateforme de recensement participative « Observation.be » et d'autre part, nous avons créé et activement diffusé une enquête participative auprès des citoyens bruxellois (<https://environnement.brussels/news/sous-les-paves-les-abeilles-aidez-nous-localiser-leurs-bourgades>). D'autre part, nous avons contacté les organismes susceptibles de détenir des informations de localisation qui n'auraient pas été recensées par les deux méthodes citées précédemment (Tableau 6).

a. Exploitation des bases de données internet

La plateforme « Observation.be » permet l'encodage et le partage sur internet de milliers de données d'observations naturalistes en Belgique. Une observation correspond à la fois à (i) un couple genre-espèce, (ii) un nom d'observateur, (iii) des informations spatio-temporelles sur l'observation : date (jour/mois/année) et heure, ville et commune, coordonnées GPS et coordonnées Lambert 1972, carte avec localisation, (iv) une éventuelle photo du/des spécimen(s) observé(s) et (v) d'éventuels commentaires et détails quant aux nombres d'individus observés, leur sexe, leur stade de vie, leur comportement, le protocole d'observation ainsi que la méthode de comptage et de capture utilisée (Figures 10). L'observation peut également faire l'objet d'une validation par des experts.

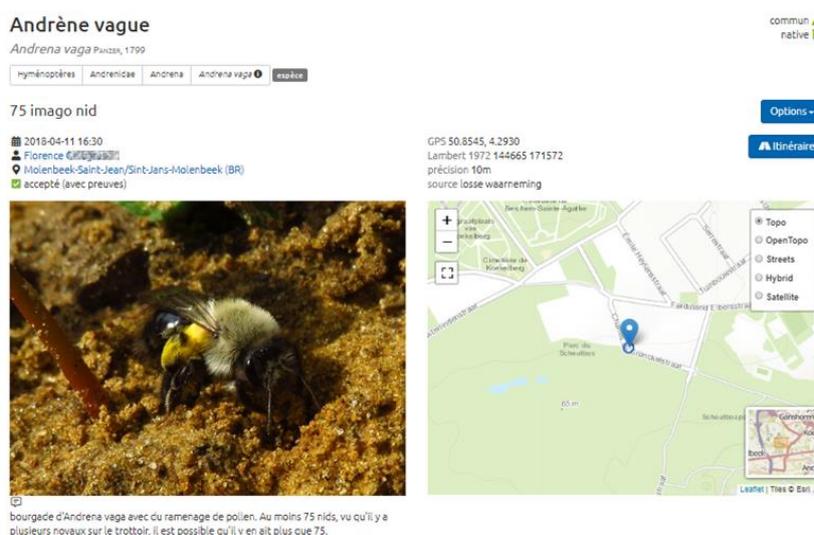


Figure 10- illustration d'une page de recensement d'abeille solitaire sur trottoir sur le site observation.be

Dans le cadre de cette étude, la plateforme a été sondée du 1^e janvier 2020 au 1^e Février 2020. Parmi toutes les observations recensées sur ce site, un premier tri a été effectué en isolant celles qui concernaient les 4 espèces d'abeilles solitaires préalablement identifiées comme nidifiant dans les trottoirs par Alain Pauly en 2019 (soit *Andrena barbilabris*, *Dasypoda hirtipes*, *Lasioglossum laticeps* et *Panurgus calcaratus*). Deux filtres ont ensuite été superposés : le premier afin de restreindre les observations sur le territoire de Bruxelles-Capitale et le second dans le but de prendre en compte toutes les observations provenant des années 1999 à 2020. Enfin, les données retenues sont celles dont plus d'un spécimen était observé et dont l'une de ces trois conditions était remplies :

- La carte de géolocalisation indiquait que l'observation avait eu lieu dans une rue
- La photo révélait un nid sur le revêtement de sol
- Le commentaire stipulait que le nid était situé entre les dalles/pavés d'un trottoir

Les observations répondant à l'ensemble de ces critères cités (localisation, revêtement et une des trois conditions listées) ont été encodées dans un tableau Excel intitulé « sites_potentiels » (Tableau 5) en attente d'une validation ultérieure sur terrain.

Tableau 5 - Canevas utilisé sur excel pour l'encodage des données relatives aux sites de nidification potentiels des abeilles de trottoirs

Espèce	Commune	Adresse	Date dernière observation	Latitude	Longitude	Remarque	Observateur	Url
Andrena vaga	Uccle	Zijlaan	04/06/2018	50,7949	4,3631	30 imagos	Héloïse Puttemans ²	https://observations.be/observation/150409439/

b. Captage des sites connus et non-recensés

Afin de capter les informations de localisation détenues par les acteurs des services publics et certaines associations naturalistes de Bruxelles mais non recensées sur observations.be, un contact a été établi par email avec 22 institutions suggérées par Bruxelles Environnement et ses collaborateurs (Tableau 6). De plus, les articles scientifiques sur les abeilles solitaires terricoles en région de Bruxelles-capitale ont été consultés (Pauly 2019 et Vereecken 2017) afin d'en extraire d'éventuelles indices de la présence d'abeilles au sein des revêtements de sol.

Tableau 6 - liste des organismes contactés dans le but de capter de nouvelles informations de localisations d'abeilles nichant dans les trottoirs

Organismes concernés	Date de contact
19 communes de Bruxelles	03 Mars 2020
Société Royale Belge d'Entomologie	06 Mars 2020
ApisBruocSella	06 Mars 2020
Natagora Bruxelles	06 Mars 2020

² Le nom de l'observateur a été modifié dans un souci de respect de la vie privée

c. Diffusion d'un formulaire de recensement

Afin d'augmenter notre force de prospection, nous avons également décidé d'inciter les citoyens de la ville de Bruxelles à signaler activement la localisation des nids présents sur trottoir en période d'émergence. Pour ce faire, un article et un formulaire ont été rédigés et mis en page en collaboration avec le service communication de Bruxelles Environnement. L'article créé le 05 Février 2020 et illustré à la figure 11 et disponible en annexe. Il contient :

- un bref aperçu de la thématique du projet pour informer les lecteurs et introduire le contexte de l'étude
- une série d'indices pour identifier les nids (description, photos, possibilités de confusion)
- un lien vers le formulaire
- quelques consignes de sécurité (NB : à la date du 20 Avril 2020, au vu de la crise sanitaire du covid-19, deux consignes de sécurité ont été ajoutées afin de rappeler la nécessité de respecter les distanciations sociales et les mesures de confinement)



THÈMES GUICHET ▾ ACTION DE LA RÉGION ▾ AGIR AU QUOTIDIEN ▾ DOCUMENTATION ET CARTES ACTUALITÉS

NEWS

- > - Tout -
- > Air - climat
- > Air intérieur
- > Alimentation
- > Bâtiment et énergie
- > Bien-être animal
- > Bruit
- > Consommation durable
- > Déchets - ressources
- > Eau
- > Emploi et économie
- > Espaces verts et biodiversité
- > Géologie et hydrogéologie
- > Mobilité
- > Ondes et antennes
- > Permis d'environnement
- > Santé
- > Sols

Sous les pavés, ... les abeilles ! Aidez-nous à localiser leurs « bourgades » !

10/03/2020

Bruxelles abrite plus de 190 espèces d'abeilles et la plus connue est sans aucun doute l'abeille mellifère qui vit dans les ruches et produit du miel. Cependant, la plupart de ces espèces sont des **abeilles solitaires** (notamment celles retrouvées dans les hôtels à insectes) et vivent dans des abris aussi variés que les tiges creuses, les talus, les anfractuosités de murs et même... entre les dalles de trottoirs ! Elles peuvent parfois réunir leurs nids individuels en regroupements appelés « bourgades » qui s'activent pendant quelques semaines seulement, au printemps ou en été selon les espèces.

Afin de mieux les connaître et les protéger, le projet « StreetBees » a vu le jour en 2019 à l'initiative de Bruxelles Environnement. Ce projet a également pour vocation de rendre la ville écologiquement plus perméable par le biais d'une série de recommandations pour la réfection / la construction de trottoirs et de revêtements permettant d'accueillir les abeilles solitaires entre les dalles.

Figure 11- Aperçu de l'article informatif lié au formulaire de recensements des nids d'abeilles sur trottoir sur le site de Bruxelles Environnement

Le formulaire a été rédigé le 10 Février 2020 et conçu pour optimiser l'obtention de données de qualité tout en assurant une facilité de prise de données pour les participants. En effet, la prise des données demandée est peu chronophage, aisément réalisable à l'œil nu et ne demande aucune

connaissances taxonomiques. L'enquête était disponible à l'url <https://environnement.brussels/forms/questionnaire-streetbees?fbclid=IwAR2YtCSPdvAqJu-cL9eGieWDG2KWmtesCazSWEkG1nOV14GPs6OFmuFRqZc>. Sa structure générale est illustrée au sein du tableau 7

Tableau 7- canevas des questions formulées dans le cadre de l'enquête participative Streetbees (* stipule que le champ doit obligatoirement être rempli)

Champ à remplir	Type de réponse
Nom*	Alphanumérique
Prénom*	Alphanumérique
Acceptez-vous d'être éventuellement recontacté dans le cadre de cette étude ?*	Case à cocher : Oui / Non
Si tel est le cas, quel est votre adresse email ?	Alphanumérique
Si tel est le cas, quel est votre numéro de téléphone ?	Nombre entier, 15 caractères autorisés
Commune d'observation*	Liste déroulante, communes bruxelloises à sélectionner
Rue de l'observation*	alphanumérique
Numéro de la maison la plus proche ou autre élément de localisation*	alphanumérique
Date approximative de la dernière observation du nid	Format de type JJ/MM/AA
Photo du nid	Possibilité de téléchargement de fichier de moins de 2 Mo au format gif, jpg, jpeg ou png .
Commentaire éventuel	alphanumérique

Aceves-Bueno et ses collègues précisent dans leur étude de 2017 que la qualité des données issue de sciences citoyennes est variable. Afin d'assurer et d'augmenter la qualité des observations reçues par le biais du formulaire, plusieurs éléments ont été mis en place : (i) certains champs doivent être obligatoirement remplis, (ii) le champ « commune » ne permet que d'encoder des communes bruxelloises afin d'éviter l'encodage de données en dehors de notre champ d'étude, (iii) le nom de la rue et le numéro de l'habitation sont deux champs obligatoires distincts afin de s'assurer d'obtenir des localisations précises et de réduire le champ de recherche pour les validations sur terrain ultérieures, (iv) la date approximative de la dernière observation du nid permet d'émettre une hypothèse quant à la période d'émergence de l'espèce en présence et permet de cibler le timing de validation sur terrain, (v) l'éventuel photo du nid ou de l'insecte en présence permet de valider qu'il s'agit bien d'une observation sur trottoir, d'un nid d'abeille (et non d'une fourmilière) et de confirmer qu'il s'agit bien d'une *Anthophila* et non d'une guêpe, (vi) le commentaire permet de récolter des détails ou précisions que le participant souhaiterait apporter (espèce en présence, multiplicité des nids dans la rue,...). Les moyens de contact, la date de la dernière observation et le téléchargement de la photo étaient facultatifs afin de ne pas décourager les volontaires qui ne disposeraient pas de ces précisions mais souhaiteraient néanmoins participer au recensement.

Le formulaire et l'article ont été retranscrits en néerlandais par le service de traduction de Bruxelles Environnement à la date du 10 Février 2020. Ils ont été mis en ligne sur le site de Bruxelles Environnement à la date du 11 Mars 2020. Des organismes relais ont été ensuite mobilisés afin que les informations puissent être transmises à leurs adhérents (tableau 8). Les organismes

préférentiellement contactés étaient des organismes naturalistes actifs sur Bruxelles et des entités publiques régionales et communales. En effet, nous avons supposé que les citoyens ayant une sensibilité naturalistes seraient plus à même de participer à l'enquête et nous souhaitons également récolter des informations au sein de chacune des communes bruxelloises. Notons qu'aucun contrôle n'a été effectué quant à l'activation de la diffusion par les organismes relais. De plus, par le biais des réseaux sociaux, les lecteurs ont été invités à diffuser eux-mêmes le formulaire à leurs contacts et le taux effectif de diffusion n'a donc pas pu être calculé.

Tableau 8 - liste des organismes contactés en tant que points-relais dans le but de diffuser le formulaire de recensement afin de localiser les nids d'abeilles nichant dans les trottoirs

Organismes-relais de diffusion	Date d'envoi du formulaire
WildBnB	10 Février 2020
19 communes bruxelloises	03 Mars 2020
Natagora Bruxelles	06 Mars 2020
Profil personnel	16 Mars 2020
Site de Bruxelles Environnement	10 Mars 2020
Entomologie Belgique	03 Avril 2020
Département « Espaces Verts » (Bruxelles Environnement)	03 Avril 2020
Centre de recherche routière	08 Avril 2020
Service public régional de Bruxelles	08 Avril 2020
Urban.brussels	08 Avril 2020
Brulocalis	08 Avril 2020
Laboratoire d'entomologie fonctionnelle et évolutive (Uliège)	08 Avril 2020
Bruxelles Nature	20 Avril 2020
Réseau Bruxelles – jardins collectifs	20 Avril 2020
ApisBruocSella	20 Avril 2020
ASBL Tournesol	20 Avril 2020
Réseaux sociaux de BE	10 Mars 2020

Les observations récoltées ont été encodées sous forme d'une base de donnée alpha sous la forme d'un tableau Excel intitulé « sites_formulaire » en attente d'une validation ultérieure sur terrain (tableau 9).

Tableau 9 - Canevas d'encodage des données de recensement émanant du formulaire participatif pour localiser les nids d'abeilles en Région de Bruxelles-Capitale

Id	Submitted time	Nom	Prénom	Adresse email	Numéro de téléphone	Commune d'observation	Rue de l'observation	Numéro de la maison la plus proche ou autre élément de localisation
42	03/04/2020	Dumortier ³	Colette	/	/	Ixelles	Wéry	4

Date de l'observation	Photo du nid	Commentaires éventuels
07/06/2020	Img_42	Les nids se forment dans la rue tout le long de l'été

2.4 Validation des sites

Le nettoyage de l'ensemble des données a été entamé au mois de mars et a été prolongé durant toute la durée de l'enquête participative. La vérification des données a été scindée en plusieurs étapes. Tout d'abord, ont été éliminés les sites dont le participant avait encodé :

- La localisation du nid d'un taxon en dehors de notre champ d'étude (fourmis, guêpes, abeilles cavicoles, ...)
- un site de nidification non-situé sur un revêtement de sol (talus, parterre,...)

Ensuite, une vérification de terrain a été réalisée afin de confirmer d'une part l'activité des sites et d'autre part leur localisation. En effet, les recensements effectués sur Observation.be contenaient des géolocalisations parfois approximatives (précision à 10 ou 25 m) et il était possible que les bourgades aient disparu depuis leur date d'encodage.

Afin d'optimiser les déplacements inhérents à la vérification des sites, un shapefile reprenant l'ensemble des localisations de nids a été généré sur le système d'information géographique Qgis 2.14.3 et mis à jour mensuellement avec les données supplémentaires provenant du formulaire. En fonction des dates de dernières observations et/ou des espèces identifiées, un code couleur a été ajouté aux observations, renvoyant vers un qualificatif « abeille de printemps », « abeille d'été » ou « indéterminé » (figure 12). Cette étiquette a permis de scinder temporellement et spatialement la vérification des nids tout en augmentant drastiquement les chances de voir les individus émergents sur le terrain. En effet, les nids d'abeilles de printemps ont fait l'objet d'une vérification au printemps et les nids d'abeilles d'été en été. Quant aux individus indéterminés, ils ont fait l'objet de vérifications aux alentours de la date de leur dernière observation.

³ Le nom de l'observateur a été modifié afin de garantir la confidentialité des données à caractère privé

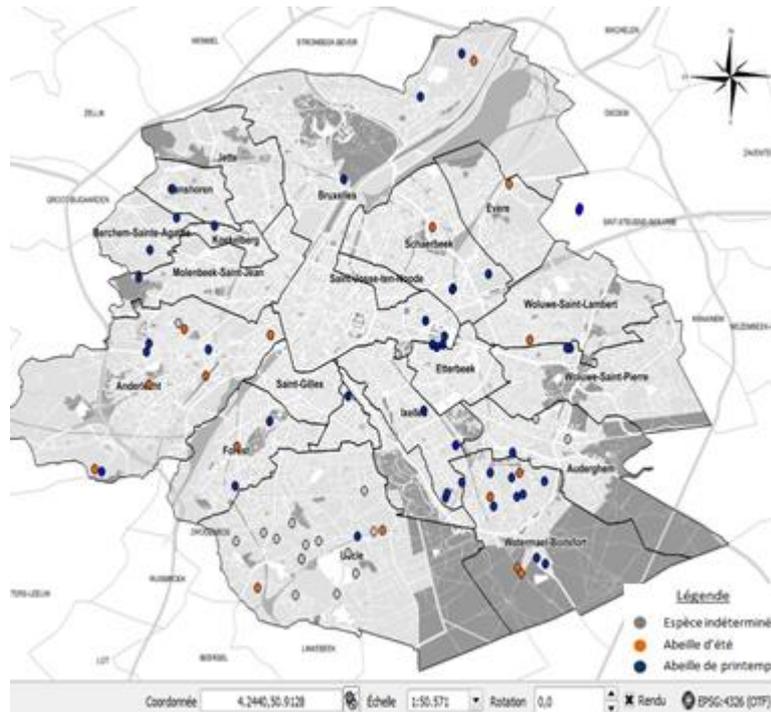


Figure 12- Carte de la Région de Bruxelles-Capitale reprenant l'ensemble des localisations de nids d'abeilles de trottoir recensées antérieurement sur Observation.be jusqu'à la date du 16 mars 2020 (source personnelle)

Les validations de sites sur terrain ont eu lieu du 05 Avril 2020 au 1 Juillet 2020 entre 11H00 et 17H00 à raison de 4 sites par jour lors de journées ensoleillées avec un ciel dégagé, peu venteuses (moins de 15 Km/h) et dont la température minimale journalière était de 15°C. En effet, ces conditions météorologiques correspondent aux périodes où les abeilles sont les plus actives (Ahrne et al. 2009; Fortel et al. 2014). Les deux classeurs Excel « sites_potentiels » et « sites_formulaires » se sont vu ajouter une colonne « vérification » au sein de laquelle quatre catégories pouvaient être implémentées : « non pertinent », « à vérifier en été », « présence d'abeilles », « absence d'abeille » (Tableau 10).

Tableau 10- classe de résultat de la phase de validation sur terrain de la localisation des nids d'abeilles obtenus par crowdsourcing

Résultats et stades de la validation	Signification
Non pertinent	Insecte ou nid hors champ d'étude
A vérifier en été	La date d'observation suggère la présence d'une abeille d'été
A vérifier	Validation sur terrain à réaliser
Présence d'abeilles	Abeille terricole nichant entre les trottoirs présentes
Absence d'abeilles	Absence d'abeilles nichant entre les trottoirs

Aucun itinéraire particulier n'a été suivi lors des vérifications de terrains. Néanmoins, comme cité précédemment, les sites ont été sondés en fonction des dates d'émergence des espèces (abeilles de printemps au printemps, abeilles d'été en été) et de la dernière date d'observation si l'identification n'avait pas été précisée.

Une fois sur place, l'observation examinait le revêtement de sol durant 15-30 minutes et le site était validé si : (i) une abeille témoignait d'une activité d'entrée ou de sortie de son nid entre les dalles, (ii) une espèce parasite de nid patrouillait à proximité d'un tumulus implanté sur le trottoir. La présence seule d'un tumulus sans activité observée menait à une absence de validation. Comme l'illustre la figure 13, les nids de fourmis quant à eux étaient reconnaissables à l'aide de plusieurs indices : le sable était étalé sur la surface de la dalle et ne formait pas de tumuli, le nid disposait de plusieurs entrées contiguës visibles et l'introduction d'une brindille au sein d'une des entrées révélait des fourmis qui tentaient de protéger leur territoire.



Figure 13 - Illustration de nids de fourmis (à gauche) et d'abeilles (à droite) nichant entre les trottoir (sources personnelles)

2.5 Diagnostic sur site

Le prélèvement des données écologiques, pédologiques et le relevé des données liées à l'architecture externe des revêtements de sol ont été réalisés simultanément à la phase de validation.

a. Relevés entomologiques et identification des abeilles sauvages

Capture des spécimens

Au sein de chacun des sites validés par une visite de terrain, des individus ont été capturés afin de procéder ultérieurement à une identification « genre-espèce » et permettre à terme d'implémenter ces variables taxonomiques dans l'analyse des préférences édaphiques. Dans le but de capter un maximum de variabilité d'occupation des sites, la famille des espèces présentes a été diagnostiquée à l'œil nu sur les abeilles en activité et l'identification de X familles a entraîné la capture de X individus (figure 14). De même, une suspicion de la présence de plusieurs genres différents a également entraîné la capture desdits plusieurs individus. Il s'agit donc d'une méthode d'échantillonnage aléatoire à plusieurs degrés.

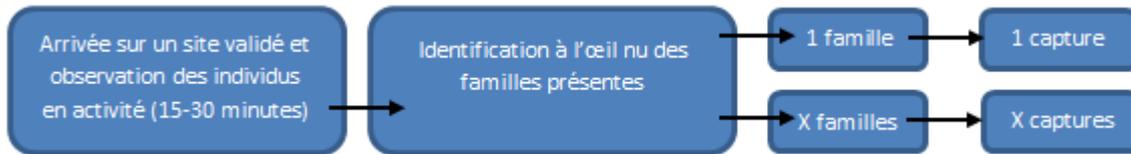


Figure 14 - Clé de décision reprenant le nombre de captures d'abeilles à effectuer sur le terrain

La Région de Bruxelles Capitale dispose d'une Ordonnance relative à la protection de la nature datant du 1^{er} Mars 2012. Néanmoins, aucune espèce d'abeille ne jouit actuellement d'un statut de protection sur le territoire régional et la capture et mise à mort des spécimens est donc autorisée. De plus, ceci n'est valable qu'en dehors des réserves naturelles et des zones Natura2000 et elle exclut les méthodes de chasse non-sélectives quel que soit le lieu de capture (communication personnelle, J. Ruelle, IBGE, 2020). Dans le cadre de cette étude, les relevés se font en dehors de ces zones en utilisant des méthodes de chasse sélective. Aucune demande de dérogation n'a donc dû être introduite auprès de Bruxelles Environnement.

La méthode de capture choisie est la chasse à vue au filet entomologique. Parmi la multiplicité de méthodes existantes cette dernière semble la plus pertinente pour collecter les abeilles solitaires en milieu urbain. En effet, la récolte des insectes dans un lieu public et fortement fréquenté exclu d'emblée les méthodes de capture passives telles que les pan-trap ou les pièges à émergence au risque de voir le matériel être rapidement détérioré ou disparaître. En outre, le filet entomologique permet une capture sélective des individus d'intérêt tout en étant peu chronophage, financièrement abordable et aisément transportable (Bonneil et al. 2020).

Les individus capturés au filet ont été placés dans un pilulier et mis à mort sur place à l'aide de l'introduction d'une goutte d'acétate d'éthyle ou d'alcool à 70° dans ledit pilulier. Une certaine éthique interne peut amener à s'interroger sur la nécessité de disposer de méthodes létales pour identifier correctement les espèces d'*Anthophila*. Cependant, à ce jour, aucune méthode d'identification non létale (photographie, immobilisation de l'individu dans le pilulier,...) n'a été jugée suffisamment satisfaisante et efficace pour pouvoir se passer d'une mise à mort (Reynoldson & Metcalfe-Smith 1992; Hawkins et al. 2000; Schonberg et al. 2004) et une observation à la loupe binoculaire ou au microscope s'impose souvent. De plus, le prélèvement des individus permet de découpler la phase de terrain et la phase d'identification, optimisant le temps passé sur place et permettant d'augmenter l'efficacité du travail taxonomique par l'identification consécutive de plusieurs dizaines d'individus. Au vu du faible nombre d'individus prélevés et du caractère ponctuel des prélèvements et des conclusions émises par Gezon et ses collègues dans son étude de 2015, l'impact sur la viabilité des populations sur place a été considéré comme négligeable. L'introduction d'acétate d'éthyle ou d'alcool à 70° dans le pilulier quasi-consécutivement à sa capture permet d'abrèger rapidement les souffrances de l'individu et lui évite une longue suffocation.

Chaque pilulier a été annoté d'un numéro d'échantillon (indépendant aux numérotations précédentes concernant la récolte des données de sites potentiels), d'une date de capture et d'un identifiant relatif au lieu de récolte. Les échantillons récoltés par Grégoire Noël⁴ ont été numérotés G1, G2,..., Gx. Les échantillons récoltés par Violette Van Keymeulen ont été numérotés V1, V2,..., Vx

⁴ Doctorant au sein du laboratoire d'entomologie fonctionnelle et évolutive de Gembloux Agro Bio-Tech

Conservation et préparation des spécimens

Les individus capturés et mis à mort au sein des piluliers à l'aide d'acétate d'éthyle ont ensuite été entreposés dans un congélateur à une température de -20°C afin d'éviter le dessèchement et la décomposition de leurs tissus. Par après, dans le but de préparer la phase d'étalage dans des conditions optimales et rendre leur manipulation plus aisée, les spécimens ont été dégelés et ré-humidifiés à la vapeur d'eau chaude. Quant aux spécimens mis à mort à l'aide d'alcool, ceux-ci ont été lavés à l'eau douce puis séchés sur papier absorbant avant d'être étalés.

Étalage des spécimens

L'étalage consiste en la disposition d'un insecte dans une configuration standardisée afin de mettre en évidence des traits physiques et physiologiques permettant l'identification des individus. Il a également pour but leur mise en forme définitive grâce à la dessiccation provoquée par la mise à l'air libre dans des conditions de conservations optimales (Delaporte 1994). Sous-jacent à cette utilité scientifique, l'étalage permet en outre d'obtenir un aspect esthétique non négligeable. La méthodologie d'épinglage utilisée est illustrée à la figure 15 et correspond aux méthodes standards utilisées par Mouret (2007)

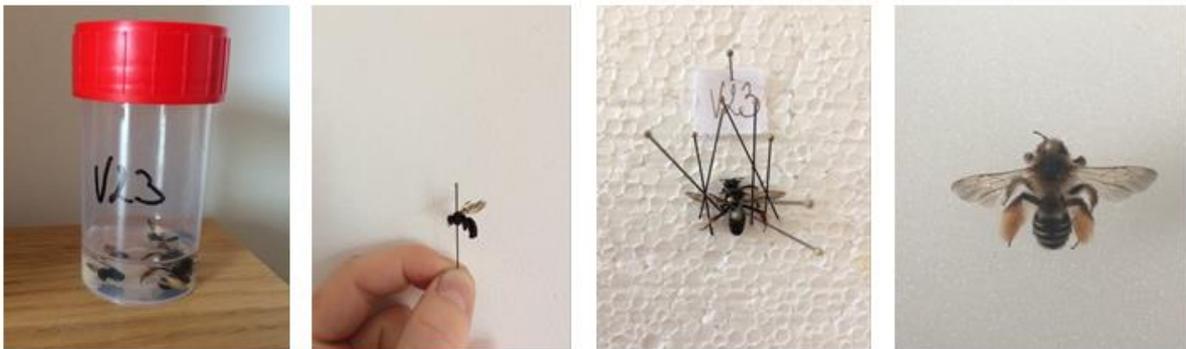


Figure 15 - Illustration des étapes d'épinglages des spécimens d'abeilles solitaires capturées sur terrain (sources personnelles)

Identification des spécimens

L'identification des spécimens a été réalisée par Julie Bonnet et Grégoire Noël à l'aide de la clé d'identification issue de livre intitulé *Field Guide to the bees of Great Britain and Ireland* (2015) de Steven Falk et la clé d'Alain Pauly (2019). Tous les spécimens identifiés ont été vérifiés via les collections de référence du conservatoire entomologique du service.

Mise en collection

L'ensemble des individus collectés a été mis en collection dans une boîte au format standard (26x39cm). Celle-ci sera congelée annuellement durant minimum une semaine afin de prévenir tout risque de détérioration des spécimens par *Anthrenus museorum*, un coléoptère dont la larve se nourrit des fragments et débris d'animaux desséchés (Beal 1998).

b. Prise de données écologiques

En parallèle à l'étape de capture des abeilles, la présence d'autres taxons nidifiant dans les trottoirs a été encodée sous forme d'une variable qualitative nominale à 3 modalités : Abeille / Guêpes / Abeilles & guêpes. De plus, le nombre de nids a été estimé à travers le décompte des tumuli ainsi que des entrées de galeries et la densité de nids a été approximée en divisant le nombre de nids par l'aire

du trottoir accueillant la bourgade. De plus, une variable décrivant la richesse spécifique (nombre d'espèces) des *Anthophila* sur chaque site a été ajoutée (Tableau 11)

Tableau 11- Liste des variables écologiques observées, de leur nature et des éventuelles classes de réponse

Variable observée	Type de variable	Classes de variable
Taxon présent	Qualitative nominale	Abeille / Abeille & guêpe / Guêpe
Nombre de nids	Semi-quantitative	Si <10, comptage exact Si >10, classe de multiples de 10
Densité de nids (sur 1 m ²)	Quantitative	/
Nombre d'espèces	Quantitative	/

Seuls les individus appartenant au clade des *Anthophila* ont fait l'objet d'une identification. Au sein de la base de données, l'information a été implémentée sous forme de trois variables en fonction du niveau taxonomique considéré : Genre&espèce / Genre / Famille.

c. Echantillonnage des données pédologique

L'influence de la texture du sol sur l'attractivité d'un site est prépondérante selon Cane (1991). Par conséquent, il est primordial d'étudier la granulométrie du substrat présent sous le revêtement de sol pour comprendre les préférences édaphiques des abeilles solitaires en milieu urbain.

Les échantillons pédologiques récoltés sur les revêtements de sol proviennent usuellement de l'extraction temporaire d'une dalle ou d'un pavé suivi de l'échantillonnage du matériau issu de la couche de pose, de la fondation et de l'éventuelle sous-fondation à l'aide d'une tarière pédologique. Néanmoins, le déplacement d'un pavé sur voirie est sujet à une demande auprès du gestionnaire de ladite voirie et nécessite la présence d'un expert. Or, la crise du Covid-19 - conditionnant la proximité sociale, les déplacements non-essentiels et mettant à mal l'organisation de l'ensemble des structures de travail - ne nous a pas permis de mener à bien ce projet. Dès lors, les échantillons de sol ont été prélevés à partir des excavats de nids d'abeille (*i.e.* tumuli, figure 16) et seul l'aspect granulométrique a pu être étudié. En effet, la mesure de la compacité du sol et de son humidité ne peut être faite de manière fiable à partir de la terre excavée par les abeilles et le tumulus laissé à l'air libre ne permet pas de refléter l'humidité présente dans le sol.



Figure 16 - Photographies de tumuli sur revêtements urbains (sources personnelles)

Au sein de chacun des sites validés, l'équivalent du volume d'un pilulier de tumuli a été prélevé et assorti du numéro d'échantillon du site. Lorsque celui-ci comportait plusieurs tumuli, le prélèvement s'effectuait sur au moins 3 excavats afin de capter l'éventuelle variabilité présente sur le segment de trottoir. Lorsque l'ensemble des excavats présents n'atteignait pas le volume du pilulier, un échantillon était tout de même prélevé.

Chacun des échantillons de sol a ensuite fait l'objet d'une étude granulométrique en laboratoire de la manière suivante : il a été pesé à l'aide d'une balance préalablement tarée (précision 1/100) et passé au tamiseur (marque Haver & Boecker VWR) durant 10 minutes à une amplitude d'oscillation de 1 mm au travers de cinq tamis de mailles 1mm, 500µm, 200µm, 100µm et 50µm. Le choix des tamis a été réfléchi pour permettre de distinguer les sables des argiles et limons (seuil 50µm) et différencier les sables très fins, fins, moyens et grossiers. Le temps de tamisage de 10 minutes et l'amplitude d'oscillation de 1 mm correspondent à des standards usuellement utilisés pour des analyses de sable sur ce volume d'échantillon. Un aperçu du résultat des tamisages est disponible à la figure 17.

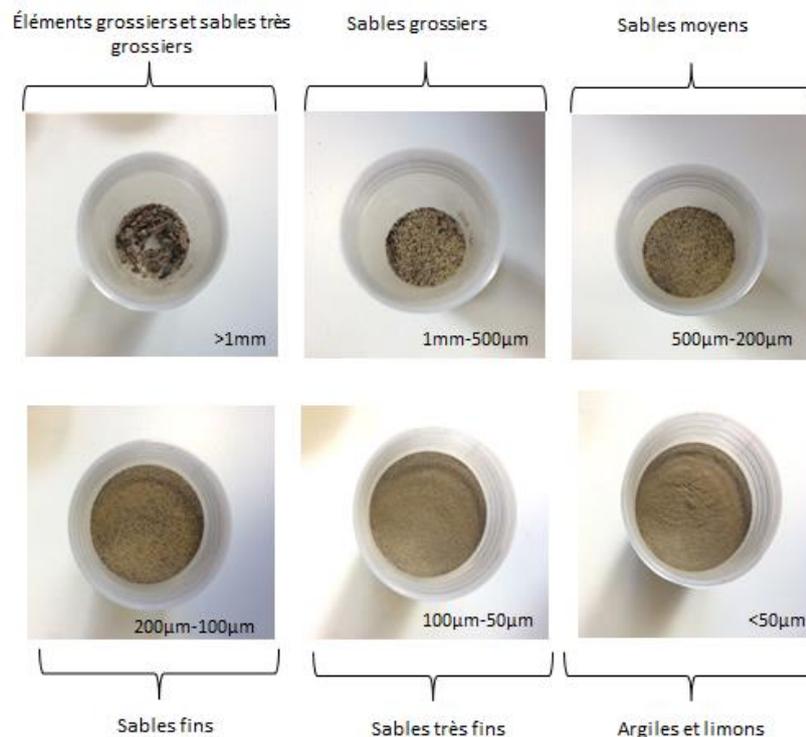


Figure 17 - Illustration des résultats du tamisage des tumuli d'abeilles solitaires nichant entre les trottoirs de la Région de Bruxelles Capitale pour chaque tamis (sources personnelles).

Les particules retenues par chaque tamis ont ensuite été pesées et leur valeur convertie en pourcentage par rapport au volume total de l'échantillon (tableau 12). Cette conversion permet de s'affranchir des variations de poids dues à l'humidité des échantillons et de créer un socle de comparaison commun entre des échantillons de poids divers. Bien que le taux de particules de limons et d'argiles n'ait pas été distingué, nous pourrions approximer les textures moyennes et extrêmes des tumuli récoltés par le biais du triangle textural.

Tableau 12- Exemple de résultats du processus du tamisage des échantillons de sol provenant de l'activité d'excavation des abeilles solitaires sur trottoir (en %)

/	Maille (mm)	V1	V2	V3
Poids échantillon (g)		52,48	52,43	54,01
	>1	3,16	3,49	1,54
	0,5	7,91	7,95	4,85
Poids (%)	0,2	31,86	58,23	58,49
	0,1	37,21	28,46	28,03
	0,05	17,02	0,48	5,42
	<0.05	2,21	0,10	1,31
% d'échantillon récupéré		99,37	98,70	99,65

d. Variables liées aux revêtements de sol

Les variables liées au revêtement de sol ont été d'une part déterminées sur le terrain simultanément à la phase de vérification de l'emplacement des nids et d'autre part, déterminées a posteriori sur base de photographies prises systématiquement lors de ces mêmes visites de terrain. La prise de photographies a été standardisée comme suit : chaque visite de site a fait l'objet d'une photo globale montrant toute la largeur du revêtement et d'une photo rapprochée sur 4 pavés et un nid. La localisation des nids a été renseignée par un triplet « commune – rue - numéro de maison » et géolocalisée à partir du site <https://www.coordonnees-gps.fr/> (Figure 18).



Figure 18 - illustration et mise en perspective spatiale des photos standardisées des nids et trottoirs (sources personnelles)

Au regard de la littérature scientifique sur les variables qui influencent la sélection des sites de nidification en milieu naturel, nous avons émis les hypothèses suivantes quant aux variables qui influençaient ce choix en milieu urbain :

Nature du matériau de jointoiment

En tant que zone d'entrée vers le matériau souterrain, la nature du matériau de jointoiment définit la dureté du substrat et influencerait donc la capacité des abeilles à y creuser une galerie, jouant un rôle de filtre dans la sélection des sites de nidification. Cette variable a été implémentée dans la base de données sous forme de variable qualitative nominale à 2 modalités : joint rigide dégradé / joint souple illustrées à la figure 19.



Figure 19 - illustration des modalités de la variables qualitative « type de joint ». Joint rigide dégradé (à gauche) et joint souple (à droite)

Largeur du joint

La largeur du joint impacte directement la possibilité de nidification des abeilles car si la largeur de joint est inférieure à la taille du corps de l'abeille, il ne permet pas à cette dernière d'y creuser une galerie. Cette mesure a été prise à l'emplacement de 6 nids au sein d'un même site (ou moins si le site accueillait moins de 6 nids) à l'aide d'une latte placée perpendiculairement aux deux dalles adjacentes et passant par l'entrée du nid. Par la suite, une moyenne des mesures a été effectuée et implémentée dans la base en données bêta.

Type de revêtement

Il est fort probable que la variable « type de revêtement » influence la capacité de rétention thermique du sol et donc la température au sein du nid. Elle serait comparable à la présence de pierres à l'entrée du nid des abeilles en milieu naturel tel qu'observé par Potts & Willmer (1997). Le type de revêtement a été évalué sur base de photographies par les agents du CRR et classé selon 5 modalités : dalle en béton / dalle en céramique / pavé en béton / pavé en grès / pavé en grès et calcaire.

Position du nid sur le revêtement de sol

Enfin, la position du nid sur le revêtement de sol a été implémentée en tant que variable qualitative nominale selon la nomenclature suivante : trottoir / pas de maison / cour interne / talus débordant sur trottoir / route avec trafic automobile.

e. Variables liées au paysage

L'analyse de données paysagères a été envisagée par le biais de la composition et la configuration du paysage dans un rayon de 300 mètres autour des sites de nidifications identifiés. Cette distance correspond au rayon de butinage moyen des espèces terricoles que nous pensons retrouver au sein des trottoirs (Zurbuchen 2010).

La composition du paysage décrivant la variabilité et l'abondance des différentes classes d'occupation du sol sera décrite à travers la proportion des classes d'usage du sol et le pourcentage d'espaces végétaux. Quant à la configuration du paysage décrivant l'arrangement spatial des patchs dans le paysage elle sera évaluée à travers la taille moyenne des patchs végétaux et l'indice d'équitabilité de Shannon.

Occupation du sol

La carte d'occupation du sol de la Région de Bruxelles-Capitale sur laquelle se base ces analyses émane de Bruxelles Environnement et a été réalisée en 2015 par l'ULB dans le cadre du projet LifeWatch. Les 11 catégories d'occupation du sol sont listées au sein du tableau 13. Les pourcentages de classes d'occupation du sol seront générés dans un rayon de 300 mètres autour de chaque site de nidification grâce au logiciel Rstudio (version 1.1.456 émanant de R 64x4.0.2) à travers le package « Landscape metrics ».

Tableau 13 - Classes d'occupation du sol définies par l'ULB dans le cadre du projet Lifewatch (2015) et utilisé par Bruxelles Environnement pour caractériser le paysage du territoire régional

Open water, including rivers, ponds and lakes
Permanent bare soil or vegetation cover < 10%, including dunes, bare rocks and quarries
Artificialized impervious surface, including roads, railroads and car parks
buildings taller than 1 m, including houses, commercial and industrial buildings, and bridges
Arable land (plowed at least once during the year), including cropland and temporary grassland
Grassland (managed), including intensive agricultural grassland, gardens and leisure grasslands
Open vegetation with biological interest (dry), including extensively managed grassland with biological interest, natural grassland and heathland vegetation (also peatlands if they are dry on top).
Open vegetation with biological interest (wet), including reed beds and marshes
Recently disturbed (less than 5 years before) ligneous vegetation, including young plantations and clear cuts
Needleleaved trees, isolated, in hedges or inside forests
Broadleaved trees, isolated, in hedges or inside forests

Estimation du couvert végétal

Le couvert végétal est estimé à travers l'étude du NDVI aussi appelé « Normalized Difference Vegetation Index ». Cet indice provient de l'étude de bandes multispectrales satellitaires et exploite la signature spectrale singulière des végétaux pour mettre en avant leur présence dans le paysage. La signature spectrale des végétaux est due à la combinaison de deux phénomènes physico-chimiques : l'absorption du pigment chlorophyllien dans le canal rouge ainsi que la haute réflectivité du matériau végétal dans le canal proche infrarouge (<https://desktop.arcgis.com/fr/arcmap/10.3/manage-data/raster-and-images/ndvi-function.htm>).

Le NDVI est calculé à partir d'une carte raster selon des valeurs de pixels des canaux infrarouges (i.e. IR) et rouges (i.e. R) et selon la formule suivante :

$$NDVI = ((IR - R)/(IR + R))$$

Équation 1 - Formule du NDVI

Le raster de sortie renvoie des valeurs comprises entre -1 et 1 où les valeurs négatives représentent des surfaces non-végétales telles que l'eau, la neige ou les nuages. Les surfaces stériles telles que les sols nus quant à eux sont inférieures à 0,1 et oscillent autour de 0 tandis que les valeurs positives supérieures à 0,1 indiquent des formations végétales. Plus la valeur du NDVI est élevée, plus le couvert végétal est dense. La valeur seuil distinguant les espaces minéraux des espaces végétaux a

été standardisée par Bruxelles Environnement au seuil de 0,42 et le recodage de la carte du NDVI par l'intermédiaire du logiciel Qgis 2.14.3 a permis de générer une nouvelle carte de la Région de Bruxelles Capitale en données binaires 0/1 correspondant respectivement au caractère minéral/végétal du territoire. Le pourcentage d'espaces verts par buffer a été calculé comme suit : (Nombre de pixels >0.42)/(Nombre de pixels total du buffer). La carte de la Région bruxelloise avant et après son recodage binaire est illustrée à la figure 20.

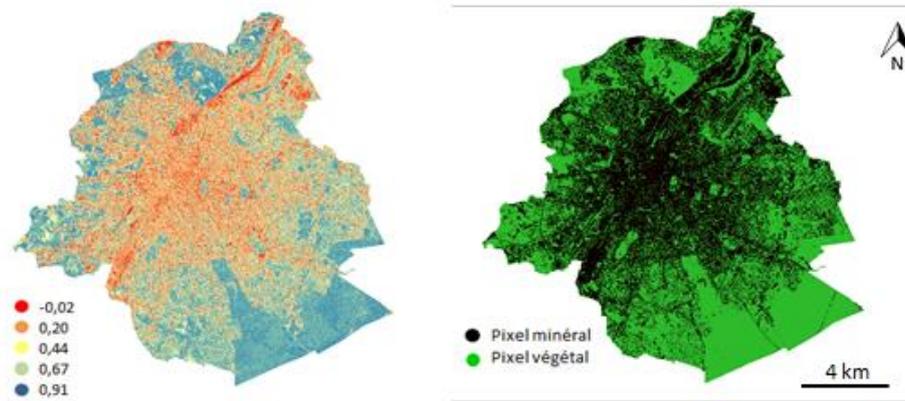


Figure 20- cartes satellites de la Région de Bruxelles-Capitale du NDVI (à gauche) et des surfaces minérales et végétales (à droite, seuil de NDVI : 0,42). Sources personnelles

Détail des indices de paysage

La taille moyenne des patches végétaux au sein de chaque buffer a été calculée sur base de la carte distinguant les espaces minéraux des espaces végétaux à l'aide de la formule « *lsm_c_area_mn* » du package « Landscape metrics » (Hesselbarth et al. 2019).

$$AREA_{MN} = mean(AREA[patch_{ij}])$$

Équation 2- Formule de la taille moyenne des patches

où AREA[patch_{ij}] est l'aire de chaque patch en hectares

Le nombre de patch végétaux et de patch minéraux au sein de chaque buffer a également été calculé sur base de cette carte. La mise en perspective du nombre de patches et de leur taille permet de mesurer indirectement la fragmentation du paysage.

L'indice d'équitabilité de Shannon (Shannon et Weaver, 1963) est un indice permettant de mesurer la dominance d'un patch dans la matrice de paysage étudiée en mettant en perspective le nombre de classes présentes et leur abondance relative. Cet indice est calculé comme suit :

$$SHEI = \frac{- \sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i)}{\ln m}$$

Équation 3 - l'indice d'équitabilité de Shannon (Shannon et Weaver 1963)

Avec P : la proportion de chaque classe i et m : le nombre de classes

Il est exempt d'unités et varie entre $0 < SHEI < 1$. Une valeur de $SHEI = 0$ indique la présence d'un seul et unique patch dans la matrice considérée tandis qu'une valeur de $SHEI = 1$ révèle que les proportions de classes sont également distribuées au sein de la matrice

2.6 Encodage des données

L'ensemble de ces données a été encodé dans une base de donnée bêta agencée comme suit : chaque ligne représente un relevé (i.e. un trottoir homogène abritant une bourgade), le premier groupe de colonnes est constitué des données de localisation, le deuxième groupe de colonnes contient les données écologiques. Quant au troisième groupe, il inclut les mesures de paysages, le quatrième contient les relevés granulométriques et le dernier est relatif aux données mesurées sur le revêtement.

2.7 Analyses statistiques

Le jeu de données reprenant une multitude de variables distinctes, il peut se révéler intéressant de conduire des analyses multivariées afin de synthétiser les informations et de mettre en perspectives les variables, les observations et l'interaction entre les deux. Les analyses multivariées se basent sur le calcul des distances entre les points et les projettent dans un plan à plusieurs dimensions dont les axes sont une combinaison linéaire des variables maximisant la variabilité du nuage de points. Notons que les données sont préalablement centrées et réduites (i.e. moyenne = 0 et écart type = 1) afin de créer un socle de comparaison commun entre les variables d'unités distinctes.

$$x = \frac{X - \mu}{\sigma}$$

Équation 4 - formule permettant de centrer et réduire les valeurs (i.e. standardisation)

avec μ : l'espérance de la variable, σ l'écart type et X , la valeur à centrer et réduire

Il existe une multitude d'outils statistiques permettant de telles ordinations et le choix de l'analyse à conduire dépend de la nature des données. La figure 21 synthétise les principales méthodes utilisées que sont

- La PCA ou Principal Component Analysis, utilisée préférentiellement sur des données qualitatives
- L'analyse des Correspondances Simple (CA) ou Multiples (MCA), utilisée préférentiellement sur des variables quantitatives
- Les Analyses Factorielles Multiples (AFM) et les Analyses Factorielles de Données Mixtes (AFDM) qui permettent d'étudier un jeu de données contenant des variables qualitatives et quantitatives.

Principal Component Methods

Methods to Summarize & Visualize Multivariate Data

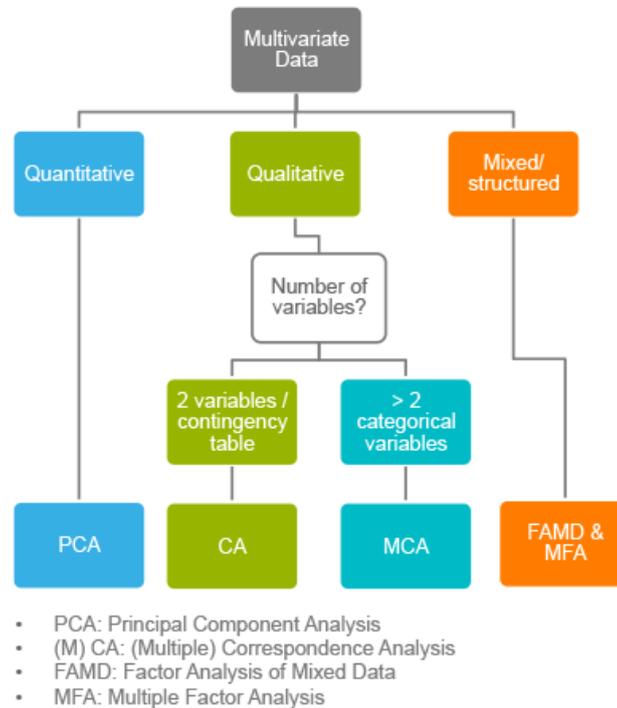


Figure 21 - Illustration des principaux procédés d'analyses multivariées (STHDA)

Notre jeu de données contient des variables de nature qualitatives et quantitatives et est scindé en 6 thèmes principaux : localisation des sites, recueil des données, paysage, écologie, granulométrie et revêtement de sol. Ces analyses seront effectuées à partir des packages *FactoMineR* (pour l'analyse, Lê et al. 2008) et *factoextra* (pour la visualisation des données, Kassambara et Mundt 2020).

Au vu de ces caractéristiques, il se révélerait intéressant de conduire en premier lieu une analyse factorielle multiple (i.e. AFM) sur l'ensemble du jeu de données. En effet, cette analyse permet de synthétiser des données de natures différentes et de pondérer le poids de chaque catégorie afin d'équilibrer l'influence de chaque groupe dans l'analyse. Néanmoins, l'analyse des AFM demande des compétences et connaissances qui sortent du cadre de ce mémoire et c'est pourquoi une simple analyse factorielle des données mixtes (i.e. AFDM) sera conduite pour analyser la variabilité générale du jeu de données.

Les variables quantitatives fortement corrélées et semblant, à priori, contenir des informations redondantes seront écartées du calcul de la construction des axes au profit d'une seule variable résumant l'ensemble de ces informations (variables actives). La corrélation des variables quantitatives sera calculée sur base du coefficient de Pearson. Les variables qualitatives présentant une information redondante ou peu pertinente seront exclues du calcul des dimensions et éventuellement interprétées sur le plan en tant que variables supplémentaires.

L'analyse d'un premier plan issu de l'AFDM pourra mener à l'exclusion d'un certain nombre de sites contenant des données extrêmes qui influencerait de manière significative la construction des axes (Escoffier et Pagès, 2016). En outre, un recodage des données sera réalisé au sein de données qualitatives afin de regrouper les modalités à très faibles occurrences. En effet, l'algorithme de

l'AFDM traite les variables qualitatives sous forme d'Analyse des Correspondances Multiples (i.e. ACM) dont le traitement des données via un tableau disjonctif complet implique que le poids de chacune des variables qualitatives est fonction de son nombre de modalités. Cela signifie que les variables avec un grand nombre de modalités pèsent plus dans la constitution des axes qu'une autre variable avec peu de modalités. Or si ces modalités contiennent peu d'occurrences, elles présentent donc un risque important de biaiser la construction des axes.

Le nombre de dimensions à retenir lors de ces analyses se fera au regard de 3 critères : le critère de Kaiser, le critère du coude et l'interprétabilité des axes. Le critère de Kaiser stipule que les axes à conserver sont ceux dont l'inertie (i.e. la dispersion) est supérieure à l'inertie moyenne. Notons que dans le cas de valeurs centrées et réduites, ce critère correspond à une valeur propre supérieure à 1. Quant au critère du coude (Figure 22), il spécifie que les axes à retenir sont ceux qui précèdent un décrochement (i.e. coude) suivi d'une décroissance régulière dans le graphe des valeurs propres (i.e. screeplot).

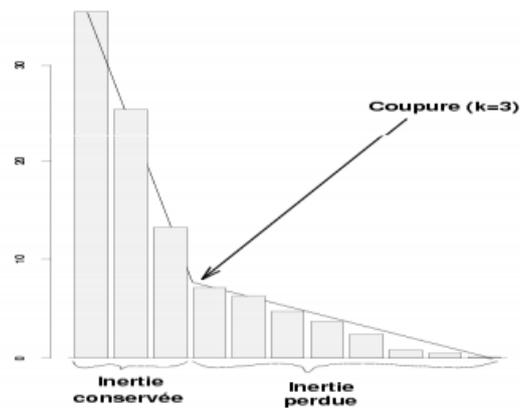


Figure 22 - illustration de l'identification du « coude » dans la méthode du critère du coude visant à choisir le nombre de composantes principales à retenir pour les analyses multivariées (Campus Douai)

RÉSULTATS

1. Résultats des recensements participatifs

De la période du 1^e Avril au 1^e Juillet 2020, 142 observations ont été encodées sur le formulaire du site de Bruxelles Environnement. La fréquence de réponse au formulaire varie autour d'une moyenne de 1 entrée par jour avec un écart-type de 2 entrées. Deux pics sont à noter la semaine du 19 Avril et du 31 Mai 2020 avec un maximum le 21 avril avec 11 entrées et le 3 juin avec 18 entrées (Figure 23). On observe également une légère croissance des fréquences d'encodages à travers le temps.

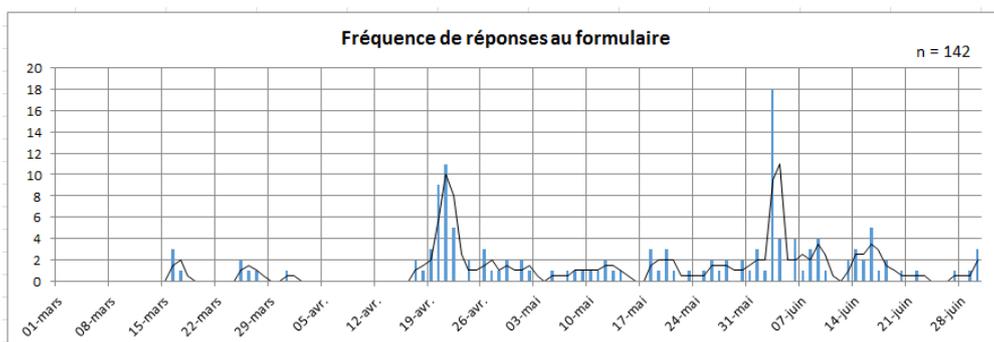


Figure 23 - Fréquence des données encodées sur la localisation des bourgades d'abeilles solitaires nichant entre les trottoirs de la Région de Bruxelles Capitale via le formulaire online par jour (source personnelle)

Quant à la répartition spatiale des sites de nidification encodés, l'amplitude du nombre de données sur les 19 communes bruxelloises varie de 0 à 25 avec une moyenne de 8 observations par commune et un écart type de 7 observations. Les communes de Koekelberg et Saint-Josse-Ten-Noode sont exemptes de données, les communes de Ganshoren, Jette, Molenbeek-Saint-Jean, Berchem-Sainte-Agathe, Evere, Forest, Woluwe-Saint-Pierre, Etterbeek, Saint-Gilles et Auderghem se situent en deçà de la moyenne et celles de Bruxelles-Ville, Anderlecht, Ixelles, Woluwe-Saint-Lambert, Schaerbeek, Uccle et Watermael-Boitsfort observent plus de 8 données de localisation (Figure 24).

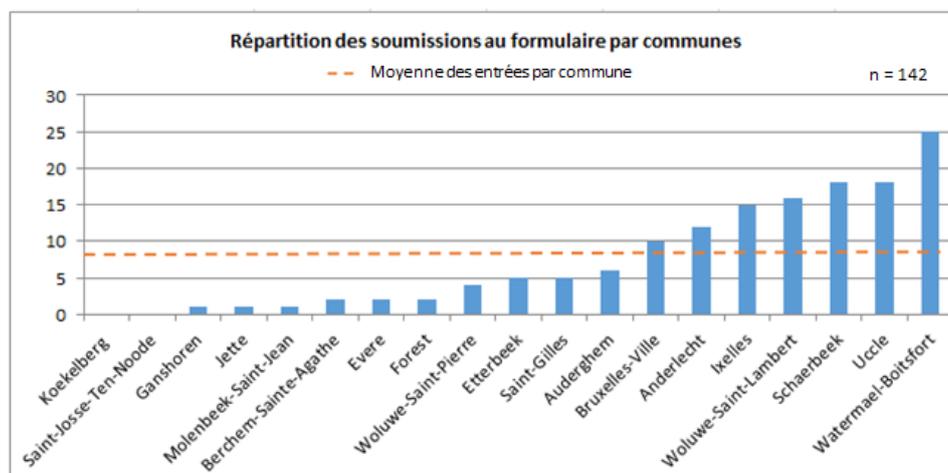


Figure 24 - Répartition spatiale des données encodées sur la localisation des bourgades d'abeilles solitaires nichant entre les trottoirs de la Région de Bruxelles Capitale par commune et via le formulaire online (source personnelle)

Parmi ces 142 observations, 21 (soit 15%) se sont révélées non-pertinentes à la lecture des commentaires laissés par les participants. Elles concernent la nidification d'abeilles cavicoles, domestiques ou d'abeilles terricoles nichant hors des revêtements urbains. 11 observations (soit 8%) ont dû être écartées à la suite d'une vérification sur terrain révélant la présence de nids de fourmis ou au vu de l'absence de nids d'abeilles au lieu indiqué. 10 observations (soit 7%) concernent des adresses encodées auparavant par d'autres observateurs, sont redondantes et ont donc été écartées. 24 (soit 17%) n'ont pas pu être sondées dans le temps imparti et 76 (soit 53%) ont pu être sondées et faire l'objet d'une étude approfondie. L'ensemble de ces informations est synthétisé sous forme de graphe et disponible à la figure 25.

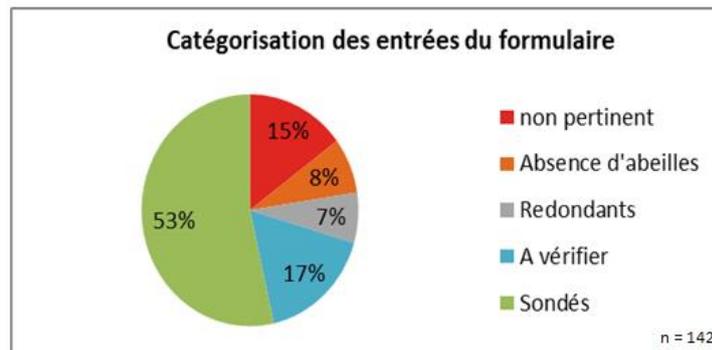


Figure 25 - Répartition des catégories de réponse et de l'état de sondage des entrées du formulaire visant à identifier l'emplacement des bourgades d'abeilles solitaires nichant entre les trottoirs de la Région de Bruxelles Capitale (source personnelle)

Parallèlement à cela, 9 sites supplémentaires ont été sondés. La provenance de leur localisation est due au site *observation.be* et à la signalisation des sites par l'équipe du Département « Espaces verts » de Bruxelles Environnement. Au total, 85 sites ont donc fait l'objet d'une étude approfondie des caractéristiques pédologiques, écologiques, paysagères et des paramètres liés aux revêtements de sol.

2. Localisation des phénomènes de nidification sur trottoir par les abeilles solitaires

A la lumière de l'identification des individus capturés, nous avons réalisés que seuls 65 sites abritaient effectivement des Anthophiles. En effet, les prélèvements effectués sur les 20 autres sites ont uniquement révélés la présence de *Chrysidoidea* (guêpes parasites) et de *Vespoidea* (guêpes). L'ensemble des adresses et coordonnées GPS où les taxons d'intérêts ont été observés est disponible en annexe tandis que la figure 26 récapitule le nombre de bourgades observées par communes. L'analyse de l'ensemble de nos données récoltées et sondées n'a pas révélé de bourgades dans les communes de Ganshoren, Evere, Koekelberg, Saint-Josse-Ten-Noode et Woluwe-Saint-Pierre. Nous avons observés une bourgade dans chacune des communes de Jette, Anderlecht, Berchem-Saint-Agathe, Molenbeek-Saint-Jean et Forest, deux bourgades à Auderghem et quatre bourgades à Woluwe-Saint-Lambert. Les données récoltées nous ont révélé l'existence de cinq bourgades par communes à Bruxelles, Etterbeek et Saint-Gilles, huit bourgades par commune à Watermael-Boitsfort et Schaerbeek et neuf bourgades à Uccle. La commune nous ayant révélé le plus de bourgades est Ixelles avec un total de 14 sites présentant les taxons d'intérêt.

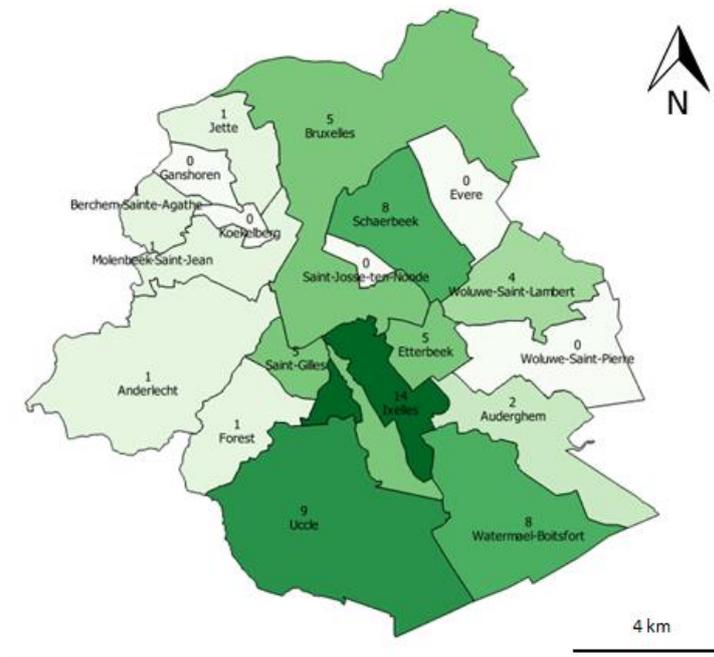


Figure 26 - Répartition du nombre de bourgades d'abeilles solitaires nichant entre les trottoirs de la Région de Bruxelles Capitale par commune (source personnelle)

3. Description du jeu de données

3.1 Prétraitement du jeu de données en vue de l'analyse des sites

Afin de disposer d'un jeu de données homogène et de comparer les différents paramètres sur base d'un même nombre d'échantillons, les observations contenant des valeurs manquantes ont également été écartées. En particulier, n'ont pas été tenus en compte dans l'analyse: les sites exempts de tumuli ne permettant pas d'obtenir de données relatives à la granulométrie (9 observations), les sites n'abritant aucun *Anthophila* et uniquement des *Chrysoidea* et/ou des *Vespoidea* (20 observations dont 2 sont également exempts de tumuli) et les sites dont les mesures de joints ou où l'identification du revêtement n'a pas pu être décrite (6 observations). Au total, 53 observations serviront de base aux analyses statistiques décrites ci-après.

3.2 Analyse des données paysagères

a. Pourcentage de végétation, configuration des patches et indice d'équitabilité au sein des buffers

Le pourcentage de végétation par buffer de 300 m oscille autour d'une moyenne de 45,65% (soit 12,90 hectares) avec un minimum de 16,81% (soit 4,76Ha), un maximum de 87,25% (24,67Ha) et un écart-type de 20,38% (soit 5,76Ha).

Concernant le dénombrement des patches, la végétation est – en moyenne et par buffer - divisée en 153 polygones (écart-type : 75 patches) dont l'aire avoisine les 14 ares (écart-type : 18 ares). Quant à l'indice d'équitabilité de Shannon relatif aux différentes classes d'occupation du sol, sa valeur moyenne pour l'ensemble des buffers vaut 0,73 et est peu dispersée (Tableau 14). En effet, les valeurs se distribuent de 0,56 à 0,86 avec une majorité des données comprises entre 0,69 et 0,79.

b. Analyse de la composition du paysage au sein des buffers

L'analyse des classes d'occupation du sol permet de dresser le tableau du paysage-type présent dans un rayon de 300 mètres autour des bourgades étudiées (Tableau 14). La mise en perspective des différentes catégories nous permet de constater que le paysage est majoritairement dominé par une matrice anthropique de constructions supérieures à 1 mètre de hauteur (moyenne : 32,99%, écart-type : 15,17%). Nous pouvons également constater une proportion importante d'espaces boisés feuillus (moyenne : 17,78%, écart-type : 7,78%), de surfaces imperméables (moyenne : 19,74%, écart-type : 5,36%) et de prairies et jardins (moyenne : 20,51%, écart-type : 10,15%). Les patches boisés composés de conifères (moyenne : 2,90%, écart-type : 2,36%) ou récemment perturbés (moyenne : 5,58%, écart-type : 1,60%) sont présents en plus faible proportion et le taux d'occupation du sol de végétation sèche à haute valeur biologique, de champs labourés et d'étendues aquatiques est peu significatif (moyenne <0,3% et écart-type <2%). Notons que seuls 8 sites sont référencés comme abritant une étendue d'eau libre dans un rayon de 300 mètres autour des bourgades. La valeur aberrante fait référence au site 35 situé sur un pont au-dessus de la Senne. Les classes d'occupation 15 « Sol nu permanent ou couverture végétale < 10 %, y compris les dunes, les roches nues et les carrières » et 45 « Végétation ouverte présentant un intérêt biologique (humide), y compris les roselières et les marais » ne sont pas représentés dans les buffers étudiés. La figure 27 permet une visualisation cartographique des différentes classes d'occupation du sol et des bourgades étudiées.

Tableau 14 - Moyennes et écarts-types des variables paysagères relatives à un rayon de 300 mètres autour des bourgades

Variable	Moyenne	Ecart-type
% végétation	45.65	20,38
Taille moyenne patches	0.14	0,18
Nombre de patches	153	74,74
SHEI	0.73	0,07
Feuillus	17.78	7,78
Constructions > 1 mètre	32.99	15,17
végétation sèche	0.002	0,02
surfaces imperméables	19.74	5,36
prairies et jardins	20.51	10,15
conifères	2.90	2,36
végétation ligneuse perturbée	5.58	1,6
Terre arables labourées	0.20	0,22
Eaux de surface	0.27	1,86

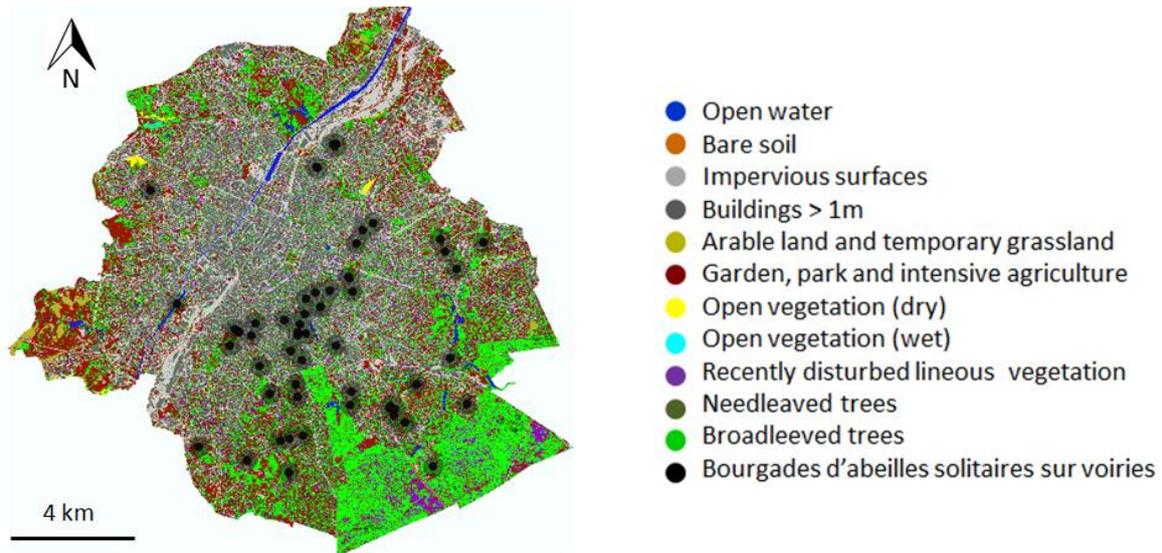


Figure 27 - Carte d'occupation du sol de la Région de Bruxelles-Capitale et localisation des bourgades d'abeilles solitaires nichant entre les trottoirs en région de Bruxelles-Capitale (source personnelle, adaptée des informations provenant du projet LifeWatch (2015))

3.3 Analyse des données granulométriques

a. Répartition des argiles, sables et limons

La méthode d'analyse granulométrique utilisée ne nous a pas permis de distinguer le taux d'argiles, de limons et d'éléments grossiers des échantillons. Néanmoins, une analyse de la texture du sol reste possible à travers l'étude du triangle des textures. En effet, le taux de sable des échantillons est toujours supérieur à 85% et le taux de limons & argiles toujours inférieur à 10% et positionne l'ensemble des échantillons au sein de l'angle inférieur gauche du triangle des textures de l'Aisnes (Figure 28).

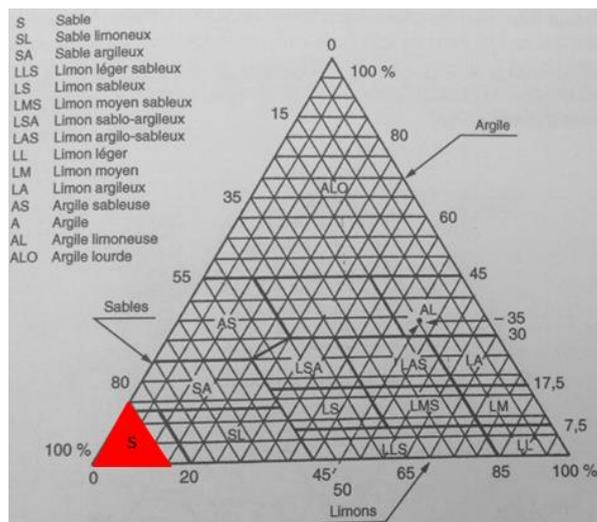


Figure 28 - Triangle des textures de l'Aisnes numéro 2 et localisation de l'ensemble des textures des échantillons de tumuli prélevés adapté d'une figure de Mathieu et Pieltain (1998)

b. Précisions sur la composition des sables

L'étude de la figure 29 nous permet de constater que les échantillons sont généralement composés d'une faible proportion de particules supérieures à 1mm de diamètre (i.e. sables très grossiers moyenne < 2,91%) et inférieures à 50µm (i.e. argiles et limons, moyenne : 2,61%) dont la dispersion est faible et l'écart-type inférieur à 2%. Les particules de diamètre 500µm-200µm quant à elles sont les plus représentées au sein des échantillons (i.e. sables moyens, moyenne : 41,71%). Néanmoins, il s'agit également de la classe granulométrique la plus dispersée avec une amplitude de 60,49% et un écart-type de 14,20%. Quant aux fractions intermédiaires, les échantillons contiennent en moyenne 7,47% de particule de classe 1mm-500µm (i.e. sables grossiers, écart-type : 4,19%), 13,40% de particule de diamètre 100µm-50µm (i.e. sables très fins) et 31,90% de 200µm-100µm (i.e. sables fins) d'écart-type valant respectivement 9,38 et 9,37%.

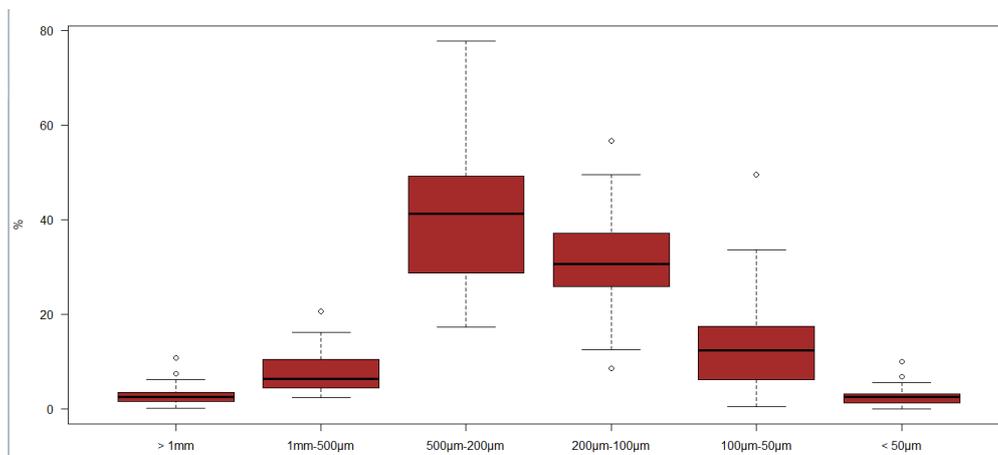


Figure 29 - Boxplot des variables quantitatives liées aux taux de fractions granulométriques des tumuli d'abeilles solitaires nichant dans les trottoirs de la Région de Bruxelles-Capitale (source personnelle)

3.4 Analyse des données relatives aux revêtements de sol

La largeur de trottoir oscille autour de 2,5 mètres et 50% des données sont comprises entre 2 et 3 mètres (écart-type : 0,99m). Néanmoins, les valeurs extrêmes indiquent l'existence d'une variabilité importante. En effet, la largeur de trottoir minimum est de 50 cm tandis que sa valeur maximum est de 6 mètres. Quant à la composition des revêtements, ceux-ci sont majoritairement composés de pavés en grès (23 sites soit 43,4%) et de dalles en béton (24 sites soit 45,2%). Les autres sites sont respectivement composés de pavés en grès et calcaire (3 sites soit 5,7%), pavés en bétons (2 sites soit 3,8%) et dalles en céramiques (1 site soit 1,9%). Un récapitulatif de la répartition de ces modalités est disponible à la figure 30



Figure 30- graphe de la répartition (en %) de la localisation des sites (à gauche) et de la natures du revêtement urbain (à droite) où sont localisés les nids d'abeilles solitaires (source personnelle)

Les joints quant à eux sont majoritairement de nature non liée et totalisent 79,3% des sites rencontrés. A l'inverse, 20,7% des joints sont de nature rigides et dégradés. Leur largeur moyenne est de 1,14 cm et l'écart interquartile oscille entre 1,10 et 1,30cm (écart-type =0,42 cm). Sur les 53 trottoirs analysés, le joint le plus étroit observé et accueillant l'entrée d'une galerie d'abeille solitaire est de 0,4cm et le joint le plus large de 2,9cm.

Concernant la localisation des nids sur le revêtement, la grande majorité des galeries observées se situent sur trottoir (40 sites soit 75,5%) mais certains ont également été localisés sur route (2 sites soit 3,8%), dans les cours internes de maison (3 sites soit 5,7%). Certains sites se situent au niveau des trottoirs et des pas de portes (6 sites soit 11,3%), des trottoirs et des pas d'escaliers (1 site soit 1,9%) ou encore à proximité d'un talus où la bourgade s'était étendue sur le trottoir (1 site soit 1,9%). La figure 30 permet de visualiser ces résultats.

3.5 Analyse des données écologiques

L'analyse descriptive des données écologiques a été étudiée d'une part vis-à-vis des caractéristiques de la bourgade en terme de nombre d'espèces présentes, de nombre et de densité de nids et d'autre part vis-à-vis des espèces présentes en considérant trois niveaux taxonomiques : la famille, le genre et l'espèce.

Comme évoqué dans la littérature, les bourgades peuvent se distinguer selon le nombre d'espèces cohabitant dans un même périmètre. Dans le cadre de notre étude, la grande majorité des bourgades s'est révélée abriter une seule espèce d'abeille terricole (42 sites soit 79,2%) tandis que les bourgades composées de plusieurs espèces étaient présentes sur 11 sites dont 9 (soit 17%) où cohabitaient deux espèces distinctes et 2 sites abritaient trois espèces distinctes (soit 3,8%). Les bourgades monospécifiques étaient composées des sept espèces suivantes : *D. hirtipes*, *A. vaga*, *A. barbilabris*, *L. laticeps*, *sexstrigatum*, *morio* et *fulvicorne*. Les bourgades composites abritaient les couples et/ou triplets d'espèces suivantes : *D. hirtipes* & *Halictus scabiosae*, *D. hirtipes* & *L. sexstrigatum*, *D. hirtipes* & *Lasiogossium sexstrigatum* & *L. laticeps*, *D. hirtipes* & *A. ovatula* ainsi qu'*A. barbilabris* & *L. laticeps*.

Notons que 2/3 des sites sondés abritaient uniquement des abeilles tandis qu'1/3 des sites abritaient simultanément des nids d'abeilles et de guêpes. Les sites accueillant uniquement des abeilles abritaient uniquement des bourgades monospécifiques avec *A. barbilabris*, *A. vaga*, *L.fulvicorne*, *L. laticeps* ou *L. sexstrigatum*. Les sites où cohabitaient des abeilles et des guêpes quant à eux étaient de nature simple (*A. barbilabris*, *D. hirtipes*, *L. fulvicorne*, *laticeps* ou *morio*) ou composite (*A. barbilabris* & *L. laticeps*, *D. hirtipes* en compagnie d'*A. ovatula* ou *H. scabiosae* ou *L. sexstrigatum* ou *L. sexstrigatum* & *L. laticeps*).

Le nombre de nids présents sur le trottoir présente quant à lui une grande variabilité et oscille entre 2 et 500 nids avec une moyenne de 118 nids par site et une médiane de 50 nids par site. Cet écart entre la médiane et la moyenne révèle l'existence d'une distribution asymétrique contenant un grand nombre de données dont les valeurs sont élevées. Quant à la densité de nids, elle présente une moyenne de 14 nids/m² et un écart interquartile variant de 2 nids/m² à 17 nids/m² avec un minimum de 1 nid/m² et un maximum de 100 nids/m².

Au regard de l'ensemble des bourgades étudiées et des 59 spécimens capturés, 3 familles d'*Anthophila* non-coucou sont présentes au sein des trottoirs : les *Andrenidae* (47,46%), les

Halictidae (37,29%) et les *Mellitidae* (15,25%). En outre, si ces mêmes données sont considérées à un niveau taxonomique inférieur (le genre), les 4 taxons présents sont *Andrena* (47,46%), *Dasygoda* (15,25%), *Halictus* (1,69%), *Lasioglossum* (35,59%). Au total, 9 espèces ont été observées : *A. barbilabris* (42,37% soit 25 individus), *L. laticeps* (22,03% soit 13 individus), *D. hirtipes* (15,25% soit 9 individus), *L. sexstrigatum* (8,47% soit 5 individus), *A. vaga* (3,39% soit 2 individus), *L. fulvicorne* (3,39% soit 2 individus), *A. ovatula* (1,69%, 1 individu), *H. scabiosae* (1,69%, 1 individu), et *L. morio* (1,69%, 1 individu). La figure 31 synthétise ces occurrences par niveau taxonomique.

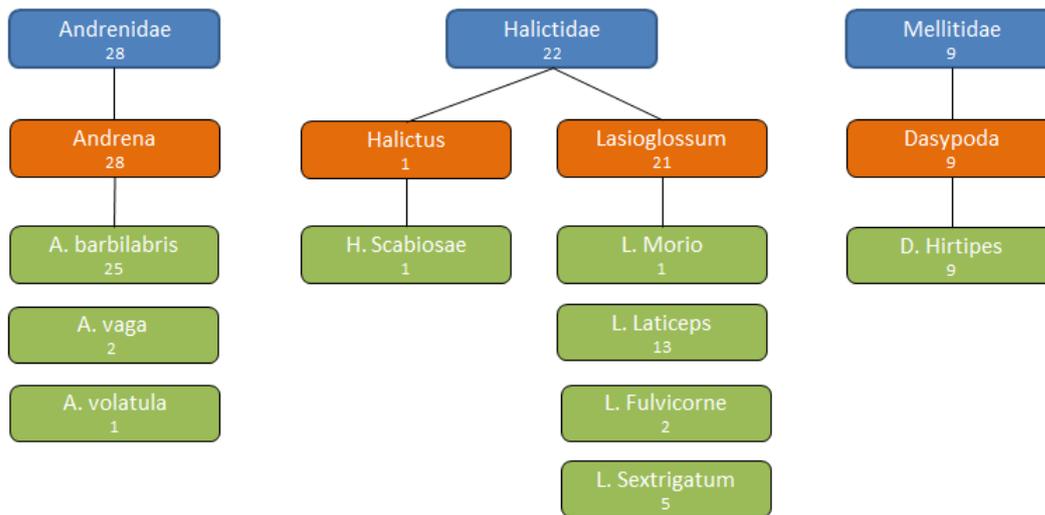


Figure 31 - Représentation des occurrences de familles, genres et espèces d'abeilles solitaires observées comme nichant dans les trottoirs de la Région de Bruxelles-Capitale (source personnelle)

4. AFDM

4.1 Sélection de variables

D'une part, les modalités de faibles occurrences (i.e. < 3) de la variable « Situation de nids » que sont les sites sur trottoirs & talus, trottoirs & pas d'escalier et trottoirs & cour interne de maison ont été regroupées sous la modalité « autre situation ». Dans la même optique, les modalités « pavés béton », « dalles céramiques » et « pavés grès & calcaire » de la variable « type de revêtement » ont été réunies au sein d'une seule et même modalité nommée « autres revêtements ».

D'autre part, les données relatives au nombre de nids et à la densité de nids ont été écartées de cette analyse en raison du caractère dynamique des bourgades (i.e évolution du nombre de nids au cours du temps) et de l'étalement sur plusieurs mois de leur dénombrement. En d'autres termes, le fait de ne pas avoir comparé le nombre de nids sur l'ensemble des sites (et donc leur densité) à un même temps T peut fortement biaiser l'analyse. De plus, les nids ont été dénombrés toutes espèces confondues et leur occurrence et densités se réfèrent donc également aux guêpes solitaires nichant dans les trottoirs. Or, ces taxons se situent en dehors de notre champ d'étude. C'est pourquoi ces variables ont été écartées des analyses multivariées.

Au regard de la figure 32, nous pouvons constater que la plupart des variables sont peu corrélées entre elles à l'exception des variables paysagères relatives au pourcentage de végétation, au nombre

et la taille des patches, feuillus, constructions > 1m, surfaces imperméables, prairies et jardins, conifères, végétations labourées et champs cultivés. Le taux de végétation sèche et les surfaces aquatiques sont corrélées entre elles mais fortement décorrélées avec les autres variables de cette catégorie. De plus, la variable granulométrique « 0,2mm » reprenant le pourcentage de particules de diamètre 500-200 μ m (i.e. sables moyens) est fortement corrélée avec les variables « 0,1mm » (i.e. sables fins) et « 0,05mm » (i.e. sables très fins).

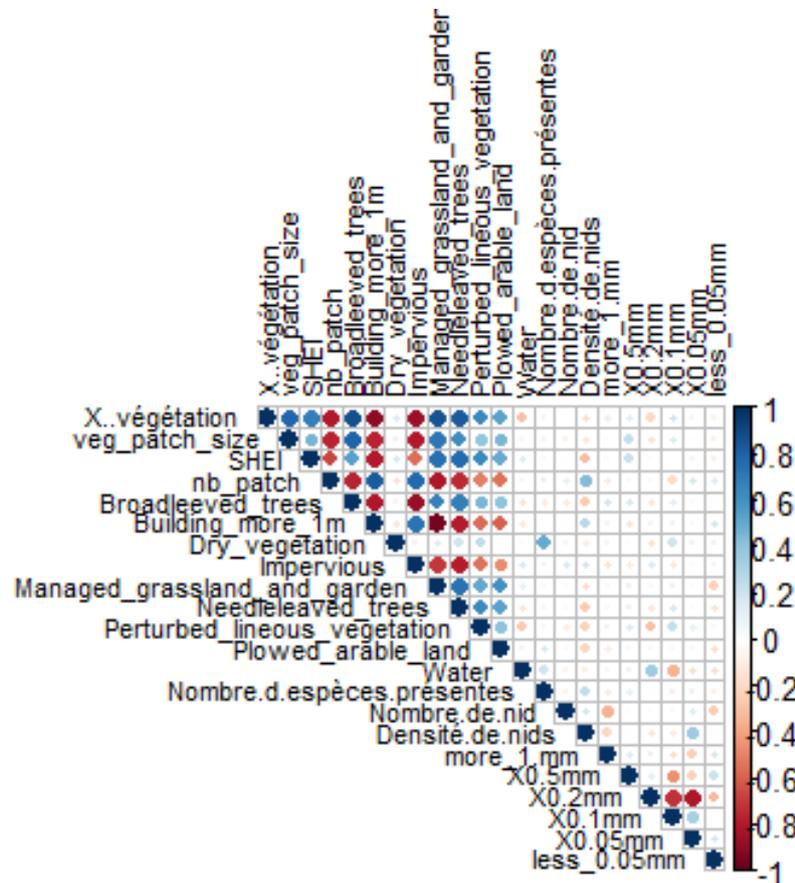


Figure 32 - corrélogramme des variables quantitatives selon le coefficient de Pearson (source personnelle)

Au vu de ces résultats et la nature des données qui nous est connue, nous avons décidé de conserver comme variable active le « pourcentage de végétation » qui synthétise les classes d’occupation du sol végétales (prairies et jardins, feuillus, conifères, espaces boisés récemment perturbés et terre arable labourée) et la variable « constructions supérieures à 1 mètre de hauteur » afin de synthétiser les informations relatives aux espaces minéraux (surfaces imperméables et constructions). L’indice d’équitabilité de Shannon a lui aussi été écarté au profit du nombre et de la taille des patches.

De plus, les variables qualitatives « commune », « genre » et « famille » n’ont pas été implémentées dans la construction de l’AFDM. En effet, la commune n’est pas une variable qui influence en tant que tel (i.e. en tant qu’entité administrative) le choix des sites de nidifications des abeilles étudiées. Et le genre et la famille contiennent une information redondante à la variable espèce. Ces co-variables ne participeront pas à la construction des axes et seront ajoutées aux analyses multivariées en tant que variables supplémentaires. Au total, l’analyse factorielle des données mixtes s’est effectuée sur 22 variables dont 18 actives et 4 supplémentaires.

4.2 Résultats de l'AFDM

a. Dimensions à analyser

Comme l'illustre la figure 33, l'AFDM génère 10 dimensions dont les valeurs propres sont toutes supérieures à 1. Selon le critère de Kaiser, l'ensemble des axes devraient donc être retenus pour procéder à l'analyse des données. Néanmoins, l'étude d'un grand nombre d'axes rend l'interprétation des résultats complexe et ardue et c'est pourquoi le critère du coude a également été observé. L'histogramme des valeurs propres permet de mettre en évidence la présence de deux coudes placés respectivement aux 3^e et 7^e dimensions. Dans le même soucis d'interprétabilité des résultats, nous avons fait le choix de ne retenir que les 3 premiers axes pour la suite des analyses. Leur prise en compte simultanée permet d'expliquer 35,91% de la variabilité du jeu de données.

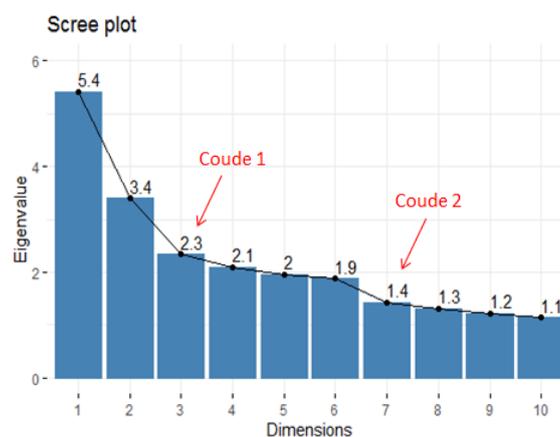


Figure 33 - Graphique des 10 dimensions générées par l'AFDM selon leur valeur propre et localisation des « coudes » (source personnelle)

b. Description des dimensions

Dimension 1 :

La dimension 1 explique 17,43% de la variance. Comme l'illustre le tableau 15, cette dimension est construite à hauteur de 54,79% (somme des contributions) par les variables paysagères que sont le pourcentage de végétation, la taille des patchs végétaux, le nombre de patchs ainsi que le taux d'occupation du sol de la classe « constructions supérieures à 1 mètre » et à hauteur de 11,53% par la variable « espèce ». De plus, le mois d'observation, le taxon en présence (guêpe ou guêpe & abeille) et le type de pavés ont dans une moindre mesure, contribués également à la construction de cette première dimension.

La figure 34 additionnée de l'étude du \cos^2 du tableau 15 nous permet de constater que l'axe 1 illustre un gradient de taux de végétalisation des buffers et du nombre et de la taille de patchs végétaux dont la qualité de représentation sur l'axe est élevée. Au regard de ce même tableau, seule la variable qualitative « Taxon » présente une qualité de représentation sur l'axe supérieure à 0,1. Néanmoins, l'étude de la qualité de représentation des modalités (tableau 16) nous permet de constater que les mois d'avril et juin, les espèces *A. barbilabris*, *A. vaga*, *L. morio*, *D. hirtipes* seule ou cohabitant avec *L. sexstrigatum* & *L. laticeps* ainsi que les modalités liées aux revêtements de type dalle en béton et pavés en grès et l'ensemble des modalités relatives aux situation de nid et aux types de joints ont un \cos^2 supérieur à 0,1.

Les modalités de la variable supplémentaire « Commune » interprétables (i.e. $\cos^2 > 0,1$) dans la première dimension sont Auderghem, Bruxelles, Etterbeek, Forest, Ixelles, Saint-Gilles, Schaerbeek, Uccle, Watermael-Boitsfort et Woluwe-Saint-Lambert.

Dimension 2 :

La deuxième dimension explique 10,95% de l'inertie et est construite à 53,07% sur base de la granulométrie des tumuli et plus particulièrement par les fractions d'éléments grossiers & sables très grossiers (i.e. particules de diamètre $> 1\text{mm}$), de sables moyens, sables fins et très fins. Les autres critères contribuant significativement à la construction de cet axe sont les variables « type de pavé », « espèce » et « mois ». Par conséquent et comme l'illustre la figure 34, l'axe 2 est le reflet d'un gradient de taille de particules granulométriques. Notons que les fractions 100-50 μm , 200-100 μm et 500-200 μm sont celles qui présentent une qualité de représentation sur les axes élevée.

Aucune variable qualitative ne présente de qualité de représentation supérieure à 0,1 (tableau 15). Notons que certaines modalités présentent tout de même un seuil de \cos^2 qui rend cet axe sujet à une interprétation (tableau 16). C'est le cas des modalités « Avril » et « Juin », des espèces « *L. morio* », « *D. hirtipes* & *L. sexstrigatum* » et « *L. sexstrigatum* », des situations de nids "pas de maison" et "trottoir", des revêtements "autres" et "pavés grès" ainsi que des deux modalités de types de joints. Quant aux modalités liées aux communes, il s'agit des agglomérations d'Anderlecht, Schaerbeek et Woluwe-Saint-Lambert.

Dimension 3 :

Le troisième et dernier axe étudié dans le cadre de ce travail exprime 7,53% de la variabilité du jeu de données. Les variables contribuant le plus à la construction de cette dimension sont le mois, le taxon et l'espèce (somme des contributions : 54,69%) tandis que les variables granulométriques « sables fins » et « sables moyens », la largeur moyenne et le type de joint y contribuent significativement mais dans une moindre mesure.

La qualité de représentation des variables quantitatives sur l'axe 3 est faible et toujours inférieure à 0,3 (Tableau 15). La seule variable représentée avec un coefficient \cos^2 supérieur à 0,1 est « Taxon ». Tout comme les deux premiers axes, certaines modalités sont tout de même bien représentées au sein de la dimension 3 (Tableau 16 et figure 34) . Il s'agit des modalités « Avril » et « Mai », les taxons "Abeilles" et "Abeilles&Guêpes", les sites abritant *D. hirtipes*&*L. sexstrigatum*, *L. sexstrigatum* seul et les deux modalités de types de joints "non liés" et "rigides". Quant aux modalités de la variable supplémentaire liée à la commune d'observation, celles présentant un $\cos^2 > 0,1$ sont Anderlecht, Bruxelles, Etterbeek, Watermael-Boitsfort et Woluwe-Saint-Lambert

Variables dont la qualité de représentation est faible dans les 3 axes

Les variables liées aux fractions granulométriques de sables très grossiers & éléments grossiers, de sables moyens ainsi que les argiles et limons présentent une faible qualité de représentation dans les 3 premières dimensions à l'instar des variables liées aux largeur de trottoir, moyennes de joints et des espèces et associations d'espèces *D. hirtipes* & *A. ovatula*, *A. barbilabris* & *L. laticeps* et *L. fulvicorne*.

Tableau 15 - Dimensions retenues dans l'AFDM et liste des variables indiquant leur contribution à la construction de ces axes ainsi que leur qualité de représentation

Le coefficient représenté est la contribution (en %) des variables à la construction des axes. Les chiffres rouges indiquent que la variable dans la dimension concernée contribue plus à la construction de l'axe que les valeurs moyennes attendues si les contributions de toutes les variables étaient uniformes. Les signes entre parenthèse donnent une information sur la qualité de représentation (i.e. \cos^2) des différentes variables. Le tableau peut se lire comme suit : la variable quantitative « végétation percentage » contribue à hauteur de 15,09% à la construction de l'axe 1 et présente une qualité de représentation sur cet axe est relativement bonne.

Dimension	1	2	3
%variance	17,43	10,95	7,53
% variance cumulée	17,43	28,38	35,91
Contribution des variables quantitatives (%)			
Pourcentage de végétation	15,09 (++)	0,78 (--)	1,93 (--)
Taille des patchs végétaux	11,91 (++)	0,95 (--)	3,48 (--)
Nombre de patch	12,83 (++)	2,34 (--)	2,21 (--)
Constructions > 1m	14,96 (++)	1,55 (--)	0,05 (--)
more_1.mm	0,07 (--)	5,70 (--)	2,86 (--)
1mm_500µm	0,39 (--)	2,00 (--)	3,85 (--)
500.200µm	1,24 (--)	18,91 (++)	5,52 (--)
200.100µm	1,17 (--)	9,82 (+)	10,31 (-)
100.50µm	0,25 (--)	18,64 (++)	0,57 (--)
less_50µm	0,37 (--)	1,55 (--)	0,31 (--)
Largeur de trottoir	1,41 (--)	0,76 (--)	1,02 (--)
Moyenne des joints	0,30 (--)	1,52 (--)	5,44 (--)
Contribution des variables qualitatives (%)			
mois	8,10 (-)	5,45 (--)	16,59 (-)
Taxon	7,35 (+)	2,12 (--)	15,07 (+)
Espèce	11,53 (--)	13,46 (--)	23,03 (--)
Situation des nids	4,73 (--)	4,99 (--)	0,21 (--)
Types de pavés	5,95 (-)	6,46 (--)	1,67 (--)
Type de joints	2,35 (--)	2,99 (--)	5,89 (--)
Qualité de la représentation (\cos^2) avec (++) : $\geq 0,3$, (+) : 0,1-0,3, (-) : 0,05-0,09, (--) : $< 0,05$			

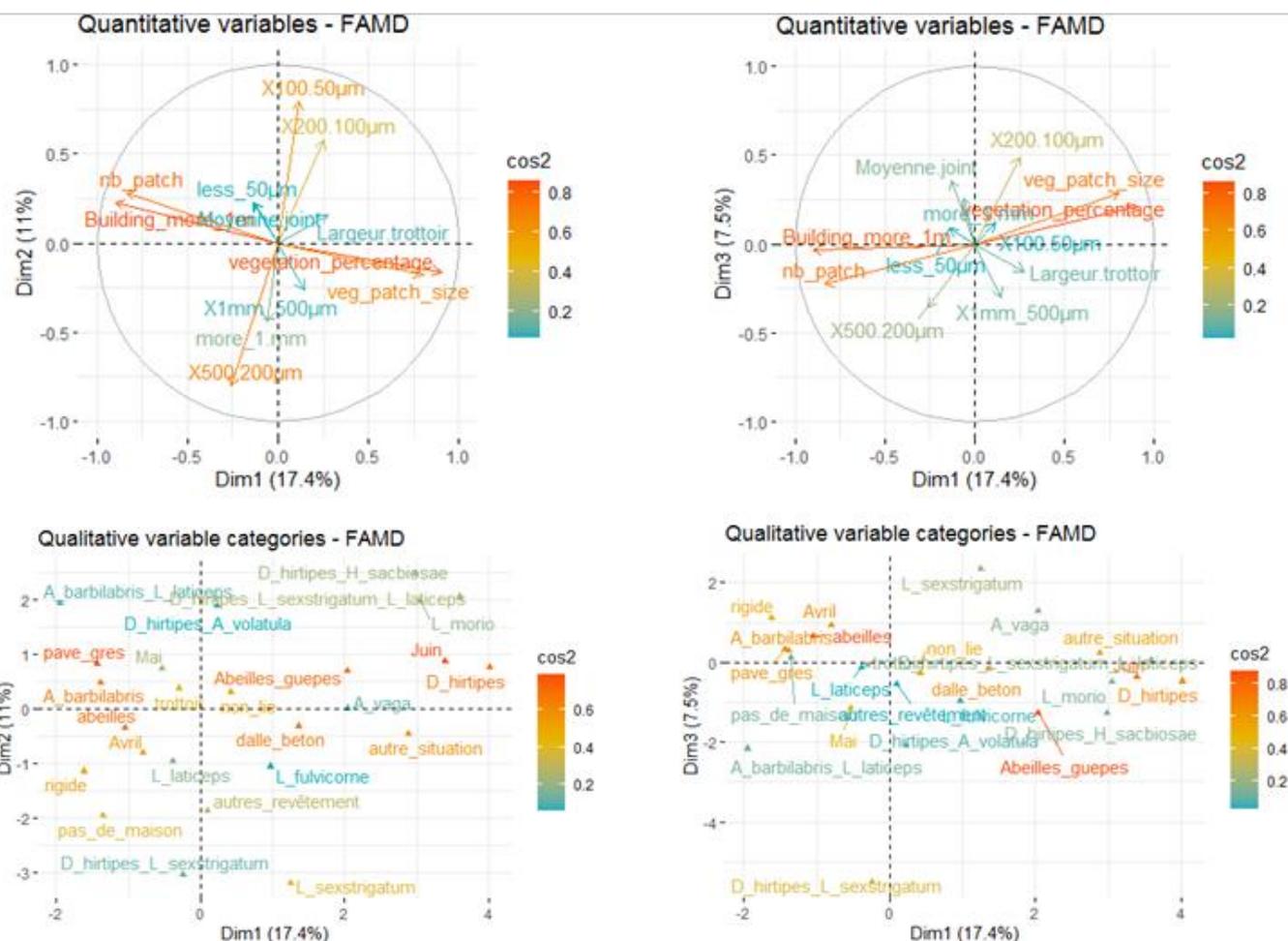


Figure 34 - répartition des variables quantitatives (en haut) et des différentes modalités qualitatives (en bas) dans les deux plans bidimensionnels assortis de leur coefficient \cos^2 représentant la qualité de représentation sur les axes (source personnelle)

Rappelons que la figure indique les centres des modalités de variables qualitatives mais ne reflète pas leur variabilité. Néanmoins, leur analyse permet de dégager des tendances générales.

Tableau 16- Dimensions retenues dans l'AFDM et liste modalités des variables qualitatives assorties de leur qualité de représentation sur les 3 axes retenus

Les signes entre parenthèse donnent une information sur la qualité de représentation (i.e. \cos^2) des différentes variables. Le tableau peut se lire comme suit : la modalité « Juin » de la variable qualitative « mois » présente une relativement bonne qualité de représentation sur l'axe 1 et une mauvaise présentation sur les axes 2 et 3.

	Dim. 1	Dim. 2	Dim. 3		Dim. 1	Dim. 2	Dim. 3
Mois				Type de revêtements			
Avril	(+)	(+)	(++)	Autres revêtement	(--)	(+)	(--)
Juin	(++)	(--)	(--)	Dalle béton	(++)	(--)	(--)
Mai	(-)	(+)	(++)	Pavés grès	(++)	(+)	(--)
Taxon				Type de joints			
abeilles	(++)	(-)	(+)	Non lié	(++)	(+)	(+)
Abeilles & guêpes	(++)	(-)	(+)	Rigide	(++)	(+)	(+)
Espèces				Communes (variable supplémentaire)			

A_barbilabris	(++)	(-)	(--)	Anderlecht	(--)	(+)	(++)
A_barbilabris_L_laticeps	(-)	(-)	(-)	Auderghem	(++)	(--)	(-)
A_vaga	(+)	(--)	(-)	Berchem-Saint-Agathe	(--)	(-)	(--)
D_hirtipes	(++)	(--)	(--)	Bruxelles	(++)	(-)	(+)
D_hirtipes_A_ovatula	(--)	(-)	(-)	Etterbeek	(+)	(--)	(+)
D_hirtipes_H_scabiosae	(+)	(-)	(--)	Forest	(+)	(-)	(--)
D_hirtipes_L_sexstrigatum	(--)	(+)	(++)	Ixelles	(++)	(--)	(--)
D_hirtipes_L_sexstrigatum_L_laticeps	(+)	(-)	(--)	Saint-Gilles	(++)	(--)	(-)
L_fulvicorne	(--)	(--)	(--)	Schaerbeek	(++)	(+)	(--)
L_laticeps	(--)	(+)	(--)	Uccle	(++)	(-)	(--)
L_morio	(+)	(-)	(--)	Watermael-Boitsfort	(++)	(--)	(+)
L_sexstrigatum	(-)	(++)	(+)	Woluwe-Saint-Lambert	(+)	(+)	(+)
Situation de nid	Symbole lié au \cos^2 (++) : $\geq 0,3$, (+) : $0,1-0,3$, (-) : $0,05-0,09$, (--) : $< 0,05$						
Autres situations	(++)	(--)	(--)				
Pas de maison	(+)	(+)	(--)				
trottoir	(+)	(+)	(--)				

c. Répartition du nuage de points dans l'espace à trois dimensions

La lecture du nuage de points des individus dans les différents plans (Figure 35) nous indique que les sites sont concentrés dans les trois dimensions du côté négatif de l'axe 1 et que leur dispersion augmente à mesure que les valeurs de l'axe principal grandissent. Les sites isolés varient en fonction du plan bidimensionnel considéré mais aucun point ne semble particulièrement isolé dans l'ensemble des dimensions. Le site 38 (Schaerbeek, avenue Emile Verhaeren) est isolé dans le plan des dimensions 1 et 2 tandis que le site 35 (Anderlecht, pont Pierre Marchant) varie fortement du reste des sites dans le plan des axes 1 et 3.

d. Lien entre les variables et les taxons et étude de leur variabilité

Répartition des taxons « abeilles » et « abeilles & guêpes »

La colorisation des points selon la variable qualitative « taxon » nous permet de mettre en évidence la divergence des caractéristiques des sites abritant uniquement des abeilles et les sites abritant simultanément des abeilles et des guêpes. La distinction des deux nuages de points se marque particulièrement sur la figure 3D et est également visible sur le plan reprenant les dimensions 1 et 3 (Figure 35). Quant au plan reprenant les dimensions 1 et 2, il démontre un chevauchement des deux nuages. Le recouvrement important des deux polygones et l'étalement de chacun des polygones au sein des quatre quadrants dans les deux premières dimensions indiquent que les sites abritant un seul taxon ou les deux partagent un grand nombre de caractéristiques communes au niveau du taux de végétalisation, de la taille et du nombre de patch ainsi qu'au regard de la granulométrie de leurs tumuli.

Répartition des espèces

L'analyse de la figure 36 nous permet de visualiser le nuage de points (i.e. l'ensemble des sites) dans les trois dimensions retenues en fonction de la variable « espèce ». Les plans en deux dimensions

révèlent quatre polygones correspondant aux bourgades monospécifiques retrouvées plus de deux fois sur l'ensemble du jeu de données. Quant aux bourgades composites et aux bourgades monospécifiques rares (i.e. observées moins de trois fois), elles sont symbolisées dans les plans bidimensionnels par des lignes et des points.

Les sites abritant *A. barbilabris* et *L. laticeps* se superposent grandement dans les deux plans. Néanmoins, on observe dans le plan des dimensions 1 et 2 que les points moyens de ces deux espèces se situent dans des quadrants différents (respectivement le 2^e et 3^e quadrant). Les polygones de sites abritant les bourgades monospécifiques de *L. sexstrigatum* et *D. hirtipes* sont excentrés par rapport à l'intersection des axes 1 et 2 et indiquent donc un écart significatif avec la moyenne des caractéristiques de sites de l'ensemble du jeu de données.

A. vaga, présente sur deux sites, se retrouve de part et d'autre de l'axe 1, le seul axe où sa représentation est relativement bonne. La bourgade monospécifique de *L. morio* se situe dans le premier quadrant du premier plan (i.e. dimension 1 et 2) et est bien représentée uniquement au sein du premier axe.

Notons que les points symbolisant le triplet d'espèces *D. hirtipes*, *L. sexstrigatum* & *L. laticeps* et le doublet *D. hirtipes* & *H. scabiosae* sont proches du site abritant *L. morio* et du polygone représentant la dispersion des caractéristiques de sites abritant les monobourgades de *D. hirtipes*. L'ensemble de ces espèces présentent une bonne qualité de représentation dans l'axe 1 et pourront donc être comparées à cet égard.

Enfin, le site abritant la bourgade composite de *D. hirtipes* & *L. sexstrigatum* est proche des polygones représentant les bourgades monospécifiques de *L. sexstrigatum* et de *L. laticeps* et présentent tous trois une bonne qualité de représentation dans la deuxième dimension. Par contre, nous pouvons observer que la bourgade composite de *D. hirtipes* & *L. sexstrigatum* est représentative et éloignée de l'ensemble du reste du jeu de données dans l'axe 3.

L'ensemble de ces résultats sera interprété dans la section suivante intitulée « Discussion ».

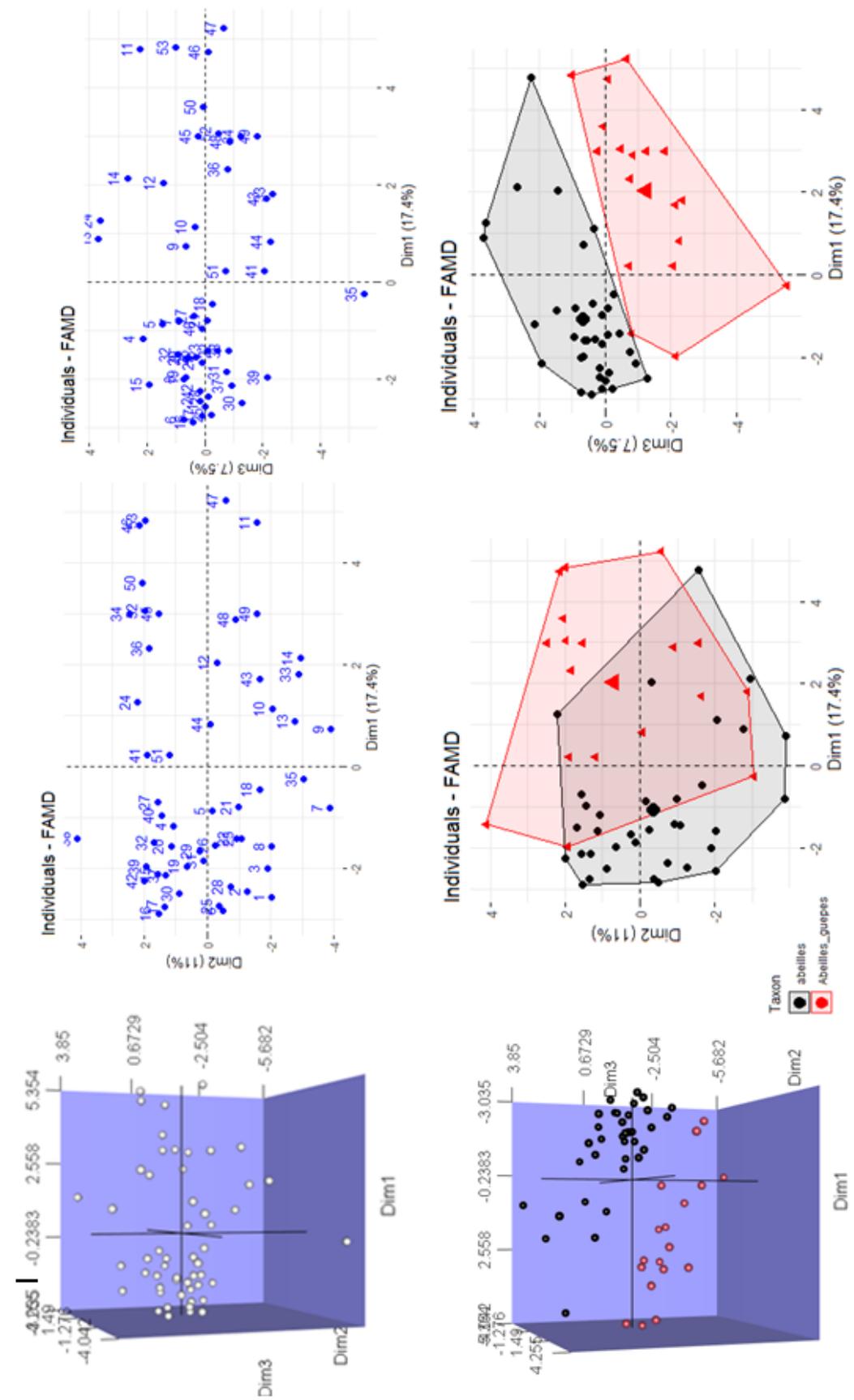


Figure 35 - représentation dans un espace en trois dimensions et sur les deux plans de cet espace de la répartition des sites (en haut) et des taxons (en bas) au sein des 3 premiers axes générés par l'AFDM (source personnelle)

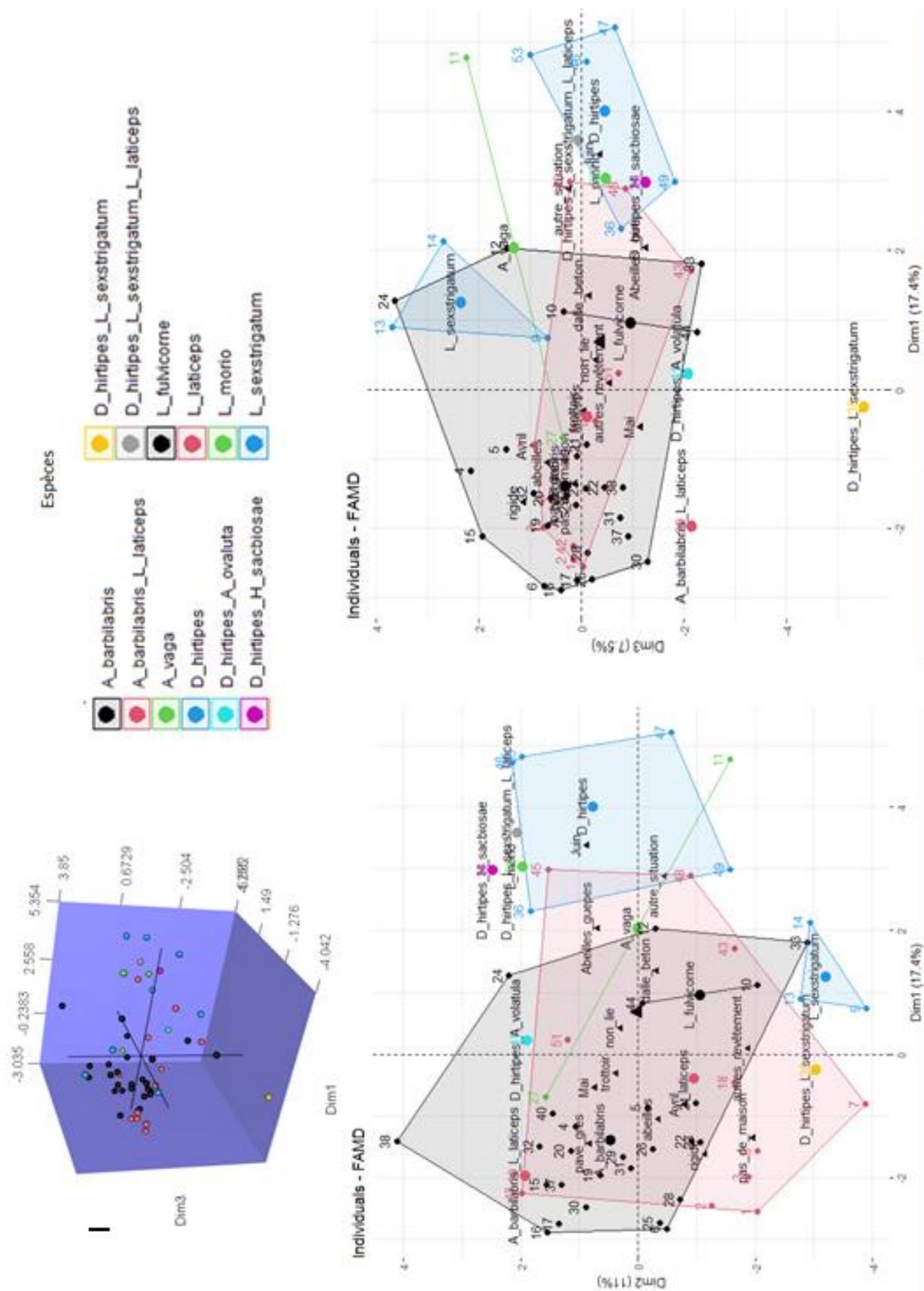


Figure 36 - représentation dans un espace en trois dimensions et sur les deux plans de cet espace de la répartition des espèces au sein des 3 premiers axes générés par l'AFDM (source personnelle)

DISCUSSION

1. Recensements participatifs et localisation des nids

L'étude des figures 23 et 24 nous a permis de constater que les données encodées n'étaient homogènes ni dans temps ni dans l'espace. Ces observations concordent avec les conclusions de Giraud (2015), Royle (2005) et leurs collègues qui stipulent que l'utilisation de données non protocolées issues de sciences citoyennes engendre une force de prospection spatio-temporelle variable.

La disparité des fréquences d'encodage pourrait s'expliquer par la mise en place du lockdown liée à la crise du Coronavirus durant le mois de mars qui a peu permis aux citoyens de sortir de chez eux et donc, de repérer et signaler des sites de nidification. A contrario, l'augmentation des températures et du taux de diffusion du formulaire (dû à l'échantillonnage en boule de neige) au cours du temps ainsi que le déconfinement progressif des citoyens ont probablement eu un impact positif sur le taux de réponses au formulaire.

Quant à la dispersion spatiale des encodages et des observations de nids, elle pourrait résulter d'une réelle disparité des localisations de nids d'abeilles mais également des divergences entre les campagnes de communication des administrations communales ou de la réceptivité et du profil socio-économique des citoyens. Ces questions mériteraient un approfondissement par le biais d'une étude de géographie sociale.

Afin de réduire ces biais et de capter un maximum de variabilité, nous avons diffusé autant que faire se peut le formulaire et récolté un maximum de données pour augmenter la taille de notre échantillon. De plus, chaque commune bruxelloise a été contactée individuellement en tant que source d'information et d'organisme-relais afin d'assurer une couverture spatiale de l'étude la plus large possible. Quant à la régularité temporelle des données, nous avons pris soin de lancer une seconde campagne de recensement participatif au début du mois de juin et de garder le contact avec les participants de la salve printanière à travers un remerciement collectif.

Enfin, nous pouvons nous interroger sur la représentativité des sites mis en évidence par rapport au réel nombre de bourgades nichant dans les trottoirs sur le territoire de la Région de Bruxelles Capitale et donc sur la réelle variabilité de sites captée par notre étude. L'une des réponses à cette question réside dans l'hétérogénéité de la détectabilité des sites qui représente un biais commun en sciences participative (Royle et al. 2005 ; Dorazio 2014 ; Kéry et al. 2009). En effet, on peut supposer que les nids situés dans des rues fréquentées, abritant de grandes bourgades, espèces et tumuli sont plus sujets à être détectés que les nids localisés dans des rues peu fréquentées, abritant de petites bourgades et espèces avec des tumuli peu visibles. On peut donc émettre l'hypothèse que les premiers seront sur-représentés tandis que les deuxièmes seront sous-représentés.

Concernant les entrées présentant des erreurs de détections – fréquentes dans le cadre de crowdsourcing (Yoccoz *et al.* 2001 ; Chen *et al.* 2013 ; Coron *et al.* 2017 ; Du Tien Hal *et al.* 2018) – celles-ci ont été identifiées et éliminées du jeu de données à travers la phase de validation sur terrain. Les multi-comptages, fréquents également dans les processus de sciences participatives

(Warton *et al.* 2013 ; Renner *et al.* 2015 ; Guélat & Kéry 2018), ont pu être écartés via la comparaison des lignes d'entrées.

2. Description des sites

2.1 Aspect paysager

Les résultats liés à la matrice paysagère mettent en lumière que la surface correspondant au rayon de butinage a tendance à être dominée par une matrice anthropique minérale tout en abritant une proportion très variable d'espaces végétaux. En effet, le site le plus minéralisé (i.e. 16% de surfaces végétales) se trouve à Schaerbeek (observation 16) à proximité d'une zone industrielle importante en plein cœur de la ville tandis que les sites les plus végétalisés (observations 11,14,53) se situent dans les communes périphériques de Uccle et Watermael-Boitsfort en bordure de parcs ou de la Forêt de Soignes. Notons que par leur nombre élevé de patchs végétaux de petite taille, la majorité des buffers présentent une matrice végétale hautement fragmentée. Enfin, l'indice de Shannon moyen nous révèle l'absence de dominance marquée d'une seule et même classe d'occupation du sol. En d'autres termes, les différentes classes sont réparties de manière relativement équitable au sein des buffers et les habitats présents dans le rayon d'action moyen des abeilles sont donc relativement variés. Ces observations concordent avec les observations faites par Fortel et Vaissière en 2016 qui stipulent que l'hétérogénéité des patchs urbains et la présence de nombreux parcs & jardins en ville permettent la coexistence d'une grande diversité d'habitats et de niches écologiques associées ainsi qu'une abondance des ressources florales qui participent au caractère « refuge » de la ville.

Il aurait été intéressant de relever le taux et la composition des ressources florales afin d'évaluer les ressources alimentaires disponibles pour les individus. Toutefois, bien que la présence de végétaux révélée par le NDVI ne permette pas une mesure directe et précise de ces ressources florales disponibles, on peut émettre l'hypothèse qu'un espace végétalisé a une probabilité plus élevée d'accueillir des ressources florales et donc un taux de ressources alimentaires qu'un espace minéral. Notons qu'il est envisageable de relever la densité de ressources florales par le biais d'un système de drones (Librán Embid *et al.* 2020) mais que cette piste n'a pas été explorée.

Quant à la connectivité des patchs végétaux, elle n'a pas été intégrée dans notre analyse et mériterait d'être mise en lumière. En effet, nous avons choisi d'omettre ce paramètre de paysage car la nature 2D des cartes satellites utilisées ne permet pas d'évaluer la hauteur des bâtiments et de prendre en compte l'accessibilité des espaces verts par les abeilles (ex : îlots urbains) et l'éventuelle végétation présente sous la couronne des arbres (Muratet *et al.* 2013).

2.2 granulométrie des tumuli

Les résultats de l'analyse granulométrique révèlent que les échantillons de tumuli prélevés correspondent tous à une texture de type « sableux » dans le triangle de l'Aisnes mais également dans le triangle USDA. En effet, les échantillons sont composés en grande majorité de sables (>85%) et en faibles proportions de limons, d'argiles et d'éléments grossiers. En référence à la nomenclature des sables de l'Association Internationale de la Science du Sol (1930), les échantillons contiennent une majorité de sables moyens, une proportion intermédiaire de sables grossiers, fin et très fins ainsi qu'un faible taux de particules de sables très grossiers.

Cette classe de texture est cohérente avec les observations réalisées par Cane (1991) sur 32 espèces d'abeilles terricoles aux Etats-Unis, par Vereecken (2017) sur *Andrena vaga*, Malyshev (1935) sur *Dasygoda hirtipes* et, Michez (2007) sur les Dasypodidae et Mellitidae et Falk (2015) sur les 9 espèces étudiées qui stipulent que la nidification de ces espèces prend notamment place sur un sol à texture sableuse. Néanmoins, alors que ces auteurs relèvent une multitude de textures utilisées telles que les loams limoneux et les loams argileux pour Cane, les sols argilo-sableux également pour Vereecken et des sols argileux également pour Michez, notre étude ne met en évidence qu'un seul et même type de texture utilisé par les abeilles pour creuser leur galerie. Il pourrait se révéler intéressant de définir si cette tendance est généralisée aux populations urbaines en comparant la granulométrie des sols utilisée par les espèces urbaines sur trottoirs avec la granulométrie des sols utilisés par les mêmes espèces urbaines hors-trottoir ainsi que de celle issue des populations de milieux ruraux et naturels

Notons que ces affirmations se basent sur l'hypothèse que les échantillons de tumuli sont représentatifs de l'ensemble de la matrice pédologique dans laquelle sont creusées les galeries. Etant donné l'absence (à notre connaissance) de littérature scientifique à ce sujet, il serait pertinent dans le futur de comparer la composition des tumuli avec l'ensemble de la composition du sol entourant les galeries pour confirmer ou infirmer cette hypothèse.

En outre, certains paramètres tels que la couverture de végétation, le pourcentage de matière organique, le drainage, la température, l'exposition et l'aspect du sol n'ont pas été étudiés dans le cadre de ce travail mais ont été identifiés par la littérature comme des facteurs impactant le choix des nids. Il serait donc intéressant d'étudier ultérieurement ces paramètres, d'évaluer les tendances globales et de comparer ces caractéristiques par espèces afin d'augmenter les connaissances à ce sujet, peu connues actuellement (Cope et al. 2019).

2.3 Revêtement de sol :

Au vu du caractère neuf de l'étude des sites de nidification des abeilles terricole sur trottoir, peu de ressources sont disponibles pour comparer nos résultats avec des études actuelles ou antérieures sur le sujet. C'est la raison pour laquelle un grand nombre d'hypothèses et de questions sont soulevées dans ce chapitre.

Les analyses liées aux revêtements de sol révèlent que la grande majorité des revêtements de sols où nichent les abeilles solitaires sont composés de pavés en grès et dalles en béton. Cela suggère que l'épaisseur du pavage affecte peu la préférence de sites de nidification toutes espèces confondues. Ces constatations posent de nombreuses questions. En effet, ces divergences d'épaisseur de pavages questionnent une éventuelle multiplicité des formes de galeries au sein du substrat. Les tunnels plongent-ils en profondeur à travers les différentes couches qui composent le trottoir ou s'étendent-ils sur les premiers centimètres sous le pavage ? De plus, nous pouvons nous demander si le choix de l'emplacement de nidification résulte d'une préférence pour les dalles en béton et les pavés en grès en particulier ou si leur emplacement provient simplement d'une plus haute disponibilité de ces types de pavage sur le territoire de la Région de Bruxelles-Capitale. Notre étude n'a pas approfondi ces questions mais elles mériteraient néanmoins des recherches ultérieures.

La totalité des sites présente une ouverture au niveau des joints qui permet aux individus de creuser leur galerie. L'ouverture des joints observée résulte soit de l'absence pure et simple de joints lors de la conception du trottoir (i.e. joints non liés), soit de la dégradation d'un joint fermé (CRR 2018). En

d'autres termes, aucun site n'a été observé sur un revêtement continu (i.e. sans matériau de jointoiment, l'écart entre les dalles/pavés étant réduit au maximum) et tous étaient présent sur des revêtements de type modulaire (i.e. avec matériau de jointoiment de type lié ou non-lié). Ces types de structures sont typique des trottoirs les plus anciens (com. Pers. S. Smets, CRR). Notons qu'en termes de durabilité, de confort et de stabilité, les structures continues et modulaires de type liées et à joints étroits sont actuellement les plus recommandées (Bruxelles Mobilité 2019) et mettent donc en lumière un porte-à-faux entre les exigences sociétales de la Région de Bruxelles-Capitale et les opportunités écologiques.

La présence de galerie au départ de joints rigides (i.e. joint fermé) mise en avant dans les résultats est quant à elle plutôt étonnante. En effet, ces structures sont à priori écologiquement imperméables et ne permettent pas la nidification des insectes. Néanmoins, cette situation a été observée dans près de 20% des cas et peut être expliquée par la dégradation du matériau de jointoiment rigide permettant un accès aux matériaux sous-jacents apparemment propices à la nidification. Nous pouvons émettre plusieurs hypothèses quant à la raison de cette dégradation. D'une part, une piètre qualité du joint rigide pourrait impacter la durabilité et la cohésion du matériau et le rendre plus enclin à une désagrégation lors de perturbations quelconques (fissurations par retrait, épisodes de gel/dégel,...). D'autre part, l'ancienneté du joint pourrait également avoir une influence sur son état de détérioration actuelle. Un autre scénario consiste à se demander si les abeilles terricoles participent à la dégradation des structures modulaires et en particulier de leurs joints ou si elles profitent de la présence d'une structure préalablement dégradée pour nicher.

Comme évoqué dans la littérature, un revêtement de sol dont les matériaux de jointoiments sont non-liés est théoriquement toujours couplé avec des couches sous-jacentes perméables et drainantes (i.e. sables, gravillons, empièrrements) afin d'éviter la stagnation de l'eau dans la structure ainsi que sa détérioration (CRR 2012). Cette association de matériaux porte le nom de pose souple non-liée et concerne près de 80% des sites rencontrés dans notre étude. Elle semble concorder avec les critères de choix de texture à tendance sableuse et de drainage du matériau pédologique généralement requis par les abeilles terricoles. En effet, comme le précise Wuellner en 1997, un sol trop engorgé, inondé ou trop sec peut mettre à mal la capacité de survie et individus au stade larvaire et immature et la présence d'abeilles terricoles sur un même segment de trottoir depuis plusieurs années suggère un succès de reproduction et suggère également que des conditions optimales de pérennisation des individus peuvent être trouvées au sein des revêtements urbains.

Dans le cadre de ce travail, seule la granulométrie du sol a été étudiée et il pourrait se révéler intéressant d'étudier également la composition du substrat tant au niveau du joint que de la couche de pose et des autres strates qui composent le trottoir. En effet, le CRR classe ces matériaux selon des catégories standardisées et leur analyse pourrait nous permettre de définir avec plus de précision le profil-type des trottoirs exploités par les abeilles terricoles en général et les espèces en particulier.

Les largeurs de joints usuellement rencontrées à Bruxelles varient de 1mm à 1,5 cm (CRR 2012). Or, dans le cadre de nos observations, nous avons pu constater que les largeurs de joints accueillant des entrées de galeries oscillaient autour d'une moyenne de 1,14cm avec un écart-type de 0,42 cm. Cela suggère que les abeilles terricoles tendent à nicher dans des trottoirs à joints relativement larges au vu des standards utilisés.

Quant aux résultats relatifs à la localisation des sites sur les revêtements, ils nous ont permis de mettre en lumière des phénomènes jusqu'à présent non recensés (à notre connaissance) dans la littérature. En effet, bien que nos observations suggèrent que la majorité des individus nichent sur les trottoirs uniquement, nous avons également observé des sites de nidifications au niveau des pas de porte et pas d'escaliers. Nous pouvons nous interroger sur l'ampleur de ces phénomènes de nidifications hors-trottoirs sachant que notre formulaire portait l'attention en particulier sur les trottoirs et non sur ces localisations subsidiaires. Il est donc hautement probable que la proportion de sites présents sur ces localisations non-soupçonnées soient sous-estimées et bien plus importantes que ce que révèlent nos chiffres.

L'ensemble des observations met en exergue que l'imperméabilisation des surfaces en milieu urbain n'est pas toujours corrélée avec une perte nette des possibilités de nidifications comme l'ont suggérés Cane (2006) et Fortel (2016). Au contraire, notre étude permet de mettre en évidence l'opportunité que peuvent représenter ces structures en termes de ressources de nidifications dans la ville. Nos observations tendent plutôt à confirmer l'hypothèse émise par Alain Pauly en 2019 qui stipule que les revêtements anciens - dont le sol présent sous les pavés est sableux et dont les joints ne sont pas cimentés - sont les plus accueillants pour les abeilles terricoles.

2.4 Espèces en présence

Concernant les espèces identifiées, ce travail a tout d'abord permis de mettre en lumière l'existence de plusieurs types de bourgades au sein des voiries. En effet, ces écosystèmes urbains abritent des bourgades d'abeilles simples (i.e. une seule espèce) et composites (i.e. plusieurs espèces) mais peuvent également accueillir une diversité de taxons qui cohabitent au sein d'un même segment de trottoir tels que les guêpes solitaires. De plus, nous avons pu confirmer certaines observations du phénomène de nidification sur voirie faites par Alain Pauly en 2019 pour les espèces : *D. hirtipes*, *L. laticeps* et *A. barbilabris* (Cette dernière ayant également été mentionnée par Falks en 2015). A l'inverse, les observations de *P. calcaratus* n'ont pas pu être confirmées par nos sondages sur le terrain. Notons que la période d'émergence de cette dernière espèce correspond à la fin de la période de sondage sur terrain de notre étude (i.e. fin juin) et pourrait expliquer son absence d'occurrences dans notre jeu de données. En outre, certaines espèces nichant sur les revêtements urbains et identifiées par notre travail n'avaient à notre connaissance jamais fait l'objet d'une observation auparavant dans la littérature scientifique. Il s'agit d'*A. vaga*, *L. sextrigatum*, *L. morio*, *L. fulvicorne*, *H. scabiosae* et *A. ovatula*.

Drossart et ses collègues (2019) font état de l'ensemble des statuts de menace et tendances de populations des espèces d'abeilles connues en Belgique. Les informations relatives aux espèces que nous avons sondées indiquent que seul *A. ovatula* est menacée et présente une population en déclin (selon l'inventaire de 1991, Rasmont et al. 1993). En effet, les 8 autres espèces sont considérées en tant que « préoccupation mineure » (i.e. « least concern »), avec des populations stables à l'exception d'*A. barbilabris* dont les populations sont signalées en augmentation (IUCN 2015 et Drossart 2019).

Rappelons également que le nombre d'espèces prélevées sur site ne sont le reflet que de captures sur un laps de temps de 15-30 minutes et qu'il est donc hautement probable que la réelle diversité n'ait pas été captée tout comme le nombre de bourgades composites qui a probablement été sous-

estimé. De plus, les occurrences et densités de nids ont probablement été biaisées. En effet, ceux-ci ont été basés sur le dénombrement des tumuli. Or, nous n'avons pas fait la distinction entre les tumuli provenant de l'activité d'excavation des guêpes de ceux provenant des abeilles et certains nids étaient exempts de tumuli. Enfin, notons que les bourgades sont des systèmes dynamiques et les recensements effectués ne sont le reflet que d'un instant T de la vie des populations et communautés d'abeilles.

Des observations sur terrains réalisées par les équipes de travail de « Streetbees » et « WildBnB⁵ » ont également permis de constater l'existence d'un véritable écosystème sur trottoir composé de *Formicidae* (i.e. fourmis), guêpes solitaires (i.e. *Philanthus triangulum*, *Cerceris arenaria*), guêpes parasites (i.e. *Chrysoidea*), abeilles coucous (i.e. *Sphcodes* spp et *Nomada* spp) et mouches parasites (i.e. *Metopia* spp). De telles observations ouvrent la voie à de nombreuses recherches dans le domaine de l'écologie urbaine.

3. Interprétation de l'AFDM

3.1 Interprétation des dimensions

a. Dimension 1

Les sites situés au sein des quadrants positifs de la dimension 1 tendent à avoir un taux de végétalisation des buffers plus important et des patchs végétaux de plus grande taille que le barycentre du jeu de données (i.e la moyenne de tous les sites, toutes variables confondues). A l'inverse, les sites situés du côté négatif de l'axe présentent un taux de minéralisation plus important et des patchs végétaux de plus petites tailles que le barycentre du jeu de données (i.e. la moyenne de toutes les observations, toutes variables confondues). En outre, l'analyse de la représentation des modalités sur les axes permet de dégager les tendances suivantes : le côté négatif de l'axe 1 tend à abriter des sites observés au mois d'avril dans les communes de Etterbeek, Bruxelles, Ixelles, Saint Gilles, Berchem-Saint-Agathe , Anderlecht et Schaerbeek où niche *A. barbilabris* en l'absence de guêpes sur des pavés en grès à joints rigides. A l'inverse, le côté positif de l'axe 1 tend à représenter des sites observés au mois de Juin dans les communes de Uccle, Watermael-Boitsfort, Woluwe-Saint-Lambert, Auderghem et Forest où nichent *D. hirtipes* et *L. morio* en compagnies de guêpes sur des revêtements en dalles de béton à joints non-liés.

b. Dimension 2

Quant à la 2^e dimension, l'interprétation de ses axes peut se faire comme suit : les sites positionnés du côté positif de l'axe présentent un taux plus élevé de sables fins à très fins que les sites situés du côté négatif de l'axe qui présentent un taux plus élevé de sables grossiers. Au regard des modalités de variables qualitatives, le côté négatif de l'axe 2 tend à abriter des sites observés en avril à Woluwe-Saint-Lambert et Anderlecht où nichent *L. sextrigatum* et *laticeps* aux pas des maisons & trottoirs avec des revêtements de type pavés en béton, dalles céramiques ou pavés grès et calcaire à joints rigides dégradés. A l'inverse, le côté positif de l'axe tend à contenir des sites étudiés en Mai à

⁵ Projet initié par Bruxelles Environnement et concrétisé par l'Université Libre de Bruxelles visant à réaliser un inventaire des abeilles sauvages sur la Région de Bruxelles Capitale

Schaerbeek et contenant des bourgades composites de *D. hirtipes* et *L. sextrigatum* sur trottoir uniquement à pavés en grès à joints non-liés.

c. Dimension 3

Enfin, le côté négatif de l'axe 3 montre une tendance à abriter des sites observés à Anderlecht et Woluwe-Saint-Lambert au mois de Mai avec des bourgades composites de *D. hirtipes* & *L. sextrigatum* cohabitant avec des guêpes sur joint non lié. Inversement, le côté positif de l'axe 3 tend à montrer des sites observés à Etterbeek, Watermael-Boitsfort et Bruxelles en Avril où nichent exclusivement des abeilles de l'espèce « *L. sextrigatum* » sur joints rigides.

d. Variables peu représentatives dans les 3 axes

La faible qualité de représentation des fractions granulométriques de sables très grossiers & éléments grossiers, de sables moyens et d'argiles et limons, des variables liées à la largeur de trottoir et la moyenne des joints nous indique que ces variables sont peu à même de discriminer le jeu de données. C'est également le cas de certaines modalités de la variable « espèce » qui ne pourront donc pas faire l'objet d'une interprétation dans cette discussion. Il s'agit des sites abritant la bourgade composite de *D. hirtipes* & *A. ovatula* et *A. barbilabris* & *L. laticeps* et des bourgades monospécifiques de *L. fulvicorne*.

3.2 Nuage de points

La concentration et la proximité des points du côté négatif et autour de l'axe 1 du graphe en trois dimensions générés par l'AFDM suggère que les sites partagent un grand nombre de similitudes au regard des caractéristiques étudiées. A l'inverse, plus les valeurs de l'axe 1 augmentent, plus le nuage de point se disperse, suggérant une plus grande dissimilarité inter-sites.

La conduite d'un clustering sur le nuage de point n'a pas fait l'objet de ce travail mais permettrait de mettre en lumière les facteurs discriminants entre sites et d'identifier des groupes de sites partageant des caractéristiques communes. Toutefois, l'analyse multivariée a permis de mettre en avant des tendances développées ci-après :

3.3 Taxons

L'interprétation des positions des sites à la lumière des taxons (i.e. abeilles et guêpes) qui y nichent permet de distinguer des tendances distinctes entre les deux groupes. Cette analyse révèle que les abeilles observées dans le cadre de cette étude ont en moyenne tendance à se retrouver sur des sites un peu moins végétalisés et plus fragmentée que les sites abritant simultanément des abeilles et des guêpes. De plus, les abeilles seules ont plutôt été trouvées aux mois d'Avril et Mai sur des pavés en grès à joints rigides dégradés et nichant sur les trottoirs & pas de maisons tandis que les deux taxons simultanés ont plutôt été observés au mois de Juin sur des dalles en béton nichant dans des situations variées (talus et trottoir, cour interne et trottoir et pas d'escaliers). Les deux espèces ont été vues nichant uniquement sur trottoir dans un grand nombre de sites avec une tendance légèrement supérieure concernant les abeilles seules. Les espèces d'abeilles observées ayant le plus tendance à cohabiter avec les guêpes sont *D. hirtipes* et *L. morio*. L'espèce d'abeilles observée ayant le moins tendance à nicher avec des guêpes est *A. barbilabris*.

3.4 Espèces

Comme illustré à la figure 36, les sites abritant *A. barbilabris* et *L. laticeps* se superposent grandement dans les deux plans. Cela signifie que les bourgades observées dans le cadre de cette étude partagent un grand nombre de caractéristiques communes au regard des variables étudiées. En outre, le fait que les polygones passent par les quatre quadrants et qu'ils soient relativement centrés nous indique que les valeurs moyennes des sites associées à ces deux espèces s'écartent peu des valeurs moyennes du jeu de données. Malgré la surface importante de recouvrement entre ces deux polygones, les points moyens sont distincts et leurs positions indiquent que la fraction granulométrique des tumuli d'*A. barbilabris* contiennent en moyenne une plus grande proportion de sable fin et très fin que les tumuli observés chez *L. laticeps* qui contient en moyenne une proportion plus élevée de sables grossiers. De plus, ces deux taxons nichent en moyenne dans un environnement ayant un taux de minéralisation plus élevé que les autres espèces au regard de nos observations.

A. barbilabris a plutôt été observée aux mois d'avril sur des trottoirs uniquement et n'a pas tendance à cohabiter avec des guêpes selon nos relevés. Cette espèce semble par ailleurs recouvrir des sites en revêtements de pavés en grès surtout, et de dalles en béton également. Elle recouvre également des sites constitués des deux types de joints (dans le cadre de cette étude, i.e. joint non-liés ou rigide dégradé) sans tendance particulière à souligner. *L. laticeps* quant à elle a été surtout observée durant le mois d'avril sur les modalités de situation de nids « pas de maison » et « trottoir ». La figure 36 démontre également que les sites de *L. laticeps* étudiés nichent sans tendance particulière entre les joints rigides dégradés ou non liés. Ils sont plus souvent observés que les autres espèces au sein des autres catégories de revêtements. La faible qualité de représentation de cette espèce dans les axes 1 et 3 ne permet pas de tirer de conclusions supplémentaires.

L. sextrigatum est l'espèce où le plus haut taux de sables grossiers a été observé tandis que *D. hirtipes* est l'espèce qui tend à avoir le plus haut taux de végétalisation et les plus grands patches de végétation dans son rayon de butinage (i.e. 300 mètres). En outre, *L. sextrigatum* en particulier a selon nos observations tendance à localiser ses nids sur les trottoirs uniquement ainsi que sur les trottoirs et pas de maison. Cette espèce est plutôt aperçue au mois d'Avril entre des joints non liés mais également rigides et dégradé et plutôt sur des revêtements à faibles occurrences (i.e. talus & trottoir, pas d'escalier et cour interne) par rapport au reste du jeu de données. Ces tendances concernent les sites où la lasioglosse a été observé en bourgade monospécifique. En effet, l'analyse des bourgades composites abritant cette espèce révèle une variabilité importante du taux de végétalisation, de la taille et du nombre de patches par rapport à ses sites monospécifiques. Quant à *D. hirtipes*, elle a plutôt été observée au mois de Juin sur des trottoirs uniquement et cohabitait particulièrement avec des guêpes. Nos observations semblent montrer une tendance pour cette espèce à nicher entre des dalles en béton non liées. A nouveau, l'analyse de la position des sites multibourgades abritant la dasypode démontre une dispersion plus importante des valeurs des variables paysagères et granulométriques.

Les interprétations présentées ci-dessous sont à nuancer car la faible occurrence (<3) des sites abritant les espèces et combinaisons d'espèces observés ne permet pas de capter l'éventuelle variabilité des caractéristiques de site. En particulier, les résultats et interprétations liées à *A. ovatula*, *H. scabiosae* et *L. morio* sont à nuancer car elles ne présentent qu'une seule occurrence et leur présence au sein des trottoirs est sujette à confirmation.

La position des sites abritant *A. vaga* suggère que cette espèce présente un taux de minéralisation, une taille et un nombre de patchs relativement variable par rapport au barycentre du jeu de données et ne présente pas de tendance significative aux niveaux des mois et communes d'observations, de la cohabitation avec les guêpes solitaires, le revêtement de trottoir ou le type de joint.

Quant à la bourgade monospécifique de *L. morio*, son site comprend un plus grand nombre patchs végétalisés et un plus haut taux de végétation que le barycentre du jeu de données. De plus, cette espèce a tendance à être observée au mois de Juin dans les communes de Uccle, Watermael-Boitsfort, Woluwe-Saint-Lambert, Auderghem et Forest en compagnies de guêpes sur des revêtements en dalles de béton à joints non-liés. De par sa proximité avec les points représentant les bourgades composites de triplet *D. hirtipes*, *L. sextrigatum* & *L. laticeps*, le doublet *D. hirtipes* & *H. scabiosae* et les sites abritant *D. hirtipes* seule ainsi qu'au regard de la qualité de représentation de ces sites supérieure à 0,1, on peut extrapoler que l'ensemble de ces espèces et associations d'espèces partagent l'ensemble de ces tendances.

Finalement, le site abritant la bourgade composite de *D. hirtipes* & *L. sextrigatum* est proche des polygones représentant les bourgades monospécifiques de *L. sextrigatum* et de *L. laticeps* dans le deuxième axe. Leur position dans le plan suggère un taux plus élevé de sables grossiers que les valeurs moyennes du jeu de données, une tendance à être observés en Avril dans les communes de Woluwe-Saint-Lambert et Anderlecht au niveau des pas des maisons & trottoirs avec des revêtements de type pavés en béton, dalles céramiques ou pavés grès et calcaire à joints rigides dégradés. De plus la position du site de *D. hirtipes* & *L. sextrigatum* dans le troisième axe suggère que ces bourgades sont également observées au mois de Mai, cohabitent avec des guêpes et ont également tendance à être observés sur joints non-liés.

Le traitement des sites abritant des bourgades composites aurait pu se faire autrement. En effet, nous avons considéré les associations d'espèces comme autant de modalités de variables distinctes tandis que le classement des sites selon l'espèce dominante aurait pu permettre de mettre en évidence une préférence des caractéristiques plus nette que celles évaluées.

Comme constaté dans la revue de littérature, les connaissances concernant les abeilles terricoles sont éparées, peu quantitatives, souvent mono-spécifiques et mono-site. Elles n'abordent pas (à notre connaissance) la granulométrie des sables et excessivement rarement des données relatives aux revêtements. Nous disposons donc de peu de matériel pour comparer nos résultats. Néanmoins, quelques observations sont possibles et exposées ci-après.

En effet, l'ensemble des tendances relatives aux périodes d'observations (i.e. mois) concordent avec les périodes de vol mentionnées par Falk (2015) pour chacune des espèces. De plus, Fortel et ses collègues stipulaient dans leur étude de 2016 que la texture du sol était le facteur le plus discriminant entre les familles. Or, notre étude met en lumière que la variabilité des sites au regard des familles (extrapolée de la position des espèces) dépend tout d'abord du premier axe formé par les variables paysagères « taille des patchs », « nombre de patch » et « taux de végétation dans un rayon de butinage de 300m ». Selon nos observations, les variables granulométriques et en particulier celles liées au sables fins, très fins et grossiers interviennent dans un deuxième temps.

3.5 Points d'attentions généraux sur l'AFDM

De manière générale, notons que l'ensemble des trois axes expliquent seulement 35,91% de la variabilité des données. Cela implique qu'une part importante de la variabilité n'est pas expliquée par la combinaison linéaire des variables retenues. En outre, l'absence de pondération des catégories engendre que les catégories contenant le plus de variables ont eu un poids plus important dans la construction des axes (Pagès 2004). Au sein de notre jeu de données, il s'agit des variables granulométriques. La conduction d'une Analyse Factorielle Mixte (i.e. AFM) dans des études ultérieures pourrait permettre de réduire ce biais et de mettre en lumière de nouvelles informations.

De plus, seul le coefficient de Pearson a été utilisé pour visualiser les corrélations entre les variables et les dépendances non linéaires n'ont donc pas été prises en compte lors de la sélection des variables. La nature descriptive de nos données et le taux d'occurrence relativement faible et non-homogène par espèces ne nous permet pas d'établir un lien de causalité et un lien significatif entre les variables et les préférences par espèces. Il pourrait s'avérer pertinent de conduire des études adjacentes à ce sujet en y intégrant des caractéristiques supplémentaires qui pourraient justifier la présence de nids sur les trottoirs et d'augmenter le nombre de répliques par espèces afin d'accroître la robustesse des données.

Il aurait également été intéressant de réaliser des Analyses en Composantes Principales (i.e. ACP) et/ou des Analyses des Correspondances Multiples (i.e. ACM) sur chaque catégorie de variables afin d'estimer la variabilité du jeu de données et la répartition des espèces respectivement selon les facteurs paysagers, granulométriques et liés aux revêtements de sol. Finalement, la conduction de différentes ANOVA nous aurait permis de mettre en évidence les éventuelles différences significatives entre espèces au regard des différentes modalités.

4. Points d'attentions généraux

Cette étude a été conduite dans un espace-temps relativement réduit et il est probable que d'autres espèces nichant au sein des revêtements n'aient pas été captées. Soit parce qu'aucune population n'est présente aux alentours et dans la Région de Bruxelles-Capitale, soit parce que la période d'observation ne concorde pas avec l'émergence de toutes les espèces qu'abritent les voiries ou encore suite à l'interaction de ces deux phénomènes. C'est notamment le cas de *Panurgus calcaratus* observée par Alain Pauly en 2019 dont la période d'activité s'étend de la fin du mois de juin jusqu'au mois d'août.

Cette étude met donc en lumière une information parcellaire sur la nidification des abeilles terricoles en voirie en comparaison à l'ensemble des phénomènes existant en voirie, à travers le globe et au regard d'une observation continue dans le temps. Des études complémentaires à ce sujet devraient permettre de généraliser ou de nuancer les résultats de ce travail

CONCLUSION & PERSPECTIVES

Le premier objectif de cette étude visait à localiser les phénomènes de nidification des abeilles solitaires sur voirie au sein de la Région de Bruxelles-Capitale. Les différentes campagnes de recensements participatifs nous ont permis de confirmer la localisation de 65 sites répartis par ordre croissant sur les communes de Jette, Anderlecht, Berchem-Saint-Agathe, Molenbeek-Saint-Jean, Forest, Auderghem, Woluwe-Saint-Lambert, Bruxelles-ville, Etterbeek, Saint-Gilles, Watermael-Boitsfort, Schaerbeek, Uccle et Ixelles.

Le deuxième objectif visait à caractériser les sites d'un point de vue écologique, pédologique, paysager et en termes de caractéristiques du revêtement de sol. Tout d'abord, ces analyses ont révélé que la matrice dans un rayon de butinage moyen de 300 mètres autour des bourgades était généralement très fragmentée avec un taux de végétation variable. Les classes d'occupation du sol dominantes sont les constructions de plus de 1 mètre de hauteur, les surfaces imperméables, les parcs & jardins ainsi que les forêts feuillues. Ensuite, l'ensemble des excavats de nids prélevés sont de texture sableuse et contiennent en moyenne une proportion majoritaire de sables moyens (41,71%), une proportion intermédiaire de sables fins (31,90%), très fins (13,40%) et grossiers (7,47%) ainsi qu'un faible taux de particules de sables très grossiers (< 2,91%). Quant aux voiries, la plupart de celles rencontrées ont une largeur comprise entre 2 et 3 mètres et sont composées de pavés en grès ou de dalles en béton. La totalité des revêtements sont des revêtements modulaires souples dont les joints mesurent en moyenne 1,14 cm mais nous avons également observé des sites sur joints rigides dégradés. Certains nids étaient localisés hors des trottoirs et situés à l'intersection de marches d'escaliers, de maison et de trottoirs tandis que d'autres se situaient dans des cours de maisons et des entrées de garages ainsi que sur des voiries fréquentées par les voitures. Le nombre de nids quant à lui variait de 2 à 500 selon les sites. Finalement, un total de 9 espèces d'abeilles terricoles a été identifiée comme nichant sous les trottoirs dont 6 n'avaient à notre connaissance jamais été recensées auparavant dans la littérature (*A. vaga*, *Lasioglossum sexstrigatum*, *Lasioglossum morio*, *Lasioglossum fulvicorne*, *Halictus scabiosae* et *A. ovatula*). Plusieurs types de bourgades ont également été identifiées. La plupart d'entre elles abritaient une seule et même espèce d'abeille tandis que d'autres étaient composites ou abritaient à la fois des abeilles terricoles et des guêpes solitaires.

Quant à l'objectif lié aux caractéristiques de sites préférentiellement choisis par les espèces, notre étude a mis en évidence certaines tendances mais n'a pas pu lever toutes les zones d'ombres par manque de significativité de certaines modalités au sein de l'analyse statistique conduite. L'AFDM a permis de résumer 18 variables actives selon 3 dimensions et explique près de 36% de la variabilité du jeu de données. Elle a révélé que le principal facteur discriminant était lié aux variables paysagères et tendait à distinguer les sites selon leur taux de végétalisation, leur nombre et la taille de leur patch dans un rayon de 300 mètres. Les autres facteurs discriminants principaux repris sur l'axe 1 sont les taxons abeilles et guêpes, certaines espèces d'abeilles, de types de revêtements, de joints et les différentes localisations de site. La deuxième dimension tendait à opposer les sites par rapport aux taux de fraction granulométrique de sables fins, très fins et grossiers et par rapport aux mêmes variables qualitatives que l'axe 1 (hormis les taxons abeilles et guêpes) mais concernant des modalités différentes. Quant à la troisième dimension, elle a permis de discriminer les sites abritant uniquement des abeilles de ceux abritant des abeilles & guêpes, certaines modalités de la variable

espèce également, et les types de joints. Les 3 axes ont permis de scinder temporellement et spatialement les sites observés.

Les principales perspectives d'améliorations de ce travail sont les suivantes : une augmentation du nombre de sites localisés et une répartition spatio-temporelle plus homogène des sites permettraient d'augmenter la robustesse et la représentativité de nos résultats ainsi que de capter avec plus de précision la variabilité existante au sein des trottoirs bruxellois. De plus, l'évaluation des ressources florales à proximité des bourgades et l'étude d'un plus grand nombre de paramètres édaphiques (identifiés comme significativement impliqués dans le choix des localisation de nids) permettraient de dresser un tableau plus précis des préférences écologiques des abeilles solitaires en milieu urbain. Enfin, la conduite d'analyses statistiques telles que les ACP, AFM, ACM et clusterings sur l'ensemble du jeu de données et sur les différentes catégories de variables affinerait l'étude du jeu de données. Finalement, une analyse telle que l'ANOVA pourrait permettre de mettre en évidence une différence significative entre les caractéristiques de sites par espèces.

Le dernier objectif vise à ouvrir la voie à de nouvelles recherches sur la nidification des abeilles terricoles en ville. Ce travail a justement permis de soulever de nombreuses questions qui mériteraient un approfondissement. En effet, il pourrait se révéler intéressant d'étudier par exemple l'écologie chimique des tumuli ou de mettre nos résultats en perspective avec ceux émanant de nids présents en milieux naturels. De plus, le suivi de la dynamique des bourgades et des interactions entre ses occupants permettrait de mieux comprendre le phénomène de colonisation des trottoirs en milieu urbain. Cette étude révèle également la présence d'écosystèmes complexes et peu connus sur les micro-habitats que représentent les segments de trottoir et interroge sur les adaptations morphologiques, comportementales et génétiques des spécimens et populations qui y nichent et s'y reproduisent. Enfin, il interroge sur la capacité des villes à sauvegarder des populations de pollinisateurs et accueillir des structures qui répondent à la fois à des enjeux sociétaux, économiques et écologiques.

REFERENCES

A

- Ahrné, K. 2008. Local management and landscape effects on diversity of bees, wasps and birds in urban green areas. PhD dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences. 56 pp.
- Aceves-Bueno, Eréndira & Adeleye, Adeyemi & Feraud, Marina & Huang, Yuxiong & Tao, Mengya & Yang, Yi & Anderson, Sarah. (2017). The Accuracy of Citizen Science Data: A Quantitative Review. *Bulletin of the Ecological Society of America*. 98. 278-290. 10.1002/bes2.1336.
- Ahrné K, Bengtsson J, Elmqvist T. 2009. Bumble Bees (*Bombus* spp) along a Gradient of Increasing Urbanization. *PLoS ONE*4:: e5574. DOI: doi:10.1371/ journal.pone.0005574.
- Ahrné, K., Bengtsson, J. and Elmqvist, T. 2009. Bumble Bees (*Bombus* spp) along a gradient of increasing urbanisation. *PloS One*
- Alberti M. 2015. Eco-evolutionary dynamics in an urbanizing planet. *Trends in Ecology and Evolution*30:114–126. DOI: 10.1016/j.tree.2014.11.007
- Alboukadel Kassambara and Fabian Mundt (2020). *factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses*. R package version 1.0.7.
- Ameisen, Jean-Claude. *Sur les épaules de Darwin*. Actes Sud, 2014.

B

- Baldock KCR, Goddard MA, Hicks DM, Kunin E, Mitschunas N, OsgathorpeLM, Potts SG, Robertson KM, Scott A V, Stone GN, Vaughan IP, Memmott J. 2015. Where is the UK ' s pollinator biodiversity ? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences*282:20142849. DOI: 10.1098.
- Banaszak-cibicka w. & ĩmihorski m., 2011. - Wild bees along an urban gradient: winners and losers. *Journal of Insect Conservation*, 16: 331–343. doi: 10.1007/s10841-011-9419-2
- Banaszak-Cibicka, W., & Źmihorski, M. (2012). Wild bees along an urban gradient: Winners and losers. *Journal of Insect Conservation*, 16(3), 331–343. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9419-2>
- Barthell F, Daly V, Thorp RW. 1988. Nesting Biology of the Solitary Digger Bee *Habropoda depressa* (Hymenoptera : Anthophoridae) in Urban and Island Environments. *Journal of the Kansas Entomological Society*71:116–136
- Bartholomé, Océane, et Sandra Lavorel. « Disentangling the Diversity of Definitions for the Pollination Ecosystem Service and Associated Estimation Methods ». *Ecological Indicators*, vol. 107, décembre 2019, p. 105576. DOI.org (Crossref), doi:10.1016/j.ecolind.2019.105576
- Bates AJ, Sadler JP, Fairbrass AJ, Falk SJ, Hale JD & Matthews TJ 2011. Changing bee and hoverfly pollinator assemblages along an urban-rural gradient. *PLoS one* 6(8): e23459,doi: 10.1371/journal.pone.0023459."

Bates, AJ, Sadler, JP, Fairbrass, AJ, Falk, SJ, Hale, JD, Matthews, TJ. 2011. Changing bee and hoverfly pollinator assemblages along an urban-rural gradient. *PloS ONE* 6(8): e23459.

Batra SWT 1970. Behavior of the alkali bee, *Nomia melanderi*, within the nest. *Ann Entomol Soc Am* 63(2):400-406

Beal, R. S. « Taxonomy and Biology of Nearctic Species of *Anthrenus* (Coleoptera: Dermestidae) ». *Transactions of the American Entomological Society* (1890-), vol. 124, no 3/4, 1998, p. 271-332. JSTOR.

Bœuf, Gilles, et al. « L'apport des sciences participatives à la connaissance de la biodiversité en France ». *La Lettre de l'OCIM*, no 144, novembre 2012, p. 8-18. DOI.org (Crossref), doi:10.4000/ocim.1119.

Bretagnolle, Vincent & Gaba, Sabrina. (2015). Weeds for bees? A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 35. 10.1007/s13593-015-0302-5.

Brittain, C., Williams, N., Kremen, C., & Klein, A. M. (2013). Synergistic effects of non-*Apis* bees and honey bees for pollination services. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1754), 1–7. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2767>

Brook B.W., Sodhi N.S., Bradshaw C.J.A. (2008) Synergies among extinction drivers under global change, *Trends Ecol. Evol.* 23, 453–460.

Buckles, B. J., & Harmon-Threatt, A. N. (2019). Bee diversity in tallgrass prairies affected by management and its effects on above- and below-ground resources. *Journal of Applied Ecology*, 56(11), 2443–2453. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13479>

C

Cane 2015 : Cane JH. 2015. Landscaping pebbles attract nesting by the native ground-nesting bee *Halictus rubicundus* (Hymenoptera: Halictidae). *Apidologie* 46:728–734. DOI: 10.1007/s13592-015-0364-z.

Cane JH, Neff JL. 2011. Predicted fates of ground-nesting bees in soil heated by wildfire: Thermal tolerances of life stages and a survey of nesting depths. *Biological Conservation* 144:2631–2636. DOI: 10.1016/j.biocon.2011.07.019

Cane JH. 1991. Soils of Ground-Nesting Bees (Hymenoptera: Apoidea): Texture, Moisture, Cell Depth and Climate. *Source Journal of the Kansas Entomological Society* 64:406–413

Cane JH. 1997. Ground-nesting bees: The neglected pollinator resource for agriculture. *Acta Horticulturae* 437:309–324. DOI: 10.17660/ActaHortic.1997.437.38

Cane JH. 2005. Bees, Pollination, and the Challenges of Sprawl. In: *Nature in Fragments The Legacy of Sprawl*. 109–124. DOI: 10.7312/john12778-008

Cane, J.H., R.L. Minckley, L. Kervin, and T.H. Roulston. 2006. Complex responses within a desert bee guild (Hymenoptera: Apiformes) to urban habitat fragmentation. *Ecological Application* 16:632– 644.

Cane, Jim. (2008). A native ground-nesting bee (*Nomia melanderi*) sustainably managed to pollinate alfalfa across an intensively agricultural landscape. <http://dx.doi.org/10.1051/apido:2008013>. 39. 10.1051/apido:2008013.

Cardale, J. 1968. Immature stages of Australian Anthophorinae (Hymenoptera: Apoidea). *Journal of the Australian Entomological Society* 7: 35–41

Cariveau D, Winfree R. 2015. Causes of variation in wild bee responses to anthropogenic drivers. *Current Opinion in Insect Science* 10:104–109.

Centre de recherches routières. (2009). Revêtements des aménagements cyclables. Recommandations pour la conception, la mise en oeuvre et l'entretien. *Vademecum Vélo En Région de Bruxelles-Capitale*. www.bruxellesmobilite.irisnet.be

Centre de recherches routières. (2014). Code de bonne pratique pour la conception et l'exécution de revêtements en pavés de béton.

Centre de recherches routières. (2015). Code de bonne pratique pour les revêtements en dalles de grand format et en dalles préfabriquées en béton. . www.crr.be

Centre de recherches routières. (2018). Exigences performantielles de matériaux de jointoiment pour revêtements modulaires. www.crr.be

Centre de recherches routières. (2018). Revêtements modulaires en pierre naturelle. www.crr.be

centre de recherches routières. (2019). Charte sur les revêtements piétons en Région de Bruxelles-Capitale.

Chen, G., Kéry, M., Plattner, M., Ma, K. & Gardner, B., 2013. Imperfect detection is the rule rather than the exception in plant distribution studies. *Journal of Ecology*, 101 : 183–191.

Clergeau p., Croci s., Jokimai j., Kaisanlahti-jokima m.-l., Dinetti m., 2006. - Avifauna homogenisation by urbanisation: analysis at different European latitudes. *Biological Conservation*, 127: 336–344. doi:10.1016/j.biocon.2005.06.035.

Cope, G. C., Campbell, J. W., Grodsky, S. M., & Ellis, J. D. (2019). Evaluation of nest-site selection of ground-nesting bees and wasps (Hymenoptera) using emergence traps. *Canadian Entomologist*, 151(2), 260–271. <https://doi.org/10.4039/tce.2019.3>

Cornelissen, A. (2012). Bijen in en rond de stad : een literatuurstudie. In *Entomologische Berichten* (Vol. 72). file:///C:/Users/11700564/Documents/3GRM/Duurzame groene steden/taak/taak 2/bijen in de stad.pdf

Coron, C., Calenge, C., Giraud, C. & Julliard, R., 2017. Estimation of species relative abundances and habitat preferences using opportunistic data. *Environnemental and Ecological Statistics*, 25 : 1-2.

Custer, C. P. 1928. The bee that works in stone, *Perdita opuntiae* Cockerell. *Psyche* 35:67-83.

D

Danforth BN, Minckley RL, Neff JL. 2019. *The Solitary Bees : Biology, Evolution, Conservation*.

Daoud, Z. (1968). Les américains arrivent. In Lamlaif (Vol. 24). <https://doi.org/10.2776/5237>

Dauber, J., M. Hirsch, D. Simmering, R. Waldhardt, A. Otte, and V. Wolters. 2003. Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98:321–329.

De Greef, S. (2019). Menaces principales. WildBnB. Récupérée le 04,2020, à partir de <https://www.wildbnb.brussels/menaces-principales>

Deguines, N, Julliard, R, Flores, M, Fontaine, C. 2016. Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization. *Ecology and evolution* 6(7):1967–1976.

Delaporte, y., Saint Girons, m., Vigne, j., & roëls, c. (1994). Entre nature et culture: l'insecte de collection. Discussion. *Anthropozoologica*, 19, 17–28. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00089217>

Dickinson, J. L., Zuckerman, B., & Bonter, D. N. (2010). Citizen Science as an Ecological Research Tool: Challenges and Benefits. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41(1), 149–172. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144636>

Dorazio, R.M., 2014. Accounting for imperfect detection and survey bias in statistical analysis of presence-only data. *Global Ecology and Biogeography*, 23 : 1472–1484.

Drossart M, Rasmont P, Vanormelingen P, Dufrêne M, Folschweiller M, Pauly A, Vereecken NJ, Vray S, Zambra E, D'Haeseleer J, Michez D. 2019. Belgian Red List of bees.

Du Tien Hat, E., Comolet-Tirman, J., Quaintenne, G. & Witté, I., 2018. Utilisation des bases de données opportunistes pour mettre à jour la répartition des oiseaux nicheurs. Rapport de l'UMS Patrimoine Naturel, 119, 44 p.

Dufrene, m., p. Anrys, y. Barbier & p. Rasmont, 1990.- Comparaison des taxocénoses de Carabides de terrils et de milieux semi-naturels. *Notes fauniques de Gembloux*, 21: 56-66

E

Ellis J.S., Knight M.E., Darvill B., Goulson D. (2006) Extremely low effective population sizes, genetic structuring and reduced genetic diversity in a threatened bumblebee species, *Bombus sylvarum* (Hymenoptera: Apidae), *Mol. Ecol.* 15, 4375– 4386.

Escofier, b. & Pagès, J. (2016). *Analyses factorielles simples et multiples: Cours et études de cas.* Paris: Dunod, Sciences Sup, 400.

F

Falk, Steven J., et Richard Lewington. *Field Guide to the Bees of Great Britain and Ireland.* Bloomsbury, 2015.

Fetridge e.d., Ascher j.s. & Langellotto g.a., 2008. - The bee fauna of residential gardens in a suburb of New York City (Hymenoptera: Apoidea). *Annals of the Entomological Society of America*, 101: 1067–1077.

Foley J.A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice I.C., Ramankutty N., Snyder P.K. (2005) Global consequences of land use, *Science* 309, 570–574.

Fortel L, Henry M, Guilbaud L, Guirao AL, Kuhlmann M, Mouret H, Rollin O, Vaissière BE. 2014. Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (Hymenoptera: Anthophila) along an urbanization gradient. *PLoS ONE* 9: e104679. DOI: 10.1371/journal.pone.0104679. Fortel, L. (2014). *Ecologie et conservation des abeilles sauvages le long d'un gradient d'urbanisation*. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01159781>

Fortel L, Henry M, Guilbaud L, Mouret H, Vaissière BE. 2016. Use of human-made nesting structures by wild bees in an urban environment. *Journal of Insect Conservation* 20:239–253. DOI: 10.1007/s10841-016-9857-y. Fortel, L., Vaissière, B., Mouret, H., & Abeilles, U. R. (2015). Des abeilles plus citadines qu'on ne le croit... *Le Courier de La Nature*, 293, 27–33. <https://www.researchgate.net/publication/303825074>

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>

Francke W, Schröder W, Bergström G, Tengö J (1984) Esters in the volatile secretions of bees. *Nova acta Regia Societatis Scientium Upsaliensis Ser V: C3:127–136*

Frankie, G.W., R.W. Thorp, J.L. Hernandez, M. Rizzardi, B. Ertter, J.C. Pawalek, S.L. Witt, M. Schindler, and V.A. Wojcik. 2009. Native bees are a rich natural resource in urban California gardens. *California Agriculture*. 63(3):113-120.

Frankie, G.W., R.W. Thorp, M. Schindler, J. Hernandez, B. Ertter, and M. Rizzardi. 2005. Ecological patterns of bees and their host ornamental flowers in two northern California cities. *Journal of the Kansas Entomological Society* 78:227– 246.

G

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

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), 1608–1611. doi:10.1126/science.1230200

Gascon C, Lovejoy T, Bierregaard OJ, Malcolm JR, Stouffer P, Vasconcelos H, Laurance W, Zimmerman B, Tocher M, Borges S (1999) Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biol Conserv* 91:223–229

Geroff, R.K., Gibbs, J., McCravy, K.W., 2014. Assessing bee (Hymenoptera: Apoidea) diversity of an Illinois restored tallgrass prairie: methodology and conservation considerations. *J. Insect Conserv.* 18, 951–964. doi:10.1007/s10841-014-9703-z

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

Gezon, Z.J., Wyman, E.S., Ascher, J.S., Inouye, D.W., Irwin, R.E., 2015. The effect of repeated, lethal sampling on wild bee abundance and diversity. *Methods Ecol. Evol.* n/a–n/a. doi:10.1111/2041-210X.12375

Giraud, C., Calenge, C., Coron, C. & Julliard, R., 2015. Capitalizing on Opportunistic Data for Monitoring Relative Abundances of Species. *Biometrics*, 72 : 649-658.

Giroux, M. 2011. La participation citoyenne, un outil pour mieux connaître la biodiversité : portrait nord-américain. Présentation aux Troisièmes Rendez-vous de l'Accord Canada- France, Biodôme de Montréal, 22-26 mars 2011.

Goulson D, Lepais O, O'Connor S, Osborne JL, Sanderson RA, Cussans J, Goffe L, Darvill B. 2010. Effects of land use at a landscape scale on bumblebee nest density and survival. *Journal of Applied Ecology* 47(6):1207–1215.

Goulson D, Lye GC, Darvill B. 2008. Decline and conservation of bumble bees. *Annual Review of Entomology* 53:191–208.

Goulson D, Nicholls E, Botías C, Rotheray EL. 2015. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* 347. DOI: 10.1126/science.1255957.

Goulson, D., Hanley, M.E, Darvill, B., Ellis, J.S., Knight, M.E. (2005) Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*, 122, 1-8

Grove JM, Cadenasso ML, Pickett STA, Machlis GE, Burch Jr. WR. 2015. The Baltimore school of urban ecology: space, scale, and time for the study of cities. Yale, New Haven.

Grundel, Ralph, et al. « Floral and Nesting Resources, Habitat Structure, and Fire Influence Bee Distribution across an Open-Forest Gradient ». *Ecological Applications*, vol. 20, no 6, septembre 2010, p. 1678-92. DOI.org (Crossref), doi:10.1890/08-1792.1.

Guélat, J. & Kéry, M., 2018. Effects of spatial autocorrelation and imperfect detection species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution*, 9, 6 : 1614-1625.

H

Haklay, M. 2015. Citizen science and policy: A European perspective. Washington D.C.: The Woodrow Wilson Center/Commons Lab.

Hall DM, Camilo GR, Tonietto RK, Smith DH, Ollerton J, Ahrné K, Arduser M, Ascher JS, Baldock KCR, Fowler R, Frankie G, Goulson D, Gunnarsson B, Hanley ME, Jackson JI, Langellotto G, Lowenstein D, Minor ES, Philpott SM, Potts SG, Sirohi MH, Spevak EM, Stone GN, Threlfall CG. 2016. The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology* : the journal of the Society for Conservation Biology. DOI: 10.1111/cobi.12840

Hansen AJ, Knight RL, Marzluff JM, Powell S, Brown K, Gude PH, Jones K. 2005. Effects of exurban development on biodiversity: patterns, mechanisms, and research needs. *Ecological Applications* 15(6):1893–1905.

Hawkins, C.P., Norris, R.H., Hogue, J.N. & Feminella, J.W. (2000) Development and evaluation of predictivemodels for measuring the biological integrity of streams. *Ecological Applications*, 10, 1456–1477.

Hennig, EI, Ghazoul, J. 2012. Pollinating animals in the urban environment. *Urban Ecosystems* 15(1):149–166.

Hernandez, J. L., Frankie, G. W., & Thorp, R. W. (2009). Ecology of Urban Bees: A Review of Current Knowledge and Directions for Future Study. *Cities and the Environment*, 2(1), 1–15. <https://doi.org/10.15365/cate.2132009>

Hesselbarth, M.H.K., Sciaini, M., With, K.A., Wiegand, K., Nowosad, J. 2019. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. - *Ecography* 42:1648-1657(ver. 0).

Hinners, S.J. 2008. Pollinators in an urbanizing landscape: effects of suburban sprawl on a grassland bee assemblage. PhD Dissertation, University of Colorado. 24 pp.

Houllier, F. (2016). Les sciences participatives en France: Etat des lieux, bonnes pratiques et recommandations. 63. <http://www.sciences-participatives.com>

I

IBGE (2017). La biodiversité à Bruxelles, une chance exceptionnelle !

IBSA (2019). Thématique "population" évolution annuelle http://ibsa.brussels/themes/population#.Xr0Oo_kzbiU

J

J. PAGÈS Analyse factorielle de données mixtes *Revue de statistique appliquée*, tome 52, no 4 (2004), p. 93-111

K

Kearns, C.A. and D.M. Oliveras. 2009. Environmental factors affecting bee diversity in urban and remote grassland plots in Boulder, Colorado. *Journal of Insect Conservation* 13:655–665.

Kéry, M., Dorazio, R., Soldaat, L., van Strien, A., Zuiderwijk, A. & Royle, J., 2009. Trend estimation in populations with imperfect detection. *Journal of Applied Ecology*, 46 : 1163-1172.

Klein A.-M. et al., 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B*, 274, 303–3013.

Klein A.-M. et al., 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B*, 274, 303–3013.

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

L

Lefebvre V 1983 Bijen en wespen (Hymenoptera, Aculeata) binnen de stedelijke bebouwing van Maastricht I. *Natuurhistorisch Maandblad* 72(8): 143-146.

Leonard, R. J., & Harmon-Threatt, A. N. (2019). Methods for rearing ground-nesting bees under laboratory conditions. In *Apidologie* (Vol. 50, Issue 5, pp. 689–703). Springer-Verlag France. <https://doi.org/10.1007/s13592-019-00679-8>

Librán Embid, Felipe & Klaus, Felix & Tscharntke, Teja & Grass, Ingo. (2020). Unmanned aerial vehicles for biodiversity-friendly agricultural landscapes - A systematic review. *Science of The Total Environment*. 732. 10.1016/j.scitotenv.2020.139204.

Linsley, E. G. 1958. The ecology of solitary bees. *Hilgardia* 27:543-599.

López-Urbe MM, Morreale SJ, Santiago CK, Danforth BN (2015) Nest Suitability, Fine-Scale Population Structure and Male-Mediated Dispersal of a Solitary Ground Nesting Bee in an Urban Landscape. *PLoS ONE* 10(5): e0125719. doi:10.1371/journal.pone.0125719

Luck GW. 2007. A review of the relationships between human population density and biodiversity. *Biological Reviews* 82(4):607–645.

M

MacIvor, J. S., & Moore, A. E. (2013). Bees collect polyurethane and polyethylene plastics as novel nest materials. *Ecosphere*, 4(12). <https://doi.org/10.1890/ES13-00308.1>

Malyshev SI. 1935. The nesting habits of solitary bees : A comparative study

Martin, Alina & Diestelhorst, Olaf & Lunau, Klaus. (2017). Künstliche Nistgelegenheiten für erdnistende Bienen und Wespen Das alternative Bienenhotel: Künstliche Nistgelegenheiten für erdnistende Bienen und Wespen The Alternative Bee Hotel: Artificial Nesting Sites for Ground-Nesting Bees and Wasps. 29.

Martins, K. T., Gonzalez, A., & Lechowicz, M. J. (2015). Pollination services are mediated by bee functional diversity and landscape context. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200, 12–20. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.018>

Mathieu, Clément, et al. *Analyse physique des sols: méthodes choisies*. Lavoisier Tec & Doc, 1998

Matteson KC, Ascher JS, Langellotto GA. 2008. Bee Richness and Abundance in New York City Urban Gardens. *Annals of the Entomological Society of America* 101:140–150. DOI: 10.1603/0013-8746(2008)101[140:braain]2.0.co;2.

Matteson, K.C. 2007. Diversity and conservation of insects in urban gardens: theoretical and applied implications. PhD Dissertation, Fordham University. 227 pp.

Mcintyre n.e. & Hostetler m.e., 2001. - Effects of urban land use on pollinator (Hymenoptera: Apoidea) communities in a desert metropolis. *Basic and Applied Ecology*, 218: 209–218.

McKinney ML, Schoch RM, Yonavjak L. 2003. *Environmental science: Systems and solutions*. Jones & Bartlett Learning.

MEA, Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington DC

Michener CD & Rettenmeyer CW (1956) The ethology of *Andrena erythronii* with comparative data on other species (Andrenidae). *University of Kansas Scientific Bulletin* 37:645–684.

Michener CD. 2007. *The Bees of the World*. Baltimore, Maryland 21218-4363: The Johns Hopkins University Press

Michener, C. D. 1974. *The Social Behavior of the Bees: A Comparative Study*. Harvard Univ. Press, Cambridge, Mass. 404 pp.

Michener, C. D., R. B. Lange, J. J. Bigarella, and R. Salamuni. 1958. Factors influencing the distribution of bees' nests in earth banks. *Ecology* 39:207-217.

Michener, Charles D., et al. (1958) « Factors Influencing the Distribution of Bees' Nests in Earth Banks ». *Ecology*, vol. 39, no 2, 1958, p. 207-17. JSTOR, JSTOR, doi:10.2307/1931865.

Michez D (2007). La nouvelle classification des abeilles (Hymenoptera, Apoide, Apiformes) ou la chute de l'abeille mellifère (*Apis mellifera* L.) de son piédestal. In *OSMIA* n°1, p. 23-26.

Miyano, S. (1981) Brood development in *Polistes chinensis antennalis* Perez. I. Seasonal variation of duration of immature stages and an experiment on the thermal response of egg development. *Bulletin of the Gifu Prefectural Museum*, 2, 75–83. [in Japanese with English summary].

Moisset, B., & Buchmann, S. (2010). *Bee Basics An Introduction to Our Native Bees* A USDA Forest Service and Pollinator Partnership Publication. *Bee Basics: An Introduction to Our Native Bees*, 40. http://www.fs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb5306468.pdf

Morgan, R., Jeanne, R., 1992. The influence of temperature on nest site choice and reproductive strategy in a temperate zone *Polistes* wasp. *Ecol. Entomol.* 17, 135–141

Mouret, Hugues & Carre, Gabriel & Roberts, Stuart & Morison, Nicolas & Vaissière, Bernard. (2007). Mise en place d'une collection d'abeilles (Hymenoptera, Apoidea) dans le cadre d'une étude de la biodiversité.

Muratet, A., Lorrillière, R., Clergeau, P. et al. Evaluation of landscape connectivity at community level using satellite-derived NDVI. *Landscape Ecol* 28, 95–105 (2013). <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9817-1>

N

Nieto, A., Roberts, S.P.M., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., García Criado, M., Biesmeijer, J.C., Bogusch, P., Dathe, H.H., De la Rúa, P., De Meulemeester, T., Dehon, M., Dewulf, A.,

Ortiz-Sánchez, F.J., Lhomme, P., Pauly, A., Potts, S.G., Praz, C., Quaranta, M., Radchenko, V.G., Scheuchl, E., Smit, J., Straka, J., Terzo, M., Tomozii, B., Window, J. and Michez, D. 2014. European Red List of bees. Luxembourg: Publication Office of the European Union.

O

O'Toole C, Raw A. 1991. Bees of the World. London

Ollerton J, Erenler H, Edwards M, Crockett R. 2014. Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science* 346(6215):1360–1362.

Ollerton, Jeff, et al. « How Many Flowering Plants Are Pollinated by Animals? » *Oikos*, vol. 120, no 3, mars 2011, p. 321-26. DOI.org (Crossref), doi:10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x

Osborne JL, Martin AP, Shortall CR, Todd AD, Goulson D, Knight ME, Hale RJ, Sanderson RA. 2008. Quantifying and comparing bumblebee nest densities in gardens and countryside habitats. *Journal of Applied Ecology* 45(3):784–792.

Osgood Jr EA. 1972. Soil characteristics of nesting sites of native bees associated with low-bush blueberry in Maine. *Maine Agric. Exp. Stn. Tech. Bull*59:1–8

Owen, J. 1991. *The Ecology of a Garden: The First Fifteen Years*. Cambridge University Press, Cambridge. 403 pp.

P

P. Bonneil, L.M. Nageleisen, Christophe Bouget. Catalogue des méthodes d'échantillonnage entomologique (Chap. 2, part. II). L'étude des insectes en forêt : méthodes et techniques, éléments essentiels pour une standardisation. Synthèse des réflexions menées par le groupe de travail "Inventaires Entomologiques en Forêt" (Inv.Ent.for), ONF, pp.36-52, 2009, Les dossiers forestiers n° 19, 978-2-84207-343-5. fihal-02594086f

Pauly A. 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. Abeilles de Belgique et des régions limitrophes (Insecta: Hymenoptera: Apoidea): famille Halictidae. Peeters, 2019.

Plateaux-Quénu C. 1959. Un nouveau type de société d'insectes: *Halictus marginatus* Brullé (Hym., Apoidea)

Polidori, Carlo & Casiraghi, Maurizio & Lorenzo, Marco & Valarani, Bettina & Andrietti, Francesco. (2006). Philopatry, nest choice, and aggregation temporal–spatial change in the digger wasp *Cerceris arenaria* (Hymenoptera: Crabronidae). *Journal of Ethology*. 24. 155-163. 10.1007/s10164-005-0176-0.

Polidori, Carlo, et al. 2010 « Floral Resources and Nesting Requirements of the Ground-Nesting Social Bee, *Lasioglossum Malachurum* (Hymenoptera: Halictidae), in a Mediterranean Semiagricultural Landscape ». *Psyche: A Journal of Entomology*, vol. 2010, p. 1-11. DOI.org (Crossref), doi:10.1155/2010/851947

Potts SG, Willmer P. 1997. Abiotic and biotic factors influencing nest-site selection by *Halictus rubicundus*, a ground-nesting halictine bee. *Ecological Entomology* 22:319–328. DOI: 10.1046/j.1365-2311.1997.00071.x.

Potts, S. G., Vulliamy, B., & Roberts, S. (2005). Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. 30, 78–85.

Potts, Simon G., et al. The Assessment Report on Pollinators, Pollination and Food Production: Summary for Policymakers. 2016.

Pouvreau A. 2004. Les insectes pollinisateurs. Delachaux & Niestlé, 157 p

Q

R

Rasmont P. (1988) La Banque de Données fauniques de Gembloux. 2ème journée entomologique de Gembloux, Table ronde sur les insectes menacés de la Belgique, 14 pp

Rasmont P., Boevé J.-L., de Graaf D., Dendoncker N., Dufrêne M., Smagghe G. and collaborators. 2019. BELBEES Project: Multidisciplinary assessment of BELgian wild BEE decline to adapt mitigation management policy. Final Report. Brussels: Belgian Science Policy 2018 – 37 p. (BRAIN-be - (Belgian Research Action through Interdisciplinary Networks).

Rasmont, P., Pauly, A., Terzo, M., Patiny, S., Michez, D., Iserbyt, S. et al. (2005) The survey of wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in Belgium and France. Food and Agriculture Organisation, Rome, 18

Remacle, a. & Jacob, j.p., 1996.- Les sablières en région Wallonne: inventaire, intérêt biologique, principes de gestion et propositions de sites à protéger. Rapport final et rapport annexe. Communauté française de Belgique, Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux,

Renner, I.W., Baddeley, A., Elith, J., Fithian, W., Hastie, T., Phillips, S., et al., 2015. Point process models for presence-only analysis - a review. *Methods in Ecology & Evolution*, 6 : 366-379.

Requier, Fabrice & Le Féon, Violette. (2017). L'écologie des abeilles et ses enjeux pour l'agriculture: Volet 2 - Un mariage fragile. 177. 27-33.

Reynoldson, T.B. & Metcalfe-Smith, J.L. (1992) An overview of the assessment of aquatic ecosystem health using benthic invertebrates. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 1, 295–308.

Richer-de-Forges, A., Feller, C., Jamagne, M., Arrouays, D. (2008). Perdus dans le triangle des textures. *Etude et Gestion des Sols*, 15 (2), 97-111. <https://prodinra.inra.fr/record/25500>

Robertson, Charles. « Heterotropic Bees ». *Ecology*, vol. 6, no 4, octobre 1925, p. 412-36. DOI.org (Crossref), doi:10.2307/1929107

Rosenheim, J.A. (1990) Density-dependent parasitism and the evolution of aggregated nesting in solitary Hymenoptera. *Annals of the Entomological Society of America*, 83, 277–286

Rosenzweig, M.L. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge UK. 436 pp.

Roubik, D. W. 1989. Ecology and Natural History of Tropical Bees. Cambridge Univ. Press, New York. 514 pp.

Roubik, D. W., and C. D. Michener. 1980. The seasonal cycle and nests of *Epicharis zonata*, a bee whose cells are below the wet-season water table (Hymenoptera, Anthophoridae). *Biotropica* 12: 56-60.

Roubik, D.W. 1995. Pollination of cultivated plants in the tropics. Food and Agriculture Organization Agricultural Services Bulletin 118.

Roulston, T. H., & Goodell, K. (2011). The role of resources and risks in regulating wild bee populations. *Annual Review of Entomology*, 56(1), 293–312. <https://doi.org/10.1146/annur-ev-ento-120709-144802>

Royle, J.A., Nicholsc, J.D., & Kéry, M., 2005. Modelling occurrence and abundance of species when detection is imperfect. *Oikos*, 110, 2 : 353-359.

Rubink, W.L. (1978) The use of edaphic factors for nest- site selection by sand wasps (Hymenoptera: Sphecidae). PhD thesis, Colorado State University, U.S.A

S

Sakagami, S.F. & Michener, C.D. (1962) The Nest Architecture of Sweat Bees. University of Kansas Press, Lawrence, Kansas, U.S.A.

Sardiñas HS, Kremen C. 2014. Evaluating nesting microhabitat for ground-nesting bees using emergence traps. *Basic and Applied Ecology* 15:161–168. DOI: 10.1016/j.baae.2014.02.004.

Sardinas, H., Tom, K., Ponisio, L., Rominger, A., & Kremen, C. (2016). Sunflower (*Helianthus annuus*) pollination in California's Central Valley is limited by native bee nest site location. *Ecological Applications*, 26, 438–447. <https://doi.org/10.1890/15-0033>

Sattler, Thomas & Borcard, Daniel & Arlettaz, Raphaël & Bontadina, Fabio & Legendre, Pierre & Obrist, M & Moretti, Marco. (2010). Spider, bee, and bird communities in cities are shaped by environmental control and high stochasticity. *Ecology*. 91. 3343-53. 10.1890/09-1810.

Savard, J. P. L., Clergeau, P., & Mennechez, G. (2000). Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 48(3–4), 131–142. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00037-2](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00037-2)

Scheper J, Holzschuh A, Kuussaari M, Potts SG, Rundlöf M, Smith HG, Kleijn D. 2013. Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss—a meta-analysis. *Ecology letters*, 16(7):912–920.

Schonberg, L.A., Longino, J.T., Nadkarni, N.M., Yanoviak, S.P. & Gering, J.C. (2004) Arboreal ant species richness in primary forest, secondary forest, and pasture habitats of a tropical montane landscape. *Biotropica*, 36, 402–409.

Sebastien Le, Julie Josse, Francois Husson (2008). FactoMineR: An R Package for Multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*, 25 (1), 1-18. 10.18637/jss.v025.i01

Shannon C. E. & Weaver W. (1963) The mathematical theory of communication. Urbana University Press illinois 117 pp

Sirohi m.h., Jackson j., Edwards m. & Ollerton j., 2015. - Diversity and abundance of solitary and primitively eusocial bees in an urban centre a case study from Northampton (England). Journal of Insect Conservation, 19: 487–500

Stout J.C., Morales C.L. (2009) Ecological impacts of invasive alien species on bees, Apidologie 40, 388–409.

T

Thorp, R.W. and Shepherd, M.D. 2005. Profile: subgenus *Bombus*. In Red list of pollinator insects of North America. CD-ROM Version 1. Edited by M.D. Shepherd, D.M. Vaughan, and S.H. Black. The Xerces Society for Invertebrate Conservation, Portland, Oregon, United States of America

U

V

van dijk, Paul. (2013). Estimer la densité apparente pour ABC-Terre. Comparaison des fonctions de pédotransfert.. 10.13140/RG.2.2.13005.03040.

Verboven HAF, Uyttenbroeck R, Brys R, Hermy M. 2014. Different responses of bees and hoverflies to land use in an urban-rural gradient show the importance of the nature of the rural land use. Landscape and Urban Planning 126:31–41.

Vereecken N, Toffin E, Gosselin M, Michez D. 2006. Observations relatives à la biologie et la nidification de quelques abeilles sauvages psammophiles d'intérêt en Wallonie. 1. Observations printanières. Parcs & Reserves61:12–20

Vereecken NJ. 2017. DÉCOUVRIR & PROTÉGER NOS ABEILLES SAUVAGES

Vereecken, Nicolas. Découvrir & protéger nos abeilles sauvages. 2018

Villemant, C. (2005). Les nids d ' abeilles solitaires et sociales. Insectes, 2005(2), 13–17. www.mybitoftheplanet.com

Vray S. (2018). Cent ans de déclin des bourdons en Belgique : influence du climat et de l'occupation du sol. Thèse de doctorat. UMONS and UNamur, Mons and Namur, 490pp. ISBN : 978-2- 9602170-0-1.

W

Warton, D.I., Renner, I.W. & Ramp, D., 2013. Model-Based Control of Observer Bias for the Analysis of Presence-Only Data in Ecology. PLoS ONE, 8, 11 : e79168.

Wcislo, William T., et James H. Cane. « Floral Resource Utilization by Solitary Bees (Hymenoptera: Apoidea) and Exploitation of Their Stored Foods by Natural Enemies ». Annual Review of Entomology, vol. 41, no 1, janvier 1996, p. 257-86. DOI.org (Crossref), doi:10.1146/annurev.en.41.010196.001353.

Westrich, P. 1996. Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. *Linnean Society Symposium Series*, 18: 1–16.

Williams, Neal M., et Claire Kremen. « RESOURCE DISTRIBUTIONS AMONG HABITATS DETERMINE SOLITARY BEE OFFSPRING PRODUCTION IN A MOSAIC LANDSCAPE ». *Ecological Applications*, vol. 17, no 3, avril 2007, p. 910-21. DOI.org (Crossref), doi:10.1890/06-0269.

Winfree R, Williams NM, Dushoff J, Kremen C. 2007. Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. *Ecology Letters* 10(11):1105–1113.

Wright, Ivan R., et al. « Evidence of forage distance limitations for small bees (Hymenoptera: Apidae) ». *European Journal of Entomology*, vol. 112, no 2, avril 2015, p. 303-10. DOI.org (Crossref), doi:10.14411/eje.2015.028.

Wuellner CT. 1999. Nest site preference and success in a gregarious, ground-nesting bee *Dieunomia triangulifera*. *Ecological Entomology* 24:471–479. DOI: 10.1046/j.1365-2311.1999.00215.x.

X

Y

Yanega D. 1988. Social plasticity and early-diapausing females in a primitively social bee. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 85:4374–4377. DOI: 10.1073/pnas.85.12.4374.

Yanega D. 1990. Philopatry and nest founding in a primitively social bee, *Halictus rubicundus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 27:37–42. DOI: 10.1007/BF00183311.

Yoccoz, N.G., Nichols, J. D. & Boulinier, T., 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, 16 : 446-453.

Z

Zanette, L.R.S., R.P. Martins, S.P. Ribeiro. 2005. Effects of urbanization on Neotropical wasp and bee assemblages in a Brazilian metropolis. *Landscape and Urban Planning* 71:105-121.

Zayed A. (2009) Bee genetics and conservation, *Apidologie* 40, 237–262.

Zurbuchen, Antonia, et al. « Maximum Foraging Ranges in Solitary Bees: Only Few Individuals Have the Capability to Cover Long Foraging Distances ». *Biological Conservation*, vol. 143, no 3, mars 2010, p. 669-76. DOI.org (Crossref), doi:10.1016/j.biocon.2009.12.003.

ANNEXES

Annexe I – Article visant à introduire le formulaire de recensement participatif afin de localiser les nids d'abeilles solitaires nichant sur voirie.

url : <https://environnement.brussels/news/sous-les-paves-les-abeilles-aidez-nous-localiser-leurs-bourgades>

Sous les pavés, ... les abeilles ! Aidez-nous à localiser leurs « bourgades » !

10/03/2020



Bruxelles abrite plus de 190 espèces d'abeilles et la plus connue est sans aucun doute l'abeille mellifère qui vit dans les ruches et produit du miel. Cependant, la plupart de ces espèces sont des **abeilles solitaires** (notamment celles retrouvées dans les hôtels à insectes) et vivent dans des abris aussi variés que les tiges creuses, les talus, les anfractuosités de murs et même... entre les dalles de **trottoirs** ! Elles peuvent parfois réunir leurs nids individuels en regroupements appelés « **bourgades** » qui s'activent pendant quelques semaines seulement, au printemps ou en été selon les espèces.

Afin de mieux les connaître et les protéger, le projet « StreetBees » a vu le jour en 2019 à l'initiative de Bruxelles Environnement. Ce projet a également pour vocation de rendre la ville écologiquement plus perméable par le biais d'une série de recommandations pour la réfection / la construction de trottoirs et de revêtements permettant d'accueillir les abeilles solitaires entre les dalles.

A cette fin, nous recherchons les actuels sites de nidifications présents dans Bruxelles et vous proposons de prendre part à leurs recensements. Les abeilles qui y nichent ne sont pas agressives et il n'y a donc pas lieu de s'inquiéter de leurs présence à proximité de chez vous.

Comment les identifier ?

Les nids sont repérables par la présence de petits monticules de sables entre les dalles de trottoir. Ils présentent habituellement un trou bien cylindrique en leur centre.

NB : Attention à ne pas les confondre avec l'entrée d'une fourmilière qui elle, présente un trou moins net et des fourmis qui s'activent aux alentours. Si vous avez un doute, n'hésitez pas à nous envoyer une photographie du monticule.

Que faire ?

Remplissez [le formulaire](#).

Rappel :

- Ⓞ Les abeilles solitaires sont inoffensives. Veuillez cependant à ne pas boucher l'entrée du nid et à ne pas y toucher pour ne pas les déranger ou les condamner.
- Ⓞ Soyez prudent vis-à-vis des automobilistes. Ne vous mettez pas en danger !
- Ⓞ Veuillez à respecter les mesures de distanciations sociales et autres recommandations gouvernementales dans le cadre de la pandémie de Covid-19.
- Ⓞ Il ne s'agit pas d'une invitation à sortir dans le but d'effectuer un recensement mais bien d'une invitation à être attentif à l'activité présente sur les trottoirs lors de vos éventuelles sorties. Prenez soin de vous !

Date de mise à jour: 21/04/2020



Annexe II – Formulaire de recensement participatif invitant les citoyens bruxellois à partager les localisations de nids d'abeilles solitaires nichant sur voirie.

url : <https://environnement.brussels/forms/questionnaire-streetbees>

Questionnaire StreetBees



Pour protéger les abeilles sauvages, Bruxelles Environnement et le Laboratoire d'Entomologie fonctionnelle et évolutive (Uilieg) cherchent à localiser les nids présents dans les trottoirs bruxellois. Votre participation nous sera d'une grande aide dans cette étude.

Nom *

Prénom *

Acceptez-vous d'être éventuellement recontacté dans le cadre de cette étude ? *

- Oui
 Non

Commune d'observation *

- Sélectionner -

Rue de l'observation *

Numéro de la maison la plus proche ou autre élément de localisation *

Date approximative de la dernière observation du nid

Jour ▼ Mois ▼ Année ▼

PHOTO DU NID

Ajouter un nouveau fichier

Aucun fichier choisi

Les fichiers doivent peser moins de 2 Mo.
Extensions autorisées : gif jpg jpeg png.

Commentaire

Vous consentez à ce que Bruxelles Environnement traite vos données afin de recenser les nids d'abeilles solitaires présents dans les trottoirs bruxellois. Vos données sont conservées pendant 12 mois à partir de la date de réception des données.

Vous pouvez retirer votre consentement, accéder, rectifier et supprimer vos données en nous contactant par e-mail (nature@environnement.brussels) ou par courrier (Bruxelles Environnement, Division Espèces Vertes, service Développement nature, avenue du Port 86C/3000, 1000 Bruxelles).

Vous pouvez également prendre contact avec le délégué à la protection des données par e-mail (privacy@environnement.brussels) ou par courrier (Bruxelles Environnement, Privacy, avenue du Port 86C/3000, 1000 Bruxelles).

Le cas échéant, vous pouvez introduire une réclamation auprès de l'Autorité de protection des données (rue de la presse 35, 1000 Bruxelles).

Annexe III : tableau brut des données relatives aux localisations de sites , mois et origine de la visite

ID	ECH	Commune	Adresse	Latitude	Longitude	date observation	mois	Origine de la visite
1	7	Etterbeek	Rue Baron Lambert, 36-38	50,83510 64	4,3890 935	10.IV.2020	Avril	Découverte
2	4	Ixelles	Rue du Viaduc, 140-142	50,83312 71	4,3696 591	08.IV.2020	Avril	Découverte
3	1	Ixelles	Rue du Viaduc 126	50,83488 32	4,3733 978	08.IV.2020	Avril	Découverte
4	14	Etterbeek	Rue Dekens entre les numéros 7-11	50,83877 58	4,3876 73	10.IV.2020	Avril	Découverte
5	8	Etterbeek	Rue Dekens entre les numéros 13-15	50,83864 76	4,3877 93	10.IV.2020	Avril	Découverte
6	5	Ixelles	Rue Wéry 40	50,83098 27	4,3759 178	10.IV.2020	Avril	Formulaire
7	11	Woluwe-Saint-Lambert	Rue Madyol 2	50,84097 1	4,4332 703	10.IV.2020	Avril	Découverte
8	6	Bruxelles	Rue du Tenbosch 9	50,82390 94	4,3660 09	11.IV.2020	Avril	Formulaire
9	16	Uccle	Avenue de la Floride, 4-8	50,80985 4	4,3654 08	11.IV.2020	Avril	Site_Pot
10	15	Uccle	Avenue de la Floride, 75	50,80665 65	4,3659 904	11.IV.2020	Avril	Site_Pot
11	13	Uccle	Avenue Bonaparte, 69	50,78629 11	4,3623 205	11.IV.2020	Avril	Site_Pot
12	27	Watermael-Boitsfort	Avenue de la tenderie 72	50,80153 96	4,4064 72	15.IV.2020	Avril	Site_Pot
13	24	Watermael-Boitsfort	Archiducs, Square des Archiducs	50,80999 18	4,4162 14	15.IV.2020	Avril	Découverte
14	26	Watermael-Boitsfort	Drève des équipages, 34	50,78768 84	4,4233 26	15.IV.2020	Avril	Découverte
15	20	Bruxelles	Rue de l'écuelle, 19	50,84798 67	4,3907 688	21.IV.2020	Avril	Formulaire
16	29	Schaerbeek	Avenue Maréchal Foch, 7-19	50,86859 95	4,3739 861	22.IV.2020	Avril	Formulaire

17	10	Schaerbeek	Avenue Maréchal Foch, 2-20	50,86837 57	4,3744 113	22.IV.2020	Avril	Formulaire
18	19	Berchem-Saint-Agathe	Avenue de Koekelberg, 34	50,86236 83	4,3036 357	22.IV.2020	Avril	Formulaire
19	21	Ixelles	Rue Emile Janson, 34-50	50,82732 13	4,3605 908	22.IV.2020	Avril	Formulaire
20	17	Schaerbeek	Rue du Saphir, à gauche du 32	50,85356 62	4,3979 749	23.IV.2020	Avril	Formulaire
21	33-1	Saint-Gilles	Avenue Clémentine, 15-33	50,82478 98	4,3393 05	25.IV.2020	Avril	Formulaire
22	31	Saint-Gilles	Avenue du Mont Kemmel, 26-32	50,82397 36	4,3409 383	25.IV.2020	Avril	Formulaire
23	32	Saint-Gilles	Avenue des villas, 46	50,82414 78	4,3410 627	25.IV.2020	Avril	Formulaire
24	35	Uccle	Rue Baron Perelman, pas de numéro en haut de la rue	50,79459 891	4,3584 88599	27.IV.2020	Avril	Formulaire
25	37	Schaerbeek	Avenue Léon Mahillon, 89	50,85165 53	4,3936 141	27.IV.2020	Avril	Site_Pot
26	38	Ixelles	Rue François Roffiaen, 36-48	50,82047 67	4,3822 001	27.IV.2020	Avril	Formulaire
27	V1	Bruxelles	Rue Tenbosch, 14-16	50,82369 7	4,3663 288	05.V.2020	Mai	Formulaire
28	V2	Ixelles	Rue Washington, 198-202, présent sur toute la rue	50,81903 62	4,3631 752	05.V.2020	Mai	Formulaire
29	41	Saint-Gilles	Place Louis Morichar en face du 38-39	50,82658 83	4,3481 797	06.V.2020	Mai	Contact personnel
30	42	Schaerbeek	Avenue Albert Giraud, 71-79	50,87487 73	4,3808 478	06.V.2020	Mai	Formulaire
31	V3	Ixelles	Rue Dautzenberg, 66-70, présent sur toute la rue	50,82613 12	4,3669 257	08.V.2020	Mai	Formulaire
32	V4	Ixelles	Rue des champs elysees, 84	50,82889 33	4,3692 854	08.V.2020	Mai	Formulaire
33	V5	Uccle	Avenue du lycée français 5, 5a	50,78940 964	4,3446 08337	21.V.2020	Mai	Formulaire

34	V8	Uccle	Rue Molenvelt X Avenue Reisdorff	50,79303 393	4,3244 80516	27.V.2020	Mai	Formul aire
35	V10	Anderlecht	Rue Pierre Marchant, pont du canal	50,83184 193	4,3150 07046	27.V.2020	Mai	Formul aire
36	G2	Woluwe-Saint-Lambert	Rue Abbé Jean Heyman, entrée de l'école Princesse Paola	50,84924 193	4,4262 90091	26.V.2020	Mai	Formul aire
37	G3	Schaerbeek	Avenue Sleenckx, 76-106	50,87493 446	4,3824 08478	27.V.2020	Mai	Formul aire
38	G4	Schaerbeek	Avenue Emile Verhaeren, 49-95	50,87417 318	4,3818 97192	27.V.2020	Mai	Formul aire
39	G7	Saint-Gilles	Avenue Jeff Lambeaux, 32-40	50,82310 922	4,3464 57842	28.V.2020	Mai	Formul aire
40	G8	Bruxelles	Rue Kindermans, 3	50,82307 053	4,3661 4418	28.V.2020	Mai	Formul aire
41	G9	Ixelles	Avenue George Bergmann, 109	50,80800 247	4,3885 76508	28.V.2020	Mai	Formul aire
42	V11	Ixelles	Rue Wery, 50	50,83084 106	4,3757 50542	28.V.2020	Mai	Formul aire
43	V12	Woluwe-Saint-Lambert	Rue Klakkedelle, 67	50,84818 268	4,4444 60869	28.V.2020	Mai	Formul aire
44	V13	Woluwe-Saint-Lambert	Rue Verheyweghen, toute la rue	50,84571 457	4,4283 94794	28.V.2020	Mai	Formul aire
45	V17	Watermael-Boitsfort	Avenue Coloniale, 24-26	50,80363 85	4,4049 056	03.VI.2020	Juin	Formul aire
46	V18	Watermael-Boitsfort	Avenue Coloniale, 34	50,80405 87	4,4055 11	03.VI.2020	Juin	Formul aire
47	G12	Auderghem	Rue Léon Vande Woesteyne, 7-15	50,80459 9	4,4376 829	03.VI.2020	Juin	Formul aire
48	V22	Uccle	Rue de l'équateur 19-23	50,79524 16	4,3627 867	16.VI.2020	Juin	Formul aire
49	V23	Uccle	Avenue latérale 165	50,79600 143	4,3682 6086	16.VI.2020	Juin	Formul aire
50	V25	Forest	Avenue Besme 74	50,82038 498	4,3375 4015	16.VI.2020	Juin	Formul aire

51	V27	Ixelles	Rue Jean Baptiste Meunier, 28	50,81485 748	4,3501 26743	23.VI.2020	Juin	Formul aire
52	V28	Uccle	Rue Roberts Jones, 33	50,80746 46	4,3543 42461	23.VI.2020	Juin	Formul aire
53	V31	Watermael -Boitsfort	Rue de l'Aronde, 18	50,79956 055	4,4114 57062	26.VI.2020	Juin	Formul aire

Annexe IV - tableau brut des données relatives aux variables paysagères

ID	vegetation_	veg_patch_	SHEI	Nb	Broadleave	Building_m	Dry_vegeta	Impervious	Managed_g	Needleleav	Perturbed_l	Plowed_ara	Water (%)
	percentage	size (Ha)		patches	d_trees (%)	ore_1m (%)	tion (%)	(%)	rasland_an	ed_trees	ineous_veg	ble_land	
1	27,76	0,04	0,66	188	11,82	48,99	0	21,83	12,52	1,35	3,3	0,08	0,1
2	20,08	0,02	0,63	235	12,21	57,81	0	19,32	6,59	0,68	3,36	0,03	0
3	26,71	0,04	0,7	204	12,39	47,95	0	23,71	11,56	0,73	3,48	0,18	0
4	42,4	0,09	0,75	132	18,85	33,44	0	21,46	18,69	1,62	5,86	0,06	0
5	41,23	0,08	0,75	137	18,26	34,37	0	21,75	18,29	1,55	5,7	0,06	0
6	23,35	0,03	0,68	217	12,43	50,72	0	23,44	9,36	0,65	3,29	0,1	0
7	52,32	0,13	0,74	116	20,04	20,92	0	23,91	26,76	3,37	4,5	0,41	0,08
8	31,74	0,05	0,72	167	14,72	42,66	0	23,08	11,33	1,85	6,17	0,09	0
9	61,29	0,15	0,8	117	26,84	24,15	0	12,88	22,71	5,69	7,59	0,13	0
10	64,16	0,17	0,81	108	21,81	20,45	0	13,72	29,51	6,54	7,81	0,17	0
11	87,25	0,93	0,74	26	41,46	7,56	0	4,78	33,34	5,83	6,9	0,13	0
12	72,71	0,39	0,85	52	24,26	12,26	0	11,61	35,17	7,2	8,84	0,65	0
13	70,53	0,35	0,7	56	21,72	12,39	0	14,4	41,84	3,09	6,14	0,31	0,09
14	81,53	0,49	0,72	46	47,13	8,72	0	8,95	27,33	3,51	4,12	0,24	0
15	27,13	0,04	0,67	212	12,59	45,9	0	24,99	11,32	0,82	4,33	0,05	0
16	16,81	0,02	0,56	258	7,05	57,81	0	24,79	7,26	0,31	2,69	0,08	0
17	17,39	0,02	0,57	255	7,51	56,48	0	25,46	7,36	0,31	2,77	0,09	0
18	44,28	0,06	0,75	204	8,63	31,89	0	26,39	23,79	2,62	6,4	0,28	0
19	25,68	0,04	0,68	165	13,95	48,26	0	21,68	8	1,39	6,65	0,06	0
20	32,83	0,04	0,71	223	12,73	35,91	0	31,42	12,71	0,68	6,46	0,06	0
21	40,02	0,08	0,73	132	12,15	40,54	0	18,81	20,88	2,07	5,44	0,1	0
22	40,5	0,07	0,74	170	13,94	39,24	0	19,88	18,68	2,1	6,06	0,1	0
23	38,22	0,06	0,73	178	13,13	41,31	0	19,93	17,6	1,98	5,93	0,11	0
24	69,5	0,29	0,79	67	24,54	16,62	0	13,43	31,98	7,88	5,39	0,15	0
25	25,97	0,03	0,69	277	11,48	47,81	0	25,85	9,96	0,65	4,2	0,06	0
26	28,07	0,05	0,68	146	12,02	47,29	0	22,52	12,04	1,81	4,11	0,21	0
27	31,42	0,05	0,71	170	14,54	42,95	0	23,24	11,07	1,86	6,13	0,1	0
28	32,51	0,04	0,72	210	15,09	43,63	0	21,42	11,46	2,81	5,52	0,06	0
29	23,83	0,04	0,62	182	11,25	49,54	0	23,51	10,01	0,57	4,92	0,16	0,04
30	30,92	0,03	0,68	303	11,35	45,82	0	24,02	12,62	1	5,13	0,06	0
31	30,6	0,05	0,69	155	15,33	46,64	0	20,73	9,85	1,57	5,82	0,06	0

32	29,39	0,05	0,65	149	15,22	47	0	22,16	9,63	1,64	4,03	0,05	0,26
33	67,31	0,26	0,85	73	23,67	14,72	0	16,08	33,33	4,19	7,03	0,98	0
34	68,81	0,24	0,76	80	21,61	16,48	0	13,82	38,18	3,74	5,48	0,43	0,26
35	18,31	0,09	0,8	130	9,04	19,74	0	26,22	28,11	0,47	2,59	0,32	13,52
36	56,98	0,11	0,75	150	25,13	23,07	0	19,43	26,48	1,26	4,43	0,17	0
37	35,69	0,03	0,7	313	12,91	43,81	0	21,56	14,7	1,25	5,69	0,07	0
38	34,25	0,03	0,7	304	12,76	42,88	0	23,72	14,35	1,06	5,12	0,1	0
39	24,59	0,03	0,66	244	8,63	47,68	0	25,93	11,46	0,91	5,18	0,2	0
40	31,53	0,05	0,72	168	14,17	42,3	0	23,58	11,44	2,03	6,26	0,1	0
41	44,99	0,06	0,78	219	16,82	29,58	0	23,01	21,19	3,12	6,14	0,14	0
42	23,23	0,03	0,68	221	12,38	51,03	0	23,31	9,24	0,68	3,26	0,1	0
43	69,85	0,2	0,73	96	23,82	13,6	0	17,02	34,32	4,19	6,81	0,2	0,03
44	46,04	0,08	0,75	165	14,79	27,95	0	24,97	26,01	1,54	4,53	0,18	0
45	66,08	0,21	0,8	89	24,01	15,24	0	14,04	32,62	5,53	8,23	0,32	0
46	66,79	0,22	0,85	84	24,91	15,38	0	13,36	31,88	5,52	8,66	0,3	0
47	69,81	0,65	0,82	30	22,37	14,45	0	16,74	36,5	4,16	5,52	0,27	0
48	63,31	0,19	0,86	95	21,99	19,75	0	16,74	28,33	8,01	4,96	0,21	0
49	68,72	0,24	0,86	79	24,83	14,26	0	14,03	31,66	9,01	5,8	0,41	0
50	61,36	0,24	0,81	71	18,83	19,9	0,11	17,95	29,44	5,56	8,12	0,08	0
51	42,67	0,08	0,79	142	19,18	39,84	0	16,35	15,17	2,26	7,09	0,1	0
52	69,39	0,24	0,78	79	27,92	17,84	0,02	12,53	25,76	6,81	8,07	0,85	0
53	74,42	0,52	0,79	40	26,19	11,85	0	10,62	35,61	6,73	7,99	1,01	0

Annexe V - tableau brut des données relatives aux variables écologiques

ID	Taxon	Nb_e spece s	Espece	Genre	Famille	Nb_ nids	Densité_ ni ds (/m ²)
1	abeilles	1	L_laticeps	Lasioglossum	Halictidae	20	10
2	abeilles	1	L_laticeps	Lasioglossum	Halictidae	20	12
3	abeilles	1	L_laticeps	Lasioglossum	Halictidae	5	1
4	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	8	5
5	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	3	7
6	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	50	3
7	abeilles	1	L_laticeps	Lasioglossum	Halictidae	20	5
8	abeilles	1	L_laticeps	Lasioglossum	Halictidae	10	2
9	abeilles	1	L_sexstrigatum	Lasioglossum	Halictidae	10	4
10	abeilles	1	L_fulvicorne	Lasioglossum	Halictidae	15	1
11	abeilles	1	A_vaga	Andrena	Andrenidae	50	6
12	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	2	2
13	abeilles	1	L_sexstrigatum	Lasioglossum	Halictidae	30	20
14	abeilles	1	L_sexstrigatum	Lasioglossum	Halictidae	4	3
15	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	40	5
16	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	200	40
17	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	400	50
18	abeilles	1	L_laticeps	Lasioglossum	Halictidae	10	4

19	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	70	45
20	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	500	13
21	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	200	30
22	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	175	15
23	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	20	5
24	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	100	25
25	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	50	3
26	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	120	40
27	abeilles	1	A_vaga	Andrena	Andrenidae	60	1
28	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	300	1
29	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	10	2
30	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	350	35
31	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	350	2
32	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	10	2,5
33	Abeilles_guepes	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	200	3,2
34	Abeilles_guepes	2	D_hirtipes_H_sacbiosae	Dasypoda_Halictus	Melittidae_Halictidae	400	10,4
35	Abeilles_guepes	2	D_hirtipes_L_sexstrigatum	Dasypoda_Lasioglossum	Melittidae_Halictidae	50	0,8
36	Abeilles_guepes	1	D_hirtipes	Dasypoda	Melittidae	200	40
37	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	50	100
38	Abeilles_guepes	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	150	65
39	Abeilles_guepes	2	A_barbilabris_L_laticeps	Andrena_Lasioglossum	Andrenidae_Halictidae	50	30
40	abeilles	1	A_barbilabris	Andrena	Andrenidae	30	8
41	Abeilles_guepes	1	D_hirtipes_A_volatula	Dasypoda_Andrena	Melittidae_Andrenidae	35	11
42	abeilles	1	L_laticeps	Lasioglossum	Halictidae	50	2,5
43	Abeilles_guepes	1	L_laticeps	Lasioglossum	Halictidae	7	1,9
44	Abeilles_guepes	1	L_fulvicorne	Lasioglossum	Halictidae	500	3,3
45	Abeilles_guepes	1	L_laticeps	Lasioglossum	Halictidae	250	2,5
46	Abeilles_guepes	1	D_hirtipes	Dasypoda	Melittidae	70	1
47	Abeilles_guepes	1	D_hirtipes	Dasypoda	Melittidae	200	35
48	Abeilles_guepes	1	L_laticeps	Lasioglossum	Halictidae	500	9,4
49	Abeilles_guepes	1	D_hirtipes	Dasypoda	Melittidae	85	17
50	Abeilles_guepes	3	D_hirtipes_L_sexstrigatum_L_laticeps	Dasypoda_Lasioglossum	Melittidae_Halictidae	65	2,1
51	Abeilles_guepes	1	L_laticeps	Lasioglossum	Halictidae	20	3,2

52	Abeilles _guepes	1	L_morio	Lasioglossum	Halictidae	95	1,7
53	Abeilles _guepes	1	D_hirtipes	Dasypoda	Melittidae	54	1

Annexe VI - tableau brut des données relatives aux granulométries de tumuli

ID	more_1 mm	1mm_500µm	500-200µm	200-100µm	100-50µm	less_50µm
1	1,52	4,88	59,76	25,93	5,05	2,86
2	4,07	7,88	49,05	27,06	9,78	2,16
3	5,87	8,05	40,6	31,04	11,24	3,19
4	2,31	5,05	27,01	43,91	16,81	4,91
5	2,58	5,59	38,41	37,99	12,71	2,72
6	3,35	10,52	47,94	28,31	6,82	3,07
7	5,52	6,66	60,03	21,53	4,71	1,55
8	3,35	10,52	47,94	28,31	6,82	3,07
9	5,45	7,27	59,09	22,73	5,45	0
10	10,73	7,89	40,69	23,66	14,2	2,84
11	3,34	20,56	24,37	33,68	13,94	4,12
12	3,45	6,78	35,15	39,36	12,3	2,95
13	7,46	2,32	48,14	36,22	3,56	2,29
14	5,05	3,37	58,16	24,22	5,31	3,89
15	1,55	3,57	27,31	47,61	19,34	0,62
16	0,8	3,2	42,82	29,22	22,62	1,34
17	0,8	3,2	42,82	29,22	22,62	1,34
18	1,38	6,41	49,18	30,31	9,74	2,97
19	2,7	11,14	40,72	31,48	9,17	4,79
20	1,44	6,33	38,09	37,07	14,28	2,79
21	2,47	4,74	58,12	27,62	5,31	1,74
22	2,55	13,49	55,08	20,48	6,59	1,81
23	1,55	2,9	57,14	31,68	5,28	1,45
24	1,26	3,13	17,31	43,07	32,9	2,33
25	3,66	16,25	46,23	23,64	6,25	3,96
26	1,72	4,29	48,84	33,24	8,37	3,54
27	2,93	6,79	30,79	37,82	19,12	2,55
28	3,54	8,06	59	28,83	0,48	0,1
29	6,12	2,65	41,22	39,8	7,96	2,24
30	2,16	8,68	46,87	20,41	19,69	2,19
31	1,54	4,87	58,7	28,13	5,44	1,32
32	4,53	5,11	28,66	48,11	11,76	1,83
33	2,6	12,73	70,3	12,54	1,84	1,19
34	1,15	4,96	25,88	33,16	33,65	1,2
35	2,09	10,32	77,8	8,49	0,97	0,33
36	3,71	6,11	26,36	44,81	17,39	1,62
37	2,82	14,4	35,92	26,86	17,43	2,57
38	1,93	3,08	17,65	24,05	49,46	3,83

39	2,21	4,96	35,59	35,8	15,86	5,59
40	4,32	7,95	27,1	31,8	26,36	2,47
41	1,97	9,03	33,13	36,34	15,28	4,24
42	1,73	2,83	34,56	37,09	17,03	6,76
43	2,46	14,96	54,97	20,87	3,77	2,98
44	2,32	11,02	43,03	30,43	11,02	2,18
45	1,27	4,49	23,98	49,51	19,76	0,99
46	1,63	3,01	24,8	43,18	26,2	1,17
47	1,33	12,8	41,46	28,26	15,09	1,06
48	3,37	11,74	41,57	34,07	6,12	3,13
49	0,64	5,24	66,53	25,64	1,44	0,51
50	2,07	5,78	26,86	46,08	15,89	3,31
51	5,12	12,11	28,83	23,35	20,63	9,96
52	2,71	14,26	25,54	30,58	22,76	4,14
53	0,19	2,32	23,41	56,7	16,74	0,62

Annexe VII - tableau brut des données relatives aux revêtements de sol

ID	Largeur trottoir (m)	Moyenne joint (cm)	Situation des nids	Types de pavés	Type de joints
1	2,5	0,4	pas_de_maison	pave_gres	rigide
2	2	0,9	trottoir	dalle_beton	rigide
3	2	0,7	pas_de_maison	dalle_beton	rigide
4	2	1	trottoir	pave_gres	rigide
5	2	1,1	trottoir	dalle_beton	rigide
6	2	1,3	trottoir	pave_gres	rigide
7	2	1,7	pas_de_maison	pave_gres_calcaire	rigide
8	3	1,4	pas_de_maison	dalle_beton	rigide
9	4	0,4	pas_de_maison	dalle_beton	non_lie
10	4	0,7	trottoir	dalle_beton	non_lie
11	1,5	0,7	Talus	dalle_beton	non_lie
12	4	0,9	trottoir	dalle_beton	non_lie
13	2	1,4	trottoir	pave_gres	rigide
14	2	2	trottoir	dalle_beton	non_lie
15	2	1,2	trottoir	pave_gres	rigide
16	2	1,5	trottoir	pave_gres	non_lie
17	2	0,9	trottoir	pave_gres	non_lie
18	0,5	0,5	cour_interne	dalle_ceramique	non_lie

19	3	1,8	trottoir	pave_gres	non_lie
20	3	1,2	trottoir	pave_gres	non_lie
21	3	0,9	trottoir	dalle_beton	non_lie
22	3	1,1	trottoir	pave_gres	non_lie
23	2	1	trottoir	pave_gres_calcaire	non_lie
24	0,5	2,9	Route	pave_gres	non_lie
25	1	1,3	trottoir	pave_gres	non_lie
26	3	1,5	trottoir	pave_gres_calcaire	non_lie
27	3	0,9	trottoir	pave_gres	non_lie
28	3	1,7	trottoir	pave_gres	rigide
29	1	0,9	trottoir	dalle_beton	non_lie
30	2	0,9	trottoir	pave_gres	non_lie
31	2,5	1,3	trottoir	pave_gres	non_lie
32	2	1,5	trottoir	pave_gres	non_lie
33	2,5	1	pas_escalier	pave_beton	non_lie
34	3,5	0,8	trottoir	dalle_beton	non_lie
35	2	1,2	trottoir	dalle_beton	non_lie
36	5	1,2	trottoir	dalle_beton	non_lie
37	3	1,4	trottoir	pave_gres	non_lie
38	3	1,3	trottoir	pave_gres	non_lie
39	2,5	0,8	pas_de_maison	pave_gres	non_lie
40	2	1,4	trottoir	dalle_beton	non_lie
41	2	1,2	trottoir	dalle_beton	non_lie
42	2	1,6	trottoir	pave_gres	non_lie
43	2,5	0,9	trottoir	dalle_beton	non_lie
44	3	0,9	trottoir	dalle_beton	non_lie

4					
4	3	1,1	trottoir	dalle_beton	non_lie
5					
4	6	1,2	cour_interne	dalle_beton	non_lie
6					
4	1,5	0,8	Route	dalle_beton	non_lie
7					
4	2	0,7	cour_interne	dalle_beton	non_lie
8					
4	2	0,9	trottoir	pave_beton	non_lie
9					
5	3,5	0,9	trottoir	dalle_beton	non_lie
0					
5	2,5	1	trottoir	pave_gres	non_lie
1					
5	3,5	1,3	trottoir	pave_gres	non_lie
2					
5	2	1,3	trottoir	dalle_beton	non_lie
3					

TABLES DES FIGURES

Figure 1- Illustration du cycle de vie de l'abeille terricole <i>Andrena vaga</i> (Vereecken 2017)	4
Figure 2 - Répartition du statut des populations d'abeilles solitaires en Europe (IUCN 2014, à gauche) et en Belgique (Belgian red list of bees 2019, à droite)	6
Figure 3 - Proportions relatives des comportements de nidification des abeilles sauvages selon la classification phylogénétique des familles (labellisées en rouge) et sous-familles (labellisées en noir). Figure adaptée de Danforth et al. (2019).....	8
Figure 4 - Comparaison de deux triangles texturaux : triangle de l'Aisne numéro 2 à gauche (Van Dijke 2013) et triangle américain (USDA) à droite	10
Figure 5 - Positions des familles étudiées par Cane en 1991 dans le triangle des textures avec les axes limons-sables-argiles (à gauche) et de <i>Halictus rubinducus</i> étudiée par Potts et Willmer 1997 avec les axes argiles/limons-sables-graviers (à droite).....	11
Figure 6 - Exemples d'architectures de nids (Malyshev, 1935). A : Nid ramifié de <i>Colletes cunicularius</i> , (a,b) entrée du conduit principal, (e) canaux latéraux, (d) section basse du nid (M. B : Nid ramifié d' <i>Andrena vaga</i> . C : Nid ramifié d' <i>Halictus sexcinctus</i>	14
Figure 7 - Structure globale d'un revêtement modulaire (CRR).....	20
Figure 8 - exemples de panneaux signalétiques proposés par le projet BRUBEES pour signaler la présence de nids d'abeilles terricoles sur voirie (Pauly 2019)	23
Figure 9 - Nature des espaces verts (à gauche) et densité d'espaces verts en Région de Bruxelles-Capitale (à droite) par l'IBGE (2017).....	25
Figure 10- illustration d'une page de recensement d'abeille solitaire sur trottoir sur le site observation.be.....	27
Figure 11- Aperçu de l'article informatif lié au formulaire de recensements des nids d'abeilles sur trottoir sur le site de Bruxelles Environnement	29
Figure 12- Carte de la Région de Bruxelles-Capitale reprenant l'ensemble des localisations de nids d'abeilles de trottoir recensées antérieurement sur Observation.be jusqu'à la date du 16 mars 2020 (source personnelle).....	33
Figure 13 - Illustration de nids de fourmis (à gauche) et d'abeilles (à droite) nichant entre les trottoir (sources personnelles).....	34
Figure 14 - Clé de décision reprenant le nombre de captures d'abeilles à effectuer sur le terrain	35
Figure 15 - Illustration des étapes d'épingleages des spécimens d'abeilles solitaires capturées sur terrain ((sources personnelles)	36
Figure 16 - Photographies de tumuli sur revêtements urbains (sources personnelles)	37

Figure 17 - Illustration des résultats du tamisage des tumuli d'abeilles solitaires nichant entre les trottoirs de la Région de Bruxelles Capitale pour chaque tamis (sources personnelles).....	38
Figure 18 - illustration et mise en perspective spatiale des photos standardisées des nids et trottoirs (sources personnelles).....	39
Figure 19 - illustration des modalités de la variables qualitative « type de joint ». Joint rigide dégradé (à gauche) et joint souple (à droite).....	40
Figure 20- cartes satellites de la Région de Bruxelles-Capitale du NDVI (à gauche) et des surfaces minérales et végétales (à droite, seuil de NDVI : 0,42). Sources personnelles	42
Figure 21 - Illustration des principaux procédés d'analyses multivariées (STHDA)	44
Figure 22 - illustration de l'identification du « coude » dans la méthode du critère du coude visant à choisir le nombre de composantes principales à retenir pour les analyses multivariées (Campus Douai)	45
Figure 23 - Fréquence des données encodées sur la localisation des bourgades d'abeilles solitaires nichant entre les trottoirs de la Région de Bruxelles Capitale via le formulaire online par jour.....	46
Figure 24 - Répartition spatiale des données encodées sur la localisation des bourgades d'abeilles solitaires nichant entre les trottoirs de la Région de Bruxelles Capitale par commune et via le formulaire online.....	46
Figure 25 - Répartition des catégories de réponse et de l'état de sondage des entrées du formulaire visant à identifier l'emplacement des bourgades d'abeilles solitaires nichant entre les trottoirs de la Région de Bruxelles Capitale	47
Figure 26 - Répartition du nombre de bourgades d'abeilles solitaires nichant entre les trottoirs de la Région de Bruxelles Capitale par commune	48
Figure 27 - Carte d'occupation du sol de la Région de Bruxelles-Capitale et localisation des bourgades d'abeilles solitaires nichant entre les trottoirs en région de Bruxelles-Capitale	50
Figure 28 - Triangle des textures de l'Aisnes numéro 2 et localisation de l'ensemble des textures des échantillons de tumuli prélevés adapté d'une figure de Mathieu et Pieltain (1998)	50
Figure 29 - Boxplot des variables quantitatives liées aux taux de fractions granulométriques des tumuli d'abeilles solitaires nichant dans les trottoirs de la Région de Bruxelles-Capitale.....	51
Figure 30- graphe de la répartition (en %) de la localisation des sites (à gauche) et de la natures du revêtement urbain (à droite) où sont localisés les nids d'abeilles solitaires	51
Figure 31 - Représentation des occurrences de familles, genres et espèces d'abeilles solitaires observées comme nichant dans les trottoirs de la Région de Bruxelles-Capitale	53
Figure 32 - corrélogramme des variables quantitatives selon le coefficient de Pearson	54
Figure 33 - Graphique des 10 dimensions générées par l'AFDM selon leur valeur propre et localisation des «coudes ».....	55

Figure 34 - répartition des variables quantitatives (en haut) et des différentes modalités qualitatives (en bas) dans les deux plans bidimensionnels assortis de leur coefficient \cos^2 représentant la qualité de représentation sur les axe	58
Figure 35 - représentation dans un espace en trois dimensions et sur les deux plans de cet espace de la répartition des sites (en haut) et des taxons (en bas) au sein des 3 premiers axes générés par l'AFDM	61
Figure 36 - représentation dans un espace en trois dimensions et sur les deux plans de cet espace de la répartition des espèces au sein des 3 premiers axes générés par l'AFDM	62